



Schwerpunktbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Überwachung und Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen

LANUV-Fachbericht 92

Schwerpunktbericht **Polychlorierte Biphenyle (PCB)**

Überwachung und Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen

[LANUV-Fachbericht 92](#)

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Recklinghausen 2018

IMPRESSUM

Herausgeber	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen Telefon 02361 305-0 Telefax 02361 305-3215 E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de
Bearbeiter	Dr. Katja Hombrecher, Dr. Barbara Guhl, Jörg Leisner, Dr. Stefan Rhiem, Knut Rauchfuss, Jaqueline Lowis, Dr. Denise Früh, Dr. Jens Rosenbaum-Mertens, Dr. Harald Rahm, Jeremy Komp, Dr. Askan Böge, Michael Wichert, Hildegard Rennebaum, Frank Hartmann, Hendrik Ermen (alle LANUV)
Fachredaktion	Dr. Ulrich Quass (LANUV)
Titelbild	LANUV
Informationsdienste	Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter • www.lanuv.nrw.de Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im • WDR-Videotext
Bereitschaftsdienst	Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV (24-Std.-Dienst) Telefon 0201 714488

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Inhalt

1.	Zusammenfassung	7
2.	Einleitung	8
3.	Eigenschaften, Verwendung, Quellen, ökologische und gesundheitliche Relevanz	9
3.1	Chemisch-physikalische Eigenschaften von PCB	9
3.2	Messung und Bewertung	9
3.3	Verwendung und Quellen von PCB.....	10
3.4	Gesundheitliche Relevanz	10
3.5	Ökotoxikologie	12
4.	PCB-Überwachungsstrategie in Nordrhein-Westfalen	13
4.1	Außenluft-Konzentration und Deposition	13
4.2	Bioindikation	14
4.3	Gewässerüberwachung	16
4.4	Boden-Monitoring.....	16
4.5	Anlagenüberwachung und anlassbezogene Messungen.....	17
4.6	Lebens- und Futtermittelkontrolle	17
4.7	Überwachung der Humanbelastung	18
5.	Eintragspfade, Belastungen, Exposition.....	19
5.1	Eintrag in die Umgebungsluft (Außenluft-Konzentrationen, Depositionen)	19
5.2	Eintrag in Gewässer.....	19
5.3	Bodenbelastung	20
5.4	Exposition von Pflanzen und Tieren	21
5.4.1	Pflanzen.....	21
5.4.2	Tiere	21
5.5	Exposition des Menschen	22
6.	Gesetzliche Regelungen und Bewertungsmaßstäbe.....	23

7.	Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung.....	24
7.1	Minderungsmaßnahmen an industriellen Quellen	24
7.2	Schadensfallorientierte Untersuchungen und Maßnahmen	25
7.2.1	Dortmund / ENVIO GmbH	25
7.2.2	Essen Kray / Richter GmbH	25
7.3	Gesundheitsbezogene Messprogramme	26
8.	Belastungstrends.....	27
8.1	Umgebungsluft.....	27
8.2	Deposition.....	29
8.3	Gewässer.....	30
8.4	Boden	32
8.5	Biota und biologische Indikatoren.....	34
8.5.1	Fische in Fließgewässern	34
8.5.2	Pflanzliche Bioindikatoren	36
8.6	Lebens- und Futtermittel	37
8.6.1	Lebensmittel	37
8.6.2	Futtermittel.....	39
8.7	Humanbelastung.....	40
9.	Ausblick.....	42
10.	Zitierte und weiterführende Literatur.....	43
	Anhang 1: Gesetzliche Regulierungen	46
	Anhang 2: Tabelle der Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Struktur der PCB-Kongenere	9
Abbildung 2:	Aktuelle Messorte für Immission und Deposition schwerflüchtiger organischer Schadstoffe (PCDD/F und PCB) Kartengrundlage: Land NRW (2018): Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)	13
Abbildung 3:	Probenahmekopf zum Sammeln von PCDD/F und PCB aus der Umgebungsluft (Foto: LANUV)	14
Abbildung 4:	Sammelgläser zur Ermittlung der Gesamt-deposition von PCDD/F und PCB (Foto: LANUV)	14
Abbildung 5:	Messnetz des Wirkungsdauermessprogrammes Kartengrundlage: Land NRW (2018): Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)	15
Abbildung 6:	Zeitreihen der Jahresmittelwerte für PCB _{gesamt} in der Außenluft.....	27
Abbildung 7:	Zeitreihen der Jahresmittelwerte für dl-PCB in der Außenluft	28
Abbildung 8:	Zeitreihen der Jahresmittelwerte für die PCB _{gesamt} -Deposition	29
Abbildung 9:	Zeitreihen der Jahresmittelwerte für die Deposition von dl-PCB	30
Abbildung 10:	Gemessene PCB-Gehalte in Aalen an der Messstelle Bad Honnef, Rhöndorf im Rhein (Nr. 103) im Zeitraum 2002 bis 2009.....	35
Abbildung 11:	PCB _{gesamt} -Gehalte in Grünkohl in µg/kg Frischmasse, arithmetische Mittelwerte der neun bzw. zehn Hintergrund-Messstationen in Nordrhein-Westfalen mit Standardabweichungen (n = 8 – 16)	37

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Veränderung der Belastungssituation an Messstellen mit Überschreitungen der UQN in den Jahren 2006 bis 2009 im Gewässerschwebstoff für sieben PCB-Kongenere	30
Tabelle 2:	Hintergrundwerte für PCB ($\Sigma 6$ DIN-PCB) in Oberböden Nordrhein-Westfalens in µg/kg [LANUV 2015b]	33
Tabelle 3:	Untersuchte Fischarten im Zeitraum 2002 bis 2015. Kursiv dargestellt sind die bevorzugt zu beprobenden Fischarten des Konzepts zur Beprobung und Untersuchung von Fischen und Muscheln aus Gewässern in Nordrhein-Westfalen (aktualisierter Stand Februar 2015).....	34
Tabelle 4:	PCB _{gesamt} -Gehalte in Grünkohl in µg/kg Frischmasse und in der Graskultur in µg/kg Trockenmasse, 50. und 95. Perzentil verschiedener 10-Jahreszeiträume (Hintergrundbelastung)	36
Tabelle 5:	ndl-PCB- und dl-PCB-Gehalte in Rohmilchproben (CVUA-MEL)	38

Tabelle 6:	Zahl der im Jahr 2017 in NRW durchgeführten PCB-Analysen in Futtermitteln.....	40
Tabelle 7:	Ergebnisse von Muttermilchuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen 2009–2017 (CVUA-MEL)	41
Tabelle 8:	Regulation von PCB in verschiedenen Umweltbereichen	46

1 Zusammenfassung

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stehen als persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutants, POPs), die sich in der Nahrungskette anreichern und zum Teil dioxinähnliche Wirkungen zeigen, im Blickpunkt der Umweltüberwachung in Nordrhein-Westfalen. Mit dem vorliegenden „Schwerpunktbericht PCB“ soll ein Überblick zu den langjährigen Trends der PCB-Belastung bzw. der PCB-Einträge und zur aktuellen Belastungssituation gegeben sowie die Strategien der nordrhein-westfälischen Umweltverwaltung zur Minimierung weiterer Einträge gegeben werden. Der Bericht wird begleitend zu der jährlichen Berichterstattung über die Jahreskenngrößen 2017 für Staubinhaltsstoffe und Depositionen veröffentlicht.

PCB wurden in der Mitte des 20. Jahrhunderts weltweit in großem Umfang hergestellt, da sie sich als nahezu unbrennbare Substanzklasse von öligler Konsistenz sowohl als flammhemmende Weichmacher in Bauprodukten (Farben, Lacke, Fugendichtungen) als auch als Isolationsmedium in elektrischen Hochspannungs-Kondensatoren eigneten. Aufgrund von Vergiftungsereignissen (vor allem die als „Yusho-Krankheit“ bekannt gewordene Vergiftung durch PCB-kontaminiertes Reisöl) und durch die Erkenntnis, dass PCB in der Umwelt persistent sind, sich über den Luftpfad weltweit ausbreiten und in der Nahrungskette anreichern, erfolgten zunächst Verwendungs- und später auch Produktionsverbote, die in internationaler Rechtssetzung verankert sind (EU-POP-Verordnung 850/2004 bzw. Stockholm-Konvention).

Dennoch gelangen sie noch immer durch alte, noch in Gebrauch befindliche technische Produkte (vorwiegend in Form von Elektro / Elektronikschrott), aus offenen Anwendungen im Gebäudebestand (Fugenmassen, Anstriche) oder auch durch Grubenabwässer erneut in die Umwelt.

Das LANUV überwacht im Rahmen von Routinemessprogrammen die PCB-Gehalte in der Umgebungsluft sowie in Depositionen, Pflanzen, Böden und Gewässern. Diese Messungen sowie Untersuchungen von Muttermilch und Lebensmitteln durch das Chemische und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe (CVUA-MEL) zeigen, dass die Belastungen im Vergleich zu den 1980er Jahren stark zurückgegangen sind.

In den letzten Jahren hat sich der Trend jedoch deutlich abgeschwächt. Vereinzelt sind insbesondere im Umfeld von Schrottaufbereitungsanlagen (vgl. Abschnitt 7.2) erhöhte PCB-Immissionen festgestellt worden. Durch intensivierte Konzentrations- und Depositionsmessungen sowie durch den Einsatz von gezielt ausgebrachten Bioindikatoren und neuen Messstrategien konnten einige punktuelle PCB-Quellen identifiziert und stillgelegt werden.

2 Einleitung

Zur Überwachung der Umweltqualität untersucht das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) regelmäßig eine Vielzahl unterschiedlicher Probenarten (z. B. Boden, Wasser, Luft) auf ihre Schadstoffgehalte. Die Vorgaben der EU-Luftqualitätsrichtlinie, die in Deutschland durch die 39. Bundes-Immissionsschutzverordnung (39. BImSchV) umgesetzt sind, werden in Nordrhein-Westfalen durch das LUQS- (Luftqualitätsüberwachungssystem)-Messnetz erfüllt. Dieses überprüft mit fest installierten und mobilen Messcontainern sowie Passivsammlern die Einhaltung der Immissionsgrenzwerte für Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}), Stickstoffdioxid (NO₂), Ozon (O₃), Schwefeldioxid (SO₂), Kohlenstoffmonoxid (CO), Benzol (C₆H₆) und Blei (Pb) in der Umgebungsluft. Auch Arsen (As), Kadmium (Cd), Nickel (Ni) und Benzo[a]pyren (BaP), für deren Gehalte im Feinstaub in der Luft in der 39. BImSchV Zielwerte festgesetzt sind, werden im LUQS-Messnetz routinemäßig analysiert. Weiterhin wird die Gesamtdeposition der Schwermetalle Arsen, Kadmium, Nickel, Blei und Chrom (Cr) durch ein Netz von Sammelgefäßen („Bergerhoff-Geräten“) erfasst.

Neben diesen aus europäischer Rechtsetzung resultierenden Messverpflichtungen hat sich Deutschland in internationalen Abkommen zur Minimierung von weiteren Umweltschadstoffen verpflichtet. Hier ist vor allem die Stockholm-Konvention über persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutants, POPs) zu nennen. Zu diesen Schadstoffen zählen, neben einer Reihe von Pestiziden und Flammenschutzmitteln auch die hochtoxischen polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) sowie polychlorierte Biphenyle (PCB). Da diese Substanzen überwiegend aus technisch-industriellen Quellen stammen, betreibt Nordrhein-Westfalen bereits seit den 1980er-Jahren Messprogramme, welche speziell die Luftkonzentration und Deposition bzw. die Anlagerung dieser Stoffe an und in Pflanzen erfassen. Die Ergebnisse dieser Messungen dienen einerseits der Identifikation von potentiellen Eintragsquellen und andererseits durch die Betrachtung zeitlicher Trends der Überprüfung des Erfolgs ggf. erfolgter Emissionsminderungsmaßnahmen.

Für die PCDD/F, die lediglich als ungewollte Begleitprodukte thermischer Prozesse entstehen, haben die in den 1990er Jahren eingeleiteten regulatorischen und technischen Gegenmaßnahmen eine Minderung von über 90% im Vergleich zu 1990 [UBA 2017] erzielt.

Auch für die PCB, die bis zum Inkrafttreten der PCB-Verbotsverordnung 1989 als technische Produkte im großen Maßstab in Verkehr gebracht wurden, konnten erhebliche Erfolge bei der Emissionsminderung erzielt werden. Noch immer existieren aber PCB-Reservoirs, z. B. in stillgelegten Bergwerken und in Gebäuden, in denen PCB-haltige Fugendichtungsmittel eingesetzt wurden. Auch andere PCB-kontaminierte Materialien sind weiterhin im Stoffkreislauf vorhanden und führen zu diffusen und mitunter lokal erhöhten Emissionen in Umgebungsluft, Gewässern, Böden und Pflanzen und damit letztlich zum Eintrag in die Nahrungskette.

Der vorliegende „Schwerpunktbericht PCB“ widmet sich daher speziell dieser Stoffgruppe und zeigt auf, wie Nordrhein-Westfalen diesem medienübergreifenden Umweltproblem begegnet.

3 Eigenschaften, Verwendung, Quellen, ökologische und gesundheitliche Relevanz

3.1 Chemisch-physikalische Eigenschaften von PCB

PCB sind eine Gruppe von chemischen Verbindungen, die aus den Elementen Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Chlor (Cl) bestehen. Sie weisen ein gemeinsames, aus C-Atomen gebildetes Grundgerüst auf (Abbildung 1), bei dem zwei Kohlenstoff-Sechsringe miteinander über eine C-C-Bindung verbunden sind. An jedem Sechsring verbleiben jeweils fünf C-Atome, die noch eine Bindungsstelle frei haben, welche entweder mit einem H-Atom oder

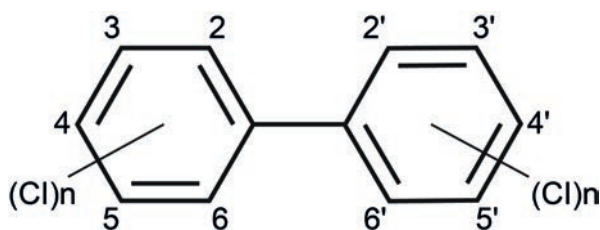


Abbildung 1: Struktur der PCB-Kongenere

einem Cl-Atom verknüpft ist. Durch die unterschiedlichen Kombinationsmöglichkeiten aus C-H- und C-Cl-Verknüpfungen gibt es genau 209 mögliche, chemisch unterscheidbare PCB Einzelkomponenten. Diese werden als Kongenere bezeichnet. Alle Kongenere mit jeweils gleicher Anzahl Chloratome bilden jeweils eine der zehn Homologengruppen.

Der Chlorierungsgrad bestimmt wesentlich die physikalisch-chemischen Eigenschaften der PCB. Während die Dichte, Fettlöslichkeit und die Umweltpersistenz mit ansteigendem Chloranteil zunehmen, sinken Flüchtigkeit, Wasserlöslichkeit und chemisches Reaktionsvermögen, z. B. die Brennbarkeit.

3.2 Messung und Bewertung

Von den 209 PCB-Einzelkongeneren werden in der Regel nur 18 messtechnisch erfasst, dazu kommen dann ggf. noch Summenwerte für die Homologengruppen für die dreifach bis zehnfach chlorierten PCB. Sechs PCB-Leitkongenere (Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180), auch „Indikator-PCB“ genannt, wurden so ausgewählt, dass sie in etwa die Verteilung gering-, mittel- und hochchlorierter PCB-Moleküle in den technischen PCB-Mischungen widerspiegeln. Einige Orientierungs- bzw. Grenzwerte beziehen sich daher auf die Summe dieser sechs Leitkongenere bzw. Vielfache dieser Summe (vgl. Kapitel 6.).

Weitere zwölf PCB-Kongenere weisen eine strukturelle Ähnlichkeit mit den PCDD/F auf und werden daher als dioxinähnliche PCB (dl-PCB) bezeichnet. Die ähnliche Struktur führt auch zu gleichartigen toxikologischen Wirkungen. Daher wurden für die dl-PCB analog zu den PCDD/F Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren (TEF) ermittelt, die die relative Wirksamkeit im Vergleich zum „Seveso-Dioxin“ 2,3,7,8-TCDD wiedergeben. Zur Bewertung der Gesamtoxizität wird das Messergebnis für jedes dl-PCB mit dem zugehörigen TEF multipliziert. Die Summe dieser so gewichteten Einzelwerte ergibt den Toxizitäts-Äquivalenzwert (im englischen mit TEQ abgekürzt). Da sich die TEF-Werte bedingt durch wissenschaftlichen Fortschritt im Laufe der Zeit ändern können (vgl. Anhang 2), ist es wichtig, bei dem Summenwert mit anzugeben, welches TEF-System verwendet wurde. Aktuell wird für PCB die im Jahr 2005 von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) festgelegte Tabelle (s. Anhang 2) verwendet, so dass

die Messergebnisse, soweit in den Gesetzgebungen dl-PCB berücksichtigt werden (s. Abschnitt 6), in „WHO2005-TEQ“ angegeben werden.

3.3 Verwendung und Quellen von PCB

PCB wurden bis etwa Mitte der 1980er Jahre weltweit in großem Maßstab hergestellt (insgesamt 1,3-2 Millionen Tonnen, UBA 2017). Die besonderen chemisch-physikalischen Eigenschaften, insbesondere ihre geringe Brennbarkeit, führten zu einer breiten industriellen Verwendung der PCB, u. a. im Bergbau als Hydrauliköl, als Isolierflüssigkeit in Kondensatoren, als Kühlmittel oder Wärmeüberträger.

Neben diesen sogenannten „geschlossenen Anwendungen“ wurden PCB auch als flammhemmende Beimengungen in Farben, Lacken, Klebstoffen, Fugenmassen und Verpackungen eingesetzt („offene Anwendung“). Man schätzt die in Deutschland insgesamt in Verkehr gebrachte Menge an PCB auf ca. 84.000 Tonnen, davon ca. 30% in offenen und ca. 70% in geschlossenen Anwendungen [UBA 2017].

PCB dürfen in Deutschland seit 1989 (PCB-Verbotsverordnung) nicht mehr hergestellt oder in Verkehr gebracht werden. Mit der im Jahre 2004 in Kraft getretenen EU-POP-Verordnung 850/2004 und der Stockholm-Konvention gilt ein solches Verbot in mehr als 150 Ländern. Somit sind die aktuellen Quellen für Einträge in die Umwelt „Altlasten“: PCB-haltige Maschinen und technische Geräte, die der Verschrottung zugeführt werden, Hydraulik- und Kühlmedien, die unter Tage unbeabsichtigt freigesetzt wurden, und Gebäude, in denen PCB-haltige Anstriche oder Fugenmassen zur Anwendung kamen. Punktuell können auch abgelagerte industrielle Reststoffe und in der Vergangenheit mit Klärschlämmen gedüngte oder in Folge von Überschwemmungen mit Flusssedimenten in Kontakt gekommene Weidebereiche relevante primäre PCB-Quellen darstellen [WEBER et al. 2016]. Durch Aufwirbelung und Ausgasung können diese primären Emissionen über den Luftpfad verteilt werden, wodurch Immissionen und Depositionen zu sekundären Quellprozessen z. B. für die Belastung von Weiden und Nutzpflanzen werden. Daneben können PCB auch, ähnlich den PCDD/F, bei thermischen Prozessen entstehen, die die Bedingungen für eine Neubildung dieser Stoffe aus chlor- und kohlenstoffhaltigen Einsatzstoffen aufweisen.

3.4 Gesundheitliche Relevanz

PCB sind toxisch relevante und krebserzeugende aromatische Stoffe. Aufgrund der hohen Stabilität der einzelnen PCB-Moleküle und infolge ihrer guten Fettlöslichkeit reichern sie sich in der Nahrungskette und im menschlichen Körperfett an.

Zwar ist die Bevölkerung heutzutage – mehr als 35 Jahre nach Produktionseinstellung in Deutschland – deutlich weniger mit PCB belastet, trotzdem sind PCB in allen Altersgruppen im Blut zu finden. Mit zunehmendem Alter steigt die Konzentration im Blut an, weil PCB sich im Körper anreichern können.

PCB werden schnell aufgenommen, im ganzen Körper verteilt und v. a. im Fettgewebe eingelagert. Die Abbaufähigkeit unterschiedlicher Kongenere schwankt stark in Abhängigkeit von der Zahl ihrer Chloratome. Während PCB mit niedrigem Chlorgehalt sehr schnell verstoffwechselt und ausgeschieden werden, verbleiben höher chlorierte Kongenere sehr lange im menschlichen oder tierischen Organismus.

Die akute Toxizität von PCB ist nicht sehr stark. Umweltepidemiologische und tierexperimentelle Untersuchungen haben aber gezeigt, dass bei lang andauernden (chronischen) Belastungen schon bei vergleichsweise niedrigen Konzentrationen gesundheitsschädliche Wirkungen beobachtet werden.

Die wesentlichen gesundheitsschädlichen Effekte von PCB, die in der wissenschaftlichen Fachliteratur diskutiert werden, betreffen deren Neurotoxizität, Immuntoxizität, Reproduktionstoxizität, Schilddrüseneffekte, Lebereffekte, Hauteffekte, kardiovaskuläre Effekte, Diabetes und die Kanzerogenität.

Die bedeutendste Risikogruppe bilden dabei v. a. Kinder und Jugendliche, deren Entwicklung durch PCB beeinträchtigt werden kann. Dies betrifft vor allem die Schädigung des im Aufbau befindlichen kindlichen Nervensystems und der sich entwickelnden Immunabwehr nach Exposition während der Schwangerschaft bzw. danach durch Aufnahme über die Muttermilch. In verschiedenen Langzeitstudien zeigten Kinder verschlechterte Leistungen in Intelligenztests, Beeinträchtigungen des Hörvermögens, reduzierte Impfantworten und erhöhte Infektionsraten in Abhängigkeit von der PCB-Belastung. Die Folgen dieser Entwicklungsbeeinträchtigungen waren in vielen Fällen auch nach Jahren noch nachweisbar und werden heute übereinstimmend als die kritischsten PCB-Wirkungen angesehen.

Das Immun- und das Nervensystem von Erwachsenen erweist sich hingegen als deutlich weniger anfällig gegenüber PCB-Belastungen. Aber auch bei Erwachsenen ließen sich nach erhöhter PCB-Exposition gesundheitsschädliche Wirkungen beobachten. PCB beeinträchtigen auf vielfältige Weise den Hormonhaushalt des Menschen. Die Folgen betreffen bei Erwachsenen dosisabhängig v. a. die Entstehung von Diabetes, Übergewicht und Bluthochdruck (metabolisches Syndrom) sowie Veränderungen des Schilddrüsenstoffwechsels und der Leberfunktion, aber auch Beeinträchtigungen von Zeugungs- und Empfängnisfähigkeit.

Die Internationale Agentur für Krebsforschung [International Agency for Research on Cancer, IARC] hat PCB zudem im Jahr 2013 als krebserzeugend für den Menschen eingestuft [LAUBY-SECRETAN et. Al, 2013]. PCB können indirekt über ihre Abbauprodukte sowohl selbst Krebs erzeugen als auch das Krebswachstum, nach dessen Entstehung durch andere Auslöser, begünstigen (Tumorpromotion). In den letzten Jahren wurde verstärkt über eine erbgutverändernde Wirkung von Abbauprodukten jener Kongenere geforscht und diskutiert, die nur ein bis zwei Chloratome enthalten und die daher im Stoffwechsel relativ schnell in krebserzeugende Metaboliten umgewandelt werden können. Der Beitrag dieser auslösenden Mechanismen wird jedoch als vergleichsweise gering eingeschätzt im Vergleich zur Bedeutung der Rolle von PCB als potenter Tumorpromotor.

Die gesundheitliche Bewertung von PCB erfolgt nicht für jedes Kongener einzeln, sondern wird stets für die Mischbelastung, der ein Mensch in der Summe ausgesetzt ist, vorgenommen.

Einige PCB-Kongeneren gleichen jedoch wirkungsbezogen den Dioxinen (dl-PCB). Diese zwölf „dioxinähnlichen“ dl-PCB werden einer gesonderten Bewertung unterzogen und zusammen mit PCDD/F über Toxizitätsäquivalente bewertet. Auf diese Weise kann auch ihrem relativen Beitrag zu möglichen Dioxinwirkungen Rechnung getragen werden.

3.5 Ökotoxikologie

Die in Kapitel 3.4 beschriebene niedrige akute und im Vergleich dazu relativ hohe chronische Toxizität von PCB für den Menschen ist bei vielen Wirbeltieren ähnlich ausgeprägt, was darauf beruht, dass diese Tiere vergleichbare Stoffwechselwege besitzen. PCB wirken unter anderem auf die Fortpflanzung, das Hormonsystem sowie das Immunsystem. Einen signifikanten Anteil an der stark toxischen Langzeitwirkung haben die „dioxinähnlich“ wirkenden dl-PCB. Die Sensitivität verschiedener Arten gegenüber einzelnen Kongeneren kann sich dabei deutlich unterscheiden. Zur Berechnung ihrer toxischen Wirkung bei Säugetieren können die von der WHO abgeleiteten Toxizitätsäquivalente verwendet werden (Anhang 2). Für Vögel und Fische gibt es eigene Toxizitätsäquivalente, da sie anders sensitiv reagieren [VAN DEN BERG 1998].

Gewässerorganismen sind durch die sie umgebende Wasserphase und die enthaltenen Schwebstoffe stärker gegenüber PCB exponiert als Landlebewesen. Daher ist die Relevanz einer akut toxischen PCB-Dosis/Exposition für Gewässerorganismen höher. Es wird vermutet, dass PCB bei vielen Wasserorganismen unspezifisch toxisch wirken, anstatt, wie bei den Wirbeltieren, in bestimmte hormonelle Stoffwechselwege einzugreifen [HALM-LEMEILLE 2014]. Demzufolge entfalten dl-PCB für diese Organismen auch über längere Zeiträume keine spezifische toxische Wirkung. Wie oben erwähnt, gilt dies aber nicht für Fische, die als Wirbeltiere insbesondere durch einzelne dl-PCB einer chronischen Belastung unterliegen.

4 PCB-Überwachungsstrategie in Nordrhein-Westfalen

Vor dem Hintergrund der Forderungen der Stockholm-Konvention bzw. der EU-POP-Verordnung nach Minimierung der PCB-Einträge und -Belastungen wird auch in Nordrhein-Westfalen eine Reihe von ständigen bzw. anlassbezogenen Untersuchungsprogrammen durchgeführt. Dabei sind je nach untersuchtem Umweltmedium unterschiedliche zeitliche und räumliche Gegebenheiten zu berücksichtigen. Nachfolgend wird ein kurzer Überblick über die vom LANUV und anderen Behörden durchgeführten Messprogramme gegeben.

4.1 Außenluft-Konzentration und Deposition

Um die langfristige Entwicklung der Immissionen und Deposition zu verfolgen, betreibt das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) Nordrhein-Westfalen ein Messnetz mit Messorten, die den ländlichen und städtischen Hintergrund sowie Gebiete mit industrieller Prägung repräsentieren. Die Lage der aktuell betriebenen Messorte zur Ermittlung der PCB- und PCDD/F-Gehalte in der Umgebungsluft bzw. im Staubbiederschlag ist in Abbildung 2 dargestellt.



Abbildung 2: Aktuelle Messorte für Immission und Deposition schwerflüchtiger organischer Schadstoffe (PCDD/F und PCB)
Kartengrundlage: Land NRW (2018): Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0
(www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Zur Bestimmung der Konzentrationen in der Außenluft wird ein definiertes Luftvolumen (ca. 1000 m³ in einem Zeitraum von einem Monat) über eine Kombination aus Filter (Abscheidung von Partikeln) und Polyurethanschaum-Kartusche (Abscheidung gasförmiger Komponenten) gesaugt (s. Abbildung 3). Filter und Kartusche werden im Labor auf PCDD/F und PCB mittels Gaschromatographie und Massenspektrometrie (GC-MS/MS; GC-HRMS) analysiert. Da diese aktive Probenahme mit Pumpen stets an geeignete Aufstellorte mit Stromanschluss gebunden ist, erprobt das LANUV zurzeit auch, ob sich ergänzend Passivsammler zur Ermittlung der PCB-Konzentrationen einsetzen lassen.

Die Depositionsproben (Gesamt-Deposition) werden nach dem Bergerhoff-Verfahren erhalten, wobei in der Regel sechs Gläser (s. Abbildung 4) über einen Monat exponiert und ihr Inhalt anschließend zu einer Probe vereinigt wird. Die Analyse auf PCDD/F und PCB erfolgt analog zu den Umgebungsluftproben.



Abbildung 3:
Probenahmekopf zum Sammeln von
PCDD/F und PCB aus der Umgebungsluft
(Foto: LANUV)



Abbildung 4:
Sammelgläser zur Ermittlung der Gesamt-
deposition von PCDD/F und PCB
(Foto: LANUV)

4.2 Bioindikation

Zur Beurteilung immissionsbedingter Wirkungen werden in Nordrhein-Westfalen pflanzliche Bioindikatoren eingesetzt. Im Rahmen eines Wirkungsdauermessprogramms (WDMP) werden an insgesamt 14 Messstationen in Nordrhein-Westfalen Grünkohlpflanzen und Graskulturen exponiert und u. a. auf ihre PCB-Gehalte untersucht (Abbildung 5). Aus den Messwerten werden über einen Zeitraum von zehn Jahren Hintergrundgehalte berechnet [LANUV 2015a; HOMBRECHER et al. 2016]. Dabei werden aus ca. 40–100 Einzelwerten Perzentile der Verteilung berechnet. Diese dienen als Grundlage für die Beurteilung von PCB_{gesamt}-Gehalten, die z. B. in Verdachtsfällen in der Nähe von Anlagen in Pflanzen ermittelt werden. Übersteigen die Gehalte in den vor Ort exponierten Pflanzen das 95. Perzentil der Hintergrundbelastung, wird von einem quellenbedingten Eintrag von PCB ausgegangen.

Ergeben sich aus dem WDMP Hinweise auf nicht zu erklärende Einträge von Schadstoffen, kommen weitergehende Methoden zum Einsatz, die ggf. eine Verursacherermittlung ermöglichen. Hierzu gehören u. a. das Fichtennadelmonitoring entsprechend Richtlinie VDI 3957, Blatt 11, und die Bioindikation mit Grünkohlpflanzen in Anlehnung an Richtlinie VDI 3957, Blatt 3.

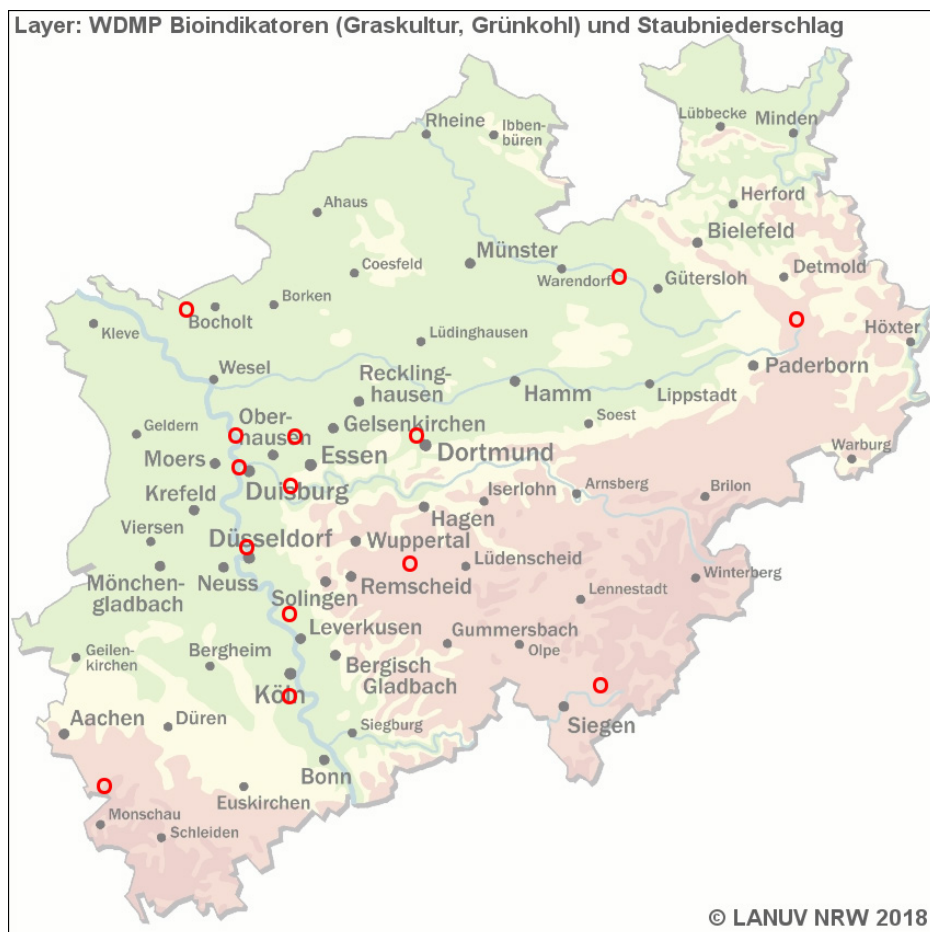


Abbildung 5: Messnetz des Wirkungsdauermessprogrammes
Kartengrundlage: Land NRW (2018): Datenlizenz
Deutsch-land - Namensnennung - Version 2.0
(www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

4.3 Gewässerüberwachung

Zur chemischen Überwachung der Oberflächengewässer (gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV)) in Nordrhein-Westfalen gibt es verschiedene Messstellennetze. Hierzu gehören 44 Überblick-Messstellen sowie die operativen und investigativen Messstellen (>1500; Tabelle 1). Darüber hinaus gibt es die intensivierte zeitnahe Gewässerüberwachung (INGO, Alarmüberwachung an Rhein und Ruhr sowie Sieg, Wupper, Erft, Lippe), die an 13 fest eingerichteten Messstationen durchgeführt wird. An den INGO Messstationen erfolgt im Rahmen der zeitnahen Gewässerüberwachung eine quasi-kontinuierliche Probenahme. Dies bedeutet, dass täglich mehrere Proben entnommen werden, die als Mischprobe oder, falls notwendig, zeitlich aufgelöst analysiert werden. An zwei weiteren Messstellen des Rheins (Dormagen-Stürzelberg, Duisburg-Homberg) wird stichprobenartig je 1x bzw. 2x pro Woche eine Mischprobe analysiert bzw. werden Rückstellproben in Alarmfällen zur Ursachenermittlung herangezogen.

Gemäß OGewV (2016) werden Oberflächengewässer in der Wasserphase, der Schwebstoffphase und in Biota (Fische, Weichtiere, Krebstiere) auf Schadstoffe untersucht. Dabei werden PCB vornehmlich im Schwebstoff untersucht, da sie überwiegend an Feststoffen gebunden sind und daher messtechnisch gut erfasst werden können. Darüber hinaus werden Fische auf PCB untersucht.

Seit 2015 werden zudem Grubenwässer als fassbare Quelle von PCB-Einträgen in den Fokus genommen und durch das LANUV untersucht. Die Ergebnisse wurden in mehreren Landtagsberichten zusammengetragen [MMV 2015a, MMV 2015b, MMV/MKULNV 2015]. Zudem arbeitet das LANUV seit 2016 mit der Bezirksregierung Arnsberg und der RAG Aktiengesellschaft (ehemals Ruhrkohle AG) an einem Konzept und Messmethoden zum kontinuierlichen Monitoring des PCB-Eintrages über Grubenwasser in Oberflächengewässer.

4.4 Boden-Monitoring

Böden wirken als eine Senke für PCB-Einträge. Im Vergleich zu anderen persistenten Schadstoffen, wie z.B. Schwermetallen, sind PCB-Einträge in Böden recht gering. Kurzfristig messbare Veränderungen der Bodenkonzentrationen sind nur bei massiven Einträgen, z.B. nach außergewöhnlichen Störfällen, zu erwarten. Dennoch spiegeln ihre PCB-Gehalte die langfristige, über Jahre bis Jahrzehnte erfolgte Schadstoffanreicherung wider. Es macht daher, anders als bei Luft und Wasser, keinen Sinn, regelmäßig und in vergleichsweise kurzen Abständen Böden an festgelegten Orten auf ihre PCB-Gehalte zu beproben. Bodenproben werden somit eher zur Ermittlung der räumlichen Variabilität der PCB-Belastungen (vgl. Abschnitt 8.4) bzw. anlassbezogen untersucht (z. B. im Umfeld von potentiellen Emissionsquellen oder nach Schadensereignissen). Trendergebnisse aus langfristigen Untersuchungsprogrammen, wie der Bodenzustandserhebung im Wald, liegen für PCB nicht vor [WELLBROCK et al. 2016].

4.5 Anlagenüberwachung und anlassbezogene Messungen

Zusätzlich zu den Messprogrammen, die der Langzeitüberwachung dienen, werden anlass- bzw. verdachtsbezogenen Messungen im Umfeld von potentiellen Emittenten durchgeführt. Neben den Methoden zur Überwachung von Außenluft-Konzentration und Deposition kommen hierfür auch Bioindikatoren zur Anwendung. Neben den aktiv ausgebrachten Grünkohl- und Graskulturen werden hierfür auch natürlich gewachsene Pflanzenbestandteile (z. B. Nadelbaum-Triebe) verwendet. Gibt es mehrere potentielle Emittenten, lassen sich durch geeignete räumliche Anordnung der Messorte unter Berücksichtigung von Windrichtungsdaten Rückschlüsse auf die jeweiligen Beiträge der Quellen ziehen. Zusätzlich werden in Kooperation mit der zuständigen Bezirksregierung Anlageninspektionen durchgeführt und ggf. Wisch-, Fege-, und/ oder Bodenproben vom Betriebsgelände genommen. Im Fall von Gewässerbelastung werden ggf. auch Abwasserproben untersucht.

4.6 Lebens- und Futtermittelkontrolle

Hauptziel der amtlichen Lebensmittel- und Futtermittelüberwachung ist die Kontrolle der Einhaltung der gesetzlichen Bestimmungen zum Schutz der Verbraucherinnen und Verbraucher vor Gesundheitsgefährdungen, die durch belastete Lebensmittel und Futtermittel, Bedarfsgegenstände und kosmetische Mittel verursacht werden können. Zu den Aufgaben der amtlichen Überwachung gehört ebenfalls die Überprüfung der Bestimmungen zum Schutz vor Täuschung und Irreführung. Dies geschieht vornehmlich durch risikoorientierte Betriebsinspektionen und Probenahmen. In Nordrhein-Westfalen werden dazu jährlich ca. 90.000 Proben Lebensmittel sowie ca. 2.000 Proben Futtermittel von den Veterinär- und Lebensmittelüberwachungsämtern sowie dem LANUV entnommen und in amtlichen Untersuchungseinrichtungen auf eine Vielzahl von unterschiedlichen Stoffen analysiert. Dabei werden die unterschiedlichen Risiken und Gefahren bei der Erzeugung, Herstellung oder beim Vertrieb der Lebensmittel und Futtermittel berücksichtigt. Dies gilt nicht nur für inländische, sondern auch für ausländische Erzeugnisse, da dort bei der Erzeugung, Herstellung sowie dem Transport weitere Gefährdungen auftreten können. Über verschiedene Monitoringprogramme lassen sich Trends zur Belastung oder der Zusammensetzung der Lebensmittel mit einzelnen Stoffen ableiten. Dies geschieht vorrangig in bundesweiten Monitoringprogrammen, welche zwischen Bund und Ländern abgestimmt werden. Die von den Ländern erhobenen Daten werden in der Regel zentral statistisch ausgewertet. Die Ergebnisse sind bundesweit zu betrachten, Rückschlüsse auf besondere Belastungssituationen in einzelnen Ländern sind deshalb nicht möglich.

Neben dem Monitoring werden im Rahmen der amtlichen Lebensmittelkontrolle regelmäßig risikoorientierte Untersuchungen von Lebensmitteln auch auf PCB durchgeführt.

Dabei werden jährlich ca. 250–300 Proben auf Dioxine und PCB untersucht, wobei der Schwerpunkt auf den tierischen Lebensmitteln (Eier, Milchprodukte, Fleisch, Fisch) liegt. Die zulässigen Höchstgehalte für Dioxine, dl-PCB und ndl-PCB sind in der EU-Kontaminantenverordnung [Verordnung (EG) Nr. 1881/2006, aktuelle Fassung] festgelegt.

Auch im Rahmen der Futtermittelüberwachung werden regelmäßig und risikoorientiert Futtermittel auf potenzielle Kontaminationen mit dl-PCB und ndl-PCB sowie Dioxinen untersucht. Einen Rahmen für die Kontrolltätigkeiten liefert das „Kontrollprogramm Futtermittel für die Jahre 2017 – 2021“, welches 2016 von einer gemeinsamen Bund-Länder-Arbeitsgruppe erstellt wurde. Das Kontrollprogramm dient der einheitlichen Umsetzung der Kontrollen der Länder im Bereich der amtlichen Futtermittelüberwachung und legt für alle Länder bestimmte Proben- und Analysezahlen für die verschiedenen Parameter fest. Diese Vorgaben sind dabei als Orientierung zu sehen, welche durch die Länder nach eigenen Erkenntnissen und regionalen Gegebenheiten anzupassen sind.

In der Futtermittelverordnung sind PCB in der Gruppe der „unerwünschten Stoffe“ gelistet und mit gesetzlichen Höchstgehalten beziehungsweise Aktionsgrenzwerten für verschiedene Futtermittel geregelt. In NRW wurden 2017 insgesamt 280 Futtermittelproben diesbezüglich untersucht. Die Ergebnisse dieser Proben lagen bis auf eine Ausnahme unterhalb der gesetzlichen Höchstgehalte beziehungsweise Aktionsgrenzwerte.

Die risikoorientierte Überwachung fokussiert dabei auch auf Futtermittel, die von Betrieben in Belastungsgebieten (z. B. Industrieemissionen, Überschwemmungsgebiete, Bergbau, Klärschlammflächen oder Altlasten) erzeugt werden. Vorrangig werden direkt getrocknete Erzeugnisse, Grundfuttermittel aus Belastungsgebieten, Fischerzeugnisse, bestimmte Futtermittelzusatzstoffe (Bindemittel, Trennmittel und Spurenelementverbindungen) sowie pflanzliche Fette, Öle und Fettsäuren und deren Mischungen schwerpunktmäßig auf Dioxine, Furan sowie dl-PCB und ndl-PCB untersucht.

4.7 Überwachung der Humanbelastung

Wegen des damit verbundenen erheblichen Aufwandes werden Untersuchungen der Humanbelastung mit PCB in Nordrhein-Westfalen nur anlassbezogen durchgeführt (vgl. Abschnitte 5.5 und 1.1). Eine Ausnahme bilden Analysen von Muttermilch, die bereits seit mehr als 30 Jahren mit einem allerdings kontinuierlich zurückgehenden jährlichen Probenaufkommen erfolgen.

5 Eintragspfade, Belastungen, Exposition

5.1 Eintrag in die Umgebungsluft (Außenluft-Konzentrationen, Depositionen)

PCB können, wie viele andere organische Luftschadstoffe auch, durch Abgase aufgrund technischer Prozesse (Industrie, Hausfeuerungen) und diffus durch Verflüchtigung aus kontaminierten Materialien (Anstriche, Fugendichtungen) oder Reservoiren (Altlasten, Deponien, leckgeschlagene Geräte) in die Umgebungsluft gelangen. Im Fall der PCB geht man davon aus, dass die diffusen Emissionen diejenigen aus gefassten Abgasquellen deutlich übersteigen. Dies macht eine Quantifizierung der Emissionsfrachten besonders schwierig, da die Rate, mit der PCB freigesetzt werden, stark von der Art der Anwendung, ihrer Abschirmung von der Umgebungsluft und von den meteorologischen Bedingungen abhängt.

Ausgehend von etwa 12.000 bis 19.000 Tonnen PCB, die in Deutschland in Altgebäuden verbaut sind und einer aus experimentellen Studien ermittelten jährlichen Freisetzungsrate von ca. 0,06% ergeben sich diffuse Gesamtemissionen in die Umgebungsluft von 7 bis 12 Tonnen PCB pro Jahr [WEBER et al. 2015]. Zum Vergleich beläuft sich die Schätzung des Umweltbundesamtes [UBA 2018] für die industrielle Freisetzung von (unbeabsichtigt gebildeten) PCB auf ca. 220 kg/a.

5.2 Eintrag in Gewässer

Die Hauptursachen für die PCB-Belastung in Gewässern in Nordrhein-Westfalen sind neben den noch vorhandenen Grubenwassereinleitungen nach jetziger Kenntnislage u. a. atmosphärische Einträge, z.B. über Niederschläge, und die Remobilisierung aus belasteten Sedimenten. Grubenwässer können PCB enthalten, wenn in den Bergwerken bis Mitte der 1980er Jahre aus Brandschutzgründen PCB-haltige Betriebsstoffe eingesetzt wurden. Ein Teil dieser Stoffe befindet sich nach wie vor unter Tage. Die Remobilisierung von Schadstoffen kann sowohl durch natürliche Hochwasserereignisse als auch die Durchführung von wasserbaulichen Maßnahmen hervorgerufen werden.

In Einzelfällen können auch Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen, Regenwasserentlastungsanlagen, der Trennkanalisation und aus sonstigen alten singulären Punktquellen für eine PCB-Belastung verantwortlich sein [LANUV 2007].

5.3 Bodenbelastung

PCB können auf unterschiedlichen Wegen in Böden gelangen. Neben luftgetragenen Immissionen können Einträge über die Aufbringung von Klärschlämmen oder Bioabfall auf Ackerflächen oder durch Ablagerung PCB-haltiger Sedimente bei Überschwemmungseinflüssen stattfinden. Die hohe Persistenz und eine starke Bindungsaffinität an organische Bodenbestandteile haben dazu geführt, dass sich in Böden eingetragene PCB in Abhängigkeit von räumlichen und bodenspezifischen Eigenschaften dort in unterschiedlichem Ausmaß angereichert haben [KNAPPE et al. 2008]. Zwar konnten die Stoffeinträge, z. B. aus Klärschlammdeponierung und atmosphärischer Deposition, insgesamt stark reduziert werden, aufgrund der geringen Abbaubarkeit kann es aber auch heute noch verbreitet zur weiteren Akkumulation in Böden kommen. Methodisch bedingt sind Veränderungen des stofflichen Zustandes in Böden nur schwer zu erkennen. Hohe Belastungen, unabhängig davon, ob sie durch langjährige Einträge oder kurzzeitige Schadensfälle eingetreten sind, sind in der Regel irreversibel oder nur mit sehr hohem Aufwand zu sanieren.

Im Boden gebundene PCB können von Pflanzen aufgenommen werden und damit zur Belastung von Lebens- oder Futtermitteln beitragen [MARX et al. 2015]. Bezüglich der Transfermechanismen, die bei der Aufnahme in Pflanzen wirksam werden, gibt es noch viele Unsicherheiten. Es existieren Hinweise, dass es deutliche Unterschiede im Akkumulationsverhalten verschiedener Pflanzenarten gibt [DELSCHEN et al. 1996]. So wurden bei Zucchini, aber auch bei Möhren, Radieschen oder Rote Bete, die auf PCB-belasteten Böden wuchsen, Anreicherungen im pflanzlichen Organismus festgestellt. Insbesondere Futterpflanzen können aber auch durch äußerliche Verschmutzung mit schadstoffhaltigem Bodenmaterial belastet werden.

Wenn Kinder regelmäßig auf belasteten Flächen spielen, kann es zu einer relevanten Aufnahme PCB-haltiger Partikeln auf oralem oder inhalativem Weg kommen.

Zur Beurteilung von PCB-Belastungen in Böden werden deshalb für die beiden genannten Belastungspfade Prüfwerte in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung genannt. Diese sind je nach Nutzung der Flächen in unterschiedlicher Höhe festgelegt worden. Die Prüfwerte zeigen an, ab wann auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit erhöhten Risiken für Futtermittelbelastungen zu rechnen ist und ab wann in Siedlungsgebieten mögliche Gesundheitsgefahren für Menschen drohen können. Entsprechende Werte für Böden, auf denen Lebensmittel erzeugt werden, existieren nicht.

PCB-Prüfwerte für Böden werden als Summe der sechs Leitkongenere angegeben. Soweit Messwerte als PCB-Gesamtgehalte (fünffache Summe der sechs PCB-Leitkongenere) ermittelt wurden, sind diese für einen Vergleich mit bodenschutzrechtlichen Beurteilungswerten durch den Faktor 5 zu dividieren. Sollen Aussagen zu tatsächlich vorliegenden Gefährdungen getroffen werden, sind jedoch regelmäßig weitere, den Einzelfall betreffende Faktoren zu berücksichtigen. Zur Beurteilung von dl-PCB in Böden wurden bisher noch keine entsprechenden Werte abgeleitet.

5.4 Exposition von Pflanzen und Tieren

5.4.1 Pflanzen

Pflanzen können organische Schadstoffe über vier verschiedene Pfade aufnehmen:

- Luftpfad: Aufnahme über den Staubbiederschlag (Deposition) bzw. aus der Gasphase
- Systemischer Pfad: Aufnahme aus dem Bodenwasser über die Wurzel
- Verschmutzungspfad: Aufnahme über die Verschmutzung der Blätter durch Bodenpartikel, die aufgrund von Verwehungen oder durch Spritzwasser auf den Blättern abgelagert und durch die küchenfertige Aufbereitung nicht abgewaschen werden können
- Ausgasungspfad: Aufnahme von leicht- bis mittelflüchtigen organischen Schadstoffen, die aus dem Boden ausgasen

Neben der direkten Aufnahme aus dem Boden oder der Kontamination durch verschmutzte Bodenpartikel (s. 5.3) nehmen Pflanzen PCB auch aus der Gasphase auf. Insbesondere Pflanzen, die gut anströmbar sind und eine große Oberfläche besitzen, können PCB gut über ihre wachshaltige Oberfläche (Cuticula) akkumulieren. Diese Akkumulation findet hauptsächlich in den Blättern bzw. auf den Blattoberflächen statt, so dass Nahrungspflanzen, bei denen die Blätter verzehrt werden, besonders betrachtet werden müssen. In Nordrhein-Westfalen wird dazu hauptsächlich die Nahrungspflanze Grünkohl untersucht.

Im Gegensatz zu Landpflanzen nehmen Algen und höhere Wasserpflanzen PCB aus der Wasserphase und aus kontaminiertem Sediment auf.

5.4.2 Tiere

PCB weisen ein hohes Bioakkumulationspotential auf und reichern sich in Organismen stark an. Bei Bodenorganismen erfolgt die Aufnahme zum Teil über belastete Bodenpartikel. Im Wesentlichen werden PCB aber über die Nahrung aufgenommen. Gewässerorganismen können PCB über die Wasserphase, aus dem Sediment und aus Schwebstoffen aufnehmen. Über die Nahrungskette kommt es zu einer starken Anreicherung von PCB, so dass beispielsweise Raubvögel deutlich stärker belastet sind als Vögel, die sich von Samen oder Insekten ernähren (WHO 2003). Die PCB-Akkumulation ist dabei mit dem Tieralter korreliert, ältere Individuen sind stärker PCB-belastet als Jungtiere, und langlebige Arten weisen – in Abhängigkeit von der Nahrung – tendenziell höhere PCB-Gehalte auf. Im tierischen Körper werden die PCB in der Leber sowie im Fettgewebe gespeichert. Daher weisen beispielsweise fettreichere Fischarten eine höhere PCB-Belastung auf als Fischarten mit einem niedrigen Fettgehalt (s. 8.5.1). Auch in Vogeleiern werden wegen ihres hohen Lipidgehalts PCB angereichert. Die Umweltprobenbank des Bundes nutzt Vogeleier und Rehlebern, um regionale und zeitliche Trends der PCB-Belastung zu ermitteln, wobei aber keine der Probenahmeregionen der Umweltprobenbank in Nordrhein-Westfalen liegt. Ergebnisse eines Wildtiermonitorings in Nordrhein-Westfalen und Daten aus Nutztieruntersuchungen werden in Kapitel 8.6 dargestellt.

5.5 Exposition des Menschen

Menschen können gegenüber PCB sowohl oral als auch inhalativ oder dermal exponiert sein.

Derjenige Expositionspfad, der für den Menschen die weitaus größte Bedeutung hat, ist jedoch die Aufnahme von PCB über die Ernährung. Mehr als 90 % der PCB-Aufnahme des Menschen erfolgt in Deutschland über die Nahrung. Dabei fällt dem Verzehr von tierischen Lebensmitteln (Fleisch, Wurst, Eier, Milchprodukte) mit wiederum etwa 90% der oralen Aufnahme eine besondere Rolle zu. Vor allem die höher chlorierten Kongenere PCB 138, 153 und 180 sind hier von Bedeutung. Die Belastung der Allgemeinbevölkerung mit niedrig chlorierten PCB ist hingegen in der Regel vergleichsweise gering.

Auch bei den dl-PCB sind die Gehalte in fettreichen tierischen Lebensmitteln am höchsten. Die Nahrungsaufnahme stellt daher auch für diese Kongenere die wichtigste Expositionsquelle dar.

Neben der Belastung tierischer Lebensmittel wurden auch Belastungen von Nahrungspflanzen gefunden.

Für Kinder und Kleinkinder schätzt die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit eine ernährungsbedingte mittlere tägliche PCB-Gesamtaufnahme zwischen 7,8 und 25,7 ng PCB / kg Körpergewicht und für alle anderen Altersgruppen von 4,3 bis 25,7 ng PCB / kg. Eine besondere Rolle spielt die PCB-Aufnahme über belastete Muttermilch. Aufgrund der hohen Fettlöslichkeit reichert sich PCB besonders im Milchfett an und geht beim Stillen auf den Säugling über. Die Belastung der Muttermilch mit PCB ist in den vergangenen Jahrzehnten deutlich zurückgegangen. Sie liegt im Mittel in Deutschland in den letzten Jahren bei ungefähr 170 ng/g Fett. 95% aller Muttermilchproben weisen Konzentrationen unter 500 ng/g Fett auf.

Die Aufnahme von PCB mit der Atemluft ist normalerweise unbedeutend. Bei Personen jedoch, die gegenüber stark PCB-belasteter Innenraumluft exponiert waren, sind gelegentlich messbare Beiträge dieses Aufnahmepfades festzustellen. In diesem Falle können u. U. auch niedrig chlorierte PCB-Kongenere in erhöhten Konzentrationen im Blut nachgewiesen werden, was sich auch in einer im Jahr 2013 vom LANUV Nordrhein-Westfalen durchgeführten Studie deutlich zeigte [KRAFT et al. 2017; 2018]. Die PCB-Aufnahme über Inhalation spielt aber gemessen an der PCB-Gesamtbelastung dennoch eine vergleichsweise geringe Rolle.

Die Aufnahme über die Haut ist nur in Ausnahmefällen, z. B. bei einer beruflich bedingten Exposition, von Relevanz.

6 Gesetzliche Regelungen und Bewertungsmaßstäbe

Die offene Verwendung von PCB wurde bereits im Jahr 1978 verboten, seit 1989 gilt in Deutschland ein allgemeines Verbot. Mit der EU-POP-Verordnung 850/2004 bzw. der Stockholm-Konvention über persistente organische Verbindungen gelten diese Verbote seit 2004 nahezu weltweit.

Entsprechend der historischen Entwicklung und der unterschiedlich betroffenen Umweltbereiche gibt es eine große Zahl von gesetzlichen Regelungen, in denen jeweils Vergleichswerte für die Bewertung z. B. als Orientierungs-, Ziel-, Grenz- oder Höchst-mengenwert festgelegt sind. So existieren gesetzliche Regelungen im Hinblick auf

- Emissionen aus industriellen Anlagen
- Außenluft-Konzentrationen/Depositionen
- Bodenschutz
- Abfallwirtschaft
- Gewässerschutz
- Lebensmittel
- Futtermittel
- Umweltmedizin (Humanbelastung)
- Belastung von Innenräumen.

Einen Überblick zu den unterschiedlichen Regelungen und ggf. den darin festgelegten Beurteilungswerten zeigt Tabelle 8 im Anhang 1.

7 Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung

7.1 Minderungsmaßnahmen an industriellen Quellen

Aufgrund des bestehenden Verwendungsverbots sind vor allem Abfälle maßgebliche Quellen für PCB. Entsprechend ihrer ursprünglichen technischen Verwendung sind PCB-haltige Abfälle vornehmlich in den folgenden Abfallbranchen zu erwarten:

- Metall- und Elektroschrottrecycling
- Transformatorenrecycling
- Altölrecycling
- Sonderabfallzwischenlager
- Sonderabfallverbrennungsanlagen

Die Durchführung von Emissions-Minderungsmaßnahmen steht oft im Spannungsfeld zwischen dem Minimierungsgebot einerseits und der Forderung nach Verhältnismäßigkeit der Maßnahmen andererseits. Daher wird in der Regel zunächst auf Standardverfahren zur Emissionsminderung von PCB zurückgegriffen. Diese sind:

- Umfangreiche Eingangskontrollen und Aussortierung PCB-haltiger Materialien
- Reinigungskonzept (regelmäßiges Kehren von Verkehrsflächen und freien Lagerflächen, regelmäßiges Reinigen von Produktionsmaschinen und Produktionshallen)
- Allgemeine Staubminderungsmaßnahmen

Führen die Standardverfahren nicht zu der gewünschten Minderung, sind wirksamere Minderungsverfahren notwendig. Für gefasste Quellen kommen Aktivkohlefilter oder Flugstromadsorber in Frage; Emissionen aus diffusen Quellen können durch Kapselung oder Einhausung von Anlagen und Errichtung von Lagerhallen reduziert werden. Dabei sind Kapselungen, Einhausungen oder Lagerhallen abzusaugen, wobei eine gefasste Quelle entsteht und dort dann die oben genannten Minderungsmaßnahmen zum Einsatz kommen müssen. Damit werden auch gasförmige Emissionen durch PCB-Ausgasung effektiv gemindert. Auch bei diesen Maßnahmen ist der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit zu berücksichtigen.

Die vorgenannten Minderungsmaßnahmen können die PCB-Emission und damit auch die Außenluft-Konzentration bzw. Deposition in der Umgebung merklich senken. Oftmals kann eine erhebliche Reduktion der PCB-Immissionen bzw. -Depositionen allerdings erst registriert werden, wenn der Betrieb einer Anlage eingestellt wurde.

7.2 Schadensfallorientierte Untersuchungen und Maßnahmen

Ergeben sich aus den regelmäßig und dauerhaft durchgeführten Untersuchungsprogrammen oder gezielt durchgeführter Messungen in Verdachtsfällen Hinweise auf lokale Belastungserhöhungen, so werden im Umfeld potentieller Emissionsquellen intensivierte Messungen zur Ursachenaufklärung durchgeführt. Nachfolgend sind die Ergebnisse und Konsequenzen für zwei weitgehend abgeschlossene Schwerpunktprogramme beispielhaft dargestellt. Weitere laufende Untersuchungen betreffen mögliche Emissionsbereiche im Dortmunder und Duisburger Hafen, die Deponie Eyler-Berg in Kamp-Lintfort sowie einen industriellen Standort in Dinslaken.

7.2.1 Dortmund / ENVIO GmbH

Im Rahmen des Routine-Messprogramms zur Überwachung von Luftqualität und Deposition sowie des Wirkungsdauermessprogramms durch Bioindikatoren wurden im Jahr 2006 am Messort Dortmund-Eving erhöhte Belastungen mit PCB festgestellt. Intensivierte Untersuchungen durch Probenahmen an weiteren zusätzlich eingerichteten Messorten sowie in Form von Fege- und Wischproben führten schließlich zur Identifikation der Fa. ENVIO, die PCB-haltige Transformatoren für die Verschrottung aufarbeitete, als maßgebliche PCB-Quelle [RADERMACHER et al. 2011; BRUCKMANN et al. 2011]. In Folge wurden umfangreiche Untersuchungen auf dem Betriebsgelände durchgeführt, bei denen extreme PCB-Belastungen von kontaminierten Flächen festgestellt wurden, die auf unsachgemäße Handhabung bei der Transformatoren-Aufarbeitung hinwies. Weiterhin zeigten sich, hohe PCB-Gehalte im Blut von Firmenmitarbeitern. Letztlich führten diese Erkenntnisse, an deren Gewinnung das LANUV maßgeblich beteiligt war, zur Stilllegung des Betriebes. In der Folgezeit konnte ein deutlicher Rückgang der PCB-Gehalte sowohl in Depositionsproben als auch in Bioindikatoren festgestellt werden. Die Untersuchungen des LANUV im Dortmunder Hafen belegen somit eindrucksvoll, wie durch einen koordinierten Einsatz von Umweltuntersuchungen in verschiedenen Kompartimenten von der Bioindikation bis zu Material- und Fegeproben ein bestehendes Umweltproblem zunächst erkannt, dann eingegrenzt und schließlich auf die Verursacher zurückgeführt werden kann.

7.2.2 Essen Kray / Richter GmbH

In der Umgebung einer Schredderanlage in Essen-Kray wurden im Zeitraum 2011 bis 2016 in Bioindikatoren (Grünkohl) teilweise sehr stark erhöhte PCB-Gehalte festgestellt. Aufgrund dieser hohen Gehalte wurde Haushalten in einem relativ großen Gebiet empfohlen, kein selbst angebautes Gemüse aus dem eigenen Garten zu verzehren. Um Maßnahmen zur Emissionsminderung an der Schredderanlage anordnen zu können, musste zweifelsfrei ermittelt werden, dass diese der Verursacher der PCB-Immissionen war. Dazu wurden zum einen verschiedene Matrices, wie etwa Filterstäube aus der Abluft der Anlage und Stäube vom Anlagengelände sowie Außenluft, Deposition und Pflanzen, untersucht. Aufgrund eines besonderen Kongenerenmusters (Fingerprint), welches in allen diesen Matrices nachgewiesen werden konnte und sich signifikant von den Kongenerenmustern des Hintergrunds un-

terschied, konnte die Anlage als Verursacher identifiziert werden. Wichtig für weitere Untersuchungen war die Tatsache, dass sich PCB-Emissionen, anders als Dioxine und Furane, vornehmlich in gasförmigem Zustand ausbreiten und ggf. an Oberflächen adsorbieren und anreichern. Daher konnte über ein Monitoring von Fichtennadeln in Verbindung mit Windhäufigkeitsberechnungen gezeigt werden, dass die Immissionen in erster Linie auf den Schredder zurückzuführen waren [GLADTKE et al. 2016; KLEES et al. 2017], was 2016 zur Schließung der Anlage führte.

7.3 Gesundheitsbezogene Messprogramme

Anlassbezogen wurden unterschiedliche Studien in Nordrhein-Westfalen durchgeführt, bei denen unter anderem auch PCB-Konzentrationen im Blut bestimmt wurden:

- 2000–2004: Dioxin-Langzeitstudie im Duisburger Süden unter Einbeziehung der dl-PCB (Zielgruppe: Schwangere und ihre Kinder während der ersten drei Lebensjahre; [WILHELM et al. 2006; 2007])
- 2010: Human-Biomonitoring im Umfeld des Recyclingbetriebes ENVIO (vgl. 7.2.1) im Dortmunder Hafen (Zielgruppe: MitarbeiterInnen des Betriebes, AnrainerInnen; Kraus et al. 2012; [SCHETTGEN et al. 2011])
- 2013/ 14: Human-Biomonitoring bei Personen, die sich in PCB-belasteten Gebäuden aufhalten (Bestimmung aller 209 Kongenere; [KRAFT et al. 2017; 2018])
- 2017: Human-Biomonitoring in ausgewählten Stadtteilen von Kamp-Lintfort (individuelles Angebot an AnwohnerInnen einer Mülldeponie/ keine Auswertung auf Gruppenebene)

In Einzelfällen wurden in Nordrhein-Westfalen auch in belasteten Schulgebäuden Human-Biomonitoring-Untersuchungen durch die zuständigen Gesundheitsämter veranlasst.

8 Belastungstrends

8.1 Umgebungsluft

Die Konzentration von PCB_{gesamt} in der Umgebungsluft wird in Nordrhein-Westfalen an einer Reihe von Messorten bereits seit Mitte der 1990er Jahre erfasst. Wie in Abbildung 6 anhand von fünf Messorten, die im städtischen Umfeld bzw. industrienahen Bereichen angesiedelt sind, gezeigt, ist generell ein allmählicher Rückgang der PCB_{gesamt}-Konzentrationen zu verzeichnen. Durch Einfluss lokaler Quellen (z. B. in Dortmund) waren vorübergehend aber auch wieder ansteigende Konzentrationen zu verzeichnen. Dies bedeutet, dass sich aus den Langzeit-Messdaten zwar Aussagen über die allgemeine Belastungssituation ableiten lassen, die konkrete Nachbarschaftsbelastung jedoch von den jeweiligen lokalen Gegebenheiten abhängig sein kann. Das Beispiel des Dortmunder Hafengebietes (s. 7.2.1) zeigt deutlich, dass die Trendüberwachung für die Aufdeckung neuer Emissionsquellen von großem Nutzen sein kann.

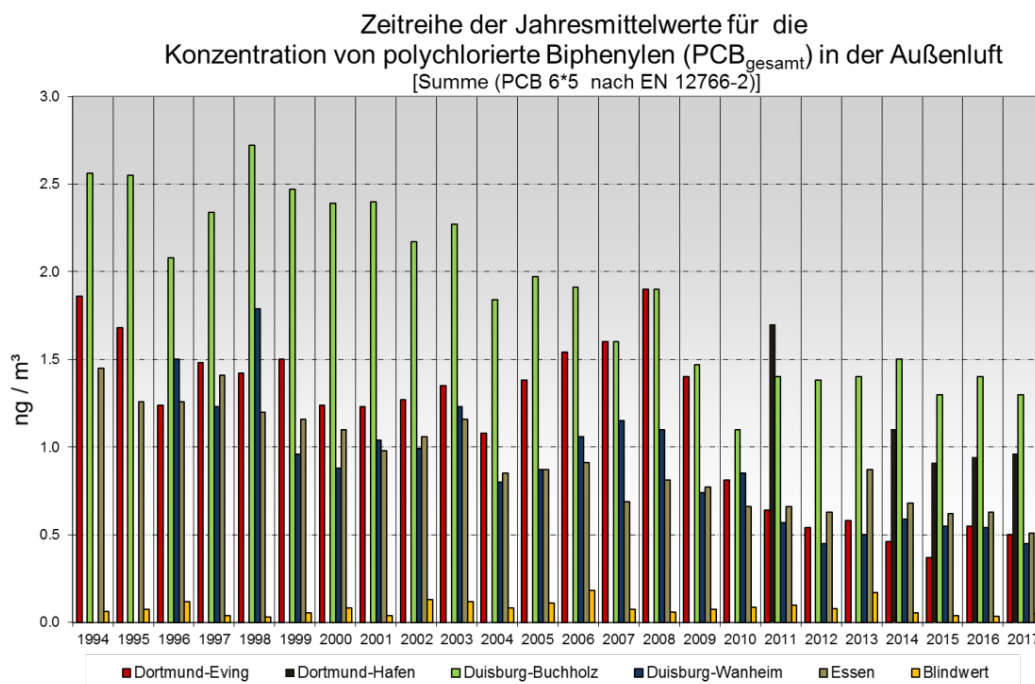


Abbildung 6: Zeitreihen der Jahresmittelwerte für PCB_{gesamt} in der Außenluft¹

Für die zwölf dioxinähnlichen dl-PCB liegen Messwerte erst seit 2004 vor. Diese Komponenten werden analog zu den PCDD/F als toxikologisch bewertete Summenwerte (WHO-TEQ) berichtet. Der Beitrag der PCB zur TEQ-Summe für PCDD/F und dl-PCB liegt im Jahresmittel und über alle Messorte gemittelt bei etwa 40%. Wegen entgegengesetzter jahreszeitlicher Schwankungen (PCDD/F-Konzentrationen steigen im Winter an, PCB-Konzentrationen sind

¹ Blindwert: Laborbasierter Analysenwert, der nach Extraktion vorgereinigter, aber nicht exponierter Auffanggefäße erhalten wird.

aufgrund der zunehmenden Verflüchtigung im Sommer höher) variiert der Anteil der dl-PCB am TEQ-Wert entsprechend und kann im Sommer überwiegen. An allen Messorten unterschreitet die TEQ-Summe auch unter Einbeziehung der Dioxine und Furane den Zielwert der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI) von 150 fg WHO-TEQ/m³ deutlich.

Das Diagramm der Abbildung 6 zeigt, dass für die dl-PCB in der Langzeitbetrachtung eher stagnierende Konzentrationen vorliegen. Auch für diese Komponenten liegen am Messort Dortmund-Hafen, der östlich des ehemaligen ENVIO-Betriebsgeländes (vgl. Abschnitt 7.2.1) liegt, die Konzentrationen im oberen Bereich der Messwert-Spanne. Der erhöhte Jahresmittelwert 2016 am Messort Dortmund-Eving geht auf drei höher belastete Monatsproben (März, Mai, Juli) zurück. Eine Ursache für diese vorübergehende Konzentrationszunahme konnte nicht ausgemacht werden.

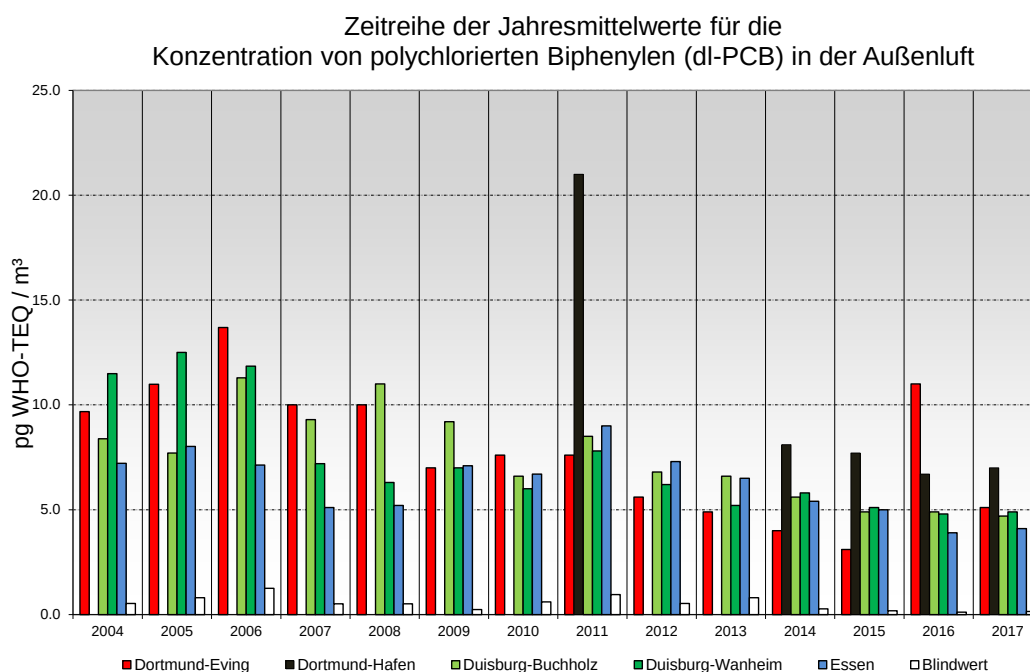


Abbildung 7: Zeitreihen der Jahresmittelwerte für dl-PCB in der Außenluft²

² Blindwert: Laborbasierter Analysenwert, der nach Extraktion vorgereinigter, aber nicht exponierter Auffanggefäße erhalten wird.

8.2 Deposition

Der Einfluss temporär erhöhter Emissionen aus lokalen Quellen zeigt sich besonders deutlich in den Depositionswerten für den Messort Dortmund-Eving in den Jahren 2002 bis 2008, sowohl bei $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ (Abbildung 8) als auch bei den dl-PCB (Abbildung 9), die durch die Emissionen der Fa. Envio mitverursacht wurden (vgl. 7.2.1). Trotz der vorwiegend meteorologisch bedingten starken Schwankungen zwischen den Jahren ist der Einfluss der Emissionen deutlich erkennbar. An Messorten ohne lokale Emittenten sind die $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Depositionswerte in den letzten 25 Jahren annähernd konstant und liegen in vergleichbarer Höhe. Dies deutet auf einen überregional gleichförmigen Eintrag von PCB aus diffus verteilten Quellen (z. B. Ausgasungen aus PCB-haltigen Gebäudebaustoffen in der dichtbesiedelten Ruhrregion) sowie überregionalen Ferntransport hin.

Der LAI-Zielwert von 4 pg WHO-TEQ/(m²d) wird, wenn nur die dl-PCB allein betrachtet werden, oft unterschritten. Da aber, wie bei den Umgebungsluft-Konzentrationen, die PCDD/F im Mittel den größeren Anteil der Depositionen stellen, kann der LAI-Zielwert an den meisten Messorten noch nicht eingehalten werden (Abbildung 9).

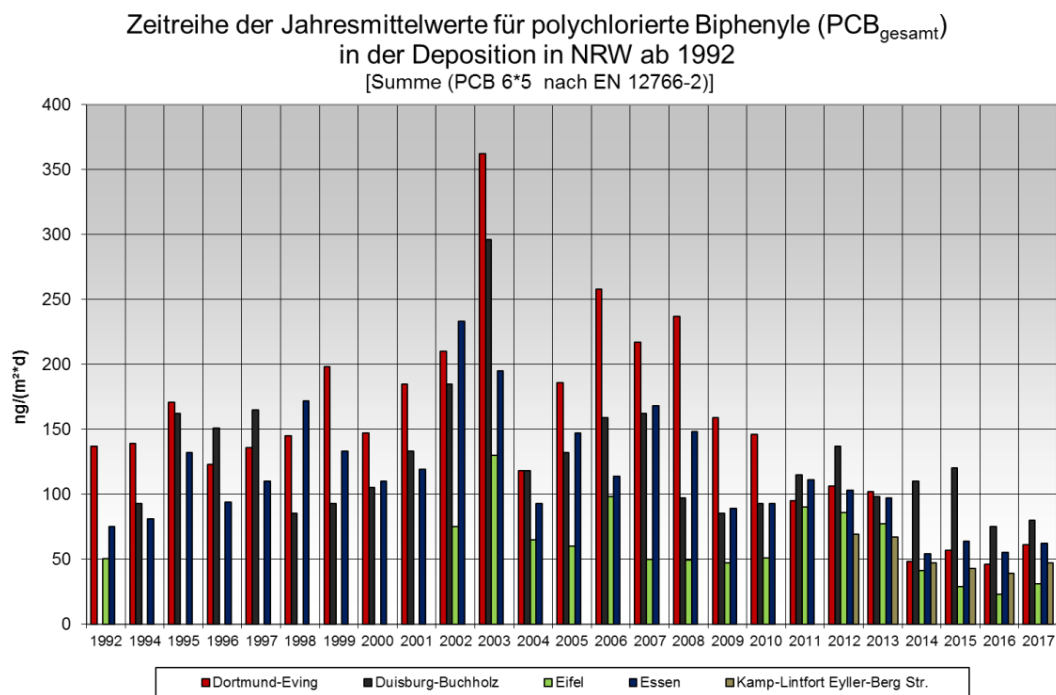


Abbildung 8: Zeitreihen der Jahresmittelwerte für die $\text{PCB}_{\text{gesamt}}$ -Deposition

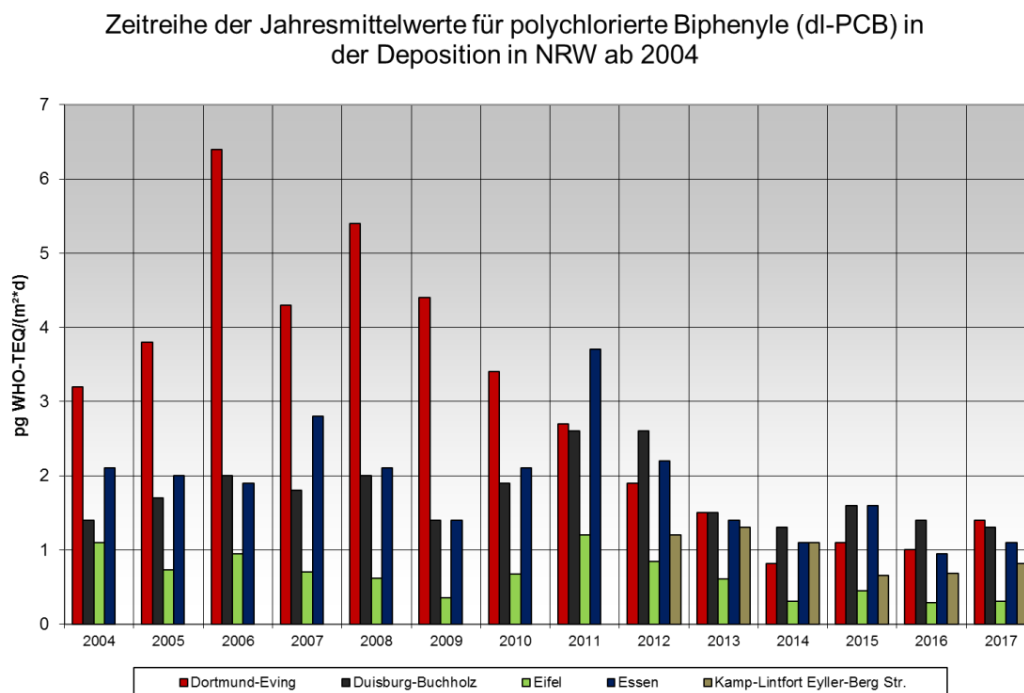


Abbildung 9: Zeitreihen der Jahresmittelwerte für die Deposition von dl-PCB

8.3 Gewässer

Im Gewässer wird PCB vornehmlich im Schwebstoff untersucht, da der Stoff überwiegend an Feststoffen gebunden ist und daher messtechnisch gut erfasst werden kann.

Nach Einführung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie werden seit 2006 unter anderem die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen in dreijährigen Monitoringzyklen auch auf PCB untersucht. Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt die Anzahl der Messstellen an Fließgewässern, an denen eine Überschreitung der Umweltqualitätsnorm (UQN) im Schwebstoff (20 µg/kg) für einzelne Kongenere in den Jahren 2006–2009 (1. Monitoringzyklus) aufgetreten ist. Außerdem sind Veränderungen der Belastungssituation der Messstellen, welche über mehr als einen Monitoringzyklus hinaus untersucht wurden, dargestellt.

Insgesamt wurde in $\frac{3}{4}$ aller Fälle eine Verbesserung der Belastungssituation beobachtet, in fast 60% der Fälle wird die jeweilige Umweltqualitätsnorm inzwischen sicher eingehalten. Verschlechterungen der Belastungssituation wurden nicht mehr festgestellt.

Tabelle 1: Veränderung der Belastungssituation an Messstellen mit Überschreitungen der UQN in den Jahren 2006 bis 2009 im Gewässerschwebstoff für sieben PCB-Kongenerere

Kongener	Anzahl Mst. 06–09	Anzahl > UQN 06–09	Davon: ↑	Davon: ↔	Davon: ↓	Davon: ≤UQN	Davon: >UQN
PCB-28	49	4	4	0	0	3	1
PCB-52	49	4	4	0	0	3	1
PCB-101	49	8	6	2	0	3	5
PCB-138	48	11	7	4	0	6	5
PCB-118	40	2	2	0	0	2	0
PCB-153	50	15	9	6	0	8	7
PCB-180	49	9	7	2	0	6	3
Summe		53	39	14	0	31	22
Anteil (%)			73,6	26,4	0,0	58,5	41,5

„↑“: verbessert, „↓“: verschlechtert, „↔“: unverändert

Im Vergleich zu Oberflächengewässern zeigen Grubenwässer, die seit 2015 als fassbare Quelle von PCB-Einträgen durch das LANUV untersucht werden, ein deutlich anderes Verteilungsmuster der PCB-Kongenerere. Während in Oberflächengewässern PCB 153 dominiert, enthält Grubenwasser überwiegend die PCB 28 und 52. Die Gehalte schwanken je nach Einzugsgebiet und Kongener zwischen < 1 und 110 µg/kg im Schwebstoff. Grubenwässer stillgelegter Zechen haben einen Schwebstoffgehalt von 1–2 mg/l (ohne die Fällungen bei Luftkontakt). Die aktiven Gruben Ibbenbüren und Prosper Haniel haben sehr viel höhere Schwebstoffgehalte. Wegen der geringen Wasserführung der Ibbenbürener Aa im Vergleich zu allen anderen beaufschlagten Gewässern, lässt sich das grubenwassertypische PCB-Verteilungsmuster auch noch in der nächstgelegenen Messstelle im Oberflächengewässer wiederfinden. In allen anderen Gewässern finden sich unterhalb der Einleitung wieder die höchsten Gehalte bei den mehrfachchlorierten PCB.

Umfangreiche weitere Daten sind im Rahmen eines vom Umweltministerium beauftragten Gutachtens voraussichtlich im September 2019 veröffentlicht und sind dann unter <http://www.umweltauswirkungen-utv.de/> einsehbar.

8.4 Boden

Trends und Entwicklungen des stofflichen Zustands von Böden sind in überschaubaren Zeiträumen nur schwer zu ermitteln. Aus diesem Grund werden Untersuchungen zu zeitlichen Veränderungen der PCB-Gehalte in Böden nicht durchgeführt. Stattdessen stehen bei der Charakterisierung von PCB-Belastungen in Böden räumliche Verteilungsmuster und die Abgrenzung lokal festgestellter Anreicherungen im Fokus. Dazu werden Hintergrundwerte benötigt.

PCB-Hintergrundgehalte von Böden spiegeln im Wesentlichen die Stoffverteilung als Folge ubiquitärer Einträge wider. Sie repräsentieren die allgemeinen bzw. regionsspezifischen Gehalte dieser Stoffgruppe im Boden. Das LANUV hat im Jahr 2015 die landesweit vorhandenen PCB-Daten aus Oberböden differenziert nach verschiedenen Nutzungsarten und siedlungsbedingten Einflussfaktoren unabhängig von Zeitpunkt der jeweiligen Messung ausgewertet und in einem Fachbericht [LANUV 2015b] sowie einem bundesweiten Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz [LABO 2017] veröffentlicht. Die darin statistisch ermittelten Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte in Böden werden als Hintergrundwerte bezeichnet (Tabelle 2).

Da PCB-Einträge nur anthropogen verursacht sind, sind Hintergrundgehalte dieser Stoffe in Böden der städtisch und industriell geprägten Ballungszentren und -randgebiete in Nordrhein-Westfalen gegenüber Böden aus ländlichen Gebieten meist erkennbar erhöht. Die Hintergrundwerte unterscheiden sich auch deutlich je nach Nutzungsart der Flächen. Sie liegen im Allgemeinen am niedrigsten in Ackerböden, was daran liegt, dass es auf diesen Flächen durch regelmäßiges Pflügen zur Verdünnung der Konzentrationen der eingetragenen Stoffe durch Vermischung mit unbelastetem Unterboden kommt. Auf Grünlandflächen werden PCB-Anreicherungen häufig durch Überschwemmungsereignisse und Ablagerung PCB-haltiger Sedimente verursacht.

In Gartenböden und Wäldern werden im Vergleich die höchsten Werte vorgefunden. In Gärten kann dies häufig durch unsachgemäßen Umgang mit schadstoffhaltigen Materialien verursacht sein. Die in den Humusauflagen gemessenen Gehalte deuten darauf hin, dass auch luftgetragene Immissionen weiterhin relevant sein können.

Die im Vergleich zu anderen Schadstoffen, wie beispielsweise Schwermetallen, festzustellenden hohen Spannweiten unterstreichen die Notwendigkeit, die vorhandene Datenbasis durch weitere Untersuchungen zu verbessern. Dabei müssen künftig verstärkt auch dl-PCB in Böden berücksichtigt werden, für die die bisherige Datenlage nicht ausreicht, um Aussagen über Hintergrundgehalte machen zu können.

Tabelle 2: Hintergrundwerte für PCB ($\Sigma 6$ DIN-PCB) in Oberböden Nordrhein-Westfalens in $\mu\text{g/kg}$ [LANUV 2015b]

Nutzung	Gebietstyp*	50. Perzentil	90. Perzentil	Anzahl Standorte
Acker	Ballungskern	1,95	5,03	136
	Ballungsrandzone	3,00	7,00	319
	Ländlicher Raum	2,10	4,64	686
Grünland	Ballungskern	4,70	12,06	128
	Ballungsrandzone	3,40	7,64	235
	Ländlicher Raum	3,20	7,00	379
Gärten	Ballungskern	9,50	21,60	519
	Ballungsrandzone	13,30	42,60	113
	Ländlicher Raum	5,50	8,80	24
Wald Oberboden	Ballungskern	9,80	34,36	165
	Ballungsrandzone	8,20	22,36	231
	Ländlicher Raum	5,60	17,74	411
Wald Humusauflage	Ballungskern	27,60	64,60	97
	Ballungsrandzone	28,20	78,66	193
	Ländlicher Raum	18,20	56,78	276

* Ballungskern : >2.000 EW/km² und > 50km² Fläche
 Ballungsrandzone: <2.000 EW/km² bzw. < 50km² Fläche
 Ländlicher Raum : <1.000 EW/km²

8.5 Biota und biologische Indikatoren

8.5.1 Fische in Fließgewässern

Vor dem Hintergrund des gesundheitlichen Verbraucherschutzes bzw. der WRRL (ab 2008) wurden im Zeitraum von 2002 bis 2015 insgesamt 1503 Fische auf PCB untersucht. Im Einzelnen waren dies 16 Fischarten an insgesamt 75 Messstellen aus 25 Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen. Je nach betrachteter Fischart zeigt sich hierbei allerdings ein ganz unterschiedliches Bild: Während der Aal an 40 Messstellen beprobt werden konnte, konnten andere Arten wie beispielsweise Zander und Nase nur an einer Messstelle gefangen werden (Tabelle 3). Außerdem variieren je nach betrachteter Fischart und Messstelle die Anzahl der untersuchten Kongenere.

Die Verteilung der Fischfänge ergibt sich unter anderem daraus, dass erst 2010 die Probenahme und Methodik zur Untersuchung von Fischen und Muscheln aus Gewässern in Nordrhein-Westfalen standardisiert wurden [Konzept zur Beprobung und Untersuchung von Fischen und Muscheln aus Gewässern in Nordrhein-Westfalen, aktualisierter Stand Februar 2015]. Um eine Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen zu gewährleisten, wurden – unter anderem aufgrund ihrer bundesweiten Verbreitung – in diesem Konzept Döbel, Brasse, Barsch, Rotaugen und Bachforelle als bevorzugt zu beprobende Fischarten festgelegt. Dem hingegen wurde beispielsweise der Aal, auch wenn eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen vorliegen (siehe Tabelle 3), aufgrund seines hohen Fettgehaltes, seines Lebenszyklus (Wanderfisch) sowie aus artenschutzrechtlichen Gründen nicht als geeignet eingestuft.

Tabelle 3: Untersuchte Fischarten im Zeitraum 2002 bis 2015. Kursiv dargestellt sind die bevorzugt zu beprobenden Fischarten des Konzepts zur Beprobung und Untersuchung von Fischen und Muscheln aus Gewässern in Nordrhein-Westfalen (aktualisierter Stand Februar 2015).

Fischart	Anzahl Messstellen	Fischart	Anzahl Messstellen
Aal	40	Barbe	5
<i>Döbel</i>	23	Hecht	5
<i>Rotaugen</i>	19	Hasel	3
<i>Barsch</i>	15	Schleie	3
<i>Brassen</i>	15	Güster	1
<i>Bachforelle</i>	9	Nase	1
Karpfen	7	Rapfen	1
Aland	5	Zander	1

In allen untersuchten Fischen treten im Mittel die höchsten Konzentrationen für das PCB-Kongener 153 (197 µg/kg) auf, was die Belastungssituation der Schwebstoffe im Gewässer (siehe Kapitel 5.2) widerspiegelt. Für alle untersuchten Fischarten traten im Mittel die niedrigsten Konzentrationen für die Kongenere PCB 28 (6 µg/kg) und PCB 52 (34 µg/kg) auf. Höchste Konzentrationen für sämtliche Kongenere wurden im fettreichen Aal gemessen, gefolgt von den Fischarten Brassen, Schleie und Barbe.

Um eine Aussage über potentielle Trends in der Belastung mit PCB (bzw. mit einzelnen Kongeneren) treffen zu können, sind je Messstelle für mindestens drei Untersuchungsjahre Daten zur gleichen Fischart und gleichen Altersklasse notwendig. Dies ist allerdings in der aktuellen Datengrundlage nicht gegeben, wodurch keine valide Trendaussage möglich ist. So konnte lediglich exemplarisch für die Messstelle Bad Honnef, Rhöndorf im Rhein (Nr. 103) der PCB-Gehalt in Aalen (mit vergleichbarem Gewicht und Längen) über den Zeitraum 2002 bis 2009 verglichen werden (Abbildung 10). Es liegen Ergebnisse für sechs Kongenere (PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153, PCB-156, PCB-180, PCB-52) vor.

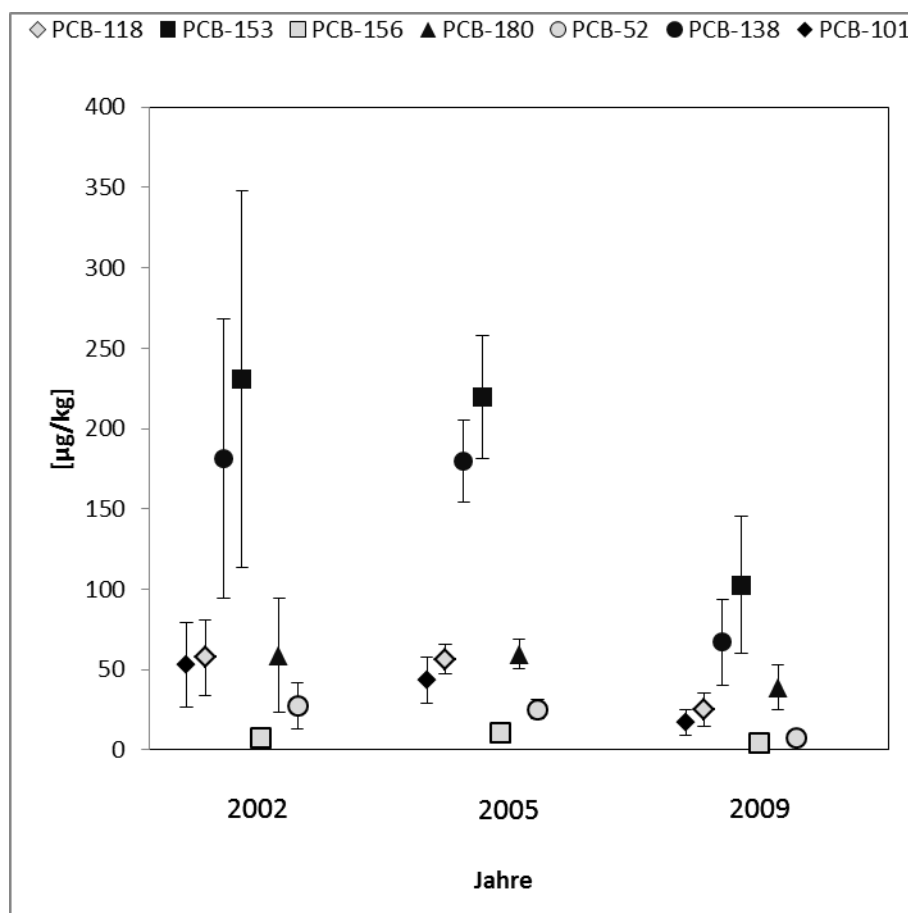


Abbildung 10: Gemessene PCB-Gehalte in Aalen an der Messstelle Bad Honnef, Rhöndorf im Rhein (Nr. 103) im Zeitraum 2002 bis 2009

Die Ergebnisse der Untersuchungen von PCB in Aalen an der Messstelle Bad Honnef, Rhöndorf im Rhein zeigen im zeitlichen Verlauf einen Rückgang der Belastung für die Kongenere 52, 101, 138 und 153. Für die anderen untersuchten Kongenere liegt die Belastung eher auf gleichbleibendem Niveau. Allerdings lässt sich zusammenfassend feststellen, dass die Datengrundlage für eine Trendaussage derzeit noch zu dürrig ist und weitere Untersuchungen erforderlich sind. Mit der Standardisierung des Untersuchungsverfahrens seit 2015 hat sich die Datenlage kontinuierlich verbessert, was zukünftig eine Abbildung von Trends ermöglichen sollte.

8.5.2 Pflanzliche Bioindikatoren

Aus den Messwerten des Wirkungsdauermessprogramms lässt sich auch die Hintergrundbelastung in Nahrungs- und Futterpflanzen in Nordrhein-Westfalen (stellvertretend für Nahrungspflanzen in Grünkohl und für Futterpflanzen in Graskulturen) berechnen (s. Kapitel 4.2). Um eine breitere Datengrundlage zu haben, werden dazu jeweils die Daten des aktuellsten 10-Jahreszeitraumes berücksichtigt [LANUV 2015a; HOMBRECHER et al. 2016]. Es ist zu erkennen, dass insbesondere das 95. Perzentil der PCB_{gesamt}-Belastung in Grünkohl im Laufe der Jahre zurückgegangen ist. Bei der Graskultur sind die Werte weniger belastbar, da diese PCB nicht so gut akkumulieren kann wie Grünkohl und deshalb viele Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) liegen.

Tabelle 4: PCB_{gesamt}-Gehalte in Grünkohl in µg/kg Frischmasse und in der Graskultur in µg/kg Trockenmasse, 50. und 95. Perzentil verschiedener 10-Jahreszeiträume (Hintergrundbelastung)

PCB _{gesamt} µg/kg FM	Zeitraum	50. Perzentil	95. Perzentil	Anzahl
Grünkohl µg/kg FM	2004 – 2013	2,3	6,1	83
	2005 – 2014	2,2	6,0	86
	2006 – 2015	2,1	5,2	93
	2007 – 2016	2,0	4,8	102
Graskultur µg/kg TM	2004 – 2013	-	-	-
	2005 – 2014	7,6	21	44 (39%<BG)
	2006 – 2015	8,4	21	44 (27%<BG)
	2007 – 2016	7,6	10	39 (36%<BG)

Die in Tabelle 4 aufgeführte Hintergrundbelastung dient der Beurteilung von PCB_{gesamt}-Gehalten, die z. B. in Pflanzen in der Nähe von Anlagen ermittelt werden. Übersteigen die Gehalte in den vor Ort exponierten Pflanzen das 95. Perzentil der Hintergrundbelastung, geht man von einem quellenbedingten Eintrag von PCB aus. So wurden beispielsweise in Essen-Kray im Umfeld einer Recyclinganlage gegenüber der Hintergrundbelastung 20-fach erhöhte Werte in Grünkohlpflanzen ermittelt (s. 7.2).

Die jährlichen Mittelwerte der PCB_{gesamt}-Gehalte der letzten zehn Jahre in Grünkohl der neun bzw. zehn quellenfernen Hintergrund-Messstationen des WDMP sind in Abbildung 11 aufgetragen. Es zeigen sich in den untersuchten Jahren nur geringfügige Änderungen der PCB_{gesamt}-Gehalte und es ist kein Trend zu erkennen. Der höhere Wert im Jahr 2012 ist in erster Linie auf einen einmalig erhöhten Wert an der Messstation Köln zurückzuführen, für den keine auslösende Ursache bekannt ist. Auch an anderen Messstationen gab es 2012 leicht höhere Werte als in den übrigen Jahren. Erhöhungen in dieser Größenordnung können z. B. witterungsbedingt auftreten.

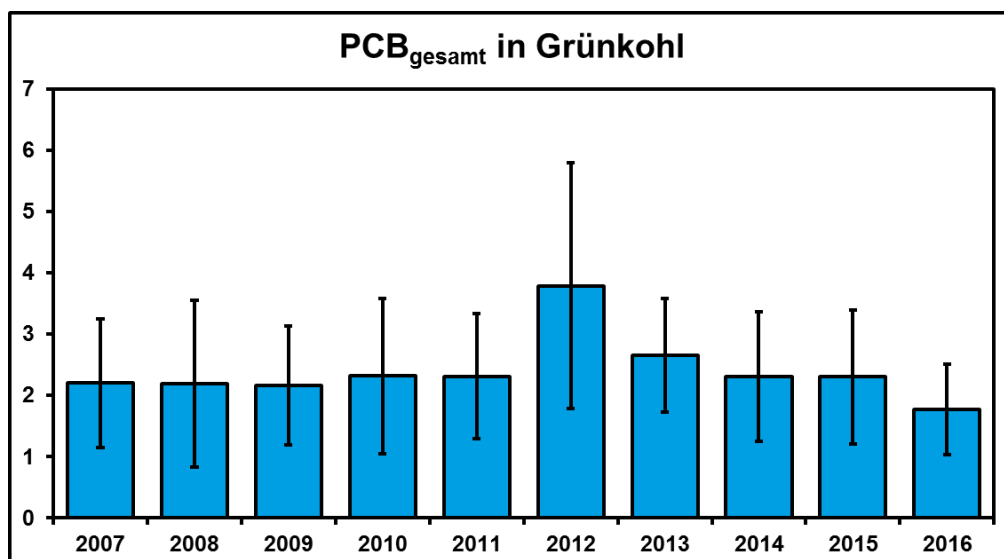


Abbildung 11: PCB_{gesamt}-Gehalte in Grünkohl in µg/kg Frischmasse, arithmetische Mittelwerte der neun bzw. zehn Hintergrund-Messstationen in Nordrhein-Westfalen mit Standardabweichungen (n = 8 – 16)

8.6 Lebens- und Futtermittel

8.6.1 Lebensmittel

In Nordrhein-Westfalen werden seit 1990 vom Chemischen und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe (CVUA-MEL) bzw. dessen Vorgängerämtern alle vier Jahre Rohmilchproben aus Molkereien auf Dioxine und dl-PCB untersucht. Die mittlere Belastung mit dl-PCB von Rohmilch aus Nordrhein-Westfalen hat seit 1998 um 70% abgenommen. Alle aktuell gemessenen Konzentrationen liegen deutlich unter den betreffenden EU-Höchstgehalten und auch deutlich unter den EU-Auslösewerten [CVUA-MEL 2014]. Während die Höhe der Dioxinbelastung in Rohmilch seit 2010 stagniert, ist die PCB-Belastung von Rohmilch weiter gesunken (Tabelle 5).

Diese Erhebung wird in 2018 fortgesetzt.

2015 wurden im CVUA-MEL im Rahmen eines Wildtiermonitoringprogramms Fleisch- und Leberproben von jeweils 9 – 10 Kaninchen/ Hasen, Ringeltauben/ Fasan und Reh/ Damwild analysiert [CVUA-MEL 2016]. Mangels fehlender Höchstmengenvorgaben für Wild wurden zur Einordnung die Höchstmengen der VO (EG) 1881/2006 als Vergleich herangezogen. Das CVUA-MEL hat dazu berichtet, dass diese Höchstmengen vereinzelt überschritten wurden, dies sei wahrscheinlich am ehesten auf das Alter der Tiere zurückzuführen. Die PCB-Gehalte in den Reh-/ Damwildlebern lagen um ca. den Faktor 10 über den entsprechenden Gehalten in Fleisch. Die PCB-Belastung von freilebendem Wild lag in der gleichen Größenordnung wie die von Gehegewild.

Tabelle 5: ndl-PCB- und dl-PCB-Gehalte in Rohmilchproben (CVUA-MEL)

ndl-PCB in Rohmilchproben: Ergebnisse der Chloraromaten-Messprogramme 1990–2014 (Gehalte in ng/g Fett)					
PCB-Kongenere	Jahr (Anzahl Proben)				
	1990 (168)	1998 (111)	2006 (68)	2010 (64)	2014 (63)
PCB 28	1,00	0,75	0,20	0,10	0,02
PCB 52	1,00	1,10	0,20	0,10	0,02
PCB 101	0,40	0,31	0,20	0,10	0,03
PCB 138	6,10	3,50	1,40	0,97	0,73
PCB 153	7,10	4,00	1,90	1,30	1,06
PCB180	3,00	1,70	0,84	0,57	0,43
Σ (6 Ind.-PCB)	18,60	11,36	4,74	3,14	2,29

dl-PCB in Rohmilchproben: Ergebnisse der Chloraromaten-Messprogramme 1998–2014 (Gehalte in pg WHO₁₉₉₈-TEQ/g Fett)					
PCB-Kongenere	Jahr (Anzahl Proben)				
	1998 (111)	2002 (60)	2006 (68)	2010 (64)	2014 (63)
dl-PCB	1,85	1,21	0,92	0,73	0,58

Die dl-PCB-Gehalte von Kaninchen- und Hasenfleisch befanden sich im Bereich der Höchstgehalte für Rind- und Schaffleisch, während die zugehörigen Leberproben alle über diesen Höchstgehalten lagen. Die geringe Anzahl untersuchter Tiere reicht für eine Verzehrsempfehlung allerdings nicht aus. Die Ergebnisse der Untersuchungen von Ringeltauben und Fasane zeigen relativ hoch belastetes Fleisch, während die Leberproben nicht höher belastet waren.

Die amtliche Lebensmittelkontrolle in Nordrhein-Westfalen führt weiterhin sowohl risikoorientierte Untersuchungsprogramme als auch Monitoringprogramme zur Abschätzung der Verbraucherexposition mit Dioxinen und PCB durch. Das Wildtiermonitoring wird in 2018 wiederholt.

8.6.2 Futtermittel

Im nationalen „Kontrollprogramm Futtermittel für die Jahre 2017 – 2021“, wie auch in den vorherigen Kontrollprogrammen, sind Analysen von Futtermitteln auf Belastungen mit PCB ein fester Bestandteil für die Überwachungstätigkeit der Länder. Aus Gründen des vorsorgenden Verbraucherschutzes und des Tierschutzes wird im Kontrollprogramm ein besonderes Augenmerk auf die Untersuchung dieser unerwünschten Stoffe gelegt. Im Anhang I der Richtlinie 2002/32/EG sind für Futtermittel Höchstgehalte für unerwünschte Stoffe festgelegt.

Bei der Überwachung von landwirtschaftlichen Betrieben in Belastungsgebieten (z. B. durch Industrieemissionen, Überschwemmungsgebiete, Bergbau, Klärschlammflächen oder Altlasten) wird risikoorientiert der mögliche Eintrag der örtlich relevanten unerwünschten Stoffe, auch möglicher PCB, in die dort erzeugten Futtermittel berücksichtigt.

Ein Schwerpunkt ist die Untersuchung auf Dioxine und Furane sowie auf dl- und ndl-PCB. Auf diese Parameter werden insbesondere direkt getrocknete Erzeugnisse, Grundfuttermittel aus Belastungsgebieten, Fischerzeugnisse, bestimmte Futtermittelzusatzstoffe (Bindemittel, Trennmittel und Spurenelementverbindungen) sowie pflanzliche Fette, Öle und Fettsäuren und deren Mischungen untersucht. Informationen über mögliche Belastungsflächen werden durch die Kreisordnungsbehörden bei den Unteren Bodenschutzbehörden erfragt. In Tabelle 6 ist die Anzahl der durchgeführten PCB-Analysen in Futtermitteln aus dem Jahr 2017 für NRW aufgelistet. Detaillierte Informationen hierzu können der Futtermitteljahresstatistik 2017 (Tabellenblätter Nr. 6–7) entnommen werden.

Im Rahmen der durchgeführten Analysen kam es zu einer Beanstandung. In einer Futtermittelprobe aus einem ehemaligen Überschwemmungsgebiet wurden Gehalte an Dioxinen von 2,30 (+/- 0,46) ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg (88 % TM) sowie für die Summe aus Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB von 2,48 (+/- 0,50) ng WHO-PCDD/F/dl-PCB-TEQ/kg (88 % TM) bestimmt. Diese Werte überschreiten die Höchstgehalte gemäß Anhang I, Abschnitt V der Richtlinie 2002/32/EG von 0,75 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg (88 % TM) für Dioxine und von 1,25 ng WHO-PCDD/F/dl-PCB-TEQ/kg (88 % TM) für die Summe aus Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB in Futtermittel-Ausgangserzeugnissen pflanzlichen Ursprungs. Die Untersuchung von weiteren Futtermittelproben, Lebensmittelproben und Bodenproben aus dem Gebiet bestätigte eine Belastung mit PCB, Dioxinen und Schwermetallen. Weitreichende Maßnahmen, wie eine Untersagung der Beweidung und der Abgabe von dort erzeugten Lebensmitteln wurden von den örtlich zuständigen Ämtern getroffen. Vom Gesundheitsamt wurde erwägt eine Handlungsempfehlung für Anwohner mit Hausgärten herauszugeben.

Tabelle 6: Zahl der im Jahr 2017 in NRW durchgeführten PCB-Analysen in Futtermitteln

Verteilung der Proben und Analysen zur Untersuchung von unerwünschten Stoffen	ndl- PCB	dl- PCB
in Einzelfuttermitteln	194	194
in Mischfuttermitteln	71	76
in Vormischungen	7	7
in Zusatzstoffen	3	3

Tabelle 7: Zahl der im Jahr 2016 in Nordrhein-Westfalen durchgeführten PCB-Analysen in Futtermitteln

Verteilung der Proben und Analysen zur Untersuchung von unerwünschten Stoffen	Nicht dioxinähnliche PCB	Dioxinähnliche PCB
(mit Höchstgehalt) in Einzelfuttermitteln	114	
(ohne Höchstgehalt) in Einzelfuttermitteln		114
mit Höchstgehalt) in Mischfuttermitteln	113	
(ohne Höchstgehalt) in Mischfuttermitteln		113
in Vormischungen	6	6
in Zusatzstoffen	8	8

8.7 Humanbelastung

Die Zielgruppen und Anlässe der in Nordrhein-Westfalen bisher durchgeführten Untersuchungen (s. Kapitel 7.3) sind zu heterogen, um die Untersuchungsergebnisse für die Darstellung eines zeitlichen Verlaufs der Belastungen in Nordrhein-Westfalen heranziehen zu können. Die untersuchten Kollektive sind zudem nicht repräsentativ für die Belastungssituation der Allgemeinbevölkerung des Bundeslandes.

Im Jahr 2016 hat die Kommission Human-Biomonitoring des Bundes, basierend auf den Daten der Umwelt-Surveys und aufbauend auf unterschiedlichen später durchgeführten Erhebungen, Berechnungen angestellt, um aktualisierte Referenzwerte für die PCB-Belastung der Allgemeinbevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland festlegen zu können. Diesen Berechnungen zufolge liegt die Belastung von 95 % der Allgemeinbevölkerung altersabhängig zwischen <0,73 und <8,3 µg/l Vollblut. Im Vergleich zu älteren Werten aus dem Umwelt-Survey des Bundes ist hier eine um ca. 50 % niedrigere Belastung abgeschätzt worden als noch in den Jahren 1997/99 gemessen wurde.

Die Muttermilchuntersuchungen, die in Nordrhein-Westfalen seit Anfang der 1980er Jahre durchgeführt wurden, weisen heutzutage einen zu geringen Probeneingang auf, um darauf basierend für Nordrhein-Westfalen spezifische Hintergrundbelastungen ableiten zu können. Während in den 1990er Jahren im CVUA-MEL bzw. seinen Vorläuferinstituten bis zu 200 Muttermilchproben pro Jahr analysiert wurden, ist die Zahl der Untersuchungen in den ver-

gangenen Jahren stark zurückgegangen, so dass sich eine aussagekräftige Mittelwertbildung verbietet. Dies umso mehr, als die Gehalte in der Muttermilch sehr stark von der Länge der Stillperiode sowie der Anzahl an gestillten Kindern abhängt. Daher enthält die Tabelle 7 lediglich die in den Proben gemessenen Konzentrationsbereiche.

Tabelle 8: Ergebnisse von Muttermilchuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen 2009–2017 (CVUA-MEL)

DL-PCBs und NDL-PCBs in Muttermilch aus NRW 2009 - 2017									
Jahr	n	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	n	DL-PCB
		ng/g Fett							pg-TEQ/g Fett
2009	3	0,50-1,0	0,20-0,22	0,10-0,21	19,9-23,0	36,0-45,7	21,0-28,4	3	4,92-10,63*
2010	2	0,80-1,2	0,20-0,20	0,10-0,20	19,7-39,0	37,9-79,0	23,9-39,0	3	8,76-12,99*
2011	2	0,30-0,93	0,14-0,20	0,10-0,30	5,2-22,2	11,6-40,8	15,3-21,2	3	1,42-6,83*
2012	5	0,50-2,8	0,08-3,0	0,15-2,3	9,6-46,7	18,3-79,5	9,3-48,8	5	2,12-8,64**
2014	5	0,54-1,6	0,04-1,5	0,07-1,1	1,9-9,9	2,9-20,0	1,9-9,9	5	0,73-3,10**
2015	4	0,26-5,1	0,06-1,6	0,09-0,59	6,1-14,4	12,6-28,4	5,2-14,5	4	1,60-3,40**
2016	7	0,36-2,9	0,08-1,1	0,13-1,1	5,2-59,9	9,7-121	5,5-84,4	7	1,50-9,87**
2017	13	0,31-2,8	0,06-3,7	0,18-0,48	5,4-30,3	10,0-58,5	7,3-27,5	13	0,86-3,78**

*Berechnet mit WHO₁₉₉₈-TEFs **Berechnet mit WHO₂₀₀₅-TEFs

9 Ausblick

Die langjährigen Messreihen des LANUV zeigen, dass die Belastung der Umgebungsluft und damit auch der Eintrag in Böden und Pflanzen im Vergleich zu den 1990er Jahren deutlich zurückgegangen sind. Seit etwa 2010 ist dieser Trend jedoch nicht mehr klar feststellbar und die Messwerte stagnieren. An Orten mit industrieller Aktivität kommt es immer wieder auch zu Anstiegen der PCB-Belastung, denen – soweit möglich – durch entsprechende Anlagen-sanierungen begegnet wird. Mitunter ist die genaue Ursachenermittlung aufgrund vielfältiger möglicher Quellen jedoch schwierig und langwierig. Das LANUV arbeitet daher kontinuierlich daran, die Überwachungsmethodik und -strategie zu verbessern. Der kombinierte Einsatz traditioneller Probenahme mit Bioindikatoren hat sich hier bereits bewährt. Um das Messnetz zukünftig noch flexibler aufstellen zu können, laufen zurzeit Untersuchungen zum Einsatz von Passivsammlern. Verbesserte mathematisch-statistische Methoden der Dateninterpretation können ebenfalls helfen, PCB-Quellen aufzuspüren.

Die Untersuchung von Böden ist nur in seltenen Fällen hilfreich bei der Identifizierung aktueller PCB-Quellen. Solche Untersuchungen sind jedoch häufig unabdingbar, wenn festgestellt werden soll, wie lange und in welchem Umfang Einträge stattgefunden haben. Eine eindeutige Verursacherfeststellung setzt jedoch gute Kenntnisse darüber voraus, wie sich die stoffliche Situation ohne den Einfluss spezifischer und lokal begrenzter Einträge darstellen würde. Das LANUV wird deshalb auch in Zukunft daran mitwirken, dass sich der Kenntnisstand über Hintergrundgehalte von PCB in Böden weiter verbessert.

In den nordrhein-westfälischen Fließgewässern lässt sich seit dem ersten Monitoringzyklus (2006–2009) bei den Messstellen, die Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen im Schwebstoff aufwiesen, in nachfolgenden Untersuchungen in $\frac{3}{4}$ der Fälle eine Verbesserung der Belastungssituation feststellen. In fast 60% der Fälle wird die jeweilige Umweltqualitätsnorm für die verschiedenen PCB-Kongenere inzwischen unterschritten. Hinsichtlich einer Trendaussage in Biota lässt sich zusammenfassend feststellen, dass die Datengrundlage für eine Trendaussage zu dürftig ist und weitere Untersuchungen erforderlich sind. Neben der Problematik, dass keine kontinuierlichen Messergebnisse über die Zeit an der gleichen Messstelle mit der gleichen Fischart vorliegen, wurden teilweise Fische zwar gleicher Fischart aber unterschiedlichen Alters untersucht. Auch dies führt dazu, dass eine Vergleichbarkeit der Daten nicht gegeben und somit die Datengrundlage für eine valide Trendaussage nicht geeignet ist.

Die PCB-Belastung des Menschen ist zwar seit dem Verbot stark zurückgegangen, stagniert jedoch in den letzten zehn Jahren, wie z. B. an Messergebnissen der Umweltprobenbank des Bundes zu sehen ist. Gleichzeitig weist mehr als jede zwanzigste aller 30-39jährigen Frauen auch heute noch PCB-Konzentrationen im Blut auf, die oberhalb eines gesundheitlich abgeleiteten Vorsorgewertes für Frauen im gebärfähigen Alter liegen. Das zeigt, dass eine Verminderung der PCB-Belastung aus der Umwelt weiterhin nötig ist.

Wegen der hohen Persistenz der bereits in die Umwelt gelangten PCB und den immer noch vorhandenen Reservoirs (insbesondere in Alt-Anstrichen und Fugendichtungen), aus denen durch Ausgasung oder Freisetzung von PCB-haltigen Partikeln zusätzliche Emissionen entstehen können, bleibt die Stoffgruppe der polychlorierten Biphenyle auch in den kommenden Jahren weiter im Fokus der Umweltüberwachung in Nordrhein-Westfalen.

10 Zitierte und weiterführende Literatur

- BRUCKMANN P., HIESTER E., KLEES M., RADERMACHER L. 2011: Die Umweltbelastung durch polychlorierte Biphenyle (PCB) im Dortmunder Hafen, Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 71, Nr. 4, S. 151 – 158, 2011
- DELSCHEN T., HEMBROCK-HEGER A., NECKER U. (1996): Systematische Untersuchungen zum Verhalten von PAK und PCB im System Boden/Pflanze auf der Lysimeteranlage Waldfeucht., Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten Bd. 13 Teil 1, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.)
- DWD 2018: Deutschlandwetter im Jahr 2017.
https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2017/20171229_deutschlandwetter_jahr2017_news.html?nn=495078
- GLADTKE D., KLEES M., HOMBRECHER K. 2016: PCB-Monitoring mit Hilfe von Bioindikatoren – Detektivarbeit in der Umgebung einer Schredderanlage, VDI-Berichte 2280, S. 51 – 63, 2016
- HOMBRECHER K., BOTH R., RADERMACHER L. 2016: Immissionsbedingte Hintergrundbelastung von Nahrungs- und Futterpflanzen in Nordrhein-Westfalen, Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 76, Nr. 4, S. 122 – 127, 2016
- CVUA-MEL 2014: Jahresbericht 2014 des Chemischen und Veterinäruntersuchungsamtes Münsterland- Emscher-Lippe
- CVUA-MEL 2016: Sonderprogramm zur Untersuchung von Wildfleisch auf Dioxine und PCB; Bericht des Chemischen und Veterinäruntersuchungsamtes Münsterland-Emscher-Lippe an das LANUV vom 02.07.2016
- HALM-LEMEILLE M. P., FARD E. A., LATIRE T., FERARD J. F., COSTIL K., LEBEL J.-M., BUREAU M., SERPENTINI A. (2014): The effect of different polychlorinated biphenyls on two aquatic models, the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata* and the haemocytes from the European abalone *Haliotis tuberculata*. Chemosphere, 110, 120-128
- KLEES M., HOMBRECHER K., GLADTKE D. 2017: Polychlorinated biphenyls in the surrounding of an e-waste recycling facility in North-Rhine Westphalia: Levels in plants and dusts, spatial distribution, homologue pattern and source identification using the combination of plants and wind direction data, Science of the Total Environment 603 – 604 (2017) 606 - 615
- Klimaatlas NRW 2018: Aktuelle Einordnung.
<http://www.klimaatlas.nrw.de/site/nav2/Klima.aspx?P=2>
- KRAFT M., RAUCHFUSS K., SIEVERING S., WÖCKNER M., NEUGEBAUER F., FROMME H. (2017): Quantification of all 209 PCB congeners in blood—Can indicators be used to calculate the total PCB blood load? International Journal of Hygiene and Environmental Health 220(2 Pt A):201-208
- KRAFT M., SIEVERING S., GRÜN L., RAUCHFUSS K. (2018): Mono-, di- and tri-chlorinated biphenyls (PCB 1 - PCB 39) in the indoor air of office rooms and their relevance on human blood burdens. Indoor Air. Vol 28 2-9

- KRAUS T, GUBE M, LANG J, ESSER A, STURM W, FIMM B, WILLMES K, NEULEN J, BARON J, MERK H, SCHETTGEN T, KONRAD K, WAGNER N, RINK L, HAGMANN M, FILLIES B, ZSCHIESCHE W, KRAFT M, RAUCHFUSS K, WITTSIEPE J, WILHELM M, for the HELPcB-Group (2012): Development of a preventive surveillance program for former workers of a transformer and condenser recycling company, their family members and employees of surrounding companies. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 75: 8–10
- LANUV 2007: Gefährliche Stoffe – Bericht zur Umsetzung der Gewässerschutzrichtlinie 76/464/EWG in NRW, LANUV-Fachbericht 6, Recklinghausen 2007
- LANUV 2015a: Immissionsbedingte Hintergrundbelastung von Pflanzen in NRW – Schwermetalle und organische Verbindungen, LANUV-Fachbericht 61, Recklinghausen 2015
- LANUV 2015b: Hintergrundwerte für Schadstoffgehalte in Böden, LANUV-Fachbericht 66, Recklinghausen 2015
- LAUBY-SECRETAN B, LOOMIS D, GROSSE Y, EL GHISSASSI F, BOUVARD V, BENBRAHIM-TALLAA L, GUHA N, BAAN R, MATTOCK H, STRAIF, K (2013): Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls, *The Lancet Oncology*, Volume 14(4), 287-288
- MARX M., RINKLEBE J., SCHILLI C., KASTLER M., KAUFMANN C., MOLT C. (2015): Evaluierung vorhandener Daten zu Gesamt- und verfügbaren Stoffgehalten in Böden und in Nahrungs- und Futterpflanzen bezüglich der Prüfwerte der BBodSchV im Pfad Boden-Pflanze. UBA-Texte (in Vorber.)
- MMV 2015a: Erkenntnisse der Landesregierung zum Einsatz PCB-haltiger Betriebsstoffe im Steinkohlenbergbau in Nordrhein-Westfalen und etwaige Umweltauswirkungen, Landtagsvorlage 16-2631:
- MMV 2015b: Erkenntnisse der Landesregierung zum Einsatz PCB-haltiger Betriebsstoffe im Steinkohlenbergbau in Nordrhein-Westfalen und etwaige Umweltauswirkungen, Landtagsvorlage 16-2791
- MMV/MKULNV 2015: Belastungen von Oberflächengewässern und von aktiven Grubenwassereinleitungen mit bergbaubürtigen PCB (und PCB-Ersatzstoffen) – Ergebnisse des LANUV-Sondermessprogramms 2015, Landtagsvorlage 16-3551
- MUNLV 2009: Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, August 2009, Anlage D4 – 3. Zyklus
- OGewV 2016: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20.06.2016 (BGBl. I S.1373)
- RADERMACHER L., ALTENBECK P., KRAFT M., DELSCHEN T., HIESTER E. 2011: Ermittlung von PCB-Quellen im Dortmunder Hafen mittels Exposition von pflanzlichen Bioindikatoren, *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 71, Nr. 4, S. 159 – 164, 2011

- SCHETTGEN T, GUBE M, ALT A, ZSCHIESCHE W, HAGMANN M, KRAFT M, WILHELM M, KRAUS T. (2011): Innere PCB-Belastung von Angehörigen der Beschäftigten eines Transformator-Recycling-Betriebs. In: Triebig, G. (Hrsg.): Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin (DGAUM), Heidelberg, 09.-12. März 2011: 43-44; DGAUM, Aachen; http://www.dgaum.de/fileadmin/PDF/Tagungsbaende/DGAUM_Tagungsband_2011.pdf
- KNAPPE F., MÖHLER S., OSTERMAYER A., LAZAR S., KAUFMANN C. (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. UBA-Texte 36/08
- UBA 2017: Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. Hintergrund-Papier.
- UBA 2018: Emissionsentwicklung 1990-2016 für klassische Luftschadstoffe. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland>. Download 24.04.2018
- VAN DEN BERG M., BIRNBAUM L., BOSVELD A. T., BRUNSTRÖM B., COOK P., FEELEY M., GIESY J. P., HANBERG A., HASEGAWA R., KENNEDY S. W., KUBIAK T., LARSEN J. C., VAN LEEUWEN F. X. R., LIEM A. K. D., NOLT C., PETERSON R. E., POELLINGER L., SAFE S., SCHRENK D., TILLITT D., TYSKLIND M., YOUNES M., WERN F., KUBIAK T. (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environmental health perspectives, 106(12): 775
- WEBER R., HOLLERT H., KAMPHUES J., BALLSCHMITTER K., BLEPP M., HEROLD C. (2015): Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung. UBA-Dokumentationen 114/2015
- WELLBROCK N., BOLTE A., FLESSA H. (eds) (2016): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 43
- WHO (2003): Polychlorinated biphenyls: human health aspects. World Health Organization. Concise International Chemical Assessment Document 55. Geneva
- WILHELM M., WITTSIEPE J., LEMM F., RANFT U., KRAEMER U., EBERWEIN G., GRESHAKE M., KRAFT M., RAUCHFUSS K., WINNEKE G.. (2006): No influence of prenatal exposure to PCDD/Fs and dioxin-like PCBs on thyroid hormones of mothers and their newborns. Epidemiology, 17. 2006
- WILHELM M., WITTSIEPE J., LEMM F., RANFT U., KRÄMER U., FÜRST P., RÖSELER S. C., GRESHAKE M., IMÖHL M., EBERWEIN G., RAUCHFUSS K., KRAFT M., WINNEKE G. (2008): The Duisburg birth cohort study: influence of the prenatal exposure to PCDD/Fs and dioxine-like PCBs on thyroid hormone status in newborns and neurodevelopment of infants until the age of 24 months. Mutation Research 2008 Jul-Aug; 659(1-2):83-92.

Anhang 1: Gesetzliche Regulierungen

Tabelle 9: Regulation von PCB in verschiedenen Umweltbereichen

Produktion/Handel	
EU-POP-Verordnung VO (EG) 850/2004	Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von PCB als solches, in Gemischen oder als Bestandteil von Artikeln
Immissionsschutz	
Bundes-Immissionsschutzgesetz BImSchG	Grundlage für BImSch-Verordnungen und TA-Luft
13. BImSchV	Emissionsgrenzwert (PCDD/F und dl-PCB) für Großfeuerungen, Gasturbinen und Verbrennungsmotoranlagen: 0,1 ng TE _{WHO2005} /Nm ³
17. BImSchV	Emissionsgrenzwert (PCDD/F und dl-PCB) für Müllverbrennungsanlagen und Anlagen, in denen Abfälle mitverbrannt werden: 0,1 ng TE _{WHO2005} /Nm ³
Außenluft-Konzentration	LAI-Zielwert (PCDD/F und dl-PCB): 150 fg TE _{WHO2005} /m ³
Deposition	LAI-Zielwert (2004): 4 pg TE _{WHO2005} /m ² d anlagenbez. Wert: 9 pg TE _{WHO2005} /m ² d
Bodenschutz	
BBodSchV	PCB ₆ -Prüfwerte (µg/kg) für Wirkungspfad Boden-Mensch: - Kinderspielflächen: 400 - Wohngebiete: 800 - Freizeitflächen: 2.000 - Gewerbegrundstücke: 40.000 PCB ₆ -Maßnahmenwert (µg/kg) für Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze: 200
Abfallwirtschaft	
PCBAbfallV	Grenzwert für Summe aus PCB und ggf. weiteren halogenierten Verbindungen: 50 mg/kg
VO (EG) 850/2004	Grenzwert für PCB _{gesamt} (PCB ₆ *5) 50 mg/kg
US EPA 761.125	Reinigungszielwert für PCB _{gesamt} (PCB ₆ *5): 1 mg/m ²

Tabelle 9 (Forts.): Regulation von PCB in verschiedenen Umweltbereichen

Gewässerschutz	
OGewV 2016	Umweltqualitätsnormen (Gewässerschwebstoff): PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180: jeweils 20 µg/kg Umweltqualitätsnormen (Wasser): PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180: jeweils 0,0005 µg/l, Ersatzweise für fehlende Schwebstoffdaten Umweltqualitätsnorm (Biota): Summe PCDD/F und dl-PCB: 0,0065 µg/kg TEQ _{WHO2005}
Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer NRW (Anhang D4) (MUNLV 2009)	Orientierungswert (Gewässerschwebstoff): PCB 118: 20 µg/kg Orientierungswert (Wasser): PCB 118: 0,0005 µg/l
Lebensmittel	
Empfehlung (EU) Nr. 2014/663	Auslösewert dl-PCB für Lebensmittel tierischen Ursprungs zwischen 0,5 und 2,5 pg TE _{WHO2005} /g, Fett
	Auslösewert dl-PCB für Lebensmittel pflanzlichen Ursprungs zwischen 0,1 und 0,35 pg TE _{WHO2005} /g, Frischgewicht
Nationale Kontaminantenverordnung, Stand 2016	Höchstgehalte ndl-PCB (28; 52; 101; 180) zwischen 0,008 und 0,02 mg /kg
	Höchstgehalte ndl-PCB (138; 153) zwischen 0,01 und 0,1 mg /kg
Verordnung (EU) 1881/2006, Stand 2017	Höchstgehalte (PCDD/F und dl-PCB) je nach Lebensmittel zwischen 0,2 und 10 pg TE _{WHO2005} /g, Bezug auf Frischgewicht bzw. Fettanteil
	Höchstgehalt (PCB ₆) je nach Lebensmittel zwischen 3 pg/g und 300 ng/g, Bezug auf Frischgewicht bzw. Fettanteil
Futtermittel	
Verordnung (EU) Nr. 277/2012	Höchstgehalte (PCDD/F und dl-PCB) je nach Futtermittel zwischen 1 und 20 ng TE _{WHO2005} /kg, Bezug auf Futtermittel mit 88% Trockenmasse
	Höchstgehalt (PCB ₆) je nach Futtermittel zwischen 10 µg/kg und 175 µg/kg, Bezug auf Futtermittel mit 88% Trockenmasse
	Aktionsgrenzwert (PCDD/F und dl-PCB) je nach Futtermittel zwischen 10,35 und 11 ng TE _{WHO2005} /kg, Bezug auf Futtermittel mit 88% Trockenmasse

Tabelle 9 (Forts.): Regulation von PCB in verschiedenen Umweltbereichen

Umweltmedizin	
Kommission Humanbio-monitoring am Umweltbundesamt	HBM-1-Wert zur toxikologischen Bewertung von PCB _{gesamt} in menschlichem Blut: 3,5 µg/l Blutserum (Überschreitung: kein Handlungsbedarf)
	HBM-2 Wert zur toxikologischen Bewertung von PCB _{gesamt} in menschlichem Blut: 7 µg/l Blutserum (Überschreitung: gesundh. Einschränkungen möglich)
Scientific Committee on Food (SCF) der EU, 2001	Tolerable wöchentliche Aufnahme (TWI) für dl-PCB in pg TE/kg Körpergewicht: 14
WHO, 2003	Tolerable tägliche Aufnahme (TDI) für technisches PCB Aroclor 1254 in ng/kg Körpergewicht: 20
Innenraum	
PCB-Richtlinie NRW	Vorsorgewert/Sanierungsleitwert für PCB _{gesamt} ; (Überschreitung langfristig tolerabel): 300 ng/m ³ Luft
	Interventionswert für PCB _{gesamt} (Überschreitung löst weitere Untersuchungen und ggf. Sanierungsmaßnahmen aus): 3.000 ng/m ³ Luft
Ausschuss für Innenraum-Richtwerte am Umweltbundesamt in Ergänzung zu den PCB-Richtlinien der Länder (2007)	Innenraumprüfwert für dl-PCB: 5 pg TE/m ³

Anhang 2: Tabelle der Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren

Toxizitätsäquivalente

	Kongenere		Nato CCMS	WHO 1998	WHO 2005
Dioxine	2,3,7,8-TCDD		1	1	1
	1,2,3,7,8-PeCDD		0.5	1	1
	1,2,3,4,7,8-HxCDD		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,6,7,8-HxCDD		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,7,8,9-HxCDD		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD		0.01	0.01	0.01
	OCDD		0.001	0.0001	0.0003
Furane	2,3,7,8-TCDF		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,7,8/1,2,3,4,8-PeCDF		0.05	0.05	0.03
	2,3,4,7,8-PeCDF		0.5	0.5	0.3
	1,2,3,4,7,8/1,2,3,4,7,9-HxCDF		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,6,7,8-HxCDF		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,7,8,9-HxCDF		0.1	0.1	0.1
	2,3,4,6,7,8-HxCDF		0.1	0.1	0.1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF		0.01	0.01	0.01
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF		0.01	0.01	0.01
	OCDF		0.001	0.0001	0.0003
polychlorierte Biphenyle	3,3',4,4' - TetraCB	81	-	0.0001	0.0003
	3,4,4',5 - TetraCB	77	-	0.0001	0.0001
	2,3,3',4,4' - PentaCB	126	-	0.1	0.1
	2,3,4,4',5 - PentaCB	169	-	0.01	0.03
	2,3',4,4',5 - PentaCB	123	-	0.0001	0.00003
	2',3,4,4',5 - PentaCB	118	-	0.0001	0.00003
	3,3',4,4',5 - PentaCB	114	-	0.0005	0.00003
	2,3,3',4,4',5-HexaCB	105	-	0.0001	0.00003
	2,3,3',4,4',5'-HexaCB	167	-	0.00001	0.00003
	2,3',4,4',5,5'-HexaCB	156	-	0.0005	0.00003
	3,3',4,4',5,5'- HexaCB	157	-	0.0005	0.00003
	2,3,3',4,4',5,5'- HeptaCB	189	-	0.0001	0.00003

WHO = World Health Organization

NATO CCMS = Committee on the Challenges of Modern Society

Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de