

# WaBoLu-Hefte

---

WaBoLu

05  
05

ISSN  
0175-4211

Umwelt-Survey 1998  
Band X:

**Chlororganische Verbindungen  
im Blut der Bevölkerung in  
Deutschland -  
Belastungsquellen und -pfade**

Umwelt  
Bundes  
Amt   
Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES  
BUNDEMINISTERIUMS FÜR UMWELT,  
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 201 62 214/03  
UBA-FB 000709



**Umwelt-Survey 1998**

**Band X:**

**Chlororganische Verbindungen  
im Blut der Bevölkerung in  
Deutschland -  
Belastungsquellen und -pfade**

von

**N. Obi-Osius  
R. Fertmann  
M. Schümann**

Arbeitsgruppe Epidemiologie (AgE) der Behörde für  
Umwelt und Gesundheit und des Instituts für Medizinische  
Biometrie und Epidemiologie des UKE

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist auch als Download unter  
<http://www.umweltbundesamt.de>  
verfügbar.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr  
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und  
Vollständigkeit der Angaben sowie für  
die Beachtung Rechte Dritter.  
Die in der Studie geäußerten Ansichten  
und Meinungen müssen nicht mit denen des  
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt  
Postfach 1406  
06844 Dessau  
Tel.: +49-340-2103-0  
Telefax: +49-340-2103 2285  
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 1.2  
Margarete Seiwert

Berlin, Dezember 2005

## Vorwort

Im Zeitraum von 1997 bis 1999 wurde in der Bundesrepublik Deutschland der 3. Umwelt-Survey (Umwelt-Survey 1998) durchgeführt. Wie seine Vorgänger dient er der Ermittlung und Aktualisierung repräsentativer Daten über die bestehenden korporalen Schadstoffbelastungen und Schadstoffbelastungen im häuslichen Bereich. Darüber hinaus sollen Quellen und Pfade für eine Schadstoffbelastung identifiziert und quantifiziert werden. Untersucht wurde eine repräsentative Querschnittsstichprobe der 18- bis 69-jährigen Wohnbevölkerung in der Bundesrepublik. Das Erhebungsinstrumentarium umfasste Blut- und Urinproben der Probanden sowie Hausstaub- und Trinkwasserproben aus ihren Haushalten. Parallel dazu wurde zur Ergänzung der Messdaten eine Fragebogenerhebung zu expositionsrelevanten Verhaltensweisen und Bedingungen in den Haushalten und in der Wohnumgebung durchgeführt.

Die Auswertung und Darstellung des sehr umfangreichen Datenmaterials erfolgt in der bewährten Form von Berichtsbänden.

- Band I: Umwelt-Survey 1998. Studienbeschreibung
- Band II: Umwelt-Survey 1998. Fragebogendaten zur Expositionsabschätzung in Deutschland
- Band III: Umwelt-Survey 1998. Human-Biomonitoring: Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland
- Band IV: Umwelt-Survey 1998. Trinkwasser: Elementgehalte in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland
- Band V: Umwelt-Survey 1998. Hausstaub: Stoffgehalte im Hausstaub aus Haushalten der Bevölkerung in Deutschland
- Band VI: Umwelt-Survey 1998. Nikotin und Cotinin im Urin der Bevölkerung in Deutschland - Belastungsquellen und -pfade
- Band VII: Umwelt-Survey 1998. Arsen, Schwermetalle und Edelmetalle in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland - Belastungsquellen und -pfade
- Band VIII: Umwelt-Survey 1998. PAK-Metaboliten im Urin der Bevölkerung in Deutschland - Belastungsquellen und -pfade
- Band IX: Umwelt-Survey 1998. PCP und andere Chlorphenole im Urin der Bevölkerung in Deutschland - Belastungsquellen und -pfade
- Band X: Umwelt-Survey 1998. Chlororganische Verbindungen im Blut der Bevölkerung in Deutschland - Belastungsquellen und -pfade

In Band II bis V werden deskriptive Auswertungen der verschiedenen Erhebungsinstrumente dargestellt, in den folgenden Bänden multivariate Analysen zur Bewertung wesentlicher Belastungspfade für ausgewählte Schadstoffe.



## Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Organochlorverbindungen im Blut, Umwelt-Survey 1998 Bewertung der wesentlichen Pfade der Schadstoffbelastung der Allgemeinbevölkerung mit Hilfe multivariater Analysen		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Obi-Osius, Nadia Fertmann, Regina Schümann, Michael	8. Abschlußdatum Juli 2003	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)  Arbeitsgruppe Epidemiologie der Behörde für Umwelt und Gesundheit und des IMBE im UKE Winterhuder Weg 29 22085 Hamburg	10. UFOPLAN-Nr. 201 62 214/03	
	11. Seitenzahl 182	
	12. Literaturangaben 166	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)  Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin	13. Tabellen und Diagramme 35	
	14. Abbildungen 23	
	15. Zusätzliche Angaben	
16. Kurzfassung Ziel war es, die für die Blutkonzentrationen an Organochlorverbindungen (OC) bedeutsamen Einflussfaktoren in der Allgemeinbevölkerung bei einer Teilstichprobe (N=2824, 18-69 Jahre) des Umwelt-Surveys 1998 zu identifizieren. Für DDE, HCB, die Summe von PCB 138, 153 und 180, a-, b-, g-HCH wurden hypothesengeleitet multivariate Regressionsanalysen berechnet. Verfügbare Informationen betreffen Wohn- und Geburtsorte, Wohnumgebung, Lebensstil und Ernährung. Alle in die Modelle aufgenommenen Prädiktoren sind statistisch signifikant (p<0,05). Für die Blutgehalte von DDE, HCB, PCB und b-HCH ist der wichtigste Prädiktor das Lebensalter, gefolgt von Serum-Lipiden und BMI. Mit steigenden Indikatorwerten nehmen die OC-Blutgehalte zu (Ausnahme ist eine inverse Assoziation zwischen BMI und SPCB). Eine Gewichtszunahme führt zu einer Verdünnung der OC im Blut). Frauen haben höhere DDE-, HCB- und b-HCH-Gehalte als Männer. Dagegen haben Frauen mit Kindern unter 6 Jahren weniger OC im Blut (Indikator für Stillen). Ein häufiger Fischverzehr und ein lösungsmittelverarbeitender Betrieb in Wohnnähe sind mit höheren OC-Werten assoziiert. Probanden, die 1988 in der DDR wohnten oder in Ost- und Südeuropa geboren sind, haben höhere DDE- und b-HCH- aber geringere PCB- und HCB-Gehalte. Weitere schwache Prädiktoren sind das Wohnen in städtischen Gebieten (DDE, b-HCH) und der Einsatz von Bioziden zum Bauten- (DDE, PCB), Pflanzen- (DDE-neue Bundesländer, g-HCH) und Körperschutz (PCB). Die OC-Blutkonzentrationen werden wesentlich durch bereits bekannte Einflussgrößen wie Alter, Serum-Lipide und BMI erklärt. Geographische Unterschiede in der Verbreitung der OC spiegeln sich in der Bedeutung von Wohn- und Geburtsorten wider. Es wurden nur wenige Einflussgrößen identifiziert, die individuellen bzw. regulatorischen Minderungsmaßnahmen zugänglich wären, wie der Fischverzehr, die Nutzung von Lösungsmitteln in Betrieben und der Biozideinsatz im Haushalt. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass die aktuelle Belastung der Bevölkerung mit OC mehrheitlich von einer früheren Aufnahme kontaminierter Medien ausgeht. Zukünftig sollte eine mögliche Abnahme der OC-Belastung überprüft und auf die gezielte Erhebung wichtiger Einflussfaktoren geachtet werden.		
17. Schlagwörter Umwelt-Survey 1998, Blut, Organochlorverbindungen, DDE, PCB, HCB, HCH, Erwachsene, Einflussfaktoren, Wohnorte Pestizide, Biozide, Lösungsmittel Ernährung, Fisch, tierische Fette		
18. Preis	19.	20.

## Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Organochlorines in whole blood, Environmental Survey 1998 Assessment of main exposure pathways of body burden in the general population by multivariate analyses		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Obi-Osius, Nadia Fertmann, Regina Schümann, Michael		8. Report Date July 2003
6. Performing Organisation (Name, Address) Arbeitsgruppe Epidemiologie der Behörde für Umwelt und Gesundheit und des IMBE im UKE Winterhuder Weg 29 22085 Hamburg		9. Publication Date
		10. UFOPLAN-Ref. No. 201 62214/03
		11. No. of Pages 182
		12. No. of Reference 166
7. Sponsoring Agency (Name, Address)  Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin		13. No. of Tables, Diagrams 35
		14. No. of Figures 23
		15. Supplementary Notes
16. Abstract Objective: To identify the main determinants of persistent organochlorine (OC) blood levels in the general population with data from the German Environmental Survey 1998. Within the cross-sectional study DDE, HCB, PCB-congeners 138, 153, 180, a-, b- and g-HCH were measured in whole blood samples of adults (n=2824, 18-69 years old). Information on place of residence, living environment, household exposures and lifestyle were obtained by questionnaires and an interview on diet history. Adjusted multivariate regression analysis were applied to transformed OC concentrations. Blood levels of DDE, HCB, sum of PCBs and b-HCH are best predicted by age, blood lipids and BMI. Increasing indicator values are related to higher OC concentrations (except of an inverse association between BMI and PCBs). A weight gain is inversely associated with OC levels. Women have higher DDE, HCB and b-HCH levels compared to men, whereas women with small children (proxy for breast-feeding) have lower OC burden. Further positive predictors are living near works that use solvents and daily consumption of fish. Persons, who in 1988 lived in East Germany or were born in East or South Europe have higher DDE and b-HCH but lower PCB and HCB levels. Residing in urban areas (DDE, b-HCH) and the use of biocides for buildings (DDE, PCBs), plants (DDE in former East Germany, g-HCH) and body (PCBs) are weak predictors. Predictors were all statistically significant (p<0.05). Discussion: OC blood concentrations are mainly determined by known influences as age, blood lipids and BMI. Geographical differences in former OC use are reflected by significance of places of birth and residence. Some of the identified weak predictors should respond to individual change in behaviour or to regulatory reduction measures eg. fish consumption, use of solvents in works and use of biocides in private households. We conclude that in the general population actual OC body burden dates primarily from exposures in the past and little on actual exposure. These results should be reexamined in a future survey taking other predictors into account, eg. breast-feeding, waste incinerator/disposal near housing estates.		
17. Keywords German Environmental Survey 1998, organochlorines, DDE, PCBs, HCB, BHC, HCH, adults, determinants serum lipids, sex, age, BMI, pesticide, biocides weight change diet, fish, animal fat		
18. Price	19.	20.

# I Inhalt

I	Inhalt.....	1
II	Verzeichnis der Tabellen.....	3
III	Abbildungsverzeichnis.....	5
IV	Abkürzungsverzeichnis.....	6
	Zusammenfassung.....	7
	Summary.....	12
1	Einleitung.....	16
2	Hypothesen für zu überprüfende Einflussvariablen der Organochlorverbindungen.....	18
3	Methoden.....	30
3.1	Stichprobe und Instrumente.....	30
3.2	Probennahme, laborchemische Analysen und Qualitätskontrollen für Organochlorverbindungen im Blut.....	31
3.3	Vorgehen bei der Modellbildung.....	32
3.3.1	Bildung von Eingangs- und Abschlussmodellen.....	32
3.3.2	Untergruppenanalysen.....	33
3.3.3	Bearbeitung (Transformation) der Prädiktoren.....	34
3.4	Statistische Grundlagen.....	35
3.4.1	Regressionsanalysen.....	35
3.4.1.1	Lineare Regressionsanalyse.....	35
3.4.1.2	Logistische Regressionsanalyse.....	38
3.4.2	Modellvoraussetzungen.....	38
4	Ergebnisse.....	41
4.1	Häufigkeiten der Einflussfaktoren.....	41
5	Dichlordiphenyldichlorethylen (DDE) im Blut.....	42
5.1	Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von DDE.....	42
5.2	Verteilung von DDE im Blut.....	43
5.3	Regressionsanalysen mit DDE im Blut.....	45
5.3.1	Lineare Regressionsanalysen mit DDE im Blut.....	45
5.3.2	Lineare Regression von DDE im Blut bezogen auf die Serum-Lipide.....	50
5.3.3	Lineare und logistische Modelle von DDE nach Bundesländern.....	51
5.3.4	Lineare Modelle von DDE getrennt nach Geschlecht.....	53
5.3.5	Modelle von DDE mit DDT im Hausstaub als Prädiktor.....	54
5.4	Diskussion von DDE im Blut.....	56
5.4.1	Alter, Gesamt-Lipide, Kalorienaufnahme, BMI und Geschlecht.....	56
5.4.2	Wohn- und Geburtsorte.....	58
5.4.3	Gewichtsveränderungen, Sport und Ernährung.....	59
5.4.4	Pestizide im Haushalt, in der Wohnumgebung und am Arbeitsplatz.....	61
5.4.5	Sonstiges.....	62
5.4.6	DDT im Hausstaub.....	62
6	Hexachlorbenzol (HCB) im Vollblut.....	64
6.1	Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von HCB.....	64
6.2	Verteilung von HCB im Blut.....	64
6.3	Regressionsmodelle von Hexachlorbenzol (HCB) im Blut.....	66
6.3.1	Lineare Regressionsanalysen von HCB.....	66

---

6.3.2	Lineare Regression von HCB im Blut bezogen auf die Serum-Lipide .....	71
6.3.3	Logistische Regression von HCB im Blut.....	72
6.3.4	Lineare Regression von HCB im Blut nach Bundesländern .....	73
6.3.5	Lineare Regression von HCB im Blut nach Geschlecht .....	73
6.4	Diskussion von Hexachlorbenzol (HCB) im Blut .....	74
6.4.1	Biologisch-physiologische Einflussfaktoren .....	75
6.4.2	Wohn- und Geburtsorte, Sozialstatus .....	76
6.4.3	Emittenten am Wohnort und im Innenraum.....	77
6.4.4	Ernährung .....	77
6.4.5	Sonstiges .....	78
7	Polychlorierte Biphenyle: Summe der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 im Vollblut.....	79
7.1	Vorkommen von PCB 138, 153 und 180 und gesundheitliche Bedeutung .....	79
7.2	Verteilung von PCB 138, 153 und 180 im Blut.....	80
7.3	Regressionsmodelle mit der Summe der PCB .....	82
7.3.1	Lineare Regressionsanalyse mit der logarithmierten Summe PCB .....	82
7.3.2	Lineare Regression der Summe der PCB mit Lipidbezug .....	89
7.3.3	Logistische Regression mit der Summe an PCB .....	89
7.3.4	Lineare Regression der Summe PCB nach Bundesländern .....	90
7.3.5	Lineare Regressionen der Summe PCB im Blut nach Geschlecht .....	91
7.3.6	Modelle mit PCB im Hausstaub als Prädiktor .....	92
7.4	Diskussion der Ergebnisse der Summe an PCB 138, 153 und 180 im Blut.....	93
7.4.1	Biologisch-physiologische Einflussfaktoren .....	93
7.4.2	Wohn- und Geburtsorte .....	94
7.4.3	Emittenten am Wohnort und im Innenraum.....	94
7.4.4	Berufstätigkeit .....	95
7.4.5	Ernährung .....	95
7.4.6	Sonstiges .....	97
8	$\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan-(HCH)-Isomere im Vollblut.....	98
8.1	Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -HCH.....	98
8.2	Verteilungen von $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -HCH im Vollblut.....	99
8.3	Logistische Regressionsanalyse von $\beta$ -HCH im Blut .....	99
8.4	Diskussion von $\beta$ -HCH im Blut.....	102
8.4.1	Biologisch-physiologische Einflussvariablen .....	103
8.4.2	Wohn- und Aufenthaltsorte .....	103
8.4.3	Ernährung .....	104
8.4.4	Sonstiges .....	104
8.5	Logistische Regression mit $\gamma$ -HCH im Blut.....	104
8.6	Diskussion $\gamma$ -HCH .....	105
8.7	Logistische Regression mit $\alpha$ -HCH.....	106
9	Überblick über die Ergebnisse.....	107
9.1	Langlebige Organochlorverbindungen .....	108
9.2	Kurzlebige Organochlorverbindungen: $\alpha$ - und $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan .....	114
10	Fazit .....	116
11	Literatur .....	119
12	Anhang.....	133

## II Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Blutfette nach Geschlecht und Body-Mass-Index (ungewichtete Daten) .....	19
Tabelle 2.2:	Potentielle Einflussgrößen für Organochlorverbindungen im Blut.....	23
Tabelle 3:	Auswertungsschritte für Organochlorverbindungen im Blut .....	40
Tabelle 4.1:	Verteilung der Stichprobe nach Geschlecht und Wohnort.....	41
Tabelle 4.2:	Mittelwerte kontinuierlicher Variablen nach Wohnort und Geschlecht .....	41
Tabelle 5.1:	DDE im Vollblut (ungewichtete Daten).....	43
Tabelle 5.2:	Lineares Abschlussmodell von DDE im Vollblut ( $\mu\text{g/l}$ , logarithmiert).....	47
Tabelle 5.3:	Lineare Regressionsanalysen mit DDE im Blut nach Bundesländern .....	52
Tabelle 5.4:	Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) im Hausstaub .....	54
Tabelle 5.5:	Lineares Modell von DDE mit DDT im Hausstaub als Prädiktor.....	56
Tabelle 6.1:	Verteilung von Hexachlorbenzol (HCB) im Blut, ungewichtete Daten.....	65
Tabelle 6.2:	Lineares Abschlussmodell von HCB im Vollblut (logarithmiert) .....	69
Tabelle 7.1:	Verteilung der polychlorierten Biphenyle (PCBs) im Blut (ungewichtete Daten).....	81
Tabelle 7.2:	Lineares Abschlussmodell der Summe von PCB 138, 153 und 180 im Blut....	85
Tabelle 8.1:	Verteilung der Hexachlorcyclohexan (HCH)-Isomere im Blut (ungewichtete Daten) .....	99
Tabelle 8.2:	Logistisches Abschlussmodell von $\beta$ -HCH (unter/über der Bestimmungsgrenze).....	102
Tabelle 8.3:	Logistisches Abschlussmodell für $\gamma$ -HCH im Vollblut.....	105
Tabelle 9.1:	Zusammenfassung der identifizierten Einflussfaktoren für langlebige Organochlorverbindungen im Vollblut bei Erwachsenen.....	108
Tabelle 12.1:	Zusammenfassung Berufliche Tätigkeiten, STABU-Code (1975) .....	133
Tabelle 12.2:	Häufigkeiten potenzieller Einflussvariablen für Organochlorverbindungen im Blut nach Geschlecht und Bundesländern (ungewichtete Daten) .....	134
Tabelle 12.3:	Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts nach Wohnort und Geschlecht.....	152
Tabelle 12.4:	Häufigkeiten von Mineral-, Leitungswasserkonsum und Gesamtkalorien pro Tag nach Alter und Geschlecht.....	153
Tabelle 12.5:	DDE im Blut nach Alter und Geschlecht.....	153
Tabelle 12.6:	Lineares Eingangsmodell mit DDE im Vollblut (logarithmiert).....	154
Tabelle 12.7:	Korrelationen der Koeffizienten im Abschlussmodell für DDE .....	156
Tabelle 12.8:	DDE im Blut bei Erwachsenen in den neuen Bundesländern, (logistisches Abschlussmodell mit Tertilen).....	158
Tabelle 12.9:	Lineare Abschlussmodelle von DDE im Blut nach Geschlecht.....	159
Tabelle 12.10:	Lineares Eingangsmodell von HCB im Blut (logarithmiert) .....	160
Tabelle 12.11:	Korrelationen der Koeffizienten im Abschlussmodell für HCB .....	162
Tabelle 12.12:	Logistisches Abschlussmodell von HCB im Blut.....	163
Tabelle 12.13:	Lineares Eingangsmodell der Summe PCB 138, 153 und 180 .....	164
Tabelle 12.14:	Korrelationen der Koeffizienten im Abschlussmodell der Summe der PCB..	167

Tabelle 12.15: Mittelwerte der PCB-Summe nach BMI in Altersklassen .....	168
Tabelle 12.16: Logistisches Eingangsmodell von $\beta$ -HCH im Blut.....	169
Tabelle 12.17: Eingesetzte Variablen mit Codierungen für die Regressionsanalysen.....	172

### III Abbildungsverzeichnis

Abbildung 5.1:	Verteilung von DDE im Blut (original und logarithmiert).....	44
Abbildung 5.2:	Varianzkomponenten (20) für DDE im Blut bei Erwachsenen.....	46
Abbildung 5.3:	Relative Zunahme von DDE im Blut mit dem Lebensalter .....	48
Abbildung 5.4:	Relative Zunahme von DDE im Blut mit Gesamt-Lipiden im Serum .....	49
Abbildung 5.5:	Relative Zunahme von DDE im Blut mit dem Verzehr von Fisch.....	50
Abbildung 6.1:	HCB im Vollblut bei Erwachsenen (original und logarithmiert).....	65
Abbildung 6.2:	Varianzkomponenten (17) für HCB im Blut bei Erwachsenen.....	68
Abbildung 6.3:	Relative Zunahme von HCB im Blut mit dem Body-Mass-Index .....	70
Abbildung 6.4:	Relative Zunahme von HCB im Blut mit Milch und Käsekonsum.....	71
Abbildung 6.5:	Relative Zunahme von HCB im Blut mit täglichem Fischverzehr.....	71
Abbildung 7.1:	Verteilung der Summe der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 (original und logarithmiert).....	81
Abbildung 7.2:	Varianzkomponenten (17) für die Summe der PCB im Blut bei Erwachsenen.....	84
Abbildung 7.3:	Relative Zunahme der PCB-Summe im Blut mit dem Alter .....	86
Abbildung 7.4:	Relative Abnahme der Summe der PCB im Blut mit dem BMI .....	87
Abbildung 7.5:	Relative Zunahme der PCB-Summe im Blut mit dem täglichen Fischverzehr (Diet History).....	88
Abbildung 7.6:	Relative Zunahme der PCB-Summe im Blut mit Kaffeekonsum .....	89
Abbildung 8.1:	Einflussfaktoren (13) für $\beta$ -HCH im Blut bei Erwachsenen .....	101
Abbildung 12.1:	Normalverteilungsplot der Residuen von DDE im Blut, Abschlussmodell.....	157
Abbildung 12.2:	Normalverteilungsplot der Residuen von DDE im Blut, Modell für neue Bundesländer .....	157
Abbildung 12.3:	Einflussgrößen für DDE in den neuen Bundesländern (OR, 95%-KI)...	158
Abbildung 12.4:	Normalverteilungsplot der Residuen im Abschlussmodell von HCB .....	163
Abbildung 12.5:	Normalverteilungsplot der Residuen im Abschlussmodell der Summe an PCB .....	166

## IV Abkürzungsverzeichnis

AM	Arithmetischer Mittelwert
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BG	Bestimmungsgrenze
BMI	Body-Mass-Index
DDE	Dichlordiphenyldichlorethylen
DDT	Dichlordiphenyldichlorethan
DH	Diet History
FG	Freiheitsgrade
GM	Geometrischer Mittelwert
HBM	Human-Biomonitoring
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlocyclohexan
IARC	International Agency on Research of Cancer
IPCS	International Programme on Chemical Safety
KI	Konfidenzintervall
LN, ln	Natürlicher Logarithmus
N, n	Stichprobenumfang
n.s.	nicht signifikant
OC	Organochlorverbindungen
OR	Odds-Ratio
PCB	Polychlorierte Biphenyle
r	Pearson-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient
R <sup>2</sup>	Erklärte Varianz
r <sub>s</sub>	Spearman's Rang-Korrelationskoeffizient
StaBu	Statistisches Bundesamt
UBA	Umweltbundesamt
US-DHHS	US-Department of Health and Human Services
US-EPA	Environmental Protection Agency
ZUMA	Zentrum für Umfragen, Methoden und Analysen in Mannheim

## Zusammenfassung

Erstmals wurden im Umwelt-Survey 1998 Organochlorverbindungen im Vollblut (DDE, HCB, PCB 138, 153 und 180,  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HCH) in einer repräsentativen Stichprobe der erwachsenen Bevölkerung Deutschlands (N=2824, 18-69 Jahre alt) bestimmt. Daten zu Wohn- und Geburtsort, Wohnumgebung, Expositionen im Haushalt, Berufen, und Ernährungsgewohnheiten wurden aus Fragebögen und einem Interview zur „Diet History“ gewonnen.

Organochlorverbindungen zeichnen sich durch sehr lange Halbwertszeiten (mehrere Jahre) und eine hohe Fettlöslichkeit aus, sie akkumulieren in fetthaltigem Gewebe und kommen im Blut zumeist vergesellschaftet vor.  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH sind erheblich kurzlebiger und werden darum gesondert betrachtet. Als Hauptaufnahmepfad von Organochlorverbindungen gilt eine fettreiche tierische Ernährung

Mit Hilfe multivariater Regressionsanalysen wurden bedeutsame Einflussfaktoren auf die korporale Belastung mit Organochlorverbindungen identifiziert. In **linearen** Regressionsanalysen dienten zuerst die logarithmierten, volumenbezogenen Konzentrationen (DDE, HCB und Summe der PCB 138, 153 und 180) als Zielgrößen. Wegen der geringen Anzahl von Werten über der Bestimmungsgrenze konnten die HCH-Isomere nur in **logistischer** Regression ausgewertet werden.

Für jede Verbindung wurde ein „best fitted“ Modell generiert. Die erklärte Varianz von DDE, HCB und der Summe PCB im Blut beträgt zwischen 51 und 62%, wobei die Prädiktoren ausnahmslos auf dem 5%-Niveau statistisch signifikant sind. Ferner wurden, um in Untergruppen wirksame Einflussfaktoren ermitteln zu können, nach Bundesländern (alte/neue) und Geschlecht getrennte Modelle berechnet.

In allen Modellen ist der wichtigste Einflussfaktor das **Lebensalter**. Mit jedem Lebensjahr steigen die Blutkonzentrationen von DDE, HCB, PCB und  $\beta$ -HCH deutlich an. Angesichts der Persistenz der Organochlorverbindungen und der seit langem bestehenden Anwendungs- und Produktionsverbote rührt ein Großteil der Körperlast sicher von

länger zurückliegenden Expositionen her. Von daher kann das Alter auch als Indikator für einen Kohorteneffekt stehen. Ältere Geburtsjahrgänge wären demnach häufiger und stärker exponiert gewesen als jüngere, die relativ länger von Anwendungsbeschränkungen profitiert haben dürften.

Gleichermaßen zeigt sich die Abhängigkeit der Organochlorgehalte von den **Serum-Lipiden** in einer stetigen Zunahme bei steigenden Lipid-**Konzentrationen**. Auch der **Body-Mass-Index** ist in allen Modellen ein bedeutsamer Prädiktor. Während aber ein höherer BMI zu höheren DDE-, HCB- und  $\beta$ -HCH-Konzentrationen führt, nehmen die PCB-Werte im Blut ab. Für dieses aus der Literatur bekannte Ergebnis werden zeitlich unterschiedliche Aufnahme- und Abbaukinetiken verantwortlich gemacht.

Eine **Gewichtszunahme** in den letzten drei Jahren ist konsistent mit geringeren Organochlorgehalten im Blut verbunden (alle Modelle). Infolge einer Gewichtszunahme kommt es offenbar zu einer Verdünnung der bestehenden Körperlast an Chlororganika. Umgekehrt ist eine **Gewichtsabnahme** in den letzten drei Jahren mit höheren DDE- und HCB-Gehalten assoziiert.

**Geschlechtsunterschiede** bestehen bei drei von vier Verbindungen (Ausnahme: PCB), und zwar haben Frauen höhere DDE-, HCB- und  $\beta$ -HCH-Blutgehalte als Männer.

Der für das **Stillen** ersatzweise eingeführte Prädiktor, **Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt**, ist mit geringeren DDE-, HCB- und PCB-Werten im Blut assoziiert. Dies spricht für eine Elimination von Organochlorverbindungen durch das Stillen, allerdings erklärt der Prädiktor nur maximal 1% der Varianz.

Geographische Prädiktoren, wie der **Geburtsort**, das Wohnen im Ausland 1988 oder der **Wohnort in West- oder Ostdeutschland** haben unterschiedliche Bedeutung. In Ostdeutschland Wohnende und in Ost- oder Südeuropa Geborene haben durchschnittlich höhere DDE-Konzentrationen aber geringere HCB- und PCB-Werte als ihr jeweiliges Pendant.

Die **Zahl der Sportstunden pro Woche** ist invers mit DDE, HCB und  $\beta$ -HCH im Blut assoziiert. Zugleich ist ein häufigerer **Mineral- und Leitungswasserkonsum** mit höheren DDE und PCB-Werten verbunden. Ein kausaler Zusammenhang wird wegen der geringen Wasserlöslichkeit dieser Substanzen nicht angenommen. Unter Umständen sind trotz Adjustierung komplexe Korrelationen zum Alter oder BMI für diese Ergebnisse verantwortlich.

Regelmäßig höhere Organochlor-Gehalte weisen Probanden auf, die maximal 50 Meter von einem **lösungsmittelverarbeitenden Betrieb** wohnen (bei HCB nur Erwachsene in den alten Bundesländern).

Ein schwacher Prädiktor für höhere Organochlor-Werte ist in drei der vier Modelle (HCB, PCB und  $\beta$ -HCH) die **Blutentnahme in der warmen Jahreszeit**.

Der Einfluss der Ernährung auf die Organochlorgehalte im Blut zeigt sich konsistent nur beim **Verzehr von Fisch** (und **Krustentieren** vor der Probennahme auf DDE und PCB): Je mehr Fisch gegessen wird, desto höher sind die Konzentrationen von DDE, HCB und PCB im Blut (kein Einfluss auf  $\beta$ -HCH).

Die übrigen Einflussgrößen der Einzelverbindungen sind nachfolgend zusammengefasst:

Im Modell von **DDE** (erklärte Varianz 51%, n=2456) ist neben den oben erwähnten Prädiktoren der wichtigste der **Wohnort in der DDR 1988** (also vor dem Fall der Mauer). Probanden, die zu dieser Zeit in der DDR lebten, haben deutlich höhere DDE-Werte als jene, die zeitgleich in der alten Bundesrepublik wohnten. Höhere DDE-Werte zeigen sich zudem bei Probanden mit einem **Wohnort im Ausland 1988** und einem **Geburtsort in Ost- oder Südeuropa**. Weitere eher schwache Prädiktoren in Richtung höherer Konzentrationen sind das Wohnen in **städtischen Gebieten**, die **Biozidnutzung zum Bautenschutz**, eine **professionelle Schädlingsbekämpfung** im letzten Jahr und ein höherer täglicher **Kartoffelkonsum**.

In den **neuen Bundesländern** (n=386) findet sich ein höheres Odds-Ratio von 3,7 für die Nutzung von Pflanzenschutzmitteln.

Das Modell von **HCB im Blut** (n=2473, erklärte Varianz 56,2%) ist im Weiteren durch Einflussfaktoren gekennzeichnet, die jeweils unter 1% der Varianz erklären: In **Süd- und Osteuropa geborene** sowie (grenzwertig) in den **neuen Bundesländern** lebende Probanden haben geringere HCB-Konzentrationen. Höhere HCB-Werte weisen Erwachsene auf, die in **ländlichen Gebieten** wohnen und **Biozide zum Körperschutz** (gegen Mücken, Läuse, Milben) anwenden. Von den Ernährungsvariablen sind die Verzehrsmengen von **Wurst, Milch und Käse** positiv mit HCB im Blut assoziiert.

Die **Summe der PCB-Kongeneren** im Blut wird durch folgende Determinanten bestimmt (n=2415, erklärte Varianz 62,3%): Personen, die **1988 in der DDR** lebten, und **in Süd- oder Osteuropa Geborene** haben geringere PCB-Gehalte. Ursache dafür ist eine hohe Produktion und die Anwendungsvielfalt von PCB im früheren Bundesgebiet. Die **Biozidnutzung zum Bauten- und Körperschutz** (schwacher Prädiktor) und eine Beschäftigung als **Landwirt** sind mit höheren PCB-Werten verbunden. Von den Ernährungsgewohnheiten spielt der **Kaffeegenuss** eine Rolle, wobei die PCB-Gehalte mit steigendem Konsum zunehmen.

**β-HCH** konnte im Blut von 30% der Erwachsenen nachgewiesen werden. Das logistische Abschlussmodell enthält folgende Prädiktoren (n=2413): Personen, die **1988 in der DDR oder im Ausland** lebten, in **Osteuropa geboren wurden** oder in **städtischen Gebieten** wohnen, haben eine höhere Wahrscheinlichkeit für einen β-HCH-Nachweis (Odds-Ratios 2,7; 2,6; 1,6; 1,5). Für spezifische Ernährungsfaktoren zeigen sich kein Zusammenhang mit β-HCH im Blut. Einzig die **Gesamtkalorienaufnahme** ist mit β-HCH assoziiert. Probanden mit einer geringeren täglichen Kalorienzufuhr haben häufiger einen Nachweis von β-HCH, was möglicherweise auf eine Verdünnung von β-HCH im Blut hinweist.

Ein Nachweis von **γ-HCH-Wert im Blut** erfolgte bei 5% (n=145) der Probanden. Erklärende Variablen im logistischen Modell sind das Wohnen in **städtischen Gebieten**, die **Wohnnähe zu einer Druckerei**, die letzte Anwendung von **Bioziden zum Pflanzenschutz** vor weniger als drei Monaten, eine **Blutentnahme in der kalten Jahreszeit** und ein täglicher **Bierkonsum** von mehr als einem halben Liter.

**$\alpha$ -HCH** wurde nur in 48 Blutproben (1,7%) nachgewiesen. Die Blutentnahme in der **kalten Jahreszeit** und das Trinken von **Likör oder Ähnlichem** erwiesen sich als prä-diktiv für einen  $\alpha$ -HCH-Nachweis.

Die aktuelle Belastung der Allgemeinbevölkerung mit Organochlorverbindungen ist erheblich durch wenig veränderbare Faktoren determiniert (Alter, Geschlecht, Serum-Lipide, Geburts- und früherer Wohnort). Einige der identifizierten Einflussfaktoren sind individuellen und regulatorischen Minderungsmaßnahmen zugänglich, darunter Biozide im Haushalt (zum Holz- und Pflanzenschutz), lösungsmittelverarbeitende Betriebe in Wohngebieten und der Verzehr bestimmter Lebensmittel (Fisch und Krustentiere). Die erzielten und teilweise klärungsbedürftigen Ergebnisse sollten in einem zukünftigen Human-Biomonitoring überprüft werden.

## Summary

Within the Environmental Survey 1998 whole blood levels of organochlorine pesticides (DDE, HCB,  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -HCH) and polychlorinated biphenyls (PCB 138, 153 and 180) were determined in a representative population sample (n=2824, 18 to 69 years old) in Germany. Information on residential conditions, household exposures, profession and life-style were obtained by questionnaires and interview data on “diet history”.

Organochlorines are persistent compounds with half-lives of several years and highly lipid soluble. For both reasons organochlorines accumulate in fatty tissues resulting in higher levels at the end of the food-chain. Frequently, organochlorine compounds coexist in human tissues. Main pathway for internal organochlorine burden is the consumption of contaminated animal food with high fat content (meat, milk and fish).

To identify determinants of organochlorine blood concentrations multivariate linear regression analyses were performed with log-transformed DDE, HCB and sum of PCBs by volume basis. For blood concentrations of HCH-isomers logistic regression analysis were applied because of the high frequency of values below the detection limit.

We developed one best fit regression model for each of the compounds. All predictors included were statistically significant on a 5% level. Additional models of DDE, HCB and sum of PCBs stratified by place of residence (West or former East Germany) and sex were calculated to control for differences and to examine specific effects in subgroups.

With the generated models 51% to 62% of the variances of organochlorine blood concentrations could be explained.

**Age** is the dominant predictor throughout the models. Blood levels of DDE, HCB, sum of PCBs and  $\beta$ -HCH increase markedly with each year of life. Because of the long half-lives of organochlorines and the fact that production ban has been established for many years, probably the actual body burden mainly results from exposures in the past. Furthermore age may indicate a cohort effect in so far, as older age cohorts may have been

more exposed to organochlorines and in the same time they could benefit from regulations of the use of organochlorines for a longer time span.

Blood levels of organochlorines depend consistently on **lipid concentrations**, as increasing blood lipids are related to higher contents of organochlorine compounds.

In all organochlorine models there are correlative relationships with the **body-mass-index**. While increasing BMI is associated with higher DDE-, HCB- and  $\beta$ -HCH blood content, the BMI is inversely related to the sum of PCBs. Similar results have been discussed in the literature with reference to possible time differences in absorption or metabolic rates.

Another general predictor is **weight gain** during the last three years, which is consistently accompanied by lower organochlorine levels. Obviously, a rise in lipid intake is followed by a dilution of organochlorine blood levels. In turn, **weight loss** during the last three years is related to higher DDE and HCB blood contents.

Differences in **sex** are statistically significant for DDE, HCB and  $\beta$ -HCH but not for the sum of PCB. Women have higher organochlorine concentrations compared to men.

The predictor "**women with children under 6 years of age in the household**" served as a proxy for elimination rate via breast-feeding. Actual, these women have lower levels of DDE, HCB and PCBs, but the explained variance does not exceed 1%.

**Doing sports** (hours per week) is inversely associated with DDE, HCB and  $\beta$ -HCH blood levels. On the other hand subjects with a frequent **intake of tap or mineral water** have higher contents of DDE and PCBs. A causal association seems to be unlikely because of the low solubility of these compounds in water. Possibly, these results are based on complex intercorrelations with age and BMI inaccessible to complete adjustment.

Regularly, subjects have increased organochlorine blood contents when living around **works that use solvents** (for HCB this applies only for persons in West-Germany).

Another, though weak, predictor for increasing blood contents of HCB, PCBs and  $\beta$ -HCH is **blood-sampling during the warm season**.

With respect to diet factors only the **consumption of fish** (and consumption of **seafood** two days preceding blood-sampling) shows a consistent influence on blood concentrations of DDE, HCB and PCBs (associated with higher levels), but not  $\beta$ -HCH.

Further determinants for single compounds are summarized in detail below:

In the model of **DDE** blood content ( $R^2= 51\%$ ,  $n=2456$ ) the most important predictor, is a place of residence in East-Germany in 1988. Participants who then lived in the **former East-Germany** have noticeably elevated levels compared to those residing elsewhere. Also, persons who **lived outside Germany in 1988** and who were **born in South- or East-Europe** have higher DDE levels. Further weaker predictors are a residence in **urban areas**, the **use of biocides for protection of buildings**, **professional pesticide use** during the last year and a higher daily consumption of **potatoes**.

In the new federal states ( $n=386$ ) the **use of biocides for protection of plants** is associated with an odds-ratio of 3.7.

The model of **HCB** blood concentrations ( $n=2473$ ,  $R^2=56.2\%$ ) detected some determinants which explained less than 1% of the variance each. Subjects born in South- or East-Europe as well as those who live in the **new federal states** have lower values. Higher HCB levels are found in participants who live in **rural areas** and who **use biocides for protection of body** (against mosquitos, lice, mites). Among diet variables a higher daily intake of **sausage and dairy products** is associated with increased HCB.

The **sum of PCBs** is influenced by the following determinants ( $n=2415$ ,  $R^2= 62,3\%$ ): Lower PCB blood levels were observed in persons who have lived **1988 in East-Germany** or who were **born in South- or East-Europe**, indicating that production and use of PCBs was widely distributed in West-Germany. The **use of biocides for building and body protection**, **farming profession** as well as high **coffee consumption** are related to higher PCB values.

**$\beta$ -HCH** was detected in 30% of the whole blood samples. The logistic model revealed 13 predictors (n= 2413). **Residents of East-Germany in 1988**, persons who lived **outside Germany (1988)** or were **born in Eastern-Europe** or live in **urban areas** have a higher probability of a  $\beta$ -HCH detection (respective odds-ratios 2.7; 2.6; 1.6; 1.5). No influence has been shown for specific dietary factors. Only the daily **caloric intake** is inversely associated with  $\beta$ -HCH. Persons with a lower daily intake have a higher risk for the detection of  $\beta$ -HCH. Presumably, a higher daily caloric intake dilutes the blood content of  $\beta$ -HCH.

A detectable concentration of  **$\gamma$ -HCH** was observed in only 5% of the blood samples (n=145). In a logistic model explanatory variables for the detection of  $\gamma$ -HCH were residing in urban areas, residing in the vicinity of a printing works, the last use of biocides for protection of plants less than three months ago, blood sampling in the cold season and consuming more than half a liter beer per day.

**$\alpha$ -HCH** was found in only 48 (1.7%) of the blood samples. In a logistic model, which was conducted exploratively, blood sampling during the cold season and consumption of liquor or similar high percentage alcohol proofed to be predictors for  $\alpha$ -HCH.

The actual burden of organochlorines in the general population is largely determined by few factors which are hardly to be influenced (age, sex, blood lipids, place of birth and former place of residence). Yet, some of the identified determinants should respond to individual change in behaviour patterns or regulatory reduction measures, eg. the home use of biocides for protection of buildings, plants and body, control of works using solvents in residential areas as well as the consumption of certain foods (fish and seafood). The achieved results - some of them still tentative - should be reviewed in a future human biomonitoring investigation.

## 1 Einleitung

Im Rahmen des Umwelt-Surveys 1998 wurden erstmals in einer bundesweiten, repräsentativen Bevölkerungsstichprobe langlebige Organochlorverbindungen im Blut bestimmt, darunter polychlorierte Biphenyle (PCB), die als Biozide bekannten Verbindungen Hexachlorbenzol (HCB) und Hexachlorcyclohexan (HCH) sowie das Abbauprodukt des Insektizids DDT, DDE. Diese Fremdstoffe sind anthropogen, d.h. sie wurden vom Menschen in Industrieprozessen und bei der Verbrennung von organochlorhaltigem Material erzeugt und kommen nicht natürlicherweise in der Umwelt vor. Heutzutage können Rückstände dieser Organochlorverbindungen beinahe in allen geographischen Regionen und Umweltmedien nachgewiesen werden.

Der Bericht hat zum Ziel, wesentliche Aufnahmepfade und Einflussfaktoren für die Gehalte von Organochlorverbindungen im Blut der erwachsenen Bevölkerung in Deutschland zu identifizieren, nach Möglichkeit zu quantifizieren und zu bewerten. Da der Umwelt-Survey 1998 in Kooperation mit dem Bundes-Gesundheitssurvey 1998 des Robert Koch-Instituts durchgeführt wurde, konnten Fragebogenangaben des Umwelt-Surveys und ausgewählte Erhebungsdaten des Gesundheitssurveys mit Hilfe von multivariaten, regressionsanalytischen Methoden auf ihren möglichen Einfluss auf die Höhe der Gehalte an Organochlorverbindungen im Blut untersucht werden.

Die Ergebnisse können gegebenenfalls dazu dienen, auf die in Deutschland derzeit noch bedeutsamen Expositionsindikatoren und möglichen Emissionsquellen hinzuweisen. Darüber hinaus können bereits bekannte Risikofaktoren für die Allgemeinbevölkerung bewertet werden. Eine ausführliche deskriptive Auswertung der Schadstoffgehalte im Blut ist im Band Human-Biomonitoring zum Umwelt-Survey 1998 enthalten (Becker et al. 2002).

Der vorliegende Berichtsband ist folgendermaßen aufgebaut:

Im Anschluss an die Einleitung, in Kapitel 2, wird über das Vorkommen der Chlororganika und über die aus der Literatur abgeleiteten Hypothesen für die statistische Analyse berichtet.

In den Abschnitten des 3. Kapitels (Methoden) sind Angaben zur Stichprobe, zu den Blutanalysen und Details zur Modellbildung enthalten. Außerdem wird die statistische Auswertungsmethode der Regressionsanalyse erläutert.

Die Ergebnisse sind, beginnend mit Kapitel 4 (Deskription der Einflussgrößen), in den Kapiteln 5 (DDE), 6 (HCB), 7 (PCB) und 8 (HCH) dargestellt. Jeder Gruppe von Organochlorverbindungen sind ein einleitender Abschnitt zu Vorkommen und gesundheitlicher Bedeutung sowie ein Abschnitt mit Diskussion zugeordnet.

Kapitel 9 beinhaltet einen ausführlichen Überblick über die Ergebnisse und in Kapitel 10 wird ein Fazit gezogen. Darauf folgt das Literaturverzeichnis (Kapitel 11) und mit dem Anhang in Kapitel 12 schließt der Bericht.

## 2 Hypothesen für zu überprüfende Einflussvariablen der Organochlorverbindungen

Die im Umwelt-Survey 1998 im Vollblut bestimmten Organochlorverbindungen (DDE, HCB, PCB-Kongenere 138, 153 und 180 und HCH-Isomere) wurden in der Vergangenheit in großen Mengen produziert und für verschiedenste Zwecke, z.B. in Industrie und Landwirtschaft eingesetzt.<sup>1</sup> Rückstände der genannten Verbindungen werden in den entlegendsten Gebieten der Erde nachgewiesen. In vielen Industrienationen ist aufgrund von Produktionsstopps und Anwendungsbeschränkungen die Exposition gegenüber Organochlorverbindungen in den letzten Jahren stark zurückgegangen, wie zahlreiche Untersuchungen belegen (Dallaire et al. 2002; Goralczyk et al. 1998; Lackmann 2002; Pietrzak-Fiecko et al. 2001; Schmitt 2002; Smith 1999; Solomon et al. 2002).

Die Verbreitung in der Umwelt wie auch die korporale Belastung des Menschen wird im Wesentlichen durch zwei Eigenschaften bestimmt. Organochlorverbindungen sind wenig wasserlöslich aber sehr gut fettlöslich und gleichzeitig außerordentlich stabil. Einmal aufgenommen, werden sie im Organismus gespeichert und nur langsam metabolisiert und ausgeschieden. Fettlösliche Organochlorverbindungen haben langjährige Halbwertszeiten und diese Langlebigkeit führt bei einer höheren Aufnahme- als Abnahmerate zu einer Zunahme der Körperlast (Akkumulation) mit dem Alter. Als Indikator für die Expositionszeit wird daher das Alter in allen Modellen als wichtiger Prädiktor überprüft.

Aufgrund der Fettlöslichkeit reichern sich Organochlorverbindungen in fetthaltigem Gewebe und in der Muttermilch an (Furst et al. 1994). Säuglinge nehmen Organochlorverbindungen über die Muttermilch auf (Karmaus et al. 2001; Schantz et al. 1994).

Die gemessene Menge an Blutfetten spielt eine wichtige Rolle für die Beurteilung der Blut-Konzentration der Organochlorverbindungen. Je höher die Blutfettkonzentration ist, desto mehr Organochlorverbindungen können im Blut gelöst sein. Die Gesamtlipide im Serum entsprechen der Summe aus Gesamtcholesterin und Triglyceriden. In den vorliegenden Daten korrelieren die Serum-Lipide aufgrund der Berechnungsformel stärker mit

---

<sup>1</sup> Informationen zu Herkunft und gesundheitlichen Wirkungen der Organochlorverbindungen befinden sich in den jeweiligen Ergebnis-Abschnitten der Einzelverbindungen.

dem Cholesterin<sup>2</sup> (Tabelle 2.1). Die Triglyceride sind abhängig vom Fettgehalt der letzten Mahlzeit. In der Stichprobe des Umwelt-Surveys 1998 haben Männer durchschnittlich einen höheren Triglyceridgehalt im Blut als Frauen, dagegen unterscheidet sich der Cholesteringehalt zwischen Männern und Frauen nicht (Tabelle 2.1). Die berechnete Menge an Gesamtlipiden ist wiederum bei Männern höher als bei Frauen.

Der Body-Mass-Index ( $\text{kg/m}^2$ ), ein Volumenindex der Körperfülle, spiegelt den Fettanteil des Körpers mäßig wider (Fertmann et al. 1993). Er liegt im vorliegenden Datenmaterial bei Männern höher als bei Frauen und hängt mit dem Triglyceridgehalt enger zusammen als mit dem Cholesteringehalt (Tabelle 2.1).

**Tabelle 2.1: Blutfette nach Geschlecht und Body-Mass-Index (ungewichtete Daten)**

		Gesamt- cholesterin	Triglyceride	Gesamtlipide
<b>Männer</b> (n=1290)	GM (g/L)	5,97	2,01	7,63
<b>Frauen</b> (n=1534)	GM (g/L)	5,93	1,31	6,98
<b>BMI</b> (n=2813)	$r_s$	0,277	0,451	0,411
<b>Gesamtlipide</b> (n=2824)	$r_s$	0,877	0,757	-

Anmerkungen: GM, geometrischer Mittelwert, Gesamtlipide berechnet aus Gesamtcholesterin und Triglyceriden. Koeffizienten sind statistisch signifikant ( $p=0,0001$ ), n.s. = nicht signifikant.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Das Geschlecht ist insofern von Bedeutung, als der relative Fettanteil des Körpers von Frauen allgemein höher ist und eine größere Variationsbreite aufweist als der von Männern. Eine höhere Anzahl von Fettdepots kann zu einer vermehrten Speicherung von Organochlorverbindungen bei Frauen führen. Sollten Frauen durchschnittlich höhere Konzentrationen fettlöslicher Organochlorverbindungen gegenüber Männern aufweisen, würde der Befund für eine vermehrte Exposition sprechen (Unterschiede im Konsum bestimmter Nahrungsmittel, z.B. Fisch, wären denkbar). Die Tatsache, dass Frauen geringere Gehalte an Gesamtlipiden im Blut aufweisen als Männer, lässt dagegen vermuten, dass bei ihnen im Blut geringere Mengen von Organochlorverbindungen gelöst vor-

<sup>2</sup> Gesamtlipide im Serum:  $2,27 \times \text{Gesamtcholesterin} + \text{Triglyceride} + 0,623 \text{ (g/l)}$  (Phillips et al. 1989)

liegen. Die Richtung der Eingangshypothese für das Geschlecht ist daher und auch bei Durchsicht der Literatur nicht eindeutig zu formulieren.

Eine Gewichtsveränderung (Zu- oder Abnahme) vor der Blutanalyse kann den Schadstoffgehalt im Blut verändern. Menschen, die abgenommen haben, haben einen relativ geringeren Blutfettspiegel und häufiger höhere durchschnittliche Schadstoffwerte für Organochlorverbindungen (Walford et al. 1999), da sich die langfristig akkumulierte Schadstoffmenge auf weniger Serum-Lipide konzentriert.

Die Anzahl der Sportstunden pro Woche steht sowohl mit dem BMI als auch mit einer möglichen Gewichtsreduktion in Zusammenhang. Darüber hinaus nimmt die Zahl der Sportstunden mit zunehmendem Alter ab.

In allen Modellen der Organochlorverbindungen werden u.a. wegen der starken Interkorrelationen die Gesamtlipide, der BMI, das Geschlecht, die Gewichtsveränderungen und die Zahl der Sportstunden kontrolliert. Dennoch ist nicht gesichert, ob die beträchtlichen Kovarianzen zwischen diesen Variablen aufgelöst werden können.<sup>3</sup>

Mit jedem gestillten Kind gibt die Mutter einen Teil ihrer Belastung an das Kind weiter und verringert ihre eigene Gesamt-Körperlast (Schade et al. 1998). Im Umwelt-Survey 1998 wurde dieser wichtige Pfad noch nicht erhoben, d.h. es wurde nicht nach der Zahl der gestillten Kinder und der Dauer des Stillens gefragt. Um diesen Einfluss dennoch zu berücksichtigen, wird in den Analysen hilfsweise auf eine Variable zurückgegriffen, welche die Anzahl der Kinder unter sechs Jahren im Haushalt der Frau angibt. Bei dieser Variablen ist eine Differenzierung nach gestillten Kindern nicht möglich.

Weitere mögliche Einflussfaktoren sind die Geburts-, Wohn- und Aufenthaltsorte der Probanden. In der Vergangenheit gab es vor allem zwischen alten und neuen Bundesländern Unterschiede in Produktion, Anwendung und Verbreitung der verschiedenen Organochlorverbindungen. Unterschiede in der Anwendung von Organochlorverbindungen sind auch zwischen Ost- und Südeuropa und Mittel- bzw. Nordeuropa wahr-

---

<sup>3</sup> Zusätzlich werden wegen der starken Lipidabhängigkeit Abschlussmodelle mit Zielgrößen berechnet, die auf die Gesamtlipide im Serum bezogen sind.

scheinlich. Ein Einfluss des Wohnortes wurde mit den Variablen „1988 im Ausland gewohnt“ und „Wohnort 1988 in der DDR (ja, nein)“ untersucht. Letztgenannter Prädiktor scheint Zusammenhänge zu der Höhe der Organochlorverbindungen am besten vorherzusagen (alternativ wurden der „Wohnort neue/alte Bundesländer 1998“ und „Umzug von Ost- nach Westdeutschland nach 1988“ überprüft). Die Geburtsorte in Ost- oder Südeuropa gegenüber Mittel- und Nordeuropa wurden anstatt der Staatsangehörigkeit in die Modelle aufgenommen.

Als mögliche Expositionsquellen kommen darüber hinaus die Anwendung von Pestiziden im Haushalt, das Verbrennen von organochlorhaltigen Materialien und die Wohnnähe zu einem Emittenten in Frage. Die Verwendung eines Kohleofens in der Wohnung wurde mit der Variablen „dezentrales Heizen mit Holz oder Kohle“ (entspricht Einzelöfen) überprüft, da diese Variable bessere Schätzer ergab als die vorab in Modellen getestete Größe (Verbrennen von Holz oder Kohle in der Wohnung, wie z.B. gelegentliche Kaminfeuer). Weitere potenzielle Einflussvariablen wurden vorab probiert, ohne sie in die Eingangsmodelle aufzunehmen (Schimmel an den Wänden, Wohnen in einem Holzhaus oder Lehm- bzw. Fachwerkhaus), da für diese Hypothesen noch kein empirischer Beleg vorliegt.

Expositionsrelevante Berufe wurden aus den Angaben im Gesundheits-Survey in neue Variablen überführt und zusammengefasst (Tabelle 12.1 im Anhang). Die Codierung basiert auf der Klassifizierung des Statistischen Bundesamtes (Statistisches Bundesamt 1993), die früher auch den Mikrozensus-Kategorien zugrunde lag. Zu den im Umwelt-Survey 1998 erfragten Berufsgruppen sind die Hypothesen jedoch eher unspezifisch. Im Modell für  $\beta$ -HCH werden weitere Berufe überprüft (z.B. Chemiker, Raumausstatter), da die Anwendungszwecke von HCH vielfältiger waren.

Die Mehrzahl der zu überprüfenden Variablen sind Ernährungsvariablen. Zum einen stammen die Daten aus dem Gesundheitsfragebogen, in dem die Verzehrshäufigkeiten verschiedener gängiger Lebensmittel 7-stufig (monatlich bis täglich) codiert wurden. Mit einer Teilstichprobe wurde zusätzlich ein sogenanntes „Diet History“-Interview durchgeführt. Aus den Angaben über die in den letzten vier Wochen täglich verzehrten

Mengen an Lebensmitteln wurden die täglichen Aufnahmemengen (g/Tag) einzelner Lebensmittel und von Nährstoffen (Fette, Proteine, Kohlenhydrate), Vitaminen und Spurenelementen berechnet (Mensink et al. 1998).

Eine Aufstellung der überprüften Einflussgrößen und die benutzten Literaturquellen sind in Tabelle 2.2 dargelegt.

**Tabelle 2.2: Potentielle Einflussgrößen für Organochlorverbindungen im Blut**

Prädiktor	Hypothese für fettlösliche Organochlorverbindungen (OC)	Begründung	Literatur
<b>Physiologisch-biologische Variablen</b>			
Gesamt-Lipide im Serum	↑ alle OC zunehmend	Fettlöslichkeit der OC und höhere Speicherkapazität	(Laden et al. 1999; Phillips et al. 1989), zahlreiche Belege
Lebensalter	↑ alle OC zunehmend	Langlebigkeit der OC und Akkumulation mit höherem Alter	(Schade et al. 1998; Sala et al. 1999; Sjoedin et al. 2000; Galvan-Portillo 2002; Heudorf et al. 2002; Kappos et al. 1998; Kommission "Human-Biomonitoring" des UBA 1999)
Geschlecht: Frauen	alle OC uneindeutig	rel. höherer Körperfettanteil als bei Männern, längere Halbwertszeiten bei Frauen möglich; viele Studien nur mit Frauen oder Männern	(Andersson et al. 1991; Griffith, Jr. et al. 1975; Hardell 2003) höhere Werte bei Männern (Hanrahan et al. 1999), kein Zusammenhang (Domingo et al. 2001)
Body-Mass-Index	↑ DDE, HCB, HCH zunehmend bei Erwachsenen ↓ PCB abnehmend	höherer BMI, vermehrte Aufnahme an OC über die Zeit, höhere Nahrungsmenge. bei PCB sehr lange Halbwertszeit (Verdünnungseffekt)	(DeVoto et al. 1998; Dorgan et al. 1999; Fertmann et al. 1993; Furberg et al. 2002; Schildkraut et al. 1999; Wolff et al. 1999; Wolff et al. 2000)
Gewichtszunahme	↓ alle OC niedriger	quasi Verdünnung der länger gespeicherten lipophilen OC	(Schade et al. 1998, Glynn et al. 2003)
Gewichtsabnahme	↑ alle OC höher	Mobilisation der im Körperfett gespeicherten OC	(Mussalo-Rauhamaa et al. 1988; Noren 1983; Pelletier et al. 2002; Walford et al. 1999)
Sporttreiben	↓ alle OC abnehmend	geringerer BMI und jünger, weniger Körperfett, höherer Energieumsatz	(Andersson et al. 1991; Lewis et al. 1986)
Stillen, hier: Kinder <6 Jahre im Haushalt bei Frauen	↓ alle OC abnehmend	Approximation für Stillen: je mehr Kinder gestillt, desto geringer die Körperlast mit OC bei Müttern	(Furberg et al. 2002; Karmaus et al. 2001; Lopez-Carrillo et al. 2001; Rogan et al. 1986a; Schade et al. 1998)

Tabelle 2.2: Fortsetzung

Prädiktor	Hypothese für fettlösliche Organochlorverbindungen (OC)	Begründung	Literatur
<b>Demografische Variablen: Wohn- und Geburtsorte, Sozialschicht</b>			
Wohnort 1998 alte Länder oder neue Länder	↑ DDE höher in ehem. DDR, ↓ PCB niedriger (alte Länder)	DDT-Einsatz in den neuen Ländern bis 1989, PCB-Verwendung häufiger in alten Ländern	(Kommission "Human-Biomonitoring" des UBA 1999; Kommission "Human-Biomonitoring" des UBA 2003; Raum et al. 1998)
Wohnort ehemalige DDR, Wohnort im Ausland (1988)	↑ DDE höher, ↓ PCB, HCB geringer	Persistenz, längerfristige Akkumulation bei ehemaligen Bewohnern der neuen Länder	(Jahn et al. 1991)
Geboren in Osteuropa	↑ DDE höher, ↓ PCB geringer	längerer DDT-Einsatz im Vergleich zu Nord- und Mitteleuropa PCB häufiger in Westeuropa	(Schmid et al. 1997; Sjodin et al. 2000)
Geboren in Südeuropa	↑ DDE höher, ↓ PCB geringer	längerer DDT-Einsatz im Vergleich zu Nord- und Mitteleuropa	(Gerhard et al. 1999; Inmaculada Sanz-Gallardo et al. 1999)
Städtisches Wohngebiet	↓ DDE, HCB niedriger, ↑ PCB höher	Nähe zu Emittenten in der Stadt; Pestizide in der Landwirtschaft	(Ejobi et al. 1998; Koopman-Esseboom et al. 1994a; Furberg et al. 2002)
Ein-, Zweifamilien-, Reihenhaus	↑ DDE höher	explorativ: mögliche Pestizidanwendung im Garten	
Lehm-, Fachwerkhaus, Holzhaus	↑ HCH, HCB höher	Nur β-HCH und HCB: explorativ, evtl. Holzschutzmittelanwendung	
Blockbebauung ohne Grün	Hypothese uneindeutig	explorativ, evtl. schlechtere Wohnbedingungen	
Oberschicht	↓ niedriger	explorativ: Lebensverhältnisse white collar	(Kreiss et al. 1981b; Mussalo-Rauhamaa et al. 1984) keine Assoziation
Unterschicht	↑ höher	explorativ: Lebensverhältnisse, be- rufl. Kontakt mit Pestiziden	

**Tabelle 2.2: Fortsetzung**

Prädiktor	Hypothese für fettlösliche Organochlorverbindungen (OC)	Begründung	Literatur
<b>Emittenten und Expositionen im Wohnumfeld</b>		<b>Variablen sind explorativ</b>	
Verkehrsbelastung	↑ PCB höher	PCBs sind evtl. in Benzin und Diesel vorhanden	(Granier et al. 1992)
Geruchsbelästigung durch Betriebe	↑ alle OC höher	explorativ: unspez. Anwendung, Produktion von Chemikalien, Müllverbrennung	
Eigene Trinkwasserversorgung	↑ DDE, HCB, HCH höher	explorativ: evtl. Pestizidrückstände im Boden	
<b>Emittenten max. 50m vom Wohnhaus</b>			
Sägewerk, Schreinerei	↑ alle OC höher	evtl. Pestizide vorhanden, z.B. Exposition über Hausstaub	(Environmentally healthy homes and communities. 2001)
Lösungsmittelverarbeitender Betrieb	↑ alle OC höher	Flammschutzmittel und Lösungsmittel in Farben, Lacken	(ATSDR 2002c)
Viehhaltungsstall	↑ DDE höher	evtl. Pestizide vorhanden	(Campoy et al. 2001; Olea et al. 1999; Schantz et al. 1994)
Landwirtschaft oder Gärtnerei	↑ DDE, HCB höher	evtl. Pestizide vorhanden	
Druckerei, Tankstelle, chem. Reinigung	↑ HCH höher	<i>Nur bei HCH: explorativ</i>	
<b>Expositionen im Innenraum</b>			
Rauchen, Exraucher	Hypothese uneindeutig	Aufnahme von OC durch Tabak, evtl. schnellerer Abbau und weniger Blutfette	(Dagnelie et al. 1992; Lackmann 2001; Mussalo-Rauhamaa et al. 1984; Rogan et al. 1986a; Wrbitzky et al. 1995)
Verbrennen von Holz-, Kohle-, Holzkohle in der Wohnung	↑ alle OC höher	Verbrennungsprozesse bei Vorhandensein von Pestiziden	(Mukerjee 1998; Zelikoff et al. 2002)
DDT im Hausstaub	↑ DDE höher	inhalative oder orale Aufnahme	(Davies et al. 1975)
PCB im Hausstaub	↑ PCB höher	inhalative oder orale Aufnahme	(Butte et al. 2002; Kalberlah et al. 2002)

Tabelle 2.2: Fortsetzung

Prädiktor	Hypothese für fett-lösliche Organochlorverbindungen (OC)	Begründung	Literatur
<b>Expositionen im Innenraum</b>		<b>Variablen sind explorativ</b>	
Schimmel an Wänden	↑ HCH höher	explorativ	
Mit Schmutz an Arbeitskleidung in die Wohnung kommen	↑ höher	unspezifisch	
Prof. Schädlingsbekämpfung	↑ alle OC höher	Vorhandensein von Pestiziden	
Holzschutzmittel (HSM)-Nutzung Biozide zum Bautenschutz	↑ DDE, HCH, HCB höher	Pestizide in HSM, früher in den neuen Ländern DDT in HSM	(Rosskamp et al. 1999)
Bioziden zur Tierpflege	↑ höher	Einsatz von Bioziden, mögliche Verunreinigungen mit OC, unspezifisch, Exposition über Innenraumluft; gilt für alle erfragten Anwendungen	(Hostrup et al. 1996) (Sagunski et al. 1997)
Biozide zum Pflanzenschutz	↑ höher		
Biozide zum Vorratsschutz	↑ höher		
Biozide zum Textilschutz	↑ höher		
Biozide zur Insektenvernichtung	↑ höher		
Biozide zum Körperschutz	↑ HCH höher		
<b>Expositionen im Berufsumfeld</b>			
Land-, Garten-, Waldwirtschaft	↑ DDE, HCB, HCH höher	möglicher Kontakt mit Pestiziden, Saatgutbeizmitteln	(Krauthacker et al. 2001b; Schecter et al. 1996)
Tierzüchter, Tierpfleger, Tierärzte	↑ HCH, DDE, HCB höher		
Maurer, Zimmerer Elektromotoren-, Transformatoren- bauer, Elektrogerätehersteller,	↑ PCB, HCH höher	möglicher Kontakt mit PCB-haltigen Kabeln, Dichtungsmassen, Transformatoren	(ATSDR 2002c)
Chemieberufe Maler, Lackierer Krankenschwestern, -pfleger, Medizinallaboranten	↑ HCH höher	<i>Nur bei <math>\beta</math>-HCH:</i> explorativ	

**Tabelle 2.2: Fortsetzung**

Prädiktor	Hypothese für fettlösliche Organochlorverbindungen (OC)	Begründung	Literatur
<b>Ernährung (Häufigkeiten oder Diet History)</b>			
Fisch	↑ alle OC höher	Anreicherung von OC in der aquatischen Nahrungskette	(Grandjean et al. 2001; Kreiss et al. 1981b; Schecter et al. 2001; Torres-Arreola et al. 1999)
Krustentiere	↑ alle OC höher	Belastung v. Meeresfrüchten mit OC	(Burse et al. 1994; Dang et al. 1999)
Fleisch, Geflügel, Wild, Innereien	↑ alle OC höher	Anreicherung von OC in tierischen Fetten	(Dagher et al. 1999; Krauthacker et al. 2001a; Schade et al. 1998)
Auf Holzkohle Gegrilltes	↑ alle OC höher	hoch erhitzt und Rauch	(Galvan-Portillo et al. 2002; Torres-Arreola et al. 1999)
Geräuchertes	↑ alle OC höher	tierische Fette und Rauch	
Wurst und Schinken	↑ alle OC höher	"	
Pizza, Bratwurst, Fast-food	↑ alle OC höher	fettreich, hoch erhitzt, Qualität von Fast-food?	(Schecter et al. 1997)
Fertiggerichte	↑ alle OC höher	explorativ: höherer Fettanteil möglich	
Eier	↑ alle OC höher	Anreicherung in tierischen Fetten	Möweneier (Furberg et al. 2002; Hashemy-Tonkabony et al. 1979)
Butter (nicht fettreduziert)	↑ alle OC höher	"	(Campoy et al. 2001)
Milch, Milchgetränke und Käse	↑ alle OC höher	"	(Dagher et al. 1999; Hanaoka et al. 2002; Martinez et al. 1997)
Fettarme Produkte	↓ OC niedriger	explorativ: evtl. weniger OC vorh.	
Vegetarische Ernährung	↓ alle OC niedriger	weniger tierische Fette	(Noren 1983; Schecter et al. 2001)
Pflanzliche Öle, Nüsse	↑ DDE, PCB höher	Olivenöl	(Eljarrat et al. 2002)
Cerealien (Haferflocken, Müsli, etc.)	↑ DDE höher	evtl. Pestizidrückstände vorhanden	kein Einfluss (Goedicke et al. 1988; Laden et al. 1999)
Brot	↑ DDE, HCH höher	"	(Hura et al. 1999)

Tabelle 2.2: Fortsetzung

Prädiktor	Hypothese für fett-lösliche Organochlorverbindungen (OC)	Begründung	Literatur
<b>Ernährung (Häufigkeiten/Diet History)</b>			
Getreide und Reis	↑ DDE, HCH höher	Pestizidrückstände im Getreide und Reis möglich	(Goedicke et al. 1983; Hanaoka et al. 2002)
Kartoffeln gekocht, gebraten oder frittiert	↑ DDE höher	Pestizidrückstände in Kartoffeln möglich	(Schechter et al. 1997; Schinas et al. 2000; Soliman 2001)
Frisches Gemüse und Salat	↑ DDE höher	”	(Ip 1990; Schechter et al. 1997; Schinas et al. 2000)
Gekochtes, frisches Gemüse und Tiefkühlgemüse	↑ DDE höher	”	(Ip 1990; Schinas et al. 2000)
Kohlgemüse	↑ DDE, HCB höher	”	(Galvan-Portillo et al. 2002)
Konservengemüse	Hypothese unklar	explorativ: evtl. Pestizidrückstände	
Gemüse insgesamt	↑ DDE, HCB höher	Pestizidrückstände im Gemüse möglich	(Hanaoka et al. 2002; Schinas et al. 2000)
Obst (frische Früchte und Säfte)	↑ DDE, HCB höher	Pestizidrückstände im Obst möglich	
Kaffee mit Koffein	↑ einige OC höher	evtl. Pestizide vorhanden, Stoffwechselunterschiede möglich	(Cetinkaya et al. 1984; Gerhard et al. 1999; Hura et al. 1999; Ngowi et al. 2001)
Schwarzer Tee	↑ DDE höher	”	(Goralczyk et al. 1998; Goralczyk et al. 2000)
Mineral-, Leitungswasser bzw. Trinkwasservolumen	Hypothese unklar	explorativ, da sehr geringe Konzentration an OC zu erwarten	(Balluz et al. 2001; Barquet et al. 1981)
Bier, Wein, Likör u.ä. Alkohol	Hypothese unklar	explorativ: unterschiedl. Ergebnisse	(Kreiss et al. 1981b; Rogan et al. 1986a)
Polyungesättigte Fettsäuren	↓ DDE niedriger	weniger tierische Fette und möglicher Verdünnungseffekt bei gleicher OC-Aufnahme	(Dagher et al. 1999)
Gesamtkalorien	Hypothese unklar	explorativ: Verdünnungseffekte oder höhere Aufnahme	

**Tabelle 2.2: Fortsetzung**

<b>Prädiktor</b>	<b>Hypothese für fettlösliche Organochlorverbindungen (OC)</b>	<b>Begründung</b>	<b>Literatur</b>
<b>Sonstiges</b>			
Fernreisen	↑ DDE höher	möglicher Kontakt mit DDT in Malariagebieten	(Brunetto et al. 1996; Carvalho 1991)
Warme Jahreszeit bei Blutentnahme	↑ DDE, PCB höher	evtl. vermehrte Aufnahme im Sommer	(Kalberlah et al. 2002)

## 3 Methoden

### 3.1 Stichprobe und Instrumente

Der Umwelt-Survey 1998 besteht aus einer Teilstichprobe des Bundes-Gesundheits-Surveys 1998 (Krause et al. 1998). Für den Bundes-Gesundheits-Survey wurde eine Querschnittsstichprobe nach den Merkmalen alte und neue Bundesländer, Gemeindetyp, Alter und Geschlecht zufällig gezogen (Bellach et al. 1998). Erstmals wurden ausländische Bürger mit Hauptwohnsitz in Deutschland in die Untersuchungen eingeschlossen. Ausgeschlossen wurden Personen, die in Kasernen, Altersheimen, Krankenhäusern, Heil- und Pflegeanstalten lebten. Nähere Angaben zur Stichprobenziehung und Auswahl der Teilgruppen finden sich im deskriptiven HBM-Band (Becker et al. 2002).

Die Bestimmungen der Organochlorverbindungen im Vollblut wurden bei einer Teilstichprobe des Umwelt-Surveys 1998 von 2824 Personen im Alter von 18-69 Jahren vorgenommen und zwar bei allen Probanden, die bereit waren, am Ernährungs-Survey (Mensink et al. 1998) teilzunehmen.

Die im Umwelt-Survey 1998 eingesetzten Instrumente werden im Methodenband (Schulz et al. in Bearbeitung) detailliert beschrieben. Ergebnisse des Fragebogens zum Umwelt-Survey finden sich im Fragebogenband (Abbas 2006). Für die vorliegenden Auswertungen wurden Informationen folgender Instrumente benutzt:

- Ein kurzes standardisiertes Interview zur Erfassung u.a. expositionsrelevanter Verhaltensweisen und Haushalts-/Wohnumgebungsbedingungen und substanzspezifischer Belastungen
- Das Innenraummonitoring (DDT und PCB in Staubsaugerbeutelinhaltspollen)
- Das Human-Biomonitoring (Vollblut-Proben) einschließlich klinisch-chemischer Laborparameter im Serum.

Zusätzlich zu den Daten und den Analyseergebnissen des Umwelt-Surveys wurden von jedem Probanden Angaben aus dem Fragebogen des Bundes-Gesundheitssurveys 1998 (Bellach et al. 1998), Daten aus dem Erhebungsbogen für die medizinischen Messungen und dem Ernährungsinterview „Diet History“ (Mensink et al. 1998) herangezogen.

### **3.2 Probennahme, laborchemische Analysen und Qualitätskontrollen für Organochlorverbindungen im Blut**

Zur Bestimmung der korporalen Belastung der Bevölkerung in Deutschland wurden Vollblut-Proben in schwermetallarmen Vacutainerröhrchen genommen. Die Analyse-methode und die Ergebnisse der internen und externen Qualitätskontrolle wurden im HBM-Band (Becker et al. 2002) näher erläutert. An dieser Stelle wird ein verkürzter Auszug wiedergegeben.

Die Bestimmungen von  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -HCH, HCB, DDE, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 im Vollblut wurden im Zeitraum von 1998 bis 1999 im Labor des Umweltbundesamtes, durchgeführt.

Die Bestimmung erfolgte in Anlehnung an standardisierte Verfahren (DFG 2001). Die Blutprobe wurde zunächst durch Schütteln mit Ameisensäure homogenisiert und anschließend mit einem Gemisch aus n-Hexan und Toluol (50:50), welches die internen Standards ( $\delta$ -HCH, PCB 209) enthielt, extrahiert. Nach Reinigung des Extraktes (Adsorptionschromatographie an Kieselgel mit n-Hexan/Toluol (70:30)) wurde die Probe mittels Kapillargaschromatographie und Elektroneneinfangdetektion (GC-ECD) analysiert. Mit jeder Analysenserie wurden eine Blindprobe, ein Kontrollstandard (entspricht 2  $\mu\text{g/l}$ ) sowie ein Kontrollblut (natürlicherweise belastetes Humanblut) analysiert.

Zur externen Qualitätskontrolle wurde regelmäßig an Ringversuchen gemäß der Richtlinien der Bundesärztekammer, der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin e.V. teilgenommen.

Für den umweltmedizinischen Bereich wurden z.B. im 22. Ringversuch 1998/99 folgende Zertifikate erteilt: DDE, HCB,  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH, PCB138, PCB153 und PCB180 im Serum. Im 23. Ringversuch wurden für alle im Umwelt-Survey 1998 untersuchten Organochlorverbindungen Zertifikate erstellt.

### 3.3 Vorgehen bei der Modellbildung

#### 3.3.1 Bildung von Eingangs- und Abschlussmodellen

Ziel ist es, für jede Organochlorverbindung ein Regressionsmodell zu entwickeln, welches die Konzentration der jeweiligen Organochlorverbindung im Vollblut in der Bevölkerung Deutschlands mit Hilfe von statistisch gesicherten Einflussfaktoren bestmöglich erklärt.

Zunächst wird für die Volumenkonzentration der einzelnen Organochlorverbindungen ein Eingangsmodell mit den verfügbaren potenziellen Einflussfaktoren entwickelt. Darin sind hypothesengeleitet sowohl die aus der Literatur bekannten Einflussgrößen als auch die in der Literatur weniger gut belegten und daher explorativen Prädiktoren gemeinsam enthalten (Tabelle 2.2 und im Anhang Tabelle 12.17). In einem schrittweisen Verfahren wird jedes Eingangsmodell durch Variablenausschluss auf ein abschließendes Modell reduziert. Folgende Kriterien werden, abgesehen vom Signifikanzniveau, bei der Aufnahme und Interpretation eines Prädiktors berücksichtigt: Entspricht die Richtung des Zusammenhangs zwischen Prädiktor und Zielgröße der Hypothese bzw. ist der Einfluss plausibel erklärbar, stabil in Teilgruppen und erhöht er die erklärte Varianz des Modells bedeutsam?

Eingangs- und reduzierte Modelle sind wegen unterschiedlicher Probandenzahlen nicht direkt vergleichbar. Die veränderliche Anzahl von Probanden ist eine Folge von fehlenden Fragebogenangaben, die mit der Zahl der einbezogenen Variablen zunehmen. Kritisch ist die große Zahl gleichzeitig eingesetzter Prädiktoren im Eingangsmodell (zwischen 82 und 94 Prädiktoren) im Hinblick auf zu erwartende Kollinearitäten und resultierende Varianzinflation. Dies zeigt sich in Modellen an abnehmenden Werten für die „Toleranz“ (gewöhnlich liegen die Toleranz-Werte um 0,9, der kritische Wert liegt bei ca. 0,5). Die Variablen Alter, Geschlecht und „täglich aufgenommene Menge an Kalorien (Diet History)“ weisen nur grenzwertig tolerable Kollinearitäten auf, wenn sie gemeinsam in den Modellen der Organochlorverbindungen enthalten sind (Eingangsmodelle im Anhang). Darüber hinaus korrelieren viele der Ernährungsvariablen aus der Diet History sehr stark untereinander (z.B. ungesättigte und gesättigte Fettsäuren in

g/Tag:  $r_s = 0,91$ , gesättigte Fettsäuren und Gesamt-Kalorien:  $r_s = 0,86$ ) und mit dem Geschlecht, so dass nur ausgewählte Indikatorvariablen in den Modellen vertreten sein können (bspw. ist die Aufnahmemenge polyungesättigter Fettsäuren am niedrigsten mit der Gesamtkalorienmenge korreliert und wird daher zunächst eingesetzt).

Die Interpretation der Eingangsmodelle ist aus den genannten Gründen nicht sinnvoll.

Sowohl die variierenden Probandenzahlen als auch die Vielzahl der Kovariablen bedingen, dass schwache Effekte häufig nicht stabil (über die schrittweise reduzierten Modelle) geschätzt werden können. Sicherheitshalber verbleiben daher beim schrittweisen Ausschluss nicht relevanter Prädiktoren zunächst auch Variablen im Modell, die eine Irrtumswahrscheinlichkeit von bis zu 20% aufweisen oder die mit anderen aufgenommenen Variablen stark korrelieren. Sofern sich inhaltlich unplausible bzw. inkonsistente Prädiktoren-Konstellationen ergaben, wurden die eingesetzten Prädiktoren nochmals überprüft.

Im abschließenden Modell sind nur jene Variablen enthalten, deren Parameterschätzer statistisch auf dem 5%-Niveau gesichert sind ( $p < 0,05$ ). Die Prädiktoren sind wegen der geringeren Variablenzahl und geringeren Zahl fehlender Werte deutlich aussagefähiger als im Eingangsmodell. Wir gehen davon aus, dass der vorliegende Gesamtdatensatz für die Organochlorverbindungen ausreichend groß ist, um stabile Schätzungen der Regressionskoeffizienten für die wesentlichen Einflussgrößen zu erreichen. Die Schätzfehler der Regressionskoeffizienten werden jeweils in den Ergebnistabellen dargestellt, um eine Beurteilung der Koeffizienten zu ermöglichen. Bedingt durch die begrenzte Stichprobengröße können mögliche bei wenigen Personen wirkende Expositionen mit geringer Expositionsprävalenz nicht identifiziert werden.

### **3.3.2 Untergruppenanalysen**

In Detail-Analysen wurde eine Stratifizierung nach Geschlecht und Wohnort in den neuen und alten Ländern vorgenommen, um einerseits mögliche subgruppenspezifische Einflüsse in Lebensraum und Verhalten gezielt erkennen zu können und andererseits, um die Stabilität der reduzierten Abschlussmodelle bei geringeren Stichprobenumfän-

gen zu beurteilen.<sup>4</sup> Darüber hinaus wird den nach Geschlecht differenzierten Modellen besonderes Gewicht zu geben sein, da viele der eingesetzten Variablen mit dem Geschlecht kovariieren.

Prädiktoren, die entweder nur in Untergruppen bedeutsam sind, etwa nur bei Frauen oder nur in den neuen Ländern, oder einzelne Prädiktoren mit höherer Irrtumswahrscheinlichkeit ( $0,05 < p < 0,1$ ) werden gesondert im Text erwähnt, sind aber nicht in die abschließenden Modelle der Gesamtgruppe aufgenommen worden.

### 3.3.3 Bearbeitung (Transformation) der Prädiktoren

Ein Ziel bei der Identifizierung von Einflussfaktoren ist es, mit kategorisierten oder rangskalierten Variablen nach Möglichkeit Dosis-Wirkungsbeziehungen nachzuzeichnen. Tritt erst ab einer bestimmten (höheren) Dosis eine Assoziation zu der untersuchten Organochlorverbindung auf, lässt sich der Zusammenhang als Schwellenwerteffekt bezeichnen. Um derartige Assoziationen besser darstellen zu können, wurden die entsprechenden Variablen ggf. transformiert, wenn sich ein Einfluss der Variablen im Eingangsmodell abzeichnete, d.h die Irrtumswahrscheinlichkeit mindestens um 0,1 lag. Zum Teil wurden rangskalierte Prädiktoren unverändert in die Abschlussmodelle aufgenommen. Mittels Medianvergleich wurde bei diesen Variablen im Vorfeld die „Linearität“ (Monotonie) zur Zielgröße überprüft (bei numerischen Variablen anhand von Scatterplots). Bei nicht monotonem Zusammenhang erfolgte eine Überführung in Dummy-Variablen oder eine Dichotomisierung (z.B. letzter Einsatz von Bioziden). Eine Variablenliste mit den eingesetzten Prädiktoren und zugehörigen Umformungen befindet sich im Anhang (Tabelle 12.17).

Die Gesamtlipide und der BMI wurden logarithmiert in die Modelle aufgenommen, ebenso einige kontinuierliche Variablen der Diet History, wie die täglich aufgenommene Menge an polyungesättigten Fettsäuren und Fisch. Die meisten Variablen der Diet History und die Verzehrangaben aus dem Gesundheitsfragebogen werden rangskaliert (mehrstu-

---

<sup>4</sup> Auf eine Überprüfung der Abschlussmodelle durch sogenannte robuste Regressionsmethoden (z.B. Marazzi 1993; Yohai et al. 1998) wurde weitestgehend verzichtet.

fig) in die Modelle eingeführt. Pestizide im Haushalt wurden mehrstufig als Nach-Expositionszeiten aufgenommen; Berufe, Wohn- und Geburtsorte wurden dichotomisiert.

Im Vorfeld der multivariaten Analysen wurden einige explorative Prädiktoren auf ihre Verwendbarkeit hin überprüft und anschließend aus verschiedenen Gründen von weiteren Analysen ausgeschlossen (z.B. zu geringe Fallzahlen bei der Einnahme von Malaria-medikamenten, sonstiger Fischkonsum vor der Probennahme; beträchtliche Kovarianzen). Sie sind dann nicht in den vollständigen Eingangsmodellen enthalten. Die Variablen der Diet History wurden, soweit vorhanden, auch als kontinuierliche Variablen überprüft, dies führte aber nicht zu einer besseren Varianzaufklärung.

Weitere alternativ verwendete Variablen sind: „Wohnen in städtischen oder ländlichen Gebieten“ statt der siebenstufigen Gemeindegröße (kein monotoner Zusammenhang); der Rauch-Status statt der logarithmierten Zahl der Zigaretten (da kein Zusammenhang zu Organochlorverbindungen vorhanden), der Indikator „Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt“ alternativ zu Berufstätigkeit mind. 15 Std./Wo. (beide sind negativ korreliert). Der Ersatz-Indikator für das Stillen hat keinen Einfluss, wenn beide Prädiktoren in den Modellen verbleiben.

### **3.4 Statistische Grundlagen**

Die statistischen Verfahren der linearen und logistischen Regression bilden das methodische Grundgerüst dieses Berichtes. Explorativ kommen darüber hinaus bivariate Rangkorrelationen nach Spearman oder Korrelationen nach Pearson zur Anwendung. Die Datenauswertung erfolgte mit der Statistik-Software SPSS für Windows, Version 11.0 (SPSS 2001).

#### **3.4.1 Regressionsanalysen**

##### **3.4.1.1 Lineare Regressionsanalyse**

Zur gleichzeitigen Untersuchung mehrerer Einflussgrößen und deren additivem Zusammenwirken auf eine kontinuierliche Zielgröße (hier Organochlorkonzentrationen) eignet sich unter bestimmten Voraussetzungen die lineare Regressionsanalyse. Mit ihr

wird die Zusammenhangsstruktur der eingesetzten Variablen modelliert. Als Ergebnis erhält man ein Regressionsmodell, das die betrachtete Zielgröße  $Y$  als Funktion multipler Prädiktoren (erklärende Variablen)  $x_1, \dots, x_k$  beschreibt, die durch einen zufälligen Fehler-Term  $\varepsilon$  überlagert ist.

Die multiple lineare Regressionsanalyse geht von einem additiven Vorhersagemodell aus, in dem die unbekannt Parameter durch Minimierung der Fehlerquadrat-Summen der Abweichungen geschätzt werden. Da eine Normalverteilung der Zielgröße vorausgesetzt wird, werden die Analysen mit logarithmierten Organochlorgehalten durchgeführt, die zumeist annähernd normal verteilt sind.

Für die logarithmierten Zielgrößen  $\ln(Y)$  werden Regressionsgleichungen folgenden Typs angewandt:

$$\ln(Y) = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + \dots + b_k \cdot x_k.$$

wobei  $b_0$  die Regressionskonstante ist, welche den „Hintergrund“ bzw. die normierende Größe anzeigt, und  $b_1 \dots b_k$  die Regressionskoeffizienten für die Prädiktoren  $x_1$  bis  $x_k$  bezeichnen, welche die entsprechenden Effektgrößen der Prädiktoren auf die logarithmierte Zielvariable wiedergeben.

Da das Ziel der Analysen kein Modell für die logarithmierten, sondern für die ursprünglichen Organochlorgehalte ist, wird die Regressionsgleichung durch Exponieren entlogarithmiert:

$$Y = \exp(b_0) \cdot \exp(b_1)^{x_1} \cdot \exp(b_2)^{x_2} \cdot \dots \cdot \exp(b_k)^{x_k}.$$

Das additive Modell der logarithmierten Organochlorgehalte wird zu einem multiplikativen Modell der originalen Organochlorgehalte. Diese Form lässt Aussagen über relative (prozentuale) Zu- oder Abnahmen von Expositionsfaktoren für die untersuchte Schadstoffbelastung (Zielgröße) zu. Der Regressionskoeffizient  $\exp(b_i)$  gibt an, um wie viel Prozent sich die Organochlorgehalte ändern, wenn sich die Einflussvariable (Prädiktor  $x_i$ ) um eine Einheit erhöht (Bernigau et al. 1999).

**Statistische Kennwerte zur Beurteilung der Güte des linearen Regressionsmodells:**

Die multiple Korrelation  $R$  ist die Korrelation der auf der Basis des Modells geschätzten Zielgrößenwerte mit den tatsächlichen Werten der Zielgröße. Durch Quadrierung des multiplen  $R$  erhält man das multiple Bestimmtheitsmaß  $R^2$ . Es gibt den durch die im Modell enthaltenen Prädiktoren erklärten Varianzanteil der Zielgröße an. Mit dem „korrigierten  $R^{2*}$ “ wird für die u.U. hohe Prädiktorenzahl im Verhältnis zur Stichprobengröße und damit überschätzter Varianzanteile adjustiert.  $R^2$  und korrigiertes  $R^2$  weichen umso stärker voneinander ab, je größer die Zahl der Prädiktoren und je kleiner der Stichprobenumfang ist. In den gezeigten Abschlussmodellen sind beide Maße aufgrund der hohen Fallzahlen sehr ähnlich.

**Statistische Kennwerte zur Beurteilung der Prädiktoren:**

Für das additive Modell mit logarithmierter Zielgröße werden die Regressionskoeffizienten und jeweils der Standardfehler des Schätzers und das Signifikanzniveau angegeben. Darüber hinaus werden die standardisierten Partial-Regressionskoeffizienten  $\beta$  tabelliert. Sie erlauben einen Vergleich der Bedeutung der Koeffizienten im Modell untereinander, da sie unabhängig von der Maßeinheit des Prädiktors sind. Wird  $\beta$  mit dem bivariaten Pearson-Koeffizienten  $r$  zwischen Prädiktor und Zielgröße multipliziert, so erhält man ein Maß für die Varianzkomponente des Prädiktors, d.h. des erklärten Varianzanteiles durch den Prädiktor.

Die Summe aller Varianzkomponenten der im Modell befindlichen Prädiktoren ergibt wiederum das Bestimmtheitsmaß  $R^2$ .

Die Effektgröße eines Prädiktors  $x_i$  wird durch Exponieren des Parameterschätzers für die logarithmierte Zielgröße ermittelt ( $\exp^{b_i} - 1 \cdot 100\%$ ). Sie entspricht der prozentualen Veränderung der Originalwerte der Organochlorkonzentration im Blut bei Zu- oder Abnahme der Prädiktorwerte um eine Einheit. Bei logarithmierten Prädiktoren ist  $x_i = \ln(v_i)$ , so dass  $\exp(b_i)^{x_i} = v_i^{b_i}$ , wobei  $v_i$  die entsprechende Originalvariable ist. Der Effekt bei Verdopplung der Originalvariablen  $v_i$  entspricht dann  $2^{b_i} - 1 \cdot 100\%$ .

In den Tabellen der Abschlussmodelle werden die erklärte Varianz  $R^2$ , die prozentualen Varianzanteile ( $\beta \cdot r \cdot 100$ ) und die relativen Veränderungen der Blutgehalte an Organochlorverbindungen angegeben.

### 3.4.1.2 Logistische Regressionsanalyse

Durch die Anwendung der logistischen Regression kann geprüft werden, welche Einflussfaktoren die Wahrscheinlichkeit erhöhen, hohe Organochlor-Werte (für gemessene Werte im oberen Bereich der Verteilung) aufzuweisen. Die Zielgröße wird dafür in sogenannte „Kontrollen“ (1. Tertil der Verteilung) und sogenannte „Fälle“ (3. Tertil der Verteilung) bzw. an der Bestimmungsgrenze dichotomisiert, wenn nur wenige Messwerte darüber liegen. Mit der Tertilbildung werden die Gruppen am Anfang und Ende der Verteilung („Extremwerte“) verglichen, womit aufgrund einer besseren Trennschärfe gegenüber einem cut-off point am Median die Beantwortung der Frage ermöglicht wird, welche Einflussgrößen zu einer Belastung im oberen Bereich der Verteilung führen.

Das Odds-Ratio gibt das Verhältnis der Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zum oberen Tertil bei „Fällen“ zur Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zum oberen Tertil bei den „Kontrollen“ an. Die Referenzkategorie eines Prädiktors erhält den Wert 1. Über 1 hinausgehende Odds-Ratios weisen auf eine Erhöhung des Risikos durch die Einflussgröße, darunter liegende Odds-Ratios auf eine Risikoverminderung. Für die Odds-Ratios werden 95%-Konfidenzintervalle angegeben. Schließt das 95%Konfidenzintervall die 1 nicht ein, dann wird das Odds-Ratio als statistisch signifikant angesehen.

Im Gegensatz zur linearen Regression, lassen sich die unabhängigen Einflussgrößen in der logistischen Regression dann nicht mehr quantitativ (je ...desto höher/niedriger) sondern nur noch qualitativ (je ... desto häufiger) interpretieren. Die Methode der logistischen Regression ist jedoch wegen der geringen Anforderungen an die Datenqualität der Eingangsgrößen als robuster einzustufen als die lineare Regression (Agresti 1990).

### 3.4.2 Modellvoraussetzungen

Für die Zielgrößen, also die Konzentrationsmessungen von Organochlorverbindungen im Vollblut, ist nach der Literaturlage davon auszugehen, dass die Konzentration der

Substanzen durch eine große Zahl von unabhängigen Einflussfaktoren bestimmt ist. Der zentrale Grenzwertsatz legt es unter diesen Bedingungen (insbesondere nach angemessenen Transformationen) nahe, von einer näherungsweise Normalverteilung auszugehen (Schlittgen 1994). Eine lineare Kombination von beliebigen Verteilungen folgenden Eingangsgrößen konvergiert gegen eine Normalverteilung, eine multiplikative Kombination gegen eine logarithmische Normalverteilung. Es wird angenommen, dass die jeweiligen Zielgrößen als additive Kombinationen von Beiträgen beschreibbar sind. Auf mögliche überadditive Effekte (Wechselwirkungen) wird nicht eingegangen, da keine entsprechenden Hinweise aus der Literatur vorliegen. Wird für die Zielgrößen von logarithmischen Normalverteilungen ausgegangen (Ln-Transformationen), so wird aus dem linearen Modell ein multiplikatives. Die Zielgrößen werden transformiert, um eine lineare Regression berechnen zu können.

Um Extremwerte und Ausreißer zu erkennen, welche die Höhe der Kovarianz und damit die Regressionskoeffizienten übergewichtig beeinflussen können, wurden die Ausgangsdaten im Rahmen der Datendeskription und Datentransformation, bzw. Recodierung auch grafisch betrachtet. In den abschließenden Regressionsmodellen wurden die Residualverteilungen (Verteilung der nicht erklärten Varianzanteile) statistisch auf Anpassung an eine Normalverteilung untersucht. Die entsprechenden Grafiken und Tabellen sind im Anhang dargestellt.

Die Verteilungen der ln-transformierten Messdaten zu Organochlorverbindungen im Blut sind, mit Ausnahme der HCH-Verbindungen, annähernd an Normalverteilungen angepasst (Residuenanalyse). Somit kommen lineare Regressionsanalysen für die Zielgrößen DDE, HCB und die Summe an PCB zur Anwendung. Die Ergebnisse für HCB und die Summe an PCB im Blut werden wegen der weniger guten Anpassung der Residuen an Normalverteilungen zusätzlich mittels logistischer Regression überprüft. Bei den drei HCH-Isomeren ist wegen der großen Zahl an Messwerten unter der Bestimmungsgrenze eine Auswertung mittels logistischer Regression angezeigt. Messwerte unter der Bestimmungsgrenze gingen in die Berechnungen mit dem Wert für die halbe Bestimmungsgrenze ein.

Die Stichprobe des Gesundheitssurveys und darin eingebettet des Umwelt-Surveys 1998 wurde unter dem Gesichtspunkt der Repräsentativität mit der Allgemeinbevölkerung hinsichtlich verschiedener Merkmale, wie Wohnort in den alten oder neuen Bundesländern, Gemeindegröße, Alter und Geschlecht ausgewählt. Die deskriptive Auswertung der Daten des Umwelt-Surveys 1998 diente wesentlich der Ermittlung von Referenzwerten für die Allgemeinbevölkerung (HBM-Band, Becker et al. 2002). Sie wurde daher mit für die genannten Merkmale gewichteten Daten durchgeführt, um für die Unterschiede in den Anteilen zwischen rekrutierter Stichprobe und Grundgesamtheit zu korrigieren.

Ziel der analytischen Auswertung ist es dagegen, Zusammenhänge zwischen Verhaltens- und Lebensweisen (Einflussfaktoren) und der Körperlast an Organochlorverbindungen zu identifizieren. Hierbei spielt die Zusammensetzung der Stichprobe nur insofern eine Rolle, als für die Organochlorbelastung relevante Lebens- und Verhaltensweisen möglicherweise nicht oder nur in kleinen Untergruppen vorkommen und somit nicht identifiziert werden können. Die Regressionsanalysen werden aus diesem Grund ausschließlich mit ungewichteten Daten durchgeführt.

Tabelle 3 fasst die Auswertungsschritte abschließend zusammen.

**Tabelle 3: Auswertungsschritte für Organochlorverbindungen im Blut**

1. Deskription:
a) Verteilung der Zielvariablen mit Zahl der Messwerte (n), Anzahl der Werte unter Bestimmungsgrenze, Angabe des 5., 25., 50., 75., 90. und 95. Perzentil, arithmetisches Mittel und Standardabweichung, geometrischer Mittelwert (GM) und Konfidenzintervall des GM, minimaler und maximaler Messwert.
b) Prüfen der logarithmierten Zielvariablen auf Normalverteilung mit Kolmogorov-Smirnov-Test und Signifikanzkorrektur nach Lilliefors
c) Darstellung der Originalwerte im Histogramm
d) Normalverteilungsdiagramm von logarithmierter Zielvariablen mit Darstellung der Abweichungen
2. Entscheidung über Art der Regressionsanalyse, lineares und/oder logistisches Modell
3. Analytische Auswertung
a) Berechnung der vollständigen Modelle mit allen potenziellen Prädiktoren: lineare Modelle mit In-transformierten Zielgrößen, logistische Modelle mit Tertilvergleich bzw. cut-off point an der BG
b) Transformation der potenziell relevanten Einflussfaktoren für beste Modellanpassung (Bildung von Indices, Gruppierungen, log-Transformationen etc.)
c) Reduktion der Modelle um nicht signifikante Variablen, Abschlussmodell
4. Stratifizieren nach Ost und West, Wiederholung von 3.
5. Stratifizieren nach Geschlecht, Wiederholung von 3.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Häufigkeiten der Einflussfaktoren

Die Stichprobe besteht aus 2824 Probanden. Frauen haben am Umwelt-Survey 1998 etwas häufiger teilgenommen als Männer. In den alten und neuen Bundesländern unterscheiden sich die relativen Anteile von Männern und Frauen nicht. Die Gesamtstichprobe wurde den realen Verhältnissen zwischen alten (80%) und neuen Bundesländern (20%) entsprechend gewählt (Becker et al. 2002). Diese Verteilung findet sich in der vorliegenden Teilstichprobe wieder (Tabelle 4.1).

**Tabelle 4.1: Verteilung der Stichprobe nach Geschlecht und Wohnort (ungewichtete Daten)**

Geschlecht	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
	n	%	n	%	n	%
Männer	993	45,5	297	46,3	1290	45,7
Frauen	1190	54,5	344	53,7	1534	54,3
Gesamt	2183	100	641	100	2824	100
<b>Alte/neue Länder</b>		77,3		22,7		100

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Die Häufigkeiten der Einflussvariablen sind für die Interpretation der Regressionsmodelle relevant, da sie die maximale Zellenbesetzung der verwendeten Prädiktoren angeben. Sie sind im Anhang differenziert nach Geschlecht und Wohnort (alte/neue Bundesländer) dargestellt (Tabelle 12.2).<sup>5</sup> Die geometrischen Mittelwerte der Serum-Lipide und des BMI zeigt Tabelle 4.2, die des Trinkwasservolumens, Mineralwasserkonsums und der Gesamtkalorien sind im Anhang aufgeführt (Tabellen 12.3-12.4).

**Tabelle 4.2: Mittelwerte kontinuierlicher Variablen nach Wohnort und Geschlecht (ungewichtete Daten)**

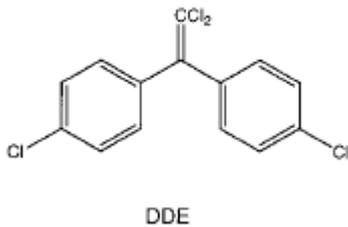
Alte/neue Länder	Geschlecht	Gesamt-Lipide (g/l)		Body-Mass-Index (kg/qm)	
		n	GM	n	GM
alte Länder	männlich	993	7,37	991	26,64
	weiblich	1190	6,80	1181	25,24
	gesamt	2183	7,06	2172	25,87
neue Länder	männlich	297	7,53	297	26,94
	weiblich	344	6,92	344	25,53
	gesamt	641	7,20	641	26,17
gesamt	männlich	1290	7,41	1288	26,71
	weiblich	1534	6,83	1525	25,31
	<b>Gesamt</b>	2824	7,09	2813	25,94

Anmerkungen: GM, geometrische Mittelwerte - Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

<sup>5</sup> Auf eine Erläuterung der Fragebogenangaben wird an dieser Stelle verzichtet, da diesbezüglich ein eigener Bericht erscheinen wird (Abbas 2006).

## 5 Dichlordiphenyldichlorethylen (DDE) im Blut

### 5.1 Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von DDE



DDE<sup>6</sup> entsteht durch Dehydrochlorierung von Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) und ist der dominierende Metabolit von DDT. Seit 40 Jahren findet DDT als Pestizid weiteste Verbreitung in der Agrarwirtschaft (Turusov et al. 2002). Noch heute wird es nicht nur in endemischen Malariagebieten als Insek-

tizid gegen Mückenlarven empfohlen (Roberts et al. 2000). In westlichen Industrienationen besteht dagegen seit längerer Zeit ein Anwendungsverbot, in Westdeutschland seit 1975 auch ein Produktionsverbot. Dagegen wurde DDT in der DDR noch 1988 aufgrund von Ausnahmegenehmigungen partiell in der Landwirtschaft oder als Holzschutzmittel eingesetzt (Goedicke et al. 1983; Roskamp et al. 1999).

DDE hat eine Halbwertszeit im Blut von ungefähr 1,5 (Lopez-Carrillo et al. 2001) bis zu 8 Jahren (Wolff et al. 2000). Es kumuliert im Fettgewebe und wird in die Muttermilch abgegeben (Smith 1999). Als Hauptaufnahmequellen des DDE in der Allgemeinbevölkerung werden landwirtschaftliche und tierische Nahrungsmittel sowie die Muttermilch angesehen (ATSDR 2002b).

Die Untersuchung gesundheitlicher Wirkungen einer langfristigen DDE-Exposition mit geringen Dosen, wie sie für die Allgemeinbevölkerung typisch ist, führte bisher zu wenigen konsistenten Ergebnissen. Beobachtet wurden immunologische Veränderungen, neurologische und Verhaltensauffälligkeiten (Hardell et al. 2002; Rogan et al. 1986b; van Wendel et al. 2001; Vine et al. 2001). Ein Einfluss von DDE auf den reproduktiven Funktionsbereich als „endocrine disrupter“ wurde vielfach untersucht, da DDE im Tierversuch eine gegen den Androgenrezeptor gerichtete antiandrogene bzw. eine östrogene Wirkung zeigte. Zusammenhänge wurden zum Geburtsgewicht und zum kindlichen

<sup>6</sup> Chemische Schreibweise: 1,1-Dichlor-2,2-bis(p-Chlorphenyl)Ethylen (p,p'-DDE). Die Fettlöslichkeit wird angezeigt durch den logarithmierten Octanol-Wasser partition Koeffizient (= 6,51).

Größenwachstum (intrauterin bis zur Vorpubertät) beobachtet (Karmaus et al. 2002; Longnecker et al. 2001b; Siddiqui et al. 2002). Epidemiologische Studien zum Hormonstatus, über Spermienzahlen und –qualität und zur Entstehung von Brustkrebs ergaben widersprüchliche Ergebnisse (Hagmar et al. 2001; Hauser et al. 2002; Hunter et al. 1997; Laden et al. 2001; Martin, Jr. et al. 2002). DDE wird von der IARC (1987) als möglicherweise krebserzeugend und vom US Dept. of Health and Human Services als wahrscheinlich karzinogen eingestuft (ATSDR 2002b).

## 5.2 Verteilung von DDE im Blut

DDE wurde im Blut von 2824 Erwachsenen gemessen und konnte in 99,8% der Proben nachgewiesen werden. Der Median und der geometrische Mittelwert liegen relativ nahe beieinander ( $\sim 1,6 \mu\text{g/L}$ , Tabelle 5.1).

**Tabelle 5.1: DDE im Vollblut (ungewichtete Daten)**

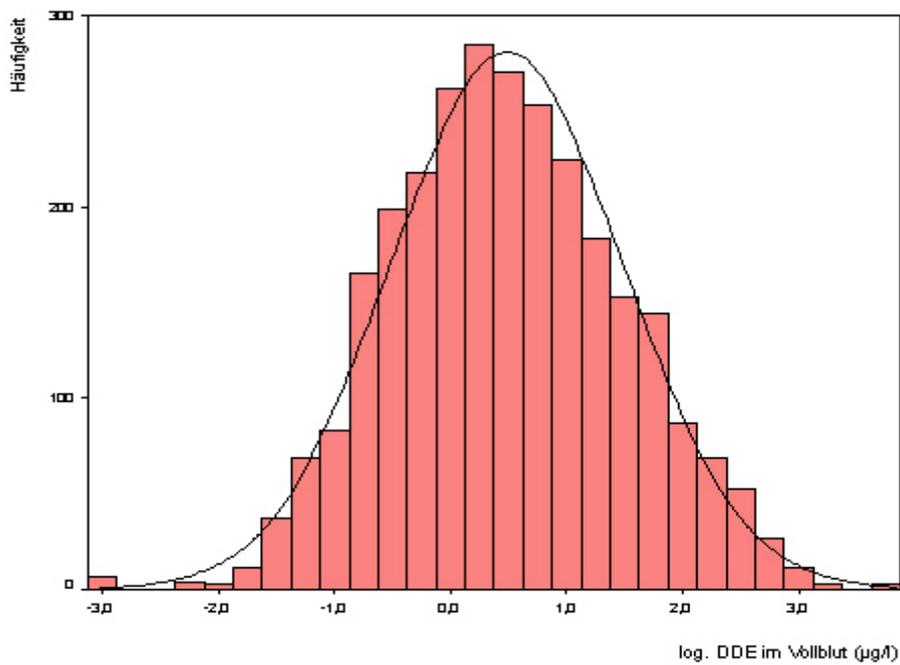
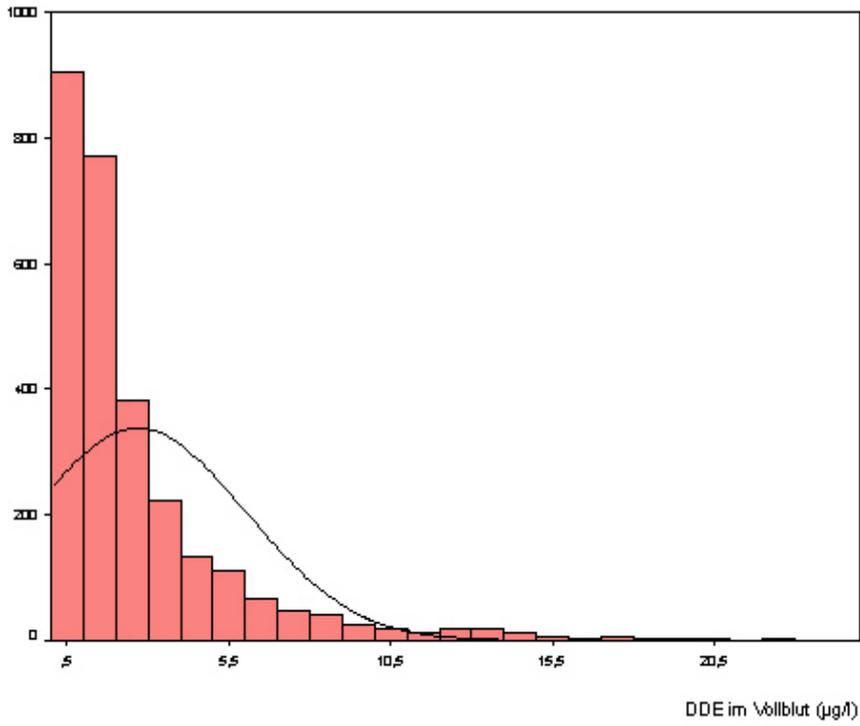
N=2824	<BG	AM	STD	GM	KI GM	P5	P25	P50	P75	P90	P95	Min	Max
DDE ( $\mu\text{g/L}$ )	n=7 0,2%	2,69	3,33	1,62	1,56-1,68	0,34	0,80	1,57	3,20	6,14	8,93	<0,1	45

Anmerkungen: <BG= unter Bestimmungsgrenze, AM= arithmetisches Mittel, STD = Standardabweichung, GM=geometrisches Mittel, KI GM= Konfidenzintervall des geometrischen Mittelwertes, P5, P25, P50, P75, P90, P95 = 5., 25., 50., 75., 90. und 95. Perzentil, Min= Minimaler Wert, Max = Maximaler Wert

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Die nach Altersgruppen und Geschlecht differenzierten Mittelwerte, zeigen einen ausgeprägten Altersgang und höhere Mittelwerte bei Frauen (Tabelle 12.5 im Anhang)

Die Verteilungen der DDE-Blutkonzentrationen sind in Abbildung 5.1 original und logarithmiert dargestellt. In der logarithmierten Form sind die Probanden mit Werten unter der Bestimmungsgrenze als Ausreißergruppe am linken Rand erkennbar, da sie den selben Wert für die halbe Nachweisgrenze erhielten ( $0,05 \mu\text{g/L}$ ).

Abbildung 5.1: Verteilung von DDE im Blut ( $\mu\text{g/L}$ , original und logarithmiert)

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

## 5.3 Regressionsanalysen mit DDE im Blut

### 5.3.1 Lineare Regressionsanalysen mit DDE im Blut

Für die logarithmierte Zielgröße DDE (Volumenbezug) wurde ein Eingangsmodell entwickelt, das potenzielle Einflussfaktoren mit Bezug auf die Eingangshypothesen berücksichtigt (siehe Tabelle 2.2).

Das Eingangsmodell mit 82 Variablen ist im Anhang dargestellt (Tabelle 12.6).

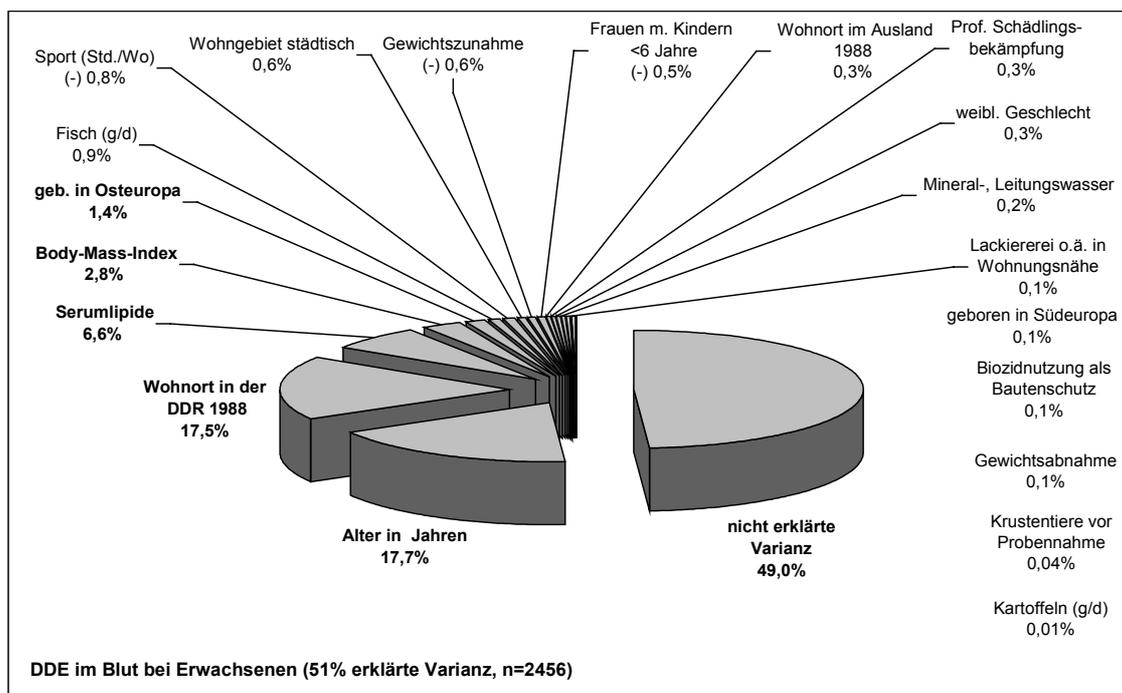
Im reduzierten Abschlussmodell für DDE im Blut sind 20 Variablen enthalten ( $n=2426$  Erwachsene/ $n=398$  mit fehlenden Werten). Mit diesen Prädiktoren können 51,0% bzw. 50,6% (korrigiertes  $R^2$ ) der Gesamtvarianz erklärt werden (Tabelle 5.2). Die Interkorrelationsmatrix der Prädiktoren des Abschlussmodells von DDE ist unauffällig (Tabelle 12.7 im Anhang). Aus der Verteilung der Residuen wird eine gute Anpassung an eine Normalverteilung ersichtlich (Abbildung 12.1, im Anhang).

Ihrer Bedeutsamkeit entsprechend (Höhe der erklärten Varianzanteile) werden die im Abschlussmodell enthaltenen Prädiktoren erläutert (Abbildung 5.2, Tabelle 5.2).

Als einflussreichster Prädiktor erweist sich das Alter (erklärter Varianzanteil = 17,7%). Mit jedem vollendeten Lebensjahr steigt die Blutkonzentration von DDE um geschätzte 2,6% (Abbildung 5.3). Das Alter ist ein Indikator für die über die Lebensjahre kumulierte Exposition, es stellt keinen Eintragspfad im eigentlichen Sinne dar. Zweitstärkster Prädiktor ist das Wohnen in den neuen Bundesländern im Jahr 1988 (erklärter Varianzanteil 17,5%). Gegenüber einem Bewohner aus dem früheren Bundesgebiet hat ein Bewohner der ehemaligen DDR einen um 170% höheren, geschätzten DDE-Wert im Blut (Tabelle 5.2). Die DDE-Konzentration im Blut ist zudem von den Gesamtlipiden im Serum abhängig (erklärter Varianzanteil der logarithmierten Gesamt-Lipide 6,6%). Bei Verdopplung der Serum-Lipide beträgt die relative Zunahme der DDE-Konzentration geschätzte 72% ( $=2^{0,783}-1 \times 100\%$ , Abbildung 5.4). Der logarithmierte BMI ist positiv mit der DDE-Blutkonzentration assoziiert (erklärter Varianzanteil 2,8%); eine Verdopplung der Prädiktorwerte führt nach der Modellschätzung zu einer relativen Zunahme des DDE-Gehaltes um 48,6%.

In Osteuropa geborene Probanden weisen relativ um 61% höhere DDE-Gehalte auf (erklärter Varianzanteil 1,4%).

**Abbildung 5.2: Varianzkomponenten (20) für DDE im Blut bei Erwachsenen**



Anmerkungen: (-) , inverser Zusammenhang, Zutreffendes ist mit geringerem DDE-Gehalt assoziiert.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Alle übrigen statistisch signifikanten Prädiktoren erklären weniger als 1% der Varianz von DDE und werden zur besseren Übersicht aufgelistet:

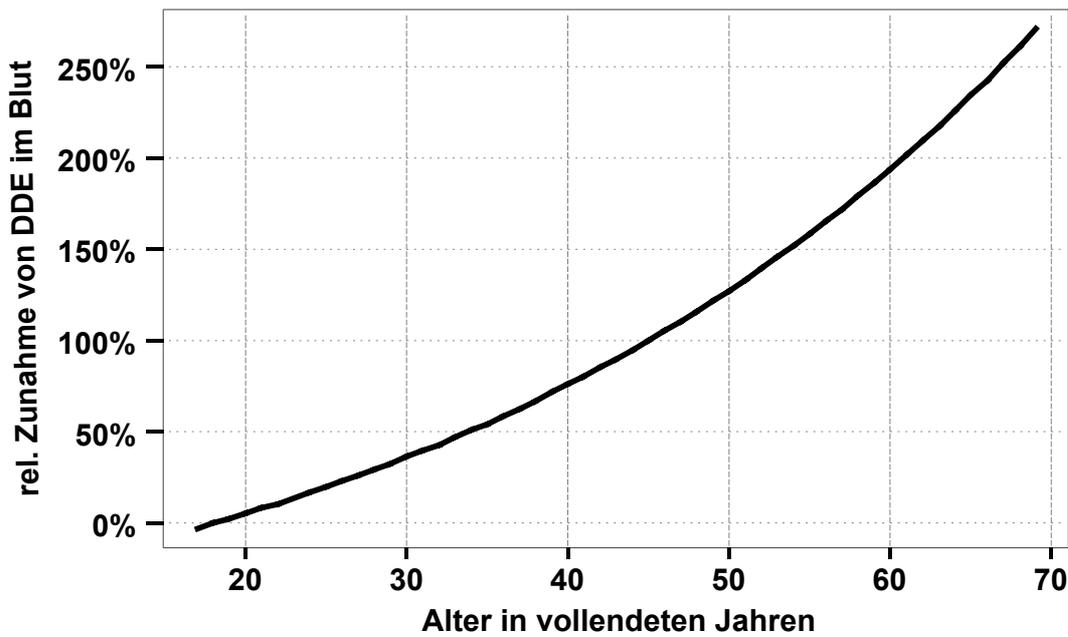
1. Menge an täglich verzehrtem Fisch (logarithmiert, Zunahme des DDEs)
2. Sportstunden pro Woche (Abnahme des DDEs)
3. Wohnen in der Stadt (höhere DDE-Werte)
4. Gewichtszunahme in den letzten drei Jahren (geringere DDE-Werte)
5. Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haus (geringere DDE-Werte)
6. 1988 im Ausland gewohnt (höhere DDE- Werte)
7. Professionelle Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr (höhere DDE-Werte)
8. Weibliches Geschlecht (höhere DDE- Werte)
9. Leitungs- oder Mineralwasserkonsum, Tage pro Woche (Zunahme des DDEs)
10. Biozidnutzung zum Bautenschutz (höhere DDE-Werte)
11. Wohnungsnähe zu einem lösungsmittelverarbeitenden Betrieb (höhere DDE-Werte)
12. Geboren in Südeuropa (höhere DDE-Werte)
13. Gewichtsabnahme in den letzten drei Jahren (höhere DDE-Werte)
14. Verzehr von Krustentieren bis 48 Stunden vor der Probenabgabe (höhere DDE-Werte)
15. Täglich verzehrte Menge an Kartoffeln (Zunahme des DDEs).

**Tabelle 5.2: Lineares Abschlussmodell von DDE im Vollblut ( $\mu\text{g/l}$ , logarithmiert)**

Prädiktoren	Nicht standar- disierte Koeffi- zienten	Std.- fehler	Standar- disierte Koeffi- zienten	Signi- fikanz	Kolline- aritäts- statistik	erklärter Varianz- anteil	relative Verän- derung/ Einheit
	B		Beta	p	Toleranz	beta*r (%)	exp(B)*100
N=2456 FG=20 R <sup>2</sup> 0,510, korrigiertes R <sup>2</sup> 0,506							
(Konstante)	-4,626	,308		,000			
Alter in vollendeten Jahren	0,0258	,001	,357	,000	,660	17,67	2,6%
Wohnort 1988 in der DDR (Referenz: alte BRD oder Ausland)	,995	,035	,421	,000	,909	17,51	170%
Gesamt-Lipide im Serum (g/l) logarithmiert	,783	,074	,177	,000	,721	6,58	119%
Body-Mass-Index, logarithmiert	,571	,098	,096	,000	,759	2,84	77%
Geboren in Osteuropa (Referenz: anderswo geboren)	,477	,072	,101	,000	,873	1,35	61%
Fischverzehr (g/Tag), logarithmiert	0,037	,012	,047	,002	,908	0,89	3,7%
Sporttreiben (Std./Wo.) 4-stufig	-0,0238	,009	-,041	,006	,909	0,76	-2,4%
Städtisches Wohngebiet (Ref: ländlich/vorstädtisch)	,113	,031	,054	,000	,954	0,60	12,0%
Gewichtszunahme in den letzten 3 J. (Referenz: nein)	-,148	,032	-,071	,000	,853	0,56	-13,8%
Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus (Referenz: übrige Frauen und Männer)	-,127	,056	-,035	,023	,873	0,52	-12,0%
Wohnort im Ausland 1988 (Ref.: 1988 in BRD o. DDR)	,395	,082	,075	,000	,821	0,33	48,4%
Prof. Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr (Ref.: nein)	,194	,032	,097	,000	,785	0,32	21,4%
Geschlecht weiblich (Referenz: männlich)	,314	,114	,040	,006	,988	0,32	36,9%
Mineral-, Leitungswasser (Tage pro Woche, 7-stufig)	0,021	,007	,047	,002	,891	0,22	2,1%
Biozide zum Bautenschutz (Referenz: keine Nutzung)	,131	,052	,037	,011	,974	0,12	14,0%
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus (Referenz: nein)	,280	,128	,031	,028	,992	0,12	32,3%
Geboren in Südeuropa (Referenz: anderswo geboren)	,437	,107	,061	,000	,919	0,10	54,8%
Gewichtsabnahme in den letzten 3 J. (Referenz: nein)	,133	,045	,045	,003	,891	0,10	14,2%
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme (Ref.: nein)	,305	,112	,039	,006	,983	0,035	35,7%
Kartoffeln (g/Tag), 3-stufig	0,0436	,022	,030	,047	,924	0,012	4,5%

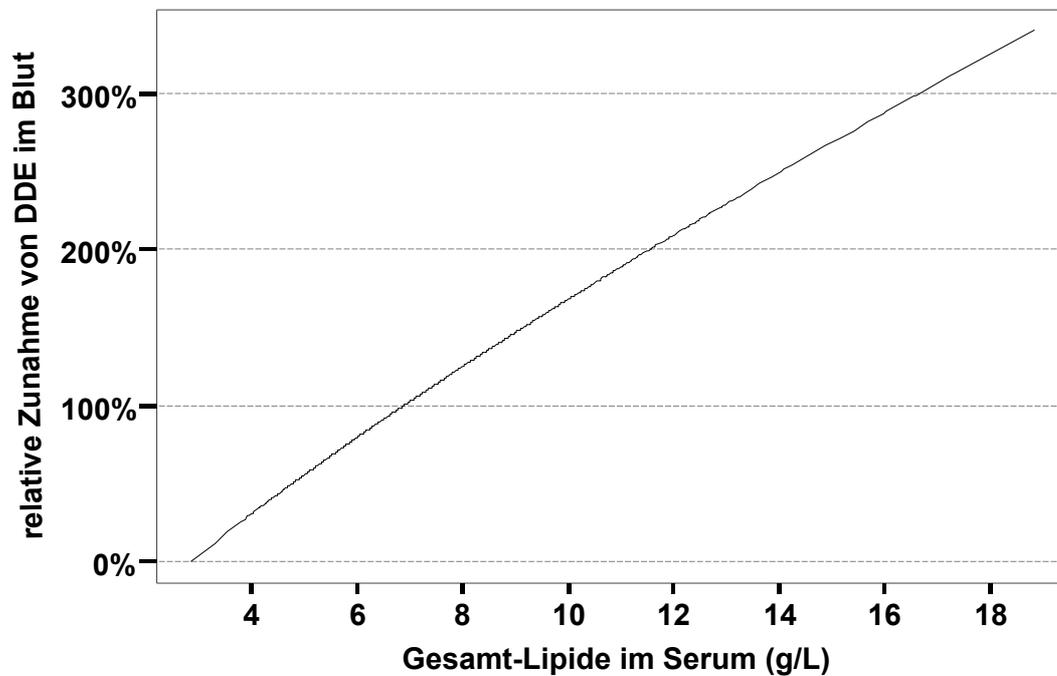
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Abbildung 5.3: Relative Zunahme von DDE im Blut mit dem Lebensalter



Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, BMI, Geschlecht, Sport, Gewichtszunahme, Gewichtsabnahme, Wohnort DDR und Ausland 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Städtisches Wohngebiet, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Prof. Schädlingsbekämpfung, Mineral-, Leitungswasser, Biozide zum Bautenschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Verzehr von Krustentiere vor Probennahme, Fisch und Kartoffeln in g/Tag.  
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

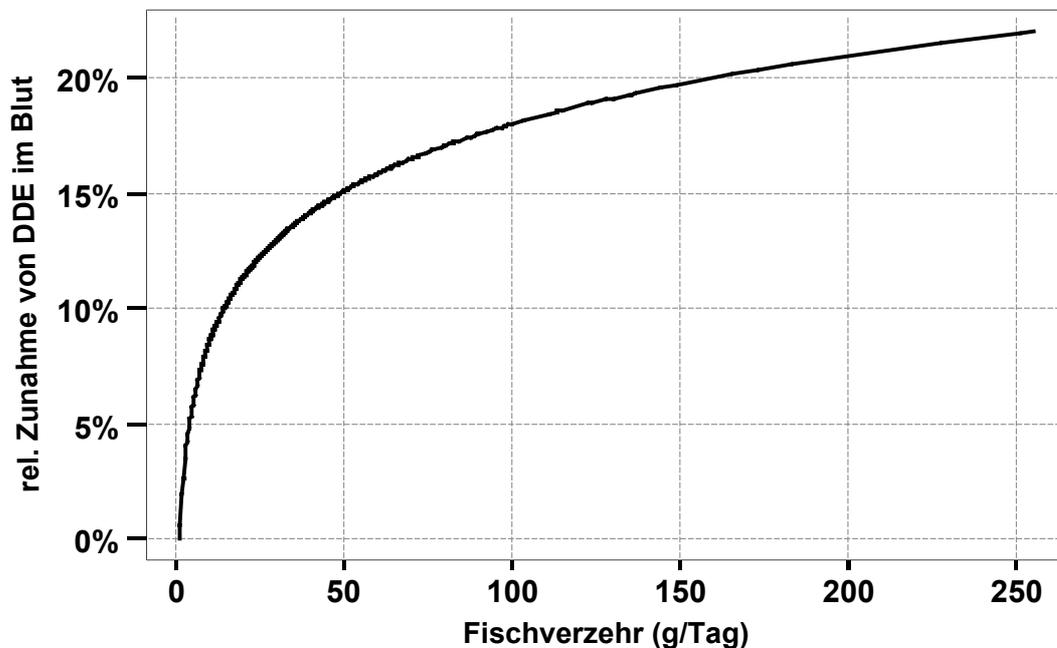
Unter den Ernährungsvariablen ist der tägliche Fischverzehr hervorzuheben, da sich ein stabiler Zusammenhang mit DDE zeigt. Nach Adjustierung für die übrigen Einflussfaktoren beträgt die relative Zunahme von DDE bei Verdopplung des Prädiktors 2,6% (Tabelle 5.2). Umgerechnet auf die Originalwerte für den Fischkonsum bedeutet dies bei einem Erwachsenen, der täglich 50 g Fisch verzehrt, einen Zuwachs im DDE-Gehalt um 15% im Vergleich zu jemandem, der keinen Fisch isst (Abbildung 5.5).

**Abbildung 5.4: Relative Zunahme von DDE im Blut mit Gesamt-Lipiden im Serum**

Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Alter, BMI, Geschlecht, Sport, Gewichtszunahme, Gewichtsabnahme, Wohnort DDR und Ausland 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Städtisches Wohngebiet, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Prof. Schädlingsbekämpfung, Mineral-, Leitungswasser, Biozide zum Bautenschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Verzehr von Krustentieren vor Probennahme, Fisch und Kartoffeln in g/Tag.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Abbildung 5.5: Relative Zunahme von DDE im Blut mit dem Verzehr von Fisch



Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, Alter, BMI, Geschlecht, Sport, Gewichtszunahme, Gewichtsabnahme, Wohnort DDR und Ausland 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Städtisches Wohngebiet, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Prof. Schädlingsbekämpfung, Mineral-, Leitungswasser, Biozide zum Bautenschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Verzehr von Krustentieren vor Probenahme und Kartoffeln in g/Tag.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

### 5.3.2 Lineare Regression von DDE im Blut bezogen auf die Serum-Lipide

Für die **logarithmierte Zielgröße** „DDE-Blutkonzentration mit Lipidbezug in  $\mu\text{g/g}$ “ wurde das Abschlussmodell neu berechnet. Gegenüber der Volumenkonzentration von DDE ergibt sich für die Gesamt-Lipide ein signifikant negativer Parameterschätzer, d.h. abnehmende DDE/Lipid-Gehalte bei steigenden Lipidwerten. Im übrigen unterscheiden sich die statistisch signifikanten Prädiktoren nicht von denen im DDE-Abschlussmodell mit Volumenbezug (vgl. Tabelle 5.2).

### 5.3.3 Lineare und logistische Modelle von DDE nach Bundesländern

In das lineare Eingangmodell von DDE für Erwachsene in den **alten Ländern** wurden die Prädiktoren entsprechend dem Eingangmodell für die Gesamtgruppe zugrunde gelegt (vgl. Tabelle 12.6 im Anhang).

Das resultierende Abschlussmodell schließt 1895 Erwachsene ein, die zum Zeitpunkt des Umwelt-Surveys 1998 in den alten Bundesländern lebten (Tabelle 5.3, linke Seite). Es erklärt mit 18 Prädiktoren 44,2% der Varianz (korrigiertes  $R^2$  43,6%). Bis auf zwei Variablen, die nicht in diesem Modell enthalten sind (Frauen mit Kindern unter 6 Jahren und eine professionelle Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr<sup>7</sup>), ist das Modell mit dem Abschlussmodell für die Gesamtgruppe identisch. Alle im Abschlussmodell vorhandenen Prädiktoren sind statistisch signifikant ( $p < 0,05$ ). Neben der Zunahme des DDEs mit dem Alter und der Abhängigkeit von der Lipidkonzentration sowie vom BMI, haben der „Wohnort 1988 in der ehemaligen DDR“ und ein „Geburtsort in Osteuropa“ die größten Anteile an der Varianzerklärung. Die verzehrte Kartoffelmenge aus der Diet History ( $p = 0,013$ ) sowie die Nähe der Wohnung zu einer Lackiererei ( $p = 0,047$ ) sind mit höheren DDE-Werten verbunden, beide gehören aber eher zu den schwachen Prädiktoren.

Mit dem **linearen Abschlussmodell** von DDE für die **Erwachsenen aus den neuen Ländern** ( $n = 576$ ) wird eine Normalverteilung der Residuen nicht vollständig erreicht (Abbildung 12.3 im Anhang). Die durch neun statistisch signifikante Prädiktoren erklärte Varianz beträgt 36,9% (Tabelle 5.3 rechte Seite). Es zeigen sich mit einer Ausnahme die gleichen signifikanten Prädiktoren (Tabelle 5.3) wie im nachfolgend erläuterten logistischen Modell.<sup>8</sup> Bei der Modellbildung erwies sich die hohe negative Korrelation von Geschlecht und Gesamt-Kalorienaufnahme als problematisch. Männer nehmen deutlich mehr Kalorien auf als Frauen (geometrische Mittelwerte gerundet: Frauen = 1800 kcal/Tag, Männer = 2500 kcal/Tag). Im Gegensatz zum Eingangmodell erlangt im Abschlussmodell das Geschlecht statistische Signifikanz. In einem Modell ohne das Geschlecht ist die Gesamtkalorienaufnahme ein signifikanter Prädiktor und weist eine inverse Beziehung zum DDE im Blut auf.

<sup>7</sup> Prof. Schädlingsbekämpfung ist tendenziell bedeutsam ( $p = 0,063$ ) in einem weiteren Modell.

<sup>8</sup> Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ist nur tendenziell bedeutsam ( $p = 0,062$ ).

Tabelle 5.3: Lineare Regressionsanalysen mit DDE im Blut nach Bundesländern

Modell	n	FG	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat
alte Länder	1894	19	,665	,443	,437
neue Länder	560	9	,624	,389	,378

DDE im Blut logarithmiert	Alte Bundesländer				Neue Bundesländer			
	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	
	B	Std.-fehler	Beta	p	B	Std.-fehler	Beta	p
<b>Prädiktoren</b>								
(Konstante)	-4,559	,340		,000	-5,630	,679		,000
<b>Gesamt-Lipide</b> logarithmiert	,755	,082	,188	,000	,956	,159	,232	,000
<b>Alter</b> in Jahren	0,0280	,001	,420	,000	0,0228	,003	,352	,000
<b>BMI</b> logarithmiert	,530	,109	,096	,000	,815	,207	,154	,000
<b>Gewichtszunahme</b> i. d. letzten 3 J.	-,139	,036	-,072	,000	-,159	,064	-,085	,014
<b>Gewichtsabnahme</b> i. d. letzten 3 J.	,137	,049	,052	,005				
<b>Sporttreiben</b> (Std./Woche)	-0,0229	,009	-,044	,014				
<b>Geschlecht, weibl.</b>	,150	,035	,081	,000	,321	,064	,178	,000
<b>Geb. in Osteuropa</b>	,656	,078	,157	,000	-,349	,176	-,067	,048
<b>Geb. in Südeuropa</b>	,454	,106	,077	,000				
<b>Wohnort 1988 DDR</b>	1,047	,108	,169	,000	1,122	,273	,139	,000
<b>Wohnort 1988 Ausland</b>	,326	,082	,076	,000				
<b>städtisches Wohngebiet</b>	,178	,035	,090	,000				
<b>Lackiererei</b> o. ä. max 50m vom Wohnhaus	,281	,140	,035	,045				
<b>Biozidnutzung</b> als Bautenschutz	,134	,058	,041	,021				
<b>Krustentiere</b> bis 48 Std. vor Probenahme	,334	,113	,051	,003				
<b>Mineral-, Leitungswasser</b> (Tage/ Wo.)	0,0216	,008	,049	,006				
<b>Fisch</b> (g/d), logarithmiert	0,0342	,013	,048	,008				
<b>Kartoffeln</b> (g/d), 3stufig	0,0602	,024	,044	,013				
<b>Prof. Schädlingsbekämpfung</b> im letzten Jahr	,292	,157	,032	,063				
<b>Likör u.ä. Alkohol</b> (g/d), 4stufig					0,0845	,040	,073	,035
<b>Blutentnahme</b> in warmer Jahreszeit					,142	,061	,079	,020

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Für das **logistische Modell** mit den **Erwachsenen in den neuen Ländern** werden die DDE-Meßwerte in Tertile geteilt und das untere Tertil mit dem oberen Tertil verglichen.

Ausgehend vom Gesamt-Set an Prädiktoren wird das Modell schrittweise auf Prädiktoren mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit unter 0,1 reduziert.

In das logistische Abschlussmodell wurden 386 Probanden aus den neuen Ländern mit vollständigen Daten einbezogen (Tabelle 12.8 im Anhang), darunter n=191 im unteren (>BG bis 2,17 µg/L) und n=195 im oberen Tertil (>5,25 µg/L). Es konnten sieben statistisch signifikante Prädiktoren identifiziert werden (Abbildung 12.3 im Anhang): die logarithmierte Konzentration der Gesamtlipide (OR 39,9; 95%-KI 7,79-205,33), der logarithmierte BMI (OR 33,4; 95%-KI 4,34-256,5), das Alter (OR 1,107; 95%-KI 1,078-1,136), das Geschlecht (Frauen: OR 2,79, 95%-KI 1,49-5,22), die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (ja: OR 3,70, 95%KI 1,58-8,64), das Trinken von Likör und Schnaps (Diet History, OR 2,16; 95%-KI 1,21-3,85) und schließlich die warme Jahreszeit bei der Blutentnahme (OR 2,18; 95%-KI 1,19-3,97).

### 5.3.4 Lineare Modelle von DDE getrennt nach Geschlecht

Das lineare Abschlussmodell von DDE für **Männer** wurde aus dem Eingangsmodell mit allen Prädiktoren generiert. Es schließt 13 statistisch signifikante Einflussfaktoren ein, die 51,4% der Varianz erklären (n=1112, im Anhang Tabelle 12.8 links).

Sowohl bei Männern als auch bei Frauen hängt - neben dem Alter, den Serum-Lipiden und dem BMI - eine Gewichtszu- und stärker noch eine Gewichtsabnahme in den letzten drei Jahren mit der DDE-Blutkonzentration zusammen. Die Gewichtsabnahme ist mit höheren, die Gewichtszunahme mit geringeren DDE-Werten im Blut assoziiert.

Ein deutlicher Zusammenhang besteht zwischen DDE-Gehalten und Geburts- und Wohnorten der Männer. In Ost- und Südeuropa Geborene haben jeweils höhere DDE-Werte als in Mittel- und Nordeuropa Geborene. Zusätzlich haben auch Probanden höhere Blutkonzentrationen an DDE, die 1988 im Ausland lebten, also weder in der DDR noch in der alten BRD. Der Prädiktor Wohnen in der DDR 1988 leistet erneut den größten Beitrag zur Varianzaufklärung.

Eine Lackiererei in Wohnortnähe und eine professionelle Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr sind ebenfalls mit höheren DDE Werten bei Männern verbunden. Von den Ernährungsvariablen sind die Angabe „Verzehr von Krustentieren bis zu 48 Std. vor der Probennahme“ und die „täglich verzehrte Menge Fisch (Diet History)“ bedeutsam.

Das entsprechende lineare Abschlussmodell für **Frauen** (n=1265) enthält 15 Variablen und erklärt 50,6% der Varianz der logarithmierten Zielgröße (im Anhang Tabelle 12.8, rechts).

Abweichend vom Modell für Männer sind bei Frauen die Sportstunden in Richtung einer geringeren DDE-Konzentration signifikant, das Wohnen in der Stadt ist mit höheren DDE-Werten verbunden, ebenso die Anwendung von Bioziden zum Bautenschutz und eine Berufstätigkeit, bei dem Kontakt zu Tieren besteht (n=3, Frauen aus den neuen Bundesländern). Von den Ernährungsvariablen sind der tägliche Fischverzehr, die täglich verzehrte Menge an Kartoffeln und polyungesättigten Fettsäuren sowie der Konsum an Leitungs- und Mineralwasser signifikant mit einer Erhöhung des DDEs verbunden.

### 5.3.5 Modelle von DDE mit DDT im Hausstaub als Prädiktor

Von einer Teilgruppe (n=499 Erwachsene) liegen zusätzlich zu den Organochlorverbindungen im Blut Messungen von DDT im Hausstaub aus Staubaugerbeutel vor.<sup>9</sup> In 37,9% der Proben konnte DDT nachgewiesen werden (Tabelle 5.4).

**Tabelle 5.4: Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) im Hausstaub (ungewichtete Daten)**

n=499	<BG	AM	STD	GM	KI GM	P50	P75	P90	P95	Min	Max
DDT (mg/kg)	n=310 62,1%	0,56	2,54	0,08	0,07-0,08	<0,06	0,26	0,82	2,07	<0,06	41,8

Anmerkungen: <BG= unter Bestimmungsgrenze, AM= arithmetisches Mittel, STD = Standardabweichung, GM=geometrisches Mittel, KI GM= Konfidenzintervall des geometrischen Mittelwertes, P50, P75, P90, P95 = 50., 75., 90. und 95. Perzentil, Min= Minimaler Wert, Max = Maximaler Wert

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Um zu überprüfen, ob DDT im Hausstaub mit der DDE-Konzentration im Blut assoziiert ist, wurde in das Abschlussmodell die logarithmierte DDT-Hausstaubkonzentration

<sup>9</sup> Einzelheiten zu den Hausstaubmessungen sind im Hausstaub-Band des Umwelt-Surveys 1998 beschrieben (Becker et al. 2003)

eingeführt. Nicht relevante Prädiktoren wurden anschließend aus dem Modell herausgenommen. Übrig blieb ein Modell mit 12 Variablen ( $n=448$ ), das 56,9% der Varianz (korrigiertes  $R^2$  55,5%) erklärt. Die logarithmierte DDT-Konzentration war in diesem Modell statistisch nur tendenziell bedeutsam ( $p=0,079$ ). Auch als an der Nachweisgrenze dichotomisierter Prädiktor (DDT unter vs. über der Bestimmungsgrenze), zeigte sich kein Zusammenhang zur logarithmierten Zielgröße DDE im Blut ( $p=0,106$ ).

Daraufhin wurde die nichttransformierte Originalvariable von DDT im Hausstaub eingesetzt. Hierdurch wird den hohen DDT-Hausstaub-Werten allerdings ein höheres Gewicht gegeben. Die DDT-Konzentration im Hausstaub ist in diesem Modell statistisch signifikant mit einer Zunahme der DDE-Blutkonzentration assoziiert ( $p=0,037$ , Tabelle 5.5), jedoch handelt es sich um einen schwachen Prädiktor. Bei Zunahme von DDT um 1 mg/kg, erhöht sich die DDE-Konzentration im Blut um geschätzte 2,7% (KI 0,2-5,3%). Die übrigen für diese Subgruppe bedeutsamen Prädiktoren sind „geboren in Osteuropa“, „in der Stadt wohnen“, „1988 im Ausland gelebt“, die täglich verzehrte Menge Fisch und eine professionelle Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr. Alle genannten Prädiktoren sind mit höheren DDE-Konzentrationen im Blut assoziiert.

In der Untergruppe der Probanden mit Hausstaubanalysen von DDT zeigen sich im Wesentlichen die gleichen Zusammenhänge, die schon im Abschlussmodell der Gesamtgruppe deutlich ausgeprägt waren. Der DDT-Gehalt im Hausstaub erklärt die Blutkonzentration an DDE vergleichsweise geringfügig.

Darüber hinaus haben Probanden der Unterschicht geringere DDE-Werte im Blut. Diesem Ergebnis wird wegen seines singulären Auftretens in der Untergruppe mit Hausstaubmessungen wenig Bedeutung beigemessen.

**Tabelle 5.5: Lineares Modell von DDE mit DDT im Hausstaub als Prädiktor**

DDE im Blut (logarithmiert) n=448, FG=12 R <sup>2</sup> 56,7% (korrigiert 55,5%)	Nicht standar- disierte Koeffi- zienten	Standard- fehler	Standardi- sierte Ko- effizienten	Signi- fikanz	Kollinea- ritäts- statistik
Prädiktoren	B		Beta	p	Toleranz
(Konstante)	-4,127	,622		,000	
<b>DDT im Hausstaub</b> (mg/kg)	,0267	,013	,067	,037	,974
<b>Gesamt-Lipide</b> (g/L), logarithmiert	,445	,171	,102	,009	,654
<b>Alter</b> in vollendeten Jahren	,0288	,003	,422	,000	,668
<b>BMI</b> , logarithmiert	,598	,207	,106	,004	,750
<b>Geschlecht: weiblich</b> (Ref.: männlich)	,171	,064	,088	,008	,915
<b>Geboren in Osteuropa</b> (ja, Referenz: nein)	,524	,175	,100	,003	,899
<b>Wohnort 1988 in der DDR</b> (ja, Referenz: BRD oder Ausland)	1,027	,077	,428	,000	,963
<b>Wohnort 1988 im Ausland</b> (ja, Referenz: BRD oder DDR)	,513	,199	,085	,010	,915
<b>Städtisches Wohngebiet</b> (Referenz: länd- lich oder vorstädtisch)	,178	,064	,089	,006	,955
<b>Unterschicht</b> (Referenz: Mittel- und Ober- schicht)	-,195	,082	-,076	,018	,981
<b>Prof. Schädlingsbekämpfung</b> im letzten Jahr (ja, Referenz: nein)	,466	,221	,067	,036	,979
<b>Fischverzehr</b> (g/Tag), logarithmiert	,0512	,025	,068	,042	,906

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

## 5.4 Diskussion von DDE im Blut

### 5.4.1 Alter, Gesamt-Lipide, Kalorienaufnahme, BMI und Geschlecht

Mit der linearen Regressionsanalyse konnten für die Blutkonzentration von DDE viele bereits bekannte Einflussfaktoren ermittelt werden. Dazu zählen das **Alter**, das die Akkumulation von DDE über die Lebensjahre und möglicherweise einen Kohorteneffekt (erhöhte DDT/DDE-Exposition in früheren Jahren /Geburtsjahrgängen) anzeigt, der **Body-Mass-Index** und die **Gesamtlipide im Serum**. Diese Prädiktoren führen mit zunehmenden Werten zu höheren DDE-Konzentrationen. Der BMI und die Gesamtlipide im Serum sind positiv korreliert ( $r_s = 0,41$ ). Entgegen der Annahme, dass bei einem höheren BMI ein höherer Fettanteil zur Verdünnung der Schadstoffkonzentration führt, lässt sich eher vermuten, dass ein höherer BMI von einer langfristig vermehrten Lipid- und somit erhöhten Schadstoffzufuhr begleitet wird (Wolff et al. 1999). Möglich ist auch, dass sich hinter der Assoziation ein Zusammenhang mit dem Alter verbirgt, denn

mit zunehmendem Alter steigt der BMI deutlich an ( $r_s=0,375$ ). Wegen der starken Interkorrelationen wurde alternativ ein auf die Lipidkonzentration bezogenes Regressionsmodell getestet, wobei keine wesentlichen Unterschiede in der Prädiktorenstruktur bei Verwendung der verschiedenen Zielgrößen ermittelt wurden. Dennoch sind die Ergebnisse vorsichtig zu interpretieren.

**Frauen** haben durchschnittlich höhere DDE-Werte im Vollblut als Männer. Dieser Zusammenhang zeigt sich deskriptiv im Vergleich der geometrischen Mittelwerte (Frauen:  $GM_{DDE} = 1,68 \mu\text{g/l}$ , Männer:  $GM_{DDE} = 1,56 \mu\text{g/l}$ ). Möglich ist, dass Frauen häufiger DDE-haltige Nahrungsmittel verzehren (z.B. Fisch) oder sie anderweitig höher exponiert sind als Männer. Der relative Anteil an Fettgewebe ist bei Frauen höher (Ley et al. 1992; Muller et al. 1996) und könnte für eine vermehrte Speicherfähigkeit von Organochlorverbindungen sprechen (Schildkraut et al. 1999). Denkbar ist auch, dass bei Männern eine stärkere Verdünnung von DDE bei höherem Triglyceridanteil stattfindet (trotz Adjustierung im multivariaten Modell ein nicht auszuschließender Effekt). Diskutiert wird gleichfalls eine unterschiedliche Abbau-Kinetik von DDE bei Männern und Frauen im Zusammenhang mit dem Körperfett (Hardell 2003). Die geringere Nahrungsmenge von Frauen (geometrische Mittel der täglichen Gesamtkalorienaufnahme, Frauen = 1862,6 kcal, Männer = 2524,3 kcal) legt andererseits die Vermutung nahe, dass Frauen weniger DDE aufnehmen als Männer, worauf Ergebnisse von Studien bezüglich anderer Organochlorverbindungen hindeuten (Hanrahan et al. 1999; Schechter et al. 2001)). In einer weiteren Studie aus Virginia Anfang der 70er Jahre hatten postmortem untersuchte Männer dagegen höhere DDE-Werte im Blut als Frauen (Griffith, Jr. et al. 1975), wobei eine berufliche Exposition nicht ausgeschlossen wurde.

Der wichtige Einfluss des **Stillens** auf die Blutkonzentration konnte wegen der fehlenden Erhebung im Umwelt-Survey 1998 nicht vollständig identifiziert werden. Im Abschlussmodell zeigt sich ein schwacher reduzierender Effekt auf den DDE-Gehalt bei Frauen mit kleinen Kindern im Haushalt. Der Zusammenhang kann als Indiz gewertet werden, dass Frauen mit Kindern unter 6 Jahren DDE über die Muttermilch an die Kinder abgegeben haben (Rogan et al. 1986a). Die Assoziation ist jedoch im getrennten

Modell für Frauen nicht signifikant, obgleich ein Zusammenhang der Hypothese folgend hier deutlicher hervortreten sollte.

#### 5.4.2 Wohn- und Geburtsorte

In erster Linie zeigte sich der „**Wohnort in der DDR 1988**“ als bestimmend für die Blutkonzentration an DDE.<sup>10</sup> Balluz et al. (2001) nennen für Erwachsene in den USA einen „mittleren Referenzwert“ von 3,5 µg/l DDE im Plasma (Balluz et al. 2001). Bei Erwachsenen in den neuen Bundesländern erreicht das geometrische Mittel 3,4 µg/l DDE im Vollblut, wohingegen Erwachsene aus den alten Bundesländern im Mittel nur 1,3 µg/l DDE im Vollblut aufweisen. Zu bemerken ist noch, dass Messungen von Organochlorverbindungen im Plasma wesentlich höher liegen als im Vollblut (Kappos et al. 1998).<sup>11</sup> Sowohl in **Ost-** als auch in **Südeuropa geborene** Teilnehmer des Umwelt-Surveys 1998 haben durchschnittlich höhere DDE-Gehalte als die übrigen Probanden. Ähnliches berichten Sjodin et al. (2000) von einem Vergleich zwischen Letten und Schweden. Regionale Unterschiede innerhalb einzelner Länder und über Ländergrenzen hinaus wurden auch in anderen Studien beobachtet (Butler et al. 2003, Glynn et al. 2003). Hier zu Lande können die Unterschiede mit der längeren Anwendung von DDT als Pestizid in der ehemaligen DDR und vermutlich auch in Ost- und Südeuropa erklärt werden. Noch 1991 überschritt die Summe DDT in Humanmilchproben aus den neuen Ländern den damals „tolerierten Richtwert“ (Jahn et al. 1991).

Das **Wohnen in städtischen Gebieten** ist in der Gesamtgruppe, in den alten Bundesländern und bei Frauen ein signifikanter Prädiktor für höhere DDE-Werte im Vergleich zu Bewohnern ländlicher Gebiete. Für diese der Erwartung widersprechende Beobachtung findet sich in der Literatur kein Hinweis. Eine mögliche Erklärung bietet die Vermutung, dass Bewohner in ländlichen Gebieten häufiger Produkte aus dem Eigenanbau ohne oder unter geringer Verwendung von Pestiziden verzehren, während Städter vermehrt auf Importprodukte zurückgreifen.

---

<sup>10</sup> Selbst bei einem Wohnortwechsel nach Westdeutschland haben ehemalige Bewohner der neuen Länder durchschnittlich signifikant höhere DDE-Werte. Das Modell enthält den Wohnort 1998 (alte vs. neue Bundesländer) und die Variable „Umzug von Ost nach West“ (n=49).

<sup>11</sup> Die Referenz mit Plasmawerten wird hier aus Mangel an Vergleichsdaten zu DDE-Gehalten im Vollblut vorgenommen.

### 5.4.3 Gewichtsveränderungen, Sport und Ernährung

Eine **Gewichtszunahme** in den letzten 3 Jahren ist erwartungsgemäß mit durchschnittlich geringeren DDE-Werten im Blut verbunden, eine **Gewichtsabnahme** hingegen mit höheren DDE-Werten. Unter der Voraussetzung, dass eine langfristige DDE-Exposition abgebildet wird, kann im ersten Fall von einer Verdünnung des DDE-Gehaltes, im zweiten Fall von einer Konzentration des an die Lipide gebundenen DDEs ausgegangen werden.

Mit höherer Zahl an **Sportstunden** pro Woche nimmt die DDE-Konzentration im Blut ab. Gleichzeitig bestehen inverse Zusammenhänge zwischen Sport, Alter und BMI. Die Zahl der Sportstunden ist ein schwacher Indikator für einen geringen BMI und ein jüngeres Alter (beide  $r_s = -0,16$ ).

In den generierten Modellen wird eine aktuelle Belastung mit DDE durch **Ernährungsgewohnheiten** wie die tägliche verzehrte Menge Fisch, Kartoffeln, die Häufigkeit des Mineral- und Leitungswasserkonsums und durch den Verzehr von Krustentieren vor der Probennahme angezeigt. Es scheint, dass DDE-Rückstände in tierischen und pflanzlichen Lebensmitteln unspezifisch vorkommen und aufgrund der relativ geringen Unterschiede in den Verzehrsgewohnheiten, einzelne belastete Lebensmittelgruppen nur selten identifiziert werden können.

Von diesen Ernährungsvariablen tritt der tägliche **Fischkonsum** am deutlichsten in Richtung einer Erhöhung der DDE-Konzentration hervor, gefolgt vom Verzehr von Krustentieren kurz vor der Probennahme. Ein Zusammenhang von DDE mit der Verzehrshäufigkeit von Fisch ist in einer Reihe von Studien weltweit belegt, wobei die untersuchten Medien Serum, Fettgewebe und Muttermilch waren (Dagher et al. 1999; Hanrahan et al. 1999; Schinas et al. 2000; Torres-Arreola et al. 1999). Zum Teil finden sich Differenzierungen bezüglich der konsumierten Fischart und Verarbeitung, wie Thunfisch oder gesalzener Fisch (Ip 1990). Andererseits sind auch Studien bekannt, in denen keine Assoziationen von DDE und Fischverzehr gefunden wurden (Galvan-Portillo et al. 2002; Hanaoka et al. 2002; Laden et al. 1999; Marien et al. 1998). Für die unterschiedlichen Ergebnisse bezüglich des Fischkonsums können regionale Unterschiede in der DDT- und DDE-Belastung verantwortlich sind.

Die tägliche **Verzehrmenge an Kartoffeln** (Diet History) ist in der Gesamtgruppe, bei Probanden in den alten Bundesländern und bei Frauen statistisch signifikant mit höheren DDE-Werten im Blut verbunden. In einer Studie aus Griechenland zeigte sich ein ähnlicher Zusammenhang zwischen wöchentlichem Verzehr von Kartoffeln und höheren DDE-Gehalten in der Muttermilch (Schinas et al. 2000).

Die Anzahl der Tage, an denen **Mineral- oder Leitungswasser** getrunken wird, erhöht die DDE-Blutkonzentration. Da aber DDE zu den lipophilen Organochlorverbindungen gehört, sind im Trinkwasser sehr niedrige Gehalte zu erwarten. So zeigt vorliegend das Gesamtvolumen an Trinkwasser aus Leitungen des Haushalts keinen Zusammenhang zum DDE. Die Assoziation könnte auf Korrelationen zwischen Mineralwasserkonsum, Geschlecht, Alter, Sport und Gesamtkalorienaufnahme beruhen. Im Umwelt-Survey 1998 ist der Mineral- und Leitungswasserkonsum bei Frauen häufiger (GM: Frauen = 4,4 Tage/Woche, Männer = 3,4 Tage/Woche) und er hängt negativ mit der Gesamtkalorienaufnahme ( $r_s = -0,24$ ) zusammen, die ihrerseits zu geringeren DDE-Konzentrationen führt ( $r_s = -0,19$ ). Zudem ist die Zahl der Sportstunden schwach positiv mit dem Mineral- und Leitungswasserkonsum korreliert (Sport:  $r_s = 0,11$ ). Es liegt demnach eine komplexe Kovarianzmatrix vor, die wahrscheinlich zu einem intermediären, auf Kofaktoren basierenden Effekt zwischen Mineralwasserkonsum und DDE geführt hat. Unterstützt wird diese These durch die fehlende bivariate Korrelation zwischen Mineral-/Leitungswasserkonsum und DDE im Blut ( $r_s = 0,029$ ). Da der Mineral- und Leitungswasserkonsum aber auch im Modell der Frauen ein signifikanter Prädiktor ist, sollte der Assoziation in weiteren Studien nachgegangen werden.

In den untersuchten Subgruppen waren einige weitere Ernährungsprädiktoren bedeutsam. Bei Erwachsenen in den neuen Bundesländern zeigte das Trinken von **Likör und ähnlichen Alkoholika** überraschend einen Zusammenhang zu höheren DDE-Konzentration im Blut. In einer Dublikatsstudie in Maryland, USA, wurden in 300 Getränkeproben keine Pestizide, einschließlich p,p'-DDE, nachgewiesen (MacIntosh et al. 2001). Rogan et al. (1986) fanden bei Frauen einen Zusammenhang von regelmäßigem Alkoholkonsum zu PCBs, nicht aber zum DDE. Die Alkoholaufnahme interagiert mit der Fettaufnahme (in den neuen Bundesländern korrelieren die Aufnahme von Likör und ähnlichen Alkoholika mit

Gesamtfetten  $r_s = 0,17$ ; Bier und Gesamtfette  $r_s = 0,29$ ), wobei die aufgenommenen Fette ihrerseits negativ mit dem DDE-Gehalt assoziiert sind ( $r_s = -0,17$ ).

Im Modell für Frauen erwies sich der inverse Zusammenhang von **polyungesättigten Fettsäuren (g/Tag)** und DDE im Blut als statistisch signifikant. Diese Beobachtung ist mit dem Ergebnis einer libanesischen Studie verträglich, bei der eine negative Korrelation zwischen dem Verzehr von Pflanzenöl und dem Gehalt an DDE in der Muttermilch gefunden wurde (Dagher et al. 1999). Wenig wahrscheinlich ist, dass mit dem Pflanzenöl geringere Schadstoffmengen aufgenommen wurden (verglichen bspw. mit tierischen Fetten). In den vorliegenden Daten ist die **Gesamtmenge an Kalorien** bei Frauen ebenfalls negativ mit DDE im Blut assoziiert und ein alternativer Prädiktor zu den polyungesättigten Fettsäuren. Beide Effekte lassen sich auch mit einer Verdünnung von DDE im Blut erklären, die sich aus einer höheren aktuellen Aufnahme von Fettsäuren ergeben könnte.

In den vorliegenden Daten lässt sich kein Zusammenhang zwischen Konsummengen für Milchprodukte oder Fleisch und der DDE-Konzentration im Blut zeigen.

Verglichen mit einzelnen Nahrungsmitteln erwiesen sich in mehreren Studien die Wohnregion und Aufenthaltsdauern als dominante Prädiktoren für DDE (Inmaculada Sanz-Gallardo et al. 1999; Laden et al. 1999; Torres-Arreola et al. 1999).

#### 5.4.4 Pestizide im Haushalt, in der Wohnumgebung und am Arbeitsplatz

Die **professionelle Schädlingsbekämpfung** im letzten Jahr ist in der Gesamtgruppe und bei Männern statistisch signifikant mit höheren DDE-Werten assoziiert. Es ist zu vermuten, dass professionelle Anwender von Pestiziden früher häufiger DDT-haltige Mittel eingesetzt haben.

Die Anwendung von **Bioziden zum Bautenschutz** ist mit höheren DDE-Gehalten verbunden (in der Gesamtgruppe, in den alten Bundesländern und bei Frauen), nicht aber der häusliche Einsatz von Holzschutzmitteln. In der ehemaligen DDR wurde DDT auch als Inhaltsstoff von Holzschutzmitteln eingesetzt, allerdings zeigte sich keine derartige Assoziation bei den dortigen Probanden.

Bei Probanden in den neuen Ländern ist die Anwendung von **Pflanzenschutzmitteln** ein statistisch signifikanter Prädiktor für höhere DDE-Gehalte. Wahrscheinlich spiegelt sich hier die früher höhere Belastung wider (größere Mengen an DDT, längere Anwendungsdauer wegen zahlreicher Ausnahmegenehmigungen trotz Anwendungsverbots (Rosskamp et al. 1999)) oder es ist möglich, dass in den neuen Ländern auch nach der Wiedervereinigung noch ältere Bestände von Pflanzenschutzmitteln verwendet wurden.

Von den potenziellen Emittenten in der Wohnumgebung sind die **lösungsmittel verarbeitenden Betriebe** aufgefallen. Die in der Gesamtgruppe, in den alten Ländern und bei Männern beobachtete Assoziation zwischen DDE und der Wohnnähe zu einer Lackiererei oder ähnlichem ist erklärungsbedürftig. Eine Kontamination von Lacken und Farben mit DDT ist bisher nicht bekannt.

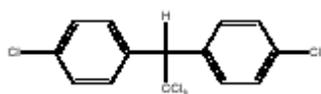
Mögliche berufliche Expositionen wurden für in der Land-, Garten- und Waldwirtschaft Tätige und für Berufe mit Tierkontakten sowie Dachdecker und Maurer untersucht. In der Gesamtgruppe wurde kein Zusammenhang zwischen Berufen und DDE im Blut gefunden. Einzig in der Untergruppe der Frauen erwiesen sich „Berufe mit Tierkontakten“ als statistisch signifikant für höhere DDE-Konzentrationen, allerdings beruht diese Schätzung auf nur drei potentiell exponierten Frauen.

#### 5.4.5 Sonstiges

Die Jahreszeit der Blutentnahme ist für die Erwachsenen in den neuen Bundesländern bedeutsam, und zwar ist eine Probennahme in der warmen Jahreszeit mit höheren DDE-Werten im Blut assoziiert. Dieses Ergebnis bleibt vorerst unerklärt.

Die Zahl der Fernreisen als Indikator für eine mögliche DDE-Exposition in Gebieten mit einem Malariarisiko erwies sich nicht als prädiktiv für den DDE-Gehalt.

#### 5.4.6 DDT im Hausstaub



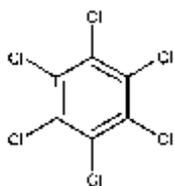
Die DDT Hausstaubkonzentration liegt bei 35% der Messungen über der Bestimmungsgrenze und ist untransformiert statistisch signifikant mit höheren DDE-Werten im

---

Blut verbunden. Logarithmiert oder an der Bestimmungsgrenze dichotomisiert ergibt sich kein statistisch gesicherter Zusammenhang von DDT im Hausstaub und den DDE-Gehalten im Blut. Es zeigt sich, wie stark die Transformationen auf die Modellergebnisse wirken. Da die Innenraumstaubbelastungen logarithmisch verteilt sind (extrem schief), wird eine lineare Berücksichtigung der DDT-Staubkonzentration zu einer Übergewichtung von Extremwerten führen. Wir folgern daraus, dass nur bei Vorliegen relativ hoher DDT-Konzentrationen im Hausstaub ein nachweisbarer Einfluss auf die korporale DDE-Belastung zu erwarten ist.

## 6 Hexachlorbenzol (HCB) im Vollblut

### 6.1 Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von HCB



Hexachlorbenzol (HCB) wird als Bei- und Zwischenprodukt in der Lösungsmittelherstellung (z.B. Tetrachlorethylen, Trichlorethylen) produziert und verarbeitet. Es findet sich als Verunreinigung bei der Pestizidproduktion oder auch bei der Herstellung von Vinylchlorid (ATSDR 2002a). Früher war es als Fungizid in der Behandlung von Saatgut (Zwiebeln, Sorghum, Weizen und anderem Getreide) weit verbreitet (in den USA bis 1984). Weiter wurde HCB in der Vergangenheit für die Herstellung von pyrotechnischem Material (Militär), in der künstlichen Gummiherstellung, zur Kontrolle der Porosität bei der Elektrodenherstellung, in der Farbstoffproduktion und als Holzschutzmittel eingesetzt.

HCB hat in Umweltmedien eine Halbwertszeit von 3-6 Jahren und bei Affen von 2-3 Jahren (IPCS 1997). Gesundheitliche Wirkungen, etwa eine durch Leberschädigung entstandene Porphyrie cutanea tarda (Störung der Hämoglobinsynthese), wurden vor allem bei akuter hochdosierter Exposition beschrieben. Weitaus weniger bekannt sind mögliche Wirkungen einer langfristigen Exposition im Niedrigdosisbereich. Epidemiologische Ergebnisse aus Spanien und Deutschland weisen auf leberenzymatische und endokrinologische Veränderungen hin (Gerhard et al. 1999; Sala et al. 2001). Überwiegend aus Tierstudien stammen Erkenntnisse über immunologische und neurologische Wirkungen von HCB. Als besonders empfindlich gegenüber HCB gelten Säuglinge und Kinder in der Entwicklung. HCB wird als möglicherweise (Kategorie B2, IARC 2001) bzw. wahrscheinlich (US-EPA) karzinogen eingestuft (ATSDR 2002a).

### 6.2 Verteilung von HCB im Blut

HCB wurde im Blut von 2823 Probanden bestimmt. Bei 5,7% lag die Konzentration unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l (Tabelle 6.1). Die Verteilung der rohen HCB-Werte ist rechtsschief, während die logarithmierten Werte relativ gut an eine Normalverteilung angepasst sind, sieht man von den Werten unter der Bestimmungsgrenze am linken Rand ab (Abbildung 6.1).

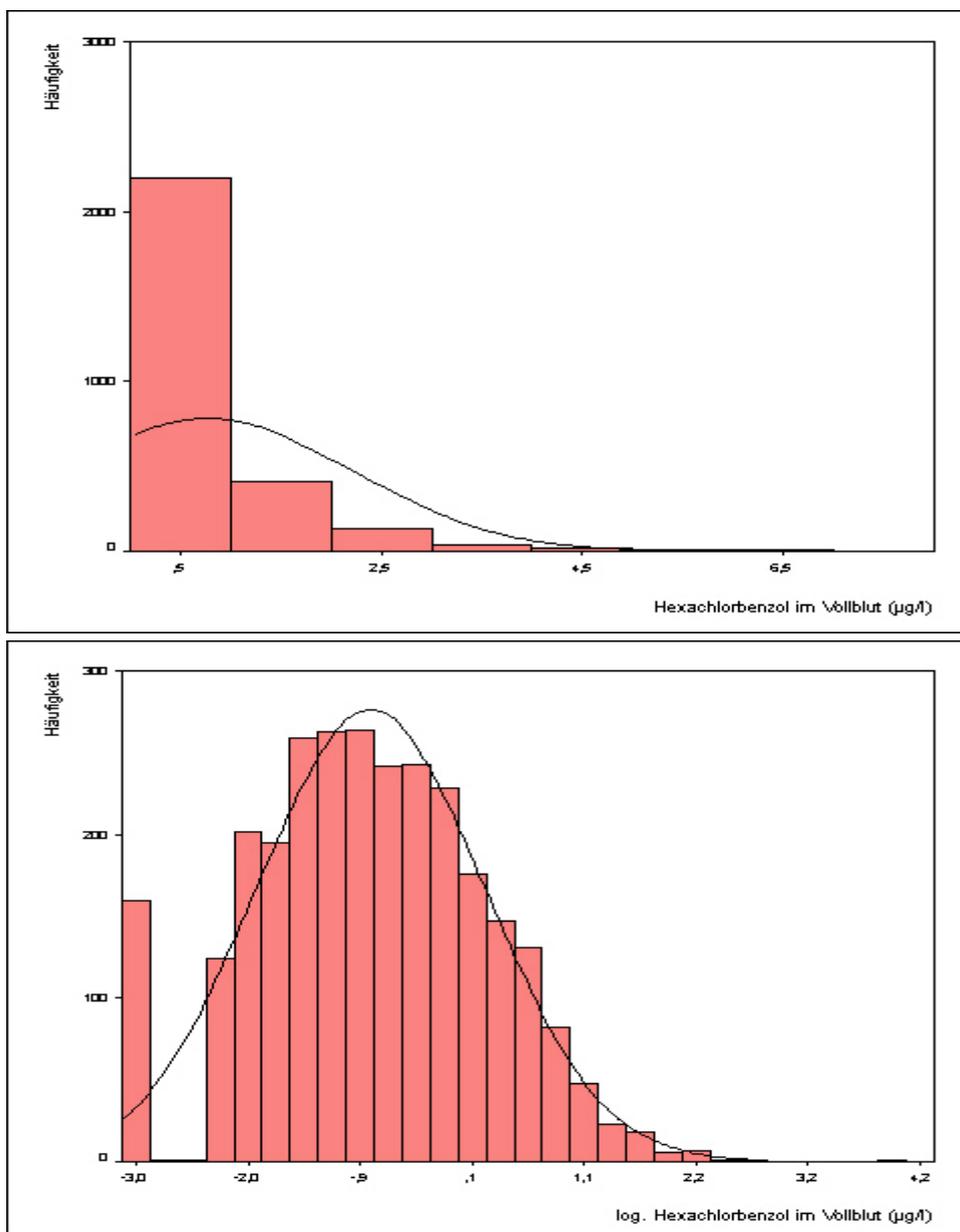
**Tabelle 6.1: Verteilung von Hexachlorbenzol (HCB) im Blut, ungewichtete Daten**

N=2823	<BG	AM	STD	GM	KI GM	P5	P25	P50	P75	P90	P95	Min	Max
HCB (µg/L)	n=162 5,7%	0,77	1,44	0,44	0,40-0,47	<0,1	0,21	0,43	0,89	1,75	2,40	<0,1	55,6

Anmerkungen: <BG= unter Bestimmungsgrenze, AM = arithmetisches Mittel, STD = Standardabweichung, GM = geometrisches Mittel, KI GM = Konfidenzintervall des geometrischen Mittelwertes, P5, P25, P50, P75, P90, P95 = 5., 25., 50., 75. 90. und 95. Perzentil, Min= Minimaler Wert, Max = Maximaler Wert.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 6.1: HCB im Vollblut bei Erwachsenen (original und logarithmiert)**



Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

## 6.3 Regressionsmodelle von Hexachlorbenzol (HCB) im Blut

### 6.3.1 Lineare Regressionsanalysen von HCB

Das lineare Eingangsmodell mit der logarithmierten HCB Konzentration ist im Anhang dargestellt (Tabelle 12.10). Die Verteilung der Residuen weicht von einer Normalverteilung in den Extrembereichen ab (Abbildung 12.4 im Anhang). Da aufgrund des großen Stichprobenumfangs im Abschlussmodell von einer robusten Datenstruktur ausgegangen werden kann, wird als Schätzverfahren zunächst die lineare Regressionsanalyse angewandt.

Durch sukzessive Reduktion um nicht relevante Variablen wurde aus dem Eingangsmodell ein Abschlussmodell für HCB generiert, in dem alle Prädiktoren mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit  $<0,05$  statistisch gesichert sind (Tabelle 6.2). Die einbezogenen Variablen sind nicht übermäßig korreliert (Tabelle 12.11 im Anhang) und alle Toleranzwerte sind ausreichend hoch (Tabelle 6.2).

Das Modell erklärt mit 17 Variablen 56,2% der Varianz der HCB-Gehalte im Blut ( $n=2474$  Erwachsene, Abbildung 6.2). Die Prädiktoren werden nach der Höhe der standardisierten Parameterschätzer aufgeführt (Tabelle 6.2). Das Alter ist mit Abstand der wichtigste Prädiktor für die HCB-Blutkonzentration (33% erklärter Varianzanteil), welche mit jedem Lebensjahr um geschätzte 4% zunimmt. Das Geschlecht (die relative Zunahme bei Frauen gegenüber Männern beträgt im Modell 81%) und der logarithmierte BMI sind weitere wichtige Determinanten (Tabelle 6.2). Der durch den BMI erklärte Varianzanteil beträgt 7,5%. Eine Verdopplung des BMIs resultiert in einer modellabhängigen relativen Zunahme des HCB-Gehaltes im Blut um 131,7%. Probanden mit einem BMI von  $30 \text{ kg/m}^2$  haben schätzungsweise einen 100% höheren HCB-Blutgehalt als jene mit einem BMI von  $17 \text{ kg/m}^2$  (Abbildung 6.3).

Die Konzentration der Serumlipide ist gleichfalls positiv mit HCB im Blut assoziiert (explänter Varianzanteil 6,3%). Die Effektgröße der Lipide im Serum auf HCB im Blut (relative Zunahme von 65% bei Verdopplung der Lipidkonzentration) ist mit der auf DDE vergleichbar.

Die Summe der erklärten Varianzanteile für die genannten Prädiktoren beträgt bereits über 50% der Varianz von HCB im Blut. Alle weiteren Variablen tragen jeweils Varianzanteile von unter einem Prozent bei und haben daher nur einen schwachen Einfluss auf HCB.

Sowohl in Osteuropa als auch in Südeuropa geborene Probanden weisen durchschnittlich geringere HCB-Konzentrationen im Blut auf. Des Weiteren sind eine Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren, eine höhere Anzahl von Sportstunden pro Woche und eine höhere täglich aufgenommene Kalorienmenge mit geringeren HCB-Werten verbunden. Eine positive Assoziation, d.h. durchschnittlich höhere Blutkonzentrationen an HCB, zeigt sich bei einer Gewichtsabnahme in den letzten drei Jahren.

Unter den Ernährungsvariablen sind die täglich verzehrte Menge an Milch- und Käseprodukten (3-stufig: 0-200g, >200-400g, >400g/Tag), Fisch (3-stufig: 0-10g, >10-20g, >20g/Tag) und Wurst (einmal pro Woche und häufiger) positiv assoziiert. Die relative Zunahme von HCB mit dem täglichem Milch- und Käseverzehr beträgt schätzungsweise 5,6% (Abbildung 6.4) und mit Fisch 4,2% je Stufe (Abbildung 6.5).

Probanden, die Biozide zum Körperschutz (z.B. Mücken, Läuse) benutzen und in ländlichen Gebieten wohnen, haben durchschnittlich höhere HCB-Gehalte.

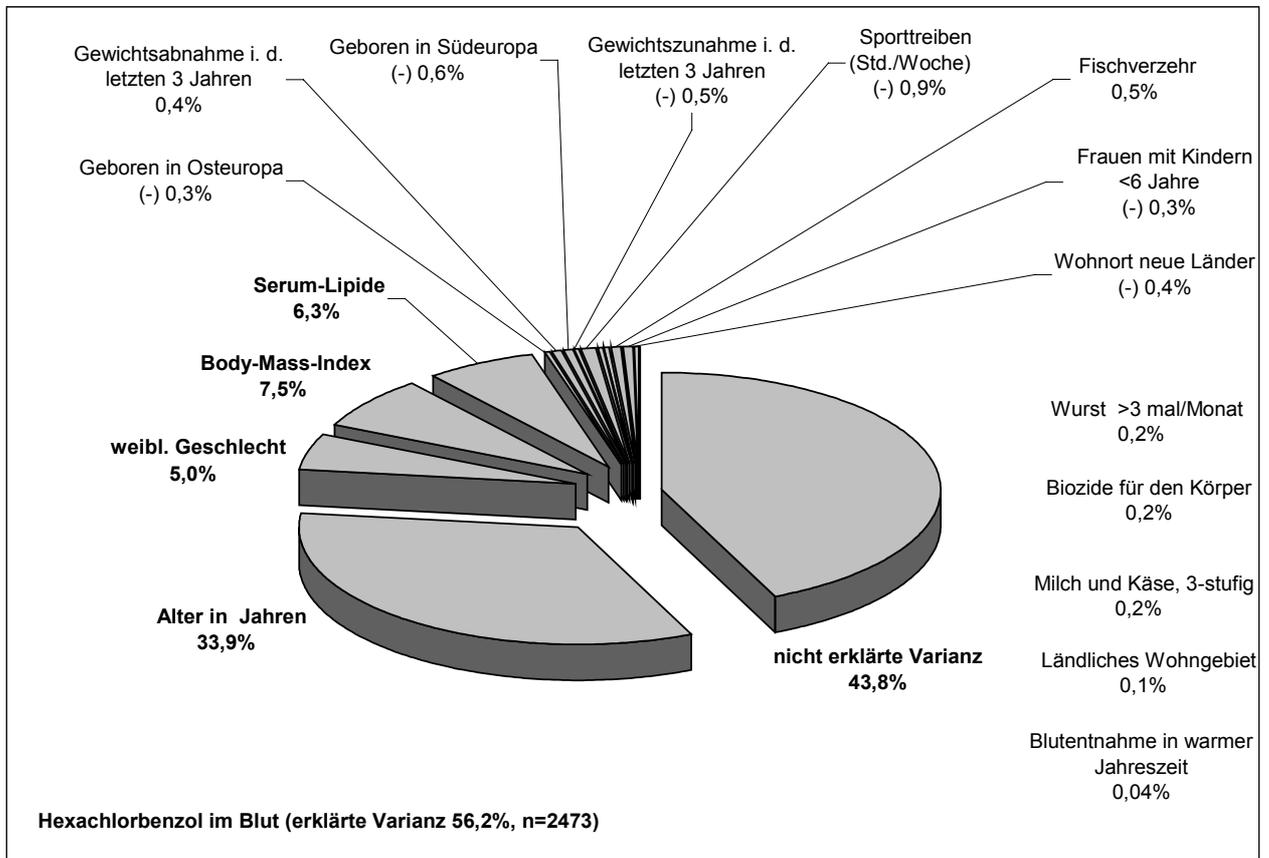
Die folgenden Prädiktoren sind zwar statistisch signifikant, sie tragen aber praktisch nicht zur Varianzaufklärung von HCB bei<sup>12</sup>: „Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt“, Probanden mit einem Wohnort in den neuen Bundesländern<sup>13</sup> (geringere HCB-Werte im Blut) und eine Blutentnahme in der warmen Jahreszeit (höhere HCB-Werte).

---

<sup>12</sup> In einem Modell ohne diese Prädiktoren beträgt die erklärte Varianz 56,1%, d.h. zusammen erklären sie nur 0,1%.

<sup>13</sup> Der „Wohnort in der DDR 1988“ wurde nicht eingesetzt, da er einen schwächeren Effekt zeigte.

Abbildung 6.2: Varianzkomponenten (17) für HCB im Blut bei Erwachsenen



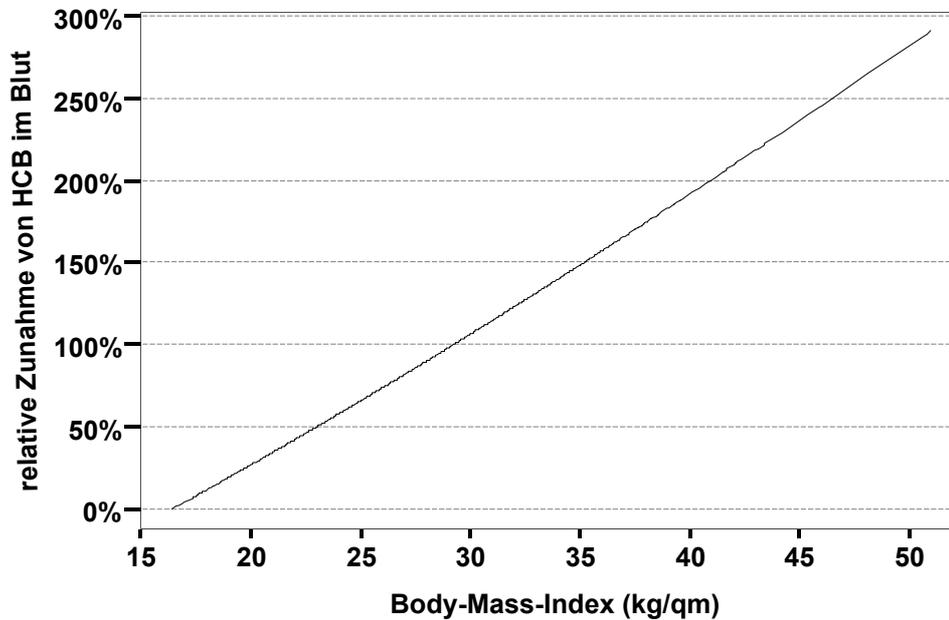
Anmerkungen: (-) = inverser Zusammenhang, Zutreffendes ist mit geringerem HCB-Gehalt assoziiert.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 6.2: Lineares Abschlussmodell von HCB im Vollblut (logarithmiert)**

HCB ( $\mu\text{g/L}$ ), logarithmiert n=2474 FG=17 R <sup>2</sup> =56,2%, korrigiertes R <sup>2</sup> 55,9%	Nicht standar- disierte Koeffi- zienten	Stan- dard- fehler	Standar- disierte Koeffi- zienten	Signi- fikanz	Kollinea- ritätssta- tistik	erklärter Varianz- anteil	relative Verände- rung/ Einheit
Prädiktoren	B		Beta	p	Toleranz	beta*r (%)	exp(B)*100
(Konstante)	-8,366	,304		,000			
Alter in vollendeten Jahren	0,0395	,001	,518	,000	,667	33,90	4,0%
<b>Geschlecht: weiblich</b> (Ref.: männl.)	,593	,031	,280	,000	,842	5,04	80,9%
<b>BMI</b> , logarithmiert	1,212	,096	,193	,000	,757	7,50	236,0%
<b>Gesamt-Lipide im Serum (g/L)</b> , logarithmiert	,719	,073	,155	,000	,718	6,29	105,2%
<b>Geboren in Osteuropa</b> (Referenz: anderswo geboren)	-,418	,067	-,084	,000	,983	0,35	-34,2%
<b>Gewichtsabnahme in den letzten 3 J.</b> (Referenz: keine Gewichts- veränderung oder Zunahme)	,250	,044	,081	,000	,892	0,40	28,4%
<b>Geboren in Südeuropa</b> (Referenz: anderswo geboren)	-,446	,104	-,058	,000	,968	0,57	-36,0%
<b>Gewichtszunahme in den letzten 3 J.</b> (Referenz: keine Gewichts- veränderung oder Abnahme)	-,126	,032	-,057	,000	,851	0,46	-11,8%
<b>Sporttreiben (Std./Woche)</b> , 4-stufig	-0,0277	,008	-,046	,001	,914	0,86	-2,7%
<b>Milch und Käse</b> (3-stufig: 0-200g, >200-400g, >400g/Tag)	0,0547	,018	,040	,003	,974	0,18	5,6%
<b>Biozidnutzung zum Körperschutz</b> (Referenz: keine Nutzung)	,106	,035	,041	,003	,967	0,16	11,2%
<b>Wurst</b> (mindestens 1x/Woche, Refe- renz: seltener)	,126	,048	,036	,008	,938	0,21	13,4%
<b>Fisch</b> (3-stufig: 0-10, >10-20, über 20g/Tag)	0,0418	,017	,034	,015	,923	0,54	4,3%
<b>Ländliches Wohngebiet</b> (Referenz: (vor-)städtisch)	0,0698	,029	,033	,016	,966	0,07	7,2%
<b>Frauen mit Kindern &lt;6 Jahre im Haushalt</b> (Referenz: übrige Frauen und Männer)	-,112	,055	-,029	,044	,873	0,34	-10,6%
<b>Wohnort 1998 neue Länder</b> (Refe- renz: alte Länder)	-0,0704	,035	-,028	,042	,964	0,36	-6,8%
<b>Blutentnahme in warmer Jahreszeit</b> (Referenz: kalte Jahreszeit)	0,0582	,029	,027	,044	,984	0,04	6,0%

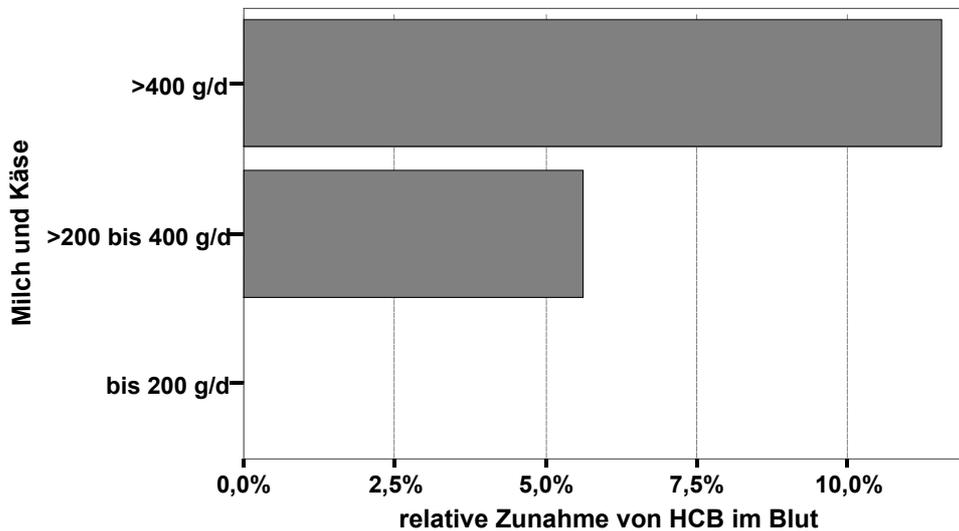
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 6.3: Relative Zunahme von HCB im Blut mit dem Body-Mass-Index**

Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipide, Alter, Geschlecht, Sport, Gewichtszunahme, Gewichtsabnahme, Wohnort neue Bundesländer, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Ländliches Wohngebiet, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Biozide zum Körperschutz, Verzehr von Milch und Käse, Fisch und Wurst in g/Tag und Jahreszeit der Blutentnahme.

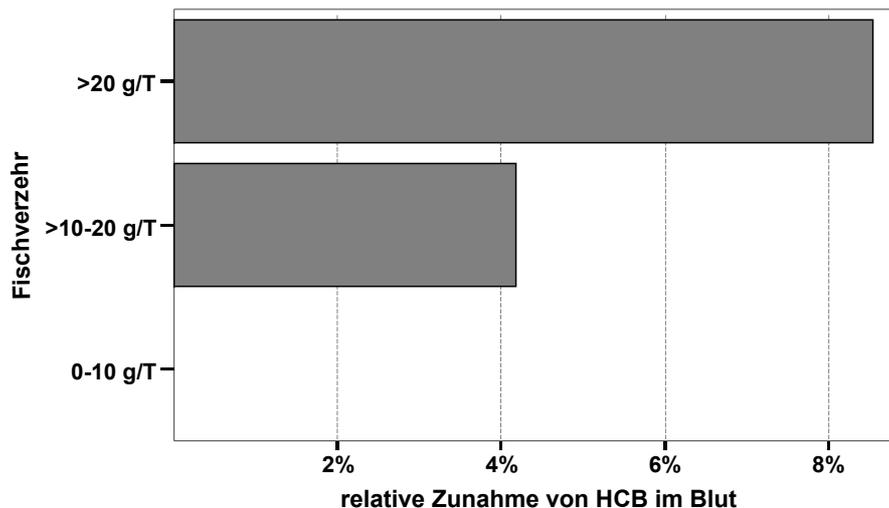
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 6.4: Relative Zunahme von HCB im Blut mit Milch und Käsekonsum**



Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, Alter, Geschlecht, BMI, Sport, Gewichtszunahme, Gewichtsabnahme, Wohnort neue Bundesländer, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Ländliches Wohngebiet, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Biozide zum Körperschutz, Verzehr von Fisch und Wurst in g/Tag und Jahreszeit der Blutentnahme. Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 6.5: Relative Zunahme von HCB im Blut mit täglichem Fischverzehr**



Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, Alter, Geschlecht, BMI, Sport, Gewichtszunahme, Gewichtsabnahme, Wohnort neue Bundesländer, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Ländliches Wohngebiet, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Biozide zum Körperschutz, Verzehr von Milch/Käse und Wurst in g/Tag und Jahreszeit der Blutentnahme. Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

### 6.3.2 Lineare Regression von HCB im Blut bezogen auf die Serum-Lipide

Für die auf **die Serum-Lipide bezogene HCB-Konzentration (logarithmiert) als Zielgröße** wurde das Abschlussmodell überprüft. Gegenüber dem Modell mit Volumenkonzentration von HCB weisen die Gesamt-Lipide einen statistisch signifikant negativen Parameterschätzer auf, d.h. bei steigenden Lipidwerten sinkt der DDE/Lipid-Gehalt. Im Übrigen stimmen die statistisch signifikanten Prädiktoren mit dem Abschlussmodell von HCB mit Volumenbezug überein.

### 6.3.3 Logistische Regression von HCB im Blut

Die Analyse der Residuen aus dem linearen Abschlussmodell zeigte keine optimale Anpassung an eine Normalverteilung in den Extrembereichen (Abbildung 12.4 im Anhang). Zur Überprüfung der identifizierten Einflussfaktoren wird daher eine logistische Regressionsanalyse von HCB im Blut berechnet. Für die Analyse wird die Blutkonzentration von HCB in Tertile unterteilt und Erwachsene im unteren Tertil (bis 0,26 µg/L) mit denen im oberen Tertil (0,7 - 55,64 µg/L) verglichen.

Das Abschlussmodell enthält 11 Prädiktoren (Tabelle 12.12 im Anhang). Folgende Variablen behalten ihren statistisch signifikanten Einfluss für höhere HCB-Gehalte im Blut: Gesamtlipide im Serum, Alter, Geschlecht, BMI, Gewichtsveränderungen (sowohl Zunahme als auch Abnahme), Sport (mehr als 4 Stunden pro Woche), Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt und ein Geburtsort in Ost- bzw. Südeuropa. Das Wohnen in der DDR 1988 ist statistisch signifikant mit der Zugehörigkeit zum oberen Tertil von HCB verbunden, nicht aber das Wohnen in den neuen Bundesländern 1998.

Im Vergleich zum linearen Abschlussmodell haben die Biozidanwendung für den Körper, die Ernährung und die Blutentnahme zur warmen Jahreszeit keinen Einfluss auf die Zugehörigkeit zum oberen Tertil von HCB im Blut.

### 6.3.4 Lineare Regression von HCB im Blut nach Bundesländern

Die linearen Regressionsanalysen von HCB im Blut werden, ausgehend von den im Eingangsmodell eingesetzten Variablen (Tabelle 12.10 im Anhang), für Probanden in den alten und neuen Bundesländern wiederholt.

Es resultiert für die Probanden in den **alten Bundesländern** ein Abschlussmodell mit 15 statistisch signifikanten Variablen (n=1928). Die erklärte Varianz beträgt 57% (korrigiertes  $R^2$  56,6%). Die Prädiktoren entsprechen weitgehend den in Tabelle 6.2.2 beschriebenen Einflussfaktoren für die Gesamtgruppe, mit Ausnahme der Jahreszeit der Blutentnahme und dem Indikator „Frauen mit Kindern unter sechs Jahren im Haus“. Beide Größen sind bei Probanden in den alten Bundesländern nicht signifikant mit HCB im Blut assoziiert. Neu hinzugekommen ist die Wohnnähe zu einem lösungsmittelverarbeitenden Betrieb: Probanden, die in der Nähe einer Lackiererei oder ähnlichem wohnen, haben statistisch signifikant höhere HCB-Werte im Blut ( $p=0,011$ ).

Das reduzierte Modell für Probanden in den **neuen Bundesländern** erklärt mit neun Prädiktoren 57,3% der Varianz von HCB im Blut (korrigiertes  $R^2$  56,6%, n=562). Alter, Geschlecht, BMI, Gesamtlipide im Serum und die Blutabnahme in der warmen Jahreszeit sind stärkere Prädiktoren ( $p \leq 0,001$ ). Eine Gewichtszunahme in den letzten drei Jahren ist mit einem geringeren HCB-Gehalt im Blut verbunden ( $p=0,012$ ).

Höhere Werte zeigen sich außerdem mit dem Verzehr von Geräuchertem mindestens einmal pro Woche ( $p=0,019$ ) und der täglich verzehrten Menge an Milch- und Käseprodukten ( $p=0,018$ ). In Osteuropa geborene Probanden haben geringere HCB-Konzentrationen im Blut ( $p=0,041$ ).

### 6.3.5 Lineare Regression von HCB im Blut nach Geschlecht

In die nach Geschlecht getrennten Eingangsmodelle wurde jeweils das Gesamt-Set an Variablen eingeführt, um daraus schrittweise Abschlussmodelle zu generieren.

Die Abschlussmodelle für Männer und Frauen weisen einige gemeinsam relevante Prädiktoren auf. Das Alter, der BMI, die Gesamtlipide im Blut, Gewichtsveränderungen

und die Zahl der Sportstunden sind bereits beschriebene Einflussgrößen für HCB (siehe Abschnitte 6.2.1-6.2.3), auf die im Folgenden nicht eingegangen wird.

Das lineare Abschlussmodell für **Männer** (n=1127) enthält 12 statistisch signifikante Prädiktoren, die zusammen 52,8% der Varianz erklären.

Männer der Oberschicht haben geringere HCB-Gehalte im Blut als Männer der Mittel- und Unterschicht (p=0,030). Außerdem zeigt sich ein Ost-West-Unterschied mit geringeren Werten von HCB bei Männern in den neuen Bundesländern (p=0,032).

Von den Ernährungsvariablen sind ein höherer Konsum von Wurst (3-stufig: nie bis 3 mal im Monat; einmal/Woche; mehrmals/Woche und häufiger, p=0,001), die täglich verzehrte Menge an Käse und Milch (p=0,004) sowie an Nüssen und Samen (p=0,022) signifikant für höhere HCB-Konzentrationen bei den Männern. Die tägliche Aufnahmemenge von polyungesättigten Fettsäuren ist mit geringeren HCB-Werten verbunden (p=0,025).

Das Abschlussmodell von HCB im Blut bei **Frauen** (n=1462) umfasst ebenfalls 12 Variablen ( $R^2$  57,6%), die sich von den Einflussgrößen bei den Männern zum Teil unterscheiden.

Durchschnittlich geringere HCB-Werte weisen Frauen auf, die in Süd- oder Osteuropa geboren sind (beide p<0,0001) und Frauen in städtischen Gebieten (p=0,033). Die Anwendung von Bioziden zum Körperschutz ist bei Frauen signifikant mit höherem HCB im Blut assoziiert (p=0,019). Von den Ernährungsindikatoren sind nur der Mineralwasserkonsum (mehrmals/Woche und häufiger, p=0,005) und tägliches Kaffeetrinken (p=0,038) statistisch bedeutsam in Richtung höherer HCB-Gehalte im Blut.

#### **6.4 Diskussion von Hexachlorbenzol (HCB) im Blut**

Im Umwelt-Survey 1998 wurde HCB im Blut erstmals bei einer repräsentativen Bevölkerungsstichprobe in Deutschland bestimmt.

Hexachlorbenzol gehört mit einer angenommenen Halbwertszeit von 3 bis 5 Jahren im Boden und von 3-6 Jahren im Oberflächenwasser zu den langlebigen Organochlorverbindungen (ATSDR 2002a; IPCS 1997).

### 6.4.1 Biologisch-physiologische Einflussfaktoren

Den größten Einfluss auf die Blutgehalte an HCB haben „biologisch-physiologische Kovariablen“, die selbst wenig über spezifische Aufnahmepfade aussagen. Die geringe Varianzaufklärung durch andere Prädiktoren hat unter Umständen ihre Ursache in der im Laufe der vergangenen Jahre allgemeinen Abnahme der HCB-Belastung. Der Median von 0,4 µg/l im Vollblut bei den Probanden des Umwelt-Surveys ist verglichen mit dem von Angerer et al. (1992) publizierten Median von 2,8 µg/l im Plasma einer Kontrollgruppe (n=431) deutlich gesunken.

Im Umwelt-Survey 1998 wird über die Hälfte der erreichten Varianzaufklärung von HCB im Blut (56%) durch das Alter erreicht (33%). Wie andere persistente Organochlorverbindungen akkumuliert HCB im Körper mit dem Lebensalter (To-Figueras et al. 1995). Außerdem versteckt sich hinter dem Indikator ein möglicher Kohorteneffekt, im Sinne einer stärkeren Exposition bei älteren Geburtsjahrgängen in der Vergangenheit.

Die Lipophilität zeigt sich mit der Abhängigkeit von der Blutfettkonzentration: je höher die Gesamt-Lipide im Blut sind, desto höher ist der HCB-Gehalt (Varianzanteil 6%). Der Body-Mass-Index ist als Einflussfaktor aus anderen Studien bekannt (Schade et al. 1998), er nimmt mit dem Alter zu und wird von einem höheren Blutfettgehalt begleitet. Unter Kontrolle von Alter und Blutfetten ist der BMI positiv mit HCB assoziiert und erklärt 7% der Varianz von HCB in der vorliegenden Stichprobe.

Frauen haben im Umwelt-Survey 1998 gegenüber Männern höhere HCB-Konzentrationen im Blut. Sala et al. (1999) berichten ein ähnliches Ergebnis, während sich in einer anderen Studie zu HCB in Spanien keine Geschlechtsunterschiede fanden (Domingo et al. 2001). Hardell (2003) hält es für wahrscheinlich, dass die Halbwertszeiten von fettlöslichen Organochlorverbindungen bei Frauen länger sind.<sup>14</sup>

Längerfristige Gewichtsveränderungen sind mit den HCB-Gehalten im Blut der Probanden assoziiert. Im Umwelt-Survey 1998 ist eine Gewichtsabnahme in den letzten 3 Jahren mit höheren, eine Zunahme mit geringeren HCB-Konzentrationen im Blut ver-

---

<sup>14</sup> Er gibt ein Beispiel für Geschlechtsunterschiede bei Halbwertszeiten von Dioxinen.

bunden. Dies wurde entsprechend den Hypothesen auch anderweitig beobachtet (Pelletier et al. 2002; Schade et al. 1998; Noren 1983).

Die häufigere Ausübung von Sport hängt mit geringeren HCB-Gehalten im Blut zusammen. Vorstellbar ist, dass Sport zu einer Mobilisierung von Fettreserven führt und komplexe Interkorrelationen zwischen Blutfettgehalt, Alter und BMI für diesen Effekt verantwortlich sind, obgleich diese Prädiktoren im Modell kontrolliert wurden. Direkte Hinweise aus der Literatur, die eine inverse Beziehung zwischen Sport und HCB Konzentration belegen, sind nicht bekannt.

Frauen, die ihre Kinder gestillt haben, weisen durchschnittlich geringere Blutkonzentrationen an Organochlorverbindungen auf. Im Umwelt-Survey wurde der Prädiktor nicht erhoben. Stattdessen diente die Variable „Kinder unter 6 Jahren im Haushalt bei Frauen“ als Indikator. Dieser wies der Eingangshypothese entsprechend eine inverse Beziehung zum HCB im Blut auf.

#### **6.4.2 Wohn- und Geburtsorte, Sozialstatus**

Die Herkunft der Probanden aus Süd- und Osteuropa spielt eine Rolle für die Höhe der HCB-Blutkonzentration. In Mittel- und Nordeuropa geborene Probanden haben höhere HCB-Werte. Wohnen in ländlichen Gebieten ist mit höheren HCB-Gehalten verbunden, was auf Anwendungen von HCB in der Landwirtschaft hindeuten könnte. Im Modell der Frauen zeigen sich geringere Werte bei Städterinnen. Diese Ergebnisse entsprechen denen einer Untersuchung von Frauenmilch in Spanien (Lackmann 2001). Ein schwacher Prädiktor ist das Wohnen in den neuen Bundesländern mit durchschnittlich geringeren HCB-Werten als im alten Bundesgebiet. Dieser Unterschied zeigt sich auch bei männlichen Probanden. Raum et al. (1998) fanden in Frauenmilch keine Unterschiede im HCB-Gehalt zwischen Niedersachsen und Sachsen-Anhalt.

In der Untergruppe der Männer erwies sich die Zugehörigkeit zur Oberschicht als bedeutsam für geringere HCB-Werte, was eventuell für eine seltenere berufliche Exposition mit Bioziden spricht (z.B. wurden bei Arbeitern einer Müllverbrennungsanlage hö-

here HCB-Blutwerte gefunden (Angerer et al. 1992)). Die überprüften Berufe hatten in dieser Stichprobe jedoch keine Bedeutung für HCB.

### **6.4.3 Emittenten am Wohnort und im Innenraum**

Im Modell für die alten Bundesländer zeigten sich höhere HCB-Werte bei Probanden, die in der Nähe eines Lösungsmittelverarbeitenden Betriebs wohnen. Denkbar wäre, dass HCB als Fungizid in der Vergangenheit Farben und Lacken beigemischt worden ist.

Die Verwendung von Bioziden zum Körperschutz hängt mit höheren HCB-Werten zusammen, wobei der Effekt bei Frauen deutlicher hervortritt. Es ist möglich, dass lindanhaltige Produkte mit HCB verunreinigt sind, da HCB bei der Produktion von Hexachlorcyclohexan entstehen kann (Sagunski et al. 1997).

Für alle anderen häuslichen Biozidanwendungen und potentiellen Emittenten am Wohnort konnte statistisch kein Zusammenhang mit den HCB-Gehalten im Blut ermittelt werden.

### **6.4.4 Ernährung**

Ernährungsgewohnheiten mit einem Einfluss auf die durchschnittliche HCB-Konzentration sind der Verzehr von Fisch, Wurst sowie Milch- und Käseprodukten. In den neuen Bundesländern erwies sich zusätzlich der Verzehr von Geräuchertem als statistisch signifikant und bei Männern die Verzehrsmenge von Nüssen und Samen. Der Verzehr von Fisch ist nur im Abschlussmodell für die Gesamtgruppe und in den alten Bundesländern ein signifikanter Prädiktor für HCB und erklärt 0,6% der Varianz. Damit ist der Fischverzehr als ein eher schwacher Prädiktor für HCB einzustufen. In einer Gruppe älterer Erwachsener fand sich kein signifikanter Zusammenhang von HCB und Salzwasserfisch in Deutschland (DeVoto et al. 1998). Andere Autoren finden dagegen Assoziationen zum Fischverzehr (Burse et al. 1994; Schade et al. 1998; Sjodin et al. 2000). Bei Frauen zeigt sich im Umwelt-Survey 1998 kein Einfluss der Ernährung auf HCB im Blut, abgesehen von einem positiven Zusammenhang zum Kaffee- und Mineralwasserkonsum. Dies ist aufgrund der Fettlöslichkeit des HCB unerwartet. Mögli-

cherweise hängen diese Effekte mit einer geringeren Kalorienaufnahme bei diesen Frauen zusammen.

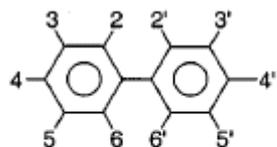
Mit der logistischen Regressionsanalyse auf das obere Tertil der HCB-Verteilung konnten keine spezifischen Ernährungsfaktoren ermittelt werden. Daher müssen die Ernährungsfaktoren als schwach prädiktiv für HCB im Blut angesehen werden.

#### **6.4.5 Sonstiges**

Blutentnahmen in der warmen Jahreszeit sind begleitet von durchschnittlich höheren HCB-Konzentrationen. Dies zeigt sich in den neuen Bundesländern deutlicher. Die Effektgröße des Prädiktors ist gering, in der logistischen Regression auf das obere Tertil von HCB zeigt sich kein Einfluss mehr. Nicht auszuschließen ist, dass es sich um eine zufällige Assoziation handelt. Andererseits könnte die Jahreszeit als Indikator für unterschiedliche Verhaltens- und Lebensbedingungen stehen.

## 7 Polychlorierte Biphenyle: Summe der PCB-Kongenerere 138, 153 und 180 im Vollblut

### 7.1 Vorkommen von PCB 138, 153 und 180 und gesundheitliche Bedeutung



PCBs -- general structure

Polychlorierte Biphenyle sind ein Gemisch von theoretisch maximal 209 Kongeneren. In kommerziell produzierten Gemischen kommen etwa 130 Kongenerere vor, die wegen ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften vielseitig verwendet wurden, vorwiegend als Isolier-,

Kühl- und Hydraulikflüssigkeit beim Bau von Transformatoren und Kondensatoren in der elektrischen Industrie. Die Verwendung von technisch hergestelltem PCB ist seit 1989 in offenen und seit 2000 auch in geschlossenen Systemen in Deutschland verboten. Aufgrund der intensiven Produktion und Anwendung werden PCB weltweit in der Umwelt nachgewiesen.

Das Kongeneren-Spektrum in den ehemals kommerziell hergestellten PCB-Gemischen unterscheidet sich deutlich von dem in biologischen Materialien gefundenen (IPCS 1993), da sich in der Nahrungskette überwiegend die persistenten höherchlorierten Biphenyle in fetthaltigen Geweben anreichern.

Die Toxizität der PCB hängt zum einen vom Chlorierungsgrad und zum anderen von der räumlichen Struktur der Kongenerere ab. Die Struktur wird von der Anzahl und der Position der substituierten Chloratome im Biphenylmolekül bestimmt. Man unterscheidet grob zwischen coplanaren (nicht ortho- und mono-ortho-substituierten PCB) und nicht-coplanaren PCB (di-ortho-substituiert). Coplanare PCB sind in der Regel niedriger chloriert. In biologischem Gewebe und im Menschen werden sie schneller abgebaut und kommen im Blut zumeist in geringeren Konzentrationen vor. Anders verhält es sich mit den höherchlorierten und nicht planaren PCB-Kongeneren, zu denen auch die im Umwelt-Survey 1998 untersuchten PCB 138, 153 und 180<sup>15</sup> gehören. Sie kommen in biolo-

<sup>15</sup> PCB138: 2,3,4,2',4',5'-Hexachlorbiphenyl, PCB153: 2,4,5,2',4',5'-Hexachlorbiphenyl, PCB180: 2,3,4,5,2',4',5'-Heptachlorbiphenyl

gischem Material gemeinsam und in größeren Mengen vor. Die biologischen Halbwertszeiten dieser PCB sind länger als die der übrigen Organochlorverbindungen und liegen zwischen 3,5 und 25 Jahren (ATSDR 2002c; Wolff et al. 2000).

Gesundheitliche Wirkungen einer Exposition im Niedrigdosisbereich mit den hier untersuchten PCB-Kongeneren wurden vielfältig beschrieben. Im Vordergrund stehen Auswirkungen auf die Entwicklung des Zentralnervensystems, Verschiebungen der Schilddrüsenhormonspiegel (Koopman-Esseboom et al. 1994b; Osius et al. 1999; Persky et al. 2001; Zoeller 2003) und eine potentiell östrogene Wirkung der PCB, weshalb die PCB zu den „endocrine disrupters“ gezählt werden (Brouwer et al. 1999). Eine Exposition im Mutterleib wird für neurologische Entwicklungsverzögerungen (Verhalten und Intelligenz) verantwortlich gemacht (Jacobson et al. 2002; Patandin et al. 1999; Walkowiak et al. 2001; Winneke et al. 2002). Diabetes und Bluthochdruck wurden im Zusammenhang mit PCB häufiger beobachtet (Kreiss et al. 1981a; Longnecker et al. 2001a). Ferner stehen PCB im Verdacht immunologische Veränderungen hervorzurufen (Weisglas-Kuperus et al. 2000).

PCB gelten beim Menschen als wahrscheinlich carcinogen (Kategorie 2A, IARC 1987; Cogliano 1998; National Toxicology Program 2002).

## **7.2 Verteilung von PCB 138, 153 und 180 im Blut**

Die Verteilungen der Kongenere PCB 138, 153 und 180 im Vollblut werden getrennt und als Summe der Konzentration dargestellt (Tabelle 7.1).

Die Anzahl fehlender Bestimmungen schwankt leicht zwischen den Verbindungen von einem fehlenden Probanden für PCB 138 bis zu sieben beim PCB 153. Die Summe der PCB konnte bei 2814 Probanden ermittelt werden. Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/L kommen am häufigsten bei PCB 180 vor. PCB 153 weist den geringsten Prozentsatz an Werten unter der Bestimmungsgrenze auf und erreicht zugleich die höchsten mittleren Gehalte (Tabelle 7.1). Der geometrische Mittelwert und das 95. Perzentil der Summe der PCB liegen bei 1,5 µg/L und 4,8 µg/L. Die Häufigkeitsverteilung der Summe der PCB im Blut ist rechtsschief (Abbildung 7.1). Mit der logarith-

mierten Verteilung über alle Altersgruppen und Geschlechter ergibt sich eine leichte Linksschiefe mit überproportionaler Häufigkeit von Klassen im oberen Mittel, abweichend von einer Normalverteilung.

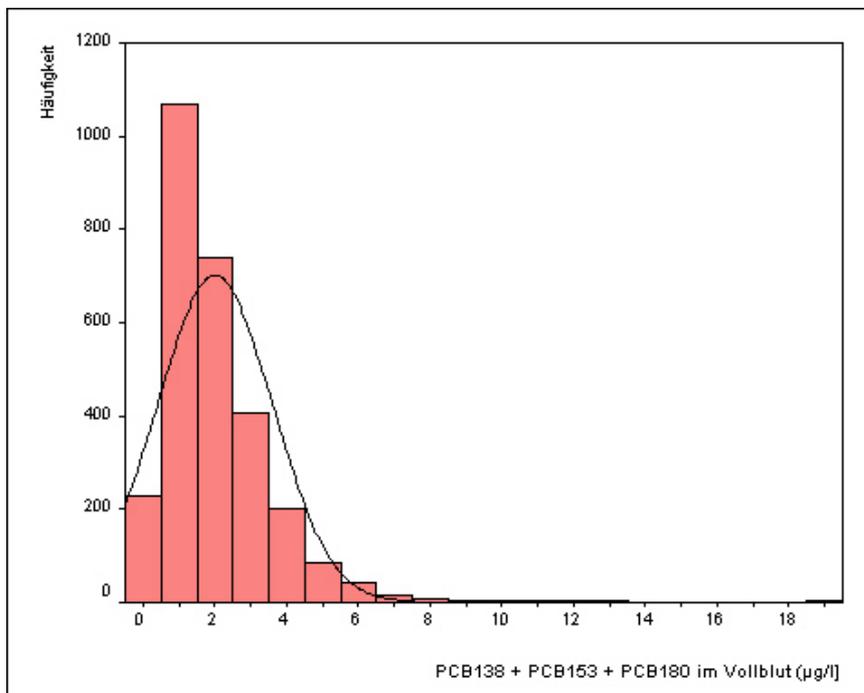
**Tabelle 7.1: Verteilung der polychlorierten Biphenyle (PCBs) im Blut (ungegewichtete Daten)**

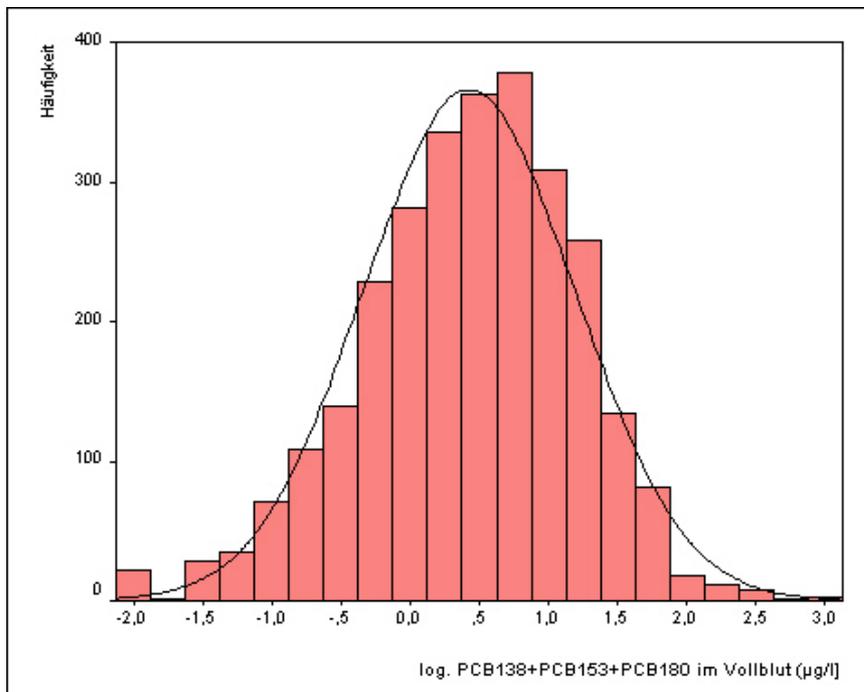
	<BG	AM	STD	GM	KI GM	P5	P25	P50	P75	P90	P95	Min	Max
PCB138 (µg/L) N=2823	n=92 3,3%	0,54	0,45	0,41	0,39-0,44	0,12	0,21	0,44	0,70	1,05	1,29	<0,1	6,3
PCB153 (µg/L) N=2817	n=45 1,6%	0,87	0,68	0,66	0,63-0,70	0,18	0,41	0,70	1,12	1,66	2,07	<0,1	8,6
PCB180 (µg/L) N=2822	n=159 5,6%	0,59	0,52	0,42	0,40-0,45	<0,1	0,25	0,46	0,80	1,21	1,47	<0,1	9,2
Σ PCB 138, 153, 180 (µg/L) N=2814	-	2,01	1,60	1,53	1,45-1,62	0,40	0,94	1,61	2,62	3,88	4,82	0,15	18,8

Anmerkungen: <BG= unter Bestimmungsgrenze, AM= arithmetisches Mittel, STD = Standardabweichung, GM=geometrisches Mittel, KI GM = Konfidenzintervall des geometrischen Mittelwertes, P5, P25, P50, P75, P90, P95 = 5., 25., 50., 75., 90. und 95. Perzentil, Min= Minimaler Wert, Max = Maximaler Wert

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 7.1: Verteilung der Summe der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 (original und logarithmiert)**



**Abbildung 7.1: Fortsetzung (Summe PCB logarithmiert)**

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

### 7.3 Regressionsmodelle mit der Summe der PCB

Als Zielgröße wird wegen der hohen Korrelation zwischen den drei Kongeneren nur die Summe der PCB auf potenzielle Einflussvariablen analysiert (HBM-Band, Becker et al. 2002).

#### 7.3.1 Lineare Regressionsanalyse mit der logarithmierten Summe PCB<sup>16</sup>

Das Eingangsmodell der logarithmierten Summe der PCB enthält 86 Variablen<sup>17</sup> und erklärt 60,6% der Varianz (n=1476 Erwachsene, Tabelle 12.13 im Anhang). Wegen fehlender Angaben für einzelne Variablen, konnten im Eingangsmodell 360 Probanden nicht berücksichtigt werden (rund 13%).

Eine gute Anpassung der Residuen im Abschlussmodell an eine Normalverteilung wird im Mittelbereich der Verteilung erreicht, nicht jedoch in den Randbereichen (Abbildung

<sup>16</sup> Als Summe PCB wird im folgenden die Summe der PCB-Kongeneren 138, 153 und 180 bezeichnet.

<sup>17</sup> In vorab durchgeführten Analysen wurden die Aufnahme von Retinol bzw. Vitamin A aus der Diet History auf einen Einfluss auf die Summe der PCB untersucht. Keine der Variablen zeigte einen Zusammenhang zur PCB-Summe. Daher und aufgrund ungesicherter Hypothesen in der Literatur wurden sie nicht in das Eingangsmodell aufgenommen.

12.5 im Anhang). Die Residuen weisen eine engere Verteilung auf, deutlich höhere Körperlasten werden tendenziell überschätzt und deutlich niedrigere Werte unterschätzt. Die lineare Regressionsanalyse wird wegen ihrer besseren Aussagefähigkeit gegenüber der logistischen Regressionsanalyse bevorzugt.

Im reduzierten Abschlussmodell verbleiben 17 statistisch signifikante Prädiktoren, die zusammen 62,8% der Varianz der Summe der PCB erklären (korrigiertes  $R^2$  62,5%,  $n=2415$  Erwachsene, Abbildung 7.2, Tabelle 7.2). Bedeutendster Prädiktor ist das Alter, das einen Varianzanteil von knapp 40% erklärt. Mit jedem Lebensjahr steigt die PCB-Blutkonzentration um geschätzte 3,2% an, woraus bei einem 40-Jährigen verglichen mit einem 18-Jährigen eine ca. 100%ige Erhöhung der PCB-Konzentration resultieren würde (Abbildung 7.3). Die Gesamtlipide im Serum sind positiv mit der PCB-Summe korreliert und erklären 13,9% der Varianz. Eine Verdopplung der Lipidkonzentration geht mit einer relativen Zunahme der Summe der PCB um 90% einher.

Folgende Eigenschaften weisen inverse Beziehungen zur Summe der PCB im Blut auf: Bei einer Verdopplung des Body-Mass-Indexes tritt eine geschätzte relative Abnahme der PCB-Gehalte von 29,3% auf (Abbildung 7.4), jedoch erklärt der BMI nur 2% der Varianz der PCB im Blut.<sup>18</sup> Probanden, die 1988 in der DDR wohnten, haben niedrigere PCB-Gehalte (relative Abnahme 17,4%). Statistisch signifikant geringere PCB-Konzentrationen wurden überdies bei in Süd- und Osteuropa Geborenen beobachtet, bei einer Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren und bei Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt.

Signifikant höhere PCB-Werte im Blut ergeben sich mit einer täglich höheren Menge an verzehrtem Fisch (Abbildung 7.5), häufigerem Konsum von Kaffee (Abbildung 7.6) und Mineral- und Leitungswasser. Der Verzehr von Krustentieren bis 48 Stunden vor der Probennahme ist zusätzlich positiv mit der PCB-Summe assoziiert, wobei der Anteil an erklärter Varianz dieser Komponente minimal ist.

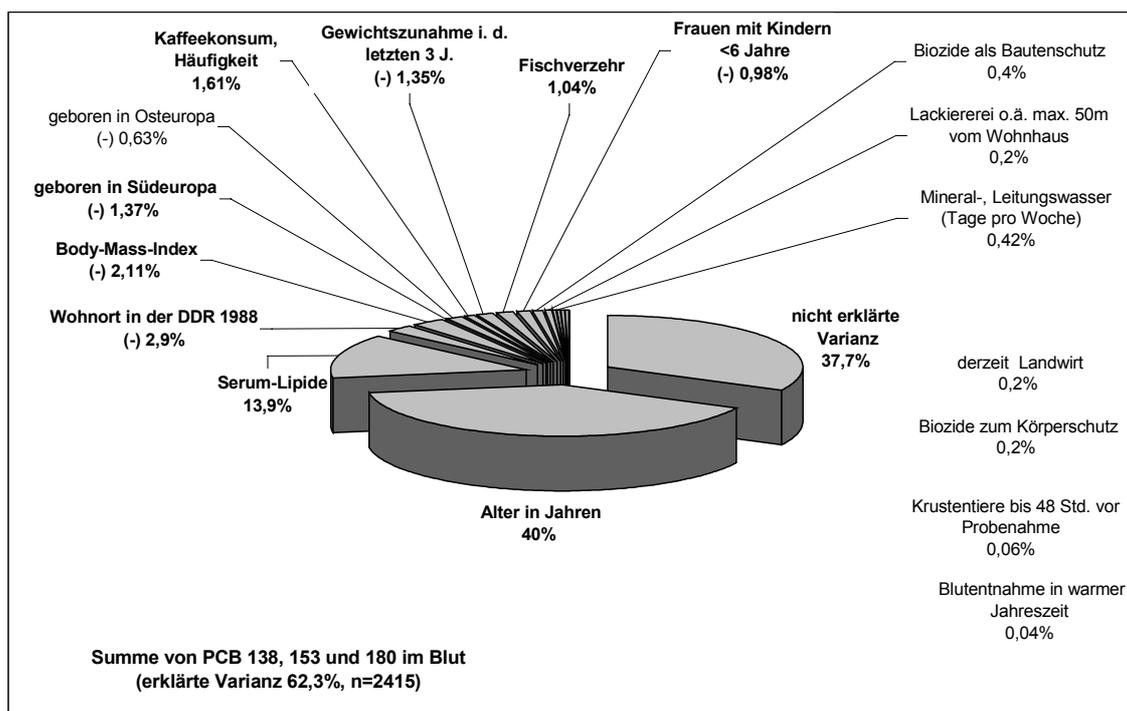
---

<sup>18</sup> In den nach Altersklassen getrennten BMI-Kategorien zeigen sich keine Unterschiede in den Mittelwerten für die Summe der PCB (Tabelle 12.15 im Anhang).

Darüber hinaus sind einige Wohn- und Lebensbedingungen mit höheren PCB-Werten verbunden, und zwar die Biozidnutzung zum Bautenschutz, ein Lösungsmittel-verarbeitender Betrieb in Wohnungsnähe, die Blutentnahme in der warmen Jahreszeit und die Verwendung von Bioziden zum Körperschutz<sup>19</sup>. Unter den Berufen hat die derzeitige Beschäftigung als Landwirt eine Bedeutung: Landwirte haben durchschnittlich höhere PCB-Werte als nicht in der Landwirtschaft Tätige.

Die zuletzt genannten Einflussfaktoren erklären jeweils unter ein Prozent der Varianz der Summe der PCB, sie müssen daher als schwach gewertet werden.

**Abbildung 7.2: Varianzkomponenten (17) für die Summe der PCB im Blut bei Erwachsenen**



Anmerkungen: (-) = inverser Zusammenhang, Zutreffendes ist mit geringerem PCB-Gehalt assoziiert.

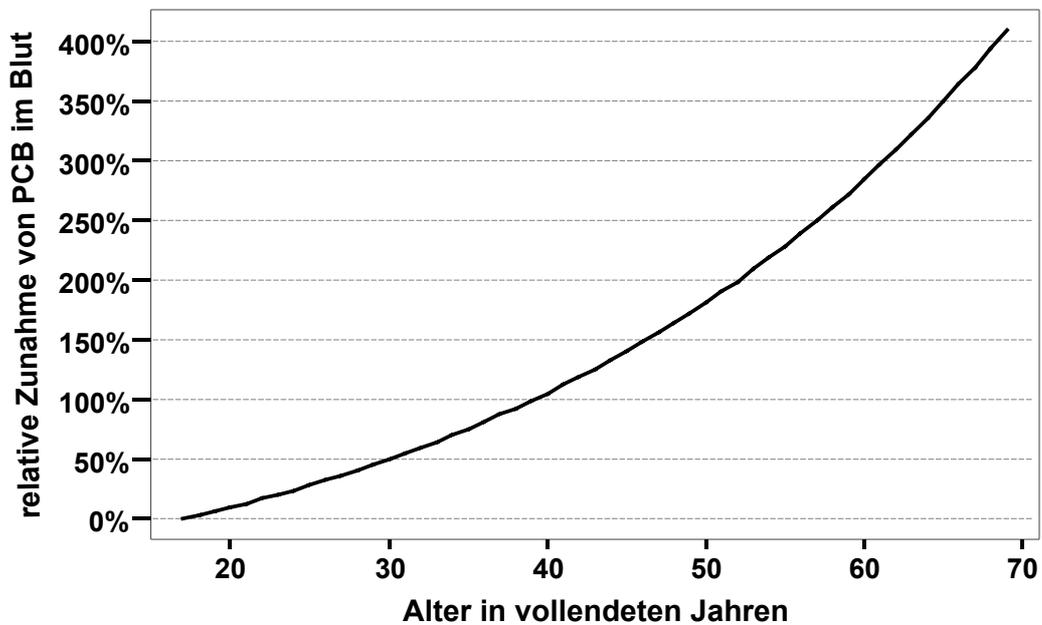
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

<sup>19</sup> Auch ist das Wohnen in städtischen Gebieten ein schwacher Prädiktor für PCB im Blut ( $p=0,034$ ). Er verbessert jedoch nicht die erklärte Varianz und wurde nicht in das Abschlussmodell aufgenommen.

**Tabelle 7.2: Lineares Abschlussmodell der Summe von PCB 138, 153 und 180 im Blut**

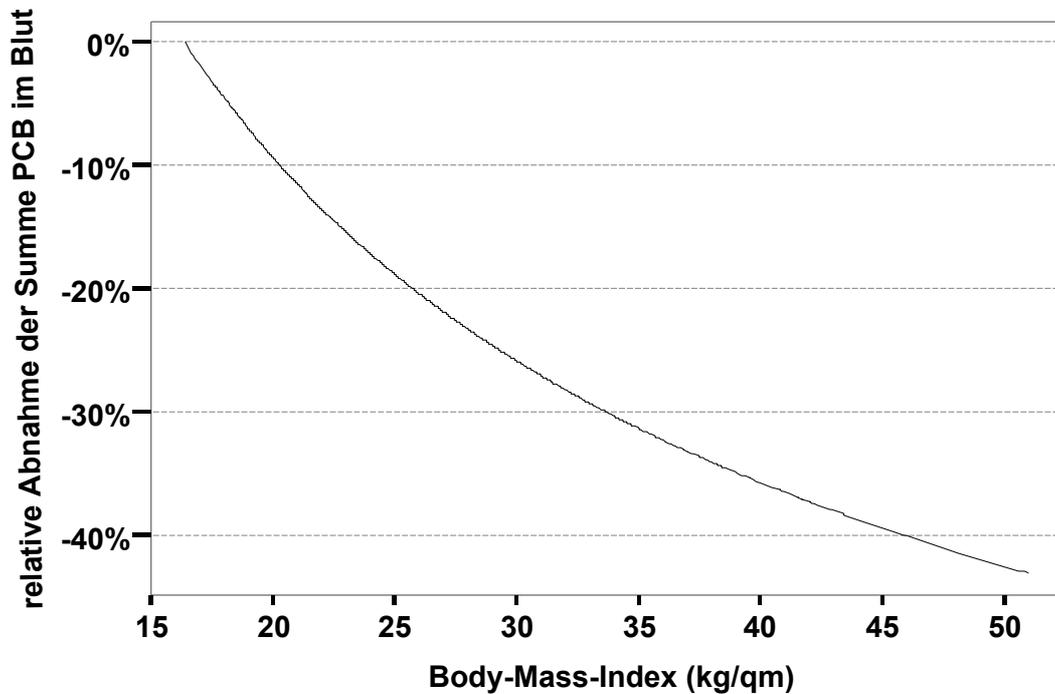
n=2415 FG=17 R-Quadrat 0,628 korrigiertes R <sup>2</sup> 0,625 Prädiktoren	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten		Kollinearitätsstatistik	erklärter Varianzanteil	relative Veränderung/ Einheit
	B	Standardfehler	Beta	p	Toleranz	beta*r (%)	exp(B)*100
(Konstante)	-1,293	,197		,000			
Alter in Jahren	,0313	,001	,571	,000	,667	39,97	3,2%
Gesamt-Lipide im Serum (g/L), (logarithmiert)	,928	,049	,275	,000	,735	13,90	152,9%
Wohnort 1988 in der DDR (Referenz: alte BRD o. Ausland)	-,320	,023	-,179	,000	,944	2,90	-17,4%
BMI (logarithmiert)	-,500	,064	-,110	,000	,782	2,11	-39,3%
Geboren in Südeuropa (Referenz: anderswo geboren)	-,560	,069	-,102	,000	,980	1,37	-42,9%
Geboren in Osteuropa (Referenz: anderswo geboren)	-,335	,045	-,092	,000	,985	0,63	-28,5%
Kaffee mit Koffein (Häufigkeit 7- stufig)	,0353	,005	,091	,000	,960	1,61	3,6%
Gewichtszunahme in den letzten 3 J. (Referenz: keine Gewichts- veränderung oder Abnahme)	-,135	,020	-,085	,000	,947	1,35	-12,6%
Fisch (3-stufig: 0-10, >10-30, über 30g/Tag)	,0564	,014	,053	,000	,925	1,04	5,8%
Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haushalt (Referenz: übrige Frauen und Männer)	-,131	,036	-,047	,000	,928	0,98	-12,3%
Biozidnutzung als Bautenschutz (Referenz: keine Nutzung)	,122	,034	,045	,000	,979	0,40	13,0%
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus (ja, Referenz: nein)	,266	,086	,039	,002	,990	0,21	30,5%
derzeit als Landwirt beschäftigt (ja, Referenz: nein)	,385	,126	,038	,002	,985	0,20	47,0%
Blutentnahme in warmer Jahreszeit (Referenz: kalte Jahreszeit)	,0579	,020	,037	,003	,982	0,04	6,0%
Mineral-, Leitungswasser (Tage pro Woche)	,0121	,004	,036	,005	,941	0,42	1,2%
Biozidnutzung als Körperschutz (Referenz: keine Nutzung)	,0575	,024	,030	,017	,965	0,20	5,9%
Krustentiere bis 48 Std. vor Probe- nahme (ja/nein)	,178	,075	,030	,018	,986	0,06	19,5%

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 7.3: Relative Zunahme der PCB-Summe im Blut mit dem Alter**

Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, BMI, Geschlecht, Gewichtszunahme, Wohnort DDR 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Mineral-, Leitungswasser, Kaffeekonsum, Biozide zum Bauten- und Körperschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Landwirte, Verzehr von Krustentieren vor Probennahme und Fisch, Blutentnahme in warmer Jahreszeit.

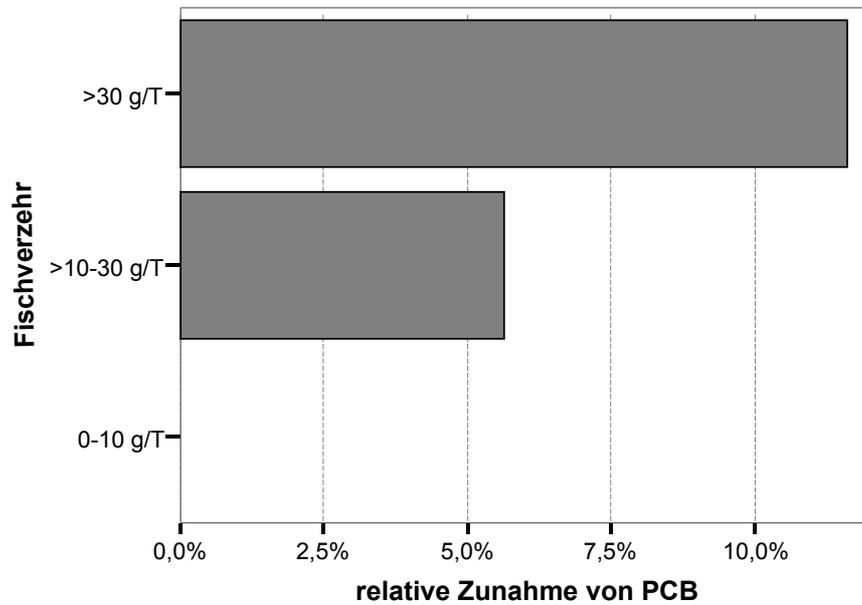
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 7.4: Relative Abnahme der Summe der PCB im Blut mit dem BMI**

Anmerkungen: Geschätzte relative Abnahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, Alter, Geschlecht, Gewichtszunahme, Wohnort DDR 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Mineral-, Leitungswasser, Kaffeekonsum, Biozide zum Bauten- und Körperschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Landwirte, Verzehr von Krustentieren vor Probennahme und Fisch, Blutentnahme in warmer Jahreszeit.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

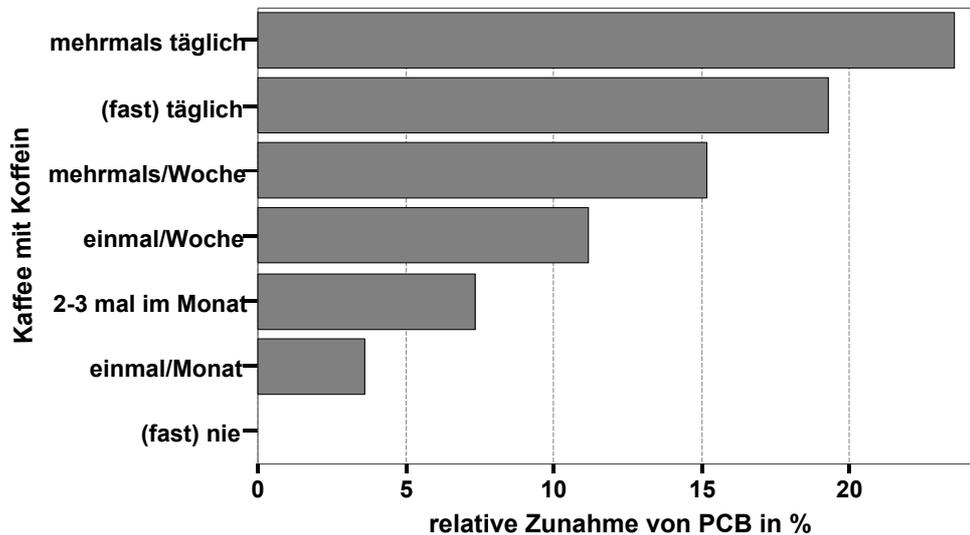
**Abbildung 7.5: Relative Zunahme der Summe PCB im Blut mit dem täglichen Fischverzehr (Diet History)**



Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, Alter, BMI, Geschlecht, Gewichtszunahme, Wohnort DDR 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Mineral-, Leitungswasser, Biozide zum Bauten- und Körperschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Landwirte, Kaffeekonsum und Verzehr von Krustentieren vor Probennahme, Blutentnahme in warmer Jahreszeit.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Abbildung 7.6: Relative Zunahme der PCB-Summe im Blut mit Kaffeekonsum



Anmerkungen: Geschätzte relative Zunahme unter Kontrolle von Serum-Lipiden, Alter, BMI, Geschlecht, Gewichtszunahme, Wohnort DDR 1988, Geburtsort Süd- und Osteuropa, Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haus, Mineral-, Leitungswasser, Biozide zum Bauten- und Körperschutz, Lackiererei in Wohnungsnähe, Landwirte, Verzehr von Krustentieren vor Probennahme und Fisch, Blutentnahme in warmer Jahreszeit.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

### 7.3.2 Lineare Regression der Summe der PCB mit Lipidbezug

In einem Abschlussmodell mit der **auf die Serum-Lipide bezogenen PCB-Konzentration (logarithmiert)** erlangen die Serumlipide keine statistische Signifikanz ( $p=0,12$ ). Alle übrigen Prädiktoren bleiben statistisch signifikant und entsprechen denen des volumenbezogenen Abschlussmodells. Mit diesem Modell beträgt die erklärte Varianz  $R^2$  52,3% (korrigiert).

### 7.3.3 Logistische Regression mit der Summe an PCB

Aufgrund der nicht vollständigen Anpassung der Residuen an eine Normalverteilung wurde zur Überprüfung der identifizierten Prädiktoren eine logistische Regression mit Tertilen (unteres versus oberes Tertil:  $0,1-1,16 \mu\text{g/L}$ ,  $n=831$  versus  $>2,19 \mu\text{g/L}$ ,  $n=838$ ) der Summe der PCB berechnet. Das reduzierte Modell enthält zwölf Prädiktoren.

Die folgenden Prädiktoren entsprechen denen des linearen Abschlussmodells (siehe Tabelle 7.2): Alter, Gesamtlipide im Serum, BMI, Wohnort 1988 in der DDR, geboren in Süd- und Osteuropa, die Anwendung von Bioziden zum Bautenschutz und die Konsumhäufigkeit von Kaffee und Mineral-/Leitungswasser. Für den Kaffee- und Mineralwasserkonsum zeigen sich jeweils Dosis-Häufigkeitsbeziehungen mit den PCB-Gehalten im Blut. Eine weitere Dosis-Häufigkeitsbeziehung besteht zur täglich verzehrten Menge an Kartoffeln, wobei nur die höchste Kategorie statistisch signifikant ist (>100-200g: OR 1,4,  $p=0,085$ ; >200g: OR 1,96,  $p=0,025$ ). Ein höherer Odds-Ratio findet sich noch für das Nachhausebringen von schmutziger Arbeitskleidung (OR 1,9,  $p=0,009$ ).

Mehrere im linearen Modell signifikante Prädiktoren haben im logistischen Modell keinen Einfluss auf das obere Tertil von PCB, nämlich der tägliche Fischverzehr, der Fischkonsum vor der Probennahme, das Vorhandensein von Kindern unter 6 Jahren bei Frauen, ein Lösungsmittelverarbeitender Betrieb in Wohnnähe, die Anwendung von Bioziden zum Körperschutz, die Beschäftigung als Landwirt und die Blutentnahme zur warmen Jahreszeit.

#### 7.3.4 Lineare Regression der Summe PCB nach Bundesländern

Die getrennten Eingangsmodelle der logarithmierten Summe an PCB für Probanden in den alten und neuen Bundesländern wurden entsprechend dem Eingangsmodell für die Gesamtgruppe berechnet. Daraus ergibt sich ein Abschlussmodell für die Erwachsenen in den **alten Bundesländern** mit 17 Prädiktoren ( $n=1882$  Probanden). Die erklärte Varianz beträgt 63,8% (korrigiertes  $R^2$  63,5%).

Beinahe ohne Ausnahme sind die gleichen Prädiktoren statistisch bedeutsam wie im Abschlussmodell für die Gesamtgruppe. Nur die Biozidnutzung zum Körperschutz ist statistisch nicht gesichert ( $p=0,055$ ).

Das Abschlussmodell für Erwachsene in den **neuen Bundesländern** enthält acht Prädiktoren ( $n=598$  Probanden). Gemeinsam erklären sie 55,6% der Varianz der PCB-Summe im Blut (korrigiertes  $R^2$  55%). Das Alter, die Gesamtlipide im Blut, der logarithmierte BMI und Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt ( $p=0,005$ ) tragen

statistisch signifikant zur Erklärung bei. Gleiches gilt für den Kaffeekonsum ( $p=0,001$ ) und die Blutentnahme in der warmen Jahreszeit ( $p=0,007$ ). Nur in den neuen Bundesländern signifikant sind die Prädiktoren „Wohnen in Blockbebauung ohne Grün“ ( $p=0,019$ ) und „Verzehr von Geräuchertem mindestens einmal pro Woche“ ( $p=0,035$ ), die beide in Richtung höherer Werte mit der Summe der PCB assoziiert sind.

### 7.3.5 Lineare Regressionen der Summe PCB im Blut nach Geschlecht

Die getrennten Modelle für Männer und Frauen wurden aus kompletten Eingangsmodellen der logarithmierten Summe der PCB-Konzentration generiert.

Das Abschlussmodell für **Männer** ( $n=1110$ ) umfasst 14 statistisch signifikante Prädiktoren, die 64,2% der Varianz aufklären. Die Zunahme mit dem Alter ist wieder wichtigster Einflussfaktor, gefolgt von den Gesamt-Lipiden im Blut und dem Wohnen in der ehemaligen DDR. Männliche Probanden, die 1988 in der DDR lebten, haben geringere PCB-Werte ( $p=0,0001$ ). Durchschnittlich geringere Werte weisen auch in Südeuropa und in Osteuropa geborene Männer auf ( $p=0,0001$  und  $p=0,001$ ).

Eine Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren ist mit geringeren ( $p=0,006$ ) und eine Gewichtsabnahme mit höheren ( $p=0,015$ ) PCB-Werten verbunden.

Mit durchschnittlich höheren PCB-Gehalten bei männlichen Probanden korreliert sind die „Wohnnähe zu einem Lösungsmittelverarbeitenden Betrieb“ ( $p=0,01$ ), „schmutzige Arbeitskleidung in die Wohnung bringen“ ( $p=0,01$ ) und die Verwendung von Bioziden zum Körperschutz ( $p=0,013$ ).

Von den Verzehrsgewohnheiten ist der Kaffeekonsum erneut statistisch signifikant in Richtung höherer PCB-Gehalte ( $p=0,0001$ ). Außerdem hängen die Verzehrshäufigkeit von Obst (7-stufig:  $p=0,01$ ), der Verzehr von Krustentieren vor der Probennahme ( $p=0,021$ ) sowie die täglich aufgenommene Menge an Nüssen und Samen (3-stufig,  $p=0,034$ ) positiv mit der PCB-Summe im Blut zusammen.

Das Abschlussmodell für die Summe der PCB von den **weiblichen** Probanden ( $n=1340$ ) enthält 13 statistisch signifikante Einflussfaktoren ( $R^2$  62,5%), die weitgehend den bereits

genannten gleichen: Alter, BMI, Gesamtlipide im Blut, eine Gewichtszunahme in den letzten drei Jahren, ein Wohnort 1988 in der DDR, der Geburtsort Süd- oder Osteuropa (alle  $p=0,000$ ), der Einsatz von Bioziden zum Bautenschutz ( $p=0,026$ ), der tägliche Fischverzehr ( $p=0,000$ ), die Häufigkeiten von Kaffeekonsum ( $p=0,000$ ) und von Leitungs- und Mineralwasserkonsum ( $p=0,031$ ) sind jeweils mit höheren PCB-Werten assoziiert.

Frauen mit Kindern unter 6 Jahren haben eine geringere PCB-Konzentration im Blut ( $p=0,002$ ). Darüber hinaus haben Frauen der Unterschicht geringere PCB-Werte als Frauen der Mittel- oder Oberschicht ( $p=0,003$ ).

### 7.3.6 Modelle mit PCB im Hausstaub als Prädiktor

Bei 505 Probanden wurden die PCB-Kongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180 im Hausstaub (Proben aus Staubsaugerbeuteln, 2mm-Fraktion) bestimmt. Die relativen Probenzahlen mit Werten über der Bestimmungsgrenze von 0,02 mg/kg betragen für PCB-Kongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180 jeweils 2%, 8%, 40%, 50%, 43% und 35%. Explorativ wurden verschiedene hochkorrelierte Hausstaub-Variablen als mögliche Prädiktoren für die Summe der PCB im Blut in das Abschlussmodell eingeführt (jeweils untransformiert und logarithmiert):

- Einzelkongenere PCB 138, 153 und 180 im Hausstaub;
- Summe der sechs PCB-Kongenere im Hausstaub;
- Summe der drei langlebigen Kongenere PCB 138, 153 und 180 im Hausstaub;
- Summe von PCB 101, 138, 153 und 180 im Hausstaub.

Es zeigten sich keine Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen der PCB-Konzentration im Hausstaub und im Hausstaub der Summe der PCB-Kongenere 138, 153 und 180 im Blut.

## 7.4 Diskussion der Ergebnisse der Summe an PCB 138, 153 und 180 im Blut

### 7.4.1 Biologisch-physiologische Einflussfaktoren

Die Altersabhängigkeit der Summe der PCB 138, 153 und 180 ist besonders ausgeprägt. Fast zwei Drittel der erklärten Varianz der PCB im Vollblut (62%) wird durch das Lebensalter der Probanden erreicht (Varianzanteil 39%). Das Ergebnis unterstreicht erneut die Bedeutung der PCB-Akkumulation über die Lebensjahre (Kappos et al. 1998).

Zweitstärkster Prädiktor ist die Konzentration der Blutfette (14% Varianzanteil), die mit zunehmender Konzentration zu höheren PCB-Gehalten führt und ursächlich mit der besonderen Fettlöslichkeit der höher chlorierten Biphenyle zusammenhängt.

Bemerkenswert ist die inverse Beziehung zum BMI, da der BMI mit anderen Organochlorverbindungen (DDE, HCB) positiv assoziiert ist. Ähnliche Ergebnisse zeigten sich bei Muttermilchgehalten (Schade et al. 1998). Der durch den BMI erklärte Varianzanteil von PCB ist geringer als der von DDE und HCB (2,1% versus 2,8% und 7,5%). Gewichtsveränderungen in den letzten drei Jahren haben für die PCB-Konzentration im Blut nur eine Bedeutung, wenn es sich um eine Zunahme handelt, die mit geringeren PCB-Werten verknüpft ist. Beide Wirkungen, die des BMI und der Gewichtszunahme, können mit einer Verdünnung der PCB-Konzentration bei höherem BMI begründet werden.

Unterschiede in den PCB-Gehalten zwischen Männern und Frauen sind statistisch nicht bedeutsam.

Der Ersatzindikator für das Stillen „Kinder <6 Jahre im Haushalt bei Frauen“ ist für die Summe der PCB im Blut ein brauchbarer Prädiktor (1% erklärter Varianzanteil). Ein vermindernder Effekt findet sich auch im für Frauen stratifizierten Modell. Die Variable erklärt jedoch nicht die Zugehörigkeit zum oberen Tertil der PCB-Summe. Der Prädiktor ist daher als eher schwach einzustufen. Gezielte Fragen nach der Zahl gestillter Kinder pro Frau oder genauere Zeitangaben wären geeigneter, die eigentlich interessierende

Assoziation in ihrer Größenordnung zu identifizieren (Heudorf et al. 2002; Schantz et al. 1994; Schechter et al. 2001).

#### **7.4.2 Wohn- und Geburtsorte**

Personen, die 1988 in der DDR wohnten, haben 1998 noch deutlich geringe PCB-Werte als Probanden, die zu DDR-Zeiten im alten Bundesgebiet wohnten. Dies ist ein neuerlicher Beleg dafür, dass die aktuelle PCB-Belastung erheblich durch frühere Expositionen beeinflusst wird (erklärter Varianzanteil 3%). Raum et al. (1998) finden in Muttermilchproben von 1998 keine Ost-Westunterschiede mehr. In Daten der Frauenmilch- und Dioxin-Humandatenbank des ehemaligen BgVV zeigt sich für das Jahr 1997 jedoch ein Unterschied in den mittleren Gehalten an PCB (BfR 2003).

Probanden, die in Ost- oder Südeuropa geboren sind, weisen ebenfalls geringere PCB-Gehalte auf als in Deutschland oder anderswo Geborene. Hier spiegelt sich die langjährige Produktion und Verwendung der PCB vorwiegend in Westdeutschland ab. Vergleichbare Ergebnisse wurden jeweils in einer Untersuchung von Flüchtlingen, die in Deutschland Asyl beantragt haben, und in einer Stichprobe aus Schweden und Lettland erzielt (Schmid et al. 1997; Sjodin et al. 2000).

Der Wohnort in städtischer Lage ist tendenziell mit höheren PCB-Konzentrationen im Blut verbunden. In den neuen Bundesländern sind zudem durchschnittlich höhere Werte bei Probanden zu finden, die in Blockbebauung ohne Grün wohnen. Möglicherweise wurden, ebenso wie in den alten Bundesländern, beim Plattenbau PCB-haltige Fugen- und Dichtungsmaterialien verwandt.

#### **7.4.3 Emittenten am Wohnort und im Innenraum**

Von den möglichen Emittenten am Wohnort und den verschiedenen Anwendungszwecken von Bioziden erlangten die Wohnnähe zu einem Lösungsmittelverarbeitenden Betrieb sowie die Anwendung von Bioziden zum Bautenschutz und zum Körperschutz (u.a. gegen Mücken, Läuse, Krätze) statistische Signifikanz für höhere PCB-Werte.

Für die Belastung der Probanden mit PCB sind die im Umwelt-Survey 1998 erhobenen potentiellen Emittenten zu unspezifisch. Potentielle Emittenten von polychlorierten Biphenylen (und Dioxinen) sind Hausmüll- und Sondermüll-Verbrennungsanlagen sowie Mülldeponien (Domingo et al. 2001; Tam 1999; Wrbitzky et al. 1995). Als Expositionsquellen kommen zum Teil Schulen in Frage, in denen PCB-haltiges Baumaterial verarbeitet wurde, obwohl man es hier überwiegend mit niedrig chlorierten PCB zu tun hat (Ewers et al. 1998; Gabrio et al. 2000; Neisel et al. 1999).

Die im Hausstaub des Staubsaugerbeutels gemessenen Werte an PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180 (als Summenindikatoren) erweisen sich in linearen Modellen mit der Untergruppe als nicht prädiktiv für die Blut-Konzentration der Summe PCB. Dies legt die Vermutung nahe, dass die höher chlorierten Kongenere nur zu einem geringen Anteil über den Hausstaub aufgenommen werden (Kalberlah et al. 2002).

#### **7.4.4 Berufstätigkeit**

Berufe waren in dieser Stichprobe mit einer Ausnahme nicht relevant, was zum Teil mit geringen Fallzahlen, zum Teil mit möglichen Missklassifikationen zu tun haben könnte. Einzig derzeitig als Landwirt Beschäftigte (n=11) weisen höhere PCB-Gehalte auf als die übrigen Probanden. Ein ursächlicher Zusammenhang ist nicht bekannt.

Im Modell für männliche Probanden zeigt sich ferner, dass Männer, die häufig schmutzige Arbeitskleidung nach Hause bringen, durchschnittlich höhere PCB-Werte aufweisen. Hier ist eine berufliche Exposition nicht auszuschließen.

#### **7.4.5 Ernährung**

Die Rolle der aktuellen Ernährung für die PCB-Blutbelastung ist mit dem vorhandenen Instrumentarium nur mäßig aufzuklären, zieht man die Vielzahl der überprüften Lebensmittel in Betracht. Ähnliches wurde in den USA beobachtet (Laden et al. 1999). Der Eintragungspfad über den Verzehr von Fisch (DeVoto et al. 1998; Grandjean et al. 2001; Sjodin et al. 2000) ließ sich mit der täglich aufgenommenen Menge (Diet History) in der Gesamtgruppe gut nachzeichnen, ebenso im Modell der alten Bundesländer

und bei weiblichen Probanden. Der Verzehr von Krustentieren kurz vor der Probenahme leistet zusätzlich einen geringen Beitrag zur Erklärung der Summe der PCB in der Gesamtgruppe und bei männlichen Probanden (Burse et al. 1994). Die Zugehörigkeit zum oberen Tertil der Stichproben-Verteilung von PCB konnte mit dem Fischverzehr aber nicht erklärt werden, wodurch die Bedeutung des Prädiktors geschwächt wird.

Fleisch, Butter, Milch- und Käseprodukte bleiben, mit Ausnahme des Verzehrs von Geräuchertem bei Probanden in den neuen Bundesländern, ohne Bedeutung für die Blutkonzentration der Summe an PCB. Überraschend erweist sich der tägliche Kartoffelkonsum als prädiktiv in einer Dosis-Häufigkeitsbeziehung, d.h. je mehr Kartoffeln pro Tag verzehrt werden, desto häufiger liegt der PCB-Gehalt im Blut im Bereich der oberen 33% der Verteilung. Dieses Ergebnis konnte angesichts des geringen Fettgehaltes von Kartoffeln nicht erwartet werden (Soliman 2001; Summermann et al. 1978). Die Zubereitungsart der Kartoffeln blieb unberücksichtigt. Eine mögliche Kovariation mit anderen Konsumgewohnheiten (z.B. Kartoffeln und Aufnahme tierischer Fette: Spearman's  $r = 0,19$ ; Kartoffeln und Fleischkonsum  $r_s = 0,34$ ) sollte in zukünftigen Untersuchungen berücksichtigt werden. Allerdings sind weder der Fett- noch der Fleischkonsum in den vorliegenden Daten eigenständige Einflussgrößen.

Bei Männern zeigt sich ein positiver Zusammenhang zwischen der täglich verzehrten Menge an Nüssen, Ölen und Samen und dem PCB-Gehalt.

Der Kaffee- wie auch der Mineral- und Leitungswasserkonsum erweisen sich als positiv mit den PCB assoziiert. In zurückliegenden Untersuchungen wurden in Kaffee keine Pestizidrückstände gefunden (Cetinkaya et al. 1984) und eine Kontamination mit PCB ist nicht bekannt. Es ist daher davon auszugehen, dass häufiger Kaffeekonsum entweder in den Metabolismus der PCB eingreift oder eine negative Korrelation zur Fettaufnahme abgebildet wird.

Die Häufigkeit von Mineral- und Leitungswasserkonsum, nicht aber die tägliche Menge an Trinkwasser aus Leitungen des Haushalts, zeigt einen Zusammenhang zum PCB im Blut. Dies, gemeinsam mit der geringen Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von PCB im Trinkwasser, deutet auf einen intermediären Effekt hin. Es könnte sich, wie schon

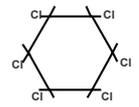
beim Kaffee vermutet, um eine Wirkung durch eine reduzierte Kalorienaufnahme handeln. Möglich ist aber auch ein negativer Zusammenhang zum Alter.

#### **7.4.6 Sonstiges**

Die Blutentnahme zur warmen Jahreszeit ist mit höheren PCB-Werten assoziiert, erklärt nicht die Zugehörigkeit zum oberen Tertil der PCB-Verteilung. Das Ergebnis sollte daher mit Vorsicht bewertet werden. Einen Hinweis auf die Möglichkeit jahreszeitlicher Unterschiede gibt das Ergebnis einer Raumlufstudie: In PCB belasteten Räumen wurden in der Raumluf im Sommer um den Faktor 2,5 höhere Werte gemessen als im Winter (zitiert in Kalberlah et al. 2002, S. 210).

## 8 $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan-(HCH)-Isomere im Vollblut

### 8.1 Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -HCH



HCH, allg.  
Strukturformel

$\gamma$ -HCH, auch Lindan genannt, ist das bekannteste Struktur-Isomer des Hexachlorcyclohexans, da es aufgrund seiner insektiziden Wirkung das eigentliche Produkt für die verschiedenen Anwendungszwecke des HCHs darstellt. Früher eingesetzt als Insektizid für Obst, Gemüse, Tabak, Weihnachtsbäume und als Holzschutzmittel, findet es heute noch Verwendung als Biozid zum Körperschutz gegen Krätzmilben, Läuse und Ähnliches (ATSDR 2002d). Technisch hergestelltes  $\gamma$ -HCH enthält als Nebenprodukt die übrigen Isomere in unterschiedlichen Anteilen. Die Halbwertszeit von Lindan liegt ungefähr bei 18 Stunden.  $\alpha$ -HCH ist sehr kurzlebig, mit einer Halbwertszeit von wenigen Stunden. Von den drei untersuchten HCH-Isomeren ist das  $\beta$ -HCH am langlebigsten (Halbwertszeit ca. 7 Jahre) und hat eine größere Tendenz, im Fettgewebe zu akkumulieren, demzufolge finden sich höhere Konzentrationen im Blut (ATSDR 2002d; Jung et al. 1997).

Die gesundheitliche Bedeutung einer HCH-Exposition im Hintergrundbereich, ist nicht abschließend geklärt. In Tiermodellen und *in vitro* wurden immunologische, neurotoxische und hormonelle Wirkungen von  $\gamma$ -HCH berichtet (ATSDR 2002d). Ergebnisse aus epidemiologischen Studien beim Menschen weisen überwiegend auf mögliche reproduktive Effekte hin. Beobachtet wurden höhere  $\beta$ -HCH-Werte bei Frauen mit Fehlgeburten (Gerhard et al. 1999), vermehrte Frühgeburten (Torres-Arreola et al. 2003) mit steigendem  $\beta$ -HCH im Blut der Mutter und verringerte Geburtsgewichte bei einer Lindan-Exposition (Karmaus et al. 1995; Siddiqui et al. 2003). Darüber hinaus zeigten sich im Zusammenhang mit  $\beta$ -HCH bei Neugeborenen eine Erhöhung des schilddrüsenstimulierenden Hormons TSH (Ribas-Fito et al. 2003) und bei Frauen häufiger Autoimmunmarker der Schilddrüse.

HCH wird vom „US Dept. of Health and Human Services“ als begründet kanzerogen (ATSDR 2002d) und von der IARC als möglicherweise kanzerogen eingestuft (IARC 1987).

## 8.2 Verteilungen von $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -HCH im Vollblut

Die im Blut bestimmten Gehalte an HCH sind als sehr gering einzustufen. Das  $\alpha$ -HCH wurde nur bei 1.7% der Probanden nachgewiesen,  $\gamma$ -HCH bei 5% und  $\beta$ -HCH bei 33% (Tabelle 8.1). Aus diesem Grund wurden mögliche Einflussfaktoren nur in der Gesamtgruppe untersucht, also nicht in nach Bundesländern oder Geschlecht differenzierten Untergruppen.

**Tabelle 8.1: Verteilung der Hexachlorcyclohexan (HCH)-Isomere im Blut (ungewichtete Daten)**

	>BG	AM	STD	GM	P50	P75	P90	P95	Min	Max
$\alpha$ -HCH ( $\mu\text{g/L}$ ) N=2810	n=48 1,7%	<0,1	0,45	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,4
$\beta$ -HCH ( $\mu\text{g/L}$ ) N=2749	n=934 33,1%	0,16	0,37	<0,1	<0,1	0,15	0,33	0,48	<0,1	7,8
$\gamma$ -HCH ( $\mu\text{g/L}$ ) N=2807	n=145 5,1%	<0,1	0,45	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	4,7

Anmerkungen: >BG= über der Bestimmungsgrenze, AM= arithmetisches Mittel, STD = Standardabweichung, GM=geometrisches Mittel, P50, P75, P90, P95 = 50., 75., 90. und 95. Perzentil, Min= Minimaler Wert, Max = Maximaler Wert.

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

## 8.3 Logistische Regressionsanalyse von $\beta$ -HCH im Blut

Zur Identifizierung von Einflussfaktoren, die auf mögliche Expositionsquellen hindeuten, wird mittels logistischer Regression für die dichotome Zielgröße „unter versus über der Bestimmungsgrenze“ untersucht, ob es systematische Hinweise auf Zusammenhänge zwischen Expositionsfaktoren und der Zielgröße  $\beta$ -HCH im Blut gibt.

Das Eingangsmodell enthält 94 Variablen (n=1405 Probanden, davon n=481 mit einem  $\beta$ -HCH-Gehalt über der Bestimmungsgrenze, Tabelle 12.16 im Anhang). Die höhere Variablenzahl (gegenüber den anderen Organochlorverbindungen) resultiert aus zusätzlich berücksichtigten explorativen Variablen der Wohnumwelt, wie Wohnen in einem Lehm-/Fachwerk- oder Holzhaus, potenzielle Emittenten in Wohnnähe (Tankstelle, Reinigung und/oder Druckerei) und einigen Berufen (Chemiker, Raumausstatter, Krankenschwestern).

Aus diesem Modell wurde ein Abschlussmodell mit 13 statistisch signifikanten Prädiktoren generiert (n= 2413 Probanden, davon 826 mit  $\beta$ -HCH-Werten über der Nachweisgrenze, Abbildung 8.1 und Tabelle 8.2).

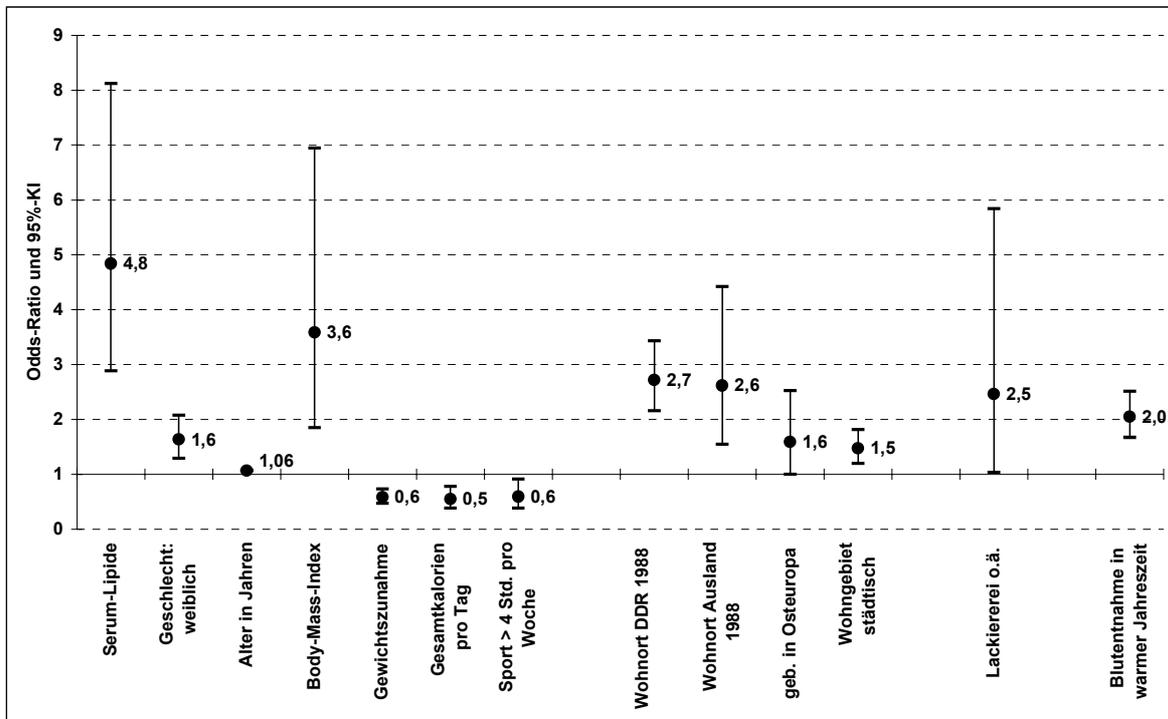
Die logarithmierten Gesamtlipide weisen den höchsten Odds-Ratio von 4,8 pro Einheit auf. Der logarithmierte BMI hat einen Odds-Ratio von 3,6 pro Einheit (Tabelle 8.2).

Mit jedem Altersjahrzehnt steigt das Risiko um 6,6%, eine  $\beta$ -HCH-Blutkonzentration oberhalb der Nachweisgrenze zu haben (OR 1,066 pro Lebensjahr). Eine Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren, mehr als vier Sportstunden in der Woche und die logarithmierte Gesamtkalorienmenge pro Tag sind invers assoziiert, d.h. die Odds-Ratios liegen unter dem der jeweiligen Referenzkategorie.

Mit höheren Odds-Ratios verbundene Prädiktoren sind das Wohnen in der DDR (1988), Wohnen im Ausland (1988) und in städtischen Gebieten. Außerdem haben in Osteuropa Geborene (OR 1,6) und Probanden, die in der Nähe eines Lösungsmittelverarbeitenden Betriebes wohnen (OR 2,4), häufiger einen  $\beta$ -HCH-Nachweis im Blut. Eine Blutentnahme in der warmen Jahreszeit ist doppelt so häufig mit einem  $\beta$ -HCH-Nachweis verbunden wie die Blutentnahme in der kalten Jahreszeit.

Versuchsweise wurde Lindan im Hausstaub (dichotomisiert an der Bestimmungsgrenze) als möglicher Prädiktor für  $\beta$ -HCH im Blut überprüft. Bei 25% der Probanden ergab sich ein Wert über der Bestimmungsgrenze. Es zeigte sich jedoch keine Assoziation von Lindan im Hausstaub und der Blutkonzentration von  $\beta$ -HCH im Regressionsmodell.

Abbildung 8.1: Einflussfaktoren (13) für  $\beta$ -HCH im Blut bei Erwachsenen



Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 8.2: Logistisches Abschlussmodell von  $\beta$ -HCH (unter/über der Bestimmungsgrenze)**

$\beta$ -HCH: n=2413, unter BG=1587, über BG=826 FG=13	n	FG	p	OR	95% Konfidenzintervall für OR	
Prädiktoren					Unterer W.	Oberer W.
Gesamt-Lipide im Serum (logarithmiert)		1	,000	4,840	2,884	8,123
Geschlecht: weiblich (Referenz: männlich)	1331	1	,000	1,636	1,291	2,074
Alter in vollendeten Jahren		1	,000	1,066	1,057	1,076
Body-Mass-Index (logarithmiert)		1	,000	3,584	1,850	6,943
Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren (Referenz: keine Zunahme o. Abnahme)	851	1	,000	,586	,471	,729
Sporttreiben mehr als 4 Std./Woche (Referenz: weniger / kein Sport)	203	1	,018	,592	,383	,915
Wohnort in der DDR 1988 (Referenz: BRD oder Ausland)	572	1	,000	2,719	2,155	3,430
Wohnort im Ausland 1988 (Referenz: BRD o. DDR)	93	1	,000	2,617	1,549	4,421
in Osteuropa geboren (Referenz: anderswo geboren)	114	1	,050	1,589	1,000	2,525
Städtisches Wohngebiet (Referenz: vorstädtisch/ländlich)	826	1	,000	1,473	1,194	1,816
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus (Referenz: nein)	30	1	,041	2,462	1,038	5,840
Gesamtkalorien pro Tag (kcal/d) (logarithmiert)		1	,001	,547	,383	,781
Blutentnahme in warmer Jahreszeit (Referenz: kalte Jahreszeit)	983	1	,000	2,048	1,670	2,511
Konstante	1	1	,000	,001		
-2 Log-Likelihood 2360,29		Cox & Snell R-Quadrat ,264		Nagelkerkes R-Quadrat ,365		

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

## 8.4 Diskussion von $\beta$ -HCH im Blut

Das  $\beta$ -HCH ist das langlebigste unter den HCH-Isomeren und akkumuliert im menschlichen Körper (Baumann et al. 1980). Aufgrund seiner Persistenz und Fettlöslichkeit findet es sich im Blut an Lipide gebunden. Die Belastung mit  $\beta$ -HCH im Blut ist als gering zu bezeichnen, da weniger als ein Drittel der 2750 Probanden einen Nachweis von  $\beta$ -HCH aufweisen.

#### 8.4.1 Biologisch-physiologische Einflussvariablen

Gleich den Ergebnissen für die übrigen persistenten Organochlorverbindungen ist auch  $\beta$ -HCH im Blut von den Gesamt-Lipiden abhängig und die Häufigkeit eines Nachweises nimmt mit höherem Alter der Probanden zu, was neben der Akkumulation mit dem Lebensalter für einen Kohorteneffekt sprechen kann. Der Zusammenhang ist aus früheren Untersuchungen bekannt (Kommission "Human Biomonitoring" des Umweltbundesamtes 1999). Ein höherer Body-Mass-Index erhöht die Wahrscheinlichkeit eines  $\beta$ -HCH-Nachweises im Blut bei Probanden des Umwelt-Surveys 1998, ein aus der Literatur bekannter Effekt (Sala et al. 1999). Eine Gewichtszunahme in den letzten drei Jahren senkt dagegen die Wahrscheinlichkeit, einen Wert über der Bestimmungsgrenze zu haben. Dies könnte für einen Verdünnungseffekt sprechen. Die Bedeutung des Geschlechtes als Prädiktor zeigt, dass bei Frauen häufiger  $\beta$ -HCH nachgewiesen wird als bei Männern. Möglicherweise benutzen Frauen häufiger  $\beta$ -HCH-haltige Mittel als Biozide oder essen häufiger kontaminierte Nahrungsmittel, allerdings finden sich in den vorliegenden Daten keine Hinweise für entsprechende Einzelwirkungen.

#### 8.4.2 Wohn- und Aufenthaltsorte

Sowohl der Wohnort in der ehemaligen DDR als auch das Wohnen im Ausland im Jahr 1988 sind mit häufigeren Nachweisen von  $\beta$ -HCH im Blut verbunden. Außerdem haben in Osteuropa Geborene statistisch tendenziell ein höheres Risiko, was sich mit einer Untersuchung von Schmid et al. (Schmid et al. 1997) deckt. An diesen Ergebnissen lässt sich ablesen, dass sich eine Exposition mit  $\beta$ -HCH langfristig auswirken kann. Unter Umständen spielt hier ein geringerer Reinheitsgrad bei der ostdeutschen Produktion von Lindan ( $\gamma$ -HCH) eine Rolle, bei dem ein Gemisch mit höheren Anteilen von  $\beta$ -HCH entstand. Auch war die Anwendung von HCH als Pestizid in der Landwirtschaft unterschiedlich verbreitet. Jedoch haben Probanden, die in städtischen Gebieten wohnen, ein höheres Risiko für einen  $\beta$ -HCH-Wert über der Bestimmungsgrenze, was einem vermuteten Eintragspfad durch die Verwendung von HCH in der Landwirtschaft widerspricht. Gleichwohl könnte vermutet werden, dass Stadtbewohner häufiger pestizidhaltige Nah-

rungsmittel verzehren. Landbewohner konsumieren dagegen möglicherweise häufiger Produkte aus eigenem Anbau, die weniger mit Pestiziden behandelt wurden.

Unter den möglichen Emittenten am Wohnort ist der landwirtschaftliche Betrieb nicht bedeutsam. Allein die Nähe zu einem Lösungsmittelverarbeitenden Betrieb ist mit einer signifikanten Erhöhung des Odds-Ratios assoziiert. Uns ist nicht bekannt, mit welchen Pestiziden in diesen Betrieben (z.B. in Lackierereien) gearbeitet wurde bzw. wird.

Die verschiedenen Anwendungszwecke von Bioziden haben keinen statistischen Einfluss auf die Häufigkeit eines  $\beta$ -HCH-Nachweises. Entsprechendes gilt für die Berufstätigkeit in der Landwirtschaft oder in anderen Branchen.

### **8.4.3 Ernährung**

Mit den spezifischen Ernährungsfaktoren konnte die Verteilung des  $\beta$ -HCH nicht erklärt werden. Als unspezifisch lässt sich die Gesamtaufnahme an Kalorien bezeichnen, wobei eine höhere Kalorienmenge die Wahrscheinlichkeit erhöht, einen  $\beta$ -HCH-Wert unter der Bestimmungsgrenze aufzuweisen. Bestehende Beziehungen zum BMI und zur körperlichen Aktivität konnten nicht abschließend aufgeklärt werden.

### **8.4.4 Sonstiges**

Die Blutentnahme in warmer Jahreszeit erhöht das Risiko eines Nachweises von  $\beta$ -HCH im Blut. Als mögliche Ursachen kommen verschiedene Erklärungen in Frage, die jedoch spekulativ bleiben. Denkbar sind z.B. Veränderungen im Stoffwechsel, im Bewegungsverhalten, in der Ernährung und Unterschiede in den Aufenthaltszeiten im Freien.

## **8.5 Logistische Regression mit $\gamma$ -HCH im Blut**

Die logistische Regression wurde wegen der geringen Fallzahl von Probanden mit einem  $\gamma$ -HCH-Nachweis mit ausgewählten Variablengruppen schrittweise explorativ durchgeführt.

Im Abschlussmodell werden fünf statistisch signifikante Prädiktoren identifiziert (n=2483 Personen, davon 111 Probanden mit einem  $\gamma$ -HCH-Nachweis).

Probanden, die in der Nähe einer Druckerei wohnen, und Probanden in städtischen Gebieten haben ein Odds-Ratio von jeweils 5,5 und 2,6 (Tabelle 8.3). Des Weiteren ist die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln vor maximal 3 Monaten benutzten mit einem 2,2-fach höherem Risiko für einen  $\gamma$ -HCH-Nachweis verbunden. Eine Dosis-abhängige Beziehung lässt sich nicht ableiten. Das Odds-Ratio bei einer Blutentnahme in der kalten Jahreszeit beträgt 2,0. Und schließlich ist der Genuss von mehr als einem halben Liter Bier pro Tag mit einem Odds-Ratio von 1,7 assoziiert. Auch hier besteht keine Dosis-Häufigkeitsbeziehung zum  $\gamma$ -HCH im Blut.

**Tabelle 8.3: Logistisches Abschlussmodell für  $\gamma$ -HCH im Vollblut**

n=2483 unter BG=2372, über BG=111, FG=5	n	FG	p	OR	95%-Konfidenzintervall für OR	
					Unterer W.	Oberer W.
<b>Prädiktoren</b>						
<b>Städtisches Wohngebiet</b> (Referenz: vorstädtisch oder ländlich)	862	1	,000	2,625	1,778	3,876
<b>Druckerei</b> max. 50m vom Wohnhaus (Referenz: nein)	30	1	,000	5,512	2,150	14,131
<b>Letzte Biozidanwendung zum Pflanzenschutz vor weniger als 3 Monaten</b> (Referenz: vor längerer Zeit oder gar nicht)	147	1	,014	2,239	1,179	4,251
<b>Kalte Jahreszeit</b> bei Probennahme (Referenz: warme Jahreszeit)	1495	1	,006	2,017	1,220	3,333
<b>Bierkonsum &gt;500 g/d</b> (Referenz: weniger oder kein)	274	1	,016	1,689	1,101	2,592
Konstante		1	,000	,017		
-2 Log-Likelihood	855,659					
Cox & Snell R-Quadrat			,020			
Nagelkerkes R-Quadrat			,067			

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Probehalber wurde Lindan im Hausstaub (nur 25% der Proben mit Gehalten über der Bestimmungsgrenze) als dichotomisierte Variable (über und unter der Bestimmungsgrenze) im Modell überprüft. Der Hausstaub-Prädiktor wies keinen Zusammenhang zur Blutkonzentration an  $\gamma$ -HCH auf.

## 8.6 Diskussion $\gamma$ -HCH

Der kurzen biologischen Halbwertszeit von  $\gamma$ -HCH geschuldet, finden sich im logistischen Modell erwartungsgemäß keine der biologisch-physiologischen Erklärungsfaktoren, wie Gesamt-Lipide im Serum, BMI oder Geschlecht. Auch das Alter weist keinen Zusammenhang zum  $\gamma$ -HCH im Blut auf.

Dagegen erweisen sich das Leben in städtischen Gebieten und die Wohnnähe zu einer Druckerei als signifikante Prädiktoren für  $\gamma$ -HCH, was möglicherweise mit Produktionsstandorten und einer beruflichen Exposition oder einer häufigeren Verwendung von Lindan in Innenräumen zu begründen ist. Auch der Zusammenhang mit der kalten Jahreszeit könnte auf eine Exposition in Innenräumen hindeuten. Die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln zeigt sich als unabhängiger Prädiktor nur bei kurzer Nachexpositionszeit. Zum einen lässt das auf tatsächliches Vorhandensein von  $\gamma$ -HCH schließen, zum anderen weist die fehlende Dosis-Häufigkeits-Beziehung wiederum auf die kurze Halbwertszeit des Lindans hin.

Die größere tägliche Biermenge ist als signifikanter Prädiktor überraschend, da er nicht plausibel erscheint.

## 8.7 Logistische Regression mit $\alpha$ -HCH

Versuchsweise wurde mit  $\alpha$ -HCH-Werten unter und über der Bestimmungsgrenze und einer begrenzten Anzahl Prädiktoren eine logistische Regression gerechnet. Das Abschlussmodell enthält zwei signifikante Prädiktoren (n=2532 Probanden, davon 42 mit einem Nachweis von  $\alpha$ -HCH). Die Blutabnahme in der kalten Jahreszeit ist mit einem 4-fach höheren Odds-Ratio für einen  $\alpha$ -HCH-Wert über der Bestimmungsgrenze verbunden (95%-KI 1,69-9,59, p=0,002). Probanden, die täglich Likör oder Schnaps trinken, haben ein 2,2-fach höheres Risiko für einen  $\alpha$ -HCH-Nachweis im Blut (95%-KI 1,19-4,11, p=0,012).

Ähnlich wie beim  $\gamma$ -HCH sind Einflüsse der kalten Jahreszeit und des Alkoholkonsums nur spekulativ zu interpretieren. In Frage kommen berufliche oder häusliche Expositionen mit HCH, die in der kalten Jahreszeit durch längere Aufenthaltszeiten in Innenräumen und ein verändertes Lüftungsverhalten bedingt sein können.

## 9 Überblick über die Ergebnisse

Im Rahmen des Umwelt-Surveys 1998 wurden bei 2824 Erwachsenen im Alter von 18-69 Jahren verschiedene Organochlorverbindungen im Vollblut bestimmt. Im einzelnen waren dies DDE, das Hauptabbauprodukt des Pestizids DDT, Hexachlorbenzol (HCB), die polychlorierten Biphenyle Nr. 138, 153 und 180 und drei Hexachlorcyclohexan-Isomere ( $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -HCH). Die deskriptive Auswertung der Daten ist ausführlich in Band III zum Umwelt-Survey 1998 beschrieben (Becker et al. 2002).

Zwei dominante Eigenschaften der hier betrachteten Organochlorverbindungen bestimmen das Verhalten und die Verteilung wesentlich: zum einen sind sie langlebig (persistent, lange Halbwertszeiten von ca. 1,5 Jahren bis zu mehreren Jahren (Wolff et al. 2000)), d.h. sie werden in der Umwelt und im Körper nur langsam abgebaut, und zum anderen sind sie stark fettlöslich. Gemeinsam bedingen diese Eigenschaften die Fähigkeit zur Akkumulation in fetthaltigem Gewebe und eine Anreicherung in der Nahrungskette. Eine Ausnahme stellen das  $\alpha$ - und  $\gamma$ -HCH dar, da diese Verbindungen weniger stabil sind und schneller abgebaut bzw. ausgeschieden werden.

Aufgabe der vorliegenden Auswertung war es, potentielle Einflussfaktoren und Eintragspfade für die untersuchten Fremdstoffgehalte im Blut zu identifizieren. Dazu wurden, neben klinisch-chemischen Parametern wie den Blutfetten und medizinischen Messgrößen wie dem BMI, Fragebogen-Angaben aus dem Umwelt- und Gesundheits-Survey sowie Verzehrsmengen bestimmter Lebensmittel aus dem Diet History Interview herangezogen.

Für jede Verbindung wurden mit Hilfe multivariater Regressionsanalysen Modelle erarbeitet, mit deren Prädiktoren (Einflussgrößen) die aktuelle Belastung durch Organochlorverbindungen bestmöglich erklärt werden konnte. Zusätzlich wurden Untergruppenanalysen (alte/neue Bundesländer; Männer/Frauen) für DDE, HCB und die Summe der PCB-Kongener 138, 153 und 180 durchgeführt.

## 9.1 Langlebige Organochlorverbindungen

Die identifizierten Einflussgrößen aus den Abschlussmodellen für DDE, HCB, die Summe der PCB und  $\beta$ -HCH sind in Tabelle 9.1 zusammengefasst und werden nachfolgend noch einmal erläutert.

**Tabelle 9.1: Zusammenfassung der identifizierten Einflussfaktoren für langlebige Organochlorverbindungen im Vollblut bei Erwachsenen**

Organochlorverbindungen im Vollblut	DDE	HCB	Summe PCB 138, 153, 180	$\beta$ -HCH
	lineares Modell	lineares Modell	lineares Modell	logistisches Modell
<b>Prädiktoren</b>				
Alter in Jahren	↑	↑	↑	↑
Gesamt-Lipide im Serum	↑	↑	↑	↑
Body-Mass-Index	↑	↑	↓	↑
Gewichtszunahme in den letzten 3 J.	↓	↓	↓	↓
Gewichtsabnahme in den letzten 3 J.	↑	↑	∅	∅
Geschlecht: Frauen	↑	↑	∅	↑
Kinder <6 Jahre i. Haush. bei Frauen	↓	↓	↓	∅
Sporttreiben	↓	↓	∅	↓
Mineral-, Leitungswasser	↑	∅	↑	∅
Wohnort 1988 DDR	↑	∅	↓	↑
Wohnort 1998 neue Länder	-	↓	-	-
Geboren in Osteuropa	↑	↓	↓	(↑)
Geboren in Südeuropa	↑	↓	↓	-
Wohnort 1988 im Ausland	↑	∅	∅	↑
Städtisches Wohngebiet	↑	-	(↑)	↑
Ländliches Wohngebiet	-	↑	-	-
Lösungsmittelverarb. Betrieb max. 50m vom Wohnhaus	↑	↑ nur in alten Ländern	↑	↑
Biozide für den Bautenschutz	↑	∅	↑	∅
Biozide zum Körperschutz	∅	↑	↑	∅
Biozide zum Pflanzenschutz	↑ in neuen Ländern (log. M.)	∅	∅	∅
Prof. Schädlingsbekämpfung	↑	∅	∅	∅
Krustentiere vor Probenahme	↑	∅	↑	∅
Fisch (Menge g/T bzw. Häufigkeit)	↑	↑	↑	∅
Wurst (mehr als 3x/Monat)	∅	↑	∅	∅
Milch und Käse (g/T), 3-stufig	∅	↑	∅	∅
Kartoffeln (g/T), 3-stufig	↑	∅	↑ nur log. M.	∅
Gesamtkalorien/Polyungesättigte Fettsäuren (g/T)	∅	↓ nur Männer	∅	↓
Kaffee mit Koffein, Häufigk. 7-stufig	∅	↑ nur Frauen	↑	∅
Blutentnahme in warmer Jahreszeit	∅	↑	↑	↑

Anmerkungen: Pfeile zeigen die Richtung der signifikanten Zusammenhänge, Klammern zeigen Tendenzen ( $p < 0,1$ ), ∅ keine Assoziation, - nicht im Modell, log. M. logistisches Modell. **Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.**

### **Alter, Blutfette, BMI, Geschlecht, Sport und Mineralwasserkonsum**

Das **Alter** der Probanden ist für die Blut-Gehalte der Organochlorverbindungen von größter Bedeutung, da es die kumulative Exposition und die Tendenz zur Akkumulation reflektiert. Mit zunehmenden Lebensjahren steigt die Blutkonzentration signifikant an, wie auch zahlreiche Studien weltweit belegen (Kappos et al. 1998; Kommission "Human-Biomonitoring" des UBAs 1999). Gleichzeitig kann ein Kohorteneffekt bei Probanden älterer Jahrgänge in Betracht gezogen werden, da früher häufiger organochlorhaltige Pestizide und PCB eingesetzt wurden und in die Umwelt gelangten.

Die Abhängigkeit der Organochlorverbindungen von der **Lipidkonzentration** im Blut zeigt sich ausnahmslos bei den untersuchten fettlöslichen Schadstoffgehalten. Je größer die Blutfettmenge ist, desto mehr Organochlorverbindungen sind im Blut gelöst.

Für den **BMI**, als Maß für die Körperfülle, ergeben sich unterschiedliche Beziehungen zu den untersuchten chlororganischen Verbindungen. Während die DDE-, HCB- und  $\beta$ -HCH-Gehalte mit steigendem BMI zunehmen, zeigt sich für die Summe der PCB ein umgekehrter Zusammenhang, d.h. bei Probanden mit höherem BMI nimmt die Summe der PCB im Blut ab. Ein vergleichbares Ergebnis wurde bei Müttern und infertilen Frauen gefunden (Gerhard et al. 1999; Schade et al. 1998). Interpretiert werden kann dieses Ergebnis in der Weise, dass ein höherer BMI langfristig mit einer höheren Verzehrmenge und in den Nahrungsmitteln vorhandener Organochlorverbindungen einhergeht, was einerseits zu einer Akkumulation führt. Für die PCB mag andererseits gelten, dass ein höherer BMI auch für größere Fettspeicher steht und, wenn man von einer aktuell geringen Aufnahme von PCB durch die Nahrung ausgeht, der BMI eher ein Verdünnungsfaktor darstellt. Die besonders langen Halbwertszeiten der höherchlorierten PCB von 11 Jahren bis hin zu Jahrzehnten gegenüber 1,5-13 Jahren für DDE würde diese Annahme unterstützen (Wolff et al. 2000).

Ein Verdünnungseffekt zeigt sich durchgehend bei einer selbst berichteten **Gewichtszunahme** in den letzten drei Jahren. Unter der Annahme, dass die Aufnahme von Organochlorverbindungen mit der Nahrung gleich bleibt oder abnimmt, ist bei einer Gewichtszunahme mit geringeren Blutkonzentrationen zu rechnen. Demgegenüber sollte

eine **Gewichtsabnahme** in den letzten 3 Jahren zu durchschnittlich höheren Gehalten an Organochlorverbindungen führen, wenn ein Gleichgewicht zwischen der Konzentration im Blut und im Körperfett besteht. Mit den vorhandenen Daten wurde diese Annahme für DDE und HCB bestätigt, nicht jedoch für die Summe PCB und  $\beta$ -HCH. Zu bemerken ist, dass es sich bei den Fragebogenangaben um Einschätzungen handelt und nicht um (exakte) Messungen.

Die Bedeutung des **Geschlechts** mit durchschnittlich höheren Werten bei Frauen konnte für die Gehalte von DDE, HCB und  $\beta$ -HCH beobachtet werden. Die PCB-Gehalte unterscheiden sich bei Männern und Frauen nicht signifikant. Mögliche Erklärungen bieten unterschiedliche Verhaltens- und Ernährungsweisen (Frauen mit geringerer Aufnahme von Kalorien) und/oder ein höherer relativer Fettanteil (Andersson et al. 1991), geringere Metabolisierungsraten und daher längere Halbwertszeiten bei Frauen gegenüber Männern.

Neben den bisher genannten Einflussfaktoren kommt bei Frauen dem **Stillen** wichtige Bedeutung zu, da Organochlorverbindungen aufgrund des Fettgehaltes besonders in die Muttermilch ab- und beim Stillen an den Säugling weiter gegeben werden (Furberg et al. 2002; Karmaus et al. 2001). Als Ersatzindikator dafür, ob eine Frau ihre Kinder gestillt hat, wurde die Anzahl der Kinder unter 6 Jahren im Haushalt bei weiblichen Probanden erfasst. Dieser Indikator erwies sich bei DDE und PCB als brauchbar, da entsprechend der Stillhypothese Frauen mit Kindern unter 6 Jahren geringere Werte im Blut hatten. Für den HCB-Gehalt war der Zusammenhang grenzwertig signifikant ( $p=0,048$ ) und kein zeigte sich bei  $\beta$ -HCH.

Die Anzahl der **Sportstunden (über 4 Std./Woche)** ist mit geringeren Gehalten an DDE, HCB und  $\beta$ -HCH assoziiert. Mit der Höhe des PCB im Blut ist kein Zusammenhang zu Sportstunden zu beobachten. Da dauerhafter Sport vor allem von jüngeren Probanden ausgeübt wird und jüngere Probanden geringere Blutfettkonzentrationen haben (Alter und Gesamt-Lipide:  $r_s=0,458$ ), scheint es sich, obwohl für beide Größen adjustiert, um einen indirekten Effekt der Blutfette und des Alters zu handeln. Wie bereits

besprochen sind Alter und Gesamt-Lipide die wichtigsten Kovariablen der Organochlorgehalte im Blut.

Darüber hinaus wurde ein positiver Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von **Mineral- und Leitungswasserkonsum** und den Blutkonzentrationen an DDE und der Summe der PCB beobachtet. Es verhält sich nun so, dass ältere Probanden, Frauen und auch Sporttreibende häufiger Wasser trinken und Probanden, die häufig Wasser trinken, zugleich weniger Kalorien pro Tag aufnehmen. Daher beruht die Assoziation u.E. nicht auf einem ursächlichen Zusammenhang sondern, ähnlich wie beim Sport, auf der komplexen Interkorrelationsstruktur.

### **Wohn- und Geburtsorte**

Probanden, die in der ehemaligen DDR wohnten, weisen deutlich höhere DDE-Werten im Vollblut auf, was darauf zurückzuführen ist, dass DDT in der DDR noch bis 1989 als Pestizid eingesetzt wurde. Parallel ist bei Bewohnern der ehemaligen DDR auch das  $\beta$ -HCH erhöht, was vermutlich gleichermaßen von einer längeren Nutzung von technischem HCH als Pestizid herrührt. Demgegenüber haben Bewohner, die vor 1989 im alten Bundesgebiet wohnten, signifikant höhere PCB-Gehalte und jetzige Bewohner der alten Bundesländer haben höhere HCB-Gehalte im Blut. Bis 1989 wurden in der alten Bundesrepublik PCB in erheblich größeren Mengen produziert und in verbrauchernahen Produkten eingesetzt als in der DDR, was sich in unterschiedlichen Mengen PCB-haltiger Abfälle widerspiegelt (Fiedler 2003).

In ähnlicher Weise zeigen sich für Geburtsländer Abhängigkeiten zu den Organochlorverbindungen im Blut. In Osteuropa und weniger deutlich auch in Südeuropa geborene Probanden haben signifikant höhere DDE- und signifikant niedrigere PCB- und HCB-Gehalte im Vergleich zu Probanden, die in Deutschland und dem übrigen Europa geboren wurden.  $\beta$ -HCH wurde nur bei gebürtigen Osteuropäern häufiger nachgewiesen.

Zusätzlich erweist sich die Angabe, vor 1989 im Ausland gelebt zu haben, als unabhängiger Prädiktor für höhere DDE-Werte und einen Nachweis von  $\beta$ -HCH. Regionale Unterschiede zeigen sich darüber hinaus mit dem Wohnen in städtischen oder ländlichen

Gebieten. Während Städter sowohl signifikant höhere DDE als auch  $\beta$ -HCH-, und marginal höhere PCB-Werte aufweisen, haben Bewohner ländlicher Gebiete höhere HCB-Gehalte im Blut. Letzteres mag u.a. an dem früheren Einsatz des HCB als Saatgutbeizmittel liegen. Für die höheren Werte bei Bewohnern städtischer Gebiete bleibt eine Erklärung offen, eventuell kommen häusliche und industrielle Immissionen gehäuft vor (Koopman-Esseboom et al. 1994a).

### **Emittenten am Wohnort und Biozide im Innenraum**

Von den erfragten möglichen Emittenten am Wohnort ist die Nähe zu einem lösungsmittelverarbeitenden Betrieb mit durchweg höheren Organochlor-Konzentrationen im Blut verbunden. Für HCB gilt dies allerdings nur im alten Bundesgebiet. Ursache könnten unspezifische industrielle Produktions- und Verarbeitungsstätten von verschiedenen Organochlorverbindungen sein, obgleich im Fragebogen beispielhaft eine Lackiererei erfragt wurde. Hinweise auf eine Verwendung von Organochlorverbindungen in Lacken, Farben und Lösungsmitteln wurden verschiedentlich beschrieben (ATSDR 2002c; Gabrio et al. 2000; Welsh 1995).

Das Wohnen in der Nähe von Mülldeponien, Müllverbrennungsanlagen, chemisch-industrielle Anlagen und Altlasten, die für die korporale Belastung mit Chlororganika eine Rolle spielen könnten (National Toxicology Program 2002), wurden im Umwelt-Survey 1998 nicht erfragt.

Die Anwendung von Bioziden ist vereinzelt mit den Organochlorverbindungen assoziiert. Eine professionelle Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr und Biozide zum Bautenschutz beeinflussen den DDE-Gehalt signifikant. Dies deutet auf die Verwendung DDT-haltiger Produkte (in der Vergangenheit) hin. In der ehemaligen DDR wurde DDT häufig als Pestizid und Holzschutzmittel eingesetzt. Die Verwendung von Bioziden zum Bautenschutz ist ein zusätzlicher Prädiktor für die Summe der PCB, was möglicherweise mit der früheren Nutzung von PCB-haltigen Flammschutzmitteln, Dichtungs- und Isoliermaterialien zusammenhängen könnte (ATSDR 2002c; Kalberlah et al. 2002).

Des Weiteren ist die Anwendung von Bioziden zum Körperschutz (z.B. bei Läusebefall) mit höheren HCB- und weniger deutlich mit den PCB-Gehalten verbunden. Während

HCB möglicherweise als Insektizid gewisse Bedeutung hatte und der Effekt daher plausibel erscheint, ist die Beziehung zum PCB nicht schlüssig zu begründen.

### **Ernährung**

Die tägliche Menge an verzehrtem Fisch ist der wichtigste Ernährungsfaktor für höhere DDE-, HCB- und PCB-Blutwerte. Darüber hinaus hängt der Verzehr von Krustentieren bis 48 Stunden vor der Probennahme statistisch signifikant mit höheren DDE- und PCB-Gehalten zusammen. In Fischen reichern sich lipophile Schadstoffe aus Gewässern über die aquatische Nahrungskette an. Diese Ergebnisse stimmen mit den in der Literatur berichteten gut überein (Burse et al. 1994; DeVoto et al. 1998; Hanaoka et al. 2002; Schade et al. 1998).

Der Fleischkonsum zeigte keine Assoziation zur Körperlast an Organochlorverbindungen, mit Ausnahme des regelmäßigen Verzehrs von Wurst (nur HCB) und, bei Probanden in den neuen Bundesländern, der Verzehr von Geräuchertem (HCB und Summe der PCB). Die tägliche Menge an Milch und Käseprodukten ist daneben nur für die mittleren HCB-Gehalte relevant.

Die DDE-Konzentration ist abhängig vom Kartoffelkonsum, jedoch ist der Prädiktor nur marginal von Bedeutung ( $p=0,048$ ). In Griechenland wurde ein ähnlicher Einfluss auf den DDE-Gehalt von Muttermilch beobachtet (Schinas et al. 2000).

Erwähnenswert ist noch der Konsum von Kaffee, da häufiges Kaffeetrinken mit höheren PCB-, und bei Frauen auch mit höheren HCB-Werten verbunden ist. Ein Einfluss kann gegebenenfalls über eine veränderte Ernährungsweise oder einen veränderten Metabolismus erfolgen, das bleibt in weiteren Studien abzuklären.

Je höher die Gesamtkalorienaufnahme ist (die wiederum eng mit der Gesamtmenge an aufgenommenen Fetten korreliert), desto niedriger sind die Gehalte an HCB und desto häufiger liegt das  $\beta$ -HCH unter der Bestimmungsgrenze. Dies deutet daraufhin, dass mit der „aktuellen Aufnahme“ eine Verdünnung der bereits vorhandenen korporalen Belastung mit HCB stattfindet. Die Gesamtkalorien-Aufnahme ist mit anderen Variablen hoch korreliert. Beispielsweise nehmen ältere weniger Kalorien zu sich als jüngere

Menschen und Frauen weniger als Männer. Daher könnte die negative Assoziation auch modellbedingt eine künstliche Ursachen haben.

### **Sonstiges**

Die Blutentnahme in der warmen Jahreszeit ist mit Ausnahme von DDE ein schwacher aber signifikanter Prädiktor für Organochlorverbindungen im Blut. In PCB-belasteten Innenräumen wurden im Sommer durchschnittlich um den Faktor 2,5 höhere PCB-Werte in der Raumluft gemessen als in Wintermonaten (Kalberlah et al. 2002). Als weitere Erklärungsmöglichkeit wurde ein veränderter Fettstoffwechsel in den Sommermonaten in Erwägung gezogen (Gerhard et al. 1999). Denkbar wäre eine veränderte Ernährungsweise mit anderen (pestizidhaltigen) Nahrungsmitteln und einer geringeren Fettaufnahme. Eine weitere Möglichkeit für höhere Werte in Sommermonaten stellen Einträge aus landwirtschaftlichen Anwendungen oder Ablagerungen dar, die im Sommer stärker mobilisiert werden könnten.

Der Rauchstatus hat für keine der untersuchten Organochlorverbindungen im Blut eine Bedeutung.

Auch verschiedene Berufsgruppen zeigen kaum einen Zusammenhang zu den Organochlorverbindungen, mit zwei Ausnahmen. Bei Frauen, die eine berufliche Tätigkeit mit Tieren ausüben, ist der DDE-Gehalt im Blut signifikant höher und die Beschäftigung als Landwirt geht mit höheren PCB-Konzentrationen im Blut einher. Außerdem erwies sich das Nachhausebringen von schmutziger Arbeitskleidung als bedeutsam für höhere PCB-Gehalte.

Wegen geringer Fallzahlen bei den beruflichen Tätigkeiten sollten diese Ergebnisse nur als Hinweis auf eine mögliche Exposition verstanden werden.

## **9.2 Kurzlebige Organochlorverbindungen: $\alpha$ - und $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan**

$\gamma$ -HCH oder Lindan ließ sich bei weniger als 5% der Probanden im Blut nachweisen. Versuchsweise wurde ein logistisches Modell erarbeitet (n=111 Fälle mit Nachweis), in

dem einige statistisch signifikante Einflussfaktoren ermittelt werden konnten. Die Wohnnähe zu einer Druckerei, das Leben in der Stadt und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (bis drei Monate vor der Erhebung) sind mit höheren Odds-Ratios für einen Nachweis von  $\gamma$ -HCH verbunden. Häufigere Nachweise ergeben sich mit einem höheren täglichen Bierkonsum und mit der Blutentnahme zur kalten Jahreszeit. Die Jahreszeit der Blutentnahme ist außerdem ein Prädiktor für das  $\alpha$ -HCH (höhere Werte in der kalten Jahreszeit), das nur bei 48 Probanden nachgewiesen wurde. Eine Innenraum-Exposition kann bei diesen Probanden nicht ausgeschlossen werden.

## 10 Fazit

Die im Umwelt-Survey 1998 erstmals bei einer repräsentativen Bevölkerungsstichprobe im Blut bestimmten persistenten Organochlorverbindungen kommen in der Umwelt ubiquitär vor. Da die Organochlorverbindungen fettlöslich und schwer abbaubar sind, akkumulieren sie in der Nahrungskette. Als Haupteintragspfad beim Menschen wird daher der Genuss fettreicher tierischer Lebensmittel angesehen.

Die Belastung der Allgemeinbevölkerung mit Organochlorverbindungen hat in den vergangenen Jahren infolge von Produktionsverboten und Anwendungsbeschränkungen ständig abgenommen. Aktuell beträgt der mittlere Gehalt der Summe der PCB 138, 153 und 180 1,6 µg/L im Vollblut, wobei Bewohner der neuen Bundesländer geringere Werte aufweisen. Der mittlere Gehalt an DDE im Blut, Abbauprodukt des Pestizids DDT, ist dagegen in den neuen Bundesländern noch erheblich höher als im alten Bundesgebiet (3,4 µg/L versus 1,3 µg/L, Becker et al. 2002). Auch das β-HCH, Begleitprodukt von Lindan, wurde häufiger bei Bewohnern der neuen Bundesländer nachgewiesen. Dabei ist die β-HCH-Belastung in der Gesamtgruppe gering (Median <0,1 µg/L, 95. Perzentil: 0,5 µg/L). Die Blutkonzentration von Hexachlorbenzol beträgt in der Stichprobe im Mittel 0,44 µg/L mit nur geringen Unterschieden zwischen alten und neuen Bundesländern.

Im vorliegenden Bericht wurden bedeutsame Belastungspfade für die Organochlorverbindungen im Blut ermittelt. Als wichtigste und konsistente Einflussfaktoren für die persistenten Organochlorverbindungen erwiesen sich das Alter und die Indikatoren für die Blutfettkonzentration und die Körperfülle (Body-Mass-Index). Mit zunehmenden Indikatorwerten steigen die Konzentrationen der Organochlorverbindungen im Blut an. Eine Ausnahme stellt die Assoziation zwischen BMI und der Summe der PCB dar. Personen mit höherem BMI tendieren zu geringeren PCB-Gehalten. Darüber hinaus sind längerfristige Gewichtsveränderungen relevant (eine Gewichtszunahme geht durchweg mit geringeren Organochlor-Konzentrationen im Blut einher).

Frauen haben in der Regel höhere Organochlorgehalte als Männer (mit Ausnahme der PCB). Mögliche Ursachen (Unterschiede in Lebens- und Ernährungsweisen und/oder konstitutionelle Unterschiede zwischen Männern und Frauen, z.B. im Stoffwechsel und

Körperfett) sollten weiterhin besondere Beachtung finden. Frauen mit Kindern unter 6 Jahren im Haushalt haben geringere Organochlor-Gehalte, ein Indiz für die Abgabe von Organochlorverbindungen mit der Muttermilch. In zukünftigen Surveys sollte darauf geachtet werden, das Stillverhalten direkt zu erheben.

Neben dem Wohnort (alte/neue Bundesländer) spielen das Wohngebiet und der Geburtsort eine Rolle für die Schadstoffgehalte. Je nach Verbreitung der Organochlorverbindung sind die Einflüsse unterschiedlich gerichtet, z.B. ist der DDE-Gehalt bei in Süd- oder Osteuropa geborenen Personen höher, während die PCB-Gehalte niedriger sind.

Personen, die in der Nähe eines Lösungsmittelverarbeitenden Betriebs wohnen, hatten bei vier der analysierten Verbindungen höhere Schadstoffwerte. Diesem Ergebnis sollte weiter nachgegangen werden. Weitere Emittenten, wie Müllverbrennungsanlagen und Deponien in der Wohnumgebung, wären zukünftig zu erfragen.

Vereinzelt sind Biozidanwendungen im Haushalt von Bedeutung (zum Körper-, Pflanzen- und Bautenschutz). Eine größere Gruppe von Probanden hat sowohl Holzschutzmittel als auch Biozide zum Bautenschutz benutzt, viele Probanden haben aber nur das eine oder das andere angegeben. Da Holzschutzmittel Biozide zum Bautenschutz sind, sollte zukünftig nur eine zusammengefasste Frage gestellt werden.

Die Bedeutung der Jahreszeit der Blutentnahme (höhere Gehalte der langlebigen Organochlorverbindungen in den Sommermonaten), bleibt weiterhin abzuklären.

Von zuvor als wichtig eingeschätzten Ernährungsgewohnheiten zeigte nur der Fischkonsum konsistente Assoziationen zu den Schadstoffgehalten im Blut. Ein wiederholtes Biomonitoring bei Personen mit häufigem Fischverzehr und eine exakte Erhebung der Verzehrsmengen könnten das Expositionsrisiko genauer ermitteln und darüber Auskunft geben, welche Fischarten zu der Belastung besonders beitragen. Im Übrigen sind hypothesenkonform nur der Wurst- und Milchkonsum für HCB im Blut von Bedeutung. Die Ergebnisse erlauben den Schluss, dass die aktuelle Belastung mit Organochlorverbindungen weniger von derzeit verzehrten Nahrungsmitteln (mit Ausnahme von Fisch), als

vielmehr von in der Vergangenheit verzehrten, stärker kontaminierten Nahrungsmitteln herrührt.

Die Belastung mit Organochlorverbindungen und die identifizierten Einflussgrößen wären in einem nachfolgenden Umwelt-Survey zu überprüfen.

## 11 Literatur

- Abbas S. Umwelt-Survey 1998, Band II: Fragebogendaten zur Expositionsabschätzung in Deutschland. Umweltbundesamt, WaBoLu-Heft 2006, in Bearbeitung.
- Agresti A. *Categorical Data Analysis*. John Wiley & Sons. New York, 1990.
- Andersson B, Xu XF, Rebuffe-Scrive M, Terning K, Krotkiewski M, Bjorntorp P. The effects of exercise, training on body composition and metabolism in men and women. *Int J Obes* 15, 1 (1991) 75-81.
- Angerer J, Heinzow B, Reimann DO, Knorz W, Lehnert G. Internal exposure to organic substances in a municipal waste incinerator. *Int Arch Occup Environ Health* 64, 4 (1992) 265-273.
- ATSDR. Toxic profile for hexachlorobenzene 2000 (draft for public comment). ATSDR ToxProfiles 2002. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Department of Health and Human Services. Atlanta 2002a.
- ATSDR. Toxicological profile for DDT, DDE, and DDD (draft for public comment, Sept. 2000). ATSDR ToxProfiles 2002. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Department of Health and Human Services. Atlanta 2002b.
- ATSDR. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls 2000. ATSDR ToxProfiles 2002. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Department of Health and Human Services. Atlanta 2002c.
- ATSDR. Toxicological profile of alpha-, beta-, gamma-, and delta-hexachlorocyclohexane 1999. ATSDR ToxProfiles 2002. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Department of Health and Human Services. Atlanta 2002d.
- Balluz L, Moll D, Diaz Martinez MG, Merida Colindres JE, Malilay J. Environmental pesticide exposure in Honduras following hurricane Mitch. *Bull World Health Organ* 79, 4 (2001) 288-295.
- Barquet A, Morgade C, Pfaffenberger CD. Determination of organochlorine pesticides and metabolites in drinking water, human blood serum, and adipose tissue. *J Toxicol Environ Health* 7, 3-4 (1981) 469-479.
- Baumann K, Angerer J, Heinrich R, Lehnert G. Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. I. Body burden of HCH-isomers. *Int Arch Occup Environ Health* 47, 2 (1980) 119-127.
- Becker K, Kaus S, Helm D, Krause C, Meyer E, Schulz C, Seiwert M. Umwelt-Survey 1998, Band IV: Trinkwasser. Elemente in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland. Umweltbundesamt, WaBoLu-Heft 2001.

- Becker K, Kaus S, Krause C, Lepom P, Schulz C, Seiwert M, Seifert B. Umwelt-Survey 1998, Band III: Human Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland. Umweltbundesamt, WaBoLu-Heft 2002.
- Becker K, Kaus S, Schulz C, Seiwert M, Heidrich F, Schlüter C, Seifert B. Umwelt-Survey 1998, Band V: Hausstaub - Stoffgehalte im Hausstaub aus Haushalten der Bevölkerung in Deutschland. Umweltbundesamt, WaBoLu-Heft 2003.
- Bellach B, Kopf H, Thefeld W. Der Bundes-Gesundheitssurvey 1997/98. Gesundheitswesen 60, Sonderheft 2 (1998) 59-68.
- Bernigau W, Becker K, Hoffmann K, Krause C, Friedrich C, Schulz C, Seifert B. Umwelt-Survey 1990/92, Band X: Blei-Zusammenhangsanalyse. WaBoLu-Hefte 7. Umweltbundesamt. Berlin 1999.
- BfR 2003. Trends der Rückstandsgehalte in Frauenmilch der Bundesrepublik Deutschland. BgVV, ed..Bundesinstitut für den gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (2003). <http://www.bfr.bund.de/cms/detail.php?id=431>
- Brouwer A, Longnecker MP, Birnbaum LS, Cogliano J, Kostyniak P, Moore J, Schantz S, Winneke G. Characterization of potential endocrine-related health effects at low-dose levels of exposure to PCBs. Environ Health Perspect 107 Suppl 4 (1999) 639-649.
- Brunetto R, Leon A, Burguera JL, Burguera M. Levels of DDT residues in human milk of Venezuelan women from various rural populations. Sci Total Environ 186, 3 (1996) 203-207.
- Burse VW, Groce DF, Caudill SP, Korver MP, Phillips DL, McClure PC, Lapeza CR, Jr., Head SL, Miller DT, Buckley DJ, . Determination of polychlorinated biphenyl levels in the serum of residents and in the homogenates of seafood from the New Bedford, Massachusetts, area: a comparison of exposure sources through pattern recognition techniques. Sci Total Environ 144, 1-3 (1994) 153-177.
- Butler WJ, Seddon L, McMullen E, Houseman J, Tofflemire K, Corriveau A, Weber JP, Mills C, Smith S, Van Oostdam J. Organochlorine levels in maternal and umbilical cord blood plasma in Arctic Canada. Sci Total Environ 302, 1-3 (2003) 27-52.
- Butte W, Heinzow B. Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. Rev Environ Contam Toxicol 175 (2002) 1-46.
- Campoy C, Olea-Serrano F, Jimenez M, Bayes R, Canabate F, Rosales MJ, Blanca E, Olea N. Diet and organochlorine contaminants in women of reproductive age under 40 years old. Early Hum Dev 65 Suppl (2001) S173-S182.
- Carvalho WA. [Risk factors related with occupational and environmental exposure to organochlorine insecticides in the state of Bahia, Brazil, 1985]. Bol Oficina Sanit Panam 111, 6 (1991) 512-524.

- Cetinkaya M, von Duzeln J, Thiemann W, Silwar R. [Organochlorine pesticide residues in raw and roasted coffee and their degradation during the roasting process]. *Z Lebensm Unters Forsch* 179, 1 (1984) 5-8.
- Cogliano VJ. Assessing the cancer risk from environmental PCBs. *Environ Health Perspect* 106, 6 (1998) 317-323.
- Dagher SM, Talhouk RS, Nasrallah SS, Tannous RI, Mroueh SM. Relationship of dietary intake to DDE residues in breast milk of nursing mothers in Beirut. *Food Addit Contam* 16, 7 (1999) 307-312.
- Dagnelie PC, van Staveren WA, Roos AH, Tuinstra LG, Burema J. Nutrients and contaminants in human milk from mothers on macrobiotic and omnivorous diets. *Eur J Clin Nutr* 46, 5 (1992) 355-366.
- Dallaire F, Dewailly E, Laliberte C, Muckle G, Ayotte P. Temporal trends of organochlorine concentrations in umbilical cord blood of newborns from the lower north shore of the St. Lawrence river (Quebec, Canada). *Environ Health Perspect* 110, 8 (2002) 835-838.
- Dang DN, Nguyen MA, Carvalho FP, Villeneuve JP, Cattini C. Organochlorine pesticides and PCBs along the coast of north Vietnam. *Sci Total Environ* 237-238 (1999) 363-371.
- Davies JE, Edmundson WF, Raffonelli A. The role of house dust in human DDT pollution. *Am J Public Health* 65, 1 (1975) 53-57.
- DeVoto E, Kohlmeier L, Heeschen W. Some dietary predictors of plasma organochlorine concentrations in an elderly German population. *Arch Environ Health* 53, 2 (1998) 147-155.
- DFG. Analysis of hazardous substances in biological materials. Deutsche Forschungsgemeinschaft, ed. Vol. 1-7 Wiley-VCH. Weinheim 2001.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Agramunt MC, Muller L, Neugebauer F. Levels of metals and organic substances in blood and urine of workers at a new hazardous waste incinerator. *Int Arch Occup Environ Health* 74, 4 (2001) 263-269.
- Dorgan JF, Brock JW, Rothman N, Needham LL, Miller R, Stephenson HE, Jr., Schusler N, Taylor PR. Serum organochlorine pesticides and PCBs and breast cancer risk: results from a prospective analysis (USA). *Cancer Causes Control* 10, 1 (1999) 1-11.
- Ejobi F, Kanja LW, Kyule MN, Nyeko J, Opuda-Asibo J. Some factors related to sum-DDT levels in Ugandan mothers' breast milk. *Public Health* 112, 6 (1998) 425-427.

- Eljarrat E, Monjonell A, Caixach J, Rivera J. Toxic potency of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in food samples from Catalonia (Spain). *J Agr Food Chem* 50, 5 (2002) 1161-1167.
- Environmentally healthy homes and communities. Children's special vulnerabilities. *Am Nurse* 33, 6 (2001) 26-38.
- Ewers U, Wittsiepe J, Barth G, Bork M, Kaesler C, Leidel J, Strobel K. Blutuntersuchungen auf PCB bei Lehrerinnen und Lehrern einer stark PCB-belasteten Schule. *Gesundheitswesen* 60, 12 (1998) 357-362.
- Fertmann R, Schümann M, Sagunski H, Hentschel S, Karmaus W. Body-Mass-Index and PCDD/PCDF-body burden. *Organohalogen Compounds* 13 (1993) 77-80.
- Fiedler H. Regulation and management of PCB in Germany.  
<http://www.chem.unep.ch/pops/stpeter/stpete2b.html> (2003) 1-9.
- Furberg AS, Sandanger T, Thune I, Burkow IC, Lun E. Fish consumption and plasma levels of organochlorines in a female population in Northern Norway. *J Environ Monit* 4, 1 (2002) 175-181.
- Furst P, Furst C, Wilmers K. Human milk as a bioindicator for body burden of PCDDs, PCDFs, organochlorine pesticides, and PCBs. *Environ Health Perspect* 102 Suppl 1 (1994) 187-193.
- Gabrio T, Piechotowski I, Wallenhorst T, Klett M, Cott L, Friebel P, Link B, Schwenk M. PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. *Chemosphere* 40, 9-11 (2000) 1055-1062.
- Galvan-Portillo M, Jimenez-Gutierrez C, Torres-Sanchez L, Lopez-Carrillo L. Food consumption and adipose tissue DDT levels in Mexican women. *Cad Saude Publica* 18, 2 (2002) 447-452.
- Gerhard I, Monga B, Krahe J, Runnebaum B. Chlorinated hydrocarbons in infertile women. *Environ Res* 80, 4 (1999) 299-310.
- Glynn AW, Granath F, Aune M, Atuma S, Darnerud PO, Bjerselius R, Vainio H, Weiderpass E. Organochlorines in Swedish women: determinants of serum concentrations. *Environ Health Perspect* 111, 3 (2003) 349-356.
- Goedicke HJ, Beitz H, Seefeld F. [Residue status of DDT, lindane and metabolites in grain after separation from DDT preparations]. *Nahrung* 27, 6 (1983) 599-605.
- Goedicke HJ, Riebel A, Seefeld F. [Residue situation of DDT, HCH and HCB in grains in the years 1982-1987]. *Nahrung* 32, 10 (1988) 945-953.
- Goralczyk K, Ludwicki JK, Czaja K, Strucinski P. [Monitoring of pesticides residues in food in Poland]. *Rocz Panstw Zakl Hig* 49, 3 (1998) 331-339.

- Goralczyk K, Wawrzynczak D, Ludwicki JK. [Organochlorine pesticide residues in tea]. *Rocz Panstw Zakl Hig* 51, 2 (2000) 129-134.
- Grandjean P, Bjerve KS, Weihe P, Steuerwald U. Birthweight in a fishing community: Significance of essential fatty acids and marine food contaminants. *Int J Epidemiol* 30, 6 (2001) 1272-1278.
- Granier L, Chevreuil M. Automobile traffic: A source of PCBs to the atmosphere. *Chemosphere* 23, 6 (1992) 785-788.
- Griffith FD, Jr., Blanke RV. Blood organochlorine pesticide levels in Virginia residents. *Pestic Monit J* 8, 4 (1975) 219-224.
- Hagmar L, Bjork J, Sjodin A, Bergman A, Erfurth EM. Plasma levels of persistent organohalogenes and hormone levels in adult male humans. *Arch Environ Health* 56, 2 (2001) 138-143.
- Hanaoka T, Takahashi Y, Kobayashi M, Sasaki S, Usuda M, Okubo S, Hayashi M, Tsugane S. Residuals of beta-hexachlorocyclohexane, dichlorodiphenyltrichloroethane, and hexachlorobenzene in serum, and relations with consumption of dietary components in rural residents in Japan. *Sci Total Environ* 286, 1-3 (2002) 119-127.
- Hanrahan LP, Falk C, Anderson HA, Draheim L, Kanarek MS, Olson J. Serum PCB and DDE levels of frequent Great Lakes sport fish consumers-a first look. The Great Lakes Consortium. *Environ Res* 80, 2 Pt 2 (1999) S26-S37.
- Hardell L, Lindstrom G, Van Bavel B. Is DDT exposure during fetal period and breast-feeding associated with neurological impairment? *Environ Res* 88, 3 (2002) 141-144.
- Hardell L. Environmental organochlorine exposure and the risk of breast cancer. Jacobs M, Dinham B, eds. *Silent Invaders. Pesticides, livelihoods and women's health.* Chapter 16: 142-147. ZED Books Ltd. in association with Pesticide network UK. London 2003.
- Hashemy-Tonkabony SE, Mosstofian B. Chlorinated pesticide residues in chicken egg. *Poult Sci* 58, 6 (1979) 1432-1434.
- Hauser R, Altshul L, Chen ZY, Ryan L, Overstreet J, Schiff I, Christiani DC. Environmental organochlorines and semen quality: Results of a pilot study. *Environ Health Perspect* 110, 3 (2002) 229-233.
- Heudorf U, Angerer J, Drexler H. Polychlorinated biphenyls in the blood plasma: current exposure of the population in Germany. *Rev Environ Health* 17, 2 (2002) 123-134.

- Hunter DJ, Hankinson SE, Laden F, Colditz GA, Manson JE, Willett WC, Speizer FE, Wolff MS. Plasma organochlorine levels and the risk of breast cancer. *N Engl J Med* 337, 18 (1997) 1253-1258.
- Hura C, Leanca M, Rusu L, Hura BA. Risk assessment of pollution with pesticides in food in the Eastern Romania area (1996-1997). *Toxicol Lett* 107, 1-3 (1999) 103-107.
- Hostrup O, Witte I, Hoffmann W, Greiser E, Butte W, Walker G. Biozidanwendungen im Haushalt als möglicher Risikofaktor für die Gesundheit der Raumnutzer. Bericht der Biozidberatungsstelle der AG Biochemie/Toxikologie (Universität Oldenburg) und des Bremer Instituts für Präventionsforschung und Sozialmedizin 1996.
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, Supplement 7 (1987) p: 186; 220; 322.
- IARC, Hexachlorobenzene (group 2B): Summary of data reported and evaluation. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Lyon France 2001. <http://monographs.iarc.fr/htdocs/monographs/vol79/79-13.html>
- Inmaculada Sanz-Gallardo M, Guallar E, van Tveer P, Longnecker MP, Strain JJ, Martin BC, Kardinaal AF, Fernandez-Crehuet J, Thamm M, Kohlmeier L, Kok FJ, Martin-Moreno JM. Determinants of p,p-dichlorodiphenyldichloroethane (DDE) concentration in adipose tissue in women from five European cities. *Arch Environ Health* 54, 4 (1999) 277-283.
- Ip HM. Chlorinated pesticides in foodstuffs in Hong Kong. *Arch Environ Contam Toxicol* 19, 2 (1990) 291-296.
- IPCS. Environmental Health Criteria 140. Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls. International Programme on Chemical Safety, ed. 2<sup>nd</sup> edition. WHO. Geneva, 1993.
- IPCS. Environmental Health Criteria 195. Hexachlorobenzene. International Programme on Chemical Safety, ed. 2<sup>nd</sup> edition. WHO. Geneva, 1997.
- Jacobson JL, Jacobson SW. Association of prenatal exposure to an environmental contaminant with intellectual function in childhood. *J Toxicol Clin Toxicol* 40, 4 (2002) 467-475.
- Jahn F, Miebs A, Kirst E, Hesse V, Ronnefarth G. Zur Kontamination von Humanmilch mit chlororganischen Verbindungen im Vergleich zu Kuhmilch und ausgewählten Milchprodukten in den neuen Bundesländern. *Kinderarztl Prax* 59, 3 (1991) 68-76.
- Jung D, Becher H, Edler L, Flesch-Janys D, Gurn P, Konietzko J, Manz A, Papke O. Elimination of beta-hexachlorocyclohexane in occupationally exposed persons. *J Toxicol Environ Health* 51, 1 (1997) 23-34.

- Kalberlah F, Schulze J, Hassauer M, Oltmanns J. Toxikologische Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) bei inhalativer Aufnahme. FoBiG GmbH, edMaterialien 62. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Essen 2002: 1-330.
- Kappos AD, Schümann M, Angerer J. Referenzwerte für die PCB-Kongenere Nr. 138, 153 und 180 und deren Summe in Humanblut. Versuch einer Bewertung der Datelage in Deutschland 1996. *Umweltmed Forsch Prax* 3(1998) 135-143.
- Karmaus W, Asakevich S, Indurkha A, Witten J, Kruse H. Childhood growth and exposure to dichlorodiphenyl dichloroethene and polychlorinated biphenyls. *J Pediatr* 140, 1 (2002) 33-39.
- Karmaus W, DeKoning EP, Kruse H, Witten J, Osius N. Early childhood determinants of organochlorine concentrations in school- aged children. *Pediatr Res* 50, 3 (2001) 331-336.
- Karmaus W, Wolf N. Reduced birthweight and length in the offspring of females exposed to PCDFs, PCP, and lindane. *Environ Health Perspect* 103, 12 (1995) 1120-1125.
- Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes. Aktualisierung der Referenzwerte für PCB -138, -153, -180 im Vollblut sowie Referenzwerte für HCB,  $\beta$ -HCH und DDE im Vollblut. *Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz* 46(2003) 161-168.
- Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes. Statusbericht zur Hintergrundbelastung mit Organochlorverbindungen in Humanblut. *Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz* 42, 5 (1999) 446-448.
- Koopman-Esseboom C, Huisman M, Weisglas-Kuperus N, Boersma ER, de Ridder MA, van der Paauw CG, Tuinstra LG, Sauer PJ. Dioxin and PCB levels in blood and human milk in relation to living areas in The Netherlands. *Chemosphere* 29, 9-11 (1994a) 2327-2338.
- Koopman-Esseboom C, Morse DC, Weisglas-Kuperus N, Lutkeschipholt IJ, van der Paauw CG, Tuinstra LG, Brouwer A, Sauer PJ. Effects of dioxins and polychlorinated biphenyls on thyroid hormone status of pregnant women and their infants. *Pediatr Res* 36, 4 (1994b) 468-473.
- Krause C, Seifert B, Schulz C. Umwelt-Survey 1997/98. *Gesundheitswesen* 60, Sonderheft 2 (1998) 77-82.
- Krauthacker B, Reiner E. Organochlorine compounds in human milk and food of animal origin in samples from Croatia. *Arh Hig Rada Toksikol* 52, 2 (2001a) 217-227.
- Krauthacker B, Romanic SH, Reiner E. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in vegetation samples collected in Croatia. *Bull Environ Contam Toxicol* 66, 3 (2001b) 334-341.

- Kreiss K, Zack MM, Kimbrough RD, Needham LL, Smrek AL, Jones BT. Association of blood pressure and polychlorinated biphenyl levels. *JAMA* 245, 24 (1981a) 2505-2509.
- Kreiss K, Zack MM, Kimbrough RD, Needham LL, Smrek AL, Jones BT. Cross-sectional study of a community with exceptional exposure to DDT. *JAMA* 245, 19 (1981b) 1926-1930.
- Lackmann GM, Angerer J, Tollner U. Parental smoking and neonatal serum levels of polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene. *Pediatr Res* 47, 5 (2000) 598-601.
- Lackmann GM. Polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene in full-term neonates - Reference values updated. *Biol Neonate* 81, 2 (2002) 82-85.
- Lackmann GM. Pränatale, transplazentare Übertragung von polychlorierten Biphenylen und Hexachlorbenzol beim Menschen. Teil I: Hintergründe und aktueller Stand der Forschung. *Umweltmed Forsch Prax* 6, 2 (2001) 87-96.
- Laden F, Hankinson SE, Wolff MS, Colditz GA, Willett WC, Speizer FE, Hunter DJ. Plasma organochlorine levels and the risk of breast cancer: an extended follow-up in the Nurses' Health Study. *Int J Cancer* 91, 4 (2001) 568-574.
- Laden F, Neas LM, Spiegelman D, Hankinson SE, Willett WC, Ireland K, Wolff MS, Hunter DJ. Predictors of plasma concentrations of DDE and PCBs in a group of U.S. women. *Environ Health Perspect* 107, 1 (1999) 75-81.
- Lewis DA, Kamon E, Hodgson JL. Physiological differences between genders. Implications for sports conditioning. *Sports Med* 3, 5 (1986) 357-369.
- Ley CJ, Lees B, Stevenson JC. Sex- and menopause-associated changes in body-fat distribution. *Am J Clin Nutr* 55, 5 (1992) 950-954.
- Longnecker MP, Klebanoff MA, Brock JW, Zhou H. Polychlorinated biphenyl serum levels in pregnant subjects with diabetes. *Diabetes Care* 24, 6 (2001a) 1099-1101.
- Longnecker MP, Klebanoff MA, Zhou H, Brock JW. Association between maternal serum concentration of the DDT metabolite DDE and preterm and small-for-gestational-age babies at birth. *Lancet* 358, 9276 (2001b) 110-114.
- Lopez-Carrillo L, Torres-Sanchez L, Moline J, Ireland K, Wolff MS. Breast-feeding and serum p,p'DDT levels among Mexican women of childbearing age: a pilot study. *Environ Res* 87, 3 (2001) 131-135.
- MacIntosh DL, Kabiru C, Echols SL, Ryan PB. Dietary exposure to chlorpyrifos and levels of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in urine. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 11, 4 (2001) 279-285.

- Marazzi A. Algorithms, Routines and S Functions for Robust Statistics. Wadworth & Brooks. Pacific Grove, CA, 1993.
- Marien K, Conseur A, Sanderson M. The effect of fish consumption on DDT and DDE levels in breast milk among Hispanic immigrants. *J Hum Lact* 14, 3 (1998) 237-242.
- Martin SA, Jr., Harlow SD, Sowers MF, Longnecker MP, Garabrant D, Shore DL, Sandler DP. DDT metabolite and androgens in African-American farmers. *Epidemiology* 13, 4 (2002) 454-458.
- Martinez MP, Angulo R, Pozo R, Jodral M. Organochlorine pesticides in pasteurized milk and associated health risks. *Food Chem Toxicol* 35, 6 (1997) 621-624.
- Mensink GBM, Hermann-Kunz E, Thamm M. Der Ernährungssurvey. *Gesundheitswesen* 60, Sonderheft 2 (1998) S83-S86.
- Mukerjee D. Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins: a critical review. *J Air Waste Manag Assoc* 48, 2 (1998) 157-165.
- Muller DC, Elahi D, Tobin JD, Andres R. Insulin response during the oral glucose tolerance test: the role of age, sex, body fat and the pattern of fat distribution. *Aging* 8, 1 (1996) 13-21.
- Mussalo-Rauhamaa H, Pyysalo H, Antervo K. Relation between the content of organochlorine compounds in Finnish human milk and characteristics of the mothers. *J Toxicol Environ Health* 25, 1 (1988) 1-19.
- Mussalo-Rauhamaa H, Pyysalo H, Moilanen R. Influence of diet and other factors on the levels of organochlorine compounds in human adipose tissue in Finland. *J Toxicol Environ Health* 13, 4-6 (1984) 689-704.
- National Toxicology Program. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) CAS No. 1336-36-3. In: 10th Annual Report on Carcinogens. III-200-III-201. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program. Research Triangle Park, NC 2002.
- Neisel F, von Manikowsky S, Schumann M, Feindt W, Hoppe H, Melchior U. Humanes Biomonitoring auf Polychlorierte Biphenyle bei 130 in einer Grundschule exponierten Personen. *Gesundheitswesen* 61 (1999) 137-150.
- Ngowi AV, Maeda DN, Partanen TJ. Assessment of the ability of health care providers to treat and prevent adverse health effects of pesticides in agricultural areas of Tanzania. *Int J Occup Med Environ Health* 14, 4 (2001) 349-356.
- Noren K. Levels of organochlorine contaminants in human milk in relation to the dietary habits of the mothers. *Acta Paediatr Scand* 72, 6 (1983) 811-816.

- Olea N, Olea-Serrano F, Lardelli-Claret P, Rivas A, Barba-Navarro A. Inadvertent exposure to xenoestrogens in children. *Toxicol Ind Health* 15, 1-2 (1999) 151-158.
- Osius N, Karmaus W, Kruse H, Witten J. Exposure to polychlorinated biphenyls and levels of thyroid hormones in children. *Environ Health Perspect* 107, 10 (1999) 843-849.
- Patandin S, Lanting CI, Mulder PG, Boersma ER, Sauer PJ, Weisglas-Kuperus N. Effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins on cognitive abilities in Dutch children at 42 months of age. *J Pediatr* 134, 1 (1999) 33-41.
- Pelletier C, Doucet E, Imbeault P, Tremblay A. Associations between weight loss-induced changes in plasma organochlorine concentrations, serum T(3) concentration, and resting metabolic rate. *Toxicol Sci* 67, 1 (2002) 46-51.
- Persky V, Turyk M, Anderson HA, Hanrahan LP, Falk C, Steenport DN, Chatterton R, Freels S. The effects of PCB exposure and fish consumption on endogenous hormones. *Environ Health Perspect* 109, 12 (2001) 1275-1283.
- Phillips DL, Pirkle JL, Burse VW, Bernert JT, Jr., Henderson LO, Needham LL. Chlorinated hydrocarbon levels in human serum: effects of fasting and feeding. *Arch Environ Contam Toxicol* 18, 4 (1989) 495-500.
- Pietrzak-Fiecko R, Smoczynski SS. [Organochlorine insecticides of women's milk in Olsztyn in 1976, 1986, 1996]. *Rocz Panstw Zakl Hig* 52, 1 (2001) 55-59.
- Raum E, Seidler A, Schlaud M, Knoll A, Wessling H, Kurtz K, Schwartz FW, Robra BP. Contamination of human breast milk with organochlorine residues: a comparison between East and West Germany through sentinel practice networks. *J Epidemiol Community Health* 52 Suppl 1(1998) 50S-55S.
- Report on Carcinogens. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) CAS No. 133-36-3. US Dept. of Health and Human Services, ed. tenth III-200-III-201. 2002.
- Ribas-Fito N, Sala M, Cardo E, Mazon C, De Muga ME, Verdu A, Marco E, Grimalt JO, Sunyer J. Organochlorine compounds and concentrations of thyroid stimulating hormone in newborns. *Occup Environ Med* 60, 4 (2003) 301-303.
- Roberts DR, Manguin S, Mouchet J. DDT house spraying and re-emerging malaria. *Lancet* 356, 9226 (2000) 330-332.
- Rogan WJ, Gladen BC, McKinney JD, Carreras N, Hardy P, Thullen J, Tingelstad J, Tully M. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and dichlorodiphenyl dichloroethene (DDE) in human milk: effects of maternal factors and previous lactation. *Am J Public Health* 76, 2 (1986a) 172-177.

- Rogan WJ, Gladen BC, McKinney JD, Carreras N, Hardy P, Thullen J, Tinglestad J, Tully M. Neonatal effects of transplacental exposure to PCBs and DDE. *J Pediatr* 109, 2 (1986b) 335-341.
- Roskamp E, Horn W, Ullrich D, Seifert B. Aktuelle DDT- und Lindan-Konzentrationen in Wohnräumen nach intensivem Holzschutzmitteleinsatz auf Dachböden in der Vergangenheit. *Umweltmed Forsch Prax* , 4 (1999) 354-360.
- Sagunski H, Perger P. Biozide. In: Marquardt H, Schäfer SG, eds. *Lehrbuch der Toxikologie*. 439-480. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg 1997.
- Sala M, Sunyer J, Herrero C, To-Figueras J, Grimalt J. Association between serum concentrations of hexachlorobenzene and polychlorobiphenyls with thyroid hormone and liver enzymes in a sample of the general population. *Occup Environ Med* 58, 3 (2001) 172-177.
- Sala M, Sunyer J, Otero R, Santiago-Silva M, Camps C, Grimalt J. Organochlorine in the serum of inhabitants living near an electrochemical factory. *Occup Environ Med* 56, 3 (1999) 152-158.
- Schade G, Heinzow B. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in human milk of mothers living in northern Germany: current extent of contamination, time trend from 1986 to 1997 and factors that influence the levels of contamination. *Sci Total Environ* 215, 1-2 (1998) 31-39.
- Schantz SL, Jacobson JL, Humphrey HE, Jacobson SW, Welch R, Gasior D. Determinants of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the sera of mothers and children from Michigan farms with PCB-contaminated silos. *Arch Environ Health* 49, 6 (1994) 452-458.
- Schechter A, Cramer P, Boggess K, Stanley J, Papke O, Olson J, Silver A, Schmitz M. Intake of dioxins and related compounds from food in the U.S. population. *J Toxicol Environ Health A* 63, 1 (2001) 1-18.
- Schechter A, Li L. Dioxins, dibenzofurans, dioxin-like PCBs, and DDE in U.S. fast food, 1995. *Chemosphere* 34, 5-7 (1997) 1449-1457.
- Schechter AJ, Li L, Ke J, Furst P, Furst C, Papke O. Pesticide application and increased dioxin body burden in male and female agricultural workers in China. *J Occup Environ Med* 38, 9 (1996) 906-911.
- Schildkraut JM, Demark-Wahnefried W, DeVoto E, Hughes C, Laseter JL, Newman B. Environmental contaminants and body fat distribution. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 8, 2 (1999) 179-183.

- Schinas V, Leotsinidis M, Alexopoulos A, Tsapanos V, Kondakis XG. Organochlorine pesticide residues in human breast milk from southwest Greece: associations with weekly food consumption patterns of mothers. *Arch Environ Health* 55, 6 (2000) 411-417.
- Schlittgen R. Einführung in die Statistik. Oldenbourg Verlag. Wien, 1994.
- Schmid K, Lederer P, Goen T, Schaller KH, Strebl H, Weber A, Angerer J, Lehnert G. Internal exposure to hazardous substances of persons from various continents: investigations on exposure to different organochlorine compounds. *Int Arch Occup Environ Health* 69, 6 (1997) 399-406.
- Schmitt CJ. Organochlorine chemical residues in fish from the Mississippi River basin, 1995. *Arch Environ Contam Toxicol* 43, 1 (2002) 81-97.
- Schulz C, Seiwert M, Becker K, Conrad A, Kolossa-Gehring, Seifert B. Umwelt-Survey 1998, Band I: Studienbeschreibung.. Umweltbundesamt. WaBoLu-Heft in Bearbeitung.
- Siddiqui J, Srivastava S, Srivastava P, Mehrotra K, Mathur N, Tandon I. Persistent chlorinated pesticides and intra-uterine foetal growth retardation: a possible association. *Int Arch Occup Environ Health* 76, 1 (2003) 75-80.
- Siddiqui MK, Nigam U, Srivastava S, Tejeshwar DS, Chandrawati. Association of maternal blood pressure and hemoglobin level with organochlorines in human milk. *Hum Exp Toxicol* 21, 1 (2002) 1-6.
- Sjodin A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, Bjork J, Bergman A. Influence of the consumption of fatty Baltic Sea fish on plasma levels of halogenated environmental contaminants in Latvian and Swedish men. *Environ Health Perspect* 108, 11 (2000) 1035-1041.
- Smith D. Worldwide trends in DDT levels in human breast milk. *Int J Epidemiol* 28, 2 (1999) 179-188.
- Soliman KM. Changes in concentration of pesticide residues in potatoes during washing and home preparation. *Food Chem Toxicol* 39, 8 (2001) 887-891.
- Solomon GM, Weiss PM. Chemical contaminants in breast milk: time trends and regional variability. *Environ Health Perspect* 110, 6 (2002) A339-A347.
- SPSS für Windows, Version 11.0 (SPSS 2001)
- Statistisches Bundesamt. Bevölkerung und Erwerbstätigkeit. Fachserie 1. Reihe 4.1.2 Beruf, Ausbildung und Arbeitsbedingungen der Erwerbstätigkeiten 1991. Statistisches Bundesamt. Wiesbaden 1993.

- Summermann W, Rohleder H, Korte F. [Polychlorinated biphenyls (PCB) in food. The situation in the Federal Republic of Germany (author's transl)]. *Z Lebensm Unters Forsch* 166, 3 (1978) 137-144.
- Tam I. [Diet as a source of human exposure to polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDD)]. *Rocz Panstw Zakl Hig* 50, 3 (1999) 241-251.
- To-Figueras J, Barrot C, Rodamilans M, Gomez-Catalan J, Torra M, Brunet M, Sabater F, Corbella J. Accumulation of hexachlorobenzene in humans: a long standing risk. *Hum Exp Toxicol* 14, 1 (1995) 20-23.
- Torres-Arreola L, Berkowitz G, Torres-Sanchez L, Lopez-Cervantes M, Cebrian ME, Uribe M, Lopez-Carrillo L. Preterm birth in relation to maternal organochlorine serum levels. *Ann Epidemiol* 13, 3 (2003) 158-162.
- Torres-Arreola L, Lopez-Carrillo L, Torres-Sanchez L, Cebrian M, Rueda C, Reyes R, Lopez-Cervantes M. Levels of dichloro-dyphenyl-trichloroethane (DDT) metabolites in maternal milk and their determinant factors. *Arch Environ Health* 54, 2 (1999) 124-129.
- Turusov V, Rakitsky V, Tomatis L. Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT): Ubiquity, persistence, and risks. *Environ Health Perspect* 110, 2 (2002) 125-128.
- Van Wendel de J, Wesseling C, Kromhout H, Monge P, Garcia M, Mergler D. Chronic nervous-system effects of long-term occupational exposure to DDT. *Lancet* 357, 9261 (2001) 1014-1016.
- Vine MF, Stein L, Weigle K, Schroeder J, Degnan D, Tse CK, Backer L. Plasma 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethylene (DDE) levels and immune response. *Am J Epidemiol* 153, 1 (2001) 53-63.
- Walford RL, Mock D, MacCallum T, Laseter JL. Physiologic changes in humans subjected to severe, selective calorie restriction for two years in biosphere 2: health, aging, and toxicological perspectives. *Toxicol Sci* 52, 2 Suppl (1999) 61-65.
- Walkowiak J, Wiener JA, Fastabend A, Heinzow B, Kramer U, Schmidt E, Steingruber HJ, Wundram S, Winneke G. Environmental exposure to polychlorinated biphenyls and quality of the home environment: effects on psychodevelopment in early childhood. *Lancet* 358, 9293 (2001) 1602-1607.
- Weisglas-Kuperus N, Patandin S, Berbers GA, Sas TC, Mulder PG, Sauer PJ, Hooijkaas H. Immunologic effects of background exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins in Dutch preschool children. *Environ Health Perspect* 108, 12 (2000) 1203-1207.
- Welsh MS. Extraction and gas chromatography/electron capture analysis of polychlorinated biphenyls in railcar paint scrapings. *Appl Occup Environ Hyg* 10, 3 (1995) 175-181.

- Winkler J, Stolzenberg H. Der Sozialschichtindex im Bundes-Gesundheitssurvey. *Gesundheitswesen* 61, Sonderheft 2 (1999) S178-S183.
- Winneke G, Walkowiak J, Lilienthal H. PCB-induced neurodevelopmental toxicity in human infants and its potential mediation by endocrine dysfunction. *Toxicology* 181-182(2002) 161-165.
- Wolff MS, Anderson HA. Correspondence re: J. M. Schildkraut et al., Environmental contaminants and body fat distribution. *Cancer Epidemiol. Biomark. Prev.*, 8: 179-183, 1999. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 8, 10 (1999) 951-952.
- Wolff MS, Zeleniuch-Jacquotte A, Dubin N, Toniolo P. Risk of breast cancer and organochlorine exposure. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 9, 3 (2000) 271-277.
- Wrbitzky R, Goen T, Letzel S, Frank F, Angerer J. Internal exposure of waste incineration workers to organic and inorganic substances. *Int Arch Occup Environ Health* 68, 1 (1995) 13-21.
- Yohai VJ, Zamar RH. Optimal locally robust M-estimates of regression. *J Stat Planning and Inference* 64 (1998) 309-323.
- Zelikoff JT, Chen LC, Cohen MD, Schlesinger RB. The toxicology of inhaled woodsmoke. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 5, 3 (2002) 269-282.
- Zoeller RT. Challenges confronting risk analysis of potential thyroid toxicants. *Risk Anal* 23, 1 (2003) 143-162.

## 12 Anhang

**Tabelle 12.1: Zusammenfassung Berufliche Tätigkeiten, STABU-Code (1975)**

Variable	Berufliche Tätigkeit	STABU-Code	Häufigkeit	
			n	%
<b>LANDGART (n=87)</b>	Landwirt	11	41	1,6
	Agraringenieur, LW-Berater	32	1	,0
	Landarbeitskräfte	41	9	,3
	Gärtner, Gartenarbeiter	51	14	,5
	Gartenarchitekten, -verwalter	52	4	,2
	Floristen	53	5	,2
	Forstverwalter, Förster, Jäger	61	4	,2
	Waldarbeiter, Waldnutzer	62	5	,2
	Holzaufbereiter	181	4	,2
<b>TIER_BER (n=5)</b>	Tierzüchter	21	2	,1
	Tierpfleger und verwandte B.	44	2	,1
	Tierärzte	843	1	,0
<b>MAURER (n=41)</b>	Formstein-, Betonsteinhersteller	112	1	,0
	Maurer, Betonbauer	440	3	,1
	Maurer	441	26	1,0
	Betonbauer	442	3	,1
	Bauhilfsarbeiter	470	6	,2
	Isolierer, Abdichter	482	2	,1
<b>ZIMMERER (n=16)</b>	Zimmerer	451	12	,5
	Dachdecker	452	4	,2
<b>ELEK_BAU (n=10)</b>	Elektromotoren-, Transformatorenbauer	313	1	,0
	Elektrogerätebauer	314	9	,3
<b>CHEMIE (n=32)</b>	Chemiebetriebswerker	141	13	,5
	Gummihersteller, -verarbeiter	143	1	,0
	Kunststoffverarbeiter	151	2	,1
	Chemiker	611	4	,2
	Chemielaboranten	633	12	,5
<b>RAUMLACG (n=26)</b>	Stukkateure, Gipser, Verputzer	481	1	,0
	Fliesenleger	483	3	,1
	Ofensetzer, Luftheizungsbauer	484	2	,1
	Raumausstatter	491	1	,0
	Matratzenhersteller	492	1	,0
	Maler, Lackierer	511	15	,6
	Warenmaler, -lackierer	512	1	,0
	Schornsteinfeger	804	2	,1
<b>NURSLAB2 (n=99)</b>	Krankenschwestern, -pfleger, Hebammen	853	64	2,4
	Helfer in der Krankenpflege	854	15	,6
	Diätassistenten, PTA	855	4	,2
	Medizinallaboranten	857	16	,6
	<b>Berufsangaben</b>	<b>gesamt</b>	2622/2824	

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.2: Häufigkeiten potenzieller Einflussvariablen für Organochlorverbindungen im Blut nach Geschlecht und Bundesländern (ungegewichtete Daten)**

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>PHYSIOLOGISCH-BIOLOGISCHE VARIABLEN</b>							
<b>Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren</b>							
Männer	Nein	673	68,7%	187	65,4%	860	68,0%
	ja, eher zugenommen	306	31,3%	99	34,6%	405	32,0%
	Gesamt	979	100%	286	100%	1265	100%
Frauen	nein	721	61,7%	211	62,1%	932	61,8%
	ja, eher zugenommen	448	38,3%	129	37,9%	577	38,2%
	Gesamt	1169	100%	340	100%	1509	100%
<b>Gewichtsabnahme in den letzten 3 Jahren</b>							
Männer	nein	853	87,1%	255	89,2%	1108	87,6%
	ja, eher abgenommen	126	12,9%	31	10,8%	157	12,4%
	Gesamt	979	100%	286	100%	1265	100%
Frauen	nein	998	85,4%	301	88,5%	1299	86,1%
	ja, eher abgenommen	171	14,6%	39	11,5%	210	13,9%
	Gesamt	1169	100%	340	100%	1509	100%
<b>Sporttreiben (Std./Woche)</b>							
Männer	kein Sport	351	35,4%	147	49,5%	498	38,6%
	< 1 Std. pro Woche	189	19,1%	55	18,5%	244	18,9%
	1 bis 2 Std. pro Woche	172	17,3%	48	16,2%	220	17,1%
	2 bis 4 Std. pro Woche	151	15,2%	32	10,8%	183	14,2%
	mehr als 4 Std. pro Woche	129	13,0%	15	5,1%	144	11,2%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	kein Sport	477	40,3%	158	46,1%	635	41,6%
	< 1 Std. pro Woche	193	16,3%	67	19,5%	260	17,0%
	1 bis 2 Std. pro Woche	284	24,0%	75	21,9%	359	23,5%
	2 bis 4 Std. pro Woche	160	13,5%	26	7,6%	186	12,2%
	mehr als 4 Std. pro Woche	71	6,0%	17	5,0%	88	5,8%
	Gesamt	1185	100%	343	100%	1528	100%
<b>Frauen mit Kindern &lt;6 Jahre im Haushalt</b>							
Frauen	nein	1006	84,6%	307	90,0%	1313	85,8%
	ja	183	15,4%	34	10,0%	217	14,2%
	Gesamt	1189	100%	341	100%	1530	100%
Männer	nein	993	100%	297	100%	1290	100%
<b>WOHN-/GEBURTSORTE</b>							
<b>Wohnort in der DDR 1988</b>							
Männer	alte BRD oder Ausland	967	98,1%	6	2,0%	973	75,9%
	DDR	19	1,9%	290	98,0%	309	24,1%
	Gesamt	986	100%	296	100%	1282	100%
Frauen	alte BRD oder Ausland	1145	97,4%	4	1,2%	1149	75,7%
	DDR	30	2,6%	338	98,8%	368	24,3%
	Gesamt	1175	100%	342	100%	1517	100%
<b>Wohnort im Ausland 1988</b>							
Männer	BRD oder DDR	948	96,1%	294	99,3%	1242	96,9%
	Ausland	38	3,9%	2	,7%	40	3,1%
	Gesamt	986	100%	296	100%	1282	100%
Frauen	BRD oder DDR	1099	93,5%	341	99,7%	1440	94,9%
	Ausland	76	6,5%	1	,3%	77	5,1%
	Gesamt	1175	100%	342	100%	1517	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>WOHN- UND GEBURTSORTE Fortsetzung</b>							
<b>Geboren in Osteuropa</b>							
Männer	nein	946	95,6%	286	96,9%	1232	95,9%
	ja	44	4,4%	9	3,1%	53	4,1%
	Gesamt	990	100%	295	100%	1285	100%
Frauen	nein	1121	94,2%	332	97,1%	1453	94,8%
	ja	69	5,8%	10	2,9%	79	5,2%
	Gesamt	1190	100%	342	100%	1532	100%
<b>Geboren in Südeuropa</b>							
Männer	nein	963	97,3%	293	99,3%	1256	97,7%
	ja	27	2,7%	2	,7%	29	2,3%
	Gesamt	990	100%	295	100%	1285	1285
Frauen	nein	1156	97,1%	342	100%	1498	97,8%
	ja	34	2,9%			34	2,2%
	Gesamt	1190	100%	342	100%	1532	100%
<b>Wohngebiet städtisch oder vorstädtisch/ländlich</b>							
Männer	ländlich, vorstädtisch	637	65,3%	160	55,7%	797	63,2%
	städtisch	338	34,7%	127	44,3%	465	36,8%
	Gesamt	975	100%	287	100%	1262	100%
Frauen	ländlich, vorstädtisch	767	65,4%	190	56,9%	957	63,5%
	städtisch	406	34,6%	144	43,1%	550	36,5%
	Gesamt	1173	100%	334	100%	1507	100%
<b>Wohngebiet ländlich oder (vor)-städtisch</b>							
Männer	nein	585	60,0%	177	61,7%	762	60,4%
	ländlich	390	40,0%	110	38,3%	500	39,6%
	Gesamt	975	100%	287	100%	1262	100%
Frauen	nein	708	60,4%	202	60,5%	910	60,4%
	ländlich	465	39,6%	132	39,5%	597	39,6%
	Gesamt	1173	100%	334	100%	1507	100%
<b>Ein-, Zweifamilien-, Reihenhaus</b>							
Männer	nein	397	40,6%	123	42,6%	520	41,0%
	ja	581	59,4%	166	57,4%	747	59,0%
	Gesamt	978	100%	289	100%	1267	100%
Frauen	nein	478	40,8%	147	44,1%	625	41,5%
	ja	695	59,2%	186	55,9%	881	58,5%
	Gesamt	1173	100%	333	100%	1506	100%
<b>Lehm-, Fachwerkhaus</b>							
Männer	nein	775	96,5%	189	89,2%	964	95,0%
	ja	28	3,5%	23	10,8%	51	5,0%
	Gesamt	803	100%	212	100%	1015	100%
Frauen	nein	919	95,6%	224	87,8%	1143	94,0%
	ja	42	4,4%	31	12,2%	73	6,0%
	Gesamt	961	100%	255	100%	1216	100%
<b>Holzhaus</b>							
Männer	nein	787	98,7%	206	99,5%	993	98,9%
	ja	10	1,3%	1	,5%	11	1,1%
	Gesamt	797	100%	207	100%	1004	100%
Frauen	nein	940	98,7%	242	99,6%	1182	98,9%
	ja	12	1,3%	1	,4%	13	1,1%
	Gesamt	952	100%	243	100%	1195	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>WOHNUMFELD/DEMOGRAPHIE</b>							
<b>Blockbebauung ohne Grün</b>							
Männer	nein	945	97,0%	271	94,4%	1216	96,4%
	ja	29	3,0%	16	5,6%	45	3,6%
	Gesamt	974	100%	287	100%	1261	100%
Frauen	nein	1131	96,5%	295	90,5%	1426	95,2%
	ja	41	3,5%	31	9,5%	72	4,8%
	Gesamt	1172	100%	326	100%	1498	100%
<b>Oberschicht</b>							
Männer	Unter- oder Mittelschicht	709	72,0%	223	75,6%	932	72,8%
	Oberschicht	276	28,0%	72	24,4%	348	27,2%
	Gesamt	985	100%	295	100%	1280	100%
Frauen	Unter- oder Mittelschicht	919	77,7%	283	82,7%	1202	78,8%
	Oberschicht	264	22,3%	59	17,3%	323	21,2%
	Gesamt	1183	100%	342	100%	1525	100%
<b>Unterschicht</b>							
Männer	Mittel- o. Oberschicht	827	84,0%	238	80,7%	1065	83,2%
	Unterschicht	158	16,0%	57	19,3%	215	16,8%
	Gesamt	985	100%	295	100%	1280	100%
Frauen	Mittel- o. Oberschicht	949	80,2%	270	78,9%	1219	79,9%
	Unterschicht	234	19,8%	72	21,1%	306	20,1%
	Gesamt	1183	100%	342	100%	1525	100%
<b>WOHNUMGEBUNG</b>							
<b>Wohnen an verkehrsreicher Straße</b>							
Männer	wenig oder mäßig befahren	689	69,5%	172	58,7%	861	67,1%
	beträchtlich o. stark befahren	302	30,5%	121	41,3%	423	32,9%
	Gesamt	991	100%	293	100%	1284	100%
Frauen	wenig oder mäßig befahren	767	65,0%	179	52,8%	946	62,3%
	beträchtlich o. stark befahren	413	35,0%	160	47,2%	573	37,7%
	Gesamt	1180	100%	339	100%	1519	100%
<b>Geruchsbelästigung d. Betriebe (Gewerbe, Industrie, Landwirtschaft)</b>							
Männer	nein	859	86,7%	275	93,2%	1134	88,2%
	ja	132	13,3%	20	6,8%	152	11,8%
	Gesamt	991	100%	295	100%	1286	100%
Frauen	nein	997	83,9%	317	92,7%	1314	85,8%
	ja	192	16,1%	25	7,3%	217	14,2%
	Gesamt	1189	100%	342	100%	1531	100%
<b>Eigene Trinkwasserversorgung</b>							
Männer	nein	976	98,3%	283	95,3%	1259	97,6%
	ja	17	1,7%	14	4,7%	31	2,4%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	nein	1170	98,3%	318	92,4%	1488	97,0%
	ja	20	1,7%	26	7,6%	46	3,0%
	Gesamt	1190	100%	344	100%	1534	100%
<b>Sägewerk, Schreinerei max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	946	95,9%	287	97,0%	1233	96,2%
	ja	40	4,1%	9	3,0%	49	3,8%
	Gesamt	986	100%	296	100%	1282	100%
Frauen	nein	1132	95,9%	331	96,8%	1463	96,1%
	ja	48	4,1%	11	3,2%	59	3,9%
	Gesamt	1180	100%	342	100%	1522	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>WOHNUMFELD Fortsetzung</b>							
<b>Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	981	99,1%	296	100%	1277	99,3%
	ja	9	,9%			9	,7%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	nein	1165	98,6%	336	98,0%	1501	98,5%
	ja	16	1,4%	7	2,0%	23	1,5%
	Gesamt	1181	100%	343	100%	1524	100%
<b>Viehhaltungsstall max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	868	87,7%	278	93,9%	1146	89,1%
	ja	122	12,3%	18	6,1%	140	10,9%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	nein	1022	86,5%	306	89,2%	1328	87,1%
	ja	160	13,5%	37	10,8%	197	12,9%
	Gesamt	1182	100%	343	100%	1525	100%
<b>Landwirtschaft o. Gärtnerei max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	807	81,5%	270	91,2%	1077	83,7%
	ja	183	18,5%	26	8,8%	209	16,3%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	nein	980	82,8%	307	89,8%	1287	84,4%
	ja	203	17,2%	35	10,2%	238	15,6%
	Gesamt	1183	100%	342	100%	1525	100%
<b>Tankstelle max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	964	97,4%	292	98,6%	1256	97,7%
	ja	26	2,6%	4	1,4%	30	2,3%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	nein	1134	95,9%	339	98,8%	1473	96,6%
	ja	48	4,1%	4	1,2%	52	3,4%
	Gesamt	1182	100%	343	100%	1525	100%
<b>Druckerei max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	980	99,0%	295	99,7%	1275	99,1%
	ja	10	1,0%	1	,3%	11	,9%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	nein	1163	98,3%	343	100%	1506	98,7%
	ja	20	1,7%			20	1,3%
	Gesamt	1183	100%	343	100%	1526	100%
<b>Chemische Reinigung max. 50m vom Wohnhaus</b>							
Männer	nein	982	99,2%	293	99,0%	1275	99,1%
	ja	8	,8%	3	1,0%	11	,9%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	nein	1158	98,1%	338	98,5%	1496	98,2%
	ja	23	1,9%	5	1,5%	28	1,8%
	Gesamt	1181	100%	343	100%	1524	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>INNENRAUM</b>							
<b>Raucher</b>							
Männer	nein	660	66,5%	185	62,3%	845	65,5%
	ja	333	33,5%	112	37,7%	445	34,5%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	nein	824	69,2%	231	67,3%	1055	68,8%
	ja	366	30,8%	112	32,7%	478	31,2%
	Gesamt	1190	100%	343	100%	1533	100%
<b>Exraucher (Gesamtzahlen wie bei „Raucher“)</b>							
Männer	nein	716	72,1%	205	69,0%	921	71,4%
	ja	277	27,9%	92	31,0%	369	28,6%
Frauen	nein	989	83,1%	298	86,9%	1287	84,0%
	ja	201	16,9%	45	13,1%	246	16,0%
<b>Dezentrales Heizen mit Holz und Kohle</b>							
Männer	nein	950	95,9%	269	90,6%	1219	94,6%
	ja	41	4,1%	28	9,4%	69	5,4%
	Gesamt	991	100%	297	100%	1288	100%
Frauen	nein	1148	96,8%	303	88,9%	1451	95,0%
	ja	38	3,2%	38	11,1%	76	5,0%
	Gesamt	1186	100%	341	100%	1527	100%
<b>Schimmel an Wänden</b>							
Männer	nein	905	94,7%	271	95,8%	1176	94,9%
	ja	51	5,3%	12	4,2%	63	5,1%
	Gesamt	956	100%	283	100%	1239	100%
Frauen	nein	1047	92,1%	301	92,3%	1348	92,1%
	ja	90	7,9%	25	7,7%	115	7,9%
	Gesamt	1137	100%	326	100%	1463	100%
<b>Mit Schmutz an Arbeitskleidung in Wohnung kommen, Befragter</b>							
Männer	nie	692	69,7%	206	69,6%	898	69,7%
	öfter	301	30,3%	90	30,4%	391	30,3%
	Gesamt	993	100%	296	100%	1289	100%
Frauen	nie	1029	86,5%	308	89,8%	1337	87,2%
	öfter	161	13,5%	35	10,2%	196	12,8%
	Gesamt	1190	100%	343	100%	1533	100%
<b>BIOZIDE IM INNENRAUM</b>							
<b>Prof. Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr</b>							
Männer	Nein	983	99,0%	281	94,6%	1264	98,0%
	Ja	10	1,0%	16	5,4%	26	2,0%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	nein	1174	98,7%	335	97,4%	1509	98,4%
	ja	15	1,3%	9	2,6%	24	1,6%
	Gesamt	1189	100%	344	100%	1533	100%
<b>Holzschutzmittel-Nutzung in Wohnung</b>							
Männer	Nein	830	87,3%	264	90,7%	1094	88,1%
	Ja	121	12,7%	27	9,3%	148	11,9%
	Gesamt	951	100%	291	100%	1242	100%
Frauen	Nein	1005	90,8%	301	90,9%	1306	90,8%
	Ja	102	9,2%	30	9,1%	132	9,2%
	Gesamt	1107	100%	331	100%	1438	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>BIOZIDE IM INNENRAUM Fortsetzung</b>							
<b>Biozidnutzung als Bautenschutz</b>							
Männer	Nein	873	88,2%	266	90,2%	1139	88,6%
	Ja	117	11,8%	29	9,8%	146	11,4%
		<b>Gesamt</b>	<b>990</b>	<b>100%</b>	<b>295</b>	<b>100%</b>	<b>1285</b>
Frauen	Nein	1006	93,6%	314	92,1%	1420	93,2%
	Ja	76	6,4%	27	7,9%	103	6,8%
		<b>Gesamt</b>	<b>1182</b>	<b>100%</b>	<b>341</b>	<b>100%</b>	<b>1523</b>
<b>Letzte Biozidnutzung zur Tierpflege, 4stufig</b>							
Männer	keine Anwendung	864	87,4%	256	86,5%	1120	87,2%
	vor >6 Monaten	35	3,5%	8	2,7%	43	3,3%
	vor >3 bis 6 Monaten	34	3,4%	9	3,0%	43	3,3%
	vor max. 3 Monaten	55	5,6%	23	7,8%	78	6,1%
	<b>Gesamt</b>	<b>988</b>	<b>100%</b>	<b>296</b>	<b>100%</b>	<b>1284</b>	<b>100%</b>
Frauen	keine Anwendung	996	85,1%	299	88,5%	1295	85,8%
	vor >6 Monaten	68	5,8%	5	1,5%	73	4,8%
	vor >3 bis 6 Monaten	30	2,6%	11	3,3%	41	2,7%
	vor max. 3 Monaten	77	6,6%	23	6,8%	100	6,6%
	<b>Gesamt</b>	<b>1171</b>	<b>100%</b>	<b>338</b>	<b>100%</b>	<b>1509</b>	<b>100%</b>
<b>Letzte Biozidanwendung zum Pflanzenschutz, 4stufig</b>							
Männer	keine Anwendung	857	87,4%	247	84,0%	1104	86,6%
	vor >6 Monaten	43	4,4%	18	6,1%	61	4,8%
	vor >3 bis 6 Monaten	26	2,7%	18	6,1%	44	3,5%
	vor max. 3 Monaten	55	5,6%	11	3,7%	66	5,2%
	<b>Gesamt</b>	<b>981</b>	<b>100%</b>	<b>294</b>	<b>100%</b>	<b>1275</b>	<b>100%</b>
Frauen	keine Anwendung	976	83,1%	279	84,0%	1255	83,3%
	vor >6 Monaten	83	7,1%	13	3,9%	96	6,4%
	vor >3 bis 6 Monaten	38	3,2%	21	6,3%	59	3,9%
	vor max. 3 Monaten	78	6,6%	19	5,7%	97	6,4%
	<b>Gesamt</b>	<b>1175</b>	<b>100%</b>	<b>332</b>	<b>100%</b>	<b>1507</b>	<b>100%</b>
<b>Letzte Biozidanwendung zum Vorratsschutz, 4stufig</b>							
Männer	keine Anwendung	874	88,6%	253	86,1%	1127	88,0%
	vor >6 Monaten	43	4,4%	11	3,7%	54	4,2%
	vor >3 bis 6 Monaten	24	2,4%	13	4,4%	37	2,9%
	vor max. 3 Monaten	45	4,6%	17	5,8%	62	4,8%
	<b>Gesamt</b>	<b>986</b>	<b>100%</b>	<b>294</b>	<b>100%</b>	<b>1280</b>	<b>100%</b>
Frauen	keine Anwendung	1015	86,0%	291	86,6%	1306	86,1%
	vor >6 Monaten	65	5,5%	24	7,1%	89	5,9%
	vor >3 bis 6 Monaten	36	3,1%	4	1,2%	40	2,6%
	vor max. 3 Monaten	64	5,4%	17	5,1%	81	5,3%
	<b>Gesamt</b>	<b>1180</b>	<b>100%</b>	<b>336</b>	<b>100%</b>	<b>1516</b>	<b>100%</b>

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>BIOZIDE IM INNENRAUM Fortsetzung</b>							
<b>Letzte Biozidanwendung zum Textilschutz, 4stufig</b>							
Männer	keine Anwendung	832	86,0%	262	90,0%	1094	87,0%
	vor >6 Monaten	47	4,9%	13	4,5%	60	4,8%
	vor >3 bis 6 Monaten	47	4,9%	8	2,7%	55	4,4%
	vor max. 3 Monaten	41	4,2%	8	2,7%	49	3,9%
	Gesamt	967	100%	291	100%	1258	100%
Frauen	keine Anwendung	977	83,4%	312	92,0%	1289	85,4%
	vor >6 Monaten	93	7,9%	13	3,8%	106	7,0%
	vor >3 bis 6 Monaten	45	3,8%	2	,6%	47	3,1%
	vor max. 3 Monaten	56	4,8%	12	3,5%	68	4,5%
	Gesamt	1171	100%	339	100%	1510	100%
<b>Letzte Biozidanwendung zur Insektenvernichtung, 4stufig</b>							
Männer	keine Anwendung	832	84,6%	220	75,6%	1052	82,5%
	vor >6 Monaten	82	8,3%	19	6,5%	101	7,9%
	vor >3 bis 6 Monaten	28	2,8%	30	10,3%	58	4,5%
	vor max. 3 Monaten	42	4,3%	22	7,6%	64	5,0%
	Gesamt	984	100%	291	100%	1275	100%
Frauen	keine Anwendung	1018	86,6%	251	74,7%	1269	83,9%
	vor >6 Monaten	86	7,3%	23	6,8%	109	7,2%
	vor >3 bis 6 Monaten	29	2,5%	38	11,3%	67	4,4%
	vor max. 3 Monaten	43	3,7%	24	7,1%	67	4,4%
	Gesamt	1176	100%	336	100%	1512	100%
<b>Letzte Biozidanwendung zum Körperschutz, 4stufig</b>							
Männer	keine Anwendung	801	81,2%	242	82,3%	1043	81,4%
	vor >6 Monaten	101	10,2%	12	4,1%	113	8,8%
	vor >3 bis 6 Monaten	39	4,0%	27	9,2%	66	5,2%
	vor max. 3 Monaten	46	4,7%	13	4,4%	59	4,6%
	Gesamt	987	100%	294	100%	1281	100%
Frauen	keine Anwendung	931	78,8%	257	75,6%	1188	78,1%
	vor >6 Monaten	149	12,6%	28	8,2%	177	11,6%
	vor >3 bis 6 Monaten	39	3,3%	32	9,4%	71	4,7%
	vor max. 3 Monaten	63	5,3%	23	6,8%	86	5,7%
	Gesamt	1182	100%	340	100%	1522	100%
<b>Biozide zum Körperschutz</b>							
Männer	nein	801	80,9%	242	81,5%	1043	81,0%
	ja	189	19,1%	55	18,5%	244	19,0%
	Gesamt	990	100%	297	100%	1287	100%
Frauen	nein	931	78,5%	257	74,9%	1188	77,7%
	ja	255	21,5%	86	25,1%	341	22,3%
	Gesamt	1186	100%	343	100%	1529	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>BERUFSTÄTIGKEIT</b>							
<b>Als Landwirt beschäftigt</b>							
Männer	nein	958	98,8%	291	99,7%	1249	99,0%
	ja	12	1,2%	1	,3%	13	1,0%
	Gesamt	970	100%	292	100%	1262	100%
Frauen	nein	1163	99,7%	338	100%	1501	99,7%
	ja	4	,3%	-		4	,3%
	Gesamt	1167	100%	338	100%	1505	100%
<b>Land-, Garten-, Waldwirtschaft*</b>							
Männer	Nein	884	96,3%	270	95,7%	1154	96,2%
	Ja	34	3,7%	12	4,3%	46	3,8%
	Gesamt	918	100%	282	100%	1200	100%
Frauen	Nein	1069	97,7%	312	95,1%	1381	97,1%
	Ja	25	2,3%	16	4,9%	41	2,9%
	Gesamt	1094	100%	328	100%	1422	100%
<b>Berufe mit Tieren*</b>							
Männer	Nein	917	99,9%	281	99,6%	1198	99,8%
	Ja	1	,1%	1	,4%	2	,2%
Frauen	Nein	1094	100%	325	99,1%	1419	99,8%
	Ja	-		3	,9%	3	,2%
<b>Zimmerer, Dachdecker*</b>							
Männer	Nein	910	99,1%	275	97,5%	1185	98,8%
	Ja	8	,9%	7	2,5%	15	1,3%
Frauen	Nein	1094	100%	327	99,7%	1421	99,9%
	Ja	-		1	,3%	1	,1%
<b>Maurer, Betonbauer, Hilfsarbeiter*</b>							
Männer	Nein	895	97,5%	264	93,6%	1159	96,6%
	Ja	23	2,5%	18	6,4%	41	3,4%
Frauen	Nein	1094	100%	328	100%	1422	100%
	Ja	-		-		-	
<b>Elektromotoren-, Transformatoren-, Elektrogerätebauer*</b>							
Männer	Nein	910	99,1%	282	100%	1192	99,3%
	Ja	8	,9%	-		8	,7%
Frauen	Nein	1093	99,9%	327	99,7%	1420	99,9%
	Ja	1	,1%	1	,3%	2	,1%
<b>Chemiker, Chemielaboranten, Kunststoffbearbeiter *</b>							
Männer	Nein	903	98,4%	278	98,6%	1181	98,4%
	Ja	15	1,6%	4	1,4%	19	1,6%
Frauen	Nein	1084	99,1%	325	99,1%	1409	99,1%
	Ja	10	,9%	3	,9%	13	,9%
<b>Maler, Lackierer, Bau- und Raumausstatter, Schornsteinfeger *</b>							
Männer	Nein	904	98,5%	272	96,5%	1176	98,0%
	Ja	14	1,5%	10	3,5%	24	2,0%
Frauen	Nein	1092	99,8%	328	100%	1420	99,9%
	Ja	2	,2%	-		2	,1%
<b>Krankenschwestern, -pfleger, Medizinallaboranten *</b>							
Männer	Nein	911	99,2%	280	99,3%	1191	99,3%
	Ja	7	,8%	2	,7%	9	,8%
Frauen	Nein	1023	93,5%	308	93,9%	1331	93,6%
	Ja	71	6,5%	20	6,1%	91	6,4%

(\* Gesamtzahlen wie bei Land-, Garten-, Waldwirtschaft)

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Fischverzehr bis 48 Std. vor Blutentnahme</b>							
Männer	nein	820	83,0%	236	80,3%	1056	82,4%
	ja	168	17,0%	58	19,7%	226	17,6%
	Gesamt	988	100%	294	100%	1282	100%
Frauen	nein	997	84,3%	278	81,3%	1275	83,6%
	ja	186	15,7%	64	18,7%	250	16,4%
	Gesamt	1183	100%	342	100%	1525	100%
<b>Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme</b>							
Männer	nein	965	98,4%	286	99,3%	1251	98,6%
	ja	16	1,6%	2	,7%	18	1,4%
	Gesamt	981	100%	288	100%	1269	100%
Frauen	nein	1148	97,5%	337	99,4%	1485	97,9%
	ja	30	2,5%	2	,6%	32	2,1%
	Gesamt	1178	100%	339	100%	1517	100%
<b>Fisch (6-stufig)</b>							
Männer	(fast) nie	94	9,5%	24	8,1%	118	9,2%
	einmal im Monat oder seltener	140	14,1%	34	11,4%	174	13,5%
	zwei- bis dreimal im Monat	235	23,7%	49	16,5%	284	22,0%
	etwa einmal in der Woche	423	42,6%	125	42,1%	548	42,5%
	mehrmals in der Woche	95	9,6%	62	20,9%	157	12,2%
	fast täglich oder häufiger	5	,5%	3	1,0%	8	,6%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	(fast) nie	123	10,4%	25	7,3%	148	9,7%
	einmal im Monat oder seltener	200	16,8%	44	12,8%	244	15,9%
	zwei- bis dreimal im Monat	331	27,9%	86	25,0%	417	27,2%
	etwa einmal in der Woche	428	36,1%	118	34,3%	546	35,7%
	mehrmals in der Woche	100	8,4%	64	18,6%	164	10,7%
	fast täglich oder häufiger	5	,4%	7	2,0%	12	,8%
	Gesamt	1187	100%	344	100%	1531	100%
<b>Fisch (3-stufig)</b>							
Männer	weniger als 1x/Mon.	94	9,5%	24	8,1%	118	9,2%
	2-4x/Monat	798	80,4%	208	70,0%	1006	78,0%
	mehr als 1x /Woche	100	10,1%	65	21,9%	165	12,8%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	weniger als 1x/Mon.	123	10,4%	25	7,3%	148	9,7%
	2-4x/Monat	959	80,8%	248	72,1%	1207	78,8%
	mehr als 1x /Woche	105	8,8%	71	20,6%	176	11,5%
	Gesamt	1187	100%	344	100%	1531	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Fleisch und Geflügel</b>							
Männer	(fast) nie	19	1,9%	1	,3%	20	1,6%
	einmal im Monat oder seltener	9	,9%	4	1,3%	13	1,0%
	zwei- bis dreimal im Monat	20	2,0%	14	4,7%	34	2,6%
	etwa einmal in der Woche	130	13,1%	54	18,2%	184	14,3%
	mehrmals in der Woche	524	52,8%	157	52,9%	681	52,8%
	täglich oder fast täglich	265	26,7%	59	19,9%	324	25,1%
	mehrmals täglich	26	2,6%	8	2,7%	34	2,6%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	(fast) nie	62	5,2%	10	2,9%	72	4,7%
	einmal im Monat oder seltener	30	2,5%	12	3,5%	42	2,7%
	zwei- bis dreimal im Monat	64	5,4%	16	4,7%	80	5,2%
	etwa einmal in der Woche	264	22,2%	90	26,2%	354	23,1%
	mehrmals in der Woche	595	50,0%	180	52,5%	775	50,6%
	täglich oder fast täglich	165	13,9%	31	9,0%	196	12,8%
	mehrmals täglich	9	,8%	4	1,2%	13	,8%
	Gesamt	1189	100%	343	100%	1532	100%
<b>Auf Holzkohle Gebrilltes</b>							
Männer	höchstens 1x/Mon.	831	84,1%	226	77,4%	1057	82,6%
	mehr als 1x/Mon.	157	15,9%	66	22,6%	223	17,4%
	Gesamt	988	100%	292	100%	1280	100%
Frauen	höchstens 1x/Mon.	1072	90,8%	279	81,6%	1351	88,7%
	mehr als 1x/Mon.	109	9,2%	63	18,4%	172	11,3%
	Gesamt	1181	100%	342	100%	1523	100%
<b>Geräuchertes</b>							
Männer	weniger als 1x/Woche	819	82,9%	237	80,3%	1056	82,3%
	mindestens 1x/Woche	169	17,1%	58	19,7%	227	17,7%
	Gesamt	988	100%	295	100%	1283	100%
Frauen	weniger als 1x/Woche	1058	89,5%	282	82,2%	1340	87,9%
	mindestens 1x/Woche	124	10,5%	61	17,8%	185	12,1%
	Gesamt	1182	100%	343	100%	1525	100%
<b>Wurst und Schinken</b>							
Männer	(fast) nie	32	3,2%	3	1,0%	35	2,7%
	einmal im Monat oder seltener	13	1,3%	5	1,7%	18	1,4%
	zwei- bis dreimal im Monat	16	1,6%	3	1,0%	19	1,5%
	etwa einmal in der Woche	83	8,4%	9	3,0%	92	7,1%
	mehrmals in der Woche	413	41,6%	99	33,3%	512	39,7%
	täglich oder fast täglich	369	37,2%	132	44,4%	501	38,9%
	mehrmals täglich	66	6,7%	46	15,5%	112	8,7%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	(fast) nie	94	7,9%	15	4,4%	109	7,1%
	einmal im Monat oder seltener	31	2,6%	7	2,0%	38	2,5%
	zwei- bis dreimal im Monat	67	5,6%	5	1,5%	72	4,7%
	etwa einmal in der Woche	191	16,1%	35	10,2%	226	14,7%
	mehrmals in der Woche	509	42,8%	145	42,2%	654	42,7%
	täglich oder fast täglich	276	23,2%	123	35,8%	399	26,0%
	mehrmals täglich	21	1,8%	14	4,1%	35	2,3%
	Gesamt	1189	100%	344	100%	1533	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Wurst und Schinken</b>							
Männer	nein	61	6,1%	11	3,7%	72	5,6%
	ja, mindestens 1x/Woche	931	93,9%	286	96,3%	1217	94,4%
Frauen	nein	192	16,1%	27	7,8%	219	14,3%
	ja, mindestens 1x/Woche	997	83,9%	317	92,2%	1314	85,7%
<b>Fast-food (Pizza, Bratwurst, Hamburger, Döner Kebab)</b>							
Männer	fast nie	153	15,4%	48	16,2%	201	15,6%
	1x/Mon.	226	22,8%	80	26,9%	306	23,8%
	2-3x/Mon.	291	29,4%	77	25,9%	368	28,6%
	1x/Woche	224	22,6%	67	22,6%	291	22,6%
	mehrmals/Woche	87	8,8%	20	6,7%	107	8,3%
	fast täglich	9	,9%	5	1,7%	14	1,1%
	mehrmals täglich	1	,1%	-	-	1	,1%
	Gesamt	991	100%	297	100%	1288	100%
Frauen	fast nie	305	25,7%	97	28,2%	402	26,2%
	1x/Mon.	407	34,3%	116	33,7%	523	34,1%
	2-3x/Mon.	305	25,7%	87	25,3%	392	25,6%
	1x/Woche	145	12,2%	36	10,5%	181	11,8%
	mehrmals/Woche	22	1,9%	5	1,5%	27	1,8%
	fast täglich	4	,3%	3	,9%	7	,5%
	Gesamt	1188	100%	344	100%	1532	100%
<b>Fertiggerichte (6-stufig)</b>							
Männer	(fast) nie	552	55,8%	160	54,1%	712	55,4%
	einmal im Monat oder seltener	144	14,5%	46	15,5%	190	14,8%
	zwei- bis dreimal im Monat	125	12,6%	43	14,5%	168	13,1%
	etwa einmal in der Woche	101	10,2%	26	8,8%	127	9,9%
	mehrmals in der Woche	58	5,9%	18	6,1%	76	5,9%
	fast täglich oder häufiger	10	1,0%	3	1,0%	13	1,0%
	Gesamt	990	100%	296	100%	1286	100%
Frauen	(fast) nie	811	68,7%	200	58,7%	1011	66,4%
	einmal im Monat oder seltener	144	12,2%	57	16,7%	201	13,2%
	zwei- bis dreimal im Monat	113	9,6%	42	12,3%	155	10,2%
	etwa einmal in der Woche	76	6,4%	26	7,6%	102	6,7%
	mehrmals in der Woche	33	2,8%	11	3,2%	44	2,9%
	fast täglich oder häufiger	4	,3%	5	1,5%	9	,6%
	Gesamt	1181	100%	341	100%	1522	100%
<b>Eier</b>							
Männer	nein	811	81,8%	220	74,1%	1031	80,0%
	ja, mehrmals/Woche	181	18,2%	77	25,9%	258	20,0%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	nein	964	81,2%	286	83,1%	1250	81,6%
	ja, mehrmals/Woche	223	18,8%	58	16,9%	281	18,4%
	Gesamt	1187	100%	344	100%	1531	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Butter (nicht fettreduziert)</b>							
Männer	(fast) nie	274	27,6%	102	34,3%	376	29,2%
	einmal im Monat oder seltener	65	6,6%	19	6,4%	84	6,5%
	zwei- bis dreimal im Monat	51	5,1%	7	2,4%	58	4,5%
	etwa einmal in der Woche	74	7,5%	17	5,7%	91	7,1%
	mehrmals in der Woche	121	12,2%	27	9,1%	148	11,5%
	täglich oder fast täglich	284	28,7%	78	26,3%	362	28,1%
	mehrmals täglich	122	12,3%	47	15,8%	169	13,1%
	Gesamt	991	100%	297	100%	1288	100%
Frauen	(fast) nie	339	28,5%	145	42,2%	484	31,6%
	einmal im Monat oder seltener	57	4,8%	22	6,4%	79	5,2%
	zwei- bis dreimal im Monat	50	4,2%	19	5,5%	69	4,5%
	etwa einmal in der Woche	72	6,1%	33	9,6%	105	6,9%
	mehrmals in der Woche	134	11,3%	39	11,3%	173	11,3%
	täglich oder fast täglich	357	30,1%	58	16,9%	415	27,1%
	mehrmals täglich	179	15,1%	28	8,1%	207	13,5%
	Gesamt	1188	100%	344	100%	1532	100%
<b>Milch, Milchgetränke</b>							
Männer	(fast) nie	159	16,1%	57	19,2%	216	16,8%
	einmal im Monat oder seltener	77	7,8%	15	5,1%	92	7,2%
	zwei- bis dreimal im Monat	65	6,6%	19	6,4%	84	6,5%
	etwa einmal in der Woche	148	15,0%	55	18,5%	203	15,8%
	mehrmals in der Woche	206	20,8%	54	18,2%	260	20,2%
	täglich oder fast täglich	253	25,6%	81	27,3%	334	26,0%
	mehrmals täglich	81	8,2%	16	5,4%	97	7,5%
	Gesamt	989	100%	297	100%	1286	100%
Frauen	(fast) nie	203	17,1%	48	14,0%	251	16,4%
	einmal im Monat oder seltener	90	7,6%	28	8,1%	118	7,7%
	zwei- bis dreimal im Monat	65	5,5%	28	8,1%	93	6,1%
	etwa einmal in der Woche	168	14,2%	55	16,0%	223	14,6%
	mehrmals in der Woche	254	21,4%	76	22,1%	330	21,6%
	täglich oder fast täglich	313	26,4%	78	22,7%	391	25,5%
	mehrmals täglich	94	7,9%	31	9,0%	125	8,2%
	Gesamt	1187	100%	344	100%	1531	100%
<b>Fettarme Produkte, 3-stufig</b>							
Männer	nie oder selten	575	58,2%	140	47,1%	715	55,6%
	manchmal	276	27,9%	101	34,0%	377	29,3%
	oft oder immer	137	13,9%	56	18,9%	193	15,0%
	Gesamt	988	100%	297	100%	1285	100%
Frauen	nie oder selten	567	47,8%	99	28,9%	666	43,6%
	manchmal	393	33,1%	119	34,7%	512	33,5%
	oft oder immer	226	19,1%	125	36,4%	351	23,0%
	Gesamt	1186	100%	343	100%	1529	100%
<b>Vegetarische Ernährung ohne Fleisch</b>							
Männer	Nein	963	97,1%	293	98,7%	1256	97,4%
	Ja	29	2,9%	4	1,3%	33	2,6%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	Nein	1098	92,4%	336	98,0%	1434	93,7%
	Ja	90	7,6%	7	2,0%	97	6,3%
	Gesamt	1188	100%	343	100%	1531	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Gebratene oder fritt. Kartoffeln</b>							
Männer	(fast) nie	62	6,2%	46	15,5%	108	8,4%
	einmal im Monat oder seltener	118	11,9%	60	20,2%	178	13,8%
	zwei- bis dreimal im Monat	236	23,8%	82	27,6%	318	24,7%
	etwa einmal in der Woche	354	35,6%	73	24,6%	427	33,1%
	mehrmals in der Woche	198	19,9%	31	10,4%	229	17,8%
	täglich oder fast täglich	25	2,5%	4	1,3%	29	2,2%
	mehrmals täglich			1	,3%	1	,1%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	(fast) nie	122	10,3%	52	15,1%	174	11,4%
	einmal im Monat oder seltener	213	17,9%	107	31,1%	320	20,9%
	zwei- bis dreimal im Monat	350	29,5%	101	29,4%	451	29,5%
	etwa einmal in der Woche	347	29,2%	71	20,6%	418	27,3%
	mehrmals in der Woche	136	11,5%	11	3,2%	147	9,6%
	täglich oder fast täglich	18	1,5%	1	,3%	19	1,2%
	mehrmals täglich	1	,1%	1	,3%	2	,1%
	Gesamt	1187	100%	344	100%	1531	100%
<b>Gekochte Kartoffeln</b>							
Männer	(fast) nie	10	1,0%	3	1,0%	13	1,0%
	einmal im Monat oder seltener	17	1,7%	2	,7%	19	1,5%
	zwei- bis dreimal im Monat	50	5,0%	12	4,0%	62	4,8%
	etwa einmal in der Woche	198	20,0%	57	19,2%	255	19,8%
	mehrmals in der Woche	527	53,1%	152	51,2%	679	52,7%
	täglich oder fast täglich	185	18,6%	67	22,6%	252	19,6%
	mehrmals täglich	5	,5%	4	1,3%	9	,7%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	(fast) nie	5	,4%	2	,6%	7	,5%
	einmal im Monat oder seltener	13	1,1%	3	,9%	16	1,0%
	zwei- bis dreimal im Monat	43	3,6%	11	3,2%	54	3,5%
	etwa einmal in der Woche	218	18,3%	61	17,7%	279	18,2%
	mehrmals in der Woche	679	57,1%	193	56,1%	872	56,9%
	täglich oder fast täglich	221	18,6%	72	20,9%	293	19,1%
	mehrmals täglich	10	,8%	2	,6%	12	,8%
	Gesamt	1189	100%	344	100%	1533	100%
<b>Haferflocken, Müsli, Cornflakes etc. (3-stufig)</b>							
Männer	(fast) nie	452	45,7%	182	61,5%	634	49,3%
	seltener als einmal in der Woche	219	22,1%	53	17,9%	272	21,2%
	einmal/Woche und häufiger	318	32,2%	61	20,6%	379	29,5%
	Gesamt	989	100%	296	100%	1285	100%
Frauen	(fast) nie	404	34,1%	147	43,1%	551	36,1%
	seltener als einmal in der Woche	262	22,1%	93	27,3%	355	23,3%
	einmal/Woche und häufiger	518	43,8%	101	29,6%	619	40,6%
	Gesamt	1184	100%	341	100%	1525	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Gekochtes Frisch- oder Tiefkühlgemüse</b>							
Männer	(fast) nie	101	10,2%	31	10,5%	132	10,3%
	einmal im Monat oder seltener	91	9,2%	35	11,8%	126	9,8%
	zwei- bis dreimal im Monat	141	14,3%	43	14,5%	184	14,3%
	etwa einmal in der Woche	212	21,4%	76	25,7%	288	22,4%
	mehrmals in der Woche	336	34,0%	90	30,4%	426	33,2%
	täglich oder fast täglich	105	10,6%	20	6,8%	125	9,7%
	mehrmals täglich	3	,3%	1	,3%	4	,3%
	Gesamt	989	100%	296	100%	1285	100%
Frauen	(fast) nie	115	9,7%	25	7,3%	140	9,2%
	einmal im Monat oder seltener	97	8,2%	29	8,5%	126	8,3%
	zwei- bis dreimal im Monat	152	12,8%	43	12,6%	195	12,8%
	etwa einmal in der Woche	197	16,6%	83	24,3%	280	18,3%
	mehrmals in der Woche	418	35,3%	112	32,7%	530	34,7%
	täglich oder fast täglich	198	16,7%	49	14,3%	247	16,2%
	mehrmals täglich	8	,7%	1	,3%	9	,6%
	Gesamt	1185	100%	342	100%	1527	100%
<b>Blattsalat und rohes Gemüse</b>							
Männer	(fast) nie	17	1,7%	3	1,0%	20	1,6%
	einmal im Monat oder seltener	27	2,7%	9	3,0%	36	2,8%
	zwei- bis dreimal im Monat	59	5,9%	16	5,4%	75	5,8%
	etwa einmal in der Woche	148	14,9%	46	15,5%	194	15,0%
	mehrmals in der Woche	459	46,2%	130	43,8%	589	45,7%
	täglich oder fast täglich	268	27,0%	85	28,6%	353	27,4%
	mehrmals täglich	15	1,5%	8	2,7%	23	1,8%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	(fast) nie	9	,8%	4	1,2%	13	,8%
	einmal im Monat oder seltener	13	1,1%	7	2,0%	20	1,3%
	zwei- bis dreimal im Monat	43	3,6%	11	3,2%	54	3,5%
	etwa einmal in der Woche	126	10,6%	32	9,3%	158	10,3%
	mehrmals in der Woche	497	41,8%	136	39,7%	633	41,3%
	täglich oder fast täglich	450	37,9%	133	38,8%	583	38,1%
	mehrmals täglich	50	4,2%	20	5,8%	70	4,6%
	Gesamt	1188	100%	343	100%	1531	100%
<b>Konservengemüse wenig vs. 1mal/Woche und mehr</b>							
Männer	nein	397	40,1%	80	26,9%	477	37,1%
	ja	593	59,9%	217	73,1%	810	62,9%
	Gesamt	990	100%	297	100%	1287	100%
Frauen	nein	613	51,8%	119	35,0%	732	48,0%
	ja	571	48,2%	221	65,0%	792	52,0%
	Gesamt	1184	100%	340	100%	1524	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Frisches Obst</b>							
Männer	(fast) nie	21	2,1%	5	1,7%	26	2,0%
	einmal im Monat oder seltener	16	1,6%	6	2,0%	22	1,7%
	zwei- bis dreimal im Monat	46	4,6%	10	3,4%	56	4,3%
	etwa einmal in der Woche	142	14,3%	24	8,1%	166	12,9%
	mehrmals in der Woche	321	32,3%	85	28,6%	406	31,5%
	täglich oder fast täglich	353	35,5%	127	42,8%	480	37,2%
	mehrmals täglich	94	9,5%	40	13,5%	134	10,4%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	(fast) nie	18	1,5%	2	,6%	20	1,3%
	einmal im Monat oder seltener	18	1,5%	1	,3%	19	1,2%
	zwei- bis dreimal im Monat	28	2,4%	2	,6%	30	2,0%
	etwa einmal in der Woche	95	8,0%	11	3,2%	106	6,9%
	mehrmals in der Woche	299	25,2%	62	18,0%	361	23,6%
	täglich oder fast täglich	536	45,2%	174	50,6%	710	46,4%
	mehrmals täglich	193	16,3%	92	26,7%	285	18,6%
	Gesamt	1187	100%	344	100%	1531	100%
<b>Kaffee mit Koffein</b>							
Männer	fast nie	112	11,3%	33	11,1%	145	11,2%
	1x/Mon.	21	2,1%	3	1,0%	24	1,9%
	2-3x/Mon.	19	1,9%	3	1,0%	22	1,7%
	1x/Woche	45	4,5%	8	2,7%	53	4,1%
	mehrmals/Woche	101	10,2%	24	8,1%	125	9,7%
	fast täglich	292	29,4%	108	36,4%	400	31,0%
	mehrmals täglich	403	40,6%	118	39,7%	521	40,4%
	Gesamt	993	100%	297	100%	1290	100%
Frauen	fast nie	172	14,5%	22	6,4%	194	12,7%
	1x/Mon.	28	2,4%	5	1,5%	33	2,2%
	2-3x/Mon.	19	1,6%	6	1,7%	25	1,6%
	1x/Woche	61	5,1%	13	3,8%	74	4,8%
	mehrmals/Woche	92	7,8%	13	3,8%	105	6,9%
	fast täglich	375	31,6%	125	36,3%	500	32,7%
	mehrmals täglich	439	37,0%	160	46,5%	599	39,2%
	Gesamt	1186	100%	344	100%	1530	100%
<b>Schwarzer Tee (3-stufig)</b>							
Männer	(fast) nie	416	41,9%	136	45,8%	552	42,8%
	einmal die Woche und seltener	315	31,8%	100	33,7%	415	32,2%
	häufiger als einmal die Woche	261	26,3%	61	20,5%	322	25,0%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	(fast) nie	495	41,9%	166	48,3%	661	43,3%
	einmal die Woche und seltener	361	30,6%	111	32,3%	472	31,0%
	häufiger als einmal die Woche	325	27,5%	67	19,5%	392	25,7%
	Gesamt	1181	100%	344	100%	1525	100%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>ERNÄHRUNG HÄUFIGKEITEN (GESUNDHEITS- UND UMWELT-SURVEY)</b>							
<b>Mineral-, Leitungswasser</b>							
Männer	fast nie	39	3,9%	35	11,8%	74	5,7%
	1x/Mon.	26	2,6%	7	2,4%	33	2,6%
	2-3x/Mon.	22	2,2%	11	3,7%	33	2,6%
	1x/Woche	36	3,6%	17	5,7%	53	4,1%
	mehrmals/Woche	179	18,0%	61	20,6%	240	18,6%
	fast täglich	237	23,9%	89	30,1%	326	25,3%
	mehrmals täglich	454	45,7%	76	25,7%	530	41,1%
	Gesamt	993	100%	296	100%	1289	100%
Frauen	fast nie	42	3,5%	24	7,0%	66	4,3%
	1x/Mon.	13	1,1%	9	2,6%	22	1,4%
	2-3x/Mon.	14	1,2%	10	2,9%	24	1,6%
	1x/Woche	20	1,7%	13	3,8%	33	2,2%
	mehrmals/Woche	96	8,1%	31	9,0%	127	8,3%
	fast täglich	224	18,9%	81	23,5%	305	19,9%
	mehrmals täglich	779	65,6%	176	51,2%	955	62,3%
	Gesamt	1188	100%	344	100%	1532	100%
<b>DIET HISTORY (alle Gesamtangaben wie bei FISCH)</b>							
<b>Fisch, 5stufig</b>							
Männer	>0 bis 10 g/d	320	35,5%	69	27,1%	389	33,6%
	>10 bis 20 g/d	227	25,2%	66	25,9%	293	25,3%
	>20 bis 30 g/d	162	18,0%	54	21,2%	216	18,7%
	>30 bis 40 g/d	85	9,4%	21	8,2%	106	9,2%
	>40 g/d	108	12,0%	45	17,6%	153	13,2%
	Gesamt	902	100%	255	100%	1157	100%
Frauen	>0 bis 10 g/d	474	42,7%	112	34,8%	586	40,9%
	>10 bis 20 g/d	307	27,7%	91	28,3%	398	27,8%
	>20 bis 30 g/d	194	17,5%	63	19,6%	257	17,9%
	>30 bis 40 g/d	69	6,2%	27	8,4%	96	6,7%
	>40 g/d	66	5,9%	29	9,0%	95	6,6%
	Gesamt	1110	100%	322	100%	1432	100%
<b>Fleisch, Wild, Sonstiges, 3stufig</b>							
Männer	bis 75 g/d	253	28,0%	64	25,1%	317	27,4%
	>75 bis 150 g/d	420	46,6%	132	51,8%	552	47,7%
	>150 g/d	229	25,4%	59	23,1%	288	24,9%
Frauen	bis 75 g/d	622	56,0%	163	50,6%	785	54,8%
	>75 bis 150 g/d	407	36,7%	143	44,4%	550	38,4%
	>150 g/d	81	7,3%	16	5,0%	97	6,8%
<b>Innereien, 3stufig</b>							
Männer	0 g/d	528	58,5%	122	47,8%	650	56,2%
	>0 bis 4 g/d	274	30,4%	86	33,7%	360	31,1%
	>4 g/d	100	11,1%	47	18,4%	147	12,7%
Frauen	0 g/d	600	54,1%	151	46,9%	751	52,4%
	>0 bis 4 g/d	394	35,5%	123	38,2%	517	36,1%
	>4 g/d	116	10,5%	48	14,9%	164	11,5%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>DIET HISTORY (alle Gesamtangaben wie bei FISCH)</b>							
<b>Eier, 3stufig</b>							
Männer	bis 20 g/d	459	50,9%	115	45,1%	574	49,6%
	>20 bis 40 g/d	294	32,6%	102	40,0%	396	34,2%
	>40 g/d	149	16,5%	38	14,9%	187	16,2%
Frauen	bis 20 g/d	646	58,2%	184	57,1%	830	58,0%
	>20 bis 40 g/d	347	31,3%	111	34,5%	458	32,0%
	>40 g/d	117	10,5%	27	8,4%	144	10,1%
<b>Milch und Käse, 3stufig</b>							
Männer	bis 200 g/d	374	41,5%	131	51,4%	505	43,6%
	>200 bis 400 g/d	288	31,9%	64	25,1%	352	30,4%
	>400 g/d	240	26,6%	60	23,5%	300	25,9%
Frauen	bis 200 g/d	478	43,1%	130	40,4%	608	42,5%
	>200 bis 400 g/d	420	37,8%	132	41,0%	552	38,5%
	>400 g/d	212	19,1%	60	18,6%	272	19,0%
<b>Nüsse, Samen, Ölf Früchte , 3 stufig</b>							
Männer	0 g/d	372	41,2%	144	56,5%	516	44,6%
	>0 bis 5 g/d	341	37,8%	50	19,6%	391	33,8%
	>5 g/d	189	21,0%	61	23,9%	250	21,6%
Frauen	0 g/d	522	47,0%	175	54,3%	697	48,7%
	>0 bis 5 g/d	406	36,6%	100	31,1%	506	35,3%
	>5 g/d	182	16,4%	47	14,6%	229	16,0%
<b>Brot, 3stufig</b>							
Männer	bis 100 g/d	154	17,1%	21	8,2%	175	15,1%
	>100 bis 200 g/d	444	49,2%	123	48,2%	567	49,0%
	>200 g/d	304	33,7%	111	43,5%	415	35,9%
Frauen	bis 100 g/d	394	35,5%	94	29,2%	488	34,1%
	>100 bis 200 g/d	625	56,3%	194	60,2%	819	57,2%
	>200 g/d	91	8,2%	34	10,6%	125	8,7%
<b>Getreide und Reis, 3stufig</b>							
Männer	bis 50 g/d	435	48,2%	196	76,9%	631	54,5%
	>50 bis 100 g/d	288	31,9%	44	17,3%	332	28,7%
	>100 g/d	179	19,8%	15	5,9%	194	16,8%
Frauen	bis 50 g/d	598	53,9%	244	75,8%	842	58,8%
	>50 bis 100 g/d	339	30,5%	57	17,7%	396	27,7%
	>100 g/d	173	15,6%	21	6,5%	194	13,5%
<b>Kartoffeln, 3stufig</b>							
Männer	bis 100 g/d	284	31,5%	88	34,5%	372	32,2%
	>100 bis 200 g/d	433	48,0%	121	47,5%	554	47,9%
	>200 g/d	185	20,5%	46	18,0%	231	20,0%
Frauen	bis 100 g/d	548	49,4%	188	58,4%	736	51,4%
	>100 bis 200 g/d	482	43,4%	118	36,6%	600	41,9%
	>200 g/d	80	7,2%	16	5,0%	96	6,7%
<b>Kohlgemüse, 3stufig</b>							
Männer	bis 40 g/d	479	53,1%	130	51,0%	609	52,6%
	>40 bis 80 g/d	302	33,5%	87	34,1%	389	33,6%
	>80 g/d	121	13,4%	38	14,9%	159	13,7%
Frauen	bis 40 g/d	584	52,6%	175	54,3%	759	53,0%
	>40 bis 80 g/d	406	36,6%	119	37,0%	525	36,7%
	>80 g/d	120	10,8%	28	8,7%	148	10,3%

Tabelle 12.2: Fortsetzung

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>DIET HISTORY (alle Gesamtangaben wie bei FISCH)</b>							
<b>Gemüse insgesamt, 3stufig</b>							
Männer	bis 250 g/d	155	17,2%	69	27,1%	224	19,4%
	>250 bis 500 g/d	547	60,6%	142	55,7%	689	59,6%
	>500 g/d	200	22,2%	44	17,3%	244	21,1%
Frauen	bis 250 g/d	251	22,6%	109	33,9%	360	25,1%
	>250 bis 500 g/d	677	61,0%	190	59,0%	867	60,5%
	>500 g/d	182	16,4%	23	7,1%	205	14,3%
<b>Obst (Früchte und Säfte), 3stufig</b>							
Männer	0 bis 400 g/d	517	57,3%	94	36,9%	611	52,8%
	>400 bis 800 g/d	224	24,8%	89	34,9%	313	27,1%
	>800 g/d	161	17,8%	72	28,2%	233	20,1%
Frauen	0 bis 400 g/d	634	57,1%	146	45,3%	780	54,5%
	>400 bis 800 g/d	281	25,3%	120	37,3%	401	28,0%
	>800 g/d	195	17,6%	56	17,4%	251	17,5%
<b>Tee, 3stufig</b>							
Männer	0 g/d	602	66,7%	190	74,5%	792	68,5%
	>0 bis 250 g/d	153	17,0%	35	13,7%	188	16,2%
	>250 g/d	147	16,3%	30	11,8%	177	15,3%
Frauen	0 g/d	731	65,9%	225	69,9%	956	66,8%
	>0 bis 250 g/d	181	16,3%	72	22,4%	253	17,7%
	>250 g/d	198	17,8%	25	7,8%	223	15,6%
<b>Bier, 4stufig</b>							
Männer	0 g/d	197	21,8%	47	18,4%	244	21,1%
	>0 bis 250 g/d	359	39,8%	82	32,2%	441	38,1%
	>250 bis 500 g/d	161	17,8%	44	17,3%	205	17,7%
	> 500 g/d	185	20,5%	82	32,2%	267	23,1%
Frauen	0 g/d	662	59,6%	217	67,4%	879	61,4%
	>0 bis 250 g/d	402	36,2%	97	30,1%	499	34,8%
	>250 bis 500 g/d	31	2,8%	6	1,9%	37	2,6%
	> 500 g/d	15	1,4%	2	,6%	17	1,2%
<b>Wein und Sekt, 4stufig</b>							
Männer	0 g/d	135	15,0%	31	12,2%	166	14,3%
	>0 bis 100 g/d	614	68,1%	197	77,3%	811	70,1%
	>100 bis 200 g/d	80	8,9%	22	8,6%	102	8,8%
	>200 g/d	73	8,1%	5	2,0%	78	6,7%
Frauen	0 g/d	149	13,4%	23	7,1%	172	12,0%
	>0 bis 100 g/d	813	73,2%	261	81,1%	1074	75,0%
	>100 bis 200 g/d	94	8,5%	28	8,7%	122	8,5%
	>200 g/d	54	4,9%	10	3,1%	64	4,5%
<b>Likör u.ä. Alkohol, 4stufig</b>							
Männer	0 g/d	542	60,1%	126	49,4%	668	57,7%
	>0 bis 10 g/d	280	31,0%	89	34,9%	369	31,9%
	>10 bis 20 g/d	31	3,4%	20	7,8%	51	4,4%
	>20 g/d	49	5,4%	20	7,8%	69	6,0%
Frauen	0 g/d	727	65,5%	206	64,0%	933	65,2%
	>0 bis 10 g/d	352	31,7%	106	32,9%	458	32,0%
	>10 bis 20 g/d	18	1,6%	4	1,2%	22	1,5%
	>20 g/d	13	1,2%	6	1,9%	19	1,3%

**Tabelle 12.2: Fortsetzung**

Geschlecht	Prädiktoren	alte Länder		neue Länder		Gesamt	
<b>SONSTIGES</b>							
<b>Fernreisen 3-stufig</b>							
Männer	keine	833	84,1%	256	87,1%	1089	84,7%
	einmal	88	8,9%	22	7,5%	110	8,6%
	mehrmals	70	7,1%	16	5,4%	86	6,7%
	Gesamt	991	100%	294	100%	1285	100%
Frauen	keine	1033	86,8%	309	90,4%	1342	87,6%
	einmal	94	7,9%	25	7,3%	119	7,8%
	mehrmals	63	5,3%	8	2,3%	71	4,6%
	Gesamt	1190	100%	342	100%	1532	100%
<b>Blutprobe - Jahreszeit</b>							
Männer	warme Jahreszeit (Mai - Sept.)	375	37,8%	103	34,7%	478	37,1%
	kalte Jahreszeit (Okt. - Apr.)	617	62,2%	194	65,3%	811	62,9%
	Gesamt	992	100%	297	100%	1289	100%
Frauen	warme Jahreszeit (Mai - Sept.)	417	35,1%	152	44,3%	569	37,1%
	kalte Jahreszeit (Okt. - Apr.)	772	64,9%	191	55,7%	963	62,9%
	Gesamt	1189	100%	343	100%	1532	100%
<b>Wasserentnahme aus Wasserhahn</b>							
Männer	lasse Wasser ablaufen	387	39,4%	122	41,9%	509	40,0%
	verwende Wasser sofort	595	60,6%	169	58,1%	764	60,0%
	Gesamt	982	100%	291	100%	1273	100%
Frauen	lasse Wasser ablaufen	491	41,8%	143	41,9%	634	41,8%
	verwende Wasser sofort	685	58,2%	198	58,1%	883	58,2%
	Gesamt	1176	100%	341	100%	1517	100%

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.3: Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts nach Wohnort und Geschlecht (ungewichtete Daten)**

Alte/neue Länder	Geschlecht	Leitungswasservolumen (ml/d)	
		n	AM
alte Länder	männlich	983	796,35
	weiblich	1170	891,24
	gesamt	2153	847,91
neue Länder	männlich	291	729,60
	weiblich	340	719,85
	gesamt	631	724,35
gesamt	männlich	1274	781,10
	weiblich	1510	852,65
	<b>Gesamt</b>	<b>2784</b>	<b>819,91</b>

Anmerkungen: AM, arithmetisches Mittel

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.4: Häufigkeiten von Mineral-, Leitungswasserkonsum und Gesamtkalorien pro Tag nach Alter und Geschlecht (ungewichtete Daten)**

Altersklassen	Geschlecht	Mineral-, Leitungswasser (Tage pro Woche)		Gesamtkalorien (kcal)/Tag Diet History	
		N	GM	N	GM
18 - 29 Jahre	männlich	228	2,37	249	3065
	weiblich	288	3,42	303	1955
	gesamt	516	2,90	552	2385
30 - 39 Jahre	männlich	285	3,17	314	2676
	weiblich	376	4,10	402	1937
	gesamt	661	3,66	716	2227
40 - 49 Jahre	männlich	221	3,63	251	2487
	weiblich	316	5,07	340	1856
	gesamt	537	4,40	591	2095
50 - 59 Jahre	männlich	229	4,34	262	2297
	weiblich	272	5,00	294	1793
	gesamt	501	4,68	556	2008
60 - 69 Jahre	männlich	194	3,61	213	2098
	weiblich	180	5,10	193	1691
	gesamt	374	4,25	406	1891
Insgesamt	männlich	1157	3,35	1289	2524
	weiblich	1432	4,43	1532	1863
	gesamt	2589	3,90	2821	2134

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.5: DDE im Blut nach Alter und Geschlecht (ungewichtete Daten)**

Altersklassen	Geschlecht	DDE im Vollblut ( $\mu\text{g/l}$ ) GM	
		n	
18 - 29 Jahre	männlich	249	,70
	weiblich	304	,74
	gesamt	553	,72
30 - 39 Jahre	männlich	314	1,27
	weiblich	402	1,36
	gesamt	716	1,32
40 - 49 Jahre	männlich	251	1,89
	weiblich	341	2,03
	gesamt	592	1,97
50 - 59 Jahre	männlich	263	2,16
	weiblich	294	2,55
	gesamt	557	2,36
60 - 69 Jahre	männlich	213	2,83
	weiblich	193	3,57
	gesamt	406	3,16
Insgesamt	männlich	1290	1,56
	weiblich	1534	1,68
	gesamt	2824	1,62

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.6: Lineares Eingangsmodell mit DDE im Vollblut (logarithmiert)**

<b>n=1945</b> <b>FG=82</b> <b>R<sup>2</sup> 0,523, korrigiertes R<sup>2</sup> 0,502</b>	<b>Nicht stan- dardi- sierte Ko- effizienten B</b>	<b>Stan- dard- fehler</b>	<b>Standar- disierte Koeffi- zienten Beta</b>	<b>Signi- fikanz p</b>	<b>Kollinea- ritätssta- tistik Toleranz</b>
<b>Prädiktoren</b>					
(Konstante)	-4,241	,417		,000	
Gesamt-Lipide logarithmiert	,786	,085	,177	,000	,700
Alter in vollendeten Jahren	2,491E-02	,002	,335	,000	,483
BMI, logarithmiert	,565	,115	,095	,000	,689
Gewichtszunahme in den letzten 3 J.	-,159	,037	-,077	,000	,823
Gewichtsabnahme in den letzten 3 J.	,123	,052	,041	,017	,849
Sporttreiben (Std./Woche)	-2,621E-02	,010	-,044	,012	,842
Geschlecht: Frauen	,153	,046	,077	,001	,483
Kinder <6 Jahre bei Frauen	-,135	,063	-,038	,032	,820
geboren in Osteuropa	,427	,081	,094	,000	,803
geboren in Südeuropa	,299	,123	,042	,015	,873
Wohnort 1988 DDR	,942	,046	,407	,000	,659
Wohnort 1988 Ausland	,409	,092	,081	,000	,772
Wohngebiet städtisch	,101	,039	,048	,009	,740
Blockbebauung ohne Grün	2,104E-02	,083	,004	,801	,884
Ein-, Zweifamilien-, Reihenhaus	2,763E-02	,037	,014	,454	,767
Oberschicht	-4,734E-02	,041	-,021	,249	,793
Unterschicht	-2,473E-02	,047	-,009	,595	,842
Geruchsbelästigung durch Betriebe zurzeit Raucher	4,965E-02	,049	,017	,313	,908
zurzeit Exraucher	8,955E-03	,041	,004	,827	,705
Dezentralheizung mit Holz oder Kohle	2,719E-02	,043	,012	,527	,769
Sägewerk, Schreinerei max. 50m vom Wohnhaus	-5,966E-02	,075	-,013	,425	,904
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus	1,825E-02	,084	,004	,828	,900
Viehhaltungsstall max. 50m vom Wohnhaus	,358	,156	,038	,022	,929
Landwirtschaft. o. Gärtnerei max. 50m vom Wohnhaus	-,117	,055	-,039	,033	,759
Holzschutzmittel-Nutzung in Wohnung	-3,152E-02	,049	-,012	,522	,788
Biozidnutzung für den Bautenschutz	4,203E-02	,061	,013	,491	,741
Prof. Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr	,132	,068	,037	,051	,719
Letzte Biozidanwendung zur Tierpflege, 4stufig	,310	,126	,040	,014	,954
Letzte Biozidanwendung zum Pflanzenschutz, 4stufig	-2,954E-02	,021	-,023	,160	,922
Letzte Biozidanwendung zum Vorratsschutz, 4stufig	3,254E-02	,020	,026	,111	,930
Letzte Biozidanwendung zum Textilschutz, 4stufig	-2,512E-02	,022	-,019	,257	,929
Letzte Biozidanwendung zur Insektenvernichtung, 4stufig	-1,290E-02	,023	-,009	,570	,931
Letzte Biozidanwendung zum Körperschutz, 4stufig	4,434E-03	,022	,003	,841	,886
in Land-, Garten-, Waldwirtschaft beschäftigt	1,770E-02	,021	,014	,398	,921
Tierberufe	5,640E-02	,096	,010	,556	,874
Maurer, Zimmerer, Betonbauer, Hilfsarbeiter	,370	,323	,019	,253	,942
	8,888E-03	,110	,001	,936	,912

**Tabelle 12.6: Fortsetzung**

<b>n=1945</b> <b>FG=82</b> <b>R<sup>2</sup> 0,523, korrigiertes R<sup>2</sup> 0,502</b>	<b>Nicht stan-</b> <b>dardi-sierte</b> <b>Ko-</b> <b>effizienten</b> <b>B</b>	<b>Stan-</b> <b>dard-</b> <b>fehler</b>	<b>Standar-</b> <b>disierte</b> <b>Koeffi-</b> <b>zienten</b> <b>Beta</b>	<b>Signi-</b> <b>fikanz</b>	<b>Kollinea-</b> <b>ritätssta-</b> <b>tistik</b>  <b>Toleranz</b>
mit Schmutz an Arbeitskleidung in Wohnung kommen, Befragter, 2-stufig	-4,429E-02	,043	-,018	,308	,829
vegetarische Ernährung	6,281E-02	,096	,013	,511	,706
Fischverzehr bis 48 STD vor Blutentnahme	-3,933E-02	,046	-,015	,391	,825
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	,284	,126	,039	,024	,870
Fisch (6-stufig)	2,373E-03	,018	,003	,897	,567
Fleisch und Geflügel, 7-stufig	1,281E-02	,019	,014	,508	,585
Wurst und Schinken, 7-stufig	-1,739E-02	,017	-,022	,293	,591
Geräuchertes 1x/Wo.	5,194E-02	,047	,019	,267	,885
Gegrilltes mehr als 1x/Monat	1,278E-02	,049	,005	,793	,842
Butter (nicht fettreduziert), 7-stufig	-9,404E-03	,008	-,022	,221	,802
Milchkonsum, Milchgetränke, 7-stufig	-8,073E-03	,010	-,016	,420	,668
Fettarme Produkte, 3stufig	-6,357E-03	,024	-,005	,790	,746
Blattsalat und rohes Gemüse, 7-stufig	1,827E-02	,019	,019	,334	,654
Gekochtes Frisch- o. Tiefkühlgemüse, 7-stufig	-9,767E-03	,011	-,015	,388	,874
Haferflocken, Müsli, Cornflakes, dreistufig	1,933E-03	,022	,002	,930	,678
Fertiggerichte (6-stufig)	-8,779E-03	,014	-,011	,545	,836
Konservengemüse (1mal /Woche und mehr)	-1,422E-03	,035	-,001	,968	,832
gebratene oder frittierte Kartoffeln, 7-stufig	-1,237E-02	,015	-,015	,414	,740
gekochte Kartoffeln, 7-stufig	1,862E-02	,022	,016	,389	,729
Konsum von frischem Obst, 7-stufig	4,232E-03	,016	,005	,797	,678
schwarzer Tee, dreistufig	-4,095E-02	,026	-,033	,113	,589
Kaffee mit Koffein, 7-stufig	4,776E-03	,009	,009	,601	,799
Mineral-, Leitungswasser (Tage/Wo.), 7-stufig	1,846E-02	,008	,042	,022	,759
Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts [ml/d]	-2,558E-05	,000	-,015	,399	,841
Eigene Trinkwasserversorgung	9,698E-02	,111	,015	,383	,881
Eier, 3stufig	2,693E-02	,025	,019	,283	,809
Fisch (g/d, Diet History) logarithmiert	3,740E-02	,016	,047	,023	,591
Fleisch, Wild, Sonstiges, 3stufig DH	2,073E-02	,028	,015	,453	,672
Innereien, 3stufig DH	2,950E-02	,024	,021	,210	,920
Milch und Käse, 3stufig	-1,635E-02	,024	-,013	,503	,697
Getreide und Reis, 3stufig	-1,712E-02	,027	-,013	,533	,631
Brot, 3stufig	-1,669E-02	,028	-,011	,547	,713
Kartoffeln, 3stufig	5,701E-02	,030	,039	,055	,627
Kohlgemüse, 3stufig	5,072E-03	,028	,004	,857	,678
Gemüse insgesamt, 3stufig	2,987E-03	,037	,002	,936	,474
Obst (Früchte und Säfte), 3stufig	-1,709E-02	,023	-,013	,452	,811
Tee, 3stufig	-1,859E-02	,028	-,014	,504	,581
Likör u.ä. Alk., 4stufig	3,853E-02	,024	,028	,104	,890
Bier, 4stufig	-3,268E-02	,020	-,032	,102	,648
Wein und Sekt, 4stufig	2,187E-02	,026	,015	,397	,868
Nüsse, Samen, Ölfrüchte, 3 stufig	3,012E-02	,023	,023	,195	,828
Polyungesättigte Fettsäuren (g/d), logarithmiert	-,127	,056	-,051	,024	,496
Fernreisen 3-stufig	1,734E-03	,033	,001	,958	,895
Blutprobe in kalter Jahreszeit entnommen	1,835E-02	,035	,009	,597	,874

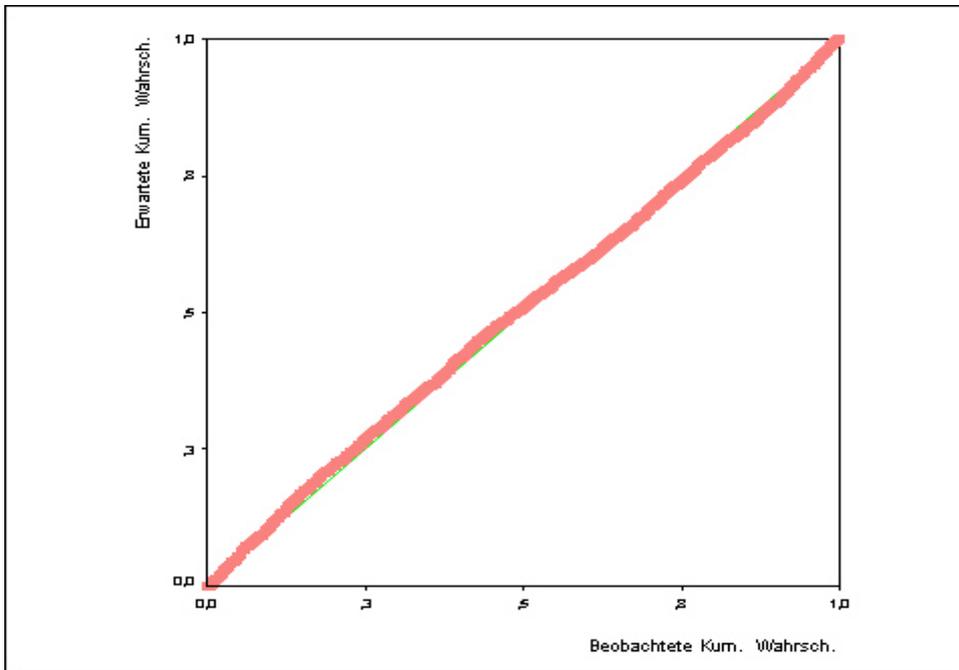
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

Tabelle 12.7: Korrelationen der Koeffizienten im Abschlussmodell für DDE

	Kartoffeln, 3-stufig (g/T)	Sport (Std./Wo.)	Prof. Schädlingsbekämpfung	geb. in Osteuropa	Lackiererei o. ä. max. 50m v. Wohnhaus	Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	geb. in Südeuropa	Gewichtsabnahme	Kinder <6 J. im Haus bei Frauen	Biozide als Bautenschutz	Mineral, Leitungswasser	Fisch log (g/d)	Wohngebiet städtisch	BMI log	Wohnort 1988 DDR	Gewichtszunahme 1988	Wohnort 1988 Ausland	Serum Lipide log	Geschl.
Sport (Std./Wo.)	,024																		
Prof. Schädlingsbekämpfung	-,001	-,013																	
geb. in Osteuropa	-,017	,002	-,013																
Lackiererei o. ä.	,010	,023	,012	,000															
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	,022	-,017	-,014	,038	,015														
geb. in Südeuropa	,007	,041	-,015	,114	-,020	,010													
Gewichtsabnahme	,027	,029	-,036	-,014	,031	,008	-,023												
Kinder <6 Jahre im Haus b. Frauen	-,033	,077	,005	-,001	-,004	,018	,008	-,012											
Biozidnutzung als Bautenschutz	-,027	,000	-,001	,042	-,033	-,007	,035	,003	,030										
Mineral, Leitungswasser (T/W.)	,029	-,117	-,011	-,003	,035	,007	-,039	-,063	-,026	,013									
log. Fisch (g/d)	-,072	-,018	,004	-,024	,009	-,092	-,033	,046	,001	-,014	-,058								
Wohngebiet städtisch	,070	-,049	-,032	-,030	-,001	,011	-,082	-,058	,031	,086	-,003	,008							
BMI log	,003	,095	,018	-,036	,001	,007	-,019	-,021	,035	-,022	-,092	,014	,045						
1988 DDR	,056	,102	-,082	,013	,022	,050	,067	,034	,039	,003	,162	-,093	-,114	-,043					
Gewichtszunahme	,041	,033	,000	-,015	,006	-,014	-,052	,300	-,023	-,008	,008	-,002	-,025	-,180	,007				
1988 Ausland	,015	,058	,023	-,336	,025	-,034	-,228	,002	-,017	,002	-,013	,042	-,035	-,005	,087	,033			
log. Gesamt-Lipide	,007	,067	-,014	,041	-,010	-,031	,021	-,005	,057	,044	,030	,018	-,023	-,218	-,012	-,048	-,004		
Geschl.	,212	,117	,009	-,023	-,041	-,038	,032	-,022	-,222	,062	-,189	,066	,015	,138	-,052	-,098	-,024	,146	
Alter	-,005	,116	-,005	-,063	-,023	,053	,043	,077	,149	-,036	-,104	-,212	-,031	-,224	,056	,169	,070	-,336	-,103

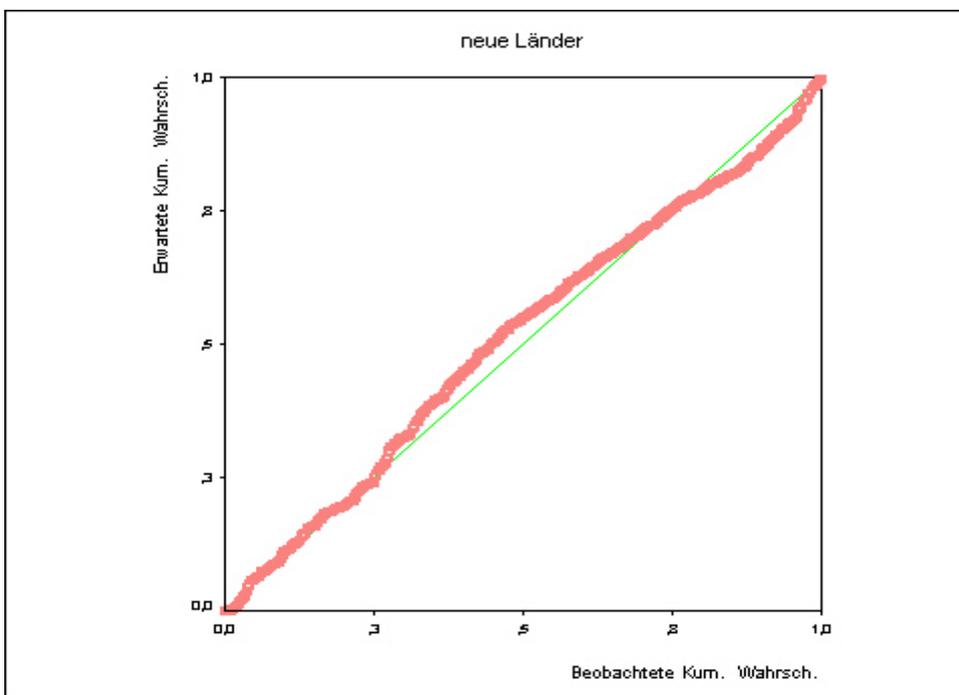
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 12.1: Normalverteilungsplot der Residuen von DDE im Blut, Abschlussmodell**



Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 12.2: Normalverteilungsplot der Residuen von DDE im Blut, Modell für neue Bundesländer**



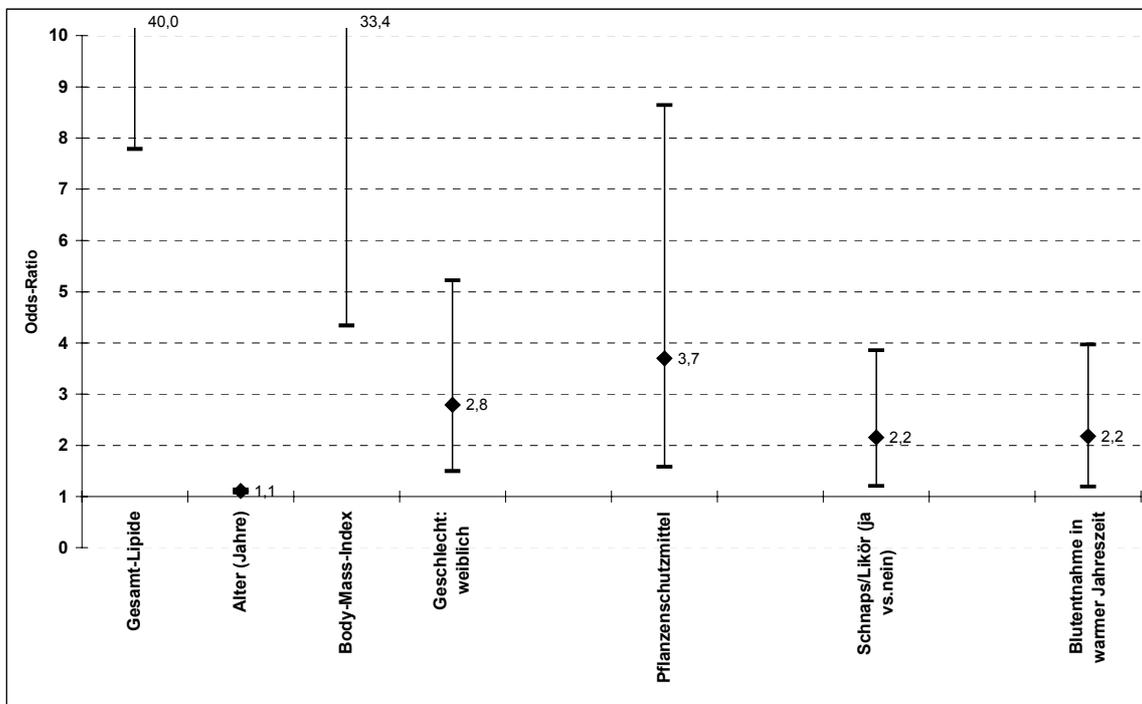
Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.8: DDE im Blut bei Erwachsenen in den neuen Bundesländern, (logistisches Abschlussmodell mit Tertilen)**

Prädiktoren	FG	n	p	OR	95%-Konfidenzintervall für OR		
					Unterer W.	Oberer W.	
Konstante	1		,000	,000			
<b>Gesamt-Lipide</b> , logarithmiert	1	386	,000	39,985	7,786	205,329	
<b>Alter</b> in vollendeten Jahren	1	386	,000	1,107	1,078	1,136	
<b>Body-Mass-Index</b> , logarithmiert	1	386	,001	33,358	4,338	256,540	
<b>Geschlecht: weiblich</b> (Ref.: männlich)	1	216	,001	2,793	1,494	5,220	
<b>Biozide zum Pflanzenschutz</b> (ja, Referenz: nein)	1	62	,003	3,697	1,582	8,643	
<b>Schnaps und Likör überhaupt</b> (ja, Referenz: nein)	1	172	,010	2,156	1,206	3,854	
<b>Blutentnahme in warmer Jahreszeit</b> (Referenz: kalte Jahreszeit)	1	159	,011	2,176	1,194	3,965	
		-2 Log-Likelihood	297,983	Cox & Snell R-Quadrat	,459	Nagelkerkes R-Quadrat	,612

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 12.3: Einflussgrößen für DDE in den neuen Bundesländern (OR, 95%-KI)**



Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.9: Lineare Abschlussmodelle von DDE im Blut nach Geschlecht**

DDE ( $\mu\text{g/L}$ ), logarithmiert	Männer n=1112, FG=13 R <sup>2</sup> 51,4% (korrigiert 50,8%)				Frauen n=1265, FG=15 R <sup>2</sup> 50,6% (korrigiert 50%)			
	B	Std.- fehler	Beta standar- disiert	p	B	Std.- fehler	Beta standar- disiert	p
<b>Prädiktoren</b>								
(Konstante)	-6,214	,515		,000	-3,236	,415		,000
<b>Gesamt-Lipide im Serum (g/l)</b> logarithmiert	,892	,098	,217	,000	,676	,112	,141	,000
<b>Alter</b> in vollendeten Jahren	0,023	,002	,335	,000	0,028	,002	,364	,000
<b>Body-Mass-Index</b> , logarithmiert	1,067	,170	,148	,000	,342	,123	,063	,005
<b>Gewichtszunahme</b> in den letzten 3 Jahren (Referenz: nein)	-,115	,046	-,055	,014	-,145	,043	-,070	,001
<b>Gewichtsabnahme</b> in den letzten 3 J. (Referenz: nein)	,285	,064	,097	,000				
<b>Geboren in Osteuropa</b> (Referenz: anderswo geboren)	,332	,111	,064	,003	,460	,097	,104	,000
<b>Sporttreiben (Std./Wo.)</b>					0,028	,014	-,041	,044
<b>Geboren in Südeuropa</b> (Referenz: anderswo geboren)	,729	,150	,107	,000				
<b>Wohnort 1988 in der DDR</b> (Refe- renz: alte BRD/Ausland)	,935	,050	,404	,000	1,009	,049	,431	,000
<b>Wohnort im Ausland 1988</b> (Refe- renz: 1988 in BRD/DDR)	,355	,136	,058	,009	,496	,105	,104	,000
<b>Städtisches Wohngebiet</b> (Ref. ländlich/vorstädtisch)					,137	,043	,065	,001
<b>Lackiererei</b> o. ä. max. 50m v. Wohnhaus (Referenz: nein)	,696	,229	,064	,002				
<b>Biozide zum Bautenschutz</b> (Referenz: nein)					,215	,081	,054	,008
<b>Prof. Schädlingsbekämpfung</b> im letzten Jahr (Referenz: nein)	,419	,159	,056	,009				
<b>Berufe mit Tieren</b> (Ref.: nein)					1,034	,417	,050	,013
<b>Mineral-, Leitungswasser</b> (Tage pro Woche, 7stufig)					0,020	,010	,041	,045
<b>Krustentiere bis 48 Std. vor Pro- benahme</b> (Ref.: nein)	,441	,185	,051	,017				
<b>Fisch (g/Tag)</b> , logarithmiert	0,038	,016	,051	,020	0,049	,017	,059	,005
<b>Kartoffeln (g/Tag)</b> , 3stufig					0,088	,034	,053	,010
<b>Polyungesättigte Fettsäuren</b> (g/Tag), logarithmiert					-,171	,056	-,065	,002

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.10: Lineares Eingangsmodell von HCB im Blut (logarithmiert)**

LN HCB ( $\mu\text{g/L}$ ) n=1936 FG=82 R <sup>2</sup> 0,585; Korrigiertes R <sup>2</sup> 0,566	Nicht standardisierte Koeffizienten B	Standardfehler	Standardisierte Koeffizienten Beta	Signifikanz p	Kollinearitätsstatistik Toleranz
(Konstante)	-7,999	,751		,000	
Gesamt-Lipide, logarithmiert	,732	,084	,157	,000	,700
Alter in vollendeten Jahren	3,795E-02	,002	,484	,000	,462
BMI, logarithmiert	1,274	,113	,203	,000	,689
Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren	-,159	,036	-,072	,000	,819
Gewichtsabnahme in den letzten 3 Jahren	,219	,051	,070	,000	,846
Sporttreiben (Std./Woche)	-3,169E-02	,010	-,051	,002	,839
Geschlecht: Frauen	,544	,046	,260	,000	,469
Frauen mit Kindern <6 Jahren	-8,639E-02	,062	-,023	,166	,819
Wohnort neue Länder, Ref.: alte Länder	-,105	,046	-,042	,022	,661
geboren in Osteuropa	-,368	,080	-,077	,000	,801
geboren in Südeuropa	-,391	,121	-,052	,001	,873
Wohnort 1988 Ausland	-,117	,090	-,022	,195	,773
Ländliches Wohngebiet	4,852E-02	,039	,023	,215	,662
Blockbebauung ohne Grün	,137	,082	,026	,096	,891
Ein-, Zweifamilienhaus, Reihenhaus	7,124E-02	,038	,034	,058	,717
Oberschicht	-4,463E-02	,040	-,019	,268	,801
Unterschicht	2,636E-02	,046	,009	,567	,842
Straßenlage der Wohnung, 2stufig	-1,419E-02	,034	-,006	,679	,913
Geruchsbelästigung durch Betriebe	-1,739E-02	,049	-,006	,721	,902
zurzeit Raucher	-1,334E-02	,040	-,006	,741	,704
zurzeit Exraucher	5,381E-02	,042	,022	,204	,768
mit Holz oder Kohle Dezentralheizung	-3,346E-02	,074	-,007	,650	,900
Sägewerk, Schreinerei max. 50m vom Wohnhaus	-5,862E-02	,084	-,011	,485	,899
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus	,352	,153	,036	,022	,927
Viehhaltungsstall max. 50m vom Wohnhaus	8,877E-02	,055	,028	,106	,739
Landwirtschaft o. Gärtnerei max. 50m vom Wohnhaus	-7,121E-02	,049	-,025	,143	,787
Holzschutzmittel-Nutzung in Wohnung	,126	,060	,036	,037	,742
Biozidnutzung als Bautenschutz	-6,030E-02	,066	-,016	,363	,725
Prof. Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr	,176	,124	,022	,156	,954
Letzte Biozidanwendung zur Tierpflege, 4stufig	-1,865E-02	,021	-,014	,368	,920
Letzte Biozidanwendung zum Pflanzenschutz, 4stufig	2,060E-02	,020	,016	,308	,931
Letzte Biozidanwendung zum Vorratsschutz, 4stufig	-3,493E-02	,022	-,025	,111	,923
Letzte Biozidanwendung zum Textilschutz, 4stufig	1,649E-02	,022	,011	,462	,928
Letzte Biozidanwendung zur Insektenvernichtung, 4stufig	-1,418E-02	,022	-,010	,517	,884
Letzte Biozidanwendung zum Körperschutz, 4stufig	6,137E-02	,020	,046	,003	,935
Land-, Garten-, Waldwirtschaft	,117	,094	,020	,217	,871
Tierberufe	,108	,318	,005	,734	,941
Maurer, Betonbauer, Hilfsarbeiter	-5,793E-02	,129	-,007	,653	,933

**Tabelle 12.10: Fortsetzung**

LN HCB ( $\mu\text{g/L}$ ) n=1936 FG=82	Nicht standardisierte Koeffizienten B	Standardfehler	Standardisierte Koeffizienten Beta	Signifikanz p	Kollinearitätsstatistik Toleranz
Schmutz von Arbeit in Wohnung, Befragter, 2stufig	3,207E-02	,043	,012	,453	,834
vegetarische Ernährung	,110	,094	,021	,246	,702
Fischverzehr bis 48 STD vor Blutentnahme	-4,734E-02	,045	-,017	,295	,826
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	,208	,124	,027	,095	,867
Fisch (6-stufig, fast täglich und mehr zusammen)	1,061E-02	,018	,012	,555	,572
Fleisch und Geflügel, 7-stufig	-7,850E-03	,019	-,008	,681	,582
Wurst und Schinken, 7-stufig	3,066E-02	,016	,037	,058	,597
Geräuchertes 1x/Wo.	4,923E-02	,046	,017	,286	,879
Gegrilltes mehr als 1x/Monat	6,665E-02	,048	,023	,167	,836
Butter (nicht fettreduziert), 7-stufig	1,287E-02	,008	,028	,088	,806
Milchkonsum, Milchgetränke, 7-stufig	-2,273E-02	,010	-,042	,022	,667
Fettarme Produkte, 3stufig	3,014E-02	,024	,022	,203	,738
Blattsalat und rohes Gemüse, 7-stufig	4,825E-03	,019	,005	,796	,652
Gekochtes Frisch- o. Tiefkühlgemüse, 7-stufig	-8,935E-05	,011	,000	,994	,876
Haferflocken, Müsli, Cornflakes, dreistufig	-6,494E-03	,022	-,005	,765	,678
Fertiggerichte (6-stufig)	-4,373E-03	,015	-,005	,763	,808
Konservengemüse (1mal /Wo. und mehr)	2,969E-02	,035	,014	,390	,834
Fast-food, Pizza und Bratwurst, 7-stufig	2,987E-02	,017	,033	,082	,622
gebratene o. frittierte Kartoffeln, 7-stufig	-5,422E-02	,015	-,063	,000	,706
gekochte Kartoffeln, 7-stufig	9,189E-03	,021	,008	,666	,730
Frisches Obst, 7-stufig	8,972E-03	,016	,010	,583	,671
schwarzer Tee, dreistufig	1,628E-02	,025	,012	,523	,586
Kaffee mit Koffein, 7-stufig	1,693E-02	,009	,031	,060	,800
Mineral-, Leitungswasser, 7-stufig	1,421E-02	,008	,031	,077	,752
Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts [ml/d]	-5,919E-05	,000	-,032	,048	,843
Eigene Trinkwasserversorgung	-8,291E-02	,111	-,012	,454	,878
Eier, 3stufig	-3,854E-02	,025	-,026	,122	,793
Fisch (g/d, Diet History) logarithmiert	1,619E-02	,016	,019	,314	,600
Fleisch, Wild, Sonstiges, 3stufig DH	-2,454E-02	,028	-,016	,375	,650
Innereien, 3stufig DH	5,832E-02	,023	,039	,012	,917
Milch und Käse, 3stufig	9,795E-02	,026	,073	,000	,620
Getreide und Reis, 3stufig	-3,990E-02	,027	-,028	,144	,620
Brot, 3stufig	2,497E-02	,029	,016	,386	,642
Kartoffeln, 3stufig	5,837E-02	,030	,038	,048	,615
Kohlgemüse, 3stufig	4,133E-02	,028	,027	,135	,678
Gemüse insgesamt, 3stufig	-6,753E-02	,036	-,040	,063	,488
Obst (Früchte und Säfte), 3stufig	-4,177E-02	,023	-,031	,067	,783
Tee, 3stufig	-3,519E-02	,027	-,025	,201	,579
Likör u.ä. Alk., 4stufig	2,908E-02	,023	,020	,211	,891
Bier, 4stufig	-6,475E-02	,020	-,061	,001	,638
Wein und Sekt, 4stufig	-2,671E-02	,026	-,017	,295	,860
Nüsse, Samen, Ölfrüchte, 3 stufig	2,678E-02	,022	,019	,233	,863
Gesamtkalorien (kcal/Tag), logarithmiert	-8,579E-02	,086	-,027	,318	,314
Blutentnahme in warmer Jahreszeit	5,078E-02	,034	,024	,138	,873

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

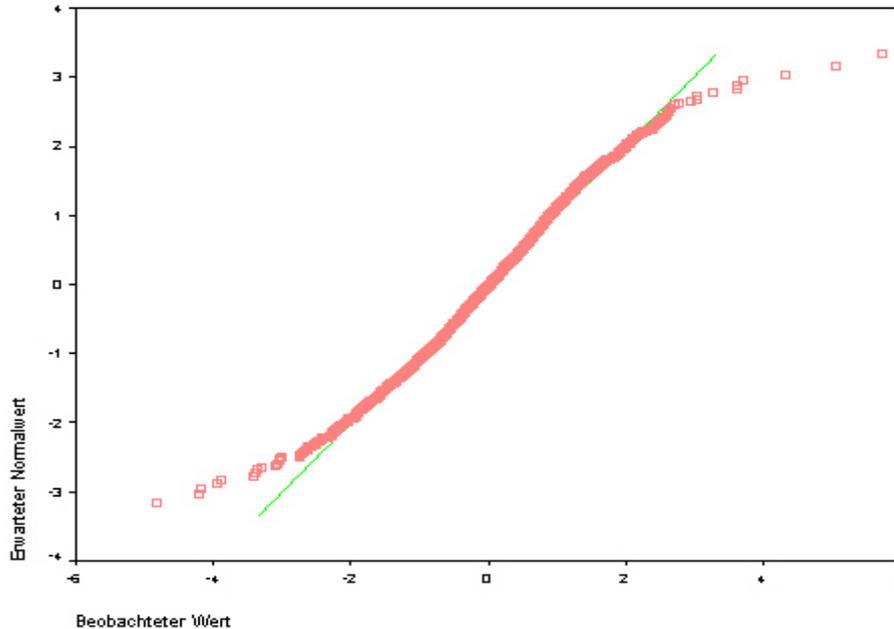
Tabelle 12.11: Korrelationen der Koeffizienten im Abschlussmodell für HCB

	Blutentnahme in warmer Jahreszeit	LN BMI	geboren in Südeuropa	Milch und Käse, 3-stufig	geboren in Osteuropa	Gewichtsabnahme	Biozide z. Körperschutz	Neue Länder	ländliches Wohngebiet	Fisch 3-stufig	Kinder <6 Jahre im Haus bei Frauen	Wurst 2stufig	Sporttreiben (Std./Woche)	Gewichtszunahme	Geschl.	log. Gesamtlipide
LN BMI	-,007															
geb. in Südeuropa	-,004	-,031														
Milch und Käse, 3stufig	-,009	-,004	,010													
geb. in Osteuropa	,017	-,043	,039	,032												
Gewichtsabnahme	-,007	-,030	-,020	,005	-,013											
Biozide als Körperschutz	,076	-,013	,019	,013	,024	-,040										
Neue Länder	-,044	-,020	,076	,022	,045	,033	-,009									
Ländliches Wohngebiet	-,053	-,080	,080	,006	,067	,063	,028	,014								
Fisch 3-stufig	,059	-,009	-,021	-,030	-,003	,037	-,004	-,078	,025							
Kinder <6 Jahre bei Frauen	-,010	,035	-,003	,008	-,007	-,015	,018	,055	-,020	-,002						
Wurst 2stufig	,005	-,057	,091	,016	-,006	,072	-,057	-,053	-,031	-,009	-,068					
Sporttreiben (Std./Woche)	-,022	,083	,055	-,081	,020	,027	-,019	,107	,057	-,030	,073	,066				
Gewichtszunahme	,020	-,186	-,039	,007	-,002	,304	-,010	,009	,055	,017	-,023	,036	,039			
Geschlecht	,009	,116	,027	,040	-,036	-,027	-,047	-,034	-,001	,084	-,239	,148	,096	-,099		
LN Gesamtlipide	-,012	-,218	,019	,061	,049	-,004	,018	-,017	,043	,016	,054	-,035	,064	-,052	,150	
Alter	,013	-,237	,061	,053	-,037	,074	,113	,045	,058	-,202	,152	,003	,096	,173	-,128	-,323

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 12.4: Normalverteilungsplot der Residuen im Abschlussmodell von HCB**

Normalverteilungstests	Kolmogorov-Smirnov			Shapiro-Wilk		
	Signifikanzkorrektur n.Lilliefors	Statistik	df	Signifikanz	Statistik	df
Standardisierte Residuen	,033	2474	,000	,986	2474	,000



Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.12: Logistisches Abschlussmodell von HCB im Blut**

Prädiktoren	n	FG	p	OR	95%-Konfidenzintervall für OR	
					Unterer W.	Oberer W.
<b>n=1812, unteres Tertil n=906, oberes Tertil n=906 FG=11, Chi<sup>2</sup> 1570,21</b>						
Gesamt-Lipide im Serum, logarithmiert	1812	1	,000	11,891	5,121	27,607
Alter in Jahren	1812	1	,000	1,185	1,164	1,207
Geschlecht, weiblich	972	1	,000	10,266	6,845	15,398
BMI, logarithmiert		1	,000	126,921	38,128	422,496
Gewichtszunahme in d. letzten 3 J.	640	1	,002	,553	,378	,810
Gewichtsabnahme in d. letzten 3 J.	250	1	,000	2,463	1,494	4,061
Sport mehr als 4 Std./Woche	157	1	,001	,304	,153	,604
Frauen mit Kindern < 6 J.	122	1	,016	,434	,219	,858
Geboren in Osteuropa	89	1	,000	,104	,051	,214
Geboren in Südeuropa	46	1	,010	,180	,049	,662
Wohnen in der DDR 1988	411	1	,043	1,504	1,013	2,231
Konstante		1	,000	,000		
-2 Log-Likelihood 941,756		Cox & Snell R-Quadrat 0,580		Nagelkerkes R-Quadrat 0,773		

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.13: Lineares Eingangsmodell der Summe PCB 138, 153 und 180**

LN Summe der PCB n=1476 FG=86 R <sup>2</sup> 0,629, Korrigiertes R <sup>2</sup> 0,606	Nicht stan- dardisierte Koeffi- zienten B	Standard- fehler	Standar- disierte Koeffi- zienten Beta	Signi- fikanz p	Kollinea- ritätssta- tistik Toleranz
(Konstante)	-,646	,592		,275	
log. Gesamt-Lipide	,944	,066	,284	,000	,688
Alter in vollendeten Jahren	2,859E-02	,001	,521	,000	,448
logarithmierter BMI	-,432	,090	-,096	,000	,672
Gewichtszunahme in den letzten 3 J.	-,137	,028	-,088	,000	,808
Gewichtsabnahme in den letzten 3 J.	5,613E-02	,039	,026	,152	,833
Sporttreiben (Std./Woche)	-5,244E-03	,008	-,012	,501	,829
Geschlecht: Frauen	-2,278E-02	,036	-,015	,522	,466
Kinder <6 Jahre im Haushalt bei Frau	-,122	,050	-,044	,015	,831
Wohnort 1988 DDR	-,372	,037	-,205	,000	,647
geboren in Osteuropa	-,366	,063	-,107	,000	,776
geboren in Südeuropa	-,565	,095	-,104	,000	,865
Wohnort 1988 Ausland	-9,339E-02	,071	-,025	,186	,743
Ländliches Wohngebiet	2,729E-02	,031	,017	,377	,693
Blockbebauung ohne Grün	,183	,061	,053	,003	,848
Ein-, Zweifamilienhaus, Reihenhaus	1,946E-02	,029	,013	,505	,706
Oberchicht	-1,897E-02	,031	-,011	,541	,783
Unterschicht	-4,324E-02	,036	-,021	,235	,840
Straßenlage der Wohnung 2stufig	1,123E-02	,027	,007	,675	,892
Geruchsbelästigung durch Betriebe	2,130E-02	,038	,010	,572	,872
zurzeit Raucher	3,589E-02	,032	,022	,264	,679
zurzeit Exraucher	2,297E-02	,032	,013	,479	,768
mit Holz oder Kohle Dezentralheizung	-8,720E-02	,060	-,025	,144	,898
Lehm-, Fachwerkhaus	6,128E-02	,069	,015	,375	,887
Holzhaus	3,984E-02	,116	,006	,732	,897
Sägewerk, Schreinerei max. 50m vom Wohnhaus	-1,641E-02	,069	-,004	,812	,894
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus	,213	,126	,029	,091	,918
Viehhaltungsstall max. 50m vom Wohn- haus	-3,816E-02	,045	-,016	,391	,726
Landwirtschaft o. Gärtnerei max. 50m vom Wohnhaus	-3,135E-02	,038	-,015	,404	,778
Holzschutzmittel-Nutzung in Wohnung	2,504E-02	,048	,010	,600	,697
Biozide zum Bautenschutz	,110	,053	,042	,036	,678
Prof. Schädlingsbekämpfung i. letzten J.	-1,494E-03	,098	,000	,988	,950
Letzte Biozidanwendung zur Tierpflege, 4stufig	6,770E-04	,017	,001	,968	,897
Letzte Biozidanwendung zum Pflanzen- schutz, 4stufig	8,342E-03	,015	,009	,589	,910
Letzte Biozidanwendung zum Vorrats- schutz, 4stufig	-1,570E-02	,017	-,016	,342	,911
Letzte Biozidanwendung zum Textil- schutz, 4stufig	2,226E-03	,017	,002	,897	,906
Letzte Biozidanwendung zur Insektenver- nichtung, 4stufig	4,197E-03	,018	,004	,819	,879
Letzte Biozidanwendung zum Körper- schutz, 4stufig	3,101E-02	,016	,034	,048	,922
Als Landwirt beschäftigt	,461	,158	,051	,004	,875

**Tabelle 12.13: Fortsetzung**

<b>LN Summe PCB n=1476 FG=86</b>	<b>Nicht stan- dardi-sierte Ko- effizienten B</b>	<b>Standard- fehler</b>	<b>Standar- disierte Koeffi- zienten Beta</b>	<b>Signi- fikanz</b>	<b>Kollinea- ritätssta- tistik  Toleranz</b>
Tierberufe	-,221	,240	-,016	,356	,942
Zimmerer, Dachdecker	8,029E-02	,173	,008	,643	,907
Maurer, Betonbauer, Hilfsarb.	4,065E-02	,107	,006	,703	,917
Elektromotoren-, Transformatorenbauer	-,706	,169	-,070	,000	,948
Schmutz von Arbeit in Wohnung, Befrag- ter, 2stufig	4,887E-02	,032	,027	,132	,817
vegetarische Ernährung	,129	,071	,036	,070	,668
Fischverzehr bis 48h vor Blutentnahme	-3,727E-02	,035	-,019	,288	,798
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	,207	,092	,040	,024	,843
Fisch (6-stufig)	1,657E-02	,014	,025	,236	,579
Fleisch und Geflügel, 7-stufig	2,315E-02	,015	,033	,125	,568
Wurst und Schinken, 7-stufig	1,025E-02	,013	,017	,420	,582
Geräuchertes 1x/Wo.	1,639E-02	,036	,008	,649	,864
Gegrilltes mehr als 1x/Mon.	4,428E-03	,038	,002	,908	,819
Butter (nicht fettreduziert), 7-stufig	-3,024E-03	,006	-,009	,612	,783
Milchkonsum, Milchgetränke, 7-stufig	-5,317E-03	,008	-,014	,484	,675
fettarme Produkte, 3-stufig	-1,675E-02	,019	-,017	,366	,732
Blattsalat und rohes Gemüse, 7-stufig	9,380E-03	,015	,013	,519	,660
gekochtes Frisch- oder Tiefkühlgemüse, 7- stufig	-5,831E-03	,009	-,012	,497	,879
Haferflocken, Müsli, Cornflakes, 3-stufig	1,516E-02	,017	,018	,376	,650
Fertiggerichte, 6-stufig	-1,816E-02	,012	-,029	,118	,778
Konservengemüse 1mal /Woche und häu- figer, 2-stufig	-1,812E-02	,027	-,012	,501	,819
Fast-Food, Pizza und Bratwurst, 7-stufig	4,164E-03	,013	,007	,757	,597
gebratene oder frittierte Kartoffeln, 7- stufig	-2,209E-02	,012	-,036	,072	,667
gekochte Kartoffeln, 7-stufig	2,979E-02	,017	,034	,079	,718
frisches Obst, 7-stufig	8,156E-03	,012	,013	,512	,665
schwarzer Tee, dreistufig	-2,572E-02	,020	-,028	,202	,567
Kaffee mit Koffein, 7-stufig	3,261E-02	,007	,088	,000	,767
Mineral-, Leitungswasser (Tage/Woche)	1,234E-02	,006	,037	,051	,731
Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts [ml/d]	-3,937E-06	,000	-,003	,871	,820
eigene Trinkwasserversorgung	8,369E-02	,093	,016	,366	,887
Eier, 3stufig DH	1,105E-03	,019	,001	,955	,785
Fisch, 5stufig	5,934E-03	,012	,010	,629	,594
Fleisch, Wild, Sonstiges, 3stufig	-2,003E-02	,022	-,019	,355	,630
Innereien, 3stufig	2,434E-02	,018	,023	,188	,898
Milch und Käse, 3stufig	1,648E-02	,020	,017	,410	,616
Getreide und Reis, 3stufig	3,040E-03	,021	,003	,886	,593
Brot, 3stufig	3,417E-02	,023	,031	,131	,621
Kartoffeln, 3stufig	2,426E-02	,023	,022	,295	,594
Kohlgemüse, 3stufig	1,736E-02	,022	,016	,420	,680
Gemüse Gesamt, 3stufig	-1,367E-02	,029	-,011	,634	,473
Obst (Früchte und Säfte), 3stufig	-2,553E-02	,018	-,026	,155	,775
Tee, 3stufig	6,049E-03	,022	,006	,782	,547
Likör u.ä. Alk., 4stufig	1,086E-02	,018	,011	,547	,861

**Tabelle 12.13: Fortsetzung**

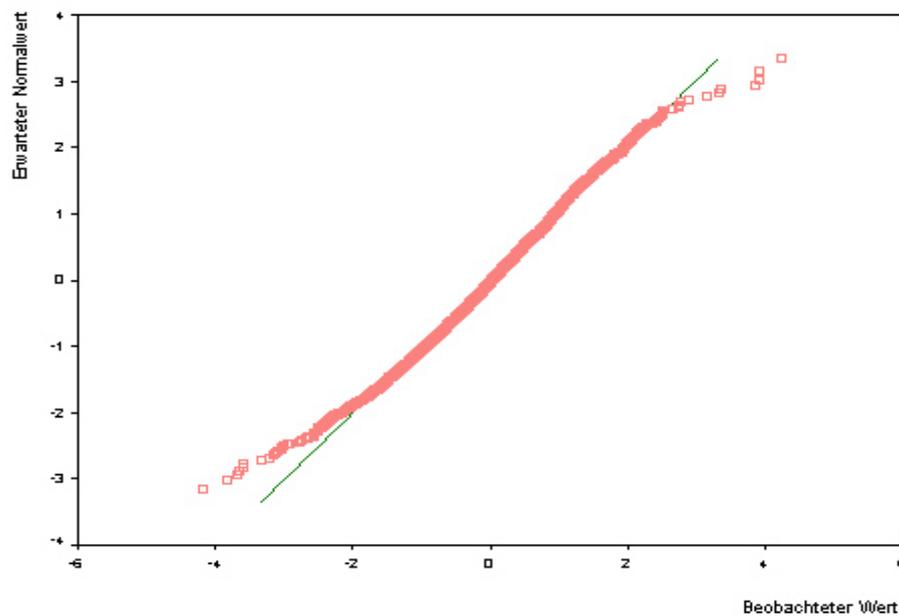
LN Summe der PCB n=1476 FG=86	Nicht standardisierte Koeffizienten B	Standardfehler	Standardisierte Koeffizienten Beta	Signifikanz p	Kollinearitätsstatistik Toleranz
Bier, 4-stufig	-8,060E-03	,016	-,011	,604	,638
Wein und Sekt, 4-stufig	8,333E-03	,020	,007	,676	,831
Nüsse, Samen, Ölfrüchte, 3-stufig	3,005E-02	,018	,030	,090	,842
Gesamtkalorien (kcal/d) logarithmiert	-,131	,068	-,056	,055	,311
Blutentnahme in warmer Jahreszeit	2,998E-02	,027	,020	,266	,840

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Abbildung 12.5: Normalverteilungsplot der Residuen im Abschlussmodell der Summe an PCB**

Standardisierte Residuen	Kolmogorov-Smirnov	df	Signifikanz	Shapiro-Wilk	df	Signifikanz
	,027	2457	,000	,992	2457	,000

Q-Q-Diagramm standardisierte Residuen



Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.14: Korrelationen der Koeffizienten im Abschlussmodell der Summe der PCB**

	Blutentnahme in warmer Jahreszeit	LN Gesamt-Lipide	Biozide als Bautenschutz	Mineral-, Leitungswasser (T/Wo.)	Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren	Lackiererei o. ä. max. 50m v. Wohnhaus	geboren in Osteuropa	geboren in Südeuropa	derzeit als Landwirt beschäftigt	Kaffee mit Koffein, 7-stufig	Biozide als Körperschutz	Fisch, 3-stufig	Kinder <6 Jahre im Haus bei Frauen	Wohnort 1988 DDR	LN BMI
LN Gesamt-Lipide	-,007															
Biozide als Bautenschutz	-,013	,033	1,000													
Mineral-, Leitungswasser (T/Wo.)	-,014	,060	,022													
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	,026	-,032	-,005	-,002												
Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren	,016	-,038	-,002	,017	-,017											
Lackiererei o. ä. max. 50m vom Wohnhaus	,045	-,004	-,032	,034	,014	-,004										
geb. in Osteuropa	,016	,044	,055	-,020	,025	-,010	,009									
geb. in Südeuropa	,001	,020	,044	-,036	,005	-,046	-,017	,035								
derzeit als Landwirt beschäftigt	,030	-,019	-,051	,076	,012	,014	,015	,014	,008							
Kaffee mit Koffein	,030	-,029	-,025	-,043	,004	,009	,039	,030	-,022	-,011						
Biozidnutzung als Körperschutz	,088	,017	-,064	-,038	-,024	-,006	-,026	,015	,017	-,001	,040					
Fisch	,063	,003	-,019	-,029	-,077	,007	,035	,016	-,048	,029	,015	,005				
Kinder <6 Jahre im Haus bei Frauen	-,011	,086	,048	-,057	,008	-,045	-,019	-,018	,008	,015	-,048	,006	,032			
Wohnort 1988 DDR	-,029	-,009	,021	,157	,048	-,015	,007	,030	,080	,055	-,097	-,027	-,079	,032		
LN BMI	-,013	-,242	-,039	-,051	,016	-,181	,003	-,035	-,029	-,015	-,004	,003	-,009	,056	-,038	
Alter in Jahren	,018	-,337	-,030	-,110	,055	,138	-,045	-,058	,062	,007	-,109	,106	-,192	,129	,038	-,220

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.15: Mittelwerte der PCB-Summe nach BMI in Altersklassen**

Altersklasse	Body-Mass-Index [kg/m <sup>2</sup> ]	N	PCB138 + PCB153 + PCB180 im Vollblut (µg/l) Geometrisches Mittel
18 - 29 Jahre	bis <19	25	,7824
	22,5 bis <25	364	,6599
	25 bis <27,5	78	,6432
	27,5 bis <30	46	,5678
	ab 30	36	,5378
	Insgesamt	549	,6456
30 - 39 Jahre	bis <19	16	1,1218
	22,5 bis <25	346	1,2328
	25 bis <27,5	138	1,1850
	27,5 bis <30	102	1,1568
	ab 30	105	1,2829
	Insgesamt	707	1,2167
40 - 49 Jahre	bis <19	9	2,8028
	22,5 bis <25	218	1,7974
	25 bis <27,5	141	1,8110
	27,5 bis <30	91	1,8254
	ab 30	132	1,7124
	Insgesamt	591	1,7976
50 - 59 Jahre	22,5 bis <25	151	2,3323
	25 bis <27,5	136	2,6342
	27,5 bis <30	127	2,6839
	ab 30	139	2,3737
	Insgesamt	553	2,4929
60 - 69 Jahre	bis <19	2	8,4611
	22,5 bis <25	77	3,1982
	25 bis <27,5	112	2,8463
	27,5 bis <30	94	3,2454
	ab 30	118	2,7664
	Insgesamt	403	2,9921
Insgesamt	bis <19	52	1,1947
	22,5 bis <25	1156	1,2591
	25 bis <27,5	605	1,7017
	27,5 bis <30	460	1,8366
	ab 30	530	1,8120
	Insgesamt	2803	1,5299

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.16: Logistisches Eingangsmodell von  $\beta$ -HCH im Blut**

<b><math>\beta</math>-HCH im Blut</b> n=1405, oberes Tertil n=481 FG=94	<b>F</b> <b>G</b>	<b>p</b>	<b>OR</b>	<b>95% Konfidenzintervall</b> <b>für OR</b>	
				<b>Unterer W.</b>	<b>Oberer W.</b>
<b>Prädiktoren</b>					
log. Gesamt-Lipide	1	,000	5,615	2,590	12,170
Geschlecht: Frauen	1	,018	1,641	1,089	2,473
Alter in vollendeten Jahren	1	,000	1,080	1,063	1,098
logarithmierter BMI	1	,005	4,412	1,581	12,310
Gewichtszunahme in den letzten 3 Jahren	1	,004	,615	,441	,857
Gewichtsabnahme in den letzten 3 Jahren	1	,275	1,276	,824	1,976
Kinder <6 Jahre im Haushalt bei Frauen	1	,846	1,064	,571	1,982
Sporttreiben (Std./Woche)	1	,023	,893	,810	,984
Wohnort 1988 DDR	1	,000	3,950	2,633	5,927
geboren in Osteuropa	1	,015	2,319	1,178	4,566
geboren in Südeuropa	1	,513	1,438	,484	4,271
Wohnort 1988 Ausland	1	,005	2,866	1,364	6,023
ländlich vs. Vorstadt, Stadt	1	,026	,664	,463	,952
Blockbebauung ohne Grün	1	,404	1,325	,684	2,566
Ein-, Zweifamilienhaus, Reihenhaus	1	,878	1,027	,727	1,452
Oberschicht	1	,110	,745	,519	1,069
Unterschicht	1	,983	1,005	,653	1,546
zurzeit Raucher	1	,321	,826	,565	1,206
zurzeit Exraucher	1	,016	,633	,437	,917
mit Holz oder Kohle Dezentralheizung	1	,403	1,343	,673	2,681
Straßenlage der Wohnung 2stufig	1	,586	,918	,673	1,250
Geruchsbelästigung durch Betriebe	1	,540	,869	,553	1,364
Reinigung max. 50m vom Wohnhaus	1	,527	,687	,215	2,197
Tankstelle max. 50m vom Wohnhaus	1	,672	,818	,322	2,079
Druckerei max. 50m vom Wohnhaus	1	,922	,946	,311	2,875
Sägewerk, Schreinerei max. 50m vom Wohnhaus	1	,102	,477	,197	1,158
Lackiererei o.ä. max. 50m vom Wohnhaus	1	,029	5,119	1,185	22,108
Viehhaltungsstall max. 50m vom Wohnhaus	1	,745	,912	,523	1,590
Landwirt .o. Gärtnerei max. 50m vom Wohnhaus	1	,864	,961	,607	1,519
Lehm-, Fachwerkhaus dichotom	1	,488	1,322	,601	2,912
Holzhaus dichotom	1	,041	,088	,009	,906
Schimmel an Wänden	1	,407	,785	,442	1,392
Holzschutzmittel-Nutzung in Wohnung	1	,781	,925	,532	1,606
Biozidnutzung als Bautenschutz	1	,024	1,958	1,093	3,508
Prof. Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr	1	,962	,973	,324	2,923
Letzte Biozidanwendung zur Tierpflege, 4stufig	1	,255	,892	,733	1,086
Letzte Biozidanwendung zum Pflanzenschutz, 4stufig	1	,257	,903	,757	1,077
Letzte Biozidanwendung zum Vorratsschutz, 4stufig	1	,161	,868	,713	1,058
Letzte Biozidanwendung zum Textilschutz, 4stufig	1	,566	1,057	,874	1,280
Letzte Biozidanwendung zur Insektenvernichtung, 4stufig	1	,225	1,138	,924	1,401
Letzte Biozidanwendung zum Körperschutz, 4stufig	1	,007	1,273	1,067	1,518
Schmutz von Arbeit in Wohnung, Befragter	1	,224	1,278	,860	1,899

**Tabelle 12.16: Fortsetzung**

<b>β-HCH im Blut n=1405, oberes Tertil n=481 FG=94 Prädiktoren</b>	<b>FG</b>	<b>p</b>	<b>OR</b>	<b>95% Konfidenzintervall für OR</b>	
				<b>Unterer W.</b>	<b>Oberer W.</b>
Chemiker, Chemielaboranten	1	,653	,742	,202	2,724
Raumausstatter, Lackierer	1	,488	1,679	,388	7,274
Krankenschwestern, Pfleger	1	,355	,686	,308	1,527
Land-, Garten-, Waldwirtschaft	1	,014	,321	,130	,796
Tierberufe	1	,507	,471	,051	4,358
Zimmerer, Dachdecker	1	,546	,388	,018	8,421
Maurer, Betonbauer, Hilfsarb.	1	,187	,434	,125	1,501
Elektromotorenbauer, Transformatorenb.	1	,602	,024	,000	30217,925
vegetarische Ernährung	1	,375	1,393	,670	2,899
Fischverzehr bis 48 Std. vor BE	1	,427	1,173	,791	1,740
Krustentiere bis 48 Std. vor Probenahme	1	,581	1,383	,438	4,365
Fischverzehr 3-stufig	1	,477	,877	,611	1,259
Wurst 1mal /Woche und mehr	1	,433	1,324	,657	2,667
Geräuchertes 1x/Wo	1	,273	,791	,520	1,203
Fleisch täglich	1	,693	1,081	,735	1,590
Gegrilltes mehr als 1x/Mon.	1	,470	,844	,533	1,336
Fast-food fast täglich	1	,830	,957	,641	1,428
Eier mehrmals wöchentlich	1	,523	,877	,587	1,311
Butter täglich und häufiger	1	,825	1,050	,679	1,624
Milch- und Milchgetränke 3stufig	1	,197	,873	,710	1,073
gekochte Kartoffeln 3stufig	1	,373	1,120	,873	1,438
Gemüse täglich und häufiger	1	,750	,931	,602	1,441
Salate täglich und häufiger	1	,742	1,058	,758	1,476
Konservengemüse 1mal /Woche und mehr	1	,739	1,053	,778	1,425
Obst täglich und häufiger	1	,361	1,167	,838	1,625
Müsli, Flocken täglich und häufiger	1	,207	,699	,401	1,219
Kaffee 3stufig	1	,302	1,111	,910	1,357
schwarzer Tee, dreistufig	1	,654	1,054	,837	1,326
Alkohol > 30 g/Tag	1	,466	1,333	,616	2,885
Alkohol < 30 g/Tag	1	,993	1,002	,643	1,561
Mineral-, Leitungswasser (Tage pro Woche)	1	,152	1,056	,980	1,138
Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haus- halts [ml/d]	1	,566	1,000	1,000	1,000
eigene Trinkwasserversorgung	1	,223	,499	,164	1,525
Leitungswasser ablaufen lassen	1	,723	,948	,706	1,273
Eier, 3stufig	1	,596	,937	,735	1,194
Fisch, 5stufig	1	,631	1,031	,910	1,169
Fleisch, Wild, Sonstiges, 3stufig	1	,124	,821	,639	1,056
Innereien, 3stufig	1	,675	1,046	,848	1,291
Milch und Käse, 3stufig	1	,015	1,336	1,059	1,686
Getreide und Reis, 3stufig	1	,497	1,092	,846	1,410
Brot, 3stufig	1	,999	1,000	,770	1,298
Kartoffeln, 3stufig	1	,624	1,070	,817	1,401
Kohlgemüse, 3stufig	1	,023	,751	,587	,960
Gemüse Gesamt, 3stufig	1	,226	1,227	,881	1,710
Obst (Früchte und Säfte), 3stufig	1	,696	,958	,774	1,186
Tee, 3stufig	1	,681	1,055	,818	1,361
Likör u.ä. Alk., 4stufig	1	,004	1,370	1,107	1,697
Bier, 4stufig	1	,236	,892	,738	1,078
Wein und Sekt, 4stufig	1	,944	1,008	,799	1,272

**Tabelle 12.16: Fortsetzung**

<b>β-HCH im Blut</b> <b>n=1405, oberes Tertil n=481</b> <b>FG=94</b> <b>Prädiktoren</b>	<b>FG</b>	<b>p</b>	<b>OR</b>	<b>95% Konfidenzintervall für OR</b>	
				<b>Unterer W.</b>	<b>Oberer W.</b>
Nüsse, Samen, Ölfrüchte , 3stufig	1	,876	1,016	,829	1,246
Gesamtkalorien (kcal/d) logarithmiert	1	,126	,560	,267	1,176
Blutentnahme in warmer Jahreszeit	1	,000	2,508	1,832	3,434
Konstante	1	,008	,000		

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.

**Tabelle 12.17: Eingesetzte Variablen mit Codierungen für die Regressionsanalysen**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
„Biologische“ Prädiktoren			
Gesamtlipide im Serum (g/l)	logarithmiert	kontinuierlich	alle
Lebensalter	(Jahre)	kontinuierlich	alle
Geschlecht	männlich = 0, weiblich = 1	dichotom	alle
Body-Mass-Index (BMI)	logarithmiert	kontinuierlich	alle
Gewichtszunahme in den letzten drei Jahren	nein = 0 ja, eher zugenommen = 1	dichotom	alle
Gewichtsabnahme in den letzten drei Jahren	nein = 0 ja, eher abgenommen = 1	dichotom	alle
Sporttreiben (Stunden pro Woche)	kein Sport = 0 <1 Std./Woche = 0,5 1-2 Std./Woche = 1,5 2-4 Std./Woche = 3 >4 Std./Woche = 6	ordinal	alle
Sport über 4 Std./Woche	über 4 Std./Woche = 1 weniger oder kein Sport = 0	dichotom	HCB
Frauen mit Kindern <6 Jahre im Haushalt	nein, Männer u. übrige Frauen = 0, ja = 1	dichotom	alle
Wohnen und Demographie			
Wohnort neue Bundesländer 1998	nein, alte Bundesländer = 0 ja = 1	dichotom	HCB
Wohnort 1988 in der DDR	nein, BRD oder Ausland = 0 ja = 1	dichotom	alle
Leben im Ausland 1988	nein, BRD oder DDR = 0 ja = 1	dichotom	alle
Geboren in Osteuropa und Ex-UDSSR	nein, anderswo = 0, ja = 1	dichotom	alle
Geboren in Südeuropa (od. anderes außereuropäisches Land)	nein, im übrigen Europa oder Ex-UDSSR = 0, ja = 1	dichotom	alle
Städtisches Wohngebiet	ländlich = 0 städtisch oder vorstädtisch = 1	dichotom	alle
Ländliches Wohngebiet	städtisch oder vorstädtisch = 0 ländlich = 1	dichotom	HCB
Ein-, Zweifamilien, Reihenhaus	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Wohnen im Lehm- oder Fachwerkhaus	nein = 0, ja = 1	dichotom	β-HCH
Wohnen im Holzhaus	nein = 0, ja = 1	dichotom	β-HCH
Wohnen in Blockbebauung ohne Grün	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Sozialschicht-Index (Winkler et al. 1999)			
Unterschicht	Mittel- oder Oberschicht = 0 ja = 1	dichotomisiert	alle
Oberschicht	Unter- oder Mittelschicht = 0 ja = 1	dichotomisiert	alle

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Wohnumgebung</b>			
Wohnen an verkehrsreicher Straße (~Straßenlage der Wohnung, 2-stufig)	nein = 0 ja, beträchtlich oder stark befahrene Straße = 1	dichotom	alle
Geruchsbelästigung durch Betriebe am Wohnort	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Eigene Trinkwasserversorgung	Wasserwerksversorgung oder fehlende Angabe = 0 ja = 1	dichotom	alle
Potentielle Emittenten max. 50m vom Wohnhaus: <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Sägewerk/Holzverarbeitung/ Schreinerei</li> <li>▪ Lösungsmittelverarbeitender Betrieb, z.B. Lackiererei</li> <li>▪ Viehhaltung/Zucht</li> <li>▪ Land-/Gartenwirtschaftlicher Betrieb</li> </ul>	nein = 0, ja = 1	jeweils dichotom	alle
Potentielle Emittenten max. 50m vom Wohnhaus: <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tankstelle</li> <li>○ Druckerei</li> <li>○ Chemische Reinigung</li> </ul>	nein = 0, ja = 1	jeweils dichotom	β-HCH
<b>Innenraum</b>			
<b>Rauchen</b>			
Status Raucher	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Status Exraucher	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Dezentrales Heizen mit Holz/Kohle	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
DDT im Hausstaub (2mm-Fraktion, Staubsaugerbeutel)	logarithmiert, mg/m <sup>2</sup>	kontinuierlich	DDE Untergruppe
PCB im Hausstaub (2mm-Fraktion, Staubsaugerbeutel)	logarithmiert, mg/m <sup>2</sup>	kontinuierlich	PCB Untergruppe
Schimmel an Wänden	nein = 0, ja = 1	dichotom	im Vorfeld alle, β-HCH
Mit schmutziger Kleidung von der Arbeit in die Wohnung kommen, Befragter	seltener = 0, häufiger = 1	dichotom	alle
<b>Häusliche Anwendung von Bioziden</b>			
Professionelle Schädlingsbekämpfung im letzten Jahr	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Holzschutzmittelanwendung in der Woh- nung	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Biozide für den Bautenschutz	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
Häusliche Anwendung von Bioziden <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Haustierversorgung</li> <li>▪ Pflanzenschutzmittel</li> <li>▪ Vorratsschutz</li> <li>▪ Textilschutz</li> <li>▪ Insektenvernichtung</li> <li>▪ Körperschutz</li> </ul>	Zeit seit letzter Anwendung 4stufig  keine Anwendung = 0 vor > 6 Monaten = 1 vor 3 – 6 Monaten = 2 vor < 3 Monaten = 3	jeweils kategorisiert	alle
Körperschutz, 2-stufig	nein = 0, ja = 1	dichotom	PCB
Pflanzenschutz, 2-stufig	weniger als 6 Monate seit letzter Anwendung = 1 >6 Monate seit letzter An- wendung = 0	dichotom	DDE (neue Länder)
Beschäftigung			
derzeit als Landwirt beschäftigt	nein = 0, ja = 1	dichotom	PCB
Berufliche Tätigkeiten (StaBu-Codes 1993 in Klammern)			
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Land-/Garten-/Viehwirtschaft (11, 32, 41, 51-53, 61-62, 181)</li> <li>▪ Tierberufe (21, 44, 843)</li> <li>▪ Zimmerer, Dachdecker (451-452)</li> <li>▪ Maurer, Betonbauer, Hilfsarbeiter (112, 440-442, 470, 482)</li> <li>▪ Elektromotoren-, Transformatoren- bauer (313-314), Elektrogerätebauer</li> </ul>	nein = 0, ja = 1	jeweils dichotom	alle
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Chemiker, Chemielaboranten (141, 143, 151, 611, 633)</li> <li>▪ Maler, Lackierer, Raumausstatter (481, 483-484, 491-492, 511-512, 804)</li> <li>▪ KrankenKrankenschwestern/Pfleger/ Laborassistenten (853-55, 857)</li> </ul>	nein = 0, ja = 1	jeweils dichotom	β-HCH

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Ernährung</b>			
Fischverzehr 48 Std. vor der Blutprobennahme	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Krustentiere bis 48 Std. vor Probennahme	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Fischkonsum, 6-stufig	(fast) nie = 0 einmal im Monat oder seltener = 1 zwei- bis dreimal im Monat = 2 etwa einmal in der Woche = 3 mehrmals in der Woche = 4 fast täglich und häufiger = 5	kategorial	DDE, HCB, PCB
Fischkonsum, 3-stufig	(fast) nie = 0 ein- bis dreimal im Monat = 1 einmal/Woche und häufiger = 2	kategorial	β-HCH
Fisch, Diet History (g/Tag)	logarithmiert	kontinuierlich	DDE, HCB, PCB
Fisch (g/Tag), Diet History, 5-stufig	0-10 g/Tag = 0 >10-20 g/T = 1 >20-30 g/T = 2 >30-40 g/T = 3 >40g/T = 4	kategorial	β-HCH
Fisch (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-10 g/Tag = 0 >10-20 g/T = 1 >20g/T = 2	kategorial	HCB
Fisch (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-10 g/Tag = 0 >10-30 g/T = 1 >30g/T = 2	kategorial	PCB
Fleisch und Geflügel, 7-stufig	(fast) nie = 0 einmal im Monat oder seltener = 1 zwei- bis dreimal im Monat = 2 etwa einmal in der Woche = 3 mehrmals in der Woche = 4 täglich oder fast täglich = 5 mehrmals täglich = 6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Fleisch und Geflügel, 2-stufig	fast täglich und häufiger = 1 weniger = 0	dichotom	β-HCH
Fleisch, Wild, Sonstiges (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-75 g/Tag = 0 >75-150 g/Tag = 1 >150 g/Tag = 2	kategorial	alle
Innereien (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0 g/Tag = 0 >0-4 g/Tag = 1 >4 g/Tag = 2	kategorial	alle
Gegrilltes, 2-stufig	häufiger als einmal pro Monat = 1 seltener = 0	dichotom	alle

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Ernährung (Fortsetzung)</b>			
Geräuchertes, 2-stufig	mindestens einmal pro Woche = 1 seltener = 0	dichotom	alle
Wurst und Schinken, 7-stufig	(fast) nie = 0 einmal im Monat oder seltener = 1 zwei- bis dreimal im Monat = 2 etwa einmal in der Woche = 3 mehrmals in der Woche = 4 täglich oder fast täglich = 5 mehrmals täglich = 6	kategorisiert	DDE, HCB, PCB
Wurst, 2-stufig	mindestens einmal/Woche = 1 seltener = 0	dichotom	HCB, $\beta$ -HCH
Fast-food (Pizza, Bratwurst, Döner etc.), 7-stufig	(fast) nie = 0 einmal im Monat oder seltener = 1 zwei- bis dreimal im Monat = 2 etwa einmal in der Woche = 3 mehrmals in der Woche = 4 täglich oder fast täglich = 5 mehrmals täglich = 6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Fast-food , 2-stufig	mehrmals pro Woche = 1 seltener = 0	dichotom	$\beta$ -HCH
Fertiggerichte, 6-stufig	(fast) nie = 0 einmal im Monat oder seltener = 1 zwei- bis dreimal im Monat = 2 etwa einmal in der Woche = 3 mehrmals in der Woche = 4 fast täglich und häufiger = 5	kategorial	DDE, HCB, PCB
Eier, 2-stufig	mehrmals pro Woche = 1 seltener = 0	dichotom	$\beta$ -HCH
Eier (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-20 g/Tag = 0 >20-40 g/T = 1 >40g/T = 2	kategorial	alle
Butter, 7-stufig	(fast) nie = 0 einmal im Monat oder seltener = 1 zwei- bis dreimal im Monat = 2 etwa einmal in der Woche = 3 mehrmals in der Woche = 4 täglich oder fast täglich = 5 mehrmals täglich = 6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Butter, 2-stufig	mehrmals täglich = 1, weniger = 0	dichotom	$\beta$ -HCH

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Ernährung</b>			
Milch und Milchgetränke, 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Milch und Milchgetränke, 3-stufig	seltener als einmal/Woche = 0 ein- bis mehrmals/Woche = 1 (fast) täglich und häufiger = 2	kategorisiert	β-HCH
Milch und Käse (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-200 g/Tag=0 >200-400 g/Tag=1 >400 g/Tag=2	kategorial	alle
Fettarme Produkte, 3-stufig	nie oder selten=0 manchmal=1 öfter oder immer =2	kategorisiert	alle
Vegetarier (= ohne Fleischkonsum)	nein = 0, ja = 1	dichotom	alle
Nüsse Samen und Ölfrüchte (g/T, Diet History)	0 g/Tag=0 >0-5 g/Tag=1 >5 g/Tag=2	kategorial	alle
Cerealien (Haferflocken, Müsli und ähnliches), 3-stufig	(fast) nie=0 weniger als einmal/Woche=1 einmal/Woche und häufiger =2	kategorisiert	DDE, HCB, PCB
Cerealien (Haferflocken, Müsli und ähnliches), 2-stufig	(fast) täglich und häufiger = 1 seltener = 0	dichotom	β-HCH
Brot (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-100 g/Tag=0 >100-200 g/Tag=1 >200 g/Tag=2	kategorial	alle
Getreide und Reis (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-50 g/Tag=0 >50-100 g/Tag=1 >100 g/Tag=2	kategorial	alle
Gekochte Kartoffeln, 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
gekochte Kartoffeln, 3-stufig	bis einmal/Woche=0 mehrmals/Woche=1 fast täglich und häufiger=2	kategorial	β-HCH

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Ernährung</b>			
Gebratene Kartoffeln, 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Kartoffeln, Diet History, 3-stufig	0-100 g/Tag=0 >100-200 g/Tag=1 >200 g/Tag=2	kategorial	alle
Gemüse (frisches und tiefgekühlt), 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Gemüse, 2-stufig	(fast) täglich und häufiger = 1 seltener = 0	dichotom	β-HCH
Rohkost (Blattsalat und rohes Gemüse), 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Rohkost, Salate, 2-stufig	(fast) täglich und häufiger = 1 seltener = 0	dichotom	β-HCH
Kohlgemüse, Diet History, 3-stufig	0-40 g/Tag=0 >40-80 g/Tag=1 >80 g/Tag=2	kategorial	alle
Konservengemüse, 2-stufig	mindestens einmal pro Woche = 1 seltener = 0	dichotom	alle
Gemüse insgesamt, Diet History, 3-stufig	0-250 g/Tag=0 >250-500 g/Tag=1 >500 g/Tag=2	kategorial	alle

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Ernährung</b>			
Frisches Obst, 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Obst, 2-stufig	(fast) täglich und häufiger = 1 seltener = 0	dichotom	β-HCH
Obst und Obstsaft(e) (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0-400 g/Tag=0 >400-800 g/Tag=1 >800 g/Tag=2	kategorial	alle
Kaffee mit Koffein, 7-stufig	(fast) nie =0 einmal im Monat oder seltener=1 zwei- bis dreimal im Monat=2 etwa einmal in der Woche=3 mehrmals in der Woche=4 täglich oder fast täglich=5 mehrmals täglich=6	kategorial	DDE, HCB, PCB
Kaffee, 3-stufig	mehrmals täglich = 2 (fast) täglich = 1 weniger = 0	kategorisiert	β-HCH
Schwarzer Tee, 3stufig	(fast) nie = 0 einmal/Woche und seltener = 1 häufiger als einmal/Woche = 2	kategorisiert	alle
Tee (g/Tag), Diet History, 3-stufig	0 g/Tag=0 >0-250 g/Tag=1 >250 g/Tag=2	kategorial	alle
Leitungswasservolumen aus dem Haushalt (berechnet, Becker et al. 2001)	Summe aus Leitungswasser für Kaffee, Tee, Saft u. Suppe (ml/Tag)	kontinuierlich	alle
Mineral- und Leitungswasser, 7-stufig	(fast) nie =0,05 einmal im Monat oder seltener=0,1 zwei- bis dreimal im Monat=0,5 etwa einmal in der Woche=1 mehrmals in der Woche=3 täglich oder fast täglich=6 mehrmals täglich=7	kategorial	DDE, HCB, PCB

**Tabelle 12.17: Fortsetzung**

Prädiktor	Codierung	Verwendungsart	Modelle
<b>Ernährung</b>			
Bier (g/Tag), Diet History, 4-stufig	0 g/Tag=0 >0-250 g/Tag=1 >250-500 g/Tag=2 >500 g/Tag=3	kategorial	alle
Wein (g/Tag), Diet History, 4-stufig	0 g/Tag=0 >0-100 g/Tag=1 >100-200 g/Tag=2 >200 g/Tag=3	kategorial	alle
Likör u.ä. Alkohol (g/Tag), Diet History, 4-stufig	0 g/Tag=0 >0-10 g/Tag=1 >10-20 g/Tag=2 >20 g/Tag=3	kategorial	alle
Likör u.ä. Alkohol (g/Tag), Diet History, 2-stufig	0 g/Tag=0 >0 g/Tag=1	dichotom	DDE (neue Länder)
Alkoholkonsum pro Tag (berechnet aus Bier, Wein/Sekt und Schnaps/Likör)			
wenig Alkohol pro Tag	(fast) nie und > 30 g/Tag = 0 bis 30 g/Tag = 1	dichotom	β-HCH
viel Alkohol pro Tag	mehr als 30 g/Tag = 1 weniger = 0	dichotom	β-HCH
Polyungesättigte Fettsäuren (g/d), Diet History	logarithmiert	kontinuierlich	DDE
Gesamtkalorien (kcal/Tag), Diet History	logarithmiert	kontinuierlich	HCB, PCB, β-HCH
<b>Sonstiges</b>			
Fernreisen, 3-stufig	keine =0 einmal =1 zwei- und mehrmals =2	kategorial	DDE
Jahreszeit bei Probennahme	kalte Jahreszeit (Okt.-Apr.) = 1 warme Jahreszeit (Mai-Sept.) = 0	dichotom	γ-HCH
Warme Jahreszeit bei Blutentnahme	kalte Jahreszeit (Okt.-Apr.) = 0 warme Jahreszeit (Mai-Sept.) = 1	dichotom	alle
Leitungswasser ablaufen lassen	nein = 0, ja = 1	dichotom	β-HCH

Quelle: UBA. Umwelt-Survey 1998.