

AUSWAHL UND BEWERTUNG VON DATEN AUS
UMWELTBEOBACHTUNGSPROGRAMMEN ZUR
BILANZIERUNG VON POLYCHLORIERTEN BIPHENYLEN
- MODELLTHEORETISCHE ANSÄTZE DER INTEGRATION -

Inauguraldissertation
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften

am Fachbereich Geowissenschaften
der Freien Universität Berlin

vorgelegt von
Gerlinde Knetsch

Berlin, 2011

Erstgutachter: Professor Dr. mult. Dr. h.c. Konstantin Terytze
Freie Universität Berlin
Fachbereich Geowissenschaften

Zweitgutachter: Professor Dr. habil. Roland Kubiak
Rheinland - Pfalz AgroScience
Institut für Agrarökologie

Tag der Disputation: 09. Dezember 2011

Erkennen heißt,
das äußerlich wahrgenommene
mit den inneren Ideen zusammen zu bringen
und ihre Übereinstimmung zu beurteilen.

Johannes Kepler, 1619

Das Ganze ist mehr als die Summe seiner Teile.

Die Natur wird als ein Netzwerk von Zusammenhängen gesehen,
in dem die Identifikation bestimmter Muster als Objekt vom menschlichen Beobachter
und vom Prozess des Erkennens abhängt.

Fritjof Capra (1996:56) „Lebensnetz“

Eidesstattliche Erklärung:

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Dissertation von mir selbstständig angefertigt wurde und keine anderen als die von mir zitierten Quellen und Hilfsmittel verwendet wurden.

Weiterhin erkläre ich, dass die Dissertation bisher nicht in dieser oder anderer Form in einem anderen Prüfungsverfahren vorgelegen hat.

Teilergebnisse dieser Arbeit wurden mit Genehmigung meines Doktorvaters Herrn Prof. Dr. mult. Dr. h.c. Konstantin Terytze auf dem 6. Internationalen PCB Workshop in Visby, Schweden, 2010 vorgestellt.

Berlin, Juni 2011

.....

Gerlinde Knetsch

Danksagung

Die Motivation zu diesem Thema der Dissertation unterlag einem langjährigen Entwicklungsprozess, der insbesondere durch meine mehr als 10 - jährige Arbeit an dem Thema Umweltbeobachtung geprägt wurde. Interdisziplinäre Arbeitsweise und vernetztes Denken, aber auch das Querdenken zu den medialen Disziplinen der klassischen Umweltmedien Boden, Wasser, Luft und Biota bereiteten Wege zu einem übergreifenden methodischen Ansatz der Auswertung von Umweltbeobachtungsdaten. Dieser zusätzliche Informationsgewinn und dessen praktische Anwendung im wissenschaftlichen Umfeld führen zu einer neuen Sicht zur Nutzung von Umweltdaten im Kontext noch offener Fragestellungen.

Herrn Dr. Rosenkranz und Herrn Dr. Bau – Wegbereiter der Umweltbeobachtung im Umweltbundesamt – verdanke ich die intensive Auseinandersetzung mit diesem Thema. Sie förderten bei mir das inter- und transdisziplinäre Denken und gaben durch ihre Diskussionsbereitschaft oft Anstöße für kritische Reflexionen.

Herzlichen Dank für die wissenschaftliche Betreuung sage ich meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. mult. Dr. h.c. Konstantin Terytze, der es mir ermöglichte, dieses Thema einzureichen. Seine wertvollen fachlichen und weiterführenden Hinweise zu dem Thema gaben wichtige Impulse für die inhaltliche Ausgestaltung dieser Arbeit.

Für die stetigen Anregungen und kritischen Hinweise zu methodischen Fragen der Integration von heterogenen Umweltdaten möchte ich mich ganz besonders bei Herrn Dr. Ulrich Siewers bedanken. Seine Diskussionsbereitschaft, das ausgewogene Verhältnis zwischen kritischer Reflektion, Anstößen zu Denkmodellen in die chemisch-physikalische Richtung zur Ableitung eigener innovativer Ideen förderten wissenschaftliches und kreatives Arbeiten.

Herrn Prof. Dr. Schröder von der Hochschule Vechta sei gedankt für die wertvollen Beiträge zu dem Thema Umweltbeobachtung, die in gemeinsamen Projekten diskutiert und aus verschiedenen Blickwinkeln bewertet wurden.

Schließlich geht mein Dank an die Kollegen und Kolleginnen des Umweltbundesamtes. Darüber hinaus gaben viele fachliche Gespräche mit Kollegen und Kolleginnen des Umweltbundesamtes mir Anregungen für diese Arbeit. Auch danke ich den Kollegen des Fachgebietes, die durch den Freiraum an Zeit außerhalb meiner Dienstzeit mir diese Arbeit ermöglichten.

Auch für die nichtwissenschaftliche Unterstützung, die für notwendige Ablenkung sorgte, sei Konrad, Ulrich E. und meinen geliebten Kindern Florian und Jonas sowie Hugo gedankt.

Für Eric

Kurzzusammenfassung

Diese Arbeit entwickelt methodische Ansätze für ein medienübergreifendes und integratives Auswertungskonzept von Umweltdaten mit dem Ziel der Ableitung von Umweltbilanzen.

Die Grundlage bilden Daten aus mehr als 100 Umweltmess- und Beobachtungsprogrammen sektoraler und medialer Erhebungen des Bundes und der Länder für die Stoffgruppe der persistenten organischen Stoffe (POPs). Hierbei dienen die Daten von polychlorierten Biphenylen (PCBs) für eine Bewertung zu einem kompartimentübergreifenden und integrativen Auswerteansatz für die letztendlich notwendige Ableitung von Umweltbilanzen.

Es wird ein Modell entwickelt, das methodologisch die Bilanzierung für eine kompartimentübergreifende Umweltbeobachtung ermöglicht. Zu den Anforderungen an eine fachliche Integration gehören die Qualitätssicherung von Umweltbeobachtungsdaten und deren Parametrisierbarkeit für die Bilanzierungen, um ein Gesamtkonzept für Umweltbilanzen zu entwerfen. Diese Untersuchung fragt, welche Kriterien für ein medienübergreifendes integratives Bewertungskonzept notwendig und relevant sind und wie das Zielsystem der Umweltbilanzen die Methoden steuern kann. Die Kriterien haben eine fachliche, räumlich/zeitliche und informationstechnische Ebene. Ein Referenzsystem für POPs soll für die Optimierung von bestehenden und zukünftigen Umweltprogrammen geprüft und für weitere Stoffgruppen angewendet werden.

Eine kardinale Frage ist, wie eine Harmonisierung und Standardisierung von heterogenen Daten möglich ist, da diese Daten mit unterschiedlichen Aufgaben- und Zielsetzungen erhoben wurden. Zunächst sind die Anforderungen an die Qualitätssicherungsverfahren zu definieren. Am Beispiel der polychlorierten Biphenyle (PCBs) werden Konventionen und Randbedingungen diskutiert, die für Untersuchungen zu Stoffflüssen zwischen den verschiedenen Umweltmedien genutzt und für Bilanzierungen eingesetzt werden können.

Eine Bewertung von nationalen und internationalen Standards findet statt, die einerseits das fachliche Integrationspotential der Daten prüft, andererseits die informationstechnische Ebene kritisch beleuchtet. Gegenwärtige Datenmodelle und technische Lösungen werden am Beispiel des POP-Dioxin-Informationssystems bewertet. Sie werden mit den Strukturen des bestehenden Referenzsystems für POPs abgeglichen, um einen Vorschlag für die Datenerhebung und Dokumentation zu unterbreiten.

Diese Arbeit untersucht auch die Grenzen der Bilanzen von Stoffkreisläufen bei der Zusammenführung von Daten heterogener Untersuchungsprogramme. Es wird ein Methodendesign für die Auswertung von Daten mit dem Ziel der Bilanzierung entwickelt. Chancen und Risiken künftiger Datenhaltungsmethoden und Datenmodelle für die kontinuierliche und zukünftige Verwendung von Daten für Bilanzierungsmodelle werden aufgezeigt und Empfehlungen für die Mehrfachnutzung von Umweltdaten im Kontext von spezifischen Umweltbilanzen gegeben.

Schlagwörter:

Umweltbeobachtung, Umweltdaten, Umweltbilanzen, Stoffflüsse, Persistente Organische Stoffe, Polychlorierte Biphenyle, Bewertungsmaßstab, Qualitätssicherung, Metadaten, Methodendesign, Referenzsystem, Messprogramm, Informationssystem.

Abstract

The subject of this study is to develop methodological approaches for a cross-media analysis and an integrated concept of environmental data with the aim of deriving environmental balances.

Based on data from more than 100 sectoral monitoring programs of Federal Länder, institutes and agencies for the substance group of persistent organic pollutants (POPs), the data of polychlorinated biphenyls (PCBs) are used for an cross-media evaluation procedure and ultimately necessary for the assessment of the environmental state and PCB-footprints in the environment.

It has been developed a model that allows the balancing methodology for cross-media environmental monitoring. The requirements for a technical integration include the quality assurance of environmental monitoring data and the parameterization for the balances to design a comprehensive approach to environmental balancing.

This study asks which criteria for a cross-media assessment and an integrative approach are necessary and relevant to the target system and how the integrated concept can control the knowledge-based methods. The criteria have technical and spatial / temporal information combined with a functional level. A reference system for POPs is to be considered for the optimization of existing and future environmental programs and can be applied to other groups of substances.

A cardinal question is how the harmonization and standardization of heterogeneous data is possible because these data were collected for different tasks and objectives. The first requirements are to define the quality assurance procedures. The conventions and constraints of polychlorinated biphenyls (PCBs) are discussed which can be used for studies of material flows between the various environmental compartments and for balancing.

An assessment of national and international standards takes place to examine the technical potential for integration of data, and highlights the information technology level critically. Current data models and technical solutions are evaluated on the basis of the POP-Dioxin-Informationssystem. They are compared with the structures of the existing reference system for POPs to submit a proposal for data collection and documentation.

This study also explores the limits of the balance sheets of material cycles linked to environmental monitoring data of heterogeneous programs. It is proposed to implement an optimized design method of data collection in order to use data for balancing substance cycles optimally. Opportunities and risks for future data storage methods and data models for continuous and future use of data for balancing are presented and recommendations for the multiple use of environmental data in the context of specific environmental balances.

Keywords:

environmental monitoring, environmental fate, persistent organic pollutants, polychlorinated biphenyl, scale of assessment, quality assurance, meta data, methodical design, reference system, monitoring programme, assessment knowledge

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VIII
Abkürzungsverzeichnis	XI
Formelzeichen.....	XIII
Glossar	XIV
1 Einleitung.....	1
2 Aufgabenstellung und Zielsetzung.....	3
3 Informationsgehalt von Umweltbeobachtungsdaten.....	6
3.1 <i>Reproduzierbarkeit, Validität und Interoperabilität von Umweltbeobachtungsdaten</i>	7
3.2 <i>Inwertsetzung der Daten für Stoffkreisläufe</i>	8
3.3 <i>Bilanzierung als eine Methode der integrierten Umweltbeobachtung</i>	11
3.4 <i>Früherkennung von Umweltveränderungen zur Quantifizierung von Umweltrisiken</i>	13
3.5 <i>Methodische „Fehlstelle“ für die integrative Bewertung</i>	14
3.5.1 <i>Inkohärenz von räumlichen, zeitlichen und stofflichen Umweltdaten</i>	15
3.5.2 <i>Fehlende Interdisziplinarität der Umweltbeobachtung zu sozio-ökonomischen Fragestellungen</i>	17
3.5.3 <i>Fehlende Interdisziplinarität zur Aus- und Bewertung von Umweltdaten</i>	17
3.6 <i>Anwendung der Ergebnisse in Forschung und Praxis</i>	18
4 Stand des Wissens – Datenintegration und PCBs.....	23
4.1 <i>Verteilung und Eigenschaften von PCBs</i>	24
4.2 <i>Aufkommen und Anwendung</i>	25
4.3 <i>Verteilung und Exposition</i>	28
5 Konzepte der Integration von Umweltbeobachtungsdaten	35
5.1 <i>Retrospektive Ebene – Validierung von Modellen</i>	35
5.2 <i>Prognostische Ebene - Statistische Verfahren und Modelle</i>	36
5.3 <i>Methodenbewertung zur fachlichen Datenintegration</i>	37
5.3.1 <i>Bewertung fragengeleiteter/problemorientierter/lösungsorientierter Ansätze</i>	39

5.3.2	Bewertung modelltheoretischer Ansätze	40
5.3.3	Bewertung datengeleiteter Ansätze.....	43
5.4	Qualitätsstandards von Umweltbeobachtungsdaten.....	44
5.4.1	Kriterien der Harmonisierung und Standardisierung von Umweltdaten	44
5.5	Bewertung von technologischen Ansätzen zur Integration.....	47
5.6	<i>Bewertung fachlicher Ansätze zur Integration</i>	<i>50</i>
6	Anforderungen an Daten und Methoden für eine fachliche Integration.....	52
6.1	<i>Anforderungen an die Qualitätssicherung von Daten zu PCBs</i>	<i>53</i>
6.1.1	Konventionen und Regelungen der Qualitätssicherung von Daten zu PCBs.....	54
6.1.2	Synchronisation und Interoperabilität von Umweltdaten der PCBs.....	56
6.2	<i>Parametrisierbarkeit von Daten aus technologischer Sicht</i>	<i>59</i>
6.2.1	Definition von Objektkategorien für die Messprogramme.....	61
6.2.2	Sichten von Objektklassen und fachliche Parameter	62
6.2.3	Zusammenhänge zwischen Objektklassen für die integrative Auswertung	64
6.3	<i>Anforderungen an die Nutzung für die Modellierung.....</i>	<i>66</i>
6.3.1	Erstellung und Nutzung von Inventaren und Basisdaten für die Modellierung.....	67
6.3.2	Validierung von Modellergebnissen	72
6.3.3	Standörtliche Gliederung als methodisches Instrument für die Integration von Umweltdaten	75
7	Entwicklung von einheitlichen Bewertungsmaßstäben für die integrative Auswertung von Umweltdaten.....	77
7.1	<i>Schaffung von Referenzsystemen für POPs.....</i>	<i>77</i>
7.2	<i>Methodik der Erstellung von Referenzprofilen.....</i>	<i>80</i>
7.3	<i>Referenz-Kongenerenprofile für Umweltkompartimente</i>	<i>83</i>
7.3.1	Referenzprofil Luft - Emission	84
7.3.2	Referenzprofil Luft – Immission und Deposition	85
7.3.3	Referenzprofil Biota.....	89
7.3.4	Referenzprofil Boden	95
7.3.5	Referenzprofil Klärschlamm	99
7.3.6	Referenzprofil Sediment.....	101

7.3.7	Referenzprofil Wasser	103
7.3.8	Referenzprofil Stoffe, Zubereitungen, Erzeugnisse	106
7.3.9	Ausblick zu weiteren Referenzprofilen	107
8	Bilanzierung – Stofffluss - Eintrag-Austrag-Quellen-Senken	108
8.1	<i>Produktions-, Verbrauchs- und Emissionsmengen von PCBs (Teilmodell 1)</i>	<i>109</i>
8.2	<i>Luft als Transportmedium für den Eintrag in Biota, Boden und Sediment (Teilmodell 2)</i>	<i>114</i>
8.3	<i>Boden als Quelle und Senke im Verhältnis zum Eintragungspfad Klärschlamm (Teilmodell3).....</i>	<i>118</i>
8.4	<i>Sedimente und tierische Bioindikatoren (Teilmodell 4).....</i>	<i>119</i>
8.5	<i>Gesamtbilanz PCB 153.....</i>	<i>120</i>
8.5.1	<i>Status Quo der Stoffvorräte von PCB 153 in der Umwelt</i>	<i>121</i>
8.5.2	<i>Eintrags- und Austragsfrachten über den Luftpfad für PCB 153</i>	<i>122</i>
8.5.3	<i>Anreicherungs- und Transformationsprozesse in den verschiedenen Umweltkompartimenten</i>	<i>125</i>
9	Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerung	129
9.1	<i>Grenzen der Integration von Umweltdaten für die Stoffgruppe der PCBs</i>	<i>132</i>
9.2	<i>Kriterien für eine erfolgreiche Integration von Umweltdaten</i>	<i>134</i>
9.3	<i>Ausblick</i>	<i>136</i>
10	Zusammenfassung.....	139
11	Literaturverzeichnis	142
	<i>Anhang A: Verzeichnis der WebLinks.....</i>	<i>160</i>
	<i>Anhang B: Zitierte Gesetze, Verordnungen, Richtlinien und Normen</i>	<i>162</i>
	<i>Anhang C: Gesetzliche Regelungen zu PCBs</i>	<i>165</i>
	<i>Anhang D: Berechnungsgrundlagen des TEQ -TEF Modells der WHO</i>	<i>168</i>
	<i>Anhang E: Eigenschaften, Wirkungen und Verbreitungen von PCBs (allgemein) und PCB153.....</i>	<i>169</i>
	<i>Anhang F: Abbildungen und ergänzende Tabellen zu den Kapiteln 3 und 4</i>	<i>176</i>
	<i>Anhang G: Auszug eines XML-Schemas nach ISO 19115.....</i>	<i>178</i>

Anhang H: Beobachtungsprogramme des POP-Informationssystems mit Bewertung des Integrationspotentials.....	181
Anhang I: Empfehlung für Qualitätskriterien von Daten der Umweltbeobachtung.....	187
Anhang J : Referenzwerte für Organochlorverbindungen im Vollblut - PCBs.....	189
Lebenslauf.....	190
Publikationen und wissenschaftliche Arbeiten seit 2000.....	191
Ausgewählte Vorträge seit 2006.....	192
Gutachten und Reviews.....	193

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Integration von Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen zu POPs	5
Abbildung 3-1: Darstellung der Indexierung eines Beobachtungsprogramms	9
Abbildung 3-2: Bilanzierung von Stoffflüssen und deren Rückkopplung zu Anforderungen an die Umweltbeobachtung.....	10
Abbildung 3-3: Kreislauf von PCBs, dargestellt am Stoff- und Materialfluss.....	12
Abbildung 3-4: Methodische Vorgehensweise bei der Integration von Daten verschiedener Fachdisziplinen.....	21
Abbildung 4-1: Chemische Strukturformel von PCBs	24
Abbildung 4-2: Verbrauchsmuster für ausgewählte PCB-Kongenere in verschiedenen Regionen....	26
Abbildung 4-3: Geschätzter weltweiter Verbrauch der PCB-Summe der 6+1 Indikatorkongenere auf der Zeitachse für die Nordhalbkugel.....	28
Abbildung 4-4: Räumliche Verteilung von PCB 153 Emissionen für das Jahr 2008 (Nordhemisphäre) in g / km ² / a.....	29
Abbildung 4-5: Räumliche Verteilung von PCB 153 Emissionen für das Jahr 2008 (Deutschland) in g / km ² / a	30
Abbildung 4-6: Räumliche Verteilung (50x50 km ² Raster) der mittleren jährlichen Immissionskonzentrationen von PCB 153 für das Jahr 2008 (Deutschland) in ng / m ³ Luft.....	30
Abbildung 4-7: Räumliche Verteilung (50x50 km ² Raster) der mittleren jährlichen Deposition von PCB 153 für das Jahr 2008 (Deutschland) in g / km ² / Jahr	31
Abbildung 4-8: Räumliche Verteilung (50x50 km ² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte in der Vegetation von PCB 153 für das Jahr 2008 (Deutschland) in ng / g TM.....	32
Abbildung 4-9: Räumliche Verteilung (50x50 km ² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden für das Jahr 2007 in ng / g TM.....	33
Abbildung 4-10: Räumliche Verteilung (50x50 km ² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden für das Jahr 2008 in ng / g TM.....	33
Abbildung 5-1: Modellansatz MSCE-POP der Berechnung von PCB in der Umwelt	39
Abbildung 5-2: Modellvalidierung und Qualitätssicherung zur integrierten Auswertung von PCB 153 in der Umwelt	41
Abbildung 5-3: Übersicht zum Gesamt-Datenbestand aller verfügbaren Daten im POP-Dioxin-Informationssystem (September 2010).	49
Abbildung 5-4: Integration des POP-Dioxin- Informationssystems in den Umweltobjektkatalog Bayerns.....	50
Abbildung 6-1: Austausch und Pfade des PCB-Transfers zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten	53
Abbildung 6-2: Beziehungen von Metadaten und konzeptionellem Datenmodell	58
Abbildung 6-3: Ausschnitt aus dem XML-Schema für Metadaten und Daten eines Messprogramms.....	60
Abbildung 6-4: Beziehungen von Metadatenobjekten und deren Verknüpfung	62
Abbildung 6-5: Datenbestand aller verfügbaren Daten zu PCB s in Böden.....	63
Abbildung 6-6: Technisches Datenmodell des POP-Dioxin-Informationssystems	65
Abbildung 6-7: Zeitlicher Verlauf der Gesamtemissionen von PCBs in die Umwelt in kg/Jahr.....	71

Abbildung 6-8: Räumliche Verteilung der modellierten mittleren jährlichen Immissionskonzentrationen von PCB 153 in ng/m ³ in Kombination mit den Jahresmittelwerten der Standorte des UBA-Luftmessnetzes	72
Abbildung 6-9: Räumliche Verteilung (50x50 km ² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden für die Jahre 2007 und 2008 in ng/g TM.....	73
Abbildung 6-10: Ökologische Raumgliederung Deutschlands, erstellt mit dem CART- Verfahren	76
Abbildung 7-1: Gesamt-Datenbestand aller verfügbaren Daten im POP-Dioxin-Informationssystem	78
Abbildung 7-2: Datenbestand der PCB und PCDD/F- Proben im POP-Dioxin- Informationssystem ..	79
Abbildung 7-3: Ausschnitt aus dem Datenmodell für die Kennzeichnung der Messprogramme nach Kategorie belastet und unbelastet	82
Abbildung 7-4: Schutzgutübergreifende Pfade des Transfers von PCBs in die Umwelt und zum Menschen	84
Abbildung 7-5: Ausreißertest für Immissionsmeßwerte nach Hampel (n= 281, davon 18 Ausreißer).87	
Abbildung 7-6: Median-Referenzprofil Luft – Immission, Vergleich Hintergrund- und Gesamtbelastung	87
Abbildung 7-7: Median-Referenzprofil Luft – Deposition, Vergleich der nassen, trockenen und Gesamtdeposition	88
Abbildung 7-8: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Fichte	91
Abbildung 7-9: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Grünkohl	91
Abbildung 7-10: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Weidelgras	91
Abbildung 7-11: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Fisch	92
Abbildung 7-12: Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Gehalte des Indikator-PCB 153 für den Bioindikator Brasse.....	93
Abbildung 7-13: Kongenerenprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Wanderfalkeneier	94
Abbildung 7-14: Gehalte an Organohalogenverbindungen in Wanderfalkeneiern in 2006.....	95
Abbildung 7-15: Datenbestand der Indikator-PCBs für das Kompartiment Boden.....	96
Abbildung 7-16: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für die Oberböden	98
Abbildung 7-17: Mediane der Gesamt-PCBs für verschiedene Nutzungsarten	98
Abbildung 7-18: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für Klärschlamm	100
Abbildung 7-19: Median-Referenzprofile der Indikator-PCBs für Sedimente.....	103
Abbildung 7-20: Median-Profile der Indikator-PCBs für Wasser	104
Abbildung 7-21: Verteilung von PCB 153 Konzentrationen (ng/L) in der Nordsee, Sommer 1995, interpolierte punktuelle Messung	105
Abbildung 7-22: Kongenerenprofil von vier Altölproben.....	106
Abbildung 7-23: Kongeneren-Profil von drei Trafoölproben	106
Abbildung 8-1: Produktions- und Verbrauchsmengen von PCBs in Deutschland.....	110
Abbildung 8-2: Zeitlicher Verlauf der PCB 153 Produktion und Emission in Tonnen pro Jahr	112
Abbildung 8-3: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt der Immission und Deposition	115
Abbildung 8-4: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt der pflanzlichen Biota.....	116
Abbildung 8-5: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt der pflanzlichen und tierischen Biotindikatoren	116

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 8-6: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt Boden und Sediment.....	117
Abbildung 8-7: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt Boden und Klärschlamm	118
Abbildung 8-8: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt Brassen und Sediment.....	120
Abbildung 8-9: Prozentualer Anteil von PCB 153 in den verschiedenen Kompartimenten.....	121
Abbildung 8-10: Jährliche PCB -153 Gesamtdeposition in kg von und nach Deutschland für 2008.	124
Abbildung 8-11: Gesamtbilanz PCB 153 Umwelt	127
Abbildung 8-12: Gesamtbilanz PCB 153 Umwelt und Technosphäre	128
Abbildung 9-1: Prozentualer Anteil der Indikator-PCBs in Lebensmittelproben	131

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Bewertungsverfahren und Maßstäbe für Stoffflussuntersuchungen von PCBs13

Tabelle 3-2: Bewertungsmatrix für das Integrationspotential von Umweltdaten,16

Tabelle 3-3: WHO-TEQ-Gehalte in Schafleber aus Deutschland (2008/2009).....19

Tabelle 4-1: Anwendungsbereiche von PCBs27

Tabelle 5-1: Ausgewählte Ausbreitungs- und Bilanzmodelle für die Verteilung von PCBs in der Umwelt
.....42

Tabelle 5-2: Kriterien für die Harmonisierung und Standardisierung von Umweltdaten in den
verschiedenen Kompartimenten, Beispiel POP-Dioxin-Informationssystem44

Tabelle 6-1: Eckwerte für PCBs (Einzelkongenere) für Umweltkompartimente und der
dazugehörigen Maßeinheiten im POP-Dioxin-Informationssystem57

Tabelle 6-2: Substanzen, die PCBs enthalten und mengenmäßige Schätzung von Beiprodukten mit
PCBs in der Europäischen Union.....68

Tabelle 6-3: Identifikation von potentiellen „Hot Spots“ von PCBs ($\mu\text{g I-TEQ/Tonne}$) nach OSPAR
(2007)69

Tabelle 6-4: Meldungen von fünf PRTR-Betrieben zum Eintrag von PCBs in Luft, Wasser und
Abwasser70

Tabelle 6-5: Gemessene Jahresmittelwerte der Immissionskonzentration für PCB 153 in ng/ m^3 (2007)
im Vergleich zu den Konzentrationen des EMEP-Modells73

Tabelle 6-6: Gemessene PCB 153 - Gehalte in Oberböden an Standorten der Umweltprobenbank
(2006) im Vergleich zu Gehalten der Böden des EMEP-Modells (2007/2008) in ng/g TM..
.....74

Tabelle 7-1: Übersicht zu dem Datenbestand Luft / Emission84

Tabelle 7-2: Bewertung der Einzelprogramme Emission (Anhang H1)85

Tabelle 7-3: Übersicht zu dem Datenbestand Luft – Immission und Deposition.....86

Tabelle 7-4: Übersicht zu dem Datenbestand Biota – pflanzliche und tierische Bioindikatoren90

Tabelle 7-5: Übersicht zum Datenbestand Boden97

Tabelle 7-6: Übersicht zu dem Datenbestand Klärschlamm100

Tabelle 7-7: Vergleich der Mediane zu Klärschlammgehalten101

Tabelle 7-8: Übersicht zu dem Datenbestand Sediment und Schwebstoffe102

Tabelle 7-9: Übersicht zu dem Datenbestand Wasser104

Tabelle 8-1: Berechnung von PCB-Emissionen für die Jahre 1990, 1995 und 2000 für Deutschland 111

Tabelle 8-2: Prozentuale Anteile von PCB 153 am Gesamtgehalt von PCB 153 in den verschiedenen
Kompartimenten121

Tabelle 8-3: Gegenüberstellung der Konzentrationen von Einzelkongeneren im Kompartiment Luft 122

Tabelle 8-4: Ausgangsparameter und Grundannahmen für die Schätzung der PCB 153 -
Depositionsfrachten für Deutschland mit Daten bis 2005.....123

Tabelle 8-5: Ausgangsparameter und Grundannahmen für die Schätzung der Gehalte in Böden von
Deutschland125

Tabelle 8-6: Ausgangsparameter und Grundannahmen für die Schätzung der Gehalte im Klärschlamm

Tabellenverzeichnis

von Deutschland.....	126
Tabelle 9-1: Quantitative und qualitative Bewertungskriterien für die Frühwarnung	137
Tabelle D-1: Toxizitätsäquivalentfaktoren (TEF) dioxinähnlicher (dl) PCBs nach WHO (1996, 2006)	168
Tabelle E-1: Eigenschaften von PCB 28, PCB 101, PCB 153, PCB 180	170
Tabelle E-2: Bezeichnung einiger wichtiger polychlorierter Biphenyle mit CAS-Nummer	170
Tabelle E-3: Zusammensetzung technischer PCB-Gemische	171
Tabelle E-4: Übersicht zu ökotoxikologischen und biologischen Eigenschaften von PCBs	171
Tabelle E-5: Gesamtproduktion von PCBs von 1930 bis 1993 in Tonnen	172
Tabelle E-6: Abfallimporte nach Deutschland (2009) in Tonnen, die PCBs enthalten	173
Tabelle E-7: Mittlere PCB-Gehalte in Düngemitteln in mg/kg TM (Summe der 6 PCBs)	174
Tabelle H-1: Messprogramme Luft – Emission	180
Tabelle H-2: Messprogramme Luft –Immission und Deposition.....	181
Tabelle H-3: Messprogramme pflanzliche und tierische Biota.....	182
Tabelle H-4: Messprogramme Boden	183
Tabelle H-5: Messprogramme Sediment	184
Tabelle H-6: Messprogramme Wasser	185
Tabelle J-1: Übersicht zu Referenzwerten im Blut.....	192

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
ADV	Automatisierte Datenverarbeitung
BAF	Bioakkumulationsfaktor
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BCF	Biokonzentrationsfaktor
BBRs	Bundesanstalt für Bau- und Raumordnung
CERA	Climate and Environmental data Retrieval and Archive system
cPCB	Coplanare PCBs
dIPCBs	dioxinähnliche PCBs - engl. dioxin-like PCBs
ECE	Economic Commission for Europe
EEA	European Environment Agency
EFSA	European Food Safety Authority
EMAS	Eco Management and Audit Scheme
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EPER	European Pollution and Emission Register
ePRTR	electronic Pollutant Release and Transfer Register
EUSES	European Uniform System for the Evaluation of Substances
FG	Frischgewicht
GMES	Global Monitoring for Environment and Security
HCH	Hexachlorocyclohexane
IHPA	International HCH and Pesticides Association
ISO	International Standard Organisation
IUCLID 4	International Uniform Chemical Information Database Version 4
IUCLID 5	International Uniform Chemical Information Database Version 5
KG	Körpergewicht
LD	Lethal Dose
LC	Lethal Concentration
MONARPOP	Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and Other Organic Pollutants
MSCE	Meteorological Synthesizing Centre-East
NERC	Natural Environment Research Council of Great Britain
NOEC	No Observed Effect level Concentration
OECD	Organisation for Economic Co - operation and Development
OSPAR	Oslo and Paris Convention
PANGAEA	Publishing Network for Geoscientific & Environmental Data
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzop-dioxine und -furane

Abkürzung	Erläuterung
PCT	Polychlorierte Terphenyle
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
POP	Persistent Organic Pollutant
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals
SEIS	Shared Environmental Information System
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
TDI	Tolerable Daily Intake
TEF	Toxizitäts-Äquivalenz-Faktor
TEQ	Toxizitäts-Äquivalenz-Konzentration
TM	Trockenmasse
TMAP	Trilateral Monitoring and Assessment Programme
UNEP	United Nations Environment Programme
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
XML	eXtensible Markup Language

Formelzeichen

Formelzeichen	Einheit	Bedeutung
c	-	Konstante
C_{Stoff}	divers	Konzentration der Chemikalie
F_{biol}	-	Biologischer Abbaugrad
F_{nx}	-	Verlustanteil
F_{ads}	-	Adsorptionsfaktor
FG	kg	Frischgewicht
$I\text{-TEQ}$	divers	Toxizitätsäquivalent nach Berechnung internationaler Standards
n	-	Anzahl der Messungen
$NATO\text{-TEQ}$	divers	Toxizitätsäquivalent nach Berechnung der NATO
PEC_{lokal}	$\mu\text{g/l}$	Lokale Umweltkonzentration
Q_{Produkt}	kg d^{-1}	Einsatzmenge
Q_{Wasser}	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	Einsatzmenge
TEF	-	Toxizitätsäquivalentfaktoren
TEQ	divers	Toxizitätsäquivalent
TM	kg	Trockenmasse
$WHO\text{-TEF}$	-	Toxizitätsäquivalentfaktoren nach WHO
$WHO\text{-TEQ}$	divers	Toxizitätsäquivalent nach Berechnung der World Health Organisation
x	divers	Messwerte
y	divers	Messwerte

Glossar

Name	Definition / Bedeutung
Adsorption	Anreicherung eines Stoffes an der Oberfläche einer benachbarten Phase (Grenzschicht). Adsorption kann sowohl aus der Gasphase wie aus umgebenden Flüssigkeiten (Wasser) erfolgen. Bei Absorption dringen Moleküle ins Innere der Nachbarphase ein, z.B. Einlagerung von Wasserstoff in Metalle.
Advektion	Eine an Gas- oder Flüssigkeitsströmung gebundene überwiegend horizontale Verfrachtung von Luftmassen, mit der u.a. Aerosole transportiert werden können.
Bestimmungsgrenze	Kleinste exakt quantifizierbare Konzentration eines Analyten in einer Probe, die mit einer festgelegten Präzision bestimmt werden kann. Erst oberhalb der Bestimmungsgrenze werden quantitative Analyseergebnisse angegeben. Die Bestimmungsgrenze entspricht grob genähert der dreifachen Nachweisgrenze.
Bioakkumulation	Anreicherung von Schadstoffen in Organismen, die <ul style="list-style-type: none"> a) durch direkte Aufnahme aus den umgebenden Kompartimenten Wasser, Boden, Luft, (Biokonzentration) b) durch Nahrungsaufnahme (Biomagnifikation) c) oder durch beide Wege (Bioakkumulation) auftreten kann. Innerhalb einer Nahrungskette nimmt die Konzentration der Schadstoffe in den aufeinander folgenden Trophiestufen zu.
Biokonzentration	Potential eines Stoffes, sich über das umgebende Medium in einem Organismus anzureichern. Der Biokonzentrationsfaktor (BCF) wird bestimmt über das Verhältnis einer Substanz (ohne ihre Abbauprodukte) in einem Organismus zu der durchschnittlichen Konzentration im umgebenden Medium während der Expositionszeit.
Biomagnifikation	Anreicherung eines chemischen Elementes oder einer chemischen Verbindung in einem Organismus durch direkte Aufnahme über die Nahrung. Die Biomagnifikation betrifft insbesondere Substanzen, die eine lange biologische Halbwertszeit besitzen, d.h. nur langsam von Lebewesen abgebaut werden und sich aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften (siehe Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient) im Fettgewebe oder z.B. in der Knochensubstanz anreichern. Diese Stoffe akkumulieren und können über den kontinuierlichen Stofffluss durch die Nahrungskette in zunehmend höherer Konzentration auftreten.

Name	Definition / Bedeutung
Datenauswertung	Die Datenauswertung ist ein Schritt der mehrstufigen Datenbehandlung, die sich aus den Teilschritten Datenprüfung, Datenaufbereitung, Auswertung und Bewertung zusammensetzt. Eine Auswertung erfolgt, im Unterschied zu den vorangehenden Schritten der Datenprüfung und – aufbereitung, stets im Hinblick auf eine bestimmte Fragestellung. Die Fragestellung wiederum koppelt die Nachfrage nach Sachverhalten und schließt weitestgehend möglich subjektive Komponenten aus. Dennoch kann die Grenze zur Datenaufbereitung und Bewertung mitunter fließend sein.
Desorption	Desorption ist die Umkehrung von Adsorptionsvorgängen.
Diffusion	Stoffeinträge, deren Herkunft nicht auf eine einzelne punktförmige Quelle zurückzuführen ist. Abtrag von Flächen, vor allem verursacht durch landwirtschaftliche, forstwirtschaftliche und bauwirtschaftliche Aktivitäten
EC ₅₀ -Wert	Effect Concentration ist diejenige statistisch ermittelte Konzentration einer Substanz, bei der 50 % der exponierten Testorganismen z.B. Daphnien innerhalb des Untersuchungszeitraums einen konkret untersuchten Effekt aufweisen. Dies kann zum Beispiel die Schwimmunfähigkeit sein.
Inkohärenz	Nicht zusammenhängende Objekte / Untersuchungen / Messprogramme. Jedes Objekt hat seine eigene Ziel- und Aufgabenstellung und weist einen sehr geringen oder gar keinen Vernetzungsgrad auf.
ISO-Norm	Die Internationale Organisation für Standardisierung (ISO) erarbeitet internationale Normen (engl. standards) in allen technischen Bereichen. Der Zweck der ISO ist die Förderung der Normung weltweit, um den Austausch zum Beispiel von Daten zu unterstützen. Die ISO-Normen sollen von allen Mitgliedsländern übernommen werden. Für Deutschland sind dies DIN ISO-Normen.
Komplementarität	Zusammengehörigkeit (scheinbar) widersprüchlicher, sich aber ergänzender Eigenschaften (Merkmale) eines Objektes (Messprogramm). Komplementäre Eigenschaften (Zeit und Raum) gehören zusammen, sofern sie dasselbe Objekt betreffen. In der Regel handelt es sich um zwei verschiedene Eigenschaften, die sich nicht kausal aufeinander beziehen, aber gemeinsam einen Sinn ergeben.

Name	Definition / Bedeutung
LD ₅₀ -Wert /LC ₅₀ -Wert	Lethal Dose bzw. Lethal Concentration ist diejenige Konzentration einer Substanz, bei der innerhalb eines definierten Zeitraumes 50 % der Tiere sterben. Der Wert ist ein Maß für die akute Toxizität.
Linked Data	Softwaretechnologie, die Informationen unterschiedlicher Daten- und Informationsanbieter, zu einem globalen Netzwerk verknüpft. Es wird gezielt von einem Informationssystem auf spezielle Daten in einem anderen Informationssystem / Datenbanken referenziert/verlinked.
Lipophil	Stoffe, die sich in Fetten und Ölen gut lösen. Lipophile Substanzen sind in der Regel Wasser abweisend.
Löslichkeit	Die Löslichkeit eines Stoffes wird durch seine Massen-Sättigungskonzentration in Abhängigkeit der Temperatur ausgedrückt. Man unterscheidet zwischen Wasser- und Fettlöslichkeit.
Metabolisierung	Biotischer Umwandlungsprozess einer Substanz in der Umwelt. Das Ergebnis einer Metabolisierung ist ein chemisch veränderter Metabolit der Substanz.
Metadaten	Metadaten sind strukturierte Informationen über Daten, mit deren Hilfe Datenressourcen beschrieben, verwaltet und dadurch gezielter aufgefunden werden können. In der Fachsprache auch „Daten über Daten“ genannt. Sie bilden einen integralen Bestandteil der Daten selbst und geben Auskunft über die Entstehung und Eigenschaften eines Messergebnisses. Im Kontext der Arbeit sind Metadaten Informationen über die Messprogramme und deren analytischen Ergebnissen. Sie beschreiben die Art der Probennahme, die Probenaufbereitung, die Methoden der Analyse und geben Auskunft über die Qualität der analytischen Ergebnisse. Den Metadaten können Werte/Kriterien zugeordnet werden, die frei wählbar, strukturiert oder klassifiziert sind und für Auswertungen zur Bewertung genutzt werden können.
Metainformation	Metainformationen geben Auskunft über die Beziehungen der Metadaten untereinander, das heißt Metadaten brauchen eine Interpretation. Im Kontext der Integration und Bilanzierung können diese Angaben zu Massenbilanzen, Transferraten und Metabolisierungsverhalten sein.
Nachweisgrenze	Kleinste nachzuweisende Menge des Analyten in einer Probe, wobei jedoch kein exakter quantitativer Wert erhalten werden muss. Es ist eine Entscheidungsgrenze für das Vorhandensein eines Analyten.

Name	Definition / Bedeutung
Normierung	Normierung ist ein Gütekriterium für die Einordnung von Daten in ein Bezugssystem. Die erhobenen Werte werden mit einer meist repräsentativen Stichprobe verglichen.
Objektivität	Objektivität ist ein wichtiges Gütekriterium bei der Datenerhebung, deren Ergebnisse unabhängig vom Datenerheber sind. Eine angewendete Methode muss immer zum gleichen Ergebnis kommen, unabhängig davon wer sie anwendet. Bei einer Messung oder einer Beobachtung muss die Dokumentation durch die Probennehmer oder Beobachtenden in gleicher Art und Weise erfüllt werden, bei einem Experiment gilt dies unter anderem für die Durchführung. Wichtige Gütekriterien für die Qualität wissenschaftlicher Untersuchungen sind Reliabilität und Validität.
Operabilität	Fähigkeit von verschiedenen Systemen zusammen zu arbeiten, z.B. durch die gegenseitige Inanspruchnahme von Dienstleistungen, wenn das eine System dem anderen System Daten und Informationen zur Verfügung stellt, die gegenseitig genutzt werden können.
Oslo Paris Convention (OSPAR)	Oslo Paris Convention ist die Abkürzung für das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks. Es ist nach den beiden Vorläufer Konventionen benannt, der Oslo-Konvention (OSCOM) von 1972 und Paris-Konvention (PARCOM) von 1974. Vertragsabschluss war am 22. September 1992 in Paris. Der Begriff wird für den Vertrag an sich und für die exekutive OSPAR-Kommission verwendet. Die Aufgabe der OSPAR ist der Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks.
Parametrisierung	Durch die Parametrisierung werden Regeln oder Beziehungen zwischen Objekten festgelegt bzw. vordefiniert. Für Daten der Umweltbeobachtung heißt das, dass Kenngrößen für Metadaten (Beschreibung des Messdatums nach Zeit, Raum und fachlichem Bezug) und die Qualität der analytischen Messwerte beschrieben werden und während einer Auswertung (Modelllauf) konstant bleiben.
PBT-Stoffe	Erfüllt ein Stoff die Kriterien <i>Persistenz</i> , <i>Bioakkumulation</i> und <i>Toxizität</i> wird er als PBT-Stoff bezeichnet. Die Kriterien sind im Anhang D erläutert.
Persistenz	Persistenz beschreibt die Lebensdauer eines Stoffes oder der Bestandteile einer Zubereitung in der Umwelt. Persistente Substanzen verbleiben lange in der Umwelt.

Name	Definition / Bedeutung
PNEC-Wert	Abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentrationswert - Predicted No-Effect Concentration. Konzentration eines Stoffes, unterhalb der für den betreffenden Umweltbereich keine schädlichen Wirkungen zu erwarten sind.
Proxydaten	Proxydaten werden häufig in der Klimaforschung verwendet als indirekte Klimazeiger oder Klimazeugen, z.B. Baumringe, Pollen, Warven, Eisbohrkerne oder Hinweise auf Gletscherstände. Im Kontext dieser Arbeit sind dies Sekundärdaten zu Stoffeigenschaften, wie Verhalten in der Umwelt, Bioakkumulation, Abbaubarkeit, ökotoxikologisches Verhalten in der Umwelt, aus denen sich Rückschlüsse auf das Potential der Anreicherung in den verschiedenen Umweltkompartimenten ziehen lassen.
Reliabilität	Reliabilität (Zuverlässigkeit) ist ein wichtiges Gütekriterium für die Genauigkeit einer wissenschaftlichen Untersuchung. Unter gleichen Rahmenbedingungen muss man immer zu gleichen Ergebnissen kommen – es treten keine zufälligen Fehler auf. Wenn zum Beispiel eine Messung wiederholt wird und dabei dieselben Ergebnisse erzielt werden wie bei der ersten Messung, spricht dies dafür, dass es reliabel ist. Weitere wichtige Gütekriterien für die Qualität wissenschaftlicher Untersuchungen sind Objektivität und Validität.
Remobilisierung	Wiederfreisetzung von chemischen Stoffen oder ihrer ökotoxikologischen und toxikologischen Abbauprodukte. Die Remobilisierung bewirkt den Übergang von Wirkstoffen aus einem Kompartiment in ein anderes Kompartiment und es treten dadurch erneut Effekte wie Mobilität oder biologische Wirksamkeit auf.
Repräsentativität	Die spezifische Eigenart einer definierten Menge kann durch einzelne Ergebnisse ausgedrückt werden, die typisch für eine Gruppe von Merkmalen jener Menge sind.
Reproduzierbarkeit	Die Reproduzierbarkeit ist ein Gütekriterium für eine Messung, die bei gleichen Ausgangsbedingungen das gleiche Ergebnis liefert, unabhängig von der Person, die die Messung durchführt.
Resuspension	Rückführen von Sedimentpartikeln und Schadstoffen in den Wasserkörper, verursacht durch Strömungen, Aktivitäten von Organismen oder Sedimentbeeinflussung durch menschliche Aktivitäten.
Sedimentation	Ablagerung/Absetzen von Teilchen aus Flüssigkeiten oder Gasen unter dem Einfluss der Schwerkraft. Schwebstoffbürtige Sedimente werden in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit, ihrer Korngröße und Dichte abgelagert oder erodiert bilden Sedimente.

Name	Definition / Bedeutung
Semantische Ebene	Abbildung der Sicht des Nutzers auf die inhaltlichen Strukturen der Daten. In dieser Ebene werden die inhaltlichen Zusammenhänge der Beobachtungsobjekte abgebildet. Sie dient der Vereinheitlichung von Beziehungen zwischen den Daten. Die semantische Ebene ermöglicht das Verständnis des Nutzers, Daten in einem bestimmten Kontext zu sehen.
Semantische Interoperabilität	Gemeinsame Terminologie, um sicher zu stellen, dass Datenelemente in der gleichen Art und Weise interpretiert werden können.
Synchronisation	Verfahren, die den Abgleich von Daten in verteilten Systemen regeln und die Daten dadurch in einem konstanten Zustand bleiben. Der Zugriff auf die Daten wird durch gemeinsame Prozesse gesteuert.
Syntaktische Ebene	Abbildung der Sicht des Nutzers auf die technischen Strukturen der Daten. In dieser Ebene werden die technischen Zusammenhänge der Beobachtungsobjekte abgebildet. Sie dient der Vereinheitlichung von Beziehungen zwischen den Daten. Die syntaktische Ebene gewährleistet den Austausch von Daten auf der Basis von vordefinierten und exakt abgesprochenen Strukturen. Ein Verständnis der Inhalte (Semantik) über verschiedene Nachrichten hinweg ist nicht möglich. In der Informatik können diese technischen Strukturen in <i>XML-Schemata</i> ausgedrückt werden.
Syntaktische Interoperabilität	Gemeinsame Terminologie, um sicher zu stellen, dass die Strukturen der Schnittstellen bzw. Datenformate (Syntax) zwischen den beteiligten Systemen bekannt sind und interpretiert werden können.
TDI-Wert	Angabe zur tolerierbaren täglichen Zufuhr von Stoffen ("tolerable daily intake") nach WHO, die als Verunreinigungen vorliegen.
Toxizität	Toxizität beschreibt die schädigenden Auswirkungen eines Stoffes auf den Menschen und auf die Umwelt.
Toxizitätsäquivalent Faktoren	Zur einfacheren Beurteilung werden die Konzentrationen der PCB-Kongenere nach Wichtung mit Toxizitätsäquivalentfaktoren (TEF, derzeit werden die sog. „internationalen“ (I-TEF) und die der WHO (WHO-TEF) verwendet) zu Äquivalenten (I-TEq bzw. WHO-TEq) zusammengefasst.
Trophie	Grad der Versorgung eines Ökosystems mit verfügbaren Nährstoffen:
	<ul style="list-style-type: none"> • oligotroph - gering nährstoffversorgt • mesotroph - mittel nährstoffversorgt • eutroph - reichlich nährstoffversorgt • hypertroph - übermäßig nährstoffversorgt

Name	Definition / Bedeutung
Trophieebene	<p>Stellung von Lebewesen im Nahrungsnetz (Nahrungskette). Ökosysteme und ihre Biozönosen können in verschiedene Trophieebenen unterteilt werden:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Primärproduzenten • Primärkonsumenten • Sekundärkonsumenten • Tertiärkonsumenten • Destruenten
Umweltbilanzierung	<p>Umweltbilanzen entstehen aus der naturwissenschaftlichen Sicht auf die Umwelt als Ganzes. Mit der Methodik der Bilanzierung ist es möglich, wichtige von unwichtigen Stoffflüssen zu unterscheiden. In einem mehrstufigen iterativen Prozess können auf der Basis von verfügbaren Daten überblickartige Bilanzen erstellt werden. Sie dienen auch dazu, Lücken und Fehlstellen von Daten und Informationen aufzuzeigen.</p>
Umweltkontaminanten	<p>Umweltkontaminanten sind risikobehaftete Stoffe, die aus diffusen Quellen stammen und aufgrund ihrer ubiquitären Verbreitung in der Umwelt, in Lebensmitteln und menschlichen Matrices auftreten. Dioxine/Furane und PCBs gehören dieser Gruppe an.</p>
Umweltprobenbank des Bundes	<p>Die Umweltprobenbank des Bundes ist ein Instrument der Umweltbeobachtung. Ökologisch repräsentative Umwelt- und Humanproben werden gesammelt, auf umweltrelevante Stoffe analysiert und eingelagert.</p> <p>Die Langzeitlagerung erfolgt unter Bedingungen, die eine Zustandsveränderung oder einen Verlust chemischer Eigenschaften über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten weitestgehend ausschließen.</p> <p>Dieses Archiv hält für unvorhersehbare Fragestellungen Proben für den analytischen Rückgriff und retrospektive Untersuchungen bereit.</p>
Validität	<p>Die Validität ist ein Gütekriterium für die Gültigkeit einer wissenschaftlichen Untersuchung und deren Ergebnisse. Eine Untersuchung ist valide, wenn wirklich das gemessen wurde, was gemessen werden sollte bzw. wenn die erhobenen Daten auch tatsächlich die Fragen beschreiben, die erforscht werden sollten. Insbesondere bei Studien, die Hypothesen testen, wird der Begriff der Validität auch zur Beurteilung der Untersuchung insgesamt verwendet. Dabei geht es um die Frage, ob die Untersuchung aufgrund ihres Designs geeignet ist, die Untersuchungshypothesen in eindeutiger Weise zu bestätigen oder zu widerlegen.</p>

Name	Definition / Bedeutung
Volatilisierung	Ausgasung / Verflüchtigung von chemischen Stoffen durch Transportprozesse aus dem Boden und dem Wasser in die Luft. Voraussetzung sind niedrige Wasserlöslichkeit und geringe Polarität. Die Volatilisierung eines chemischen Stoffes verläuft in mehreren Teilprozessen ab: a) Übergang vom sorbierten Zustand in die Gasphase b) Transport in der Gasphase (Luft)
Vorsorge	<p>Vorsorge beugt z.B. schädlichen Bodenveränderungen vor und beginnt nicht erst bei der Wahrscheinlichkeit eines Schadens. Die Besorgnis einer schädlichen Veränderung des Bodens genügt. Die Vorsorgepflicht ist notwendig, da der Boden über lange Zeiträume Schadstoffe anreichert, und dies zusammen mit anderen nutzungsbedingten Einwirkungen zum Verlust der Bodenfunktionen führen kann. Dieser mögliche Verlust der Leistungsfähigkeit des Bodens muss vorsorglich erfasst werden, da ein Verlust nicht kompensierbar ist.</p> <p>In Anlehnung an die Hauptgefährdungsursachen wird zwischen einer Vorsorge gegen stoffliche (Einbringung von Schadstoffen) und nicht stoffliche Belastungen (Versiegelung, Verdichtung, Wasser- und Winderosion) unterschieden.</p>
WebScraping	WebScraping ist eine Softwaretechnik zur Extraktion von relevanten Daten und Informationen aus Web-Seiten im Internet. Synonyme sind auch WebHarvesting oder WebDataExtraction.
Wiederfindungsrate	Verhältnis der Masse eines Produktes vor und nach einer Probenaufbereitung. Mittels der Wiederfindungsrate wird überprüft, ob bei der Probenaufarbeitung möglicherweise ein Teil der Substanz verloren geht.
XML-Standard	Bei XML (eXtensible Markup Language) handelt es sich um ein einfaches flexibles Textformat, das als Grundlage zum Veröffentlichen von Dokumenten und zum Datenaustausch im Internet verwendet werden kann. XML basiert auf einer Reihe von Empfehlungen, die von den Arbeitsgruppen des World Wide Web Consortium (W3C) veröffentlicht wurden. XML ist daher besonders für die Verwendung bei webbasierten Anwendungen geeignet.

1 EINLEITUNG

Die Anforderungen an die Umweltbeobachtung haben sich in den letzten Jahren grundsätzlich geändert. In der Vergangenheit bestand das Ziel darin, gesetzliche Regelungen wie die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999), Bundes-Immissionsschutzverordnungen (4. BImSchV, 2006) und das Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2002) zu überprüfen. Mit der zunehmenden Problematik von globalen und schleichenden Umweltveränderungen (Zieschank et al. 2000) gehen die Anforderungen an die Umweltbeobachtung gegenwärtig weit darüber hinaus.

Umweltbilanzen nutzen die naturwissenschaftliche Sicht auf die Umwelt als Ganzes und fördern die Vernetzung und die methodische Herangehensweise bei der medienübergreifenden Auswertung von Daten. Die in verschiedenen Beobachtungs- und Messprogrammen erhobenen Daten können somit über den ursprünglichen Auftrag und Zweck des Programms hinaus auch für andere Fragestellungen aufbereitet, genutzt und ausgewertet werden (Knetsch et al. 2003a, 2003b). Die Bilanzierung als ein Instrument der Umweltbeobachtung fördert das methodische Design zur zielgerichteten Auswertung von Daten und zur Ableitung von Stoffflüssen zwischen den verschiedenen Umweltmedien.

Zielvorgaben, die auf eine zu erreichende Qualität der Umwelt gerichtet sind, stellen einen Bewertungsmaßstab dar. Eine in 2008 erschienene Studie „Zukunftsfähiges Deutschland in einer globalisierten Welt“ zieht Umweltbilanz nach 15 Jahren Anstrengungen zur Umsetzung der Nachhaltigkeitsstrategie (Sachs et al. 2008). Mit der Umweltbeobachtung können derartige Zielvorgaben überprüft werden. Für die Stoffgruppe der PCBs konnte durch Maßnahmen der Emissionsminderung die tägliche tolerierbare Aufnahme über die Nahrungskette auf weniger als 1 pg TEQ/kg Körpergewicht und Tag (TDI-Wert) in den letzten 20 Jahren reduziert werden (Basler, 2009). Trotz der 1989 in Kraft getretenen PCB-Verbotsverordnung in Deutschland befinden sich weiterhin Mengen an PCBs in der Umwelt. Aufgrund des ubiquitären Vorkommens von PCBs und deren geringer Abbaubarkeit sowie der Remobilisierung aus Altlasten kommt es auch heute noch zur Kontamination von Futter- und Lebensmitteln, die teilweise zu hohen Einträgen über den Nahrungsmittelpfad führt. Die integrierte Analyse von Umweltbeobachtungsdaten verschiedener Monitoringprogramme unterstützt die Ursachenforschung und klärt Kontaminationspfade auf.

Es bedarf fachlich begründeter Qualitätssicherungsmaßnahmen, um Daten aus Monitoringprogrammen der Umweltbeobachtung für Evaluierungs- und Bilanzierungsaufgaben zu nutzen. Dies betrifft einerseits die detaillierte Beschreibung der Beobachtungsobjekte, d.h. Informationen über den Generierungsprozess der Daten – in der Fachsprache das Wissen von Daten über Daten - die Metadaten bzw. die Meta-Informationen. Andererseits bedingt die Herangehensweise an eine integrative Auswertung von sektoral erhobenen Beobachtungsdaten ein beträchtliches Maß an Validität (Gültigkeit), Reliabilität (Zuverlässigkeit) und Reproduzierbarkeit (Nachvollziehbarkeit) der analytischen Messergebnisse selbst (Schönthaler et al. 2003; Schröder et al. 1991, 2005).

Die Dokumentation und Bewertung der Qualität von Daten ist eine Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Integration im Kontext der Bilanzierung und der Untersuchung von Stoffkreisläufen. Erst damit erhöht sich der „Mehr“-Wert erhobener Informationen für weitere Fragestellungen. Komplementarität von Daten kann erst durch die Anwendung von Standards in den Bereichen Messnetzplanung, Probennahme, Vorbereitung, Aufbereitung, Analytik und Auswertung erreicht werden und fördert die Kompatibilität von Umweltdaten quer über die verschiedenen Umweltmedien hinweg.

2 AUFGABENSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Ziel dieser Dissertation ist es, auf der Grundlage des Datenmaterials eines Informationssystems zu persistenten organischen Stoffen (POPs) modelltheoretische Ansätze der Integration von Mess- und Beobachtungsdaten zu entwickeln. Diese Ansätze sollen für Bilanzierungen von Stoffkreisläufen in der Umwelt genutzt werden. Am Beispiel des PCB 153 wird untersucht, inwieweit Referenzsysteme der Umweltbeobachtung als Bewertungsmaßstab für die Ableitung von zeitlichen, räumlichen und fachlich-inhaltlichen Aussagen für Bilanzierungen geeignet sind.

Mit der Zielsetzung dieser Dissertation ist nicht ein integratives bzw. integrierendes Monitoring gemeint, welches die kombinierte Wirkung von Effekt- und Wirkungsmonitoring im Fokus hat (Rüdel et al. 2007a; Rüdel et al. 2007b). In der Dissertation verbindet sich mit dem Begriff Integration von Umweltbeobachtungsdaten eine Sichtweise, die über verschiedene Kompartimente medienübergreifend Daten in einen Zusammenhang stellt. Dabei prägt die konkrete Fragestellung den modelltheoretischen Ansatz der Integration. Mit Hilfe eines Bilanzierungsmodells werden geeignete Indikatoren für die Inwertsetzung von Daten abgeleitet, die wichtige Beiträge zur Bilanzierung von Stoffkreisläufen sind.

Für den Erfolg dieser Arbeit bedarf es einer Systematisierung der Beobachtungsprogramme zu persistenten organischen Stoffen in verschiedener Hinsicht. Die Beobachtungsprogramme müssen stratifiziert werden. Dies bedeutet eine Struktur zu schaffen, die eine Integration über verschiedene Ebenen hinweg ermöglicht. Insbesondere das methodische Design der räumlichen Integrationsebene muss so skalierbar sein, dass die drei Ebenen der nationalen (hier deutschlandweit), regionalen (länderweit bzw. naturraumbezogen) und lokalen (Umfeld von Emittenten) Sicht auf die Daten abgedeckt sind.

Das seit 1995 bestehende PCB-Dioxin-Referenzsystem (BMU, 1993) zur Untersuchung der Belastung von Mensch und Umwelt mit persistenten organischen Stoffen wird auf dessen Eignung zur medienübergreifenden und integrierenden Auswertung mit dem Ziel auf die Untersuchung von Stoffflüssen geprüft. Hierbei bilden Input- und Outputgrößen und Kontaminationsübergänge, z.B. bei der Entsorgung von PCB-haltigen Produkten, und die noch heute verfügbaren PCBs in geschlossenen Kreisläufen die Ausgangsbasis für die Beurteilung der Monitoringdaten. Die Rückkopplung der Ergebnisse auf die modelltheoretischen Ansätze für die Integration von Umweltbeobachtungsdaten und das Aufzeigen von Lücken im Monitoring bietet die Chance der Optimierung und Ausrichtung der Umweltbeobachtung auf Ziele wie das Aufzeigen von Effekten auf Ökosysteme und Menschen. Diese Aspekte nehmen einen immer wichtiger werdenden Stellenwert ein mit Blick auf die Integration von Umweltbeobachtungsdaten, auch im internationalen Kontext (EEA, 2003; OECD, 2004b; EU, 2008).

Die vorliegenden Daten zu PCB 153 aus den Mess- und Beobachtungsprogrammen sind vor dem Hintergrund zu analysieren, inwieweit derzeit vorhandene Standards der Internationalen Standard Organisation (ISO) und EU-Normen für die Sicherung der Aussagewerte der Umweltbeobachtungsdaten ausreichen und welchen Stellenwert

Verfahren der Qualitätssicherung von analytischen Messergebnissen einnehmen. Sollten diese Standards nicht ausreichen, wird ein praktikables und pragmatisches Methodendesign entwickelt, um eine wissenschaftlich fundierte Integration der Daten zu erreichen.

Stellt sich im Ergebnis der Analyse heraus, dass Fehlstellen bei den vorhandenen Daten in qualitativer und quantitativer Hinsicht vorliegen, ist die Machbarkeit der Nutzung von Sekundärdaten (Proxy-Daten) zu untersuchen. Mit Analogieschlüssen wird aufgezeigt, inwieweit und für welche Kompartimente fundierte Aussagen getroffen werden können. In diesem Zusammenhang findet eine Bewertung der multivariat-statistisch abgeleiteten ökologischen Raumgliederung für Deutschland als methodisches Instrument statt (Schmidt, 2002; Schröder & Schmidt 2008; Hornsmann et al. 2008). Diese Raumgliederung wurde bereits beispielhaft für die Integration von sektoral erhobenen Umweltbeobachtungsdaten und deren Übertragbarkeit auf Räume ähnlicher landschaftsökologischer Ausstattung genutzt.

Eine vollständige Übersicht zu deutschlandweiten, europaweiten und weltweiten Umweltbeobachtungsprogrammen zu persistenten organischen Stoffen gibt es nicht (EU, 2004; Bussian et al. 2010; Becker et al. 2010). Im europäischen Kontext unternimmt die Europäische Kommission verschiedene Anstrengungen, zum Beispiel für die Umsetzung der Konvention zu persistenten organischen Stoffen (POP-Konvention) (EU, 2004), um den Aufbau eines Informationssystems für Europa (SEIS) voran zu bringen. Ansätze zur Systematisierung von Umweltbeobachtungsprogrammen verschiedener Zielgrößen auf nationaler Ebene liefern von Klitzing et al. (1998, 2000); Nouhuys et al. (1999); Schröder et al. (2001); Schönthaler et al. (2003, 2008). Zum Aufbau einer Übersicht zu Mess- und Beobachtungsprogrammen der persistenten organischen Stoffe in Deutschland einigte sich die Bund -Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE (BMU, 1991) auf ein systematisches Vorgehen unter Nutzung von innovativen Instrumentarien der Informationstechnologie. Ziele und Aufgaben dieses Systems sind in BMU (1993) beschrieben.

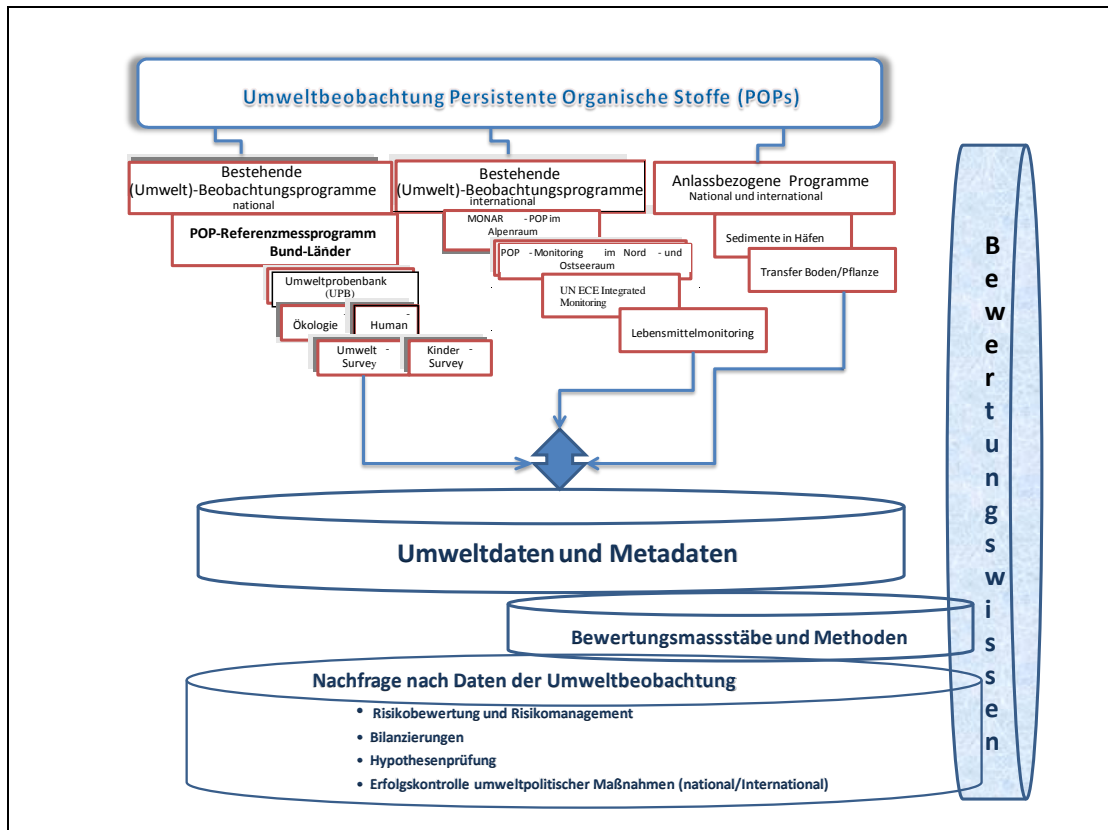


Abbildung 2-1: Integration von Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen zu POPs

Durch die Eigenschaften der persistenten organischen Stoffe finden in allen Umweltkompartimenten einschließlich der Futter- und Lebensmittel und im Schutzgut Mensch Anreicherungen statt. Ausgehend davon verdeutlicht Abbildung 2-1 die Komplexität der methodischen Herangehensweise zur Integration von Umweltbeobachtungsdaten. Unterschiedliche Mess- und Beobachtungsprogramme mit verschiedenen Aufgaben- und Zielstellungen erzeugen Daten, die in ein fachliches und datenbanktechnisches Modell integriert werden sollen. Definierte Anforderungen an die Qualität der Daten und die Parametrisierbarkeit sind Voraussetzungen für die Anwendung von Methoden zur Bewertung. Die Entwicklung einer „Integrationsschicht“ für den Zugriff auf die Daten und Metadaten der verschiedenen und oft mit unterschiedlichen Zielstellungen initiierten Umweltbeobachtungsprogramme soll vom wissenschaftlichen Standpunkt für die Nutzung von Bilanzierungen untersucht werden.

Die nachfolgende Analyse des Informationsgehaltes der Daten soll beleuchten, inwieweit die Daten aus den mehr als 70 Beobachtungsprogrammen zu polychlorierten Biphenylen für die Bilanzierung von Stoffflüssen in der Umwelt den fachlichen Anforderungen genügen.

3 INFORMATIONSGEHALT VON UMWELTBEOBACHTUNGSDATEN

Eine Analyse des Informationsgehalts von Umweltbeobachtungsdaten erfordert Verfahren, mit denen man Muster und Zusammenhänge mit anderen Fragestellungen und / oder Beobachtungen entdeckt und in Beziehung setzt zu bekanntem Wissen wie etwa das Verhalten von persistenten organischen Stoffen in der Umwelt. Eine Grundvoraussetzung ist die Verfügbarkeit von Daten und Informationen über verschiedene Umweltkompartimente hinweg, die den Lebensmittel- und Futtermittelpfad einschließen und letztendlich auch Aussagen zur menschlichen Belastung zulassen. Diese im Kontext des Themas der Dissertation betrachtete medienübergreifende Verfügbarkeit gewährt einerseits neue Möglichkeiten des Verständnisses der Wirkungen von PCBs in der Umwelt, andererseits sind damit retrospektive oder neue Anforderungen an die Daten selbst verknüpft. Zur Erhöhung der Aussagekraft der Daten ist eine strukturierte Dokumentation von Informationen über die Mess- und Beobachtungsobjekte, die Beschreibung dieser Objekte (Wiersma, 2004; Weihs, 2006; Knetsch et al. 2003, 2004, 2006, 2007, 2010, Houston & Hiederer, 2009) und die Angaben zu den Messwertqualitätskriterien (Schmidt, 2002; Schulz, 2006) notwendig.

Seit mehr als 15 Jahren hat sich der Begriff der Metadaten für derartig beschreibende Angaben zu Umweltobjekten heraus geprägt (Denzer et al. 1995). Metadaten sind Beschreibungen eines Beobachtungssystems hinsichtlich ihrer Merkmale, die so genannten Daten über Daten. Dazu zählen der Fachbezug, Ortsbezug, Zeitbezug, die analytischen Qualitätsstandards mit der Richtigkeit und Reproduzierbarkeit und den Maßeinheiten des erhobenen Datums. Wichtig ist auch, wer diese Daten vorhält und aus welchem Anlass die Daten erhoben wurden. Diese Zusatzinformationen haben assoziativen Charakter, so auf jeder Aggregationsstufe von dem einzelnen Messwert bis hin zum hochaggregierten Indikator oder Summenparameter und müssen bei der Auswertung Berücksichtigung finden. Ein wesentliches Merkmal der Metadaten sind diejenigen Informationen, die – in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung – die Navigation in den Daten gestatten und die korrekte Interpretation im gegebenen Kontext unterstützen. Metadaten sind Mittel zum Zweck der „Mehrfachnutzung“ und bilden die „Brücke“ zwischen verschiedenen Beobachtungsprogrammen. Sie unterstützen im Sinne der integrierten Datenauswertung:

- die Wiederverwendbarkeit in einem unterschiedlichen fachlichen Kontext,
- die Interoperabilität für eine systemübergreifende Nutzung,
- die Bestandssicherung von Daten in Langzeitdatenarchiven.

Die qualitative und quantitative Analyse dieser Metadaten, abgelegt in Datenarchiven, strukturiert in Datenbanken und Informationssystemen ist ein notwendiges methodisches Vorgehen, um den Informationsgehalt von Messergebnissen zu bewerten und nutzen zu können. Kriterien der Messwertqualität bestimmen letztendlich den Grad der Integration vor dem Hintergrund einer konkreten Fragestellung. Dies können z.B. Angaben zu Bestimmungsgrenzen, Wiederfindungsraten und die Teilnahme an Ringversuchen sein.

Metadaten liefern auch Informationen zum Vernetzungsgrad. Im konkreten Falle betrifft das bei Messprogrammen zu persistenten organischen Stoffen die Mitteilung darüber, ob die Ergebnisse in andere Messprogramme höherer Ordnung eingebettet sind. Im mathematischen Sinne bedeutet das, Messprogramm A ist eine Teilmenge von

Messprogramm B höherer Ordnung, wenn dieses bereits in ein überregionales nationales bzw. internationales Messprogramm eingebunden ist. Somit erhöht sich der Wert des Informationsgehalts von Daten eines Programms mit dem Grad der Vernetzung, der daran gekoppelten Anforderungen an das Messnetzdesign, an die Reproduzierbarkeit der Daten und seiner Qualität sowie deren Nutzung für weitere Fragestellungen.

Anhang F (F 1 bis F 3) zeigt am Beispiel der Umweltprobenbank des Bundes (BMU, 2008) den Vernetzungsgrad der in marinen Probennahmegebieten erhobenen biometrischen und analytischen Daten mit dem Trilateralen Wattenmeermonitoring (TMAP, 2008).

3.1 Reproduzierbarkeit, Validität und Interoperabilität von Umweltbeobachtungsdaten

Integrative Datenanalyse bedeutet sowohl die Zusammenführung von Daten verschiedenen Typs, als auch die Einbeziehung von Daten aus verschiedenen Quellen. Die Konzeption eines Datenpools zu Mess- und Beobachtungsdaten von persistenten organischen Stoffen aus zum Teil sehr heterogenen Umweltbeobachtungsprogrammen erfordert konkrete Anforderungen an das Qualitätsmanagement bei der Datenerfassung und der Ableitung von Kriterien zu Qualitätsstandards (BMU, 1990; BMU, 1991; Rothard et al. 1999; Terytze et al. 2006; Spigath, 2006).

Organisatorische Regelungen:

- betrifft nachvollziehbare und nachprüfbare Prozessschritte der Datenerhebung sowie die eindeutige Verantwortlichkeit des Datenhalters,
- umfasst Angaben zur Validität (Gültigkeit), Reliabilität (Zuverlässigkeit) und Reproduzierbarkeit (Nachvollziehbarkeit),
- schließt die Dokumentation von Auffälligkeiten ein, die im Kontext zu dem Datum steht.

Methodische Regelungen:

- betrifft die Validität der Probennahmeplanung und das Messnetzdesign, die Probennahme und die Aufbereitung für das Ziel der Untersuchung,
- umfasst das Qualitätssicherungsmanagement der Analysen,
- schließt die Art und Weise der statistischen Bearbeitung und Auswertung der Daten ein.

Technische Regelungen:

- betrifft die technische Übermittlung der Daten nach vorgegebenen organisatorischen Regelungen,
- umfasst die Einhaltung von technischen Standards und von Datenformaten,
- schließt die Interoperabilität von Umweltdaten in einen anderen Kontext ein (semantischer Datensatz).

Die Granularität der Dokumentation dieser Regelungen steht auch in Abhängigkeit von der Zeitachse. Je länger ein Messprogramm Daten produziert, umso wichtiger sind Angaben zur Reproduzierbarkeit, Reliabilität und Validität der Daten, um Interoperabilität auf semantischer und syntaktischer Ebene zu erreichen. Schon realisierte Beispiele

hierzu finden sich vor allem für Klimadatenarchive (NERC, 2009; CERA, 2008), die standardisierte Metadaten-Interfaces auf Basis von ISO-Normen entwickeln und mit einem Standardaustauschformat, dem XML - Standard (ISO 19115 und ISO 19119), die Bereitstellung von Meta-Daten zur Mehrfachnutzung unterstützen.

Das Qualitätssicherungsmanagement auf der methodischen Ebene umfasst Maßnahmen zur Schaffung von „Vereinbarungen“, die in Standard Operating Procedures (BMU & UBA, 2008) oder Guidelines (UN ECE, 2004b; UNEP, 2004) festgehalten werden. Dies schließt auch die Verständigung auf Auswerteverfahren für das Ziel der Aufgabenstellung ein. Die Anwendung von (geo)- statistischen Verfahren zur Prüfung des Datenbestandes, z.B. auf Normalverteilung, Validität und Repräsentativität einerseits sowie Vereinbarungen zu Auswertungsalgorithmen andererseits sind entscheidend für die Belastbarkeit der Ergebnisse.

Werden mit einem Messprogramm mehrere Umweltkompartimente in einer Raumeinheit untersucht, so kann das zwar dem Integrierten Monitoring (UN ECE, 1998) zugeordnet werden, hat aber nicht primär den Fokus der Bereitstellung und Nutzung dieser Daten in einem anderen fachlichen und/oder wissenschaftlichen Kontext. Das Integrated Monitoring der UN ECE ist ein Beispiel dieses integrierten Beobachtungsansatzes. In dem Bericht von 2008 verweisen Kleemola & Forsius auf den wissenschaftlichen Ansatz des integrierten Monitoringprogramms „...the provision of scientific and statistically reliable data that can be used in modelling and decision making“ (Kleemola et al. 2008:5).

Ferretti (2009) betont, dass die Integration von Daten aus Messungen der einzelnen Umweltkompartimente für eine wissenschaftliche Fragestellung auch die Integration verschiedener Wissenschaftsdisziplinen erfordert. Die Entwicklung von wissenschaftlichen Netzwerken fördert die interdisziplinäre Herangehensweise der Auswertung von Umweltdaten und steigert den Informationsgehalt.

3.2 Inwertsetzung der Daten für Stoffkreisläufe

In der Politik, Wissenschaft und Öffentlichkeit findet die Wahrnehmung und Behandlung des Themas „Persistente Organische Stoffe (POP)“ aus unterschiedlichen Blickwinkeln statt. Während bei der Ableitung von Höchst-, Hintergrund-, Referenz-, Grenz- und TDI-Werten gesetzliche Vorgaben und Verordnungen im Vordergrund stehen (BImSchV, BBodschV, Futter- und Lebensmittelverordnung), die Minderungsstrategien nach sich ziehen können, etablierte sich die Umweltbeobachtung als Frühwarn- und Kontrollsystem (Schönthaler et al. 2003; Wiersma, 2004; SRU, 2007; BAfU, 2009). Die erhobenen Daten und die daraus abgeleiteten Erkenntnisse und Maßstäbe der Bewertung sind Grundlage politischer Handlungsstrategien.

Im wissenschaftlichen Umfeld richtet sich der Fokus zunehmend auf die „Leistungsfähigkeit“ von Umweltdaten aus den verschiedenen Umweltbeobachtungsprogrammen. Daten in Wert gesetzt zu einer konkreten Aufgabe bieten das Potential Systemzustände und -veränderungen aufzuzeigen, Stoffflussuntersuchungen mit konkreten Ergebnissen aus der Umweltbeobachtung zu hinterlegen und aus den Erkenntnissen Empfehlungen für weitere wissenschaftliche und politische Handlungsfelder zu geben. Abbildung 3.1 zeigt, dass ein

Umweltbeobachtungsprogramm in einen dreidimensionalen Raum eingebettet ist. Dies betrifft die Vektoren Zeit (T), Raum (S) und die Variablen (V) eines Messprogramms. Letztendlich könnte den Daten des Beobachtungsprogramms eine vierte Dimension zugeordnet werden, die das Integrationspotential (I) und somit die Inwertsetzung für weitere Fragestellungen (Mehrfachnutzung) beschreibt.

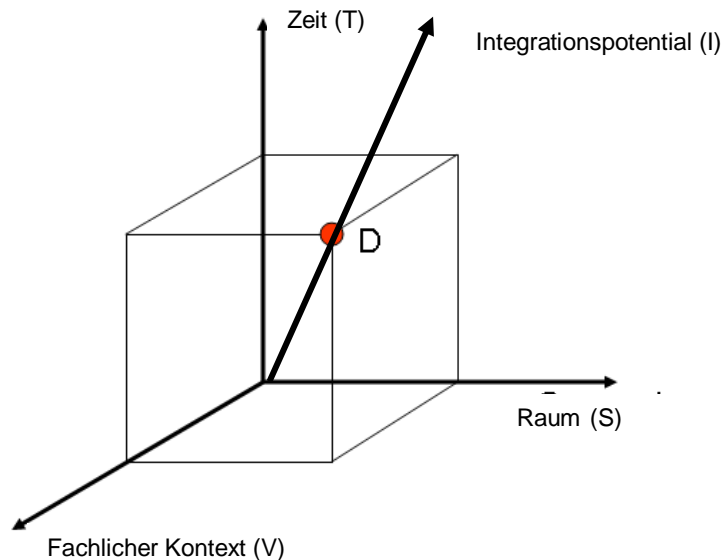


Abbildung 3-1: Darstellung der Indexierung eines Beobachtungsprogramms
Index: Raum, Zeit, fachlicher Kontext und Integrationspotential

Die Integration der sektoral erhobenen Daten in einen zeitlichen, räumlichen und fachlichen Kontext bedeutet:

- Aussagen zu verzögernden und „schleichenden“ Prozessen in der Umwelt retrospektiv und zukunftsnahe zu treffen,
- Räumliche Verteilungsmuster aus punktuell stichprobenartigen Erhebungen in flächenhafte Aussagen durch Extrapolationsverfahren zu gewinnen,
- Aussagen zur Genauigkeit der Ergebnisse aus dem Programm und zu möglichen fehlenden Parametern zu dokumentieren,
- Quellen und Senken von persistenten organischen Stoffen zu quantifizieren und Verlagerungsprozesse aufzuzeigen.

Diese Ergebnisse können in Wert gesetzt werden zu einer konkreten Fragestellung. Für die Zielsetzung dieser Dissertation kann die Ableitung von raumbezogenen Stoffbilanzen und Inputgrößen sowie die Verlagerung von Stoffen zeitlich und räumlich dargestellt werden, um somit frühzeitig Systemveränderungen in der Umwelt zu erkennen. Durch Vernetzung dieser abgeleiteten Informationen aus Daten der Umweltbeobachtung mit Erkenntnissen sozio-ökonomischer Fakten und Analysen, wie zum Beispiel aus Emissionskatastern, erhalten Umweltbeobachtungsdaten einen neuen wissenschaftlichen Stellenwert, der das Erkennen von raum-/zeitlichen Mustern des Transports, der Verlagerung und Akkumulation ermöglicht. Die Identifikation von Wirkungen auf

Ökosysteme und Menschen führt im Umkehrschluss zu Maßnahmen für reduzierte Stoffeinträge, die letztendlich in ein Verbot von hochpersistenten, bioakkumulierenden, toxisch und endokrin wirkenden Stoffen münden.

Der Abbildung 3-2 sind die systematischen Abhängigkeiten der einzelnen Schritte von der Erhebung von Umweltdaten aus Beobachtungs- und anlassbezogenen Untersuchungsprogrammen bis zur Durchführung einer Bilanzierung zu entnehmen. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse führen zur Rückkopplung auf Aktivitäten, die weiteren notwendigen Forschungsbedarf implizieren oder bei Eindeutigkeit der Bilanzierungsergebnisse Maßnahmen zur Regulierung bis hin zum Verbot von gefährlichen chemischen Stoffen für Mensch und Umwelt notwendig machen.

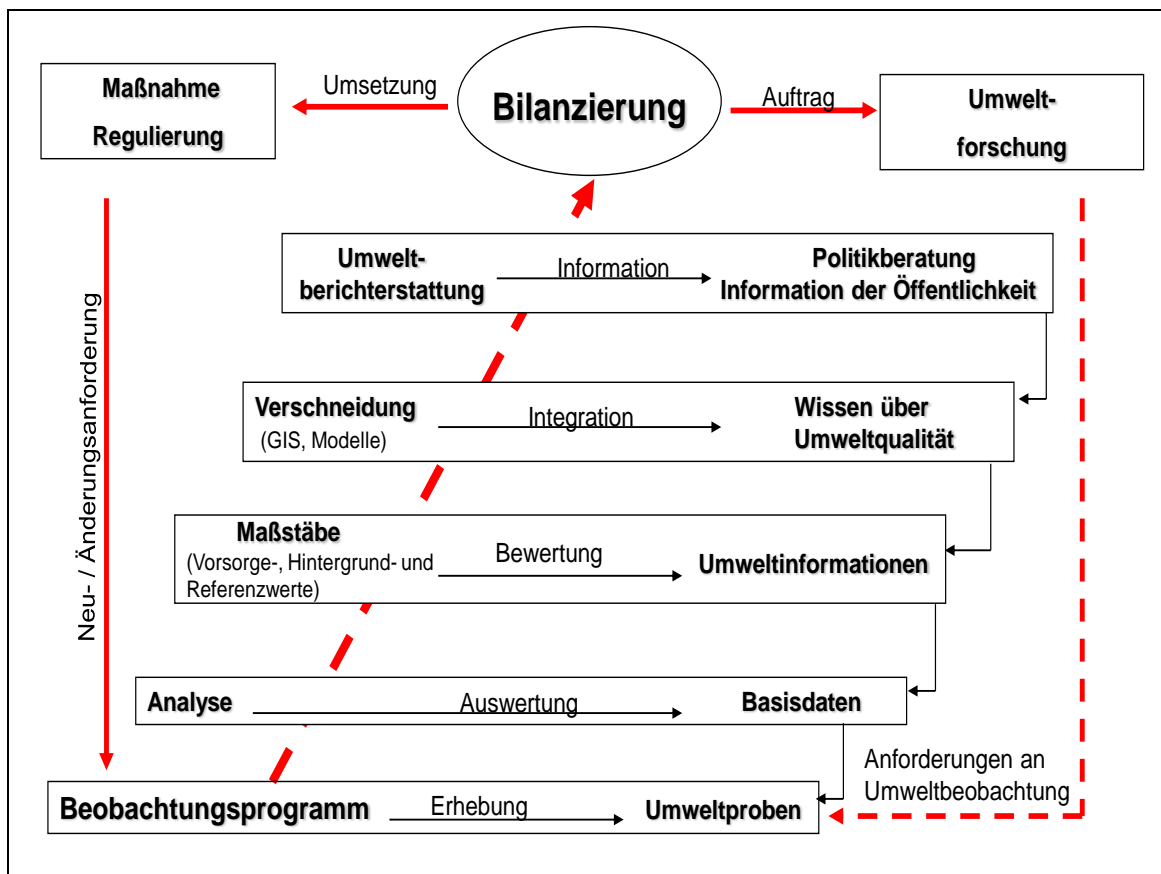


Abbildung 3-2: Bilanzierung von Stoffflüssen und deren Rückkopplung zu Anforderungen an die Umweltbeobachtung
 Quelle: verändert nach Projektbericht Umweltbeobachtung (2004)

3.3 Bilanzierung als eine Methode der integrierten Umweltbeobachtung

Im wissenschaftlichen Umfeld nehmen Bilanzierungen im Kontext der Umweltbeobachtung einen bisher untergeordneten Stellenwert ein. Einige konzeptionelle und praktische Beispiele finden sich bei Knappe et al. (2008) sowie für räumlich abgegrenzte Gebiete wie Bruchsal (UMEG, 2004). Eine Dioxin-Bilanz für Hamburg (Fiedler et al. 1997) identifizierte Eintragspfade von PCDD/PCDF im Großraum Hamburg. Die vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade (Knappe et al. 2008) scheint der methodisch am weitest entwickelte Ansatz zu sein. Mit dem Ziel der Quantifizierung von Eintragsfrachten (Input) und Austragsfrachten (Output) für das Kompartiment Oberboden wurden diejenigen Randbedingungen identifiziert, die für eine Bilanzierung wesentlich sind.

Bilanzierungsmodelle könnten Mittel zum Zweck sein, um das Ziel und Profil einer integrierten Umweltbeobachtung zu schärfen. Diese Zielstellung kann durch konkrete fachliche Aufgaben - im Kontext dieser Arbeit die Bilanzierung der Stoffflüsse von PCBs - hinterlegt werden. Das von Schönthaler (2008) angemerkte Defizit ungeklärter fachlicher Fragestellungen der integrierten Umweltbeobachtung könnte auf diesem Wege minimiert werden.

Der Begriff „Bilanz“ subsumiert im Umweltbereich verschiedene Aspekte. Nach Lapke (2008) kann eine Bilanz im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes § 19 eine lückenlose Input-Output-Gegenüberstellung sein, die bei einer Negativbilanz Maßnahmen zur Regulierung von Stoffen und Stoffflüssen nach sich ziehen. Als ein Beispiel ist die geltende Abfallklärslammverordnung zu nennen, die gegenwärtig einen PCB-Grenzwert von 0,2 mg/kg TM je Kongener als geltendes Recht benennt. Im Zuge der Diskussion zur Novellierung der Klärschlammverordnung (BMU, 2006) scheint der Vorschlag eines strengeren PCB-Grenzwertes von 0,1 mg/kg TM je Kongener den Zielvorgaben zur Minimierung der Stoffeinträge in Böden und der damit verbundenen Sicherung einer zukunftsfähigen landwirtschaftlichen Praxis zu entsprechen. Die Richtschnur der Vorsorge ist das Kriterium der wissenschaftlichen und politischen Diskussion, die zur Einleitung von Maßnahmen führen kann. Darüber hinaus kann durch Umweltbeobachtung und Umweltüberwachung die Einhaltung festgelegter Grenzwerte kontrolliert werden.

Die 2. Umweltbeobachtungskonferenz 2008 (BAfU, 2009) in Bern setzte sich erstmalig mit dem Thema der Umweltbilanzen auseinander. In einem zweitägigen Diskurs diskutierten WissenschaftlerInnen aus verschiedenen Bereichen die Vor- und Nachteile einer Bilanzierung im Kontext der Umweltbeobachtung. Im Ergebnis wurde folgendes festgestellt: „Umweltbilanzen unterliegen naturwissenschaftlichen Kriterien und ermöglichen analog einer Waage eine Gesamtbewertung“...„Daten und Bewertungen werden gewonnen aus der Erfassung und Bilanzierung von Ressourcen, Umweltzuständen und Stoffflüssen sowie aus der Untersuchung von Lebensräumen, Produkten oder der Gesundheit.“ (BAfU, 2009).

Ableitbar aus Abbildung 3-3 verfolgen sektorale Bilanzierungsmethoden verschiedene Ziel- und Aufgabenstellungen. Sie prägen das methodische Herangehen zur Lösung einer Fragestellung. Im wirtschaftlichen Sektor sind Produktökobilanzen, genutzt für Betriebsbilanzen oder speziell für die Zwecke der EG Öko-Audit-Verordnung (2009) und der EMAS-Verordnung (2001) erstellt, weit voran geschritten. Die Abschätzung der Relevanz einzelner Stoffflüsse, verknüpft mit prozessbezogenen, betrieblichen Stoff- und Energiebilanzen, sollen zur Identifizierung von regionalen Handlungsoptionen führen. Die Offenlegung der betrieblichen Auswirkungen auf die Umwelt bietet somit eine Grundlage für die Schätzung von Stoffflüssen zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten.

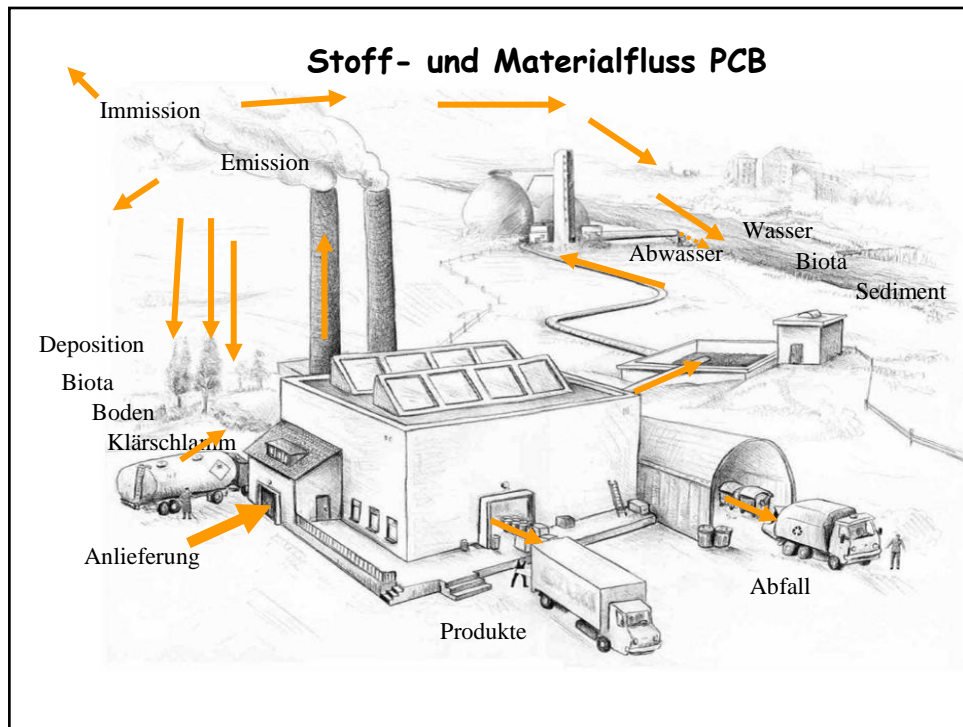


Abbildung 3-3: Kreislauf von PCBs, dargestellt am Stoff- und Materialfluss
Quelle: verändert nach Führ, M. (2007)

Wirtschaftliche Aspekte bestimmen die Normung von Bilanzen und sind bereits in internationalen Standards festgeschrieben. Ausgehend von diesem wirtschaftlichen Ansatz hat die Europäische Kommission 2006 (EG, 2006) eine Verordnung erlassen, die zum Aufbau des deutschen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister führten. Mit der Bereitstellung einzelbetrieblicher Daten aus Punktquellen und Daten zu Emissionen aus diffusen Quellen in die Kompartimente Luft, Wasser, Biota und Boden (SchadRegProtAG, 2007) besteht die Möglichkeit der Quantifizierung von Schadstoffeinträgen in die Umwelt. Diese Daten sind ein Baustein in der Bilanzierung und geben Auskunft über die mit einem Produkt oder Prozess verbundenen Umweltauswirkungen über den gesamten Lebenszyklus (Krinke, 2008; Hellweg, 2008).

Politische Themen wie die Klimapolitik nutzen Bilanzierungen als Instrument zur Steuerung von Maßnahmen im globalen Maßstab. Durch Bilanzen werden Erkenntnislücken und methodische Fehlstellen deutlicher, Forschungsbedarf aufgezeigt und die Notwendigkeit des interdisziplinären Ansatzes unterstrichen (Siegwolf, 2008).

Die Früherkennung von Umweltveränderungen in den Umweltkompartimenten durch Qualifizierung und Quantifizierung des stofflichen Eintrags bietet ein methodisches Instrumentarium, um Fehlstellen im Dualismus zwischen Umweltbeobachtung und Bilanzierung zu identifizieren.

3.4 Früherkennung von Umweltveränderungen zur Quantifizierung von Umweltrisiken

Eine Funktion der Umweltbeobachtung ist die Früherkennung von Umweltrisiken und von unmittelbaren und langfristigen Effekten auf Ökosysteme und für den Menschen. Die Einstufung, ob ein Risiko vorliegt, steht in Abhängigkeit von den Bewertungskriterien und Bewertungsmaßstäben. Tabelle 3-1 verweist in den Stoffflusskategorien Belastungen, Zustand und Auswirkungen auf die Potentiale der Umweltbeobachtung. Die Verteilungs- und Transportprozesse von in die Umwelt entlassenen chemischen Stoffen hängen hauptsächlich von deren chemisch-physikalischen Eigenschaften ab, deren Akkumulationsvermögen und Persistenz in der Umwelt und im Menschen. Die Verknüpfung dieser Daten aus den verschiedenen Kategorien sind Voraussetzung, um frühzeitig:

- sich anbahnende Veränderungen der Ökosysteme zu erkennen,
- Erkenntnisse über Art und Umfang eingetretener Fehlentwicklungen und ihrer Folgen und evtl. Schäden abzuschätzen,
- Umweltqualitätsziele, Referenzwerte und Umweltstandards abzuleiten,
- Erkenntnisse für die Prioritätensetzung politischer Maßnahmen zu erhalten und
- Maßnahmen für notwendige Vorsorgepolitik zu erarbeiten (BMU & UBA, 2008).

Tabelle 3-1: Bewertungsverfahren und Maßstäbe für Stoffflussuntersuchungen von PCBs verändert nach UBA 2002

Stofffluss-Kategorie	Erhebungsrahmen	Bewertungsverfahren	Bewertungskriterien/-maßstäbe
Verursacher /Quelle	Emissionen	Ökobilanzen, Life Cycle Assessment (LCA)	Grenzwerte Hintergrundwerte Stand der Technik
Umweltbeobachtung			
Belastungen	Stoffkonzentrationen in Kompartimenten, Produkten, Zubereitungen, Erzeugnisse	Stoffliche Belastungsschätzung	Umweltstandards Umweltqualitätskriterien
Zustand	Zustandserhebung für Kompartimente Gesamtbild	Umweltzustandsbeschreibung Bilanzierung	Umweltqualitätsziele Referenzwerte
Auswirkungen	Effektmonitoring	Wirkungsuntersuchung Risikoabschätzung	Umweltqualitätsziele Umweltstandards Wirkschwellen
Reaktionen	Gesetzliche Regelungen	Erfolgskontrolle von Maßnahmen Politikevaluation	Umwelthandlungsziele z.B. durch PCB-Verbot

In der Kette Stoffflussuntersuchungen nimmt die Kategorie der Quellen einen bedeutenden Stellenwert ein. Wissenschaftliche Untersuchungen haben eindeutig festgestellt, dass von den persistenten organischen Stoffen erhebliche Risiken für Umwelt und Gesundheit ausgehen. Deshalb hat die Europäische Kommission mit der Richtlinie 76/769 (EU 1976) ab 1978 die Produktion von PCBs verboten. Ausnahmen bildeten bestimmte Anwendungsgebiete wie der Einsatz in Erzeugnissen aus Kunststoffen und im Bauwesen, die nur bis 1986 galten. Die Richtlinie 96/59/EG (EU, 1996) des Rates über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und polychlorierter Terphenyle (PCB/PCT) setzt für die Nichtverwendung sämtlicher PCBs in Geräten eine Frist bis Ende 2010. Eine ausführliche Dokumentation zu den gesetzlichen Regelungen von PCBs in Deutschland gibt Anhang B und C.

Bei der Entwicklung der methodischen Ansätze zur Integration von Umweltbeobachtungsdaten zum Zwecke der Bilanzierung ist es wichtig, eine Unterscheidung zwischen den niedrig und höher chlorierten PCBs bezüglich der Stoffkonzentrationen in verschiedenen Umweltkompartimenten vorzunehmen. Höher chlorierte schwerflüchtige PCBs verhalten sich über die Zeitachse stabiler und persistenter, verbleiben in Ökosystemen verschiedener Trophieebenen und verlagern sich häufig in Senken. Aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften kommt es zur Akkumulation und Biomagnifikation in höheren Ebenen der Nahrungskette. Auf der „Leiter“ der Trophiestufen zeigen die höher chlorierten PCBs (z.B. PCB 138, 153 und 180) höhere Konzentrationen, während die niedriger chlorierten leichtflüchtigen PCBs (z.B. PCB 28, 31, 52) in geringeren Konzentrationen auftreten.

Die Entscheidung, das Indikatorkongener PCB 153 für diese Untersuchung zu nutzen, beruht einerseits auf dem hohen Akkumulationspotential und seiner Persistenz in der Umwelt. Es trägt als Repräsentant stellvertretend für die anderen PCB-Kongeneren mit einem Anteil von 10 % am Gesamtbetrag der PCBs bei (Ilyina, 2006).

Andererseits ermöglicht die verfügbare Datengrundlage des POP-Dioxin-Informationssystems eine Einzelkongener spezifische Betrachtung des Bilanzierungsansatzes. Eine Kurzcharakteristik der Substanzgruppe der PCB sowie des Einzelkongeners PCB 153 entsprechend ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften, ihres ökotoxikologischen Verhaltens in der Umwelt und ihrer Eigenschaften zur Bioakkumulation und Biomagnifikation findet sich im Anhang D dieser Arbeit.

3.5 Methodische „Fehlstelle“ für die integrative Bewertung

Unter dem zeitlichen, räumlichen und fachbezogenen Aspekt zeigt sich eine deutliche Inkohärenz von Beobachtungsdaten. Die Ursachen sind sehr vielschichtig. Zum einen spiegeln Ziel- und Aufgabenstellungen der Beobachtungsprogramme einen unterschiedlichen Ansatz im methodischen Vorgehen wider. Ein langzeitliches Umweltbeobachtungsprogramm zielt auf die Analyse von Trendentwicklungen zu Konzentrationen von Stoffen in verschiedenen Umweltkompartimenten über Jahre oder Jahrzehnte. Ein Beispiel sind die von den Vereinten Nationen koordinierten integrierten Kooperativprogramme über den weiträumigen grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen (UN ECE, 1998). In einem über ganz Europa verteilten Messnetz - für Deutschland die Standorte Neuglobsow (Brandenburg) und Forellenbach im Bayerischen Wald - werden seit mehr als 20 Jahren Konzentrationen verschiedener Schadstoffe in der Luft (Immissionen und Depositionen), in biologischen Matrices

(Fichtentriebe) sowie im Boden und Sediment (Beudert et al. 2001) gemessen.

Anlassbezogene Untersuchungsprogramme dienen der Überprüfung von Grenz- und Vorsorgewerten und / oder der Ursachenaufklärung von hohen Kontaminationen und des Transferverhaltens zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten. Nach Kördel et al. (2007) handelt es sich zum Beispiel um Untersuchungen zur Abbaubarkeit und Verlagerung (Fate-Untersuchungen) von Stoffen oder aber generell zu Untersuchungen von Konzentrationsbereichen in Dünger oder landwirtschaftlich genutzten Böden.

Die in 2008 auffällig hohen Befunde in bestimmten Lebensmitteln an dioxin-ähnlichen PCBs (dl-PCB) und PCDD/F initiierten einen Forschungsbedarf, um die Ursachen zu ermitteln (Basler, 2009; Becker et al. 2010). Ohne standardisierte Vorgaben der Probenahme, Analytik und einer ausführlichen Dokumentation der Metadaten resultiert eine heterogene Datenbasis, die sich nicht einheitlich interpretieren lässt und nur zweckbestimmt für den Kontext der Aufgabenstellung genutzt werden kann. Es bedarf eines methodischen Designs, um Fehlstellen zu schließen und Daten in einem Gesamtkontext interpretieren zu können.

3.5.1 Inkohärenz von räumlichen, zeitlichen und stofflichen Umweltdaten

Die Kompartiment übergreifende integrierte Aus- und Bewertung von Daten für die Bilanzierung von Stoffflüssen der PCBs bedeutet in der Regel eine Sekundärnutzung von Arbeitsergebnissen aus der medialen Umweltbeobachtung bzw. aus Überwachungs- und Vollzugaufgaben. Deshalb ist sorgfältig zu prüfen, ob die verfügbaren kontextgebundenen Erhebungsdaten zur Beantwortung von Arbeitshypothesen geeignet sind. Auch bei der Wahl von Bewertungsmethoden für die Daten werden implizit oder explizit Entscheidungen getroffen, die den Anwendungsbereich auf bestimmte Fragestellungen festlegen. Somit besteht für die integrierte Auswertung eine Reihe von Restriktionen, die berücksichtigt werden müssen.

Wegen der Inkohärenz von Daten verschiedener Umweltbeobachtungsprogramme wird in dieser Arbeit ein Bewertungsschema entwickelt, welches die Kriterien Kompartiment, Zeit, Raum, Stoffspektrum, kontextbezogene Erhebung (Integrations-Metadaten) beschreibt. Für jedes Kriterium wird eine Bewertungsgröße eingeführt, die das „Integrationspotential“ der Daten charakterisiert (Tabelle 3-2). Die abgeleitete Kennzahl zum Integrationspotential I bis III klassifiziert die Umweltprogramme im Kontext zum PCB-Bilanzierungsmodell (Kennzahl III hoch, Kennzahl II mittel, Kennzahl I gering).

Tabelle 3-2: Bewertungsmatrix für das Integrationspotential von Umweltdaten, Abnahme des Integrationspotentials von den Kennzahlen III nach I

Bewertungsmaßstab Inhaltliches Kriterium	hoch	mittel	gering	Kennzahl I, II, III
Dokumentation kompartimentbezogener Daten in Bezug zu Quellen und Senkenfunktion	X			z.B. III
Stoffspektrum auf PCB-Einzelkongenere bezogen	X			z.B. II
Räumliche Kohärenz auf Basis der Raumgliederung Deutschlands		X		z.B. II
Zeitliche Kohärenz auf Basis der Jahreszeiten und Probennahmejahre			X	z.B. I
Dokumentation der kontextbezogenen Erhebungsdaten (Integrations-Metadaten)	X			z.B. III
Vernetzung mit weiteren Monitoringprogrammen (national/international)	X			z.B. III

Entsprechend dieser Kriterien findet eine Wichtung der zur Verfügung stehenden Daten aus den mehr als 100 Mess- und Beobachtungsprogrammen nach dem Quellen – und Senkenprinzip statt. Des Weiteren wird eine Prüfung vorgenommen, ob Daten zu Produkten, Zubereitungen und Erzeugnissen, die PCBs enthalten können, verfügbar sind und für eine Quantifizierung von Neueinträge in die Umwelt relevant sind. Datengrundlage ist die International Uniform Chemical Information Database der Europäischen Kommission (IUCLID-Datenbank).

Zu jedem Kriterium gehört eine Einschätzung der Datenlage nach einem dreistufigen System:

- Datenlage ausreichend (3)
- Datenlage hinreichend (2)
- Datenlage nicht ausreichend (1)

Liegen keinerlei Datensätze vor, die den Kriterien genügen, findet eine besondere Kennzeichnung statt. Anhang H enthält einen Überblick der Bewertung der Programme. Für die Teilsysteme der Bilanzierung werden die verfügbaren Daten aus dem POP-Dioxin-Informationssystem dem Bewertungskapitel vorangestellt.

3.5.2 Fehlende Interdisziplinarität der Umweltbeobachtung zu sozio-ökonomischen Fragestellungen

Eine methodische Fehlstelle der Bewertung von Umweltbeobachtungsdaten im Kontext sozio-ökonomischer Fragestellungen zeigt sich in der fehlenden Verknüpfung der Zulassungsverfahren von Chemikalien mit einem begleitenden Monitoring der zugelassenen Stoffe. Für Altstoffe, seit mehreren Jahrzehnten in Produktion und Gebrauch, werden nur wenige innerhalb von Monitoringprogrammen beprobt. Deshalb ist es notwendig, Umwelteinträge von Chemikalien, die während der ganzen Lebensdauer emittiert werden, zusammenhängend zu betrachten. Ihre Einflüsse auf die Umwelt und den Menschen bergen ein potentiellies Risiko wie Schäden zum Beispiel am Immun- und Hormonsystem.

Der Bedarf für eine integrierte Aus- und Bewertung von Umweltdaten im Sinne eines Kontrollverständnisses ist immer dann gegeben, wenn keine direkte Überwachung der Verursacher aus gesetzlicher Sicht gegeben ist. Alle diffusen Quellen, alle umweltoffenen Verwendungen von Chemikalien, alle indirekten Einträge in die Umwelt über Produkte, Kläranlagen und Abfälle entziehen sich der direkten Überwachung im Vollzug. Die Umweltbeobachtung könnte die Überwachung der Verursacher ergänzen und ist somit selbst aktiver Bestandteil in der Überwachung.

Die Kommission (EU, 2001) hat deshalb in ihrem Weißbuch in Aktion 3 H gefordert, ein Informationssystem zu Schadstoffkonzentrationen in der Umwelt und der freigesetzten Chemikalien aufzubauen, um diese Fehlstelle zu schließen. Diese Daten sollten in leicht zugänglicher Form zur Verfügung stehen. Diese Fehlstelle unterstreicht wiederum der Bericht der Europäischen Umweltagentur (EEA, 2010). Die zunehmende Zahl der Chemikalien in der Umwelt, ihr Vorkommen und Verhalten in der Umwelt, das Risikopotential für Mensch und Umwelt erfordern eine integrative Sicht auf ein Umweltproblem. *„There is a need to establish an information system on concentration of chemicals in various environmental compartments and in humans”* (EEA, 2010).

3.5.3 Fehlende Interdisziplinarität zur Aus- und Bewertung von Umweltdaten

Die Erfassung von Emissionen über den Luftpfad sowie Emissionen aus Produkten, Zubereitungen, Erzeugnissen und Abfällen lag bisher nicht im Fokus der klassischen Umweltbeobachtung. Eine Ursache ist die Zuständigkeit für die Erhebung der Daten. Durch die föderale Struktur oder durch ministerielle Zuständigkeit liegen die Aufgaben der Emissionsüberwachung in Länderhoheit, so auch die dezentrale Datenerhebung und Datenhaltung. Institutionelle Strukturen stehen interdisziplinären Ansätzen oft entgegen. Fachübergreifende Kooperationen erfordern einen hohen Abstimmungsbedarf und einen Blick auf die Gesamtentwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen.

Mit dem FuE-Projekt „Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes, Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts“ (Klitzing et al. 1998, 2000) und der Fortführung dieses Projektes in 2002 (Klitzing, 2002) versuchte das Umweltbundesamt eine Fehlstelle zu schließen. Jedoch war zu diesem Zeitpunkt festzustellen, dass die mit

dem Vorhaben gewünschte Interdisziplinarität und die damit verbundene Vernetzung der einzelnen Bausteine der Umweltbeobachtung zu einem Gesamtsystem an Grenzen stoßen. Einerseits stehen Gesetzgebungsverfahren dem entgegen, andererseits weisen Daten z.B. aus dem Sektor der Emissionen einen Bezug zu wirtschaftlichen Größen auf, die als Betriebs- und Geschäftsgeheimnisse Dritten nicht zugänglich sind.

Im wissenschaftlichen wie politischen Umfeld unterstützen interdisziplinäre Projekte und Programme eine höherwertige Sichtweise. Bereits Anfang der 90er Jahre sollte der notwendigen Interdisziplinarität für das Thema der POPs mit der Gründung einer aus verschiedenen Ressorts der Bundesregierung zusammengesetzten Bund-Länder Arbeitsgruppe DIOXINE (BMU, 1991) Rechnung getragen werden. Umwelt- und Gesundheitsexperten organisierten sich in Arbeitsgruppen, um Messprogramme für kompartiment- und transferbezogene Untersuchungen zu Dioxinen/Furanen zu harmonisieren und das methodische Design der Probenahme und Analytik abzustimmen (BMU, 1991). 1994 etablierte das BMU ein bundesweites mehrjähriges Dioxin-Referenzmessprogramm. Die Messungen der Dioxin-Kontaminationen in der Umwelt und im Menschen über einen längeren Zeitraum sollten Trendaussagen ermöglichen. Insbesondere sollte festgestellt werden, wie sich die seinerzeit eingeleiteten Reduzierungsmaßnahmen insbesondere bei Dioxinmissionen auf die Immission, die Deposition, die Kontamination von Futter- und Lebensmitteln und letztendlich auf die Muttermilch als letztes Glied der Nahrungskette auswirken (BMU, 2002).

Fiedler et al. (2001b) hebt dieses Erfordernis eines interdisziplinären Ansatzes wie folgt hervor: „...Messdaten zu Emissionen und Erzeugnissen liefern wichtige Informationen über die Freisetzung von Dioxinen und damit grundlegende Informationen für Dioxinventare und Expositionsabschätzungen... Mit der [Aufnahme dieser Daten] in die Datenbank DIOXINE könnten POP-haltige Produkte und Abfälle verwaltet werden und im Zusammenhang mit der Transferinformation zwischen den Nutzungen bzw. den Kompartimenten der Fluss der POPs bis zur endgültigen Zerstörung verfolgt werden. Ein solches System würde auch zur Umwelt hin offene Pfade identifizieren“ (Fiedler et al. 2001b). Emissionsinventare unter Einbeziehung von Beiträgen der Sekundäremissionen wie Re-Volatilisation (Ausgasung) von PCBs aus Böden, kontaminierten Wasserflächen (Auenbereiche) sowie hot-spots Gebiete durch Altlasten, die nicht ausreichend gesichert sind, stehen derzeit nicht zur Verfügung (IHPA, 2006; van der Gon et al. 2007; Ruzicková et al. 2008). Dies betrifft auch die zunehmende Holzverbrennung, welche mit einem wesentlichen Anteil an den diffusen Quellen beiträgt (Becker et al. 2010).

3.6 Anwendung der Ergebnisse in Forschung und Praxis

Nach einjährigem Recherchieren und Auswerten zu dieser Arbeit beeinflussten aktuelle Ereignisse maßgeblich das Vorantreiben dieses Themas. Nach einer im August 2008 erstmals in der Presse veröffentlichten Meldung (Weltonline, 2008) zu erhöhten Gehalten in Schaflebern in den Überschwemmungsflächen der Ems (Niedersachsen) ergab ein durch die Bundesländer durchgeführtes Screening folgendes: Von den 140 genommenen Proben (2008/2009) in Schaflebern überschritten 94 % die in der Lebensmittel-Verordnung (EG) 1881/2006 festgelegten Höchstgehalte zu Dioxinen/Furanen/PCB (BfR, 2009).

Die Gehalte korrelierten nicht mit bekannten Emissionsmustern, wie Überschwemmungsflächen von Flusseinzugsgebieten, Altlastenstandorten und/oder siedlungsstrukturellen Gebietstypen wie Ballungsräumen, ballungsnahen Räumen oder ländlichen Regionen. Tabelle 3-3 gibt einen Überblick zu den statistischen Kenngrößen der 140 analysierten Proben von denen 131 Proben die festgelegten Höchstgehalte der Lebensmittelverordnung überschritten.

Tabelle 3-3: WHO-TEQ-Gehalte in Schafleber aus Deutschland (2008/2009)
Quelle: BfR (2009)

Bundesland	Probenzahl	Probenzahl (>HG*)	pg WHO-TEQ/g Fett	pg WHO-TEQ/g Fett	pg WHO-TEQ/g Fett	pg WHO-TEQ/g Fett
			Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
NI	73	72	40,1	33,0	7,2	204,0
SH (Elbe)	20	19	32,2	29,0	1,9	65,9
SH (ausg. Elbe)	6	5	40,6	26,4	5,3	93,3
HE	5	4	17,2	14,9	8,0	32,7
MV	21	19	55,3	28,4	1,5	502,0
NW	11	10	42,7	31,1	8,8	99,3
BY	4	2	37,4	33,9	8,0	73,9
Gesamt	140	131	41,0		1,5	502,0

*Überschreitung des festgelegten Höchstgehalts der Lebensmittelverordnung 1881/2006

Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR, 2009) stellte in seiner Stellungnahme folgendes fest: „Die dem BfR vorliegenden Daten erlauben allerdings keine hinreichenden Rückschlüsse auf die Herkunft der beprobten Schafleber. Dem BfR liegen unvollständige Angaben zum Alter der Tiere, zur Haltungsform oder zum jeweiligen Fütterungsregime der Schafe vor. Neben der extensiven Schafhaltung – einschließlich der Wanderschafhaltung – wird in Deutschland Lammfleisch entweder über eine Wirtschaftsmast auf Basis überwiegender Weidehaltung oder in Form der Intensiv- oder Schnellmast (Stallhaltung, bei der in hohem Maße Krafftutter wie Getreide und Sojaextraktionsschrot zum Einsatz kommt) produziert. Die Höhe der Belastung der jeweils verwendeten Futterressource mit Dioxinen und PCBs spiegelt sich mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Belastung von Schafleber wider. Es ist daher nicht auszuschließen, dass die vorliegenden Daten mit Höchstgehaltsüberschreitungen insbesondere von Tieren stammen, die vorwiegend extensiv gehalten wurden.“

Eine wesentliche Aussage dieser Meldung betrifft die nicht ausreichend dokumentierten Metadaten, die somit keine wissenschaftlich fundierte Untersuchung der Eintragspfade zulassen. Gerade diese wichtigen Parameter wie Haltungsform, Fütterungsart, Alter der Tiere und Umgebungscharakteristika können zur Ursachenaufklärung beitragen. Ein weiterer Punkt betrifft die Verfügbarkeit von Daten anderer Umweltkompartimente, die zu der Ursachenaufklärung beitragen. Ein darauf vom BMU in Zusammenarbeit mit der AG DIOXINE initiiertes Forschungsprojekt sollte den Forschungsbedarf, der zur Ursachenaufklärung der Kontamination bestimmter Lebensmittel mit Dioxinen und dioxinähnlichen PCBs beiträgt, evaluieren (Basler, 2009). Bis zum jetzigen Zeitpunkt sind die Ursachen für die hohe PCB-Belastung von tierischen

Nahrungsmitteln nicht geklärt (Schwarz et al. 2010; Bussian et al. 2010; Becker et al. 2010).

Trotz PCB-Verbotsverordnung sind weltweit, europaweit und deutschlandweit PCBs weiterhin in der Umwelt verfügbar und reichern sich in den Endpunkten der Nahrungskette und des Menschen an.

So sind die Ergebnisse dieser Arbeit für folgende Forschungsbereiche relevant:

- Interdisziplinäre Methodenentwicklung für die integrierte Umweltbeobachtung
- Entwicklung von Bilanzierungsmodellen mit Fokus auf Stoffflussuntersuchungen
- Validierung von Multimedia-Modellen unter Nutzung von Monitoringdaten
- Validierung von Transportmodellen, die den globalen Ferntransport von PCB nachweisen
- Übertragung der modelltheoretischen Ansätze der Bilanzierung von PCB auf weitere Stoffgruppen der persistenten organischen Stoffe (POPs)
- Risikobewertung unter Einbeziehung der gesundheitlichen und sozio-ökonomischen Aspekte und Folgeschäden
- Schließung von Bewertungslücken zu Stoffrisiken im Rahmen der neuen EU Chemikalienverordnung REACH

Abbildung 3-4 gibt einen Überblick zum Vorgehen bei der Nutzung der mit Mess- und Beobachtungsnetzen erhobenen Daten, der Inwertsetzung von Daten aus Emissionsinventaren sowie dokumentierter Eigenschaften zu chemischen Stoffen, des Verhaltens in der Umwelt und deren Wirkungen auf den Menschen. Stehen diese Informationen qualitätsgesichert und für den Nutzer komfortabel für die Recherche zur Verfügung, fördern bidirektionale Datenflüsse die Mehrfachnutzung von Daten für verschiedene Fragestellungen. Die Brücke für die Integration der Daten bilden Metadaten und –informationen.

Mit dieser Methode können Fehlstellen zu notwendigen Daten identifiziert, Wissenslücken zur Beantwortung von Fragestellungen klarer definiert und Forderungen an die Qualitätssicherung von Daten für wissenschaftlich fundierte und belastbare Aussagen gestellt werden.

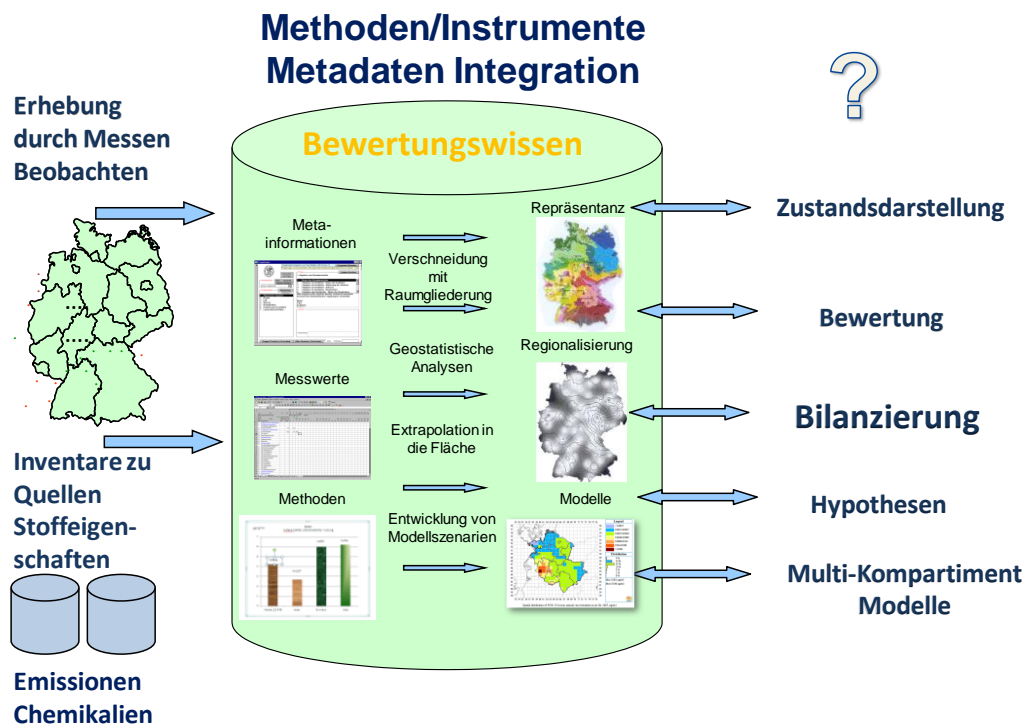


Abbildung 3-4: Methodische Vorgehensweise bei der Integration von Daten verschiedener Fachdisziplinen
Quelle: verändert nach Schröder et al. (2001)

Für die Praxis bedeutet dies:

- Stärkung der Bedeutung von Aktivitäten zur Umweltbeobachtung mit dem Ziel der Justierung und Schärfung von Methoden und Modellinstrumenten
- Schaffung von technischen Schnittstellen zwischen Datenpools verschiedener Fachdisziplinen (Aufbau von Datendiensten)
- Metadatengenerierung durch teilautomatisierte Prozesse zur Erhöhung des Integrationspotentials
- Nutzung und Weiterentwicklung von geografischen Diensten zur räumlichen Visualisierung und Analyse von Daten im geografischen Kontext
- Zielgerichteter Einsatz von statistischen Verfahren und Methoden zur Mustererkennung in den Umweltdaten und zum Erkennen von Synergismen
- Sensibilisierung der beteiligten Akteure für die Mehrfachnutzung der Daten und Informationen in einem multi-disziplinären Ansatz.

Integration von Umweltdaten lebt von Interdisziplinarität, die wiederum neue Erkenntnisse bringen soll und somit einen Mehrwert für alle Beteiligten erzeugt. Der Prozess der Generierung von Bewertungswissen steht damit in einer Abhängigkeit der Verfügbarkeit von Daten und Informationen, aus denen letztendlich Antworten für konkrete Fragestellungen abgeleitet werden können. Das methodische Design der Integration fördert Impulse auf der fachlich-wissenschaftlichen, technischen und

organisatorischen Ebene. Synergien können unter anderem für die an Multi-Kompartiment-Modellen arbeitenden Wissenschaftler entstehen, die Daten aus den verschiedenen Umweltkompartimenten einschließlich des Menschen benötigen und in ihre Modelle integrieren.

4 STAND DES WISSENS – DATENINTEGRATION UND PCBs

Integrative Datenauswertungen und -analysen nehmen im wissenschaftlichen Umfeld eine immer bedeutendere Rolle ein. Erstmals hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) in einem Sondergutachten die Rolle der Umweltbeobachtung beschrieben (SRU, 1991). Der Sachverständigenrat forderte einen Beobachtungsansatz, der eng mit der Ökosystemforschung verbunden ist und die Umwelt als System begreift, d.h. die abiotischen und biotischen Einflussgrößen sowie die Reaktionen des beobachteten Systems erfasst. Erst mit dem Gutachten aus dem Jahre 2000 „Schritte ins nächste Jahrtausend“ geht er auf den Aufbau einer integrierten, übergreifenden Umweltbeobachtung ein. Diese geht „...über den sektoralen Ansatz hinaus [...] und erfasst das System Umwelt als Ganzes (SRU, 2000: 36)“.

Im Sondergutachten 2007 „Umweltverwaltungen unter Reformdruck“ spannt der SRU den Rahmen zu den rechtlichen Regelungen. „Dieser Ansatz, nach dem die Umweltauswirkungen nicht für die einzelnen Umweltmedien getrennt, sondern unter Berücksichtigung sämtlicher Wechselwirkungen und Belastungsverlagerungen in ihrer Gesamtheit betrachtet werden, erfordert eine rechtliche und administrative Zusammenführung der Regulierungsanforderungen und Genehmigungsverfahren“ (SRU, 2007: 36). Der Begriff des komplexen Monitoring mit „... einschneidenden Anforderungen an die Umweltdatenerhebung und die Berichtserstattung“ sowie die Bedeutung der Umweltbeobachtung als Basis für eine integrierte Datenauswertung (SRU, 2007: 41) unterstreicht die Notwendigkeit eines methodischen Instrumentariums für die Integration von Daten aus der Umweltbeobachtung.

Die Umweltprobenbank des Bundes (BMU, 2008) mit den methodischen Instrumentarien einer harmonisierten und standardisierten Datenerhebung und Auswertung verwirklicht den integrativen Ansatz der Umweltbeobachtung für die Bereiche Umwelt und Gesundheit seit mehr als 20 Jahren. Den Anspruch der Bilanzierung und Stoffflussuntersuchungen verfolgt dieses Instrument nicht, da die Umweltprobenbank den aktuellen Zustand der Umwelt dokumentiert, aber auch Proben der Vergangenheit für Erfolgskontrollen oder unvorhersehbare und zukünftige Fragestellungen bereithält. Die Ergebnisse jedoch sind ein wichtiges Glied in der Kette von Umweltbilanzen und stellen retrospektiv Erkenntnisse der Belastung in den verschiedenen Umweltkompartimenten bereit.

Das internationale Projekt MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants) repräsentiert einen methodischen Ansatz für einen Raum, der signifikante Senken und Barrieren für den weiträumigen Transport von POPs für die Alpenregion untersucht (Offenthaler et al. 2009). Das Projekt stellt einen exzellenten Datensatz zur Verfügung, „... that still awaits further elaboration, for example to link measurements with large scale models of POP distribution (MONARPOP, 2009: 9)“. Für die Modellierer großräumiger Verteilungsmuster von POPs präsentiert dieses Projekt eine ausgesprochene wertvolle Datenbasis.

4.1 Verteilung und Eigenschaften von PCBs

Aufgrund der gut bekannten physikalisch-chemischen Eigenschaften, ihrer Persistenz und dem ubiquitären Vorkommen sowie deren Akkumulation in allen Umweltkompartimenten lassen sich PCBs gut als „Modellverbindung“ zur methodischen Untersuchung der Integration von Umweltdaten verwenden (Ockenden et al. 2003).

PCBs gehören zu den zwölf persistenten organischen Schadstoffen (POPs, persistent organic pollutants), die in den Vertragswerken des POP-Protokolls (UNEP, 2004) und des Stockholmer Übereinkommens zu POPs (EU, 2004) gelistet sind. Bei den sogenannten «schmutzigen Dutzend (dirty dozen)» handelt es sich um drei Gruppen:

- Pestizide: Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Mirex, Toxphen, Heptachlor, Chlordane und DDT
- Industriechemikalien: Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Hexachlorbenzol
- Dioxine und Furane: Nebenprodukte bei der Verbrennung.

Die Liste „schmutzige Dutzend“ ist um neun weitere langlebige und in der Nahrungskette sich anreichernde Chemikalien im Mai 2009 erweitert worden (UBA, 2009a).

Polychlorierte Biphenyle stellen eine Substanzgruppe dar, die zu den chlorierten Kohlenwasserstoffen gehören und nicht in der Natur vorkommen. Sie sind eine aus 209 Einzelkomponenten, sogenannten Kongeneren bestehende Verbindungsklasse. Die PCBs unterscheiden sich in ihren physikalischen, chemischen und (öko)-toxikologischen Eigenschaften zum Teil erheblich. Zwei gegeneinander frei drehbare Phenylringe bilden das chemische Grundgerüst, bei denen mehrere Wasserstoffatome durch Chloratome ersetzt wurden. Die allgemeine chemische Formel für PCB lautet $C_{12}H_{10-n}Cl_n$, wobei n die Anzahl der Chloratome (1-10) angibt (Abbildung 4-1).

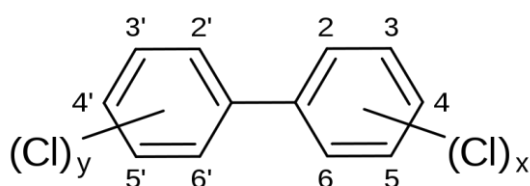


Abbildung 4-1: Chemische Strukturformel von PCBs

Die Reihenfolge wird einerseits durch die Anzahl der Chloratome im Molekül, andererseits innerhalb der Gruppe mit gleicher Anzahl Chloratome durch die Stellung der Chloratome festgelegt. Zur analytischen Bestimmung werden in der Regel die so genannten Leitkongenere, auch als Indikator-PCBs B 28, B 52, B 101, B 138, B 153 und B 180 herangezogen. Sie repräsentieren verschiedene Toxizitätsstufen und decken das Spektrum von niedrig chlorierten leichtflüchtigen bis hin zu höher chlorierten schwerflüchtigen PCBs ab. Stellvertretend für die Gruppe der dioxin-ähnlichen PCBs (di-PCB) wird häufig das PCB 118 bestimmt.

PCBs sind flüssig mit einem niedrigen Dampfdruck, einer hohen Viskosität und einer flammhemmenden Wirkung. Mit organischen Lösungsmitteln sind sie gut, mit Wasser kaum löslich. Die Neigung zur Persistenz bzw. Bioakkumulation ist hoch und nimmt mit höherem Chlorgehalt zu. Der biologische Abbau von PCBs unter anaeroben Bedingungen ist gering, der abiotische Abbau (Photodechlorierung) ist ebenfalls sehr langsam.

PCBs haben eine hohe chemische und thermische Stabilität und sind somit schwer entflammbar. Je nach Grad der Chlorierung verändern sich die physikalisch - chemischen Eigenschaften. Lipophilität und Schmelzpunkt steigen mit zunehmendem Chlorierungsgrad an, Dampfdruck und Wasserlöslichkeit nehmen dagegen ab. Die Volatilität, die Lipophilität (K_{OA} -/ K_{OW} -Wert), der Dampfdruck, die Henrykonstante und die Halbwertszeit sind die relevantesten Eigenschaften für Stoffflussprozesse in der Umwelt. Ein Steckbrief zu den Stoffeigenschaften befindet sich im Anhang D.

Diese Stoffeigenschaften geben Hinweise auf die Mobilität und das ökologische Potential von PCB – Einzelkongeneren. Der Dampfdruck und die Wasserlöslichkeit nehmen mit steigendem Chlorierungsgrad ab, so dass die Persistenz und die Bioverfügbarkeit zunehmen. Das bedeutet eine längere Verweildauer, insbesondere in Böden. Ein ausführlicher Überblick zu den relevanten Eigenschaften von PCBs für den Austrag aus Böden findet sich in Knappe et al. 2008.

4.2 Aufkommen und Anwendung

Infolge der weltweiten Produktion von PCBs von über einer Million Tonnen, deren weit verbreiteten Anwendung seit 1930 (Breivik et al. 2002a; 2002b; 2007) und deren persistenten Eigenschaften sind noch heute beträchtliche PCB-Mengen in der Umwelt vorhanden (EU, 2004; Beyer et al. 2009; Gioia et al. 2008). Dies zeigt, dass die Wirkungen von Folge- oder Abbauprodukten zum Zeitpunkt ihrer Vermarktung noch nicht bekannt waren und als nicht bedeutsam gesehen wurden.

In Deutschland produzierte die Bayer AG von 1930 bis 1983 etwa 159.062 t PCB. Die weltweite Produktion lag im Vergleich bei 1.324.131 t (Breivik et al. 2002a; de Voogt et al. 1989). Nach Hillejan & v. Schaaffhausen (1990) wurden insgesamt ca. 83.000 t PCB von bundesdeutschen Industrieunternehmen eingesetzt. Im Gegensatz dazu lagen die Produktionsmengen in Ost-Deutschland weit darunter. Erst 1955 begann in Ost-Deutschland die Produktion von hoch chlorierten Biphenylen. Nach einer Studie von Schaaffhausen & Gramenz (1993) lagen die Produktionsmengen 1955 bei 60 t. Bis 1964 betrug die Inlandsproduktion insgesamt ca. 1000 t. Danach wurde die inländische Produktion eingestellt und der Bedarf lediglich über Importe abgedeckt. Von 1962 bis 1985 importierte die DDR insbesondere aus der CSSR ca. 18.600 t PCB (Schaaffhausen et. al., 1993).

In den USA und in Großbritannien wurden die PCB-Gemische je nach Chlorgehalt unter dem Handelsnamen Aroclor (1016, 1221, 1242, 1254, 1260), in Deutschland von Bayer unter dem Namen Clophen (A30, A40, A50, A60) vertrieben. Die Zusammensetzung der bevorzugt produzierten und angewandten PCB-Gemische in den verschiedenen Ländern unterscheidet sich z.T. erheblich (siehe Abbildung 4-2).

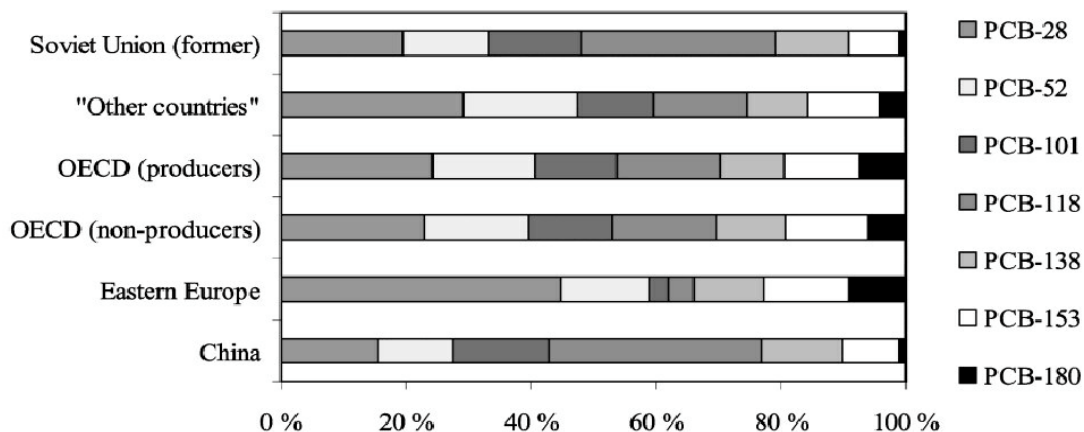


Abbildung 4-2: Verbrauchsmuster für ausgewählte PCB-Kongenerne in verschiedenen Regionen (Breivik et al. 2002a)

Bis heute sind die PCB-Einträge durch die zahlreichen Herstellungs- und Anwendungsverbote bzw. -beschränkungen deutlich gesenkt worden, allerdings sinken die Gehalte seit Anfang 2000 (Basler, 2009; Becker et al. 2010) nicht signifikant. Eine zukünftig wichtige Quelle werden PCB-haltige Abfallstoffe und Altlasten sein, die sogar einen Anstieg von Gehalten in der Umwelt bzw. in der Nahrungskette bewirken können (Basler, 2009). Unsachgemäße Entsorgung sowie die Emission aus undichten „geschlossenen“ Kreisläufen (z.B. Bergbau) verursachen regional hohe Belastungen in der Umwelt.

Nach einer im Jahre 1999 durchgeführten Bestandsaufnahme zu PCB-haltigen Geräten in Deutschland (Hartmann et al. 1999) wird geschätzt, dass sich noch über 22.000 t PCB-haltige Flüssigkeiten bzw. ca. 17.000 Stück PCB-kontaminierte Geräte in Deutschland befinden. Ebenso besteht bei der Verbrennung von PCB-haltigen Materialien (z.B. Altholz) das Potenzial zur Bildung von Dioxinen und PCBs. Allerdings lässt sich dieser Effekt durch die Einhaltung vorgeschriebener Prozessparameter, z.B. Verbrennung bei 1200 °Celsius weitgehend verhindern (Fiedler et al. 1995).

Weitere Einträge aus den PCB-Speichern wie aus Gletscherabschmelzungen, Gewässersedimenten und aus Böden werden auch langfristig zu messbaren PCB-Belastungen in verschiedenen Umweltkompartimenten führen (Welker, 2004; Cziudaj, 2005; Körner, 2006; Knappe et al. 2008; Holoubek et al. 2009).

PCBs wurden teils rein, teils in Mischungen mit anderen Stoffen in offenen und geschlossenen Systemen eingesetzt. In geschlossenen Systemen dienten sie als Kühlflüssigkeiten in Transformatoren (Fluide), als Dielektrikum in Kondensatoren oder als Hydrauliköle. In offenen Systemen wurden PCBs unter anderem als Schmiermittel, Weichmacher in Dichtungsmassen und als Pestizidfüllstoffe (Formulierungsmittel) und Flammhemmer eingesetzt. Tabelle 4-1 gibt einen Überblick über die wesentlichen Anwendungsbereiche, wobei 71 % der PCBs in geschlossenen Systemen und 29 % in offenen Systemen (Detzel et al. 1998) verwendet wurden.

Tabelle 4-1: Anwendungsbereiche von PCBs
 gegliedert nach offenen und geschlossenen Systemen
 Quelle: Detzel et al. (1998), FuE-Bericht des UBA, FKZ 295 44 365 (neu)

Anwendung in offenen Systemen (29 %):	
	Schmierstoffe, Zusatzstoffe als Flammenschutzmittel oder Weichmacher für Lacke, Farben, Kunststoffe, Kitte und Wachse
	Schneid- und Bohröle in der Metallbearbeitung
	Öle in Gasturbinen und Vakuumpumpen
	Feuerhemmendes Imprägniermittel in der Elektroindustrie
	Flammschutzanstrich (Chlor-Kautschuk-Lack) von Holzfaserplatten
	Baumaterialien mit Silikon für Dehnfugen
	Landwirtschaft als Träger für Insektizide und Pestizide
Anwendung in geschlossenen Systeme (71 %):	
	Hydraulische Flüssigkeit für Hubwerkzeuge, Hochdruckpumpen und automatische Getriebe im Untertagebau
	Dielektrikum in Kondensatoren
	Isolier- und Kühlflüssigkeit in Transformatoren

Die Unterteilung in offene und geschlossene Systeme resultiert aus der gesetzlichen Regelung. Die 10. BImSchV von 1978 verbietet die Verwendung von PCBs in offenen Systemen, während PCBs in geschlossenen Systemen noch bis 1989 bis zum Inkrafttreten der PCB-Verbotsverordnung eingesetzt werden durften. Nach dem Verbot müssen als eine der letzten Maßnahmen bis Ende 2010 PCBs aus geschlossenen Systemen bis auf wenige Ausnahmen sicher entsorgt werden. Geräte mit weniger als 100 ml PCB-haltigen Flüssigkeiten dürfen weiter bis zum Ende der Betriebszeit im Einsatz sein. Danach sind auch diese sicher zu entsorgen.

Neben der Freisetzung aus offenen und geschlossenen Systemen werden PCBs in unterschiedlichen Größenordnungen bei kontrollierten Verbrennungsprozessen emittiert, zum Beispiel bei Müllverbrennung, Kleinf Feuerungsanlagen (Hausbrand), Ausgasungen aus Deponien und Kläranlagen sowie industriellen Prozessen wie in der Metallverarbeitung (Schredderanlagen) (Basler 2009; Becker et al. 2010). Der Einfluss der Lufttemperatur auf die emittierte Gesamtmenge und die PCB-Muster werden im Kontext der Volatilität diskutiert (Lohmann et al. 2000).

4.3 Verteilung und Exposition

Durch ihre Persistenz und den überwiegend partikulären Transport werden PCBs ubiquitär weltweit verteilt. Über verschiedene Pfade findet eine Exposition der Umweltkompartimente einschließlich des Menschen statt. Befunde im Fettgewebe arktischer Säuger (z.B. in Robben) oder in der Muttermilch von Eskimofrauen belegen diese Tatsache (Fiedler, 2003). Wie der Abbildung 4-3 zu entnehmen ist, verteilen sich 97 % der produzierten PCBs zwischen dem 30. und 60. Breitengrad der Nordhemisphäre (Breivik et al. 2002b).

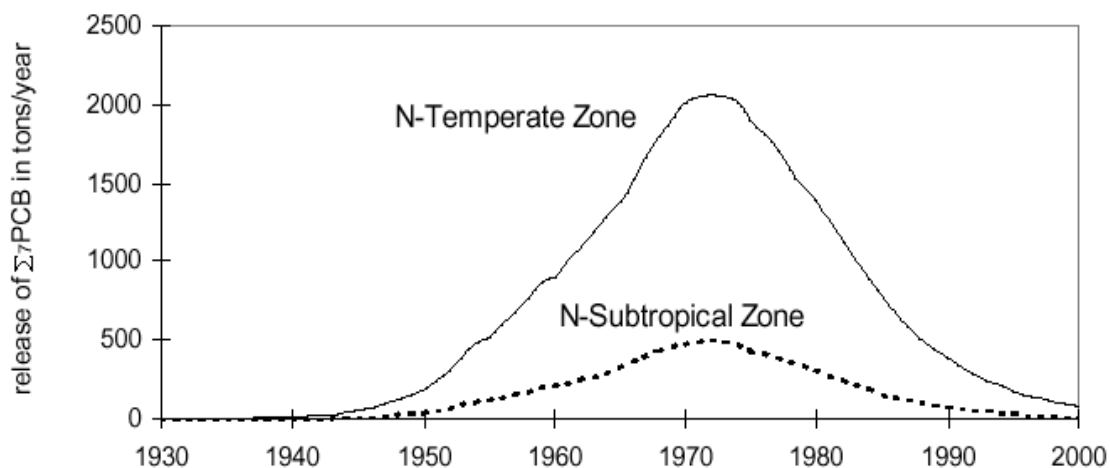


Abbildung 4-3: Geschätzter weltweiter Verbrauch der PCB-Summe der 6+1 Indikatorkongenerere auf der Zeitachse für die Nordhalbkugel
Quelle: Wania (1999)

Durch nachgewiesene globale Ferntransporte lassen sich auch PCBs in südhemisphärische Breiten verfrachten. Bei einer Expedition im Jahre 2003 fanden chilenische Forscher am Cerro Aconcagua in den Südanden in geschmolzenen Schneeproben, genommen in 3.500, 4.300, 5.000, 5.800 und 6.200 Meter Höhe, PCB-Konzentrationen von 0.02 bis 0.190 ng/l (Quiroz et al. 2009). Die Proben enthielten vor allem besonders langlebige Verbindungen wie Hexachlorbiphenyl (PCB 138) und Heptachlorbiphenyl (PCB 180). Ebenso wies das MONARPOP-Projekt in den Alpen eine höhenabhängige Verteilung von PCBs mit dem Gradienten zu den höherchlorierten PCBs auf (MONRAPOP, 2009).

Die Untersuchung der globalen und regionalen Verteilung von POPs ist ein wichtiger Aufgabenbereich des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Auf Basis von "...data were obtained on the basis of available official data submitted to the UN ECE Secretariat by countries and/or expert estimates" (EMEP, 2009) berechnen Emissionsmodelle (Gusev et al. 2009) räumliche und zeitliche Verteilungsmuster von Einzelkongeneren der PCBs, die in Abbildung 4-4 dargestellt sind.

Trotz des weltweiten Verbots schätzen EMEP-Modelle eine PCB 153 - Emissionsbelastung für den europäischen Raum von 0,7 bis zu 2,0 g/km²/a punktuell sogar mehr als 2,0 g/km²/a. Abbildung 4-4 zeigt deutlich die „Hot Spots“ der PCB 153 –

Emissionen in Bereichen der Benelux-Staaten, Nordfrankreich und Norditalien. Die Anteile der Emissionskonzentrationen von 0,01 bis 0,3 g/km²/a überwiegen im östlichen und südöstlichen Europa.

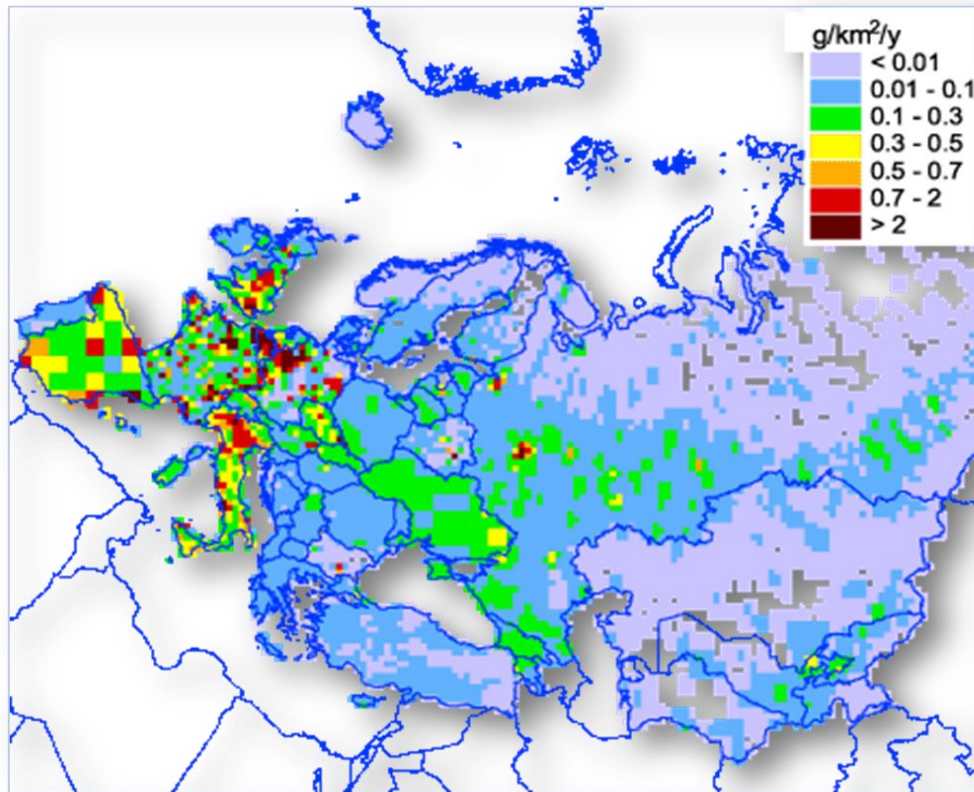


Abbildung 4-4: Räumliche Verteilung von PCB 153 Emissionen für das Jahr 2008 (Nordhemisphäre) in g / km² / a
Quelle: EMEP (2010)

Skaliert man diese Daten auf die Region von Deutschland so erhält man ein differenzierteres Bild: Abbildung 4-5 weist 60 % der Fläche Deutschlands mit einem Betrag der jährlichen Emissionen zwischen 0,012 und mehr als 3,7 g/km²/a aus. Die „Hot Spots“ der modellierten PCB 153 – Emissionen befinden sich im westlichen Teil Deutschlands in Nordrhein-Westfalen und an der Grenze zum Saarland. Weite Teile von Deutschland (30%) liegen im Mittel zwischen 0,012 und 0,2 g/km²/a bezüglich der PCB - Emissionen.

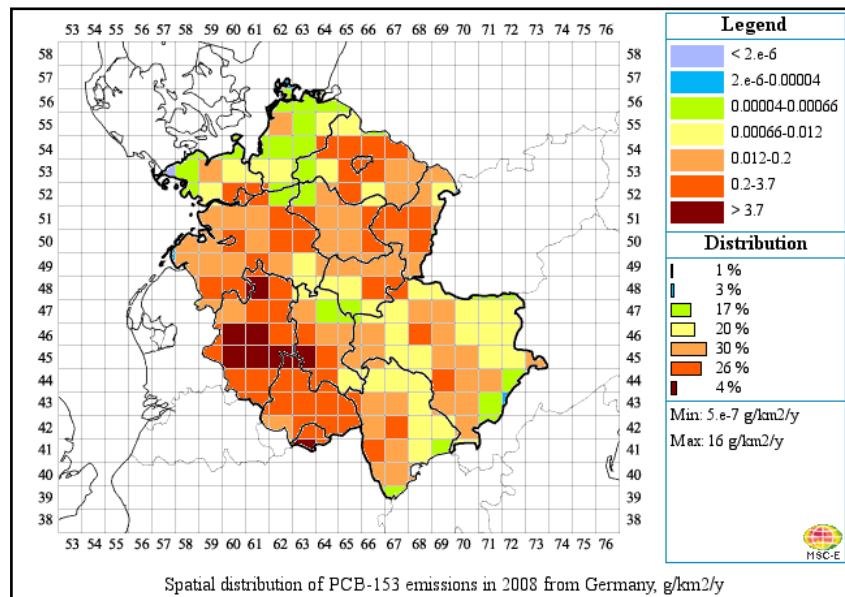


Abbildung 4-5: Räumliche Verteilung von PCB 153 Emissionen für das Jahr 2008 (Deutschland) in $\text{g} / \text{km}^2 / \text{a}$
Quelle: EMEP (2010)

Überlagert man die in Abbildung 4-5 modellierten Emissionskonzentrationen für 2008 mit dem räumlichen Verteilungsmuster der mittleren jährlichen Immissionskonzentrationen von PCB 153 für das Jahr 2008 (Abbildung 4-6), so decken sich Gebiete hoher Emissionskonzentrationen im westlichen Teil Deutschlands mit denen höherer Immissionskonzentrationen. Im westlichen Nordrhein-Westfalen finden sich Konzentrationen von 0,014 bis über 0,028 ng/m^3 Luft. Im Gegensatz dazu weisen die nördlichen Küstengebiete (Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) sowie der östliche Bayerische Wald die niedrigsten Konzentrationen von unter 0,00075 ng/m^3 Luft auf. Für 48 % der Fläche Deutschlands liegen die Immissionskonzentrationen im Mittel zwischen 0,00076 und 0,0016 ng/m^3 Luft.

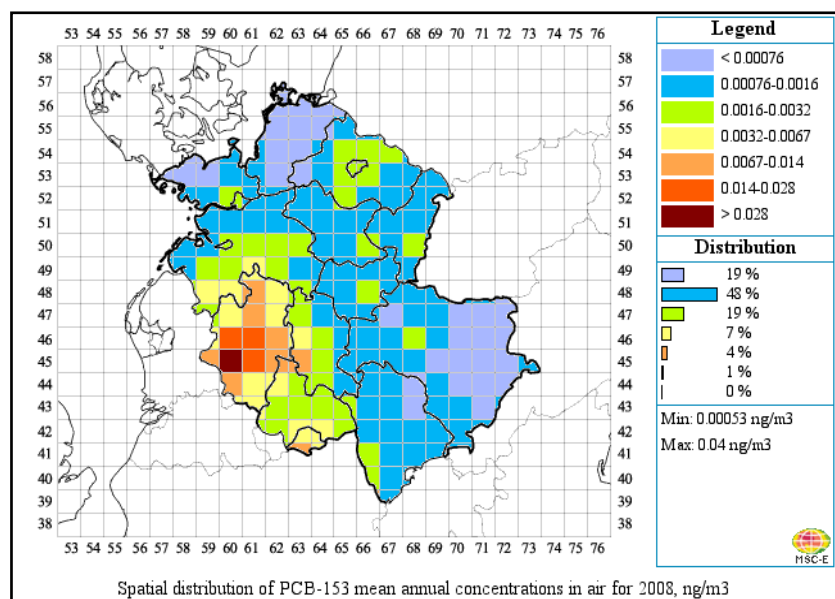


Abbildung 4-6: Räumliche Verteilung (50x50 km^2 Raster) der mittleren jährlichen Immissionskonzentrationen von PCB 153 für das Jahr 2008 (Deutschland) in ng / m^3 Luft
Quelle: EMEP (2010)

Neben Immissionskonzentrationen sind Depositionsraten ein wesentliches Bindeglied zum Transfer in weitere Kompartimente. Sie charakterisieren den Grundeintrag in Böden, biologische Indikatoren (Biota), Wasser und Sediment. Letztendlich beeinflussen Depositionsraten den Eintrag in die Nahrungskette.

Aus Abbildung 4-7 wird deutlich, dass in der räumlichen Verteilung der Deposition ein Gebiet mit hohen Eintragsraten im Bundesland Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz sowie dem Saarland heraustritt. Hohe Depositionsgehalte für das Jahr 2008 von 0,92 bis mehr als 7 g/km²/Jahr stehen niedrigen Werten in Teilen von Norddeutschland und im süd-östlichen Bayern (0,12 bis 0,33 g/km²/Jahr) gegenüber. 55 % der Fläche von Deutschland weisen Werte zwischen 0,33 bis 0,92 g/km²/Jahr auf.

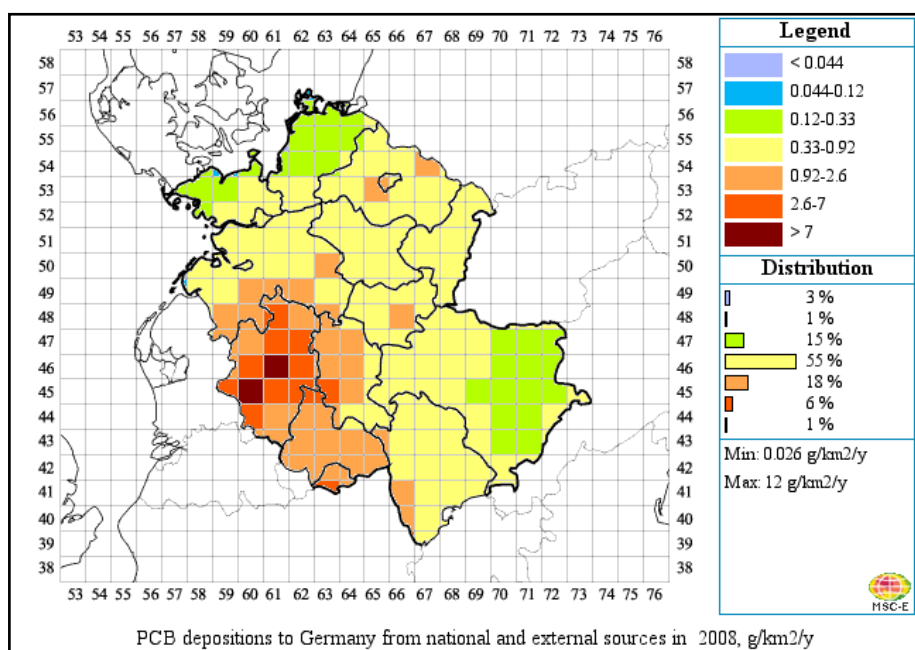


Abbildung 4-7: Räumliche Verteilung (50x50 km² Raster) der mittleren jährlichen Deposition von PCB 153 für das Jahr 2008 (Deutschland) in g / km² / Jahr
Quelle: EMEP (2010)

Eine Methodik der qualitativen Erfassung von komplexen Wirkungen eines Schadstoffes in der Umwelt kann durch aktive und passive Bioindikationsverfahren erfolgen. Bioindikation bietet die Möglichkeit der Quantifizierung des Eintrags von Chemikalien über den Luftpfad. Die Deposition ist somit ein wesentlicher Prädiktor für die Gehalte in biologischen Indikatoren. Das Akkumulationsverhalten und die Wirkungen dieser Schadstoffe können mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Lebewesen, Bioindikatoren, erfasst und bewertet werden (VDI, 1999-2009). Für die in Abbildung 4-8 modellierte räumliche Verteilung der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 fand der pflanzliche Bioindikator Vegetation Eingang in die Modellrechnung. Mit diesem biologischen Messverfahren wird das Akkumulationsverhalten von Stoffen bestimmt (Markert, 1994; Peichl, 1997).

Vergleicht man die in Abbildung 4-6 und 4-7 modellierten Ergebnisse für die Immissionskonzentrationen und den Depositionsgehalten mit denen der Abbildung 4-8 so finden sich mehr als 80 % Übereinstimmung der flächenhaften Darstellung der

Belastungssituation. Hohe Gehalte im Bundesland Nordrhein-Westfalen im Bioindikator Vegetation (>18 ng/g) korrelieren mit den höchsten Immissionswerten von maximal 0,028 ng/m³ Luft und Depositionsraten von 2,6 g/km²/Jahr bis mehr als 7 g/km²/Jahr. Auffällig ist der West-Ost-Gradient, wobei auf nahezu 50 % der Fläche von Deutschland die Gehalte im pflanzlichen Bioindikator in einem Bereich zwischen 0,45 bis 0,95 ng/g liegen.

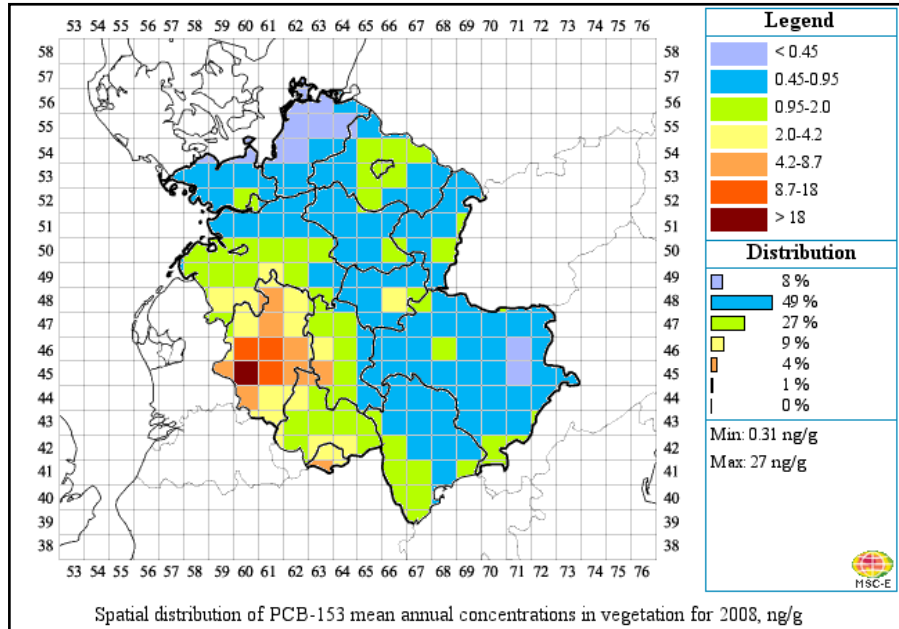


Abbildung 4-8: Räumliche Verteilung (50x50 km² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte in der Vegetation von PCB 153 für das Jahr 2008 (Deutschland) in ng / g TM
Quelle: EMEP (2010)

Boden als wesentlicher und integraler Bestandteil der Umwelt weist eine enge Verknüpfung mit natürlichen Bodenfunktionen, der Nutzungsart und sozio-ökonomischen Faktoren auf. Dieses komplexe Gefüge von Faktoren kann nur mit verfügbaren Daten in einem Modellierungsansatz abgebildet werden.

Natürliche Variabilität von Böden, Waldgebiete mit einer besonderen Situation bezüglich des Auskämmeffektes, die Problematik der Remobilisierung von Altlasten - zum Beispiel aus den Sedimenten bei Hochwasserereignissen - und der Einfluss von diffusen Quellen (z.B. Zunahme der Holzverbrennung) sind nur einige wesentliche Vektoren, die die Belastungssituation charakterisieren. Abbildung 4-9 und 4-10 veranschaulichen diese Unsicherheiten in der Modellierung sehr deutlich. Während die mittleren jährlichen PCB 153 - Bodengehalte für das Jahr 2007 nach den Modellrechnungen der EMEP (2009) bei mehr als 50 % der Fläche Deutschlands zwischen 0,11 bis 0,15 ng/g TM liegen, zeigen die Modellergebnisse für 2008 mittlere jährliche PCB 153 – Bodengehalte von 0,0007 bis 0,0015 ng/g TM für 40 % der Fläche Deutschlands. Die „Hot Spots“ von über 0,015 ng/g TM (2008) finden sich – kongruent zu der Immissionssituation – wiederum im nordrhein-westfälischen Ballungsraum.

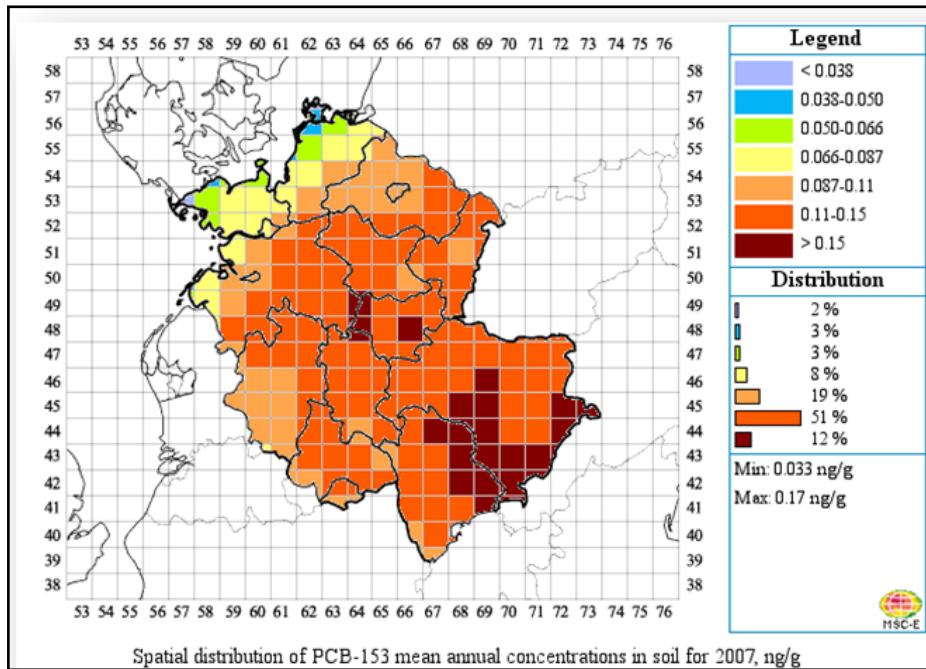


Abbildung 4-9: Räumliche Verteilung (50x50 km² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden für das Jahr 2007 in ng / g TM
Quelle: EMEP (2009)

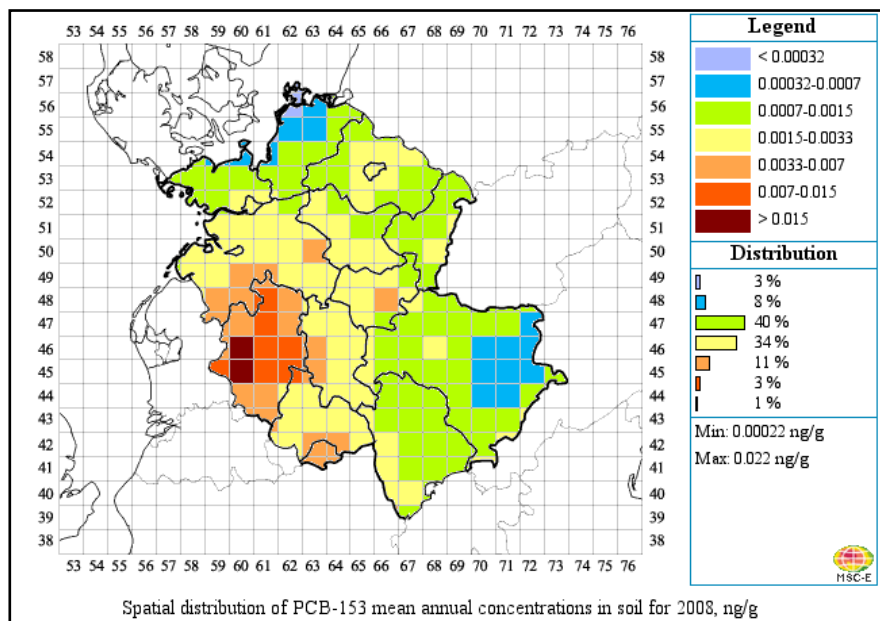


Abbildung 4-10: Räumliche Verteilung (50x50 km² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden für das Jahr 2008 in ng / g TM
Quelle: EMEP (2010)

Alle in Abbildung 4-4 bis 4-10 erstellten Verteilungskarten basieren auf modellierten Daten. Grundlage ist ein drei-dimensionales Euler'sches Multi-Kompartiment-Modell mit einer räumlichen Auflösung von 50x50 km². Der Modellbeschreibung zufolge (Shatalov et al. 2005) gehen keine Umweltbeobachtungsdaten der verschiedenen Umweltkompartimente in die Validierung der Modellergebnisse ein. Emissionsdaten finden Eingang in die Modellierung auf Basis der gemeldeten Emissionsdaten und/oder

durch Modellberechnungen.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass die modellierten Gehalte und Konzentrationen von PCB 153 in den Umweltkompartimenten durch die Messergebnisse aus Umweltbeobachtungsprogrammen zu verifizieren und gegebenenfalls zu falsifizieren sind. Durch die Kombination und Integration von Modellergebnissen und Umweltbeobachtungsdaten eröffnen sich Wege der problemorientierten Bewertung von persistenten organischen Stoffen (Beck et al. 1997; Berding, 2000; Ilyina, 2006; Lammel et al. 2007; Dvorská, 2009; Lamon et al. 2009; Stemmler et al. 2010). Analogieschlüsse führen zu weiterem Erkenntnisgewinn und stützen im Ergebnis politische Maßnahmen zur strengeren Überwachung von nationalen und internationalen gesetzlichen Regelungen.

5 KONZEPTE DER INTEGRATION VON UMWELTBEOBACHTUNGSDATEN

Die Forderung des SRU, die Umweltbeobachtung als Basis für eine integrierte Datenauswertung zu nutzen (SRU, 2007: 41) ist der Leitfaden zur Bewertung von bestehenden Konzepten zur integrierten und ökosystemaren Umweltbeobachtung.

Das Konzept der Umweltprobenbank des Bundes integriert die gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung (Schutzgut Mensch) und die klassische Umweltbeobachtung (Umweltkompartimente) in ein gemeinsames Konzept. Mit einer ökosystemaren Charakteristik und Bewertung eignet es sich hervorragend als Frühwarnsystem für anbahnende Fehlentwicklungen einerseits und für retrospektive Untersuchungsmöglichkeiten andererseits (Rüdel et al. 2002; Gies et al. 2007). Retrospektive Entwicklungsszenarien geben Auskunft zum möglichen Verhalten eines Stoffes in der Umwelt und können so für Expositionsszenarien genutzt werden. Die Stoffgruppe der Indikator-PCBs ist seit Beginn der Umweltprobenbank (1986) im Untersuchungsspektrum enthalten. Sonderuntersuchungen fokussieren sich auf weitere POPs, wie zum Beispiel die dl-PCB und PCDD/F (Schröter-Kermani et al. 2005; Körner et al. 2005; Rappolder et al. 2007).

Das Konzept der ökosystemaren Umweltbeobachtung (Schönthaler et al. 1997) setzte die grundlegenden methodischen Eckpfeiler für eine systematische Herangehensweise bei der Umsetzung einer integrierten und auf einen Ökosystemansatz bezogenen Umweltbeobachtung. Für ein Modellgebiet, das Biosphärenreservat Rhön, wurde dieser Ansatz erprobt und gab Impulse für die praktische Umsetzung (Schönthaler et al. 2003). Ein 2008 erschienener „Integrierter Umweltbericht Rhön“ (Schönthaler et al. 2008) dokumentiert erstmals problemorientiert die Umweltsituation in einem Biosphärenreservat und nimmt kritisch Stellung zur Integration von Umweltdaten (Schönthaler, 2008).

5.1 Retrospektive Ebene – Validierung von Modellen

Das Konzept der Umweltprobenbank des Bundes (www.umweltprobenbank.de) praktiziert den medienübergreifenden Ansatz seit mehr als 20 Jahren. Durch die veränderungsfreie Einlagerung von Umwelt- und Humanproben kann Probenmaterial für retrospektive Analysen von Stoffgruppen, die umweltpolitisch und wissenschaftlich im Fokus von Untersuchungen stehen, genutzt werden. Standard Operating Procedures (SOPs) für Probennahmepläne, Probennahme und -aufbereitung, Analytik sowie für statistische Auswertung von analytischen Daten gewährleisten den für integrierte Auswertung notwendigen Qualitätsanspruch (Rüdel et al. 2010b).

Die Ergebnisse der retrospektiven Untersuchung finden Eingang in die umweltpolitische Bewertung von Problemstoffen und sind Grundlage regulatorischem Handelns. Ein Schwerpunkt der Umweltprobenbank (UPB) ist die Kontrolle der Gesetze der Chemikalienpolitik, zum Beispiel der europäischen Chemikalienverordnung REACH und der Biozid-Richtlinie (EG 1998/8).

Durch die geplante Aufnahme weiterer Pfade in das Routineprogramm der Umweltprobenbank zum Beispiel des Abwasserpfades durch Klärschlammbeobachtung (Rüdel et al. 2010a) böte sich die Chance, potentielle Einträge in Gewässer und Böden zu quantifizieren. Außerdem liesse sich auf Basis von Klärschlammproben eine engere Verknüpfung mit den Biota-Probenarten der Umweltprobenbank in Gewässern herstellen. Modellrechnungen zur Abschätzung der Einträge in die Nahrungskette könnten so direkt quantifiziert werden.

Ausbreitungsmodelle wie GREAT-ER (Geography-referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers) und das europäische Modell EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) zur Berechnung der regionalen Hintergrundkonzentrationen könnten somit mit gemessenen Monitoringdaten validiert und gegebenenfalls weiter optimiert werden. Ein erster Ansatz dieses Verfahrens ist in Berding et al. (2000) dargestellt. Am Einzugsgebiet des Main demonstriert Kehrein et al. (2010) die Vorteile der Verknüpfung von modellierter Exposition mit Monitoringdaten, die eine realistischere Simulation von Chemikalien in Oberflächengewässern erlaubt. Diese Methodik ist zukunftsorientiert, da Punkt- und diffuse Quellen der Emission besser identifiziert und Ursachen mit deren Wirkungen in limnischen Ökosystemen realitätsbezogener abgebildet werden.

5.2 Prognostische Ebene - Statistische Verfahren und Modelle

Prospektive Entwicklungsszenarien geben Auskunft zum zukünftigen Verhalten eines Stoffes unter gegebenen Bedingungen. Für Alt- und Neustoffe schreibt das Zulassungsverfahren unter REACH (EG, 2006d) Expositionsszenarien vor, mit denen zu erwartende Stofffreisetzungen in die Umwelt (Luft, Wasser, Boden, Biota) berechnet werden.

Ein in der Stoffbewertung etablierter Ansatz ist die Prognose von Umweltkonzentrationen in Sedimenten, Böden, Biota und Abwässern - die Predicted Environmental Concentration (PEC). Der PEC-Wert wird benutzt, um Anreicherungen von Chemikalien in verschiedenen Umweltkompartimenten und deren Effekte abzuschätzen. Als Vergleichsgröße wird eine Mengenschwelle (Konzentration) definiert, bei der voraussichtlich kein schädlicher Effekt zu erwarten ist: die Predicted No Effect Concentration (PNEC). Das Verhältnis von PEC und PNEC charakterisiert das Risiko eines Stoffes. Liegt das Verhältnis von PEC zu PNEC < 1 , so ist kein Risiko zu erwarten. Risikominderungsmaßnahmen sind nicht notwendig. Liegt das Verhältnis des PEC zu PNEC über 1 so ist ein Risiko vorhanden, weitere Expositionsuntersuchungen sind notwendig bzw. Risikominderungsmaßnahmen sind einzuleiten.

PEC / PNEC < 1 kein Risiko PEC / PNEC > 1 Risiko vorhanden, erfordert Risikominderungsmaßnahmen
--

Zur Errechnung der zu erwartenden Umweltkonzentration wird folgende Formel angewendet:

$$PEC_{\text{lokal}} = \frac{Q_{\text{Produkt}} \times C_{\text{Stoff}} \times F_{\text{nx}} \times |1 - Red_{\text{min}}| \times |1 - (F_{\text{biol}} + F_{\text{ads}})|}{Q_{\text{Wasser}} \times 10^{-6}} \quad (1)$$

PEC_{lokal}	Vorhergesagte lokale Umweltkonzentration [Mikrogramm/Liter]
Q_{Produkt}	Einsatzmenge Formulierung pro Tag [kg d ⁻¹]
C_{Stoff}	Konzentration der Chemikalie in der Formulierung [--]
F_{nx}	Verlustanteil (nicht am Substrat fixierter Anteil) [--]
Red_{min}	Effektivität zusätzlicher Emissionsminderungsmaßnahmen [--]
$F_{\text{biol}}, F_{\text{ads}}$	Biologischer Abbaugrad + Adsorptionsfaktor Klärschlamm [--]
Q_{Wasser}	Aufnehmende Wassermenge (Kläranlagen- und Vorflutervolumen [m ³ d ⁻¹])
10^{-6}	Umrechnungsfaktor (von kg / m ³ in Mikrogramm/l)

Dieser methodische Ansatz definiert eine zu erwartende lokale Umweltkonzentration. Ob diese Konzentrationen sich effektiv in der Umwelt anreichern, steht in einem nächsten Bewertungsschritt an. Hier greifen die Daten der Umweltbeobachtung um den erwarteten Wert mit dem tatsächlich gemessenen Wert in der Umwelt zu verifizieren.

Dieser methodisch-statistische Ansatz kann durch die Anwendung von Multikompartiment-Modellen unterstützt werden, wie es das EMEP bereits praktiziert (Gusev et al. 2005). Diese Modelle erlauben eine detaillierte Analyse von Massenflüssen und können das Expositionspotential einer Substanz abschätzen (Scheringer, 2003; Scheringer & Hungerbühler, 2008). Andererseits merkt Lammel (2005) kritisch an, dass „...die Multikompartiment-Modelle noch nicht die Vorhersagekraft bezüglich Umweltkonzentrationen, verortet in Raum und Zeit...“ haben. Zu Zwecken der Modellvalidierung und Verifikation von Modellergebnissen ist eine systematische Kombination von Monitoringergebnissen mit Ergebnissen der Multikompartiment-Modelle notwendig (Berding et al. 2000; Lammel, 2005, Breivik et al. 2010).

Eine Voraussetzung ist die systematische Untersuchung der räumlichen Repräsentanz der an einem Probennahmeort durch Monitoringprogramme erhobenen Daten. Durch eine Interpretation dieser Daten im zeitlichen, räumlichen und fachlich-inhaltlichen Bezug in Verbindung mit Erkenntnissen aus der Umweltchemie eröffnen sich Perspektiven zur Beschreibung von Transportmechanismen und Prozessen, denen insbesondere die persistenten organischen Stoffe unterliegen. Ein wesentlicher Faktor sind Metabolisierungseigenschaften von POPs, da diese durch Transformation noch toxischer und persistenter werden können (Fiedler, 2001a; 2003; Wania, 2004)

5.3 Methodenbewertung zur fachlichen Datenintegration

Die Gruppe der organischen Stoffe erfordert aufgrund der Komplexität ihres Verhaltens und deren Wirkungen auf Mensch und Umwelt immer dringlicher, dass Umweltbeobachtung und Modellierung enger vernetzt werden. Nach Jaeger et al. 2011 besteht das Ziel darin, den Umweltzustand zu dokumentieren, die Ursachen von Umweltveränderungen zu identifizieren, die Folgen von Umwelteingriffen zu prognostizieren und Randbedingungen für zukünftige Umwelteingriffe anzugeben.

Einerseits betrifft dies das methodische Design für die wissenschaftliche Risikobewertung von persistenten organischen Stoffen. Andererseits sind belastbare Daten und Informationen über den Zustand der Umwelt ein wesentliches Element für die fachliche Datenintegration. Die Erstellung von Massenbilanzen nutzt Emissionsinventare, um das Transferverhalten zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten zu betrachten und abschätzen zu können (Fiedler, 2001a; Breivik et al. 2002a; Breivik et al. 2004; van der Gon, 2007) sowie Belastungen in den Endpunkten biologischer Matrizes zu quantifizieren und zu prognostizieren. Erst durch die horizontale Vernetzung der Daten aus Emissionsinventaren, Expositionsdatenbanken, Stoffinformationssystemen und sozio-ökonomischen Kennzahlen wie Produktionsmengen, Industrie- und Infrastruktur können Aussagen über Remobilisierung, Transport und Akkumulation durchgeführt werden.

Aktivitäten zur horizontalen Vernetzung und Integration verschiedener Datencluster lassen sich global, regional und thematisch nachweisen (Schönthaler et al. 2003; EMEP, 2005; EEA, 2005; NERC, 2009; US EPA, 2009; EEA, 2010; PANGAEA®, 2010). Untersuchungen von Wirkungen der Klimaänderungen auf die Umwelt und des Menschen (Hinkel, 2009), integrative sozio-ökonomische Analysen zur Biodiversität (Doyle & Heiß, 2009; Haberl et al. 2009) aber auch klassische Geowissenschaften wie Bodenökologie und Hydrografie (Ilyina, 2006; Ishikawa et al. 2009) sowie die Pflanzenforschung (Selbig, 2004; Edwards et al. 2004) bieten methodische Ansätze zu integrativen Datenanalysen und –auswertungen.

Am Beispiel des fachlichen Ansatzes des MSCE-POP-Modells zur Berechnung der PCB 153 für die Umweltkompartimente Luft, Boden und Vegetation zeigt sich, dass die Themenbereiche Meteorologie, Geophysik, Emission sowie physikalisch-chemische Eigenschaften der POPs als Inputgrößen eingehen. Aus Abbildung 5-1 wird jedoch deutlich, dass gemessene Konzentrationen in der Umwelt (Umweltbeobachtungsdaten aus Mess- und Beobachtungsprogrammen) im Modellansatz keine Bedeutung einnehmen. Sie stehen lediglich als Begleitinformation für den (Umwelt) - Bewerter zur Verfügung.

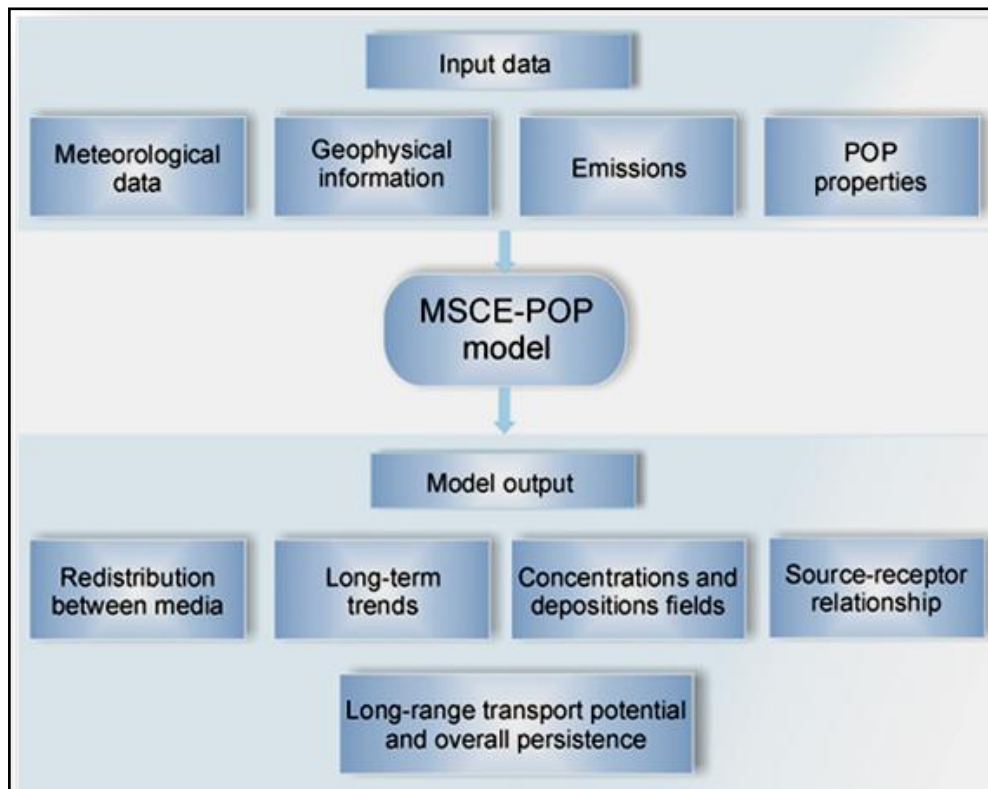


Abbildung 5-1: Modellansatz MSCE-POP der Berechnung von PCB in der Umwelt
Quelle: EMEP (2005)

Dem interdisziplinären Modellansatz folgend, steht das Ziel der Kombination und Integration von Daten der Umweltbeobachtung in Zirkulationsmodelle und Multi-Kompartiment-Modelle im Blickfeld der weiteren Entwicklung von methodischen Ansätzen zur Integration. In der Praxis stehen jedoch oft administrative, organisatorische und institutionelle Hürden einer fachlichen Datenintegration entgegen (Knetsch et al. 2003a, 2003b; Bandholtz, 2004; Schönthaler et al. 2008). Diese Grenzen müssen durch lösungsorientierte Ansätze überwunden werden, wie die derzeit aktuell politische Diskussion zu den PCB-belasteten Lebensmitteln und deren Ursachenforschung zeigt.

5.3.1 Bewertung fragengeleiteter/problemorientierter/lösungsorientierter Ansätze

Der Fokus wissenschaftlicher Arbeiten liegt häufig auf dem Schwerpunkt der Untersuchung eines thematischen Umweltproblems, der Verifikation einer Hypothese, der Ableitung von Umweltqualitätszielen, -standards und Referenzwerten. Letztendlich findet eine Ableitung von Umwelthandlungszielen statt, die z.B. für die PCBs in einem Verbot (1989) münden. Somit initiiert eine konkrete Fragestellung einen Forschungsbedarf mit verschiedenen Ziel- und Aufgabenstellungen, die in einem bestimmten fachlichen Kontext steht.

Studien zu Bilanzen über den Verbrauch und Verbleib von PCBs in der Umwelt (Balzer & Rauhut, 1987), zu PCBs in Gewässern (Klöpfer et al. 1988) und Herkunft und Verbleib PCB-haltiger Rückstände in der Umwelt (Hillejan et al. 1990) sind einige Beispiele fragengeleiteter Ansätze. Für Großbritannien leiteten Sweetman & Jones (2000) eine

Massenbilanz für PCB 52 und PCB 153 ab. Detzel et al. (1998) erarbeitete in einer Studie Emissionsinventare zur Erfüllung der Berichtspflichten, die sich aus dem UNECE POPs-Protokoll (UN/ECE, 1995) und dem Stockholmer Abkommen (EU, 2006) ergeben. Eine Aktualisierung der Emissionsinventare fand durch Rentz et al. 2008 und Karl et al. 2010 statt.

Einen lösungsorientierten Ansatz zum integrativen Datenmanagement für die Stoffgruppe der POPs mit Blick auf die konzeptionelle Entwicklung eines gemeinsamen Instrumentariums zur Dokumentation der Umweltexposition zu POPs initiierte Forschungsbedarf auf verschiedenen Ebenen (BMU, 1991). Das Problem der heterogenen und verteilten Datenbestände dieser Stoffgruppe ließ keine Gesamtschau im Hinblick auf eine Bilanzierung zu. Mit der Aufgabe, verfügbare Daten der Umweltbeobachtung einschließlich des Lebensmittel- und Futtermittelpfades sowie der Humanbelastung zu harmonisieren, standardisieren und qualitätsgesichert für (noch offene) Fragestellungen über eine technische Plattform (Datenbanksystem) bereitzustellen, konnte 1995 begonnen werden. Da überwiegend Daten aus den Umweltbeobachtungsprogrammen der Länder genutzt werden sollten, gab eine Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch (VwV, 1995) den institutionellen Rahmen für die organisatorische, fachliche und technische Umsetzung.

5.3.2 Bewertung modelltheoretischer Ansätze

Modellierung führt grundsätzlich zu einem besseren Verständnis der Bewertung von komplexen Prozessen in der Umwelt. Um Wirkungen von POP-Emissionen und Expositionen in der Umwelt und für den Menschen zu bilanzieren und Schäden der Wirkungen zu monetarisieren sind verschiedene modelltheoretische Ansätze zu verknüpfen. Dabei ist der Qualitätssicherung eines Modellansatzes ein hoher Stellenwert zuzuordnen. Abbildung 5-2 gibt einen Einblick in die Stufen und Ebenen einer Modellvalidierung mit Sicherung der Qualität der Daten.

Erkennbar ist, dass nicht nur die konzeptionelle und inhaltlichen Validierung von Modellen notwendig ist, sondern auch die Anwendung und Validierung von Software für die modelltheoretische Umsetzung. Hier ist die Entscheidung zu treffen, inwieweit und welche statistischen Verfahren und Visualisierungswerkzeuge sich für die Ergebnisdarstellung eignen.

Die verschiedenen Sichten und Ziele auf ein Umweltproblem determinieren den Einsatz eines Modells, welches sich in Teilmodelle aufsplittet. Berding et al. (2000) weist explizit auf die Grenzen der Anwendbarkeit von Umweltmodellen hin. Grundlage deren Aussagen ist eine Validierung und Bewertung von Umweltexpositionsmodellen für die Stoffgruppe der POPs. Im Ergebnis wird konstatiert, dass Vergleiche der Modellergebnisse mit Monitoringdaten ein sehr aussagekräftiges, aber kein ausreichendes Kriterium zur Modellvalidierung sind.

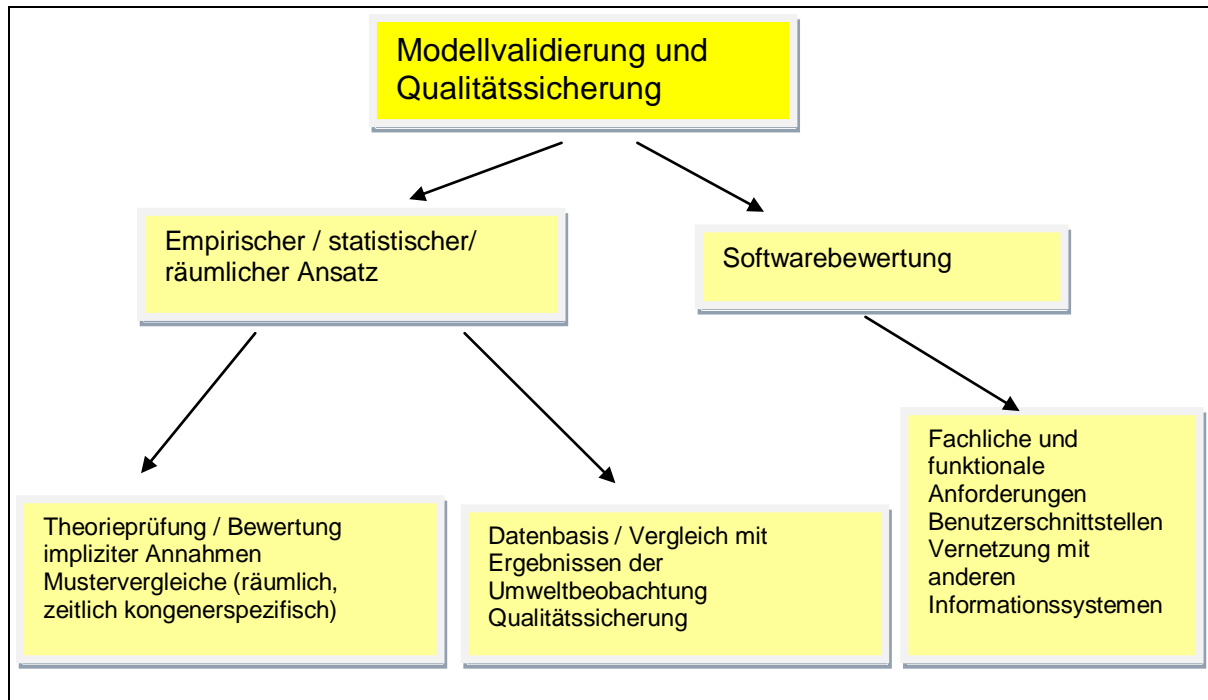


Abbildung 5-2: Modellvalidierung und Qualitätssicherung zur integrierten Auswertung von PCB 153 in der Umwelt

Nach streng wissenschaftlichen Maßstäben sind vor allem bei heterogenen Medien wie Boden und Sediment große Unsicherheiten zu erwarten. Die modellierten und gemessenen Gehalte im Boden und Sediment variieren sehr stark. Die analytischen Messwerte selbst weisen vertrauenswürdige Ergebnisse aus, jedoch sind die Probennahmestandorte durch eine hohe zeitliche und räumliche sowie strukturelle Variabilität gekennzeichnet. Akkumulations- und Abbauprozesse hängen von vielen Parametern ab, wie z.B. vom Bodentyp, bakteriellen Aktivitäten, des Humus- und Kohlenstoffgehaltes sowie des pH-Wertes und von Umgebungsvariablen wie Niederschlag, Globalstrahlung und Lufttemperatur. Annahmen in einem regionalen Ausbreitungsmodell gehen oft von der Voraussetzung homogener Kompartimente aus. Für den Boden und das Kompartiment Sediment ist dies jedoch problematisch.

Die verwendeten Modellsysteme unterliegen einer unterschiedlichen Werteskala, die einerseits räumlich (regional, ökosystemar und global), aber auch zeitlich (retrospektiv bis perspektiv) Ursache-Wirkungszusammenhänge abbilden. Multi-Kompartimentmodelle (Lammel et al. 2007) und Transportmodelle zur weiträumigen Ausbreitung von organischen Schadstoffen in der Atmosphäre (Kallenborn et al. 2003; Gusev et al. 2009; Holoubek et al. 2009; Hung et al. 2009) folgen diesem Ansatz.

Tabelle 5-1 zeigt eine Auswahl von Modellen, die für die Berechnung des Verteilungsverhaltens von POPs und PCBs und in der Umwelt entwickelt wurden. Weiterführende Informationen zu den Modellen sind abrufbar unter:

- <http://www.genasis.cz/temata-boxmodely/>
- <http://www.usf.uos.de/usf/arbeitsgruppen/ASW/>
- <http://www.utsc.utoronto.ca/~wania/downloads2.html>

Tabelle 5-1: Ausgewählte Ausbreitungs- und Bilanzmodelle für die Verteilung von PCBs in der Umwelt

Modellname	Einsatzgebiet	Anmerkung zum Modell
EMEP MSCE-POP	Weltweit/Europaweite Berechnung von PCBs in der Umwelt	Skalierbarkeit, Transparente Modellbeschreibung, (EMEP, 2005)
FANTOM	Ozeane (Beispiel Nordsee)	Dreidimensionales ozeanisches Transportmodell zur Simulation des diffusen Austausches zwischen Luft und Wasser, nasser und trockener atmosphärischer Deposition, Aufnahme von POPs durch Schwebstoffe, sowie Sedimentation und Abbau (Ilyina, 2006)
POPCycling Baltic Modell	Ostsee	Regionales Multi-Kompartiment-Modell für den Ostseeraum und die Anrainerstaaten zur Berechnung von POPs, (Wania et al. 2000)
CalTOX	Multimedia-Expositionsmodell	Modell zur Berechnung von Emissionen, der Verteilung von Chemikalien in den verschiedenen Umweltkompartimenten und der Exposition des Menschen, (McKoan et al. 2002)
G-CIEMS	Georeferenziertes Multimedia-Modell (Grid-Catchment Integrated Environmental Modeling System)	GIS-gestütztes Modell zur Verteilung von persistenten Stoffen in der Luft zur Abschätzung der Exposition für den Menschen (Susuki et al. 2004)
ELPOS-1.0	Multimedia-Modell für chemische Abbau- und Transformationsprozesse	Modell zur Berechnung der Persistenz und der Transportzeit von POPs und Pflanzenschutzmitteln in der Luft (Matthies et al. 1999)
CoZMoMAN Model	Multimedia-Modell für Transport und Abbau in Kombination mit einem Bioakkumulationsmodell	Interstationäres Modell zur Berechnung des weiträumigen Transports von POPs und deren Eintrag in die Nahrungskette mit dem Ziel der Vorhersage der Exposition des Menschen (Breivik et al. 2010)
GLOBO-POP Model	Zonales Multimedia-Modell für den globalen Transport von POPs über die Zeit	Dynamisches Modell zur Beschreibung des diffusen Gasaustausches zwischen der Atmosphäre und des Kompartiments Boden (Wania & Daly, 2002)
CliMoChem	Weltweites zonales Verteilungsmodell	Globales Verteilungsmodell zur Berechnung des Transports persistenter Substanzen aus den Tropen und gemäßigten Breiten bis in die Arktis (Scheringer et al. 2004)
GREAT-ER	Einzugsgebiete für Fließgewässer	GIS-gestütztes Modell zur Berechnung, Modellierung, Ausbreitung und Verbleib von chemischen Substanzen in Fließgewässern, erstellt einen direkten Zusammenhang zwischen Emission und Immission (Konzentration) her und ermöglicht die Identifizierung der wichtigsten Emissionsquellen auf lokaler und regionaler Ebene. (Matthies et al. 2005)

5.3.3 Bewertung datengeleiteter Ansätze

Datengeleitete Ansätze recherchieren auf verschiedenen Ebenen Ergebnisse der Datenerhebungen von (Umweltbeobachtungs)-Programmen mit den dazu notwendigen Metadaten. Die „fachliche Auflösung“ der Daten richtet sich dabei auf die Aufgaben- und Zielstellung. Stehen zum Beispiel Emissionsinventare zu POPs im Fokus der Untersuchung sind aggregierte Daten bezogen auf Branchen und Anlagen notwendig. Ebenso für Indikatoren, für die Ableitung von Umweltqualitätszielen und für die Berichterstattung bieten aggregierte Kenngrößen einen höheren Aussagewert als Einzeldaten einer Messreihe. Die enge Verknüpfung der gewünschten Aussage mit der Methodik einer Auswertung der Daten stellt an die Bilanzierung hohe Ansprüche. Die Methodik des datengeleiteten Ansatzes setzt voraus, dass eine Sichtung vorhandener Datenbestände notwendig ist, die Fehlstellen und Lücken aufzeigt (Schröder et al. 2001; Klitzing, 2002; Schönthaler, 2003) und Handlungsbedarfe zur Datenerhebung initiiert.

Für eine Stoffflussbetrachtung von PCB 153 bietet sich der datengeleitete Ansatz an. Er baut auf bestehenden Mess- und Beobachtungsprogrammen auf. Der Ansatz recherchiert und sichtet die Ergebnisse der Datenerhebungen laufender Programme, die dazugehörigen Standards und Richtlinien sowie Qualitätsziele und rechtliche Vorgaben. Ziel ist es, eine Methodik zu entwickeln, diese Daten derart aufzuwerten, dass sie miteinander verknüpft und in Beziehung gesetzt werden können. Der datengeleitete Ansatz ist stark von pragmatischen Überlegungen geleitet, standardisiert und generalisiert im Sinne der Bilanzierung einer integrativen Betrachtungsweise.

Die wichtigste wissenschaftliche Leistung in diesem Ansatz, auch datengeleiteter Pragmatismus genannt (Hoffman, 2006) besteht in der Entwicklung von Ordnungsschemata für heterogene Daten und Informationen. Für die Beobachtungsdaten betrifft das die Stratifizierung der Beobachtungsobjekte nach objektiven Kriterien, die Auswertungen nach verschiedenen Sichten zulassen. Das POP-Dioxin-Informationssystem und die Umweltprobenbank des Bundes sind anerkannte Beispiele im nationalen und internationalen Bereich für den datengeleiteten Ansatz quer über verschiedene Umweltmedien einschließlich des Futter- und Lebensmittelpfades sowie des Menschen. Organisatorische und politische Entscheidungen beeinflussten in erheblichem Maße die konzeptionellen Arbeiten und Umsetzungsstrategien und geben Impulse für die Entwicklung derartiger Systeme auch auf internationaler Ebene (MONARPOP 2009, COM 2007).

Diesem Anspruch folgt die Datenmodellierung auf fachlicher Ebene. Das erste auf eine Stoffgruppe bezogene medienübergreifende Informationssystem zu Persistenten Organischen Stoffen (POP-DIOXIN-Datenbank) erhielt eine konzeptionelle Basis (Knetsch, 1995). Die anschließende Implementierungsphase vollzog sich in iterativen Schritten mit Rückkopplungen zu den politischen und fachlichen Anforderungen (Knetsch, 2000; 2001; Rappolder et al. 2002; Knetsch et al. 2010).

5.4 Qualitätsstandards von Umweltbeobachtungsdaten

Qualität von Umweltbeobachtungsdaten lässt sich nach verschiedenen methodischen Ansätzen bewerten. Ein Ansatz der Bewertung kann die Nutzung von Standard Operating Procedures (z.B. SOPs der Umweltprobenbank) sein. Ringversuche zur Ermittlung der analytischen Präzision beteiligter Labore sind eine weitere Methode zur Bewertung der Qualität erhobener Daten aus der Umweltbeobachtung. Sie ermöglichen eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Labore (UBA, 1995). Ein Methoden-Code für die Boden-Dauerbeobachtung (BDF) zur Auswertung der Veränderungen des Bodenzustandes (Kaufmann et al. 2009), Guidelines der OECD für das POP-Monitoring (OECD, 2004a) und der UN ECE (UN/ECE, 2004a) für die Internationalen Kooperativprogramme des Integrierten Monitoring für Wirkungen der Luftbelastung auf Ökosysteme im Rahmen der Genfer Luftreinhaltkonvention sind einige Beispiele für die Normierungen auf nationaler und internationaler Ebene.

5.4.1 Kriterien der Harmonisierung und Standardisierung von Umweltdaten

Harmonisierung und Standardisierung sind eine Grundvoraussetzung, heterogene Daten aus verschiedenen Mess- und Beobachtungsprogrammen mit einander vergleichbar zu machen und sie für verschiedene Aufgabenstellungen zu nutzen. Durch diesen Ansatz erhöht sich das Integrationspotential der erhobenen Daten für verschiedene Verwendungszwecke. Im Kontext der Dissertation bedeutet das die Beweisführung der Nutzung dieser Daten für Bilanzierungsaufgaben. Tabelle 5-2 gibt einen Überblick über die wesentlichen Kriterien mit Blick auf eine integrierte Auswertung mit dem Ziel der Bilanzierung. Diese Systematik unterstützt ein einheitliches Stratifizieren der im unterschiedlichen Kontext erhobenen Daten.

Tabelle 5-2: Kriterien für die Harmonisierung und Standardisierung von Umweltdaten in den verschiedenen Kompartimenten, Beispiel POP-Dioxin-Informationssystem

Kompartiment	Kriterium	Methodik
Luft/Emissionen	Anlagentyp nach BImSchV Region (Bundesland)	Abgasmessungen in Nm ³ /a rel. Feuchte, % O ₂ Gemeindekennschlüssel (GKZ)
Luft/Immissionen	Trennung in Gasphase/Staubphase Jahr und Datum der Probennahme Region (Bundesland) Gebietstyp (ländlicher/verstädterter Raum, Agglomerationsraum) Besondere Belastungssituation	Probennahme nach Bergerhoff Gemeindekennschlüssel (GKZ) Gebietstypen nach Klassifikation des BBR Störfall /Altlasten

Kompartiment	Kriterium	Methodik
Luft/Depositionen	Depositionsart gesamt/trocken Jahr und Datum der Probennahme Region (Bundesland)	Probennahme nach Bergerhoff
	Gebietstyp (ländlicher/verstädterter Raum, Agglomerationsraum) Besondere Belastungssituation	Gemeindekennschlüssel (GKZ) Gebietstypen nach Klassifikation des BBR Störfall/Altlasten
Boden	Bodennutzungstyp Bodenhorizont Jahr und Datum der Probennahme Methodik Region (Bundesland)	Nutzungsschlüssel nach Kartieranleitung der BGR DIN 38407-2 F2 Gemeindekennschlüssel (GKZ)
	Gebietstyp (ländlicher/verstädterter Raum, Agglomerationsraum) Besondere Belastungssituation	Gebietstypen nach Klassifikation des BBR Störfall/Altlasten
Biota	Biota-Typ Region (Bundesland) Jahr und Datum der Probennahme	Pflanzen-/Tierspezies Gemeindekennschlüssel (GKZ)
	Gebietstyp (ländlicher/verstädterter Raum, Agglomerationsraum) Besondere Belastungssituation	Gebietstypen nach Klassifikation des BBR Störfall/Altlasten
Wasser	Gewässer Region Jahr und Datum der Probennahme	Flussgebietseinheiten Wasserphase Schwebstoffphase Gewässerorganismen
	Besondere Emittentsituation und – einfluss	Einleiter und Oberflächenabfluss in Vorfluter

Kompartiment	Kriterium	Methodik
Sediment	Typ der Sedimente	Sediment, Schwebstoff, schwebstoffbütiges Sediment
	Jahr und Datum der Probennahme Gewässer (Region, Flusskilometer) Besondere Belastungssituation	Flussgebietseinheiten
Abfall/Wertstoffe/Reststoffe	Typ Klärschlamm Typ Abfall (Asche, Altöl, Schlacke, Filterstaub) Typ Siedlungsabfall Typ Abwässer	Klärschlammverordnung Abfallschlüssel der Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)
	Region (Bundesland) Jahr und Datum der Probennahme Gebietstyp (ländlicher/verstädterter Raum, Agglomerationsraum) Besondere Belastungssituation	Gemeindekennschlüssel (GKZ) Gebietstypen nach Klassifikation des BBR Störfallklassifizierung Störfall/Altlasten
Produkte/Zubereitungen /Erzeugnisse	Produkttyp/Produktname Region (Bundesland)	Gemeindekennschlüssel (GKZ)
	Importland	Länderkatalog
Lebensmittel	Lebensmittelarten	Standardisierte Waren-Codes (ADV – Codes) laut Lebensmittelverordnung (LMV)
	Bearbeitungszustand Verpackungsart/-Material Herkunftsland	
Futtermittel	Futtermittelarten	Futtermittelkataloge laut Futtermittelverordnung
Humanproben	Human-Matrizes (Blut, Muttermilch) Berufsumfeld Wohnumfeld Belastungssituation Ernährung Schwangerschaft/Stillen	Berufskatalog Emittenten

Ein wesentliches Kriterium für die harmonisierte Auswertung sind die Angaben zu den Analyseergebnissen mit Angabe der Bezugsgrößen. Ausschlaggebend für die flexible Nutzung eines Datenpools heterogener Datenbestände ist die Einzelkongener spezifische Dokumentation der Analysedaten mit Angabe der Bestimmungs- und Nachweisgrenzen sowie der Wiederfindungsraten in %. Mit diesem Vorgehen können Muster zu Verteilungen von niedrig- und hoch chlorierten Einzelkongeneren in den verschiedenen Kompartimenten erstellt werden und Toxizitätsäquivalente mit unterschiedlichen Faktoren berechnet werden. Anhang C enthält eine Übersicht der verschiedenen Faktoren zur Berechnung.

5.5 Bewertung von technologischen Ansätzen zur Integration

In den letzten Jahrzehnten hat sich technologisch das Management von Daten von einer daten-zentrierten Sicht auf eine informations-orientierte Sicht erweitert. Zu Recht wird heute von Informationssystemen gesprochen, die Daten und Informationen bereitstellen, um darauf aufbauend Auswertungen und Bewertungen von Umweltdaten effizienter und wissenschaftlich fundierter durchführen zu können. Beispiele dafür sind das bundesweite Bodeninformationssystem (bBIS) (Hilliges, 2010), das Geografische Informationssystem Umwelt (GISU) (Treffler, 2001; Rickert, 2004), das Analyse- und Auswerte-Informationssystem für Luftdaten (AAI) sowie das Informationssystem der Umweltprobenbank (Rüther, 2010). Für den Chemikalienbereich existieren zwei Systeme, die Informationen zu mehr als 100.000 registrierten Stoffen mit CAS-Nr., Strukturformeln und deren chemische Eigenschaften strukturiert für Recherchen und Auswertungen zur Verfügung stellen:

- der Gemeinsame Stoffdatenpool Bund-Länder für die Öffentlichkeit (www.gsbl.de) (Menger et al. 2008)
- das Informationssystem Chemikaliensicherheit (ICS) für die internen Bewertungsaufgaben von Chemikalien im UBA (Knetsch, 2008).

Diese Informationssysteme entwickeln sich von zum Teil stark monolithischen d.h. in sich geschlossenen Systemen zu einer offenen Architektur mit Schnittstellen zu anderen Systemen. Dieser bedeutende Paradigmenwechsel ist Grundvoraussetzung für das Interagieren und die Kopplung der Daten verschiedener Themenbereiche mit den informationstechnischen Systemen.

Mit dem Zeitalter des Internet und den damit verbundenen Technologien zum Aufbau und zur Weiterentwicklung von Umwelt-Portalen, web-basierenden Umweltinformationssystemen sowie interdisziplinäre Kooperationen in nationalen und internationalen Netzwerken wächst den Metadaten eine zunehmende Bedeutung für Bilanzierungsaufgaben zu.

Seit mehr als zwei Jahrzehnten hat sich der Begriff der Metadaten für beschreibende Angaben zu Umweltobjekten heraus geprägt. Unter Metadaten ("Daten über Daten") versteht man strukturierte Daten, mit deren Hilfe eine Informationsressource beschrieben und für Recherchen im World Wide Web besser auffindbar gemacht wird. Nach Denzer

und Güttler (1994) differenzieren sich Metadaten nach folgenden Kategorien und Kriterien:

- Semantische Metainformation (inhaltliche Beschreibung)
- Syntaktische Metainformation (Wege des Zugriffs auf die zugrunde liegenden Daten)
- Strukturelle Metainformationen (Objektstrukturierung, Hierarchien)
- Navigatorische Metainformation (Beschreibung der Navigationsmöglichkeiten im gesamten Kontext der Daten).

Jedoch lässt sich feststellen, dass die Metadatengenerierung sich letztendlich als Schwachpunkt in den letzten 10 Jahren herauskristallisiert hat. Unvollständigkeit, Heterogenität, fehlende Granularität und Aktualität der verfügbaren Metadaten erschweren dem Nutzer, Datenquellen und die Daten selbst für ein Thema ausfindig zu machen.

Eine Studie zur Entwicklung einer Integrationsschicht Umweltbeobachtung stellt schon 2004 fest, dass die technischen Voraussetzungen für die Interoperabilität zwischen verschiedenen Systemen gegeben sind (Bandholtz, 2004). Die dynamische Weiterentwicklung von Standards auf Basis von XML und die Entwicklung von Web Services im Internet bieten Integrationsplattformen für interdisziplinäre Zusammenarbeit und den Austausch von Daten und Informationen an. Die „Brücke“ zur Vernetzung dieser Datensysteme bilden Metadaten mit allen erforderlichen Kenndaten, um über definierte Schnittstellen miteinander zu kommunizieren.

Diesen methodischen Ansatz realisiert das POP-Dioxin-Informationssystem (www.pop-dioxindb.de). In den letzten 15 Jahren etablierte sich dieses System zunehmend zu einer „Datendrehscheibe“ der Verfügbarmachung von Umweltbeobachtungsdaten zu verschiedenen Umweltkompartimenten wie Boden, Wasser, Luft, Biota, einschließlich der Futter- und Lebensmittel sowie des Bereiches der Humanbelastung. Abbildung 5-3 gibt einen Überblick zu den vorhandenen Daten im POP-Dioxin-Informationssystem. Diese Auswertung bezieht sich auf den Gesamtdatenbestand aller Proben, die auf verschiedene persistente organische Stoffe analysiert wurden.

Der Bereich der Quellen, die die Emissionen über den Luft- und Wasserpfad sowie Einträge über die Kompartimente Abfall, Produkte und Erzeugnisse umfassen, zeigen im Datenbestand eine deutlich abfallende Tendenz (< 1000 Proben).

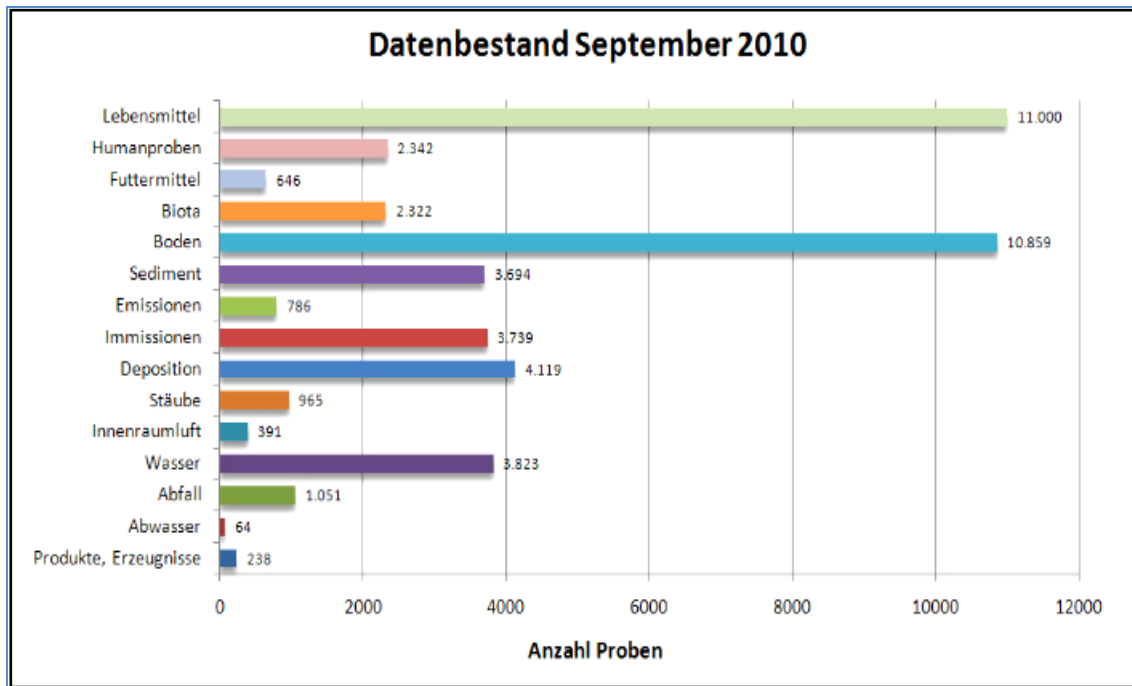


Abbildung 5-3: Übersicht zum Gesamt-Datenbestand aller verfügbaren Daten im POP-Dioxin-Informationssystem (September 2010).
Quelle: www.pop-dioxindb.de

Mit der Integration dieser (Umweltbeobachtungs)-Daten in ein gemeinsames technisches Modell konnte erreicht werden, dass über die Metadatenebene eine Recherche nach verschiedenen Kriterien möglich ist. Die Flexibilität der Recherche gibt dem Benutzer die Möglichkeit, unterschiedliche Sichten auf den Datenbestand zu definieren. Durch semantische Zusammenhänge (inhaltliche Zusammenstellung der Suchkriterien nach Zeit, Raum, Kompartiment und Stoffgruppe) findet die Integration auf verschiedenen Ebenen statt. Dies betrifft einerseits die Integration der Daten innerhalb des POP-Dioxin-Informationssystems, andererseits verfügt das System über eine offene XML-Schnittstelle für die Interaktion mit anderen Fachsystemen.

Ein Beispiel für ein erfolgreiches Konzept zur Datenintegration über die Metadatenebene ist die Vernetzung mit dem Umweltobjektkatalog (UOK) des Freistaates Bayern. Eine Recherche im www.uok.bayern.de bietet den Querverweis zu dem Datenbestand im POP-Dioxin-Informationssystem. Abbildung 5.3 gibt einen Eindruck zu der Nutzungsmöglichkeit durch direktes Verlinken beider Datenbestände.

Die Anzeige von Basisinformationen bezieht sich auf die Metadaten aus der Dioxin-Datenbank und beschreibt die Inhalte des Messprogramms. Ist dieser Datensatz für den Nutzer von fachlicher Relevanz, so bekommt er den link zu dem Einstieg in das POP-Dioxin-Datenbanksystem und kann sich die Messergebnisse über eine browserbasierte Ansicht im Überblick anzeigen lassen. Möchte er diese Daten in seinem fachlichen Kontext weiter verarbeiten, bietet das System verschiedene Möglichkeiten des downloads der Detaildaten zu jedem Messprogramm mit den entsprechenden analytischen Messergebnissen.

The screenshot shows the 'Umwelt Objekt Katalog Bayern' website. The header includes the logo and the text 'UMWELT OBJEKT KATALOG BAYERN' and 'BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT'. Below the header are navigation tabs: 'ERWEITERTE SUCHE', 'INFOS ZUM UOK', 'FACHZUGANG', and 'WEITERE LINKS'. The main content area displays metadata for a Dioxin data set. The 'Klasse' is 'Dioxin-Datenbank' and the 'Kurztitel' is 'Dioxin-DE : Messprog.: Untersuchung der atmosphärischen Belastung von PCDD, PCDF und coplanaren PCB : Kompartiment: Deposition ; 702:2202:2000:BBTLB1095'. The 'Stand der Metadaten' is '2007-01-22' and the 'Themenkategorie' is 'UOK-Metadaten Dienst/Anwendung/ Informationssystem'. The 'Metadatenkontakt' is 'Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz'. Below this is a section titled 'Basisinformationen über den Datensatz' with a 'Beschreibung' of Dioxine as persistent organic pollutants.

Klasse:	Dioxin-Datenbank
Kurztitel:	Dioxin-DE : Messprog.: Untersuchung der atmosphärischen Belastung von PCDD, PCDF und coplanaren PCB : Kompartiment: Deposition ; 702:2202:2000:BBTLB1095
Stand der Metadaten:	2007-01-22
Themenkategorie:	UOK-Metadaten Dienst/Anwendung/ Informationssystem
Metadatenkontakt:	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz

Basisinformationen über den Datensatz

Beschreibung: Dioxine sind langlebige organische Schadstoffe, die im Gegensatz zu anderen Chlororganika (DOT, PCB, PCP) nicht im industriellen Maßstab hergestellt, sondern als Nebenprodukte bei einer Vielzahl von thermischen Prozessen entstehen. Dioxine sind aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften sehr stabil (Persistenz), können sich in menschlichen und tierischen Geweben anreichern (Bioakkumulation) und sich in der Umwelt weit verteilen (Grasshopper-Effekt). Im allgemeinen Sprachgebrauch hat sich mittlerweile auch die Abkürzung POPs (persistent organic pollutants) für diese Gruppe von Stoffen durchgesetzt. Auf internationaler Ebene gibt es Bestrebungen die Herstellung und den Einsatz von bestimmten POPs einzuschränken bzw. ganz zu verbieten. In einem ersten Ansatz wurden mit der POP-Konvention (Stockholmer Konvention) die Herstellung und der Gebrauch von 12 Stoffen bzw. Stoffgruppen (auch das dreckige Dutzend (the dirty dozen) genannt) eingeschränkt bzw. verboten. Das

Abbildung 5-4: Integration des POP-Dioxin- Informationssystems in den Umweltobjektkatalog Bayerns
Quelle: www.uok.bayern.de

Mit diesem Beispiel wird deutlich, welches Potential die Verlinkung von verschiedenen Fachverfahren auf unterschiedlichen Ebenen bietet. Sei es über die Ebene der Metadaten, wie im Umwelt-Objektkatalog von Bayern oder über die Ebene der fachlichen Daten zu der Stoffgruppe der persistenten organischen Stoffe.

5.6 Bewertung fachlicher Ansätze zur Integration

Im Bereich der integrativen Betrachtung des Verhaltens von POPs in der Umwelt ist die Methode der Multi-Kompartiment-Massenbalance-Modellierung am weitesten vorangeschritten. Sie hat zum Ziel, eine Wissensbasis zu schaffen für Austauschprozesse von Chemikalien zwischen den verschiedenen Kompartimenten Luft, Wasser, Boden und Biota. Mit der Abschätzung von Massenflüssen zu einem Stoff zwischen den verschiedenen Kompartimenten und auf einem zeitlichen und regionalen Scale transformiert, soll eine Grundlage für die Bewertung einer Umweltgefahr und eines Risikos geschaffen werden.

Seit mehr als 30 Jahren wird dieser methodische Ansatz entwickelt, verfeinert und durch eine interdisziplinäre Zusammenarbeit mit den verschiedenen Fachdisziplinen ausgebaut. Letztendlich versuchen diese Modelle in einer realistischen Art und Weise das Verhalten eines Stoffes in der Umwelt abzubilden unter Einbeziehung sehr vieler wissenschaftlicher Details. Im Ergebnis bilden diese Modelle hochkomplexe Sachverhalte ab. Die Transformation dieser Ergebnisse in eine für die Politikberatung klare und verständliche Botschaft ist die „Kunst“ der Wissenschaft und gelingt nicht immer in der notwendigen Form (MacLeod et al. 2010).

Ein wesentlicher Aspekt bezüglich des Dateninputs für die Multikompartiment-Massenbalance-Modelle betrifft die Einflussgröße der Emissionen. Sie bilden nicht das

realistische Bild der Emissionen wie Altlasten, unsachgemäße Entsorgung und neu identifizierter und diffuser Quellen (z.B. Hausbrand, Waldbrände) ab. Szenarien beruhen auf der Annahme des Eintrags derjenigen Menge, die bis zum Verbot 1989 in die Umwelt eingetragen wurde. Es ist jedoch zu bedenken, dass die noch in 2007 von der OSPAR geschätzten PCB-Mengen von 15.000 bis 15.000.000 µg I-TEQ/Tonne (OSPAR 2007) global ein sehr hohes Potential bezüglich der Anreicherung in den verschiedenen Trophiestufen bildet. Diese Mengen beziehen sich nur auf die Gehalte in Transformatoren und Kondensatoren weltweit.

In diesem Spannungsfeld steht eine integrierte Datensammlung und Auswertung über die verschiedenen Umweltkompartimente hinweg mit dem Ziel der Bilanzierung. Daten der Umweltbeobachtung gelangen nur selten über die Grenzen fachlicher Anwendungen hinaus. In vielen Fällen werden sie nur als Informationsprodukt zum Beispiel für Berichte und Umweltindikatoren auf einem hochaggregierten Level verwertet. Die drei Berichte über den Zustand der Umwelt zu Dioxinen und PCB (BMU, 2002; UBA, 2007) sind ein Beispiel dafür. Auch wenn das POP-Dioxin-Informationssystem hierfür einen wichtigen Beitrag zur integrierten Auswertung leistet, bietet dieses Instrumentarium für weitere Fragestellungen ein fachliches Potential.

Ein Beispiel der fachlichen Integration von Daten der Umweltbeobachtung ist eine im Auftrag des BMU geförderte Studie zur „Lebensmittelbedingten Aufnahme von Umweltkontaminanten“ mit dem Ziel der Expositionsschätzung für nicht dioxinähnliche PCBs (Schwarz et al. 2010). Unter Auswertung von Daten aus den Bereichen des Lebensmittelmonitorings und biologischer Indikatoren konnte eine Expositionsmodellierung vorgenommen werden, mit dem Ziel, belastbare Aussagen zu Höchstgehalten in Lebensmittel zu treffen. Diese Ergebnisse sind Grundlage für die Ausgestaltung von Vorschlägen für Managementmaßnahmen bezüglich der EU-weiten Harmonisierung verschiedener einzelstaatlicher Höchstmengenregelungen.

Durch die Bereitstellung von qualitätsgesicherten Einzeldaten auf Kongenerebene aus Umweltbeobachtungsprogrammen des Bundes, der Länder und aus wissenschaftlichen Projekten zu dem Themenbereich der persistenten organischen Stoffe erschließen sich Anwendungsfelder für heute noch ungeklärte Fragestellungen. Insbesondere die Identifizierung von Quellen und die Aufnahme von Daten aus dem Emissionssektor in ein integrierendes Datenmanagementsystem bieten die Chance des Auffindens von Quellen und Senken. Die Dateninterpretation muss jedoch mit fachlichem Detailwissen zu der Stoffgruppe der POPs, deren Verhalten, Ausbreitungen und Verlagerungsprozessen verbunden werden. Sie darf nicht losgelöst von äußerlich wahrgenommenen Prozessen auf Basis der Daten formal bewertet werden, sondern mit eigenen fachlichen „inneren“ Wertmaßstäben verknüpft und auf Übereinstimmung bewertet und beurteilt werden.

6 ANFORDERUNGEN AN DATEN UND METHODEN FÜR EINE FACHLICHE INTEGRATION

Das folgende Kapitel untersucht die Anforderungen an die Qualitätssicherung von PCB-Daten. Durch die Integration und Zusammenführung von Daten in unterschiedlichen Erhebungskontexten können Stoffkreisläufe von PCBs besser quantifiziert werden. Eine Anforderungsanalyse für ein integriertes Datenmanagement von Umweltdaten benötigt Methoden und Konventionen zu Qualitätssicherungsmaßnahmen für heterogene Umweltdaten. Auswertestrategien und -algorithmen bestimmen die Methodologie und das methodische Design für die verschiedenen Aggregationsebenen der Daten. Liegen Ergebnisse der (geo)-statistischen Datenanalysen vor, so sind diese mit dem Bewertungswissen des Bearbeiters / der Bearbeiterin zu interpretieren. Durch Verfahren der Generalisierung und Abstraktion auf die Ebene des Aussageziels (Bilanzierung) können bestehendes Wissen verifiziert und neue Muster und Zusammenhänge (Pfade) entdeckt werden.

Qualitätssicherung, Optimierung, Parametrisierung und Synchronisation schaffen die Voraussetzungen für die Interoperabilität von Daten und Informationen aus sehr heterogenen und im fachlichen Kontext unterschiedlichen Quellen. Dies kann sich einerseits auf ein integriertes Datenmanagement in einem (föderativen) Umweltinformationssystem beziehen. Andererseits kann eine Anreicherung der Daten durch zusätzliche Informationen (Metadaten) den Wert der Daten erhöhen. Darüber hinaus stellen Emissions- und Abfallinventare, Produkt- und Erzeugnisinventare sowie chemische Stoffinformationssysteme zu Eigenschaften, Gebrauch und Verwendung eine wichtige Informationsquelle dar. Für die persistenten organischen Stoffe sind Umwandlungs- und Verlagerungsprozesse (Metabolisierung, Absorption, Volatilisation, Adsorption, Desorption, Sedimentation, Resuspension, Diffusion, Advektion) wesentliche Kriterien für die Nachvollziehbarkeit von Stoffflussprozessen.

Die Komplexität des modelltheoretischen Ansatzes zum Verteilungsverhalten von PCBs in der Umwelt und der damit verbundenen Verlagerungsprozesse von einem Kompartiment in das andere zeigt Abbildung 6 -1. In der Abbildung nicht enthalten sind die Eintragspfade über die Technosphäre (z.B. Produkte, Abfälle) sowie sozio-ökonomischer Aktivitäten (z.B. Verbrennungen).

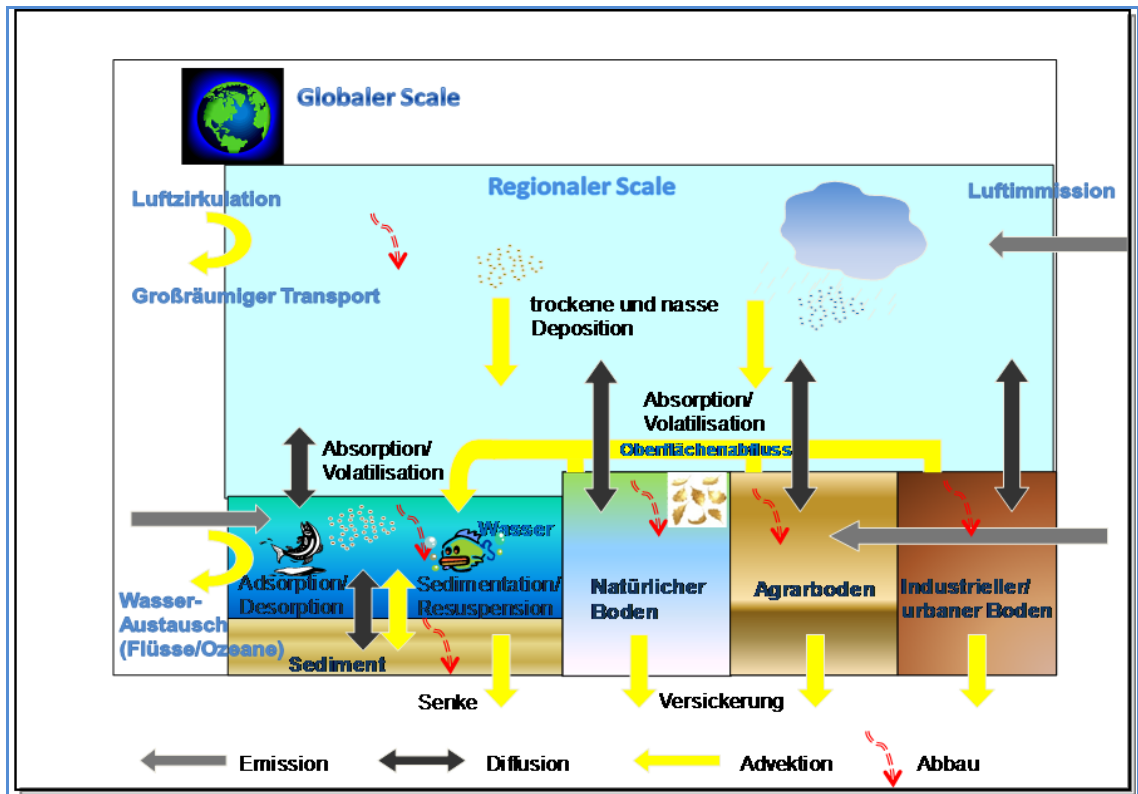


Abbildung 6-1: Austausch und Pfade des PCB-Transfers zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten
Quelle: verändert nach Scheringer et al. (2009)

Der räumliche Scale spielt bei dem methodischen Ansatz eine wesentliche Rolle. Die Fragen, welche Daten sind für die lokale, regionale und globale Maßstabsebene erforderlich, in welcher Granularität sind diese zu bewerten, richtet sich nach dem Design des methodischen Herangehens. Der Versuch, eine PCB-Bilanz für Deutschland aus den verfügbaren Daten der Umweltbeobachtung abzuleiten, setzt Randbedingungen bezüglich der Anforderung an die Datenqualität und Parametrisierbarkeit.

6.1 Anforderungen an die Qualitätssicherung von Daten zu PCBs

Nationale und internationale Programme zur Untersuchung von PCBs in der Umwelt mit konkreten Zielstellungen setzen Standards für die zu erhebenden Daten. Sie nutzen die in nationalen Verordnungen und Gesetzen (BBodSchV, AbfKlärV, BImSchV) vorgeschriebenen Verfahren. Fehlen entsprechende Gesetzgebungen wie zum Beispiel im Bereich der Bioindikation regeln VDI-Vorschriften die Durchführung von Mess- und Beobachtungsverfahren. Die VDI-Vorschrift 3957 mit derzeit 19 Blättern (VDI, 2010) legt den Rahmen biologischer Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation) fest.

Kooperativprogramme zur Umweltbeobachtung zwischen Bund und Ländern nutzen diese Vorgaben und stimmen weitere Konventionen und Regelungen für ein gemeinsames Vorgehen ab. Das seit 1994 etablierte Dioxin-Referenzmessprogramm erarbeitete ein Methodenhandbuch für die Qualitätssicherung der Daten (UBA, 1995). In diesem sind Regelungen festgeschrieben, die eine Vergleichbarkeit heterogener Datenbestände ermöglicht.

6.1.1 Konventionen und Regelungen der Qualitätssicherung von Daten zu PCBs

Abgesehen von einigen nationalen (z.B. Umweltprobenbank des Bundes) und internationalen Programmen (z.B. MONARPOP, ICP) zur Untersuchung von persistenten organischen Stoffen finden auf nationaler und internationaler Ebene nur zögerlich standardisierte Verfahren zur Erhebung und Dokumentation von Umweltbeobachtungsdaten Anwendung. Vorwiegend für die Probennahme und im analytischen Bereich empfehlen Verordnungen, Richtlinien und SOPs die Methodik der Durchführung. Jedoch zeichnet sich in der Praxis ab, dass eine Dokumentation der realen Randbedingungen nicht immer in dem notwendigen Maße durchgeführt wird.

Des Weiteren ist festzustellen, dass kontinuierliche Messungen zu dem Stoffspektrum der POPs nur vereinzelt im Rahmen internationaler Berichtspflichten durchgeführt wurden und werden sowie oft nicht explizit gefordert werden. Erst mit Umsetzung von europäischen Richtlinien wie zum Beispiel der Wasserrahmenrichtlinie (WRaRili 2000), der Futtermittelverordnung (EG, 2002), der Lebensmittelverordnung (EG 2006a, EG 2006b) und des Integrated Monitoring der UN ECE (UN ECE, 1998) findet eine Analyse auf dieses Stoffspektrum statt. Die Übermittlung der Daten erfolgt meist in aggregierter Form von dem Datenproduzenten. Deren Nachvollziehbarkeit bei der Aggregation ist oft nicht gegeben und eine Qualitätsbewertung wird dadurch erschwert. Die Angabe des Berechnungsmodells für die TEQs ist eine Grundvoraussetzung für die Bewertung der Daten, wird jedoch nicht immer ausreichend publiziert.

Es ergibt sich die Notwendigkeit der Bereitstellung der Einzelkongenere zu PCBs für die Anwendung von verschiedenen methodischen Berechnungsansätzen. Für die Berechnung der Toxizitätsäquivalente (TEQs) und Summenparameter aus den dioxin-ähnlichen PCB-Einzelkongeneren stehen derzeit drei Berechnungsmodelle zur Verfügung. Sie unterscheiden sich durch die Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren (TEF). Anhang C gibt einen Überblick zu den verschiedenen Ansätzen der TEF-Modelle für die Berechnung der dioxin-ähnlichen PCBs (Non-ortho-substituierte und Mono-ortho-substituierte PCBs).

Hinsichtlich der Berechnung des Gesamt-PCB besteht die Schwierigkeit, dass sich die wahre Gesamtkonzentration an PCBs in einer Messprobe nur als Summe aller 209 - PCB Kongenere bestimmen lässt. In der Praxis werden oft die Summenparameter der hoch chlorierten PCB₃ (Summe von PCB138 + PCB153 + PCB180) bzw. die Summe aus den 6 Indikator-PCBs (PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 und PCB180) berechnet. Das sogenannte „Gesamt-PCB“ wird nach der Empfehlung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und der PCB-Richtlinie einheitlich als (PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 und PCB180) x Faktor 5 bestimmt. Dies wird damit begründet, dass die ursprüngliche Zusammensetzung der ehemaligen technischen PCB-Gemische auch in Umweltproben über längere Zeit erhalten bleibt. Im wissenschaftlichen Bereich werden für die Umweltkompartimente die Summenparameter der 6 Indikator-PCBs berechnet.

Durch diese unterschiedlichen Bewertungsannahmen scheint der Einzelkongener-Ansatz zielführender. Die schon 1993 (Fürst et al. 1993) geführte Diskussion, dass es sinnvoller sei, gemessene Konzentrationen der Einzelkongenere anzugeben (Absolut – Konzentrationen) führte zu der konzeptionellen Umsetzung der Einzelkongener spezifischen Abbildung der Daten in dem POP-Dioxin-Informationssystem. Die Quantifizierung der Einzelkongenere vermeidet eine Unter- bzw. Überschätzung des Transfers dieser Substanzen in die Nahrungskette und des Menschen.

Die Einbeziehung der Bestimmungsgrenze in die Berechnung der TEQs hat einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Werte. Die Angabe, ob bei der Berechnung die halbe, volle oder keine Bestimmungsgrenze einbezogen wurde, ist wichtig für die Ergebnisinterpretation. Konventionen und Festlegungen zur Berechnung des TEQ enthalten unter anderem die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992) und die Lebens- und Futtermittelverordnung (2002).

Auf nationaler Ebene ist die Übermittlung von einzelnen Meßergebnissen durch Verwaltungsvereinbarungen zwischen Bund und Ländern geregelt. Dies schließt auch Maßnahmen zur Qualitätssicherung ein. Für das Dioxin-Referenzmessprogramm konnte mit Durchführung eines Ringversuches (UBA, 1995) zu „Dioxinen in Böden“ das Ziel erreicht werden, Methoden der Probennahme und Analytik der in den Ländern laufenden Programme zu harmonisieren und Laborvergleiche durchzuführen. Die damit verbundene Erhöhung der Vergleichbarkeit der Daten führt zu einer wissenschaftlich fundierten Auswertung der Daten und mit belastbaren Aussagen zu den Gehalten in Böden.

Für Daten aus verschiedenen Informationsquellen ist die Zu- und Einordnung zum Kontext eminent. Fragen wie: „Wer liefert die Daten in welcher Qualität und mit welchem Raum- und Zeitbezug“ nehmen dabei eine wesentliche Stellung ein. Diese Zusatzinformationen besitzen somit assoziativen Charakter, die vor allem auf jeder Aggregationsstufe von dem einzelnen Messwert bis hin zum hochaggregierten Indikator oder Summenparameter bei der Auswertung mitgeführt werden müssen.

Der sachlogischen Qualitätssicherung folgt die formale Prüfung auf Vollständigkeit, Konformität und Validität. Dieses mehrstufige Verfahren für die Qualitätssicherung steht im Kontext von teilautomatisierten Importroutinen in ein Datenbanksystem, die durch folgende Checks abgebildet werden:

- Completenesscheck – Vollständigkeit der Datenlieferung
- Compliancecheck – Formatprüfung mit Katalogen und Schlüsseln
- Datenkonformitätscheck – inhaltliche Prüfung (Unterscheidung in Fehler und Warnung)
- Uniformitätscheck – Prüfung auf Ausreißer oder unplausible Daten
- Validitätscheck – Prüfung auf Gültigkeit der Daten mit vorliegenden Referenzwerten und Wertebereiche

Im Ergebnis stehen qualitätsgesicherte Datensätze in einem Gesamtdatenbanksystem zur Datenauswertung und Ergebnisbewertung zur Verfügung. Sie erfüllen die Anforderungen an eine integrative Auswertung.

6.1.2 Synchronisation und Interoperabilität von Umweltdaten der PCBs

Für die verschiedenen Kompartimente umfasst das POP-Dioxin-Informationssystem mehr als 80 Messprogramme zu PCB. Anhang H enthält die Kennzeichnung der Programme zu den verschiedenen Kompartimenten, in deren Messumfang PCB - Einzelkongere vorliegen. Entsprechend der Bewertungsmatrix in Tabelle 3-2 enthält die Übersicht Angaben zu wichtigen Datennoten denjenigen Kriterien, die eine Zusammenführung der Daten in ein gemeinsames Datenmodell ermöglichen.

Die Messprogramm synchronisation erfolgte unter dem Blickwinkel der Aufgliederung der Messprogramme in verschiedene Datenobjekte. Erst die Kombination von standardisierten Datenobjekten und deren Transformation in ein fachliches Datenmodell ermöglicht ein hohes Maß an Interoperabilität. Die Abbildungsregeln – auch semantische Modelltransformation genannt – finden auf konzeptioneller Ebene statt (Staub, 2009). Dazu wurde für das POP-Dioxin-Informationssystem ein Formalismus entwickelt, der die Daten auf der obersten Ebene mittels eines Metadatenmodells operabel macht. Dieses Metadatenmodell umfasst folgende Bereiche:

Fachdaten

- Anlass der Untersuchungen
 - Kompartiment
 - Räumliche Zuordnung der Standorte
 - Zeitliche Zuordnung der Probennahme
 - Methodik der Probennahme
 - Art der Probe und deren Vorbereitung
 - Analysemethoden / Qualitätssicherung
 - Analysendaten

Katalogdaten

- Datenlieferanten (Adressen)
 - Quellenbezug (Literatur)
 - Stoffe (Faktoren, Synonyme, Profile, Wertebereiche)
 - Anwenderdaten, Rollen, Rechte
 - Kompartiment bezogene Kataloge (z.B. Anlagentyp nach BImSchV, Methoden-Code für Bodendauerbeobachtung und Katalog der Bodennutzung, Lebensmittelkataloge der Lebensmittelverordnung...)

Am Beispiel des Datenobjektes „Chemischer Stoff“ wird in Tabelle 6-1 für die Eckwerte der PCBs eine Vorgehensweise zur Synchronisation von Messwerten dargestellt. Die Festlegung einheitlicher Bezugsgrößen und Maßeinheiten schafft die Basis für Qualitätsstandards im analytischen Bereich. Da Daten aus verschiedenen Programmen mit einander „operieren“ sollen, sind die Bezugsgrößen auf die entsprechenden Maßeinheiten zu normieren. Umrechnungsfaktoren sind als Algorithmen in das POP-Dioxin-Informationssystem eingebettet. Diese Vorgehensweise bietet ein Maß an Flexibilität für Auswertungen von Daten der Umweltbeobachtung und normiert diese Daten für Auswertungen und Aggregationen.

Tabelle 6-1: Eckwerte für PCBs (Einzelkongenere) für Umweltkompartimente und der dazugehörigen Maßeinheiten im POP-Dioxin-Informationssystem

Eckwerte für PCBs		
Kompartiment	Bezugsgröße	Maßeinheit
Abfall	keine Angabe	µg/kg
Abfall	Nassgewicht	µg/kg
Abfall	Trockensubstanz	µg/kg
Abfall	Frischgewicht	µg/kg
Abwasser	keine Angabe	µg/l
Abwasser	Nassgewicht	µg/l
Biota	Fettgehalt	µg/kg
Biota	Frischgewicht	µg/kg
Biota	keine Angabe	µg/kg
Biota	Trockensubstanz	µg/kg
Boden subhydrisch	keine Angabe	µg/kg
Boden subhydrisch	Nassgewicht	µg/kg
Boden subhydrisch	Trockensubstanz	µg/kg
Boden terrestrisch	keine Angabe	µg/kg
Boden terrestrisch	Trockensubstanz	µg/kg
Deposition	keine Angabe	ng/m ² *d
Deposition	Nassgewicht	ng/m ² *d
Deposition	Trockensubstanz	ng/m ² *d
Emission	keine Angabe	ng/m ³
Emission	Trockensubstanz	ng/m ³
Immission	keine Angabe	ng/m ³
Immission	Trockensubstanz	ng/m ³
Innenraumluft	keine Angabe	ng/m ³
Innenraumluft	Trockensubstanz	ng/m ³
Produkte	keine Angabe	µg/kg
Produkte	Nassgewicht	µg/kg
Produkte	Trockensubstanz	µg/kg
Produkte	Frischgewicht	µg/kg
Sediment	keine Angabe	µg/kg
Sediment	Nassgewicht	µg/kg
Sediment	Trockensubstanz	µg/kg
Stäube	keine Angabe	µg/kg
Stäube	Trockensubstanz	µg/kg
Wasser	keine Angabe	µg/l
Wasser	Nassgewicht	µg/l

Kernelement der Interoperabilität bezüglich Zeit, Raum und fachlichem Integrationsanspruch sind die Objekt – Metadaten und deren Ausprägung. Die Herausforderung der Zukunft wird es sein, ein methodisches Design in der Art zu entwerfen, dass Nutzer dieser Daten, die diese nicht selbst erhoben haben, für wissenschaftliche und politische Fragestellungen interdisziplinär interpretieren können. Die Bereitstellung robuster und synchronisierter Metadaten sind nach Horsburgh et al. (2009) eine Grundvoraussetzung für die Schaffung der syntaktischen und semantischen Interoperabilität. Dies erfordert auf Modellebene eine Transformation in eine verständliche

und nachvollziehbare Sprache.

Aus der Sicht der interdisziplinären Datennutzung bedeutet das:

- Klar definierte konzeptuelle Schemasprache auf Datenmodellebene
- Klare Regeln zur Abbildung der Datenobjekte
- Eindeutige Beziehungen der Datenobjekte untereinander
- Eindeutige Kodierungsregeln mit Katalogen, Standards und Normen
- Nachvollziehbare Regeln für die mathematische Berechnung von Äquivalenten
- Schnittstellen und Services für den Datenaustausch.

Abbildung 6-2 stellt die im POP-Dioxin-Informationssystem abgebildeten Meta-Informationen überblickartig dar. Das darunter liegende konzeptionelle Datenmodell zeigt die eindeutigen Beziehungen der Datenobjekte an.

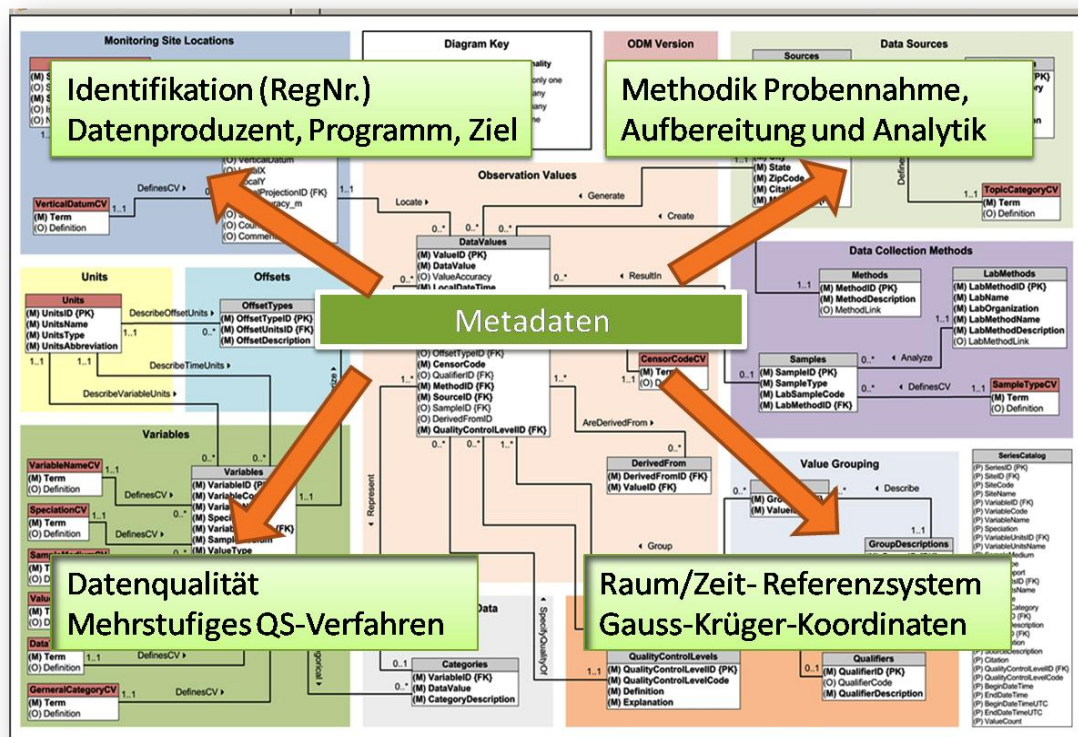


Abbildung 6-2: Beziehungen von Metadaten und konzeptionellem Datenmodell

Die Synchronisation heterogener Messprogramme bedeutet eine einheitliche Sicht auf die Metadaten und analytischen Daten zu schaffen. Dazu ist es notwendig, die Methodik der Erhebung für die Messprogramme des Bundes und der Länder zu kennen und diese auf die Modellstruktur des Datenmanagementsystems abzubilden. Ein Vorteil dieses Ansatzes ist, dass durch Experten der verschiedenen Disziplinen, die diese Daten erheben, eine gemeinsame „Sprache“ gefunden wird, die verschiedene Themenbereiche der Umweltbeobachtung in einen gemeinsamen Kontext bringen. Die damit erreichte Synchronisation heterogener Daten geht mit der gewünschten Interoperabilität einher, die letztendlich auf kompartimentübergreifende Auswertelgorithmen für Umweltbeobachtungsdaten zielt.

6.2 Parametrisierbarkeit von Daten aus technologischer Sicht

Auf technologischer Ebene entwickelten sich seit Anfang 2000 internationale Metadatenstandards, die unter Federführung des OpenGIS Consortium (OGC) erarbeitet wurden. Obwohl für die Parametrisierbarkeit von Geometadaten entwickelt, setzen sich diese Standards zunehmend auch für Umweltdatenobjekte durch. Denn (fast) jedes Umweltdatum hat einen räumlichen Bezug und bildet eine Integrationsebene über den Vektor Raum. Von besonderer Bedeutung sind die drei ISO-Standards zur Dokumentation der (Geo)-Metadaten:

- ISO 19115:2003/2009 für Metadaten über Geodaten,
- ISO 19119:2005 für Metadaten über Geodatendienste
- ISO 19139:2007 zur Kodierung der Elemente aus ISO 19115:2003 in eine XML-Notation.

Die Vereinheitlichung der verschiedenen Parameter für das integrierte Konzept der Auswertung von Daten bezieht sich dabei auf die Entwicklung von einheitlichen Katalogen, standardisierten Metadaten und einheitlichen Auswertalgorithmen (ISO 19115). Die so normalisierten und auf eine vergleichbare Basis transformierten Daten sind in einem nächsten Schritt mit einer Methode der technischen Informationsstrukturierung aufzubereiten. Die Kodierung nach der ISO 19139 bedeutet die Umwandlung dieser nach ISO 19115 dokumentierten Metadaten in ein datenbanktechnisch lesbares Schema.

Die Auszeichnungssprache Extensible Markup Language (XML) bietet eine technologische Lösung zur Darstellung hierarchisch strukturierter Daten in Form von Textdaten. Für die Metadaten und analytischen Daten der PCB bedeutet dies, die Umwandlung der Parameter in eine dem fachlichen Datenbankschema des POP-Dioxin-Informationssystems entsprechend geeignete Form.

Alle vorhandenen Attribute (Metadaten und Daten) müssen den Werterestriktionen entsprechen. Dies bedeutet Pflichtfelder zu bedienen, Katalog konform zu sein, Maß-Einheiten kompatibel zum Kompartiment abzubilden und Wertebereiche einzuhalten. Wichtig ist dabei auch die Definition, ob ein Wert (Attribut) numerische Eigenschaften hat oder als Zeichenketten (character) abzubilden ist. Zusätzlich muss festgelegt werden, ob und wie oft Objekte im Datensatz auftauchen können. Dies ist bei der Angabe der analytischen Messergebnisse von besonderer Relevanz (n-PCB).

In Abbildung 6-3 wird ein Auszug aus einer XML-Datei für den Import von Metadaten und Daten in das POP-Dioxin-Informationssystem dargestellt. Auf eine vollständige Darstellung des XML-Schemas für mehr als 20 Haupttabellen des Datenbankmodells wird in dieser Arbeit verzichtet. Anhang G gibt einen detaillierteren Einblick in die Komplexität der Parametrisierbarkeit von Daten unter Anwendung der Sprache XML.


```

<?xml version="1.0" encoding="UTF-8" ?>
<dataroot xmlns:od="urn:schemas-microsoft-com:officedata" generated="2010-04-27T10:12:09">
<T_TITEL>
    <REG_NR_DS>501</REG_NR_DS>
    <REG_NR_FN>1801</REG_NR_FN>
    <REG_NR_JAHR>2000</REG_NR_JAHR>
    <ANSCHRIFT_ID>461</ANSCHRIFT_ID>
    <ANSPRECHPARTNER_ID>481</ANSPRECHPARTNER_ID>
    <UMWELTBEOBACHTUNG>0</UMWELTBEOBACHTUNG>
    <DAUERBEOBACHTUNG>0</DAUERBEOBACHTUNG>
    <GENEHMIGUNGSVERFAHREN>0</GENEHMIGUNGSVERFAHREN>
    <GESETZLICHE_UNTERSUCHUNG>0</GESETZLICHE_UNTERSUCHUNG>
    <STOERFALLUNTERSUCHUNG>0</STOERFALLUNTERSUCHUNG>
    <ALTLASTENUNTERSUCHUNG>0</ALTLASTENUNTERSUCHUNG>
    <FORSCHUNGSPROJEKT>-1</FORSCHUNGSPROJEKT>
    <FORSCHUNGSPR_NR>UBA 104 09 222</FORSCHUNGSPR_NR>
    <MESSPROGRAMM>-1</MESSPROGRAMM>
    <DIOXIN_REFMESSPROGRAMM>0</DIOXIN_REFMESSPROGRAMM>
    <NAME_MESSPRG>Untersuchung der möglichen Umweltgefährdung beim Brand
von Kunststoffen</NAME_MESSPRG>
    <LAENDLICHE_REGION>0</LAENDLICHE_REGION>
    <BALLUNGSRAUM>0</BALLUNGSRAUM>
    <STAEDT_REGION>0</STAEDT_REGION>
    <BESONDERE_BELASTUNG>0</BESONDERE_BELASTUNG>
    <SCHAEDL_BODENVERAENDERUNG>0</SCHAEDL_BODENVERAENDERUNG>
    <SCREENING>0</SCREENING>
    <TRANSFERVERHALTEN>0</TRANSFERVERHALTEN>
    <ZUSAMMENHANG_ANDERE_PROBEN>3</ZUSAMMENHANG_ANDERE_PROBEN>
    <ZUSAMMENHANG_ANDERES_MESSPRG>3</ZUSAMMENHANG_ANDERES_MESSPRG>
    <FREITEXT>Durch systematische Untersuchung mit chlororganischen Materialien,
welche an realen Brandschäden beteiligt gewesen waren, wurde ein
Prüfverfahren im Labormaßstab entwickelt, anhand dessen die Belastung realer
Brandschäden mit polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) und polychlorierten
Dibenzodioxiden (PCDD) realistisch abgeschätzt werden kann. Als brandrelevant
hat sich folgendes Prüfverfahren erwiesen: VCI-Apparatur, 750°C
Versuchstemperatur, 10 Min. Thermische Belastungsdauer, 20ml/min Luftstrom,
PCDF/D-Analyse der in der Apparatur verbleibenden thermischen
Zersetzungsprodukte eines Prüfmaterials.</FREITEXT>
    <VERTRAULICHKEIT>3</VERTRAULICHKEIT>
    <VOLLSTAENDIGKEIT>-1</VOLLSTAENDIGKEIT>
    <LEBENSMITTELUEBERWACHUNG>0</LEBENSMITTELUEBERWACHUNG>
    <WWW_STATUS>3</WWW_STATUS>
    <WWW_STATUS_AENDERUNG_AM>1900-01-
01T00:00:00</WWW_STATUS_AENDERUNG_AM>
</T_TITEL>
<T_STANDORT>
    <ID>16514</ID>
    <REG_NR_DS>501</REG_NR_DS>
    <REG_NR_FN>1801</REG_NR_FN>
    <REG_NR_JAHR>2000</REG_NR_JAHR>
    <KOMPARTIMENT_ID>10000000</KOMPARTIMENT_ID>
    <GEMEINDEKENNZIFFER>05500000</GEMEINDEKENNZIFFER>
    <ENTNOMMEN>6</ENTNOMMEN>
    <VOLLSTAENDIGKEIT>-1</VOLLSTAENDIGKEIT>
    <INLAND>0</INLAND>
</T_STANDORT>
</dataroot>

```

Abbildung 6-3: Ausschnitt aus dem XML-Schema für Metadaten und Daten eines Messprogramms

Die Parametrisierung der Daten auf Basis von XML erfordert anfangs einen hohen fachlichen Aufwand. Hat man jedoch einmal ein XML-Schema erstellt, so lässt es sich erweitern, sobald zusätzliche Attribute wie z.B. neue Stoffe oder weitere notwendige Metadaten in das fachliche Datenmodell zu integrieren sind. Dieser technologische

Ansatz ist für eine Integration von heterogenen Daten in ein gemeinsames Modell wegweisend und bietet die Chance, qualitäts- und harmonisierte Daten in ein gemeinsames förderatives Datenmodell zusammenzuführen.

Eine Qualitätssicherung bei der Integration von Daten in ein System kann methodisch durch die explizite Vordefinition von Wertebereichen stattfinden. Findet ein Import von Daten eines Messprogramms statt, so bietet dieser Qualitätscheck die Möglichkeit der Ausweisung von möglichen fehlerhaften Werten der gelieferten Daten. Dies kann im Fall von kompartimentsbezogenen Masseinheiten auftreten (siehe Tabelle 6.1), aber auch bei der Ausweisung von möglichen Ausreißern in den Messergebnissen.

Letztendlich bieten derartige Technologien die Voraussetzungen für ein Datenmanagementsystem, welches sich anderen Systemen öffnet. Die Umsetzung einer Service Orientierten Architektur (SOA) wird gefördert durch das Einbinden von Datenbeständen der POP-Dioxin-Datenbank in andere Informationsangebote. Diese technologische Methodik unterstützt die Integration dieser Daten in andere Systeme unter dem Blickwinkel weiterer fachlicher Fragestellungen.

6.2.1 Definition von Objektkategorien für die Messprogramme

Objektkategorien im Sinne des fachlichen Datenmodells des POP-Dioxin-Informationssystems sind die Grundlage der Verknüpfung von Umweltbeobachtungsdaten. Wie in Kapitel 6.1.2 bereits beschrieben sind diese Objekte das Verbindungsglied zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten. Sie bereiten die Integration auf der semantischen und technologischen Ebene vor und bieten für die Auswertungen der Daten den Zugang für die Ableitung einer Bilanzierung.

Die objektorientierte Sicht auf die Kategorien von Umweltbeobachtungsdaten beinhalten Methoden und die Daten selbst. Diese wiederum werden durch die „Integrationsmetadaten“ (Bandholtz, 2004) beschrieben und steuern bei Auswertungen die integrative Sicht. Somit sind fachliche Ausprägungen zur Recherche für die verschiedenen Kompartimente spezifisch zu definieren, um die Integration zu optimieren. Mit dieser Methodik erhält der Anwender die komplette Sicht auf alle Daten eines Objektes.

Abbildung 6-4 enthält vier wesentliche Objektkategorien und deren Beziehungen untereinander. Die Beziehungen auf der horizontalen Ebene bilden eine Quervernetzung unter einander ab, die gezielt auf die konkrete Fragestellung gerichtet ist. Stehen zum Beispiel räumliche Verteilungsmuster im Fokus einer wissenschaftlichen Fragestellung wie bei den EMEP-Auswertungen zu PCB 153 in den verschiedenen Umweltkompartimenten, ist die Objektklasse „Gebiet“ die Zielkategorie der angewendeten Methodik.

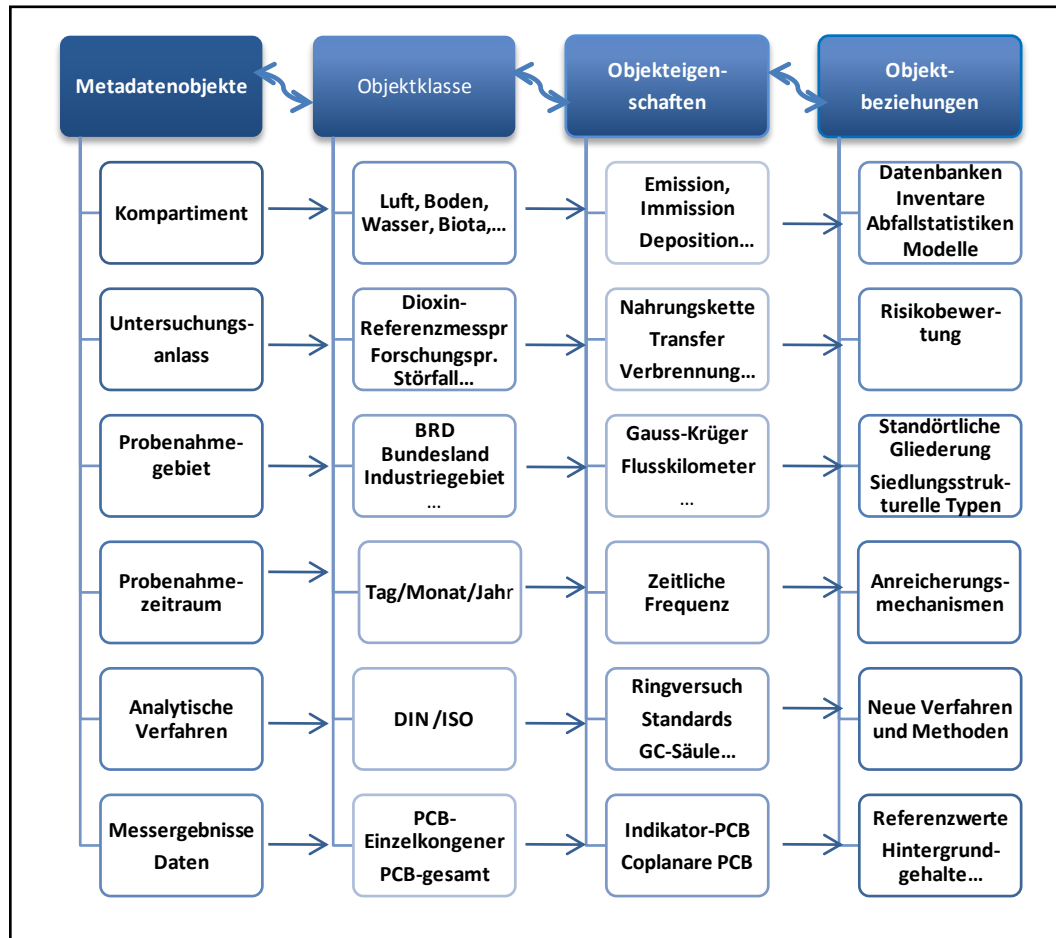


Abbildung 6-4: Beziehungen von Metadatenobjekten und deren Verknüpfung

Die Objektclassen sind je nach fachlicher Fragestellung durch weitere Objekte erweiterbar und erhöhen den Wert der Daten. Eine Anreicherung der Daten durch Zusatzinformationen aus weiteren Quellen bietet die Chance, vermutete Zusammenhänge zwischen den Objektclassen näher zu beleuchten und mögliche Ursachen für Prozesse des Verhaltens von PCBs in der Umwelt zu identifizieren. So lassen sich Fehlstellen und Defizite identifizieren, die eine Erweiterung um weitere Informationsobjekte zulassen, die aus der Bilanzierungssicht notwendig wären.

6.2.2 Sichten von Objektclassen und fachliche Parameter

Für einen Bilanzierungsansatz ist die Sicht auf mehrere Objekte gerichtet. Dies kann im Kontext der Arbeit auf einen chemischen Stoff oder eine Stoffklasse (PCBs) gerichtet sein mit einem konkreten Bezug zu den Umweltkompartimenten (Boden, Sediment, Biota, etc.). Im Gegensatz zu einem Multi-Kompartiment-Modell-Ansatz geht der integrative methodische Ansatz davon aus, dass insitu-Messungen in Umweltkompartimenten eine Hochrechnung auf das verfügbare Potential von PCBs in der Umwelt zulassen sollten.

Hierzu sind die Pfade von der Produktion/Emission, vom Transfer bis zur Akkumulation und Umwandlung in den verschiedenen Umweltkompartimenten zu betrachten. Der „Umweltbilanzierer“ hat somit eine „Brückenfunktion“ zwischen den verfügbaren Umweltbeobachtungsdaten aus den Mess- und Beobachtungsprogrammen und fachlich

wichtigen Hintergrund- und Zusatzinformationen in einen Gesamtzusammenhang zu bringen. Mit diesem methodischen Ansatz können Hypothesen generiert werden, die mit dem jetzigen Erkenntnisstand (noch) nicht nachweisbar und belegbar sind. Somit bieten Umweltbilanzen auch eine Methodik, um Grenzen der Integration aufzuzeigen.

Am Beispiel der Objektklasse Kompartiment soll dies für den Boden verdeutlicht werden. Für eine Auswertung der PCB-Daten des POP-Dioxin-Informationalsportals stehen mehr als 4700 Datensätze aus 15 Messprogrammen zur Verfügung, die für eine Integration geeignet sind (Anhang H).

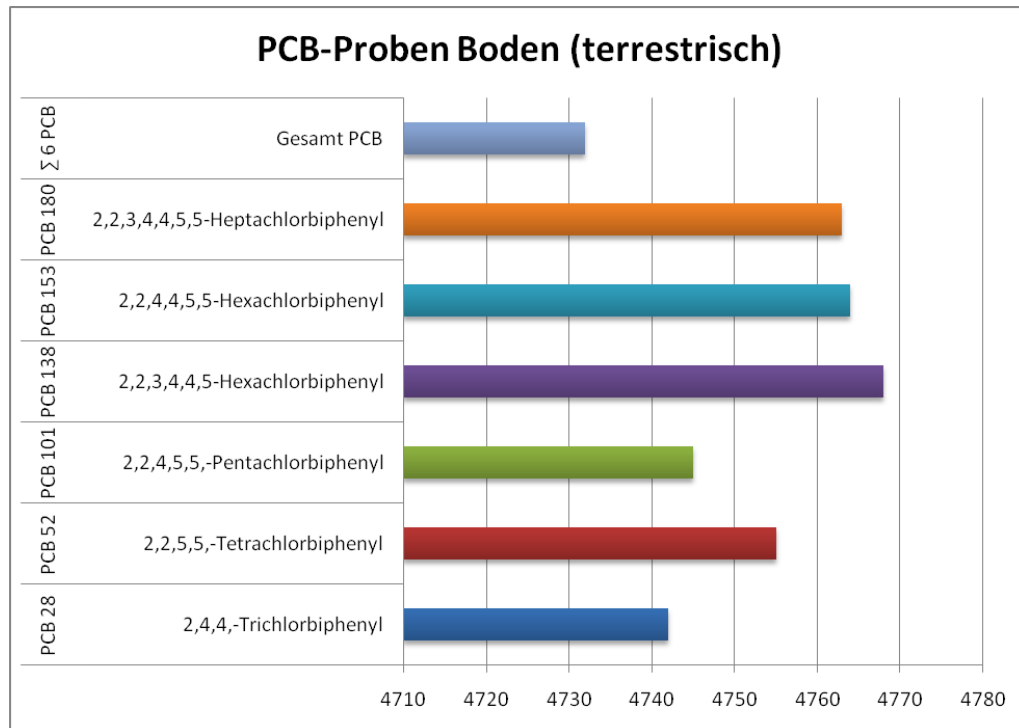


Abbildung 6-5: Datenbestand aller verfügbaren Daten zu PCBs in Böden (August 2010) x-Achse Anzahl der Proben

Soll eine Bilanz sich auf das Objekt Boden beziehen, so sind bei der Auswertung nicht nur bodenkundliche Parameter wie Lagerungsdichte und Trockenmassegehalt von Bedeutung. Eine Parametrisierung der Daten erfolgt nach dem Horizontprinzip (O,A,B,C-Horizont) mit der Verknüpfung der Parameter Nutzungsart und Zeit.

Für die Berechnung von Ein- und Austragsraten sind typische Raumeinheiten zu betrachten. Ihre Attribute beschreiben die Randbedingungen unter denen es in Art und Menge zu unterschiedlichen Frachten von Schadstoffen in Böden kommt. Für PCB im Boden sind diese Randbedingungen Emissionsstrukturen, Immissions- und Depositionsraten, Bewirtschaftungsformen und Stoffvorräte. Da PCBs nur industriell hergestellt wurden, finden Parameter der geogenen Hintergrundbelastungen keine Berücksichtigung.

6.2.3 Zusammenhänge zwischen Objektklassen für die integrative Auswertung

Objektklassen im Sinne des fachlichen Datenmodells des POP-Dioxin-Informationssystems umfassen die Metadaten zu folgenden Themenbereichen:

- Anlass der Untersuchung
- Kompartimentbezogene Probennahmestrategie
- Probennahmegebiet
- Probennahmezeitraum
- Analytische Verfahren /Labordaten
- Einzelkongenerspezifische Analysedaten

Die Verbindung dieser Objektklassen erfolgt über die Kennzeichnung von Primär- und Fremdschlüssel. Durch diese technische Objektklassen-Modellierung erreicht man ein hohes Maß an Flexibilität der Auswertung. In Kombination mit einem räumlichen Bezugssystem auf den verschiedenen Massstabsebenen Deutschland, Bundesland, Kreis oder Gemeinde werden die Messobjekte zu einem geografischen Raum mit den dazu notwendigen Meta- und Messdaten zusammengeführt. Das technische Datenmodell in Abbildung 6-6 bildet die Beziehungen zwischen den Objektklassen und deren Attributen ab. Aufbauend auf der Ergebnismenge können Schnittstellen zu weiteren Informationsquellen identifiziert werden.

Der methodische Ansatz der Bilanzierung erfordert in seiner Komplexität die Unterteilung in mehrere Teilmodelle. Unterteilungskriterium ist der Kompartimentspezifische Ansatz, der für die Aufgabenstellung der Bilanzierung gut geeignet zu sein scheint. Die Aggregation der kompartimentspezifischen Analysedaten nach den Kriterien Referenzdaten und Daten aus belasteten Gebieten mit einer besonderen Belastungssituation bildet die Ausgangsbasis für die Bilanzierung.

Datenmodell des POP-Dioxin Informationssystems (vereinfacht)

Modellansicht ausgewählter Tabellen mit Primär- und Fremdschlüsseln

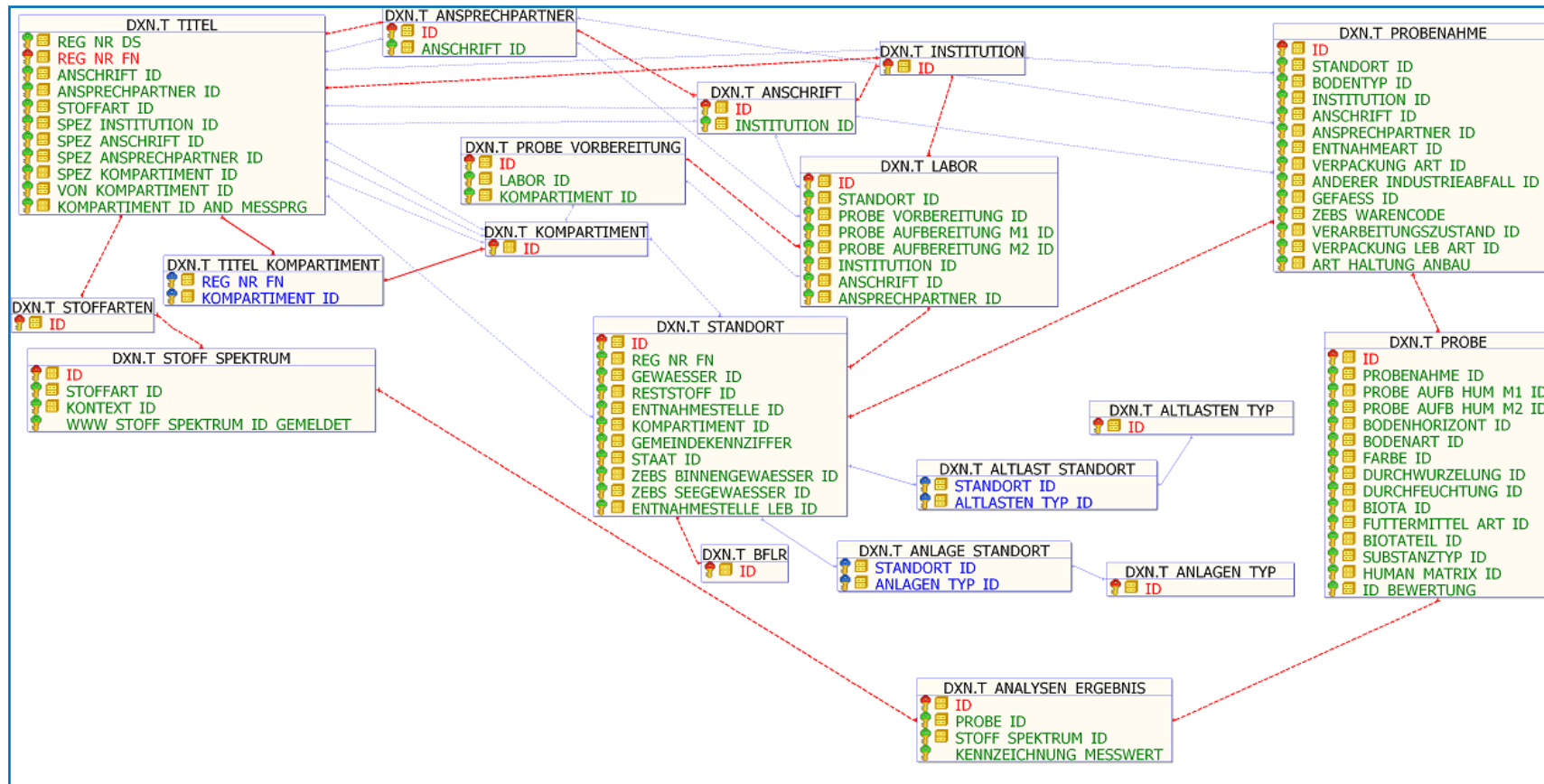


Abbildung 6-6: Technisches Datenmodell des POP-Dioxin-Informationssystems

Die konzeptionelle und methodische Herangehensweise zur Entwicklung eines fachlichen Datenmodells wird durch die auf den verschiedenen Ebenen (räumlich, zeitlich und inhaltlich) vorliegenden Mess- und Beobachtungsprogramme geprägt. Eine Herausforderung zeichnet sich durch die Zusammenführung von Umweltkompartimenten, den Lebensmittel- und Futtermittelbereichen sowie der menschlichen Belastung in einem gemeinsamen Datenmodell ab. Auf der einen Seite sind Daten aus den Umweltkompartimenten stationäre – auf einen konkreten Ortsbezug – Informationen. Auf der anderen Seite unterliegen Lebensmittel-, Futtermittel – und Humandaten einer gewissen Mobilität. Durch Warenströme und Wanderungsbewegungen der Menschen bilden diese Daten keinen konkreten Ortsbezug ab. Ausnahme sind die regional erzeugten Lebens- und Frischfuttermittel.

Ein anderer Aspekt betrifft die Flexibilität von Abfragemöglichkeiten an ein technisches System, welches auf bis jetzt noch nicht bekannte Fragestellungen auch zukünftig reagieren muss. Die Realisierung erfolgt über ein generisches Datenmodell, welches auf veränderte Anforderungen flexibel reagiert. Die Abbildung der analytischen Ergebnisse auf Einzelkongenerebene mit den entsprechenden Angaben zur Qualität dieser Daten bildet den Grundstock für diese Flexibilität lösungsorientierter Ansätze.

Die Übernahme der Metadaten in einen interaktiven Fragedialog bietet

- die Wiederverwendbarkeit und Mehrfachnutzung in einem fachlichen Kontext,
- die Interoperabilität für eine systemübergreifende Nutzung,
- die Bestandssicherung von Daten in Langzeitarchiven für Trendaussagen.

Die Kopplung dieser Systeme mit einem Geografischen Informationssystem erhöht die Integrationsmöglichkeit von Umweltbeobachtungsdaten auf der räumlichen Ebene. Die Kombination der fachlichen Integrationsmetadaten auf einer räumlichen und zeitlichen, sowie einer fachlich-inhaltlichen Sicht präjudiziert einen ersten groben Überblick zu den Integrationsmöglichkeiten. Cluster von hoher Datendichte sind nach bestimmten Kriterien zu klassifizieren. Auf räumlicher Ebene können das zum einen räumlich homogene Standorttypen sein, die die ökologische Ausstattung eines Raumes charakterisieren. Andererseits bieten sich auch administrative siedlungsstrukturelle Gebietstypen und/oder Ökosystemtypen an, die aufgrund ihrer Eigenschaften ähnliche Merkmale aufweisen, wie etwa Ballungsräume, ländliche Räume, Agrarökosystemtypen und Waldökosystemtypen.

6.3 Anforderungen an die Nutzung für die Modellierung

Tatsächlich in der Umwelt ablaufende Prozesse bezüglich der persistenten organischen Stoffe unterliegen einem komplexen Transformationsprozess, beeinflusst durch verschiedene Vektoren. So verhält sich jedes Umweltkompartiment entsprechend der Eigenschaften und Exposition verschieden. Ein Modell geht von bestimmten Grundannahmen aus und stellt Basisinformationen zur Verfügung, die wiederum für weitere wissenschaftliche Untersuchungen Anwendung finden. Für die Bilanzierung von PCB 153 in der Umwelt stellen Daten der Umweltbeobachtung einen notwendigen Teil von Basisinformationen bereit. Diese Daten können den Charakter von Referenzwerten besitzen, die einer ständigen Aktualisierung mit neuen Daten unterliegen. Sie erbringen

den Nachweis und/oder überprüfen die Richtigkeit des aus einem oder mehreren Modellen errechneten Ergebnisses. Mit der Verifikation einer zum Beispiel aus den Multi-Kompartiment-Modellen getroffenen Aussage steigert sich der Wert von Umweltdaten. Es findet ein Kontextwechsel des ursprünglich erhobenen Umwelt-Datums statt. Das Basisdatum wird mit einem Modellergebnis verschnitten und gibt Auskunft über die Qualität des Modells.

Im Umkehrschluss können Modelle auch einen Datenbedarf an die Umweltbeobachtung induzieren, der zu einer Verbesserung des methodischen Designs führt. Insbesondere die Thematik der Aufklärung von Stoffkreisläufen, des Transfers, der Akkumulation und des Verbleibs von PCBs in der Umwelt führen zu einer horizontalen und vertikalen Vernetzung unterschiedlicher Disziplinen und Bereiche. So eignen sich Bilanzierungsmodelle für das Aufzeigen von Datenlücken von qualitativen und quantitativ nicht hinreichenden Basisdaten.

Ein wichtiger Baustein im Bilanzierungsmodell sind die Daten aus dem Emissionssektor. Einerseits bietet das ePRTR mit der Bereitstellung von hochaggregierten Emissionsdaten zu PCBs eine Datengrundlage. Andererseits scheint mit Entsorgung von PCBs - Altlasten eine nicht zu unterschätzende Quelle zur Remobilisierung dieser Stoffe zu sein. Der ungeklärte „link“ zur Ursachenforschung scheint derart ubiquitär, dass Überwachung, Umweltbeobachtung und Modellierung stets ineinander greifen müssen.

6.3.1 Erstellung und Nutzung von Inventaren und Basisdaten für die Modellierung

Die Bilanzierung von PCBs in der Umwelt mit deren Verbleib, Transport und Umwandlung benötigt eine Inventarisierung der mengenmäßigen Verteilung in der Umwelt. Primär sind Emissionsinventare, Produktregister und Fachsysteme mit Daten der Umweltbeobachtung diejenige Datenquelle, um Basisdaten für die Bilanzierung zu erhalten.

Die Auswertung von Daten in einer europäischen Datenbank zu Chemikalien (IUCLID 4) ergab eine mengenmäßige Schätzung des verfügbaren Potentials von PCBs. Die OSPAR-Kommission stellte 2001 fest, dass durch die Produktion von hochtonnagigen Chemikalien wie Tetrachloroethylene noch:

- mehr als 1.8 Mio t PCB europaweit im Umlauf sind,
- ca. 40.000-50.000 t PCB in technischen Bauteilen und Geräten noch vorhanden sind und
- 40.000 bis 50.000 t/Jahr als Beistoffe für die Herstellung von Produkten weiter genutzt werden.

Eine Übersicht zu der mengenmäßigen Abschätzung von 20 Produkten, in denen PCBs als Beistoffe enthalten sind, findet sich in Tabelle 6-2. Die Daten werden im Zusammenhang des Anmeldeverfahrens zur Zulassung von Neuen Stoffen auf dem europäischen Markt erhoben.

Tabelle 6-2: Substanzen, die PCBs enthalten und mengenmäßige Schätzung von Beiprodukten mit PCBs in der Europäischen Union
Quelle: OSPAR 2001

Substanz	CAS-Nummer	Hochtonnagige Chemikalien
1,1,1 trichloroethane (methyl chloroform)	71-55-6	>1000 t
Monochloroethylene		Ohne Angabe
Tetrachloroethylene	127-18-4	>1000 t
Tetrachloromethane	56-23-5	>1000 t
1,2 dichlorobenzene	(m) 541-73-1	Ohne Angabe
	(o) 95-50-1	Ohne Angabe
	(p) 106-46-7	
(1,2,3) trichlorobenzene	87-61-6	Keine hoch tonnagige Substanz
(1,2,4) trichlorobenzene	120-82-1	Ohne Angabe
1,3,5) trichlorobenzene	108-70-3	Ohne Angabe
Pentachlorophenol PCP	87-86-5	Ohne Angabe
Aluminium chloride	7446-70-0	>1000 t
Diphenyls oxide and derivates		
Phthalocyanine bleu and green pigments	147-14-8	>1000 t
Polysiloxane intermediate and silicone diffusion pump fluids		
Recycled oil		
2,4,5 trichlorophenol	95-95-4	Keine Angabe
2,4,6 trichlorophenol	88-06-2	Keine Angabe
1,2 dichloroethane (ethylene dichloride)	107-06-2	>1000 t
(1,2) dichloroethylene (acethylene dichloride)	540-59-0	Keine Angabe
Trichloroethylene (trichloroethene)	79-01-6	>1000 t
Pentachloronitrobenzene (quintozene)	82-68-8	Keine hochtonnagige Substanz
Benzene phosphorous dichloride		
Phenyl chlorosilanes		
Diarylide yellow and orange pigments		
alkylated dichlorobenzene		
PVC		
Chlorinated paraffins (SCCPs- Short Chain Chlorinated Paraffins")	85535-84-8	
Gesamtmenge für Chemikalien mit Produktionsmengen über 1000 t, die aus der EU-Datenbank IUCLID recherchiert wurden (Stand 2000)		1. 810 - 4. 750 Mio t/Jahr
Produktionsmengen – abgeleitet aus der Annahme einer Kontamination von 25 mg/kg		45,25 – 118,75 t/Jahr

In dem Projektbericht zitiert die OSPAR-Kommission wie folgt: *“The environmental contamination with PCBs from these products will occur rather quickly because of their use during a short period of time (for example, 5 years for plastic in cars)”* (OSPAR, 2001). Mit dieser Aussage wird deutlich, wie PCBs durch den „Produkttransfer“ weiter in der Umwelt verbleiben und durch eine mögliche Wiederverwertung kontaminierter Produkte die Umwelt belasten.

Im Bericht der OSPAR (2007) zum Status Quo der PCB-Situation verweisen die Autoren auf folgende Tatsache: "PCB containing transformers and other equipment should be phased out in all OSPAR countries. Leakage from incorrectly labelled old equipment could give rise to serious accidental emissions" (OSPAR 2007: 23).

Tabelle 6-3 gibt einen Überblick zu „hot spots“ von Emissionsquellen von PCBs, die OSPAR nach Vorgaben der UNEP kategorisiert.

Tabelle 6-3: Identifikation von potentiellen „Hot Spots“ von PCBs ($\mu\text{g I-TEQ/Tonne}$) nach OSPAR (2007)

UNEP No	Unterkategorien	Luft	Wasser	Boden	Produkte	Abfall, Reststoffe
10a	Production sites of chlorinated organics			X		
10b	Production sites of chlorine			X		
10c	Formulation sites of chlorinated phenols			X		
10d	Application sites of chlorinated phenols	X	X	X	X	
10e	Timber manufacture and treatment sites		X	X	X	X
10f	PCB-filled transformers and capacitors				15.000 - 15.000.000	X
10g	Dumps of wastes/residues	X	X	X		X
10h	Sites of relevant accidents		X			X
10i	Dredging of sediments					X
10j	Kaolinite and ball clay sites			X		

"X" bedeutet: nicht quantifiziert aber relevant für das Umweltkompartiment und die menschliche Exposition

Diese Auswertung der „hot spots“ zeigt, dass das Kompartiment Boden von fast allen Produktionsprozessen betroffen ist. Unsachgemäße Entsorgung von PCB-gefüllten Transformatoren und Kondensatoren (10f) können ebenso Bodenbelastungen verursachen, wie die unsachgemäße Deponierung von Abfall und Reststoffen (10g) sowie das Ausbaggern von Sedimenten (10i) aus limnischen und marinen Ökosystemen, die an Land gebracht und entsorgt werden. Produktionsprozesse der Kategorien 10e bis 10i sind für den Bereich der Abfälle und Reststoffe relevant.

Das Deutsche Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister (ePRTR, EG 2006c) ist eine wichtige Informationsquelle für die Quantifizierung der Freisetzung derartiger Schadstoffe in die Umwelt. Das online verfügbare Register (www.prtr.bund.de) bietet die Möglichkeit der betriebsbezogenen Recherche nach Emissionsdaten zu 91 Schadstoffen. PCBs sind eine Stoffkategorie in dieser Schadstoffliste.

Eine Meldung für das Register ist erst dann erforderlich, wenn die Schwellenwerte für die Freisetzung von 0,1 kg/Jahr in Luft, Gewässer und Boden überschritten werden. Durch die jährliche Meldung stehen Angaben zu PCB und deren Eintrag in den Boden, in Gewässer und (über die Kanalisation) in externe Kläranlagen sowie über entsorgte gefährliche und nicht-gefährliche Abfälle in die Umwelt zur Verfügung. Mit Stand vom 31.1.2011 melden fünf Betriebe für 2008 folgende Emissionen in die Umwelt (Tabelle 6-4):

Tabelle 6-4: Meldungen von fünf PRTR-Betrieben zum Eintrag von PCBs in Luft, Wasser und Abwasser
Stand: Januar 2011, Quelle: <http://www.ptr.bund.de/>

PCBs in kg /Jahr	Luft	Wasser	Verbringung mit dem Abwasser	Anmerkung
Betrieb 1	4,2			Erzeugung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen Warmwalzen von Eisenmetallen >20 t/h
Betrieb 2	0,835			Erzeugung von Roheisen, Stahl und Ferrolegierungen Warmwalzen von Eisenmetallen >20 t/h
Betrieb 3		0,28		Abwasserentsorgung
Betrieb 4		0,63		Abwasserentsorgung
Betrieb 5			0,256	Deponierung mit > 25.000 t Gesamtkapazität

Nur für ein Berichtsjahr (2008) zur Freisetzung von PCBs in die Umwelt bewegen sich die Werte von 5 kg in die Luft durch die Metallindustrie, 0,91 kg in das Wasser durch die Abwasserbewirtschaftung und 0,256 kg durch die direkte Einleitung in das Abwasser.

Stellt man diesen gemeldeten ePRTR-Werten die durch ein Forschungsprojekt (Karl et al. 2010) ermittelten PCB-Emissionen in die Luft für 2008 gegenüber, so zeigt sich eine deutliche Diskrepanz. Mehr als 200 kg/Jahr an Emissionen für die Sektoren der Metallgewinnung und Verarbeitung, Kleinf Feuerungsanlagen sowie Großfeuerungsanlagen für die Industrie und die Energieversorgung werden auf der Grundlage von Emissionsfaktoren berechnet.

Abbildung 6-7 spiegelt die jährlichen Gesamtfrachten aller PCBs (1990 bis 2008) aus verfügbaren Quellkategorien wieder. Die blauen Balken sind Ergebnisse aus der Emissionsberechnung im Rahmen dieses Gutachten von Karl et al. 2010 (Submission 2011). Die sehr niedrigen Werte (rote Balken) sind Vergleichsdaten früherer Berechnungen (Submission 2010), die zum Großteil konstant zurückgeschrieben und keine Unterscheidung der Emissionsfaktoren über die Jahre vorgenommen wurden (Karl et al. 2010). Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Werte ab 2004 ein Plateau von 200 kg/Jahr PCB-Emissionen erreichen. Inwieweit der sehr leichte Anstieg ab 2006 sich weiter verstetigt, werden zukünftige Berechnungen zeigen.

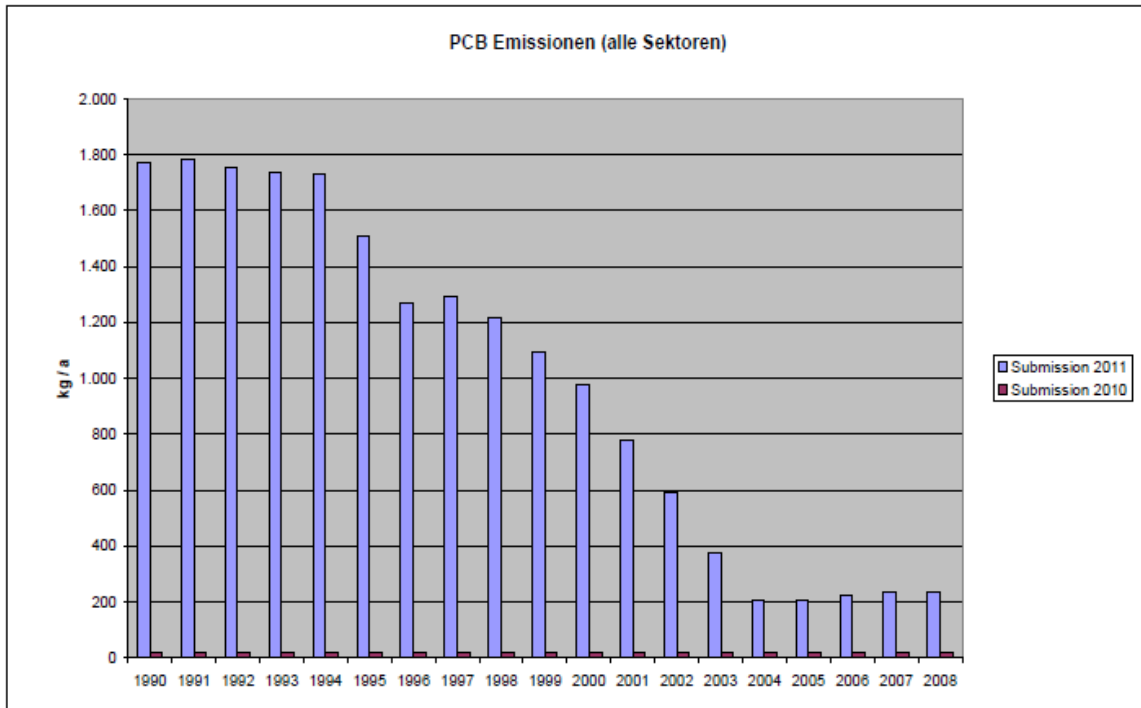


Abbildung 6-7: Zeitlicher Verlauf der Gesamtemissionen von PCBs in die Umwelt in kg/Jahr (Submission 2010/2011) Quelle: Karl et al. (2010)

Es ist festzustellen, dass insbesondere ökonomische Faktoren für PCB-Emissionen eine bedeutende Rolle spielen. Einerseits sind es die direkten Hauptemittenten der industriellen Branchen (Abbildung 6-7), aber auch die Emissionen aus diffusen Quellen (Hausbrand) und aus dem Abfallbereich stehen zunehmend im Blickfeld der Quellenforschung. Das Melderegister für die grenzüberschreitende Abfallverbringung, das auf Basis des Basler Abkommens (OECD, 2001) erstellt wird, gibt Auskunft über die Abfallströme zwischen den verschiedenen europäischen Staaten. Im Zusammenhang mit der Quantifizierung von Neueinträgen in die Umwelt enthält das Europäische Abfallverzeichnis vier verschiedene Kategorien, die einen direkten Bezug zu PCB-belasteten Abfallarten aufzeigen. Diese Kategorien sind:

- Isolier- und Wärmeübertragungsöle, die PCBs enthalten
- PCB-haltige Hydraulikölabfälle
- Transformatoren und Kondensatoren, die PCBs enthalten
- Bau- und Abbruchabfälle, die PCBs enthalten.

Eine Analyse der veröffentlichten Import- und Exportdaten von Deutschland zeigt, dass in 2009 mehr als 1700 t Isolier- und Wärmeübertragungsöle und mehr als 700 t Bau- und Abbruchabfälle, die PCBs enthalten, in Deutschland entsorgt wurden. Ein Auszug aus der Abfallstatistik für 2009 dokumentiert Anhang E 5. Findet eine unsachgemäße Entsorgung statt und/oder werden die Abfälle nicht ordnungsgemäß deponiert, entstehen Quellen, die den Anteil der Emissionen von PCBs in die Umwelt erhöhen können. Der bekannte „Störfall“ in Dortmund (2010) ist ein Beispiel für die Zunahme von PCB-Immissionen durch die unsachgemäße PCB-Reinigung von alten Transformatoren und anderem Material. Derartige Störfälle, die für Inventare nur sehr schwer zu quantifizieren sind, bilden ein Potential der Unschärfe von Bilanzierungsaussagen in den verschiedenen Umweltmedien.

Derartige „hot spots“ sind für die Validierung von Modellen ungeeignet. Umweltkonzentrationen und Gehalte der Hintergrundbelastung, sogenannte Referenzdaten bilden das Grundgerüst für die Validierung von modellierten räumlichen Verteilungsmustern.

6.3.2 Validierung von Modellergebnissen

Der Wert von Umweltbeobachtungsdaten für die Modellvalidierung ergibt sich aus der Zielstellung eines Programms. Das Programm über die Zusammenarbeit bei der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von luftverunreinigenden Stoffen in Europa (EMEP) modelliert auf Basis verfügbarer Modellparameter für verschiedene Umweltkompartimente die räumliche Verteilung der mittleren jährlichen Gehalte und Konzentrationen für europäische Staaten. Am Beispiel der Luftimmissionen und des Kompartiments Boden soll dies für Deutschland bewertet werden.

Die modellierten EMEP-Daten für Deutschland (Abbildung 6-8) werden mit den gemessenen Jahreskonzentrationen der Immissionen für vier Standorte des UBA-Luftmessnetzes verknüpft. Der räumliche Vergleich erfolgt durch eine Standortdarstellung in der Karte sowie in der tabellarischen Übersicht zu den modellierten und gemessenen Konzentrationsangaben (Tabelle 6-5).

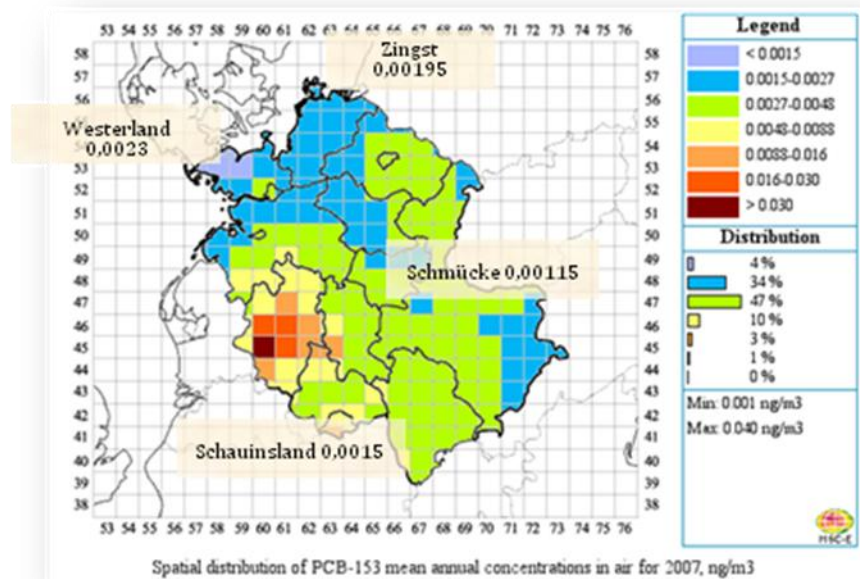


Abbildung 6-8: Räumliche Verteilung der modellierten mittleren jährlichen Immissionskonzentrationen von PCB 153 in ng/m^3 in Kombination mit den Jahresmittelwerten der Standorte des UBA-Luftmessnetzes

Vergleicht man die modellierten Immissionskonzentrationen mit denen der an den Stationen des UBA-Luftmessnetzes in Westerland und Zingst für Nord- und Ostsee sowie an den Mittelgebirgsstandorten Schauinsland und Schmücke gemessenen Immissionskonzentrationen (Tabelle 6-5), so ergeben sich für die Küstenstandorte Westerland und Zingst eine Unterschätzung (modelliert bis 2fach niedriger als gemessen) und für die Mittelgebirgsstandorte eine Überschätzung (modelliert 2 bis 4fach höher als gemessen).

Tabelle 6-5: Gemessene Jahresmittelwerte der Immissionskonzentration für PCB 153 in ng/ m³ (2007) im Vergleich zu den Konzentrationen des EMEP-Modells
Quelle: EMEP (2010)

PCB-153 in ng/m ³	Jahreskonzentration / gemessen	Jahreskonzentration / modelliert (EMEP)
Westerland	0,00230	0,00107
Zingst	0,00195	0,00161
Schauinsland	0,00150	0,00336
Schmücke	0,00115	0,00420

Wie bereits im Kapitel 4 dargestellt ist die Modellierung für die räumliche Verteilung der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden mit vielen Unsicherheiten behaftet. Abbildung 6-9 zeigt im Vergleich die modellierten Gehalte im Boden für PCB 153 für das Jahr 2007 und 2008.

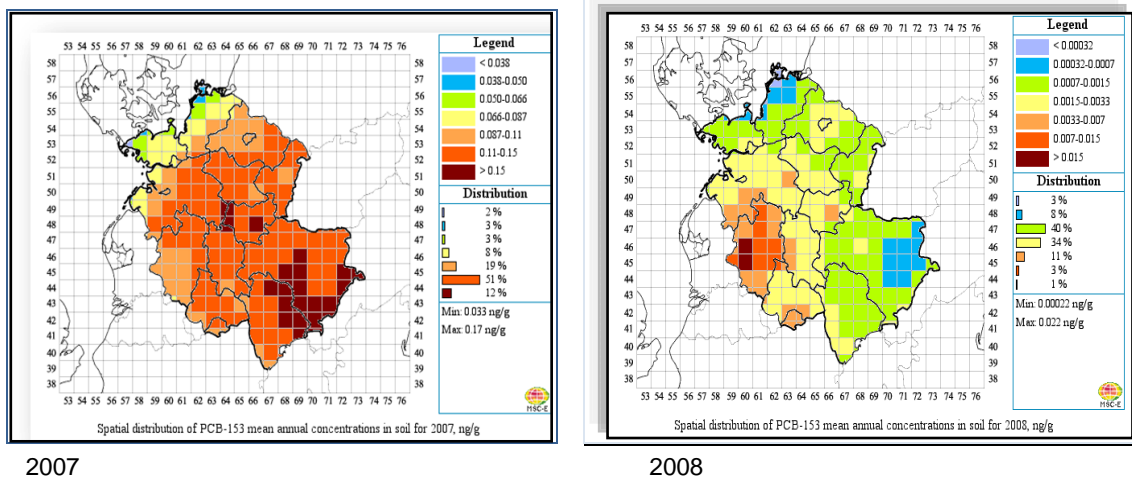


Abbildung 6-9: Räumliche Verteilung (50x50 km² Raster) der mittleren jährlichen Gehalte von PCB 153 im Kompartiment Boden für die Jahre 2007 und 2008 in ng/g TM
Quelle: EMEP (2009/2010)

Eine Verifikation der Modellergebnisse soll mit den Ergebnissen der im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes durchgeführten Bodenprobennahme im Jahr 2006 vorgenommen werden. Die Gehalte an PCB 153 beziehen sich dabei auf die Auflagen/Oberböden von zehn Probennahmegebieten der Umweltprobenbank. Tabelle 6-6 zeigt deutlich die Unterschiede der modellierten EMEP- Ergebnisse (2007/2008) mit denen der mittleren Gehalte an PCB 153 in den Auflagen / Oberböden der Standorte der Umweltprobenbank.

Tabelle 6-6: Gemessene PCB 153 - Gehalte in Oberböden an Standorten der Umweltprobenbank (2006) im Vergleich zu Gehalten der Böden des EMEP-Modells (2007/2008) in ng/g TM
Quelle: UBA (2010a), EMEP (2009/2010)

PCB-153 in ng/g TM	Gehalte in Auflagen/Oberböden gemessen UPB-Standorte (2006)	Gehalte in Oberböden / modelliert (EMEP 2007/2008)
Bornhöveder Seengebiet/ Schleswig- Holstein	k. A. / 0,47	0,066 / 0,0007
Harz	3,25 / < BG	0,11 / 0,007
Dübener Heide/Dessau Sachsen Anhalt	2,85 / < BG	0,87 / 0,0007
Solling/Hessen	7,10 / < BG	0,11 / 0,033
Berchtesgaden	< BG / < BG	> 0,15 / 0,0015
Bayerischer Wald	1, 20 / < BG	0,11 / 0,0015
Oberbayerisches Tertiär-Hügelland	5,22 / 1,46	0,15 / 0,0015
Pfälzer Wald	2,56 / < BG	0,11 / 0,0015
Saartal/Saarländischer Verdichtungsraum	1,28 / 1,58	0,11 / 0,007
Warndt/Saarländischer Verdichtungsraum	3,34 / 1,47	0,15 / 0,007

Dieses Beispiel zeigt sehr anschaulich die Unsicherheiten der Datenbasis für die EMEP-Modellierungsansätze des Kompartiments Boden. Die hohe Variabilität und Heterogenität, bedingt durch bodenkundliche Parameter, physikalisch-chemische sowie biologische Eigenschaften und die Nutzungsarten führen zu unterschiedlichen Ausprägungen des Akkumulationsverhaltens, Resorption und Adsorption. Des Weiteren sind Faktoren anthropogenen Ursprungs wie räumlich begrenzte Klärschlammaufbringung, Wirtschaftsdünger und die Emissionsstruktur wichtige Parameter für Ausbreitungsrechnungen. Inwieweit derartige Parameter in den EMEP-Modellierungsalgorithmus eingehen, kann nicht geklärt werden.

Ein wichtiger Aspekt der Anforderungen an die Daten bezieht sich auf die Reproduzierbarkeit und die Qualität der erhobenen Daten. Die Datenerhebungen der Umweltprobenbank unterliegen einem hohen Qualitätsanspruch; Probennahme, Probenvorbereitung und Analytik werden in einer Standard Operating Procedure geregelt. Die SOP Boden bietet einen verbindlichen Qualitätsstandard, der insbesondere für Ableitung von Referenzdaten für verschiedene Ökosysteme von Bedeutung ist.

Konkrete Anforderungen an die Daten für ein Bilanzierungsmodell beziehen sich auf:

- Abbildung von Einzelkongeneren zu PCBs in einem Datenbanksystem
- Angabe der Bestimmungs- und Nachweisgrenze für die Berechnung von Toxizitäts-Äquivalenten
- Ausweisung von Referenzstandorten für die Ableitung von Referenz-Kongenerenprofilen für die verschiedenen Umweltkompartimente

- Differenzierung nach räumlichen Gegebenheiten (Ballungsraum, ballungsnaher Raum, Ländlicher Raum, Gebiete mit Belastungssituation)
- Kontinuierliche und robuste Mess- und Beobachtungszeitreihen mit den wissenschaftlich notwendigen und hinreichenden Metadaten für die Integration

6.3.3 Standörtliche Gliederung als methodisches Instrument für die Integration von Umweltbeobachtungsdaten

Geoinformationen liefern ein verbindendes Element zur Daten- und Informationsverarbeitung, der visuellen Wissensvermittlung von Umweltbeobachtungsdaten im Kontext eines geografischen Raumes. In Kombination mit geo-statistischen Verfahren zur Ausbreitungsrechnung und des Verteilungsverhaltens eines Stoffes in der Umwelt werden aus punktuellen Einzelinformationen Aussagen zu einem Raum.

Schadstoffströme unterliegen einer ausgeprägten Dynamik gebunden an standörtliche Gegebenheiten. Wassereinzugsgebiete spielen dabei eine wesentliche Rolle für Transfer- und Verlagerungsprozesse von persistenten Stoffen. Durch Oberflächenabfluss von Böden, die mit PCBs belastet sind, findet eine Verlagerung von einer Senke zur nächsten Senke statt. Diese Prozesse werden durch naturräumliche Faktoren z.B. Bodenart, klimatische Faktoren und orografische Gegebenheiten entscheidend beeinflusst.

Ausgehend von einem methodischen Ansatz zur Modellierung einer ökologischen Raumgliederung für Deutschland (Schmidt, 2002; Schröder et al. 2006) mit dem geostatistischen Verfahren CART (Classification And Regression Trees) wäre es für die Stoffflussprozessanalyse von PCBs zielführend, Wassereinzugsgebiete als Zielvariable zu nutzen. Wie bei der multivariat-statistisch abgeleiteten ökologischen Raumgliederung sind neben den bereits eingegangenen Modellparametern wie Bodenart, Grundwasserflurabstand, Orografie und klimatische Vektoren weitere hydrogeologische Parameter von Interesse. Diese können zum Beispiel Fließgeschwindigkeiten, Sedimentationsraten und Abflussraten sein. Darüber hinaus bietet die Flächennutzung für die Quantifizierung der PCB-Vorräte in den verschiedenen Umweltkompartimenten eine wesentliche Maßstabsebene.

Methodisch bietet das Verfahren den Vorteil, dass sowohl nominale (z.B. die Bodenarten von Deutschland) als auch metrisch skalierte Merkmale (z.B. die Klimaparameter Lufttemperatur und Niederschlag) zur Generierung einer ökologischen Raumgliederung von Deutschland ohne Transformation und damit einhergehenden Informationsverlust verwendet werden (Schmidt, 2002). Skalierungsmöglichkeiten der verwendeten Modellparameter geben die Möglichkeit der Wichtung von Eingangsparemtern und bilden somit geografische Räume ab, die ein ähnliches ökologisches Potential haben. Abbildung 6-10 zeigt die für Deutschland von einem interdisziplinären Forscherteam abgeleitete ökologische Raumgliederung. Sie bietet in einem ersten Schritt die Grundlage, Mess- und Beobachtungsstandorte in einem naturräumlich homogenen Raum zu verorten.

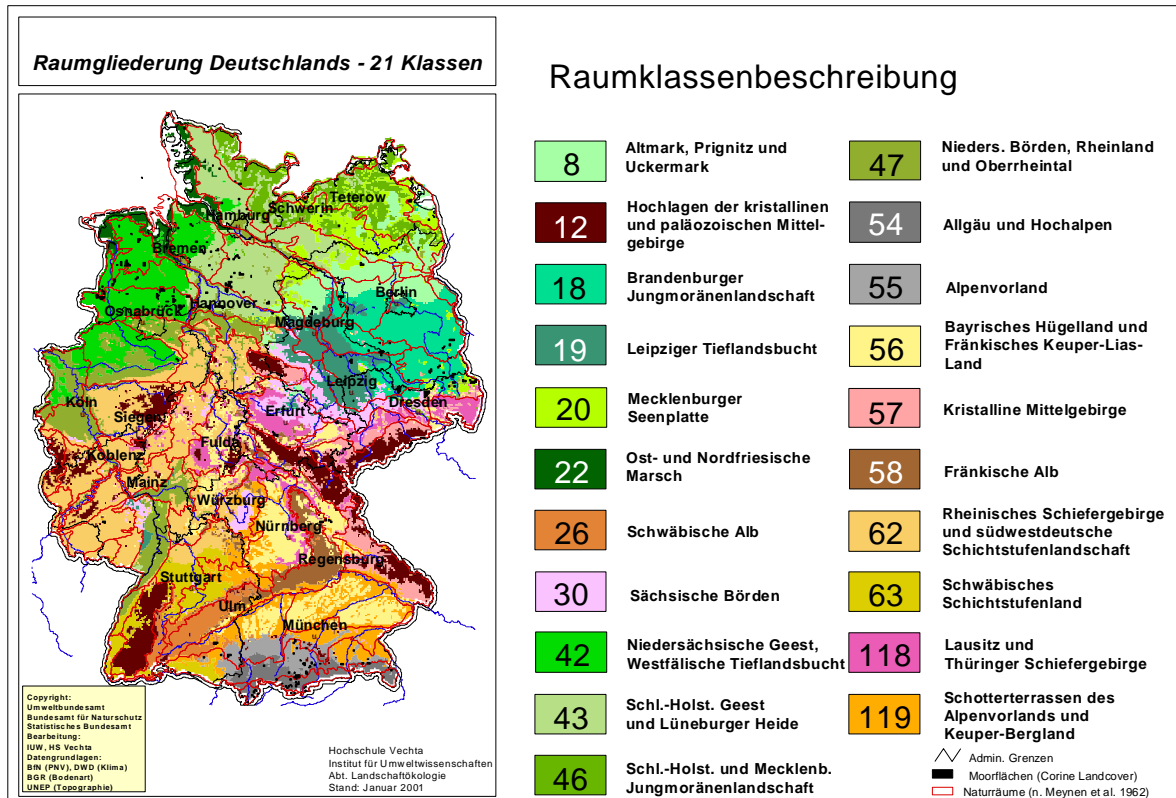


Abbildung 6-10: Ökologische Raumgliederung Deutschlands, erstellt mit dem CART- Verfahren
 Zielvariable: Potentielle Natürliche Vegetation
 Quelle: Schmidt (2002)

Auch wenn im Ergebnis mit der Anwendung einer Raumgliederung Deutschlands keine flächendeckenden allgemeingültigen Aussagen zur Bilanzierung von Stoffen getroffen werden können, so ist sie ein unterstützendes Instrument bei Fragestellungen zur Verlagerung von Stoffeinträgen aus der Atmosphäre, über die Pedosphäre, in das Grundwasser oder einen Vorfluter eines Wassereinzugsgebiets. Nach Scheringer (2008) ist gerade die Auswahl von ökologischen Rezeptoren sowie weiteren Umgebungsvariablen ein Prädiktor für die Ergebnisse der Integration auf räumlicher Ebene von Umweltbeobachtungsdaten.

Ein Geografisches Informationssystem bietet funktional Methoden für die Charakterisierung von Flächen an, die für eine Betrachtung der Wechselwirkungen von ökologischen mit sozio-ökonomischen Parametern für Stoffbilanzen bedeutend sind.

7 ENTWICKLUNG VON EINHEITLICHEN BEWERTUNGSMASSTÄBEN FÜR DIE INTEGRATIVE AUSWERTUNG VON UMWELTBEOBACHTUNGSDATEN

Die modelltheoretischen Ansätze dieser Arbeit, aus den vorhandenen Daten quantitative Aussagen zu Quellen, Senken und Depots, des Verhaltens und des Transportes des Indikator-PCB 153 abzuleiten, stößt auf die Grenze der Datenverfügbarkeit. Die Verifikation mit Erkenntnissen aus wissenschaftlichen Untersuchungen im Umkreis dieses Themenfeldes soll dazu beitragen, auf Erkenntnislücken hinzuweisen, mögliche Fehlinterpretationen zu benennen und Forschungsbedarf im Kontext von Bilanzierungsthemen aufzuzeigen.

Basler (2009), Bussian et al. (2010) und Becker et al. (2010) weisen explizit in ihren jüngst veröffentlichten Arbeiten darauf hin, dass Anstrengungen unternommen werden müssen, verfügbare Daten bereitzustellen und auszuwerten, Datenlücken durch Messprogramme zu schließen, retrospektive Untersuchungen durch Material der Umweltprobenbank durchzuführen, um Transferpfade von Dioxinen und Furanen sowie für PCBs in die Futtermittel- und Lebensmittelkette aufzuzeigen.

Eine Bilanzierung der Verteilung von Chemikalien ist oft eine Gradwanderung zwischen wissenschaftlicher Detailtreue und der Notwendigkeit der Generalisierung von Umweltbeobachtungsdaten und -informationen. Angesichts der Kritik von Wu et al. (2008a, 2008b) zum Monitoring von POPs, die das fehlende Probennahmendesign sowie unzureichende Standards und Guidelines in den Mittelpunkt der wissenschaftlichen Diskussion rückt, wird die Notwendigkeit eines Referenzsystems für die integrierte Auswertung von Umweltdaten begründet. Das POP-Referenzmessprogramm steht im Vordergrund der Betrachtung.

7.1 Schaffung von Referenzsystemen für POPs

Referenzsysteme dienen als Bewertungsmaßstab und Orientierung für die Einordnung und Bewertung von Daten der Umweltbeobachtung. Der Aufbau eines abgestimmten POP-Referenzmessprogramms zwischen dem Umweltbundesamt und den Bundesländern ab Mitte 1994 gründete sich auf den deutlichen Schwächen in der Harmonisierung der Probennahme, Analytik inklusive der Koordinierung von Vergleichsanalysen sowie der Dokumentation der Metadaten für die Zusammenführung in ein Informationssystem. Ein Alleinstellungsmerkmal dieses Referenzsystems ist die übergreifende Sicht auf die Umweltkompartimente, den Futter- und Lebensmittelbereich sowie die Humanbelastung in einem Gesamtsystem.

Die Ziele des Referenzmessprogramms sind wie folgt definiert:

- Messungen an repräsentativen Standorten über einen längeren Zeitraum durchzuführen, um fundierte Aussagen zu Trends der Dioxin-Kontaminationen von Umweltmedien, Biota und des Menschen zu treffen
- Zusammenführung der koordinierten Messungen zu einem Gesamtbild der Kontamination von Mensch und Umwelt durch Dioxine zu erstellen.

Diese Zielstellungen bilden die Basis für ein methodisches und fachliches Modell zur Integration von Umweltbeobachtungsdaten aus den medialen Beobachtungsprogrammen des Bundes und der Länder. Obwohl 1994 die Dioxine im Fokus des Referenzmessprogramms standen, war der methodische Ansatz derart weitsichtig konzipiert, dass weitere persistente organische Stoffe (POPs) im Laufe der Jahre in das POP-Dioxin-Informationssystem aufgenommen werden konnten.

Die Harmonisierung von Methodik und Auswertung beruht auf langjährigen wissenschaftlichen Arbeiten und Abstimmungsprozessen mit WissenschaftlerInnen von Spezialdisziplinen. Einerseits gaben die Standard Operating Procedures der Umweltprobenbank einen wesentlichen Impuls für den Standardisierungsprozess der Metadaten, andererseits griffen Verordnungen, Verwaltungsvorschriften und Durchführungsbestimmungen medialer Gesetzgebungen bestehende Defizite auf und präzisierten Probennahme und Analytik.

Abbildung 7-1 gibt einen Überblick zu den dokumentierten Gesamtdatenbeständen der verschiedenen Kompartimente aus den Länder-Umweltbeobachtungsprogrammen, aus Forschungsprojekten des Umweltbundesamtes und anderer Institutionen sowie aus Literaturrecherchen. Die Lebensmitteldaten stammen aus dem Lebensmittelmonitoring der Bundesländer, die die Spitzenposition im Datenbestand mit 11000 Datensätzen einnehmen, gefolgt von den Bodendaten (> 10 000 Datensätze), die überwiegend aus den Bodendauerbeobachtungsflächen der Bundesländer an das POP-Dioxin-Informationssystem geliefert wurden.

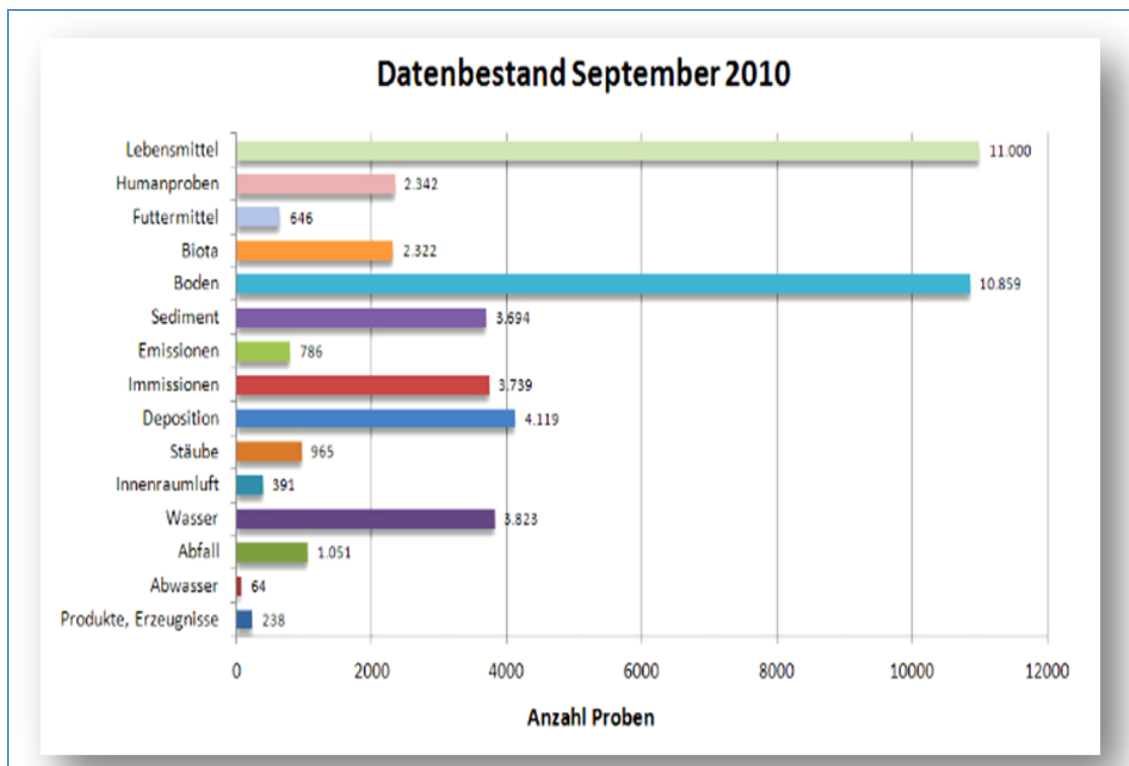


Abbildung 7-1: Gesamt-Datenbestand aller verfügbaren Daten im POP-Dioxin- Informationssystem
Quelle: www.pop-dioxindb.de (September 2010)

Selktiert man aus dem Gesamtdatenbestand nur diejenigen Proben zu PCDD/F und PCB (dioxin-ähnliche und Indikator-PCB) so zeigt sich deutlich, dass die Quellen des Eintrags von POPs in die Umwelt standen bei diesem methodischen Ansatz anfangs nicht im Vordergrund der Datenaufnahme. Jedoch zeigte sich immer deutlicher, dass Einträge aus der Technosphäre ein wichtiger Vektor zur Ursachenidentifizierung von Einträgen in die Umwelt und letztendlich in den Futter- und Lebensmittelpfad sowie der menschlichen Belastung sind.

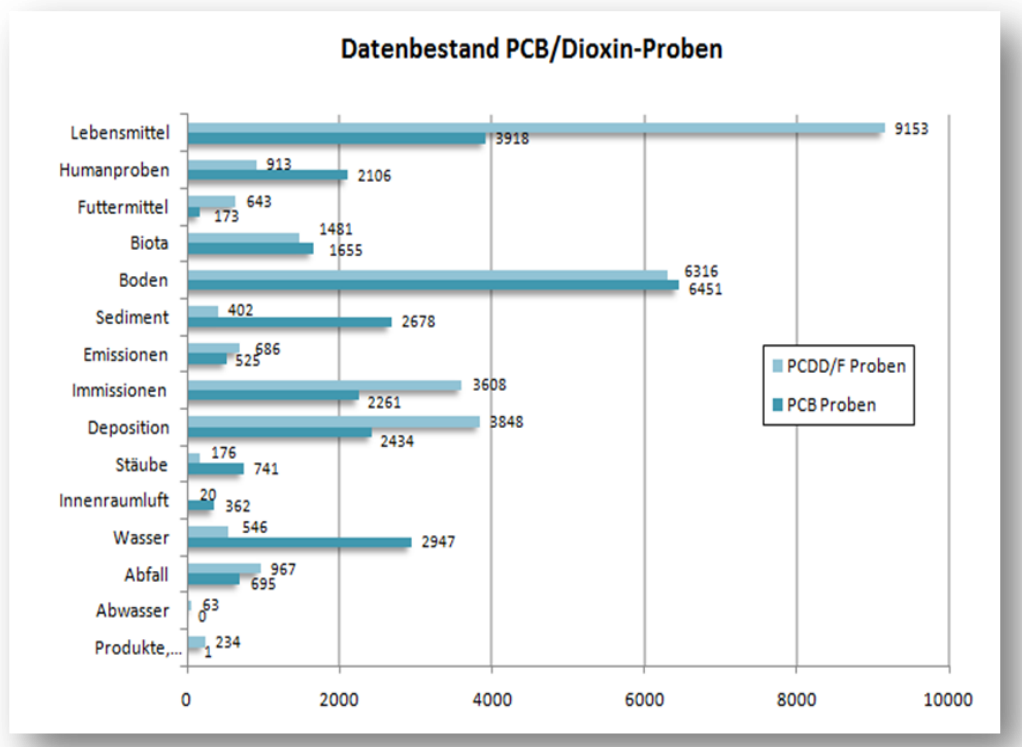


Abbildung 7-2: Datenbestand der PCB und PCDD/F- Proben im POP-Dioxin- Informationssystem
Quelle: www.pop-dioxindb.de (März 2011).

Für folgende Quellen-Bereiche verfügt das POP-Dioxin-Datenbanksystem über entsprechende Datenobjekte, um Daten aus den Messprogrammen der Bundesländer für eine integrierte Auswertung zu nutzen:

- Emissionen
- Produkte, Zubereitungen, Erzeugnisse,
- Abfall, Wertstoffe, Reststoffe
- Abwasser.

Wie aus der Abbildung 7-1 und Abbildung 7-2 erkennbar ist, sind dies genau diejenigen Bereiche mit den geringsten Datensätzen. Es wird jedoch der Versuch unternommen, mit diesen Datensätzen kongenerenspezifische Auswertungen vorzunehmen.

Ein wesentliches Kriterium datengeleiteter und somit bilanzierender Ansätze ist die Erstellung von Referenz-Kongenerenprofilen für die verschiedenen Kompartimente. Sie stellen typische Muster des Verteilungsverhaltens von POPs in der Umwelt dar. Diese „fingerprints“ dienen als Bewertungsmaßstab hinsichtlich der mengenmäßigen Anteile in der Umwelt. Im Hinblick auf die Bilanzierung kann eine Abschätzung der prozentualen

Verteilungen der Einzelkongenere sowie ihrer Mengen in den verschiedenen Kompartimenten vorgenommen werden. Des Weiteren bieten diese Kongeneren-Profile die Grundlage für die Einordnung von Verdachtsproben mit Blick auf die Gehalte/Konzentrationen und/oder der Zuordnung zu einer bestimmten Quelle ähnlichen Musters.

7.2 Methodik der Erstellung von Referenzprofilen

Im Hinblick auf die Bilanzierung der Anteile von PCB 153 in der Umwelt werden Referenz-Kongenerenprofile für die Indikator-PCBs berechnet. Diese Profile zeigen typische Verteilungsmuster der PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180 in den verschiedenen Umweltkompartimenten. Für diese Profile wurden diejenigen Datensätze verwendet, die im Zusammenhang mit dem Referenzmessprogramm, der Umweltprobenbank des Bundes und des Luftmessnetzes des UBA sowie den Messprogrammen der Länder erhoben wurden. Eine Kategorisierung der Messprogramme in „belastet“ oder „unbelastet“ unterliegt bestimmten Konventionen, die durch die Metadaten charakterisiert sind und für die Auswertung ausgeschlossen werden können.

Ein Auszug aus dem Datenmodell der POP-Dioxin-Datenbank (Abbildung 7-3) zeigt die Verknüpfung der Tabellen für die Auswahl derjenigen Messstandorte, die diesen Konventionen entsprechen und für eine Auswertung herangezogen werden. Alle Daten mit der Kennung 1 (Hintergrundbelastung ohne weitere Angaben) sind somit potentielle „Kandidaten“ für die Erstellung der Kongeneren-Referenzprofile.

In einem zweiten Schritt findet eine Prüfung der Grundgesamtheit an Daten auf sachlogische Ausreißer statt. Dies können z.B. Proben aus belasteten Gebieten sein, die fälschlicherweise als unbelastet gekennzeichnet wurden. Eine visuelle Datenanalyse (Auftragen der Werte in einem Koordinatennetz) führt schnell zur Aussonderung dieser Daten.

Anschließend erfolgt die statistische Untersuchung auf etwaige verbliebende Ausreißer. Damit wird sichergestellt, dass mögliche „Hot Spots“ innerhalb des Datensatzes gefunden und markiert werden. Die Daten, bezeichnet mit x , wurden nach folgender Vorschrift transformiert:

$$y = \sqrt{\frac{1}{2} \ln \frac{x}{c-x}} \quad (2)$$

Anschließend erfolgte mit dem Hampel Test die Untersuchung der y -Werte auf Ausreißer. Für die Konstante c wird der größte vorkommende Wert gewählt. Die so bestimmten Ausreißer werden von den weiteren Analysen ausgeschlossen.

Aus mathematischen Gründen ist die Transformation der Messwerte nach obiger Formel notwendig, da Konzentrationen und/oder Gehalte nicht direkt mit Standardmethoden der Statistik untersucht werden können (Filzmoser et al. 2008, 2009, Barceló et al. 1996). Der angewendete Ausreissertest nach Hampel stellt minimale

Forderungen an die Verteilung der Daten.

Nach Entfernung aller Ausreißer erfolgte die Berechnung der Daten für die Auswertung. Für die Darstellung der sechs PCB - Leitkongenere im Balkendiagramm wurden anstelle der Mittelwerte die Mediane gewählt, da diese die zentrale Tendenz der Daten besser wiedergeben und nicht durch Extremwerte oder Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze verzerrt werden.

Entwicklung von einheitlichen Bewertungsmaßstäben

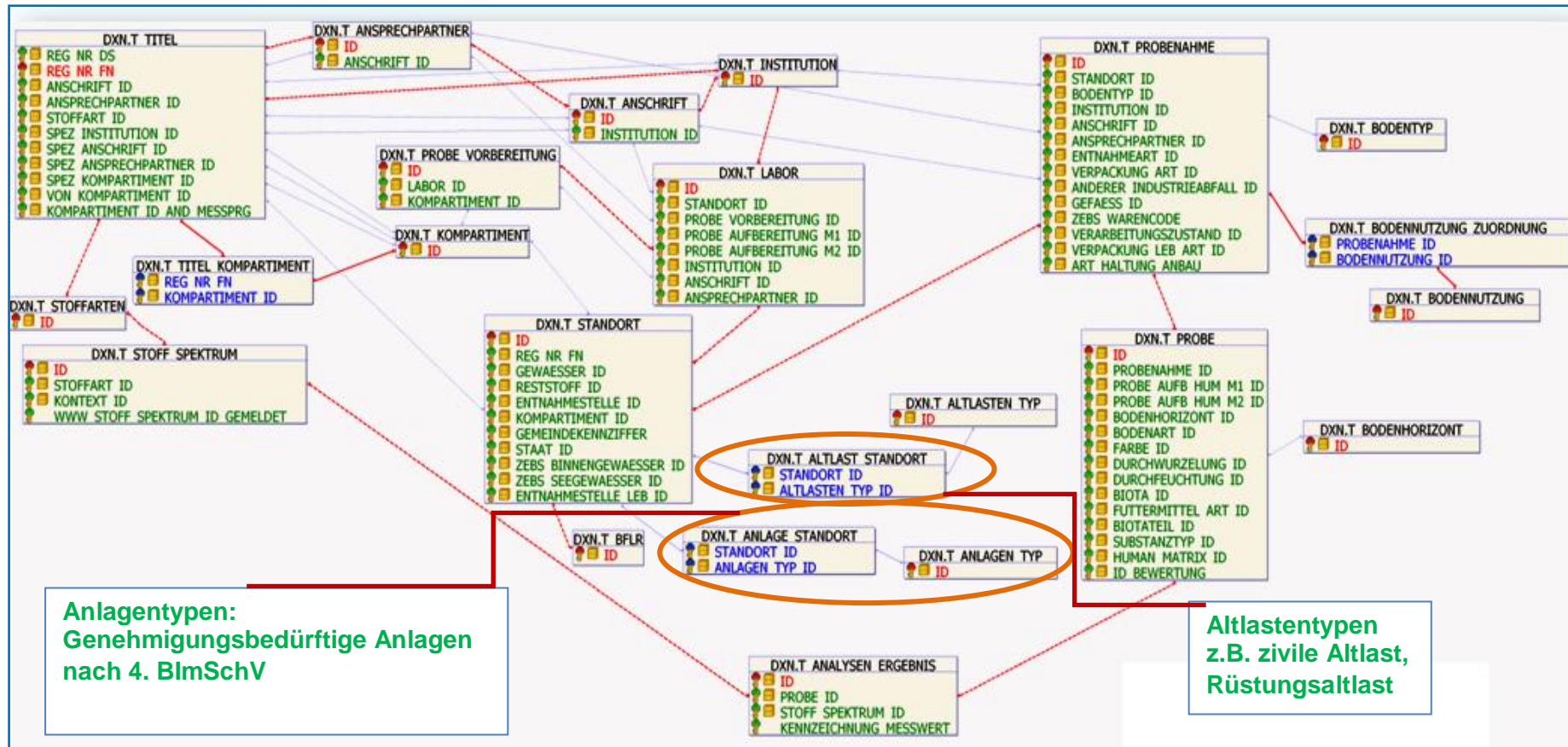


Abbildung 7-3: Ausschnitt aus dem Datenmodell für die Kennzeichnung der Messprogramme nach Kategorie belastet und unbelastet

7.3 Referenz-Kongenerenprofile für Umweltkompartimente

Die Referenz-Kongenerenprofile aus dem POP - Dioxin-Informationssystem bieten die Möglichkeit der Quantifizierung von Einzelkongeneren am Gesamtgehalt der sechs Leitkongenere. Damit kann eine Massenbilanz zu PCB 153 – Gehalten/Konzentrationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten abgeleitet werden.

Deutlich wird an dieser Stelle darauf verwiesen, dass das Verhalten von PCB 153 in der Umwelt nicht im Detail eine Ableitung spezifischer Parameter z.B. für den Boden in Abhängigkeit von Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen zulässt. Die methodischen Ansätze der Integration der PCB 153 Daten des POP-Dioxin-Informationssystems zeigen die hohe Aggregationsebene, auf der die Aussagen für eine Massenbilanz abgeleitet werden.

Die verschiedenen Pfade der Verlagerung von PCBs veranschaulicht Abbildung 7-4. Die Darstellung der Quervernetzung und Stoffflüsse präjudiziert keine Wichtung der Verlagerungsprozesse. Sie zeichnet diejenigen Pfade auf, die relevant für eine Verlagerung der ubiquitär vorkommenden PCBs sein können. Für die Bilanz bedeutet das jedoch auch, dass im Laufe der Jahre sich Anreicherungen von PCB 153 von einem Kompartiment in das andere verschieben können.

Die Komplexität einer Bilanzierung bedingt einen methodischen Ansatz, der mit der Betrachtung der einzelnen Kompartimente beginnt. Mit dem in Kapitel 7.2 dargestellten mehrstufigen statistischen Auswerteverfahren findet eine Berechnung und Visualisierung für alle sechs Leitkongenere statt. Damit werden die Anteile der Einzelkongenere an der Gesamtsumme der sechs PCBs deutlich sichtbar. Diese Referenz-Kongenerenprofile dienen in einer nächsten Stufe der tabellarischen Gegenüberstellung der PCB – 153 Gehalte / Konzentrationen in den verschiedenen Kompartimenten.

Der Vorteil der Referenzprofile liegt in der Darstellung der typischen Verteilungsmuster der sechs Indikator-PCBs in den verschiedenen Umweltkompartimenten. Aus dieser Darstellung ist der prozentuale Anteil des PCB 153 am Gesamtgehalt der Indikator-PCBs ableitbar und bietet die Grundlage für die quantitative Betrachtung des Stoffflusses von PCB 153.

Die verfügbare Datenlage des POP-Dioxin-Informationssystems wird für jedes Kompartiment mit einer Kennzahl und einem Kriterium bewertet. Die Kennzahl 1 bis 3 charakterisiert die Datenlage von nicht ausreichend (1) über hinreichend (2) bis ausreichend (3). Das Bewertungskriterium für das Integrationspotential erfolgt durch eine dreistufige Einteilung. Tabelle 3-2 enthält diejenigen Merkmale, die für den Bewertungsmaßstab I, II und III herangezogen werden. Kennzahl und Bewertungskriterium fließen in den methodischen Ansatz für das Bilanzierungsmodell ein.



Abbildung 7- 4: Schutzgutübergreifende Pfade des Transfers von PCBs in die Umwelt und zum Menschen

7.3.1 Referenzprofil Luft - Emission

Für das Kompartiment Luft findet eine Unterteilung in die Bereiche Emission, Immission und Deposition statt. Diese Aufgliederung bietet den Vorteil, dass Quellenkongenerenprofile abgeleitet werden könnten, vorausgesetzt eine repräsentative Anzahl von Proben ist vorhanden.

Tabelle 7-1 und 7-2 zeigen die verfügbaren Emissionsdaten in dem POP-Dioxin-Informationssystem. Die Datenlage ist nicht ausreichend, um Profile der Emissionen zu erstellen und den Immissionen und Depositionen einander gegenüber zu stellen. Weicht ein Muster von einem Referenzquellenprofil ab, so kann dies ein Hinweis auf eine (noch) nicht erkannte Quelle sein. Dies wiederum sollte Anlass zur Ursachenforschung für eine Re - Immission in die Umwelt sein.

Tabelle 7-1: Übersicht zu dem Datenbestand Luft / Emission

Luft		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl für Referenzprofil
Emission			
Anzahl der Messprogramme	7	530	Nicht ausreichend, da sehr heterogenes Kongenerenprofil
Zeitraum	1997-2002		

Emissionsdaten übernehmen die Quellenfunktion zum Eintrag in die Umwelt. Ihre Relevanz wird somit am höchsten gewichtet (III). Jedoch wird sehr deutlich, dass es keine ausreichende Datenanzahl zu den Einzelkongeneren gibt. Die gemeldeten Kongenere unterscheiden sich auffallend in Anzahl und Spektrum. Somit ist die Datenlage nicht ausreichend (1) für die Ableitung von Referenzprofilen.

Tabelle 7-2: Bewertung der Einzelprogramme Emission (Anhang H1)

Nr.	Name des Messprogramms	Probennahmejahr	Probenanzahl	Kennzahl	Kriterium
1	Emissionen aus der Verbrennung fester/flüssiger Stoffe	1999	282, nur PCB 101, 105	4	1
2	Emissionen aus Krematorien	1998	53 davon PCB 105, 114, 118, 123, 126, 138	4	1
3	Hausbrand	1996	35 davon PCB 138, 153	4	1
4	Zementherstellung	1997	35, davon PCB 169, 170, 180, 189	4	1
5	Verarbeitung von Stahl und Eisen	1997-1998	55, davon PCB 28, 52, 189	4	1
6.	Wärmeerzeugung	1998	17, davon PCB 77, 81	4	1
7	Nicht genehmigungspflichtige Anlagen	2002	53, davon PCB 153, 155, 157, 167, 169	4	1

7.3.2 Referenzprofil Luft – Immission und Deposition

Unter Immission wird diejenige Schadstoffkonzentration in der Luft verstanden, die durch lokale Emissionen oder durch Ferntransport entsteht. Die Schadstoffe liegen vorwiegend an Staubpartikeln gebunden vor und verfügen über eine Verweildauer von wenigen Tagen in der Atmosphäre. Diese Partikel mit gebundenen PCBs werden aus der Atmosphäre als nasse (mit dem Niederschlag) oder als trockene Depositionen ausgetragen. Häufig wird in den Messprogrammen die nasse und trockene Deposition als Gesamtdeposition angegeben.

Für die sechs PCB - Leitkongenere der Immissionen zeigt sich eine wesentlich bessere Datengrundlage gegenüber den Emissionen. Tabelle 7-3 gibt eine Übersicht zu dem Datenbestand. Acht Ländermessprogramme liefern Daten zu Immissionen und Depositionen. Eine Analyse der Programme zeigt, dass drei Programme auf spezielle Untersuchungen zu Belastungssituationen abzielen. Sie gehen nicht in die Berechnung des Referenz-Kongenereprofil ein.

Tabelle 7-3: Übersicht zu dem Datenbestand Luft – Immission und Deposition

Luft		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl für Referenzprofil
Immission			
Anzahl der Messprogramme	8	443	
davon Programme im Hintergrundbereich	5	281	281
Zeitraum	1991-2005		
Deposition			
Anzahl der Messprogramme	5	515	445
davon Gesamtdeposition (trocken plus nass)			117
davon trockene Deposition			194
davon nasse Deposition			134
Zeitraum	1993-2005		

Anhang H 2 zeigt die Übersicht zu den einzelnen Messprogrammen mit der Bewertung des Integrationspotentials. Da Immissionen in der Atmosphäre eine geringe Verweildauer haben, jedoch für den weiträumigen Ferntransport eine wesentliche Rolle spielen, erhalten sie in Bezug auf das „Integrationspotential“ insgesamt die Kennzahl II. Die Datenlage für die Ableitung eines Referenzprofils mit 281 Datensätzen ist nur hinreichend (2).

Jeder Datensatz setzt sich aus den sechs Indikator-PCBs zusammen. Obwohl diejenigen Datensätze mit einer Belastungssituation ausgeschlossen wurden, zeigt Abbildung 7-5 für PCB 153 beispielhaft ein Ergebnis des Ausreißertest nach Hampel. In diesem Falle minimiert sich der Datensatz um weitere 18 Immissionswerte für PCB 153.

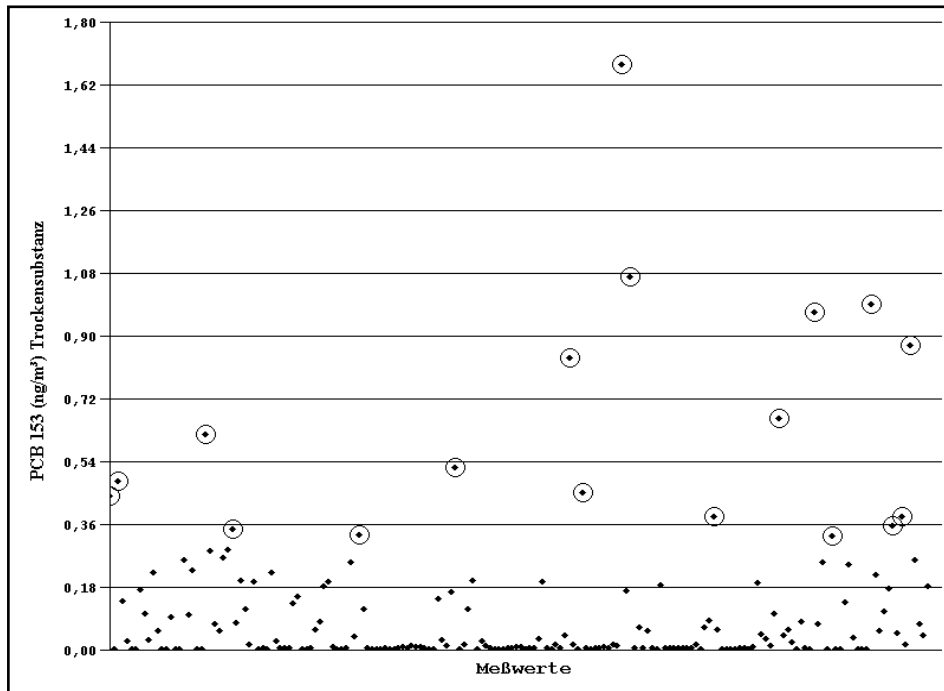


Abbildung 7-5: Ausreißertest für Immissionsmeßwerte nach Hampel (n= 281, davon 18 Ausreißer)

Abbildung 7-6 zeigt das Immissions-Referenz-Kongenerenprofil (n=281) derjenigen Datensätze, die dem Kriterium der Hintergrundbelastung entsprechen. Zusätzlich enthält die Abbildung eine Gegenüberstellung der Auswertungen von Einzelkongeneren aller verfügbaren Proben im POP-Dioxin-Datenbanksystem (n=443).

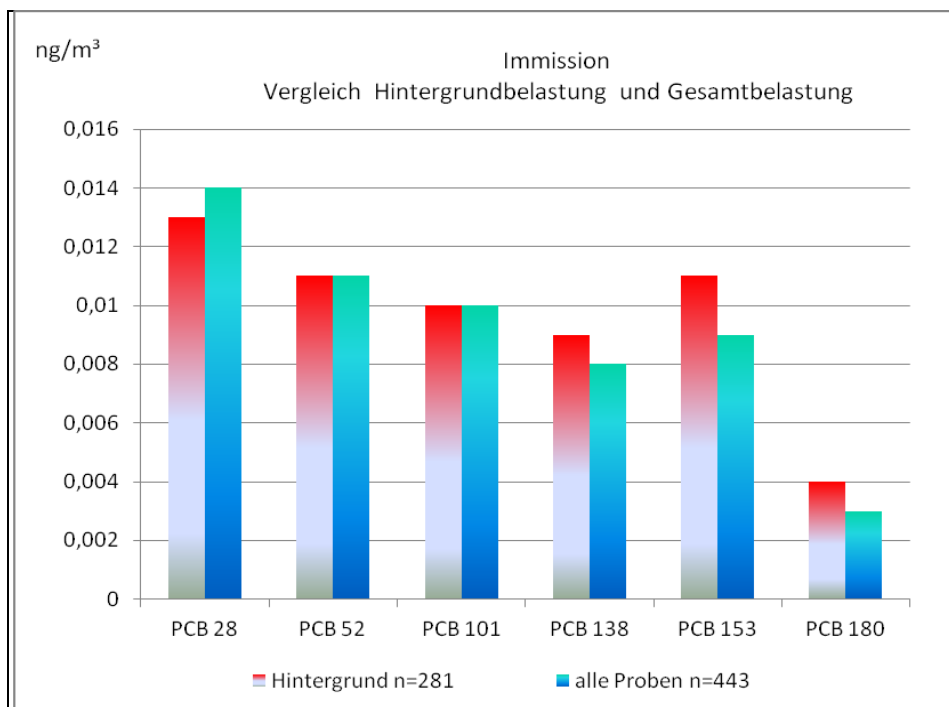


Abbildung 7-6: Median-Referenzprofil Luft – Immission, Vergleich Hintergrund- und Gesamtbelastung
Quelle: Datenauswertung POP-Dioxin-Datenbank (August 2010)

Deutlich ist eine Ähnlichkeit beider Profile festzustellen. Die niedrig chlorierten PCB 28 und 52 nehmen mit 0,011 und 0,014 ng/m³ Luft (Median) den höchsten Anteil im Verhältnis zu dem hoch chlorierten PCB 180, gefolgt vom PCB 153 ein. Der prozentuale Anteil von 18,9 % (Hintergrundbelastung) bzw. 16,3 % für alle Datensätze für PCB 153 am Gesamtgehalt aller sechs Indikator-PCB unterstreicht diese Ähnlichkeit für die Immissionswerte.

Im Gegensatz dazu sind die Depositionsdaten ein wesentlicher Vektor für den Eintrag von PCBs in die Kompartimente Boden, Biota, Wasser und Sediment. Die Daten erhalten aufgrund der räumlichen und zeitlichen Kohärenz, der Integration in nationale (Luftmessnetze des Bundes und der Länder) und internationale Monitoringprogramme (EMEP) sowie ihres Potentials zum Ferntransport die Kennzahl III. Bei der Auswertung der Depositionsdaten findet der Bezug auf das Nass-, Trocken- und Gesamtgewicht statt.

Die Anzahl der Daten für die Auswertung eines Referenzprofils Deposition (trocken, nass, gesamt) erscheint zu gering und somit nicht ausreichend (1). Das Referenzprofil für die jeweilige Depositionsart ist aus Datensicht nur eingeschränkt belastbar (Abbildung 7-7). Anhang H 3 enthält eine Übersicht zu den Programmen, deren Daten in die Auswertung eingingen.

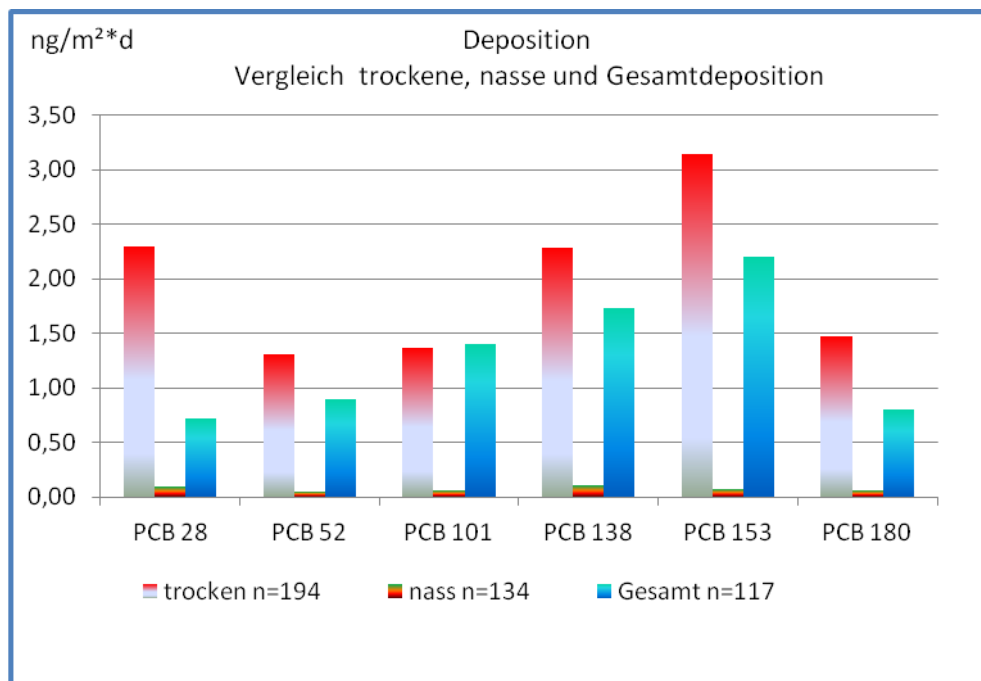


Abbildung 7-7: Median-Referenzprofil Luft – Deposition, Vergleich der nassen, trockenen und Gesamtdeposition
Quelle: Datenauswertung POP-Dioxin-Datenbank (März 2011)

Die Median-Werte der nassen Deposition sind ausschließlich den Standorten des UBA-Luftmessnetzes Westerland und Zingst von 1999 bis 2004 zuzuordnen. Die trockene Deposition wurde aus Messergebnissen von Ländermessprogrammen berechnet, die sich in unbelasteten Gebieten befinden. Messungen der Gesamtdeposition stammen aus den südöstlichen Regionen Deutschlands (Thüringen, Bayern).

Die Abbildungen 7-6 und 7-7 zeigen, dass die Referenzprofile Immission und Deposition unterschiedliche Muster aufweisen. Auffallend ist der relativ hohe Wert von PCB 28 (trockene Deposition), der auf einen kaum stattfindenden Transformationsprozess von der Immission zur Deposition in der Atmosphäre schließen lässt. Auf ähnlich hohem Niveau befindet sich das PCB 138 in der trockenen Deposition. Es liegt jedoch mit knapp 30 % niedriger als PCB 153. Ob dieses Profil den tatsächlichen Gegebenheiten der Verteilung von PCBs in der Deposition entspricht, sollte mit weiteren Daten verifiziert werden.

Grundsätzlich ergibt die Gesamtdeposition im Vergleich zur trockenen Deposition ein ähnliches Muster mit Ausnahme von PCB 28 (Faktor 3 niedriger) und PCB 101 mit fast identischen Gehalten (Gesamtdeposition: 1,40 ng/m²/d, trockene Deposition: 1,37 ng/m²/d). Die sehr niedrigen Werte der nassen Deposition lassen sich durch Auswascheffekte mit dem ersten Niederschlagswasser erklären.

Ergänzend zu den typischen Profilen im Bereich der Hintergrundbelastung stehen in dem Datenpool Daten zu Immissions- und Depositionsmessungen im Umkreis von Emittenten zur Verfügung. Diese Messprogramme untersuchen gezielt Belastungssituationen z.B. im Umfeld von Müllverbrennungsanlagen oder in der Nähe von Verkehrswegen. Verknüpft man die Kongenerenprofile dieser Emittenten mit den Kongenerenprofilen der Immissions- und Depositionsdaten so sollte eine hohe Korrelation beider Muster auftreten. Ist dies nicht der Fall, kann auf eine weitere diffuse Quelle geschlossen werden.

Dieser Exkurs zeigt, dass ein weiteres Potential zur integrativen Auswertung der Daten aus dem Blickwinkel der Quellen möglich ist. Durch die Kennzeichnung der Messprogramme mit den entsprechenden „Integrationsmetadaten“ kann für ein regional begrenztes Untersuchungsgebiet z.B. der Umkreis von Müllverbrennungsanlagen oder für räumlich größere Gebiete wie für Ackerflächen, auf denen Futterpflanzen angebaut werden, ein Bilanzierungsansatz zum Ein- und Austrag von PCBs durchgeführt werden. Beispiele bieten dazu Messprogramme zur „Belastung der Umwelt durch atmosphärischen Eintrag von Emissionen aus einer Müllverbrennungsanlage“ sowie die „Untersuchungen des atmosphärischen Eintrags von PCDD/F und PCBs in Futterpflanzen“, die im POP-Dioxin-Informationssystem enthalten sind.

7.3.3 Referenzprofil Biota

Das Kompartiment Biota gliedert sich in pflanzliche und tierische Bioindikatoren. Bei den pflanzlichen Bioindikatoren bilden die Daten für Weidelgras und Grünkohl sowie zu Fichten eine belastbare Grundlage für die Auswertung.

Bei den tierischen Bioindikatoren stehen Daten aus verschiedenen Ökosystemen zur Verfügung. Für die limnischen Ökosysteme liegen Daten zu Fischen (Brassen) vor. Gehalte in Eiern der Wanderfalken sind für terrestrische Lebensräume ein Akkumulations- und Wirkungsindikator für die Anreicherung von PCBs und stehen im Nahrungsnetz auf der oberen Trophiestufe.

Tabelle 7-4 gibt einen Überblick zu dem verfügbaren Datenbestand der verschiedenen Bioindikationsprogramme, der in Anhang H 3 näher spezifiziert wird. Die Datenlage ist hinreichend (2); das Integrationspotential hoch (III). Für die Abbildung der Luftbelastung über pflanzliche Bioindikatoren bzw. des Kontaminationspfades für tierische Bioindikatoren über die Nahrungskette nimmt das Kompartiment Biota eine wichtige Stellung im Stoffflussprozess ein.

Tabelle 7-4: Übersicht zu dem Datenbestand Biota – pflanzliche und tierische Bioindikatoren

Biota		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl für Referenzprofil
Bioindikator Pflanze			
Anzahl der Messprogramme	4	275	212
davon Fichtentriebe	2	51	47
davon Grünkohl	1	68	64
davon Weidelgras	1	134	101
Sonstige (Gras, Wildkräuter, Mais)		22	
Zeitraum	1993-2005		
Bioindikator Tier			
Anzahl der Messprogramme	5	678	664
davon Fische	4	647	633
davon Wanderfalkeneier	1	31	31
Zeitraum	1985-2004		

Obwohl die Anzahl der Datensätze zu den pflanzlichen Bioindikatoren für Fichtentriebe (47) und für Grünkohl (64) sehr gering ist, wird in den Abbildungen 7-8 bis 7-10 das jeweilige Kongenerenprofil für Fichtentriebe (Abbildung 7-8), Grünkohl (Abbildung 7-9) und Weidelgras (Abbildung 7-10) dargestellt.

Vergleicht man die drei Kongenerenprofile der pflanzlichen Bioindikatoren, so wird deutlich, dass das PCB 153 zwischen Faktor 1,5 (Weidelgras) und Faktor 2,0 (Grünkohl und Fichtentriebe) höher liegt als das PCB 101. Der Grünkohl zeigt für das PCB 153 mit 1,0 µg/kg TM den höchsten Anteil. Ursache dafür ist die vergleichsweise sehr große Blattoberfläche und die dadurch größere Aufnahme der PCBs über den Luftpfad. Mit diesem Indikationsmuster zu den hoch chlorierten PCBs wird das Depositionsmuster bestätigt. Im niedrig chlorierten Bereich (PCB 28 und 52) enthalten die pflanzlichen Bioindikatoren den geringsten Anteil. Abbau- und Transformationsprozesse können eine Ursache sein.

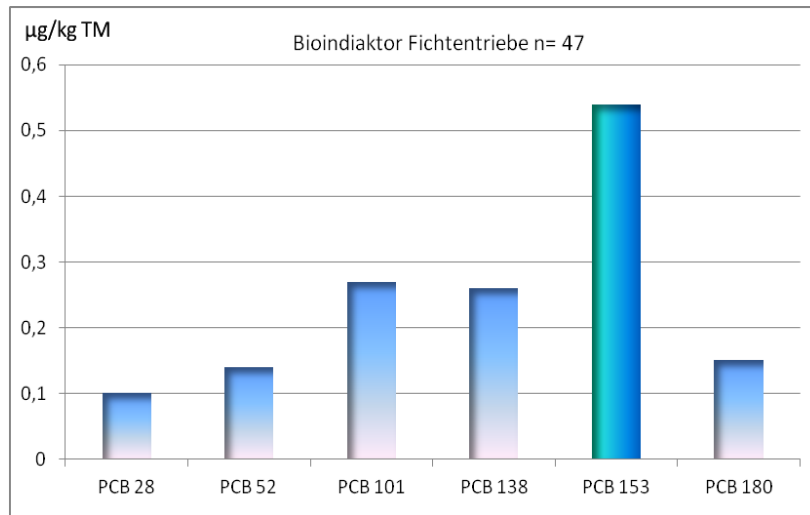


Abbildung 7-8: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Fichte
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (Dezember 2010)

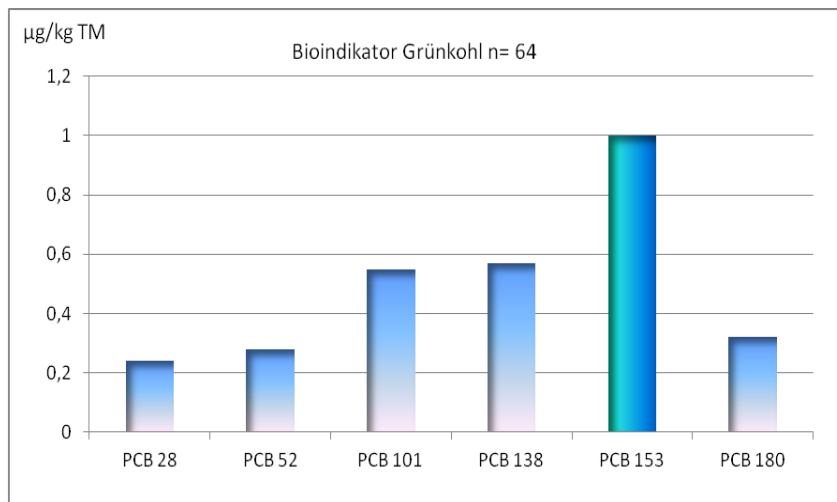


Abbildung 7-9: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Grünkohl
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (Dezember 2010)

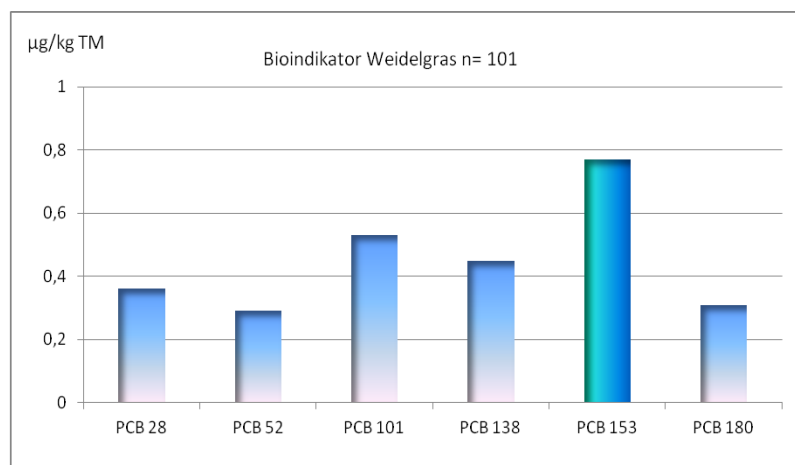


Abbildung 7-10: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Weidelgras
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (Dezember 2010)

Tierische Bioindikatoren der aquatischen und terrestrischen Ökosysteme stehen in der trophischen Nahrungskette auf einer höheren Ebene. Sie können einerseits ein wesentliches Glied in der Nahrungskette sein (Fische), andererseits indizieren sie die Gehalte in den schwebstoffbürtigen Sedimenten. Einige Fischarten, die sich durch Standorttreue auszeichnen, wie die Brasse, nehmen Nahrung durch „Gründeln“ in den Sedimenten der Gewässer auf. Damit erhält dieser Indikator durch die Georeferenzierung (Standortbezug) eine wesentliche Bedeutung. Mit Blick auf die Stoffflüsse der PCBs sind sie ein Bindeglied des Transfers in die Nahrungskette und beeinflussen letztendlich die Belastung des Menschen.

Abbildung 7-11 zeigt den Anteil der sechs Leitkongenere PCB 28 bis 153. Deutlich ausgeprägt präsentieren sich die hoch chlorierten PCB 138 und 153 mit einem Median über 70 µg/kg FG. Der klaren Abnahme zum PCB 180 auf 35 µg/kg FG (Median) um mehr als 50% folgt PCB 101 (Median: 26 µg/kg FG), PCB 52 (Median: 13 µg/kg FG) und PCB 28 mit 5 µg/kg FG als niedrigster Wert. Im Vergleich zu dem Referenzprofil Boden ist hier ein ähnliches Muster in der Verteilung der Gehalte der Einzelkongenere zu erkennen. Dies könnte ein Hinweis auf Einträge über oberirdische Abflüsse und Erosion von Boden in die Vorfluter sein.

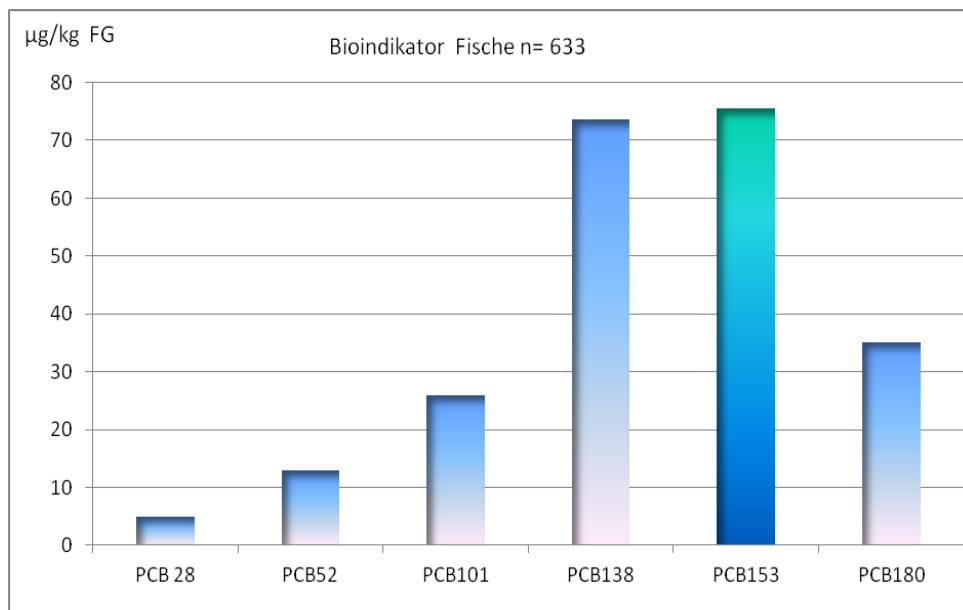


Abbildung 7-11: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Fisch (n=633)
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (Dezember 2010)

Stellt man diese Auswertung den Ergebnissen der aus der Umweltprobenbank (UPB) des Bundes erhobenen Daten zu PCB 153 in Brassen gegenüber, zeichnet sich ein interessantes Bild ab. Obwohl in der UPB als arithmetisches Mittel für die Jahre 1995 bis 2009 berechnet, liegen die PCB 153 – Gehalte von Brassen in einem Wertebereich von 25 bis mehr als 100 µg/kg FG. Die Auswertung in Abbildung 7-12 zeigt die hohe Variabilität der Gehalte im zeitlichen und räumlichen Muster an den Probennahmegebiete im Rhein. Den zum Teil geringen Werten der Gehalte von Brassen mit PCB 153 am Oberrhein (Weil, Flusskilometer 174) stehen sehr hohe Gehalte in Bimmen am Niederrhein (Flusskilometer 865) gegenüber. Mit dieser Auswertung soll gezeigt werden,

dass die Medianberechnung der Kongenerenprofile aus den Daten des POP-Dioxin-Informationssystems in Abhängigkeit dieser zeitlichen und räumlichen Variabilität stehen.

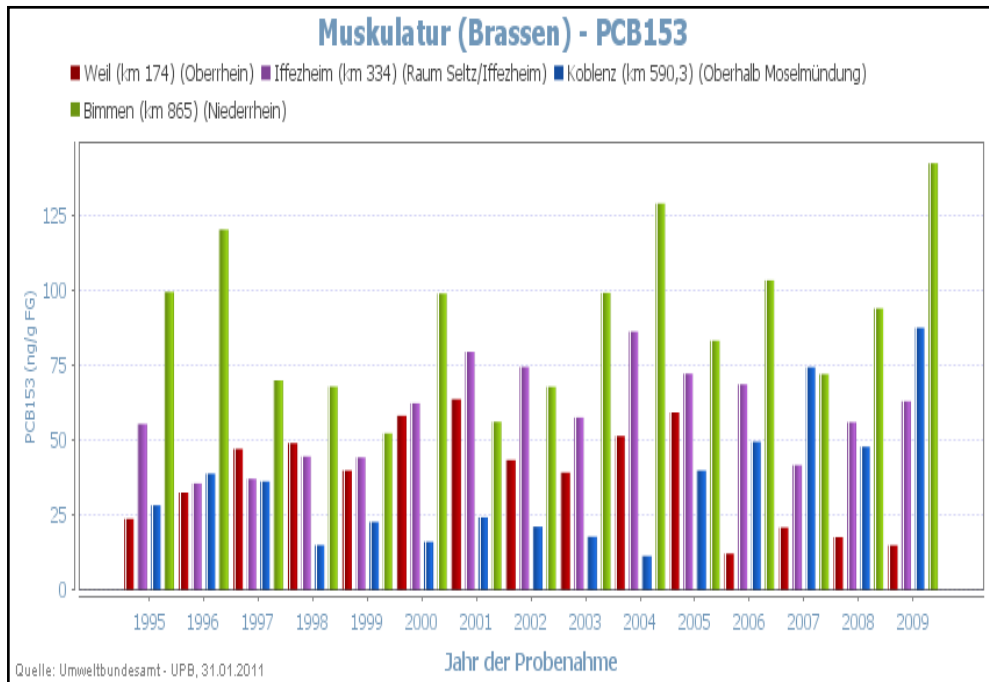


Abbildung 7-12: Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Gehalte des Indikator-PCB 153 für den Bioindikator Brasse
Quelle: www.umweltprobenbank.de (Januar 2011)

Die Ursachen dieser hohen Variabilität der 15-jährigen Messreihe sind multikausal. Eine Einflussgröße könnte die Freisetzungen von älteren, hochgradig belasteten Sedimenten im Oberlauf des Flusses sein, die nach und nach stromabwärts transportiert werden (UPB, 2009 online). Inwieweit die hohen Belastungen der Brassen an den Probennahmestellen im Unterlauf des Rheins durch eine „PCB-lastige“ Emittentenstruktur beeinflusst werden, könnte durch die räumliche Visualisierung von Industriestandorten mit einem Verdachtspotential an PCB-Emissionen untersucht werden. Bekannt sind Fälle von einigen Firmen, die unsachgemäß Altgeräte mit PCBs im Großraum Dortmund/Gelsenkirchen entsorgten. Die Messwerte der Standorte der Luftmessungen dieser Region belegen einen Neueintrag über den Luftpfad. An einem Standort in der Nähe des Dortmunder Hafens wurden im Juli 2010 Immissionskonzentrationen von 146 pg/m³ PCB 153 in der Luft gemessen (LANUV 2011).

Der in der POP-Dioxin-Datenbank enthaltene Datensatz zu Gehalten von Eiern der Wanderfalken ergibt ein interessantes Bild im Kongenerenprofil. Dieses Profil wurde auf der Basis von Daten eines Messprogramms erstellt, welches zwischen 1990 und 2003 durchgeführt wurde. Die Proben stammen aus ländlichen Räumen ohne eine besondere Belastungssituation. Da die Anzahl der Proben mit n=31 sehr gering ist und die Probennahme über einen sehr langen Zeitraum (1990 bis 2003) stattfand, kann das berechnete Referenzprofil für den biologischen Indikator Vogeleier nur eingeschränkt als statistisch belastbar eingestuft werden. Die Ergebnisse beziehen sich auf das Frischgewicht.

Die hohen Konzentrationen der stabilen PCBs 138, PCB 153 und PCB 180 lassen darauf schließen, dass das Nahrungsangebot der Wanderfalken stärker mit PCBs belastet ist. Da der Wanderfalken aufgrund seiner trophischen Stellung die am höchsten belastete Vogelart ist (vd Trenck et al. 2005), akkumuliert er durch seine überwiegend tierische Nahrung PCBs in den Eiern. Aus Abbildung 7-13 ist erkennbar, dass insbesondere die hoch chlorierten PCBs Werte von mehr als 10 µg/g Fettgehalt (Median) annehmen.

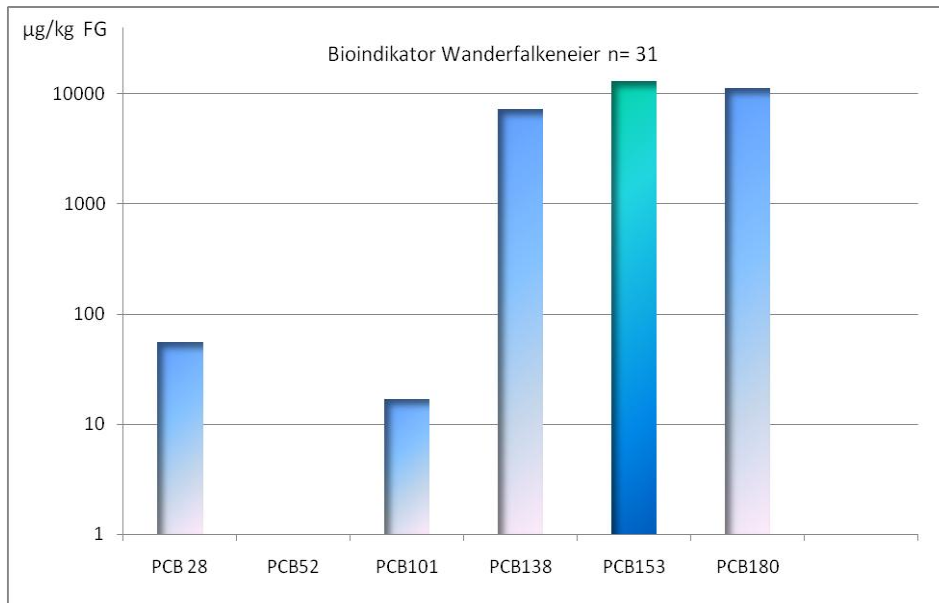


Abbildung 7-13: Kongenerenprofil der Indikator-PCBs für den Bioindikator Wanderfalkeneier (n=31)
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (Januar 2011)

Die 31 Proben aus den Jahren 1990 bis 2003 sind somit ein hoch aggregierter Indikator über eine Zeitachse von 14 Jahren. Mit allen Unsicherheiten, die eine derartige Auswertung mit sich bringt, bestätigt eine Veröffentlichung von 2007 mit weiteren Proben diese Tendenz auf einem niedrigeren Niveau (vd Trenck, 2007). Eine in 2006 wiederholte Probenahme von Wanderfalkeneiern ergab im Ergebnis (Abbildung 7-14) für die hoch chlorierten PCBs folgende Werte (arithmetisches Mittel) mit Bezug auf die Trockensubstanz:

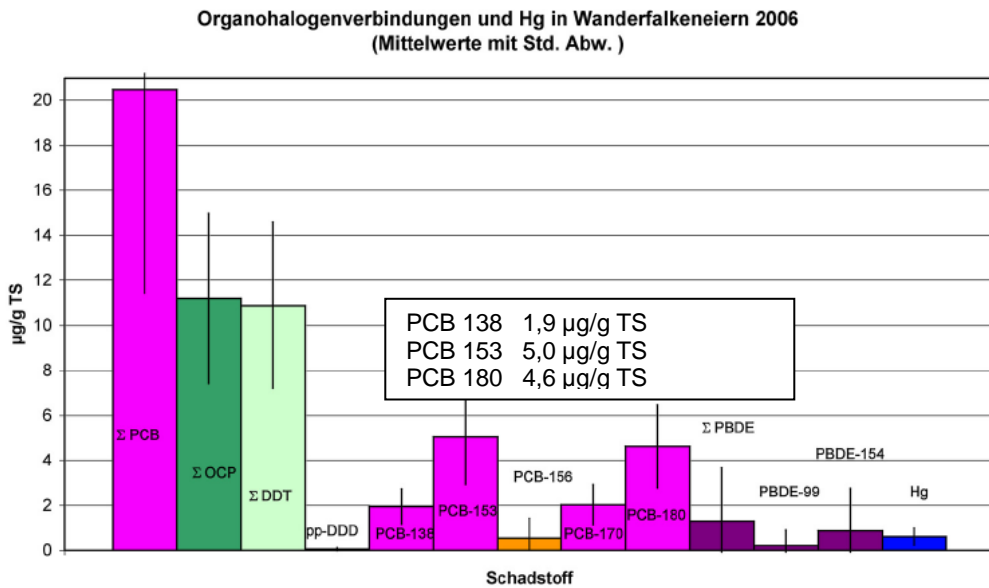


Abbildung 7-14: Gehalte an Organohalogenverbindungen in Wanderfalkeneiern in 2006
Quelle: vd Trenck (2007)

Im Vergleich zu der Auswertung in Abbildung 7-13 liegen die Kongenere PCB 153 und PCB 180 um den Faktor 2, für das PCB 138 um den Faktor 5 niedriger. Inwieweit die niedrig chlorierten PCBs das Muster aus der Zeitreihe 1990 bis 2003 widerspiegeln, kann nicht bewertet werden. Die Daten liegen nicht im POP-Dioxin-Informationssystem vor.

7.3.4 Referenzprofil Boden

Für eine Auswertung der PCB-Gehalte in Böden stehen mehr als 4700 Datensätze aus 15 Messprogrammen zur Verfügung, die für eine Integration gut geeignet sind und in Anhang H 4 detaillierter beschrieben werden. Da ein Referenzprofil für den Boden das typische Verteilungsmuster darstellen soll, werden diejenigen Datensätze aus der Berechnung der Mediane der sechs Leitkongenere herausgenommen, die eine besondere Belastungssituation aufweisen. Diese Quellen können zum Beispiel Anlagen der Chemischen Industrie, Anlagen zum Zerkleinern von Schrott sowie Anlagen zur Stahlgewinnung und Sinteranlagen sein. Darüber hinaus können unter anderem Kläranlagen in räumlicher Nähe und nachgewiesene Klärschlammaufbringung auf Böden, Überflutungsstandorte durch Hochwasserereignisse aber auch Altlastenstandorte Ursache für hohe Gehalte in Böden sein. Regional können diese Quellen nur bei eindeutigem Standortbezug eingegrenzt werden.

Abbildung 7-15 gibt eine Übersicht zum Datenbestand aller verfügbaren Bodendaten mit Aufgliederung der Anzahl der Kongenere PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180.

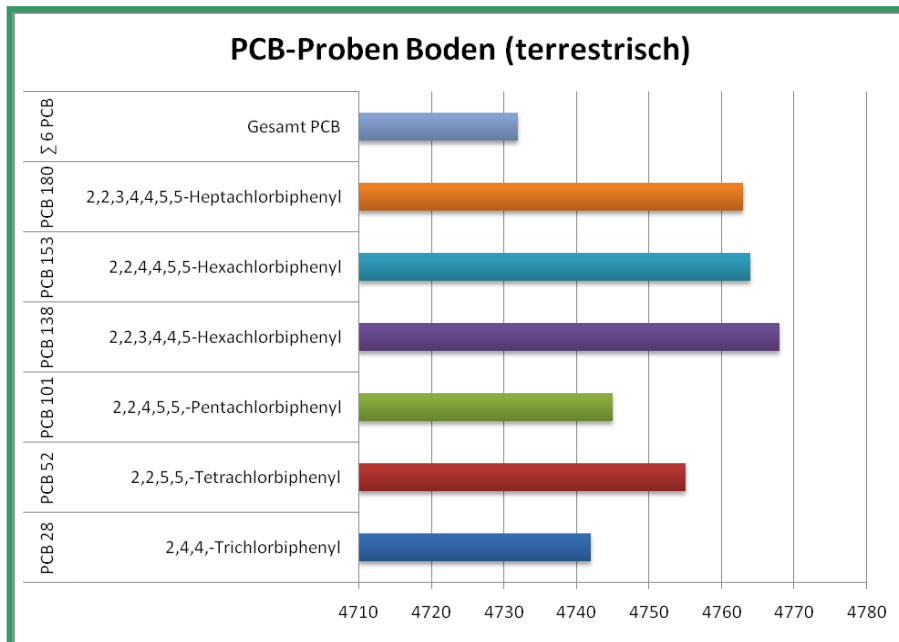


Abbildung 7-15: Datenbestand der Indikator-PCBs für das Kompartiment Boden
 Quelle: POP-Dioxin- Informationssystem, x-Achse Anzahl der Proben (August 2010)

Von den insgesamt 4.700 Probendaten fallen ca. 800 Datensätze aus der Berechnung für das Referenzprofil heraus. Ursachen dafür sind:

- Belastete Standorte in der Nähe von Industrieflächen und Verdachtsflächen
- Verfügbarkeit aller sechs Einzelkongenere zu PCBs ist nicht gegeben
- mehr als fünf Einzelkongenere lagen unter der Nachweisgrenze
- Proben vor 1990 differenziert betrachtet, da die analytische Empfindlichkeit anhand der Bestimmungsgrenze eine Verzerrung der Auswertung bewirken könnte
- Ergebnisse des Ausreißertests nach Hampel

Auffallend ist die sehr gute Datenqualität bzgl. der Verfügbarkeit von Einzelkongeneren, der Bezugsgrößen und Bestimmungs- und Nachweisgrenzen, der räumlichen und zeitlichen Angaben zur Probennahme sowie der Zuordnung zur Nutzungsart. Die Datenlage ist somit ausreichend (3). Tabelle 7-5 gibt einen Überblick zu dem verfügbaren Datenbestand. Die Bodendaten verfügen über ein hohes Integrationspotential (III), da das Kompartiment an der Grenzfläche zwischen Luft, Wasser und Biota liegt und als Integral für mehrere Eintragspfade charakteristisch ist. Unterschiedliche Nutzungsarten, verbunden mit dem Eintrag von Klärschlämmen oder anderen Bodenverbesserungsstoffen führen zu unterschiedlichen Gehalten der PCBs in Böden. Aufgrund dieser Integralfunktion und des „Langzeitgedächtnisses“ von Böden bieten sich nutzungsspezifische Auswertungen zu den PCB-Kongenereprofilen ebenfalls an.

Tabelle 7-5: Übersicht zum Datenbestand Boden

Boden		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl für Referenzprofil
Anzahl der Messprogramme	15	4.700	
davon belastete Standorte		800	
Ausreißer		18	
Kongenerenspektrum nicht vollständig		38	
			3844
Zeitraum	1984-2009		

Die überwiegende Anzahl der Standorte sind Dauerbeobachtungsflächen der Länder. Das Dioxin-Referenzmessprogramm setzt genau auf diese Standorte, deren Langfristigkeit hinsichtlich der Vektoren Zeit und Raum sowie des Untersuchungsspektrums gegeben ist.

Die Abbildung 7-16 zeigt das Median-Referenzprofil für die Indikator-PCBs aus knapp 3900 Proben von Oberböden, die analytische Messergebnisse ab 1984 enthalten. Aufgrund der analytischen Qualität dieser „historischen“ Proben wird an dieser Stelle auf die hohe Anzahl von Einzelkongener-Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (n=1105) hingewiesen. Eine Analyse der Daten ergab, dass diese Proben überwiegend aus den Jahren vor 1995 stammen und überwiegend die niedrig chlorierten PCBs (PCB 28 und PCB 52) betreffen. Da der methodisch-statistische Ansatz zur Median-Bildung robust gegen Ausreißer und Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze ist, bezieht die Auswertung diese Daten ein.

Die Mediane PCB 138 und PCB 153 zeigen einen fast identischen Anteil von 1,3 µg/kg TM. Das noch höher chlorierte PCB 180 liegt mit einem Median von 1,0 µg/kg TM niedriger. Um 40 % niedriger liegt der Median für PCB 101 bei 0,6 µg/kg TM, gefolgt von dem niedrig chlorierten PCB 52 (0,1 µg/kg TM) und dem PCB 28 mit 0,01 µg/kg TM. Der Anteil des PCB 153 und PCB 138 am Gesamtgehalt beträgt jeweils 30 %.

Mit den verfügbaren Bodendaten wird der Anteil der Summe der sechs Indikator-PCBs für die Nutzungsarten Acker, Wiese/Weide und Wald am Gesamt-PCB in Abbildung 7-17 dargestellt. Die Aggregationsalgorithmen berücksichtigen nicht bodenkundliche Parameter, physico-chemische und biologische Eigenschaften, die unterschiedliche Ausprägungen des Akkumulationsverhaltens, Resorption und Adsorption beeinflussen. Faktoren wie die räumlich begrenzte Klärschlammaufbringung und der Einsatz von Wirtschaftsdünger sowie Emittenten in unmittelbarer Nähe, sofern diese Begleitinformationen (Metadaten) angegeben sind, werden bei der Analyse berücksichtigt und für die Auswertung ausgeschlossen.

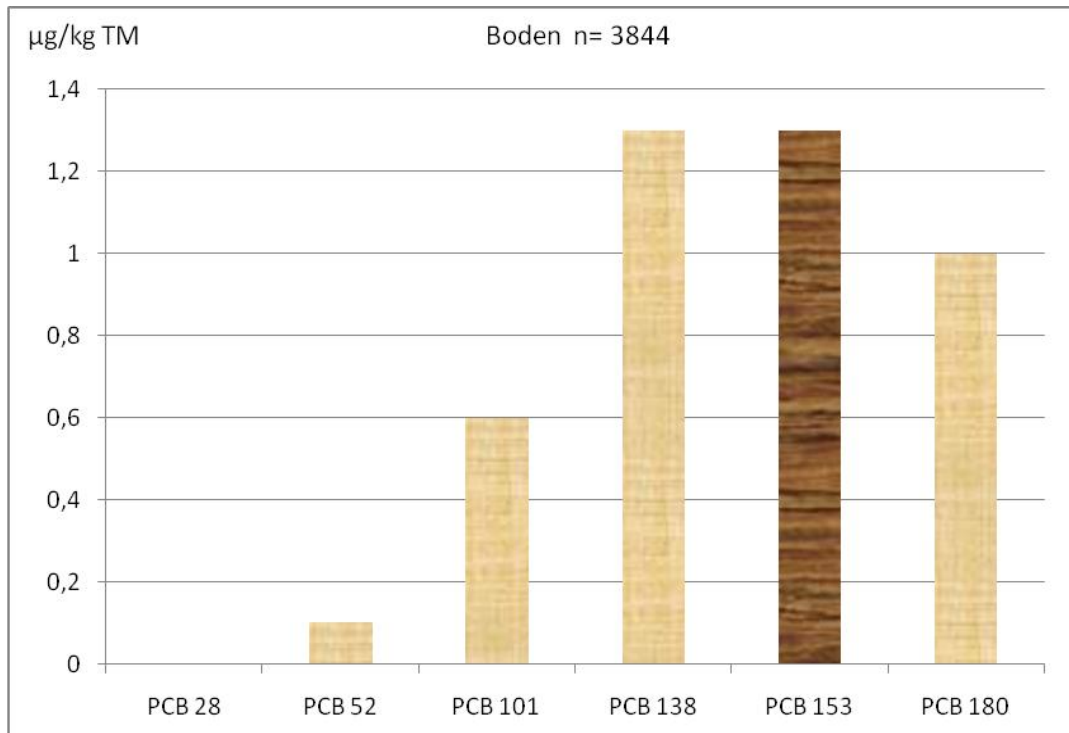


Abbildung 7-16: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für die Oberböden (n=3844)
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (Dezember 2010)

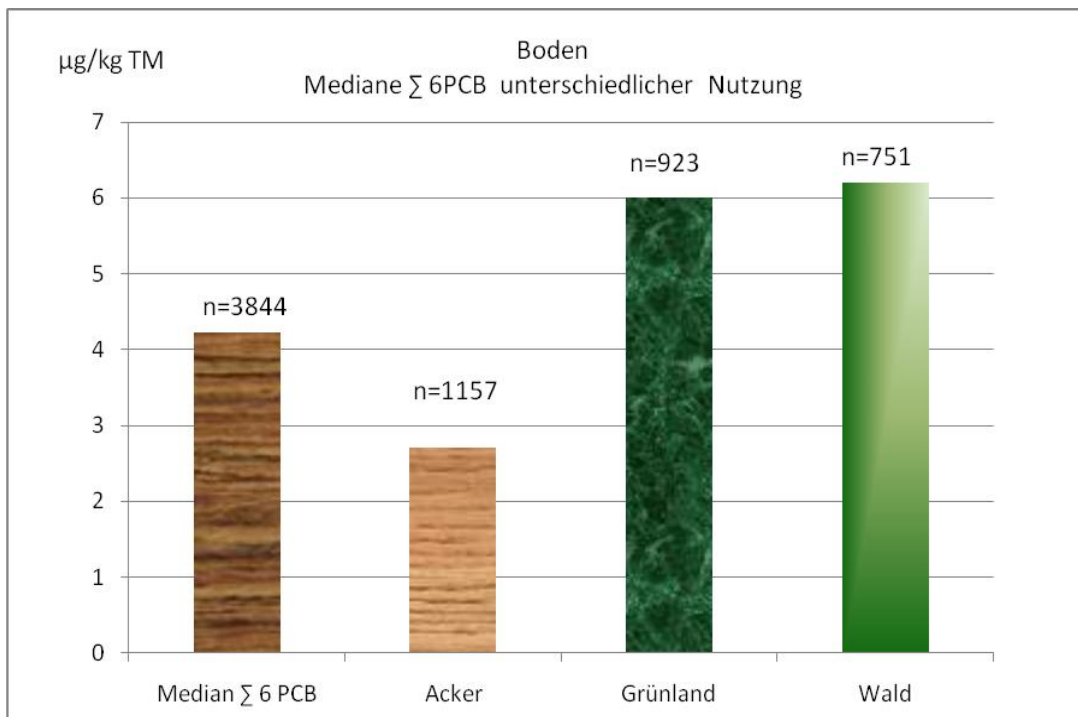


Abbildung 7-17: Mediane der Gesamt-PCBs für verschiedene Nutzungsarten
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (April 2011)

Abbildung 7-17 zeigt die für unterschiedliche Bodennutzungsarten berechneten Mediane der Gesamt-Summe der sechs PCBs im Boden. Diese Auswertung zeigt den deutlichen hohen Anteil der Gesamt-PCB-Gehalte in den organischen Auflagen der Waldböden und im Grünland. Beide Werte liegen bei 6,0 µg/kg TM (Grünland) bzw. 6,2 µg/kg TM (Auflagen der Waldböden). Die Gehalte in Ackerböden liegen mit 2,7 µg/kg TM

deutlich niedriger. Unterschiedliche Bewirtschaftungsformen sind als ein Grund zu nennen. Für Waldböden wirken Auskämmeffekte, die höhere Depositionsraten auf die Auflagen verursachen. Die mechanische Bearbeitung des Ackerbodens durch Pflügen bedingen eine Verlagerung in tiefe Horizonte, wären bei der Grünlandbewirtschaftung keine ausgesprochene Bodenbearbeitung stattfindet.

7.3.5 Referenzprofil Klärschlamm

Die Bewirtschaftung von landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden erfolgt seit Jahrzehnten unter Einsatz von Klärschlämmen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen. Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992) regelt die schadstoffseitigen Anforderungen an die Verwertung von kommunalem Klärschlamm als Düngemittel auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Die derzeit geltenden Grenzwerte für die sechs Leitkongenere liegen bei 0,2 mg/kg TM. Die geplante Novellierung der Klärschlammverordnung (BMU, 2010) sieht strengere Anforderungen an die Festsetzung der Grenzwerte für PCBs vor. Der Entwurf enthält einen Vorschlag für einen Grenzwert für jedes der sechs Leitkongenere von 0,1 mg/kg Schlamm TM.

Nach der Klärschlammverordnung dürfen auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden innerhalb von drei Jahren nicht mehr als 5 Tonnen Klärschlamm-Trockenmasse je Hektar aufgebracht werden. Dies entspricht einer jährlichen Fracht von 1,66 t/ha. Das Aufbringen von Klärschlamm auf Wiesen und Weiden (Dauergrünland) ist entsprechend des § 4 Abs. 4 AbfKlärV, 1992 verboten.

In Westdeutschland wurden 2009 rund 1,6 Millionen Tonnen Klärschlamm-Trockenmasse aus der biologischen Abwasserbehandlung von kommunalen Kläranlagen verwertet, in Ostdeutschland waren es knapp 360 000 Tonnen. Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes (Destatis, 2010) wurden 2009 mehr als die Hälfte (52 %) der 1,96 Millionen Tonnen Klärschlamm-Trockenmasse aus kommunalen Kläranlagen verbrannt. Für die Bewirtschaftung von landwirtschaftlich genutzten Flächen hält sich der Anteil von Klärschlamm bei etwa 30 % seit 2006. Des Weiteren nutzt der Landschaftsbau Klärschlamm für die Rekultivierung von Bergbauhalden und industriellen Altstandorten.

Differenziert man die Verwertung von Klärschlamm nach Bundesländern (Destatis, 2010) bestehen deutliche Unterschiede zwischen West- und Ostdeutschland. Während im Jahr 2009 in Westdeutschland 56 % des Klärschlammes verbrannt wurden, waren es in Ostdeutschland nur 37 %. In der Landwirtschaft wurden in Ostdeutschland 28 % des Klärschlammes verwertet, in Westdeutschland waren es 30 %. Für landschaftsbauliche Maßnahmen setzten die ostdeutschen Länder 32 % des Klärschlammes ein, in den westlichen Bundesländern waren es lediglich 10 %.

Die Datenlage im POP-Dioxin-Informationssystem zu Klärschlamm umfasst zwei Messprogramme mit 243 Datensätzen. Nach Analyse der Daten auf Ausreißer verbleiben 238 Datensätze für die Auswertung (Tabelle 7-6). Die Daten zur Berechnung des Kongenerenprofils sind somit nicht ausreichend (1). Das Integrationspotential ist eher gering und erhält die Kennzahl I.

Tabelle 7-6: Übersicht zu dem Datenbestand Klärschlamm

		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl für Referenzprofil
Klärschlamm			
Anzahl der Messprogramme	2	243	
Ausreißer		5	238
Zeitraum	1991-1997		

Aufgrund der „historischen“ Datenlage und des ungenügenden räumlichen Bezugs (zwei Bundesländer) findet die Auswertung von Klärschlamm auf der Basis der von den Bundesländern jährlich an das Statistische Bundesamt gelieferten Daten statt. In die Medianberechnung für das Kongenerenprofil gingen die von den 16 Bundesländern ab 1998 bis 2009 gemeldeten Mittelwerte (gewogenes arithmetisches Mittel) der Schadstoffgehalte der Klärschlämme ein, die für die Verwendung in der Landwirtschaft bestimmt waren.

Abbildung 7-18 zeigt eine interessante Ähnlichkeit zu dem Kongenerenprofil des Kompartiment Oberböden landwirtschaftlich genutzter Flächen. Die Anteile der PCB 138 (0,0176 mg/kg TM) und PCB 153 (0,0179 mg/kg TM) liegen gegenüber dem PCB 180 mit 0,0124 mg/kg TM um ein Viertel höher. Die niedrig chlorierten PCB 28 und PCB 52 weisen demgegenüber Werte von weniger als 0,0068 mg/kg TM auf.

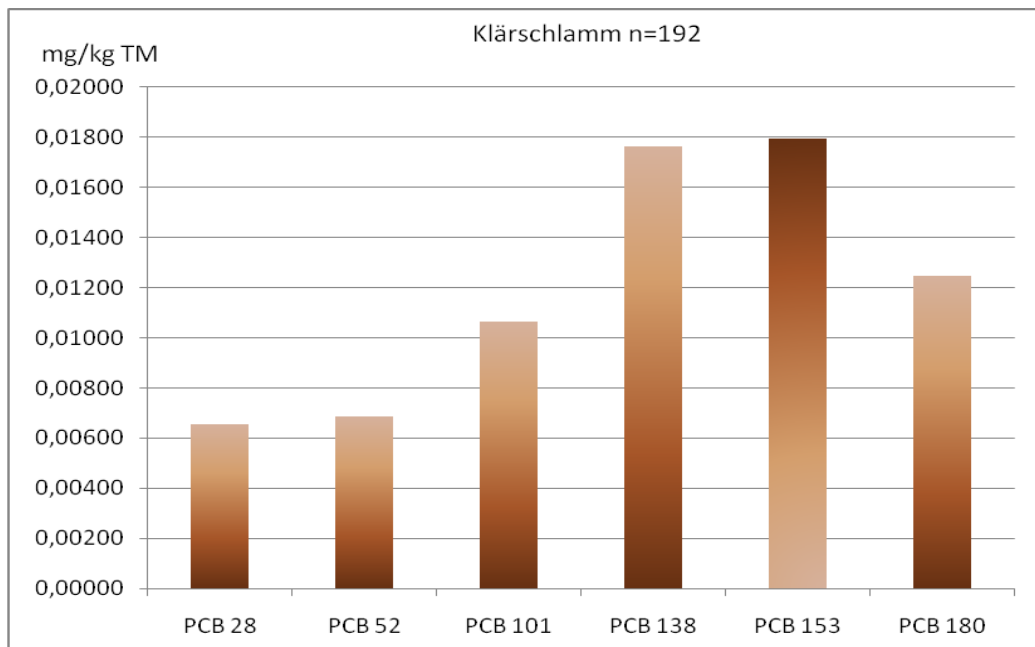


Abbildung 7-18: Median-Referenzprofil der Indikator-PCBs für Klärschlamm
Quelle: Destatis April 2011

Vergleicht man die Gesamtgehalte der sechs Indikator-PCBs aus diesem Datenkollektiv mit einer Untersuchung von Nordrhein-Westfalen, so ergibt sich folgendes Verhältnis der PCB-Gesamtgehalte zu einander (Tabelle 7-7):

Tabelle 7-7: Vergleich der Mediane zu Klärschlammgehalten

Datengrundlage	Median der \sum der 6 Indikatoren PCBs in mg/kg TM
Nordrhein-Westfalen n=130, ohne Angabe zum Jahr Quelle: Friedrich et al. 2004	0,080
Gesamtbundesgebiet n= 192,1998 bis 2009 Quelle: Destatis, 2011	0,072

In beiden Auswertungen liegen die Mediane in einem ähnlichen Wertebereich. Man könnte davon ausgehen, dass die Gehalte der Einzelkongenere im Programm von Nordrhein-Westfalen ein ähnliches Muster aufweisen, wie in Abbildung 7-18. Die Nutzung einer Sekundärquelle (Statistisches Bundesamt) für die Datenauswertung von Klärschlamm ist im Zusammenhang der Erstellung einer PCB-Bilanz von wesentlicher Bedeutung.

7.3.6 Referenzprofil Sediment

Die biologisch-chemischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften von PCBs sowie die Sorption an gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen sind für PCB - Anreicherungen in den Sedimenten wesentliche Faktoren. Sedimente mit einem hohen Anteil an organischer Substanz weisen im Allgemeinen auch höhere PCB-Gehalte auf.

Sedimente bilden wie die Böden ein Integral über Zeit und Raum und sind durch deren Genese und Ausgangsmaterial charakterisiert. Durch die Interaktion mit Atmosphäre, Hydro- und Pedosphäre finden gestörte und ungestörte Sedimentationsprozesse statt. Sedimente sind dynamische Systeme, die Senken- und Quellenfunktion erfüllen können (Tertyze & Ricking, 1995). Stehende Gewässer, zum Beispiel abflussarme Seen, prägen durch ungestörte Sedimentationsprozesse ein „Chemikalienarchiv“ aus, welches für die Datierung von chemischen Stoffeinträgen über den Luftpfad (Deposition) und Bodenpfad (Oberflächenabfluss von umliegenden Böden) herangezogen werden kann. Solche Gewässer übernehmen die Funktion einer Senke und charakterisieren Anreicherungen von PCBs über mehrere Jahrzehnte im Sediment.

Darüber hinaus stellen Sedimente die primäre Quelle für den kontinuierlichen Eintrag von PCBs in die aquatische Nahrungskette dar und führen zu deren Akkumulation in benthischen Organismen und Fischen. Diese nachgewiesene Senken- und Quellenfunktion wirkt als „Trigger“ für Stoffflüsse von PCBs.

Sedimentbelastungen der Fließgewässer korrelieren mit wirtschaftlichen Indikatoren. Industriestandorte, Bergbauregionen, Altlasten/Deponien und Schiffsverkehr können Quellen von PCB-Emissionen sein. Durch schwebstoffbürtige Sedimentationsprozesse findet eine Ablagerung in den Flusssystemen statt. Überflutungsereignisse, das Ausbaggern von Flüssen, die Fließdynamik und Rauigkeit des Flussbettes sind einige Faktoren, die zur Transformation und Re-Mobilisierung von Inhaltsstoffen in den

Sedimenten beitragen. Derartige Prozesse lassen vermuten, dass die Kongenerenprofile ein heterogenes Muster erzeugen. Nicht ausreichende Metadaten zur Probennahme wie zum Beispiel fehlende Angaben zum gelösten Kohlenstoff im Wasser, lassen Aussagen nur auf einem hohen Abstraktionsniveau zu.

Für eine Bewertung der Gewässerbelastung sind Schwebstoffe ein wichtiges Kriterium. Sie werden in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit, ihrer Korngröße und Dichte abgelagert oder erodiert. Hochwasserereignisse, Baggermaßnahmen oder Schiffsverkehr führen zu einer Erosion von Sedimenten in deren Folge der Gehalt an Schwebstoffen und damit die Konzentrationen an Schadstoffen in der Wasserphase deutlich zunehmen. Dies veranschaulicht die komplexe Funktion von Schwebstoffen und Sedimenten als Senke, Transportmedium und Quelle partikulär gebundener Stoffe.

Für die sechs PCB - Leitkongenere der Sedimente liegen 1002 Proben aus 13 Messprogrammen vor (Tabelle 7-8). Sechs Programme zu Sedimentuntersuchungen fokussieren auf Belastungssituationen und werden bei der Berechnung für das Referenz-Kongenerenprofil ausgeschlossen.

Tabelle 7-8: Übersicht zu dem Datenbestand Sediment und Schwebstoffe

		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl für Referenzprofil
Sediment			
Anzahl der Messprogramme	13	1002	
davon Programme im Hintergrundbereich	7	633	
Ausreiser		30	603
Zeitraum	1988-2005		
Schwebstoff			
Anzahl der Messprogramme	1	120	120
Zeitraum	2005-2008		

Anhang H 5 zeigt im Überblick die einzelnen Messprogramme mit der Bewertung des Integrationspotentials. Sedimente weisen ein hohes „Integrationspotential“ auf und erhalten die Kennzahl III. Die Datenlage für die Ableitung eines Referenzprofils mit knapp 500 Datensätzen ist ausreichend (3).

Abbildung 7-19 zeigt die Referenzprofile für den Gesamtdatenbestand, für ein ausgewähltes limnisches Ökosystem (Elbe) und im Vergleich die Schwebstoffgehalte aus der Elbe (Daten der Umweltprobenbank des Bundes an den Probennahmestellen der Elbe).

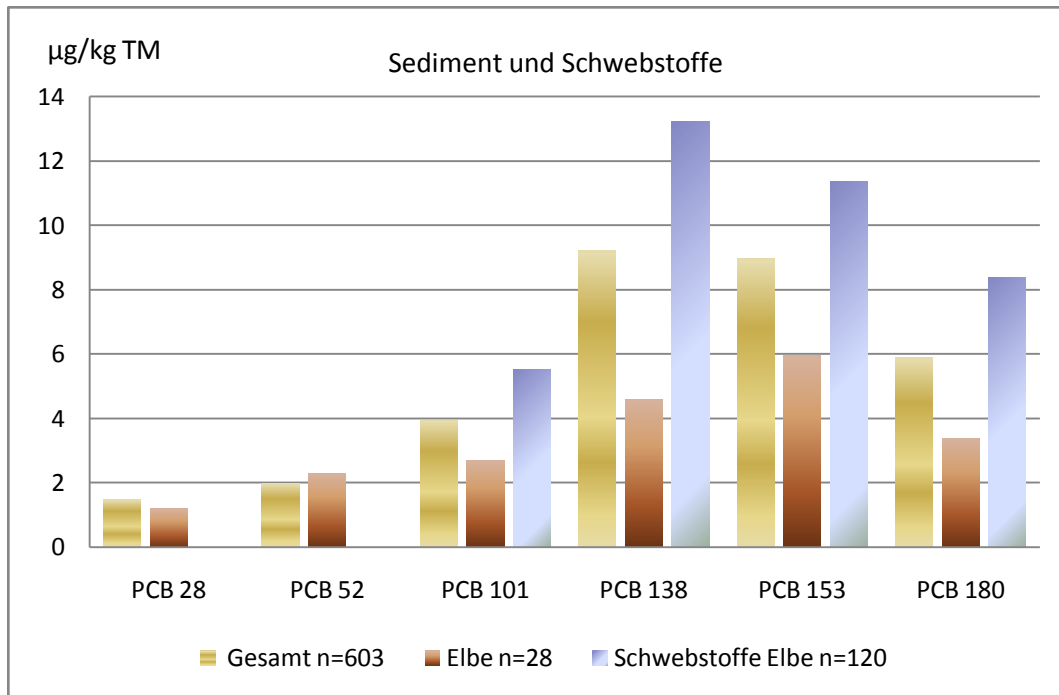


Abbildung 7-19: Median-Referenzprofile der Indikator-PCBs für Sedimente
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (März 2011)

Im Vergleich der Mediane der Datenkollektive Gesamtdatenbestand Sediment (n=603), Teildatenbestand Sediment Elbe (n=28) und Datenbestand schwebstoffbütiges Sediment Elbe der Umweltprobenbank (UPB) (n=120) zeigt sich eine überraschende Ähnlichkeit in den Kongerenprofilen mit einer Dominanz von PCB 138 bzw. PCB 153 mit Werten zwischen 4,2 µg/kg TM und 13 µg/kg TM (PCB 138) und 6,0 µg/kg TM und 11,6 µg/kg TM (PCB 153). Im Gesamtdatenbestand liegt der Median mit mehr als 8,2 µg/kg TM (PCB 153) über dem PCB 153 Median aus der Elbe mit 6,0 µg/kg TM. Auffällig sind die annähernd um 30 % höheren Werte der PCB 138, 153 und 180 im Schwebstoff an den Standorten der Elbe. Schwebstoffgehalte für die niedrig chlorierten PCB 28 und 52 werden in den Proben der Umweltprobenbank nicht gemessen.

Mit dieser Auswertung wird deutlich, dass die hoch chlorierten PCBs, insbesondere die PCB 138 und 153 den wesentlichen Anteil am Gesamt-PCB im Sediment tragen. Mit Blick auf die Eintragspfade steht der Boden als primäre Quelle im Vordergrund der Ursachenforschung. Einträge über die ebenfalls dominierenden Anteile der PCB 138 und 153 von mehr als 1,2 µg/kg TM im Boden sind ein wesentlicher Pfad zur Belastung der Sedimente in Flüssen.

7.3.7 Referenzprofil Wasser

PCBs sind in Wasser kaum löslich, je nach Einzelverbindung liegt die Löslichkeit zwischen 0,1 µg/L und 7000 µg/L. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nehmen Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit und Reaktivität (Metabolisierungstendenz) ab (Römpf, 2010). Diese Eigenschaften bewirken, dass Wasser als Transportmedium für schwebstoffbütige Sedimente sowie für pflanzliches und tierisches Plankton eine wesentliche Rolle spielt. Nach den Kriterien zur Einstufung des Integrationspotentials erhalten die Daten die Kennzahl I. Anhang H 6 geht detailliert auf die Messprogramme für

das Kompartiment Wasser ein.

Tabelle 7-9 bewertet den verfügbaren Datenbestand aus dem POP-Dioxin-Informationssystem für die Auswertung der sechs Indikator-PCBs. Im Anhang H 6 finden sich weitere Angaben zu dem Datenbestand mit Hinweisen zu der Anzahl der Proben unter der Nachweisgrenze.

Tabelle 7-9: Übersicht zu dem Datenbestand Wasser

		Probenanzahl insgesamt	Probenanzahl (ohne Werte lower bound)
Wasser			
Anzahl der Messprogramme	3	2204	
davon Programme im limnischen/marinen Bereich	2/1	1345/859	
% Anteil der Werte unter der Bestimmungsgrenze (alle Kongenere)		80	
Ausreißer		2	458
Zeitraum	1995-2004		

Von den 2204 Datensätzen zu Wasserproben aus Fließgewässern von Deutschland liegen circa 80 % der Werte unter der Bestimmungsgrenze. Aus statistischer und fachlicher Sicht ist eine Auswertung der 458 Proben nach Einzelkongenen nicht hinreichend repräsentativ. Die Datenlage ist nicht ausreichend (1). Eine Auswertung der Mediane der sechs Indikator-PCBs ist in Abbildung 7-20 dargestellt.

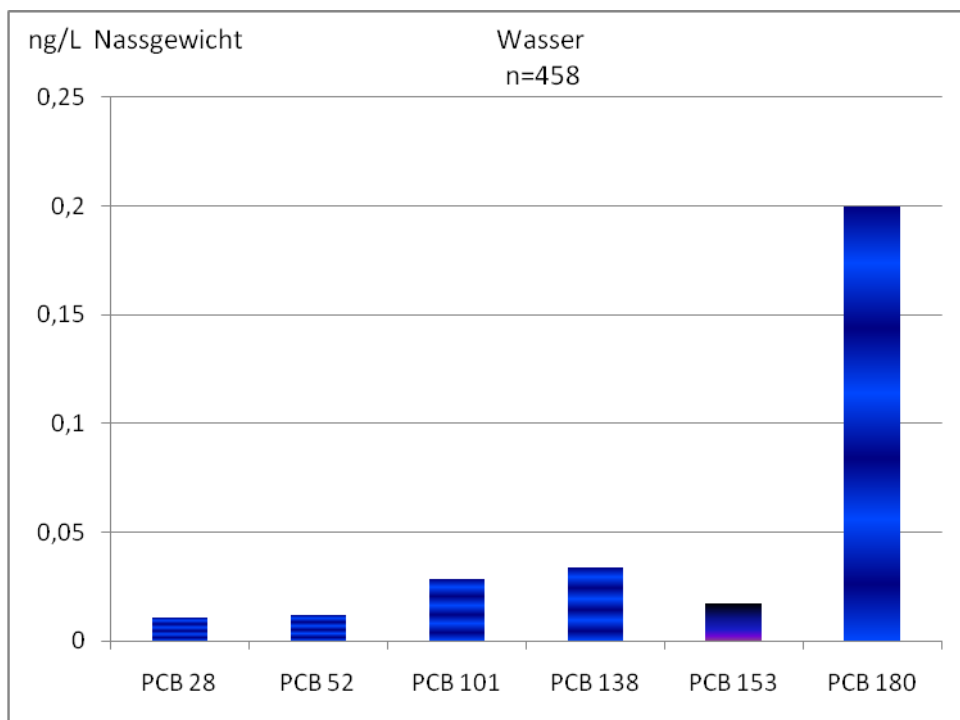


Abbildung 7-20: Median-Profiles der Indikator-PCBs für Wasser (n=458)
Quelle: POP-Dioxin-Datenbank (März 2011)

Das Kongenerenprofil zeigt ein ungewöhnliches Muster. Der hohe PCB 180 Medianwert von 0,2 ng/L Nassgewicht übersteigt auffallend die anderen Mediane. Das PCB 138 mit einem Median von 0,034 ng/L wird gefolgt vom PCB 101 (0,028 ng/L) und dem PCB 153 mit einem Median von 0,017 ng/L. Die niedrig chlorierten PCB 28 und 52 liegen jeweils unter 0,012 ng/L bzw. 0,011 ng/L Nassgewicht. Inwieweit der Medianwert zu PCB 180 einen „Ausreißer“ darstellt oder ob die physikalisch-chemische Eigenschaft der abnehmenden Wasserlöslichkeit mit zunehmendem Chlorierungsgrad die Ursache ist, kann mit den verfügbaren Daten nicht geprüft werden.

Für PCB 153 liegen Messergebnisse und modellierte Daten aus einer Untersuchung von Ilyina (2006) vor. Diese Messergebnisse aus der Deutschen Bucht (Abbildung 7-21) bewegen sich zwischen 0,010 und 0,025 ng/L und korrespondieren gut mit dem in Abbildung 7-20 berechneten Median für PCB 153 mit 0,017 ng/L. Einschränkend ist hervorzuheben, dass die Daten für das Referenzprofil aus dem POP-Dioxin - Informationssystem überwiegend aus dem limnischen Ökosystem Weser und aus Fließgewässern in Schleswig-Holstein stammen. Aus dem Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee stehen keine PCB 153 - Werte für das marine Ökosystem Nord- und Ostsee zur Verfügung.

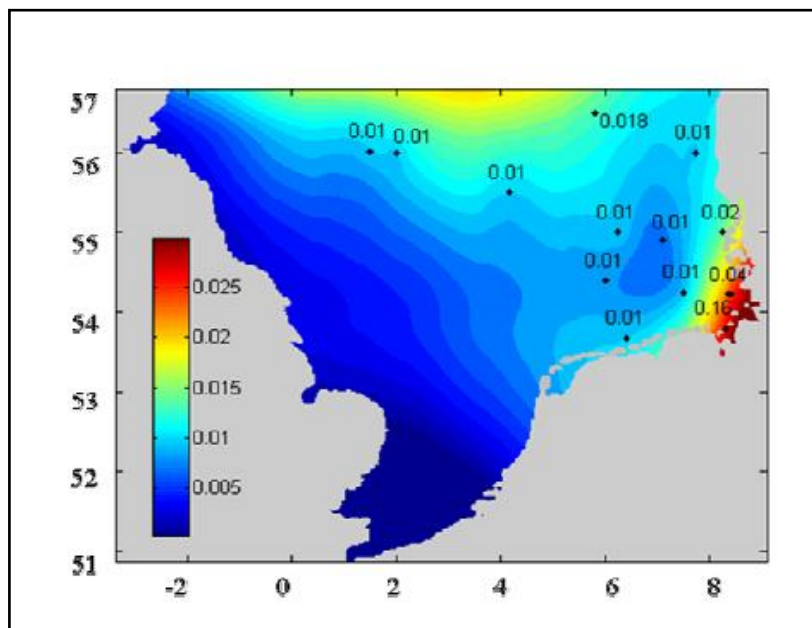


Abbildung 7-21: Verteilung von PCB 153 Konzentrationen (ng/L) in der Nordsee, Sommer 1995, interpolierte punktuelle Messung
Quelle: Ilyina (2006)

Zur Verifikation der Ergebnisse zu den Median-Werten der Kongenere sollten weitere Informationsquellen und Daten herangezogen werden. Insbesondere für das PCB 180 kann der hohe Medianwert mit den verfügbaren Daten nicht geklärt werden. Desweiteren ist die Datengrundlage für die marinen Ökosysteme im POP-Dioxin-Informationssystem auszubauen, mit dem Ziel der Ableitung von Kongenerenmuster für das Meereswasser.

7.3.8 Referenzprofil Stoffe, Zubereitungen, Erzeugnisse

Mit einem Exkurs in den Bereich der Technosphäre soll auf einen Bereich aufmerksam gemacht werden, der zu Kontaminationen bei dem unsachgemäßen Gebrauch von PCB-haltigen Ölen führt. Sieben Proben zu Altölen und Trafoölen untersuchte Frerichs (2002).

Anlass dieser Untersuchung war ein Untersuchungsprogramm zu coplanaren PCBs in Hamburger Böden. In diesem Vorhaben zeigte eine Altölprobe, dass die PCDD/F in nur geringem Gehalt vorlagen, die PCBs dagegen hohe Werte aufwiesen. Da die Entsorgung von Transformatorenölen, aber auch von Altölgemischen sich in einigen Fällen einer unsachgemäßen Entsorgung entziehen, soll mit den in Abbildung 7-22 und 7-23 dargestellten Kongenerenprofilen ein Eindruck von der Verteilung der Anteile der sechs Indikator-PCBs dargestellt werden.

Dieses Profil war eine Grundlage für die Erkennung von Verunreinigung in Futtermitteln, die Anfang des Jahres 2011 zu einem Lebensmittelskandal (Einemischung von technischen Fettsäuren in die Futtermittelkette) führten. Referenzprofile dienen entweder als Ausschlusskriterium für eine mögliche Quelle oder führen zu einer möglichen Ursache für die Verunreinigung im Futter- und Lebensmittelpfad.

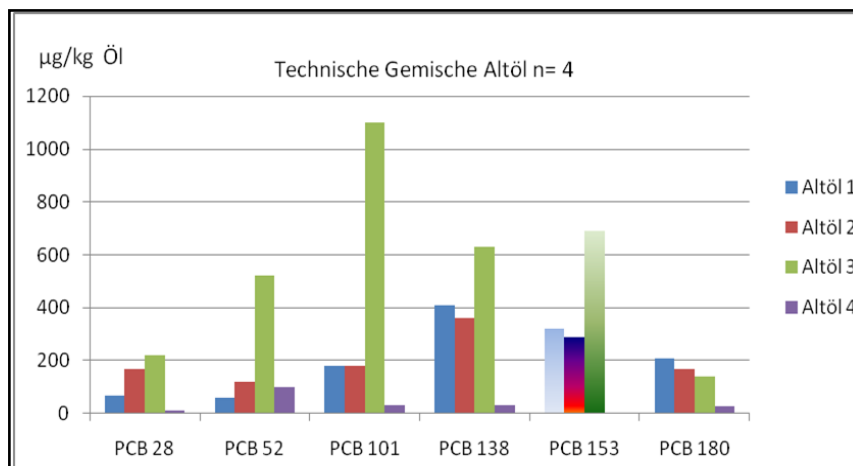


Abbildung 7-22: Kongenerenprofil von vier Altölproben
Quelle: Frerichs (2002)

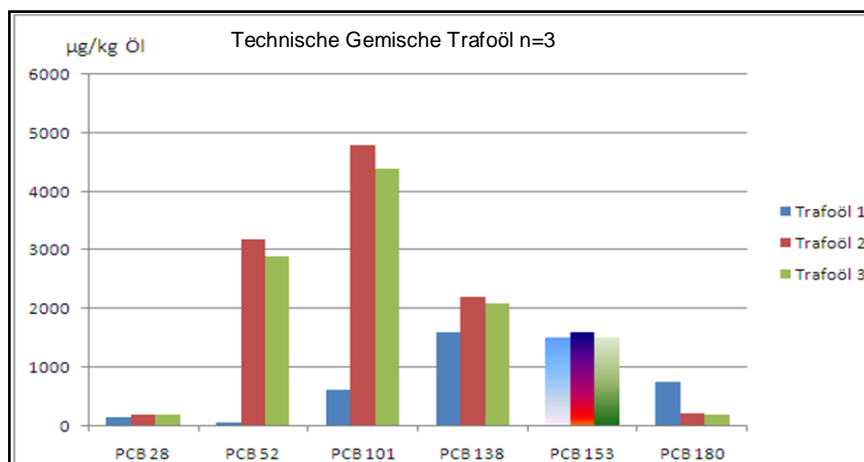


Abbildung 7-23: Kongeneren-Profil von drei Trafoölproben
Quelle: Frerichs (2002)

Die Kongenerenprofile für Altöl und Trafoöl sind sehr heterogen und unterscheiden sich in der Größenordnung um das drei- bis fünffache der PCB-Einzelkongenere. Bei zwei Proben der Transformatorenöle überwiegen die PCB 52 und 101, während bei Altölen PCB 138 und 153 die höheren Anteile aufweisen. Laut Projektbericht handelt es sich bei den Altölen um eine Mischung gebrauchter Öle verschiedener Herkunft, die unterschiedlichster thermischer Belastungen ausgesetzt waren. Des Weiteren können diese Öle zusätzlich Lösungsmittel enthalten, die zu einer Verschiebung der Gehalte einzelner Kongenere führen. Die Kongenerenprofile der technischen Produkte, Zubereitungen und Erzeugnisse könnten somit zur Ursachenaufklärung von Neueinträgen in die Umwelt beitragen.

7.3.9 Ausblick zu weiteren Referenzprofilen

Das POP-Dioxin-Informationssystem enthält weitere Kompartimente, die insbesondere den Pfad zur Belastung des Menschen abbilden. Innenraumluft, Stäube an Arbeitsplätzen und die Aufnahme von PCBs über Lebensmittel sind wichtige Prädiktoren zur Quantifizierung der Exposition des Menschen.

Eine Studie des Bundesinstituts für Risikobewertung (Schwarz et al. 2010) untersucht diesen Pfad zur Beurteilung von gesundheitlichen Risiken von Stoffen, die über Lebensmittel und andere Quellen aufgenommen werden. Eine Grundlage sind die im POP-Dioxin-Informationssystem vorliegenden Daten aus dem Lebensmittelmonitoring der Länder. Durch die Kombination von Verzehrgewohnheiten der deutschen Bevölkerung mit den Daten zu Kontaminationen in Lebensmitteln konnte die Gruppe der Fisch- und Milchprodukte identifiziert werden, die zur Exposition mit PCBs beitragen. Für den Durchschnittsverzehrer ergibt sich eine tägliche Aufnahme für die ndl-PCBs von 15 bis 21,7 ng/kg KG. Der TDI-Wert der WHO (20 ng/kg KG und Tag) wird damit bereits zu 75 bis 109 % ausgeschöpft. Einschränkend weist die Studie darauf hin, dass die vorgenommene Expositionsschätzung für PCBs mit größeren Unsicherheiten behaftet und als vorläufig zu betrachten ist.

Weitere Expositionspfade für den Menschen über Arbeitsplatzbelastungen und des Wohn- und Aufenthaltsumfeldes (Innenraumluft) sind durch Studien und aktuelle Ereignisse (NRW 2010, online zitiert) relevant. Der Ausbau des Datenbestandes im POP-Dioxin-Informationssystem in Richtung dieser Expositionspfade würde den fachlichen Wert dieser Datenbasis erhöhen. Mit diesem Ansatz der Integration von Umweltdaten im Kontext der menschlichen Exposition schließt sich der Kreis einer integrierten Pfadbetrachtung für eine Stoffgruppe, die persistent und bioakkumulierend auch für den Menschen ein Risiko darstellen kann. Die in Anhang J aufgeführten Referenzwerte für PCB in Vollblut (UBA, 2009b) belegen die altersabhängige Bioakkumulation von hoch chlorierten PCBs.

8 BILANZIERUNG – STOFFFLUSS – EINTRAG – AUSTRAG - QUELLEN-SENKEN

Für eine Bilanzierung ist eine Reduzierung der realen Komplexität auf quantitativ bestimmbare Größen notwendig. Aus naturwissenschaftlicher Sicht werden hierzu begründete Konventionen angewandt. Dazu findet eine Zerlegung in „operationale“ Kompartimente mit der Ableitung von Referenzprofilen statt, um die Umwelt als Ganzes in ihrer Komplexität aufzulösen. Bei nicht ausreichender Anzahl der Daten und deren Qualität ist es schwierig, eine Aussage zum Anteil der einzelnen Kompartimente für eine Gesamtbilanz zu berechnen.

Der methodische Ansatz für die Bilanzierung unterzieht sich einem iterativen Prozess. Für die PCBs werden die seit 1930 produzierten Mengen, deren Verbrauch in Deutschland sowie deren Entsorgung herangezogen. Daran schließt sich die Bewertung der Daten aus den verschiedenen Emissionsquellen an, die einerseits diffusen aber auch punktförmigen Charakter tragen. Die Referenz-Kongenerenprofile dienen der Berechnung des prozentualen Anteils des PCB 153 in der Umwelt.

Stoffflüsse von PCBs unterliegen verschiedenen Transformations- und Translokalisationsprozessen. Eine Umweltbilanz sollte daher auch die Veränderungen und Umsetzungen der Phasen Feststoffe, Wasser und Luft berücksichtigen. Advektion/Diffusion, Adsorption/Desorption, Absorption/Volatilisation, Bioakkumulation und Abbau sind Prozesse die für die Quantifizierung, Bilanzierung und statistische Vorhersage von Transfer und Verlagerung von einem Umweltkompartiment in das andere bedeutend sind (Abbildung 6-1). Der Vektor des weiträumigen Transports, beeinflusst durch die atmosphärische Zirkulation von pedogenen Stäuben, verursacht noch Jahrzehnte nach einem Verbot von PCBs einen Eintrag in die Atmosphäre, Hydrosphäre, Pedosphäre und Biosphäre.

Eine Bilanz geht von bestimmten Grundannahmen und Konventionen aus. Sie ist eine Gratwanderung zwischen wissenschaftlicher Detailtreue und der Notwendigkeit der Generalisierung und Abstraktion für allgemeingültige Aussagen. Für die Bilanzierung stehen nicht die feinstrukturellen Unterschiede der Anreicherung von PCBs in der Umwelt im Fokus, sondern der Blick auf die Gehalte/Konzentrationen der einzelnen Medien, um mögliche Quellen- und Senkenfunktionen abzuleiten. Ein Abbild aller tatsächlich verlaufenden Stoffflüsse ist nur in den Grenzen der derzeit verfügbaren Daten und Informationen und des Wissensstandes möglich. Mit den heute bekannten Daten und Fakten generiert eine Bilanzierung Bewertungswissen, was wiederum Anlass gibt, spezifische funktionale Zusammenhänge detaillierter zu betrachten.

Die vorgelegten Ableitungen der Input- und Outputgrößen von PCB 153 basieren auf dem derzeit verfügbaren Datenbestand aus der Umweltbeobachtung sowie sozio-ökonomischer Daten. Auf wesentliche Einflussfaktoren wie Emissionen und Re-Immissionen sowie physico-chemische und ökotoxikologische Transformationsprozesse, wird an gegebener Stelle hingewiesen. Der Bilanzierungsansatz verfolgt ein mehrstufiges Vorgehen. Die Anwendung von Netzdiagrammen vergleicht die prozentualen Anteile der

Medianwerte von Kompartimenten, die in einer direkten Beziehung stehen. Diese Methodik ermöglicht die Mustererkennung von PCB-Anteile im Hinblick auf Kongruenz oder Verschiebung.

Ausgehend von den Produktions-, Verbrauchs- und Emissionsmengen zu PCB 153 sowie möglicher punktförmiger und diffuser Quellen (Teilmodell 1), wird über den Pfad Luft der Eintrag in Biota, Boden und Sediment quantifiziert (Teilmodell 2). Der Einfluss der Klärschlämme als Quelle des Eintrags in landwirtschaftliche und gärtnerisch genutzte Böden untersucht Teilmodell 3. Eine Bewertung der Eintragsfrachten in aquatische Ökosysteme findet durch Quantifizierung der Gehalte von PCB 153 im Sediment und dem biologischen Indikator Fisch statt (Teilmodell 4). Aus den vier Teilmodellen wird ein Gesamtmodell für die Stoffflüsse an PCB 153 diskutiert und prozentuale sowie mengenmäßige Anteile berechnet. Re-Mobilisierungen von PCB 153 aus der Technosphäre (Altlasten, Abfälle, Produkte, Erzeugnisse) werden im Kontext möglicher Quellen und Senken betrachtet und geben einen Ausblick auf die vorhandenen Fehlstellen und Unsicherheiten bei der Erstellung einer Bilanz.

8.1 Produktions-, Verbrauchs- und Emissionsmengen von PCBs (Teilmodell 1)

Ab 1930 betrug die Produktionsmenge von PCBs weltweit mehr als 1,3 Mio. t. Die Verbrauchsmengen für Westdeutschland lagen von 1930 bis 1983 bei 83.000 t, von denen 72.500 t im Inland verblieben. Ostdeutschland verbrauchte von 1955 bis 1985 20.000 t mit einem inländischen Verbleib von 12.300 t für die Verarbeitung in technischen Produkten (Abbildung 8-1). Eine Aufteilung nach niedrig und hoch chlorierten PCBs in den verschiedenen Produkten ist nicht möglich, da PCBs vorwiegend in technischen Mischungen mit anderen Stoffen eingesetzt wurden (Anhang E 4 und E 5).

Von den insgesamt in Deutschland 103.000 t verbrauchten PCBs sind nach einer Bilanz von Balzer et al. (1987) mehr als 80 % in Deutschland sachgerecht entsorgt worden. Somit wären ca. 20.600 t in der Umwelt in geschlossenen Kreisläufen noch vorhanden.

Zehn Jahre später unterziehen Detzel et al. (1998) die Produktions- und Anwendungsgebiete von PCBs einer kritischen Reflektion. Die Analyse detaillierter Stoffströme von PCBs für West- und Ostdeutschland sowie für das gesamte Bundesgebiet lässt eine Quantifizierung nach offenen und geschlossenen Systemen zu. Die Studie kommt zu dem Schluss, dass „...offene und geschlossene Anwendungen mit großer Wahrscheinlichkeit die nach wie vor mit Abstand die relevantesten Quellen für luftgetragene PCB-Emissionen...“ darstellen (Detzel et al. 1998: 29).

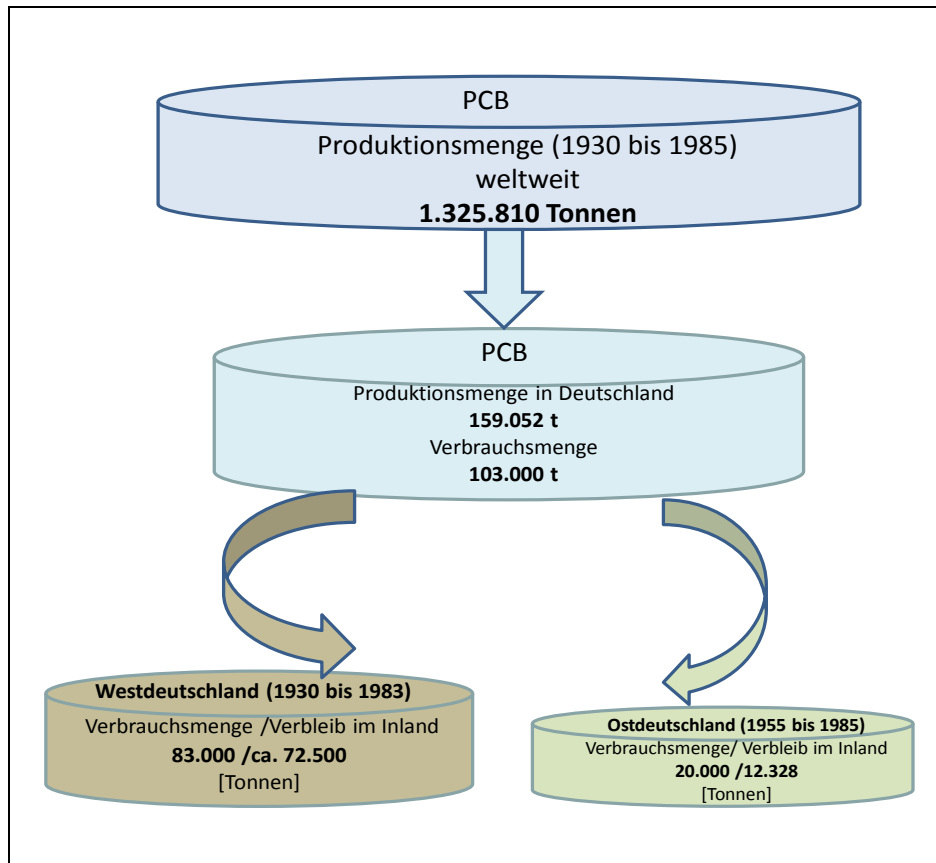


Abbildung 8-1: Produktions- und Verbrauchsmengen von PCBs in Deutschland
 Quelle: Balzer & Rauhut, 1987; de Voogt et al. 1989; Hillejan & Schaaffhausen, 1990; Schaaffhausen & Gramenz, 1993

Die von der OSPAR-Kommission im Jahre 2000 erarbeitete Liste zu Substanzen, die PCBs enthalten sowie eine mengenmäßige Schätzung von Beiprodukten mit PCBs (Tabelle 6-2), stützt diese Hypothese. Darüber hinaus identifizierte OSPAR (2007) „hot spots“, die zu weiteren Einträgen aus offenen Systemen zum Beispiel über Landverfüllungen und Re-Emissionen aus Deponien führen (Tabelle 6-3).

Das Verbot zur Herstellung von PCBs führte zu einem offensichtlichen Rückgang der Emissionen ab 1991 auf weniger als 200 kg/Jahr für PCB 153. Grundlage dieser Aussage sind die durch das EMEP-Projekt (Breivik, 2002a) modellierten jährlichen kongenerspezifischen Verbrauchsmengen der europäischen Staaten, korreliert mit den Emissionen in die Luft. Abbildung 8-2 zeigt den zeitlichen Verlauf der für Deutschland berechneten Mengen von PCB 153 im jährlichen Produktionsprozess (1930 bis 1993) bzw. als Emissionsszenario bis 2000. Produktionsmengen von 600 kg PCB 153 /Jahr von 1991 bis 1993 (trotz Verbotsverordnung ab 1989) lassen vermuten, dass PCBs in Beiprodukten in die Produktionskennzahlen eingingen.

Nach Karl et al. (2010) betragen seit 2004 die berechneten PCB-Emissionen 200 kg/Jahr mit leicht steigender Tendenz (Abbildung 6-7). Diesen Berechnungen liegen Emissionsfaktoren zugrunde, die für die Sektoren der Metallgewinnung und Verarbeitung, für Kleinf Feuerungs- und Großfeuerungsanlagen der Industrie sowie für die Energieversorgung abgeleitet wurden. Vergleicht man die Emissionswerte mit PCB 153 so ergeben sich für die Jahre 1990, 1995 und 2000 folgende Emissionsmengen in kg/Jahr (Tabelle 8-1):

Tabelle 8-1: Berechnung von PCB-Emissionen für die Jahre 1990, 1995 und 2000 für Deutschland

Datenquelle	Jahre		
	1990	1995	2000
Karl et al. 2010, Gesamt-PCB in kg/Jahr	1.800	1.500	1.000
Breivik, 2002a, Gesamt-PCB ¹ in kg/Jahr	3.912	1.929	944
Breivik, 2002a, PCB 153 in kg/Jahr	121	79	32

Die Überschätzungen in den Jahren 1990 und 1995 durch Breivik (2002a) könnten durch die Gesamtsummen der PCBs (siehe Fußnote) bedingt sein. Letztendlich zeigt das Jahr 2000 eine gute Übereinstimmung der Emissionsdaten für die Gesamt-PCBs. Die Emissionen für PCB 153 von 121 kg/Jahr (1990), über 79 kg/Jahr (1995) bis zum Jahr 2000 mit 32 kg/Jahr für Deutschland geben einen Anhaltspunkt für die Erstellung einer Bilanz des PCB 153 in der Umwelt.

Auf der Basis der Werte des Emissionsregisters ePRTR betragen die PCB-Eintragsmengen seit 1990 circa 18 kg / Jahr. Diese Diskrepanz in den Emissionszahlen könnte durch die Meldepflicht der Einträge ab 0,1 kg/Jahr in die Kompartimente Boden, Wasser, Luft entstehen. Nach Detzel et al. (1998) ist sehr wahrscheinlich, dass diffuse Eintragsquellen aus offenen und geschlossenen Anwendungen diesen jährlichen Anteil erhöhen.

Anwendungen geben Anlass, dass auch noch heute PCBs aus Produkten emittieren, die (noch) nicht vollständig dem Wirtschaftskreislauf entzogen sind. Beispiele sind:

- Biodiesel, Diesel, Hydrauliköle
- Transformatorenöle und Imprägnieröle für Kondensatoren
- Kontaminierte Mineralöle
- Dispergier-, Imprägnier- und Stabilitätsmittel
- Weichmacher
- Formulierungsmittel für Pestizide (Anwendung nur in Westdeutschland)
- Trägersubstanzen von Insektiziden
- Durchschreib- und Recyclingpapier (z.B. Toilettenpapier)
- Doppelverglasungen und Anwendungen in der optischen Industrie
- Kabelummantelungen
- Farbpigmente in Anstrichen und Farben von Häusern und Wirtschaftseinrichtungen (Ställe)
- Bauprodukte im Sinne von dauerelastischen Fugenmaterialien (Disulfidharze)
- Imprägnierte Naturbindegarne.

¹ Summe PCB 5, 8, 18, 28, 31, 52, 70, 90, 101, 105, 110, 118, 123, 132, 138, 149, 153, 160, 180, 194, 199

T /Jahr

Zeitlicher Verlauf der Produktion und Emission von PCB 153 in Tonnen für Deutschland

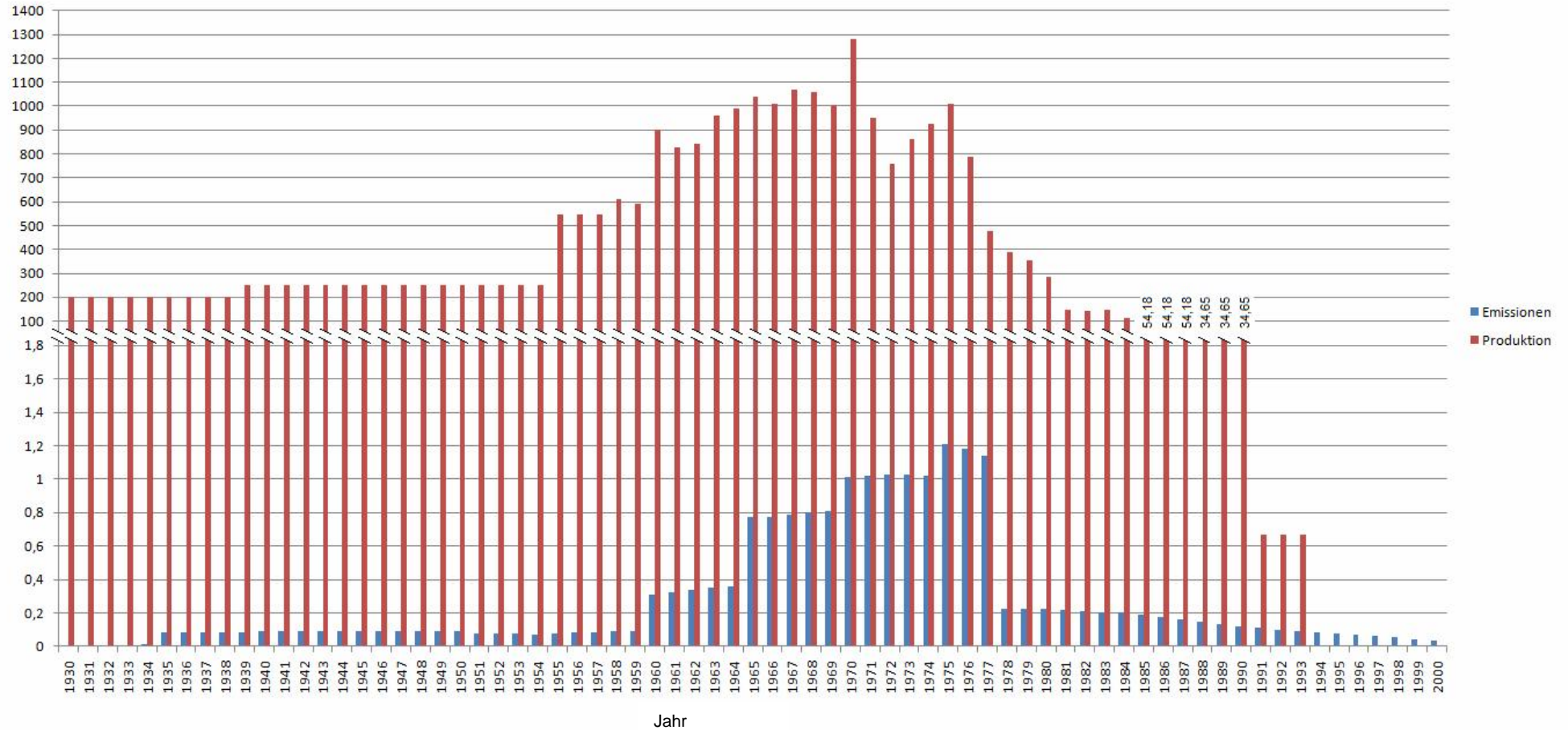


Abbildung 8-2: Zeitlicher Verlauf der PCB 153 Produktion und Emission in Tonnen pro Jahr
 Quelle: Breivik 2002a

Verändernde wirtschaftliche und klimatische Randbedingungen induzieren weitere Potentiale von Emissionen, die für eine Bilanz von Bedeutung sind:

- Verkehrswege und Schwerlastverkehr durch möglichen Asphaltbruch
- Schiffsdieselemissionen auf Werften und auf See
- Weltweite brennende Kohleflöze und Holzhalde, Torfbrände
- Hausbrand vorwiegend durch Holzfeuerung
- Re-Emissionen aus dem Boden über den Eintrag von „alten“ Pflanzenschutzmitteln
- Re-Emissionen über Volatilisation aus Boden und Wasser durch Zunahme der Bodentemperaturen
- Stürme und Überschwemmungen mit auffälligen Verlagerungsprozessen für Böden und Sedimente
- Atmosphärische Zirkulation zur weiträumigen Verwehung pedogener Stäube

Diffuse Einträge über Abfall- und urbane Abwasserströme sind nach Welker (2004), Friedrich (2005), Basler (2009) und Karl et al. (2010) auch heute noch relevant und verlangsamen den Rückgang an Emissionen in die Atmosphäre. Abfallströme zwischen den verschiedenen europäischen Staaten mit Relevanz zu PCBs können die Belastungssituation verstärken. Entsprechend der vier Abfallarten, klassifiziert nach dem Europäischen Abfallverzeichnis:

- Isolier- und Wärmeübertragungsöle, die PCB enthalten
- PCB-haltige Hydraulikölabfälle
- Transformatoren und Kondensatoren, die PCB enthalten
- Bau- und Abbruchabfälle, die PCB enthalten

tragen grenzüberschreitende Verlagerungsprozesse von Abfällen zu möglichen Aus- und Einträgen in die Umwelt bei. Die Zerstörung, Rückgewinnung und Deponierung (Dauerlagerung) von PCB-haltigen Bau- und Abbruchabfällen sowie die Wiederauslagerung von unter Tage bereits deponierten Geräten (Trafos, Kondensatoren) führen auf der Zeitachse zu neuen Quellen. (Anhang E, Tabelle E 5).

Eine Quantifizierung der PCBs aus diesen Angaben ist nicht oder nur in Einzelfällen möglich (Hoffmeister et al. 2011). Sollten diese Abfälle für einen weiteren Anwendungsbereich bestimmt sein, so greifen beispielsweise Versatz- und Abfallverordnung (Anhang C). Arbeitsprozesse führen zu Freisetzungen über den Luftpfad- und /oder Wasserpfad und prägen regionale „hot spot“ Belastungen aus. Beispielhaft kann dies auftreten bei:

- Unsachgemäßer Dekontamination in Entsorgungsfirmen und Deponierung
- Arbeiten zu kontaminiertem Bodenaushub
- Verbringung von Baggergut aus Flüssen und Seen an Uferstreifen
- Aufbringen von Bodenverbesserungsmitteln, die PCBs enthalten
- Unsachgemäßer Entsorgung von PCB-haltigen Bau- und Abbruchabfällen
- Leckagen von Transformatoren und Kondensatoren von Maschinen des Untertage-Bergbaus.

Diese Faktoren und Einflussgrößen lassen eine prognostische jährliche Quantifizierung der Emissionen zu PCB 153 nur auf Basis von Annahmen zu. Nimmt man den Emissionswert von Karl et al. (2010) von einer Tonne / Jahr für den Gesamt PCB-Eintrag für das Berechnungsjahr 2000 (Berechnung aus Emissionsfaktoren) und stellt diesen Wert den Annahmen von Breivik (2002a) gegenüber, so könnte man von jährlich einer Tonne pro Jahr PCB (Gesamtsumme) ausgehen. Die berechneten 32 kg/Jahr PCB 153 - Emissionen für 2000 wären rein rechnerisch für den Ansatz des jährlichen Eintrags ab 2000 hinreichend. Die beschriebenen Unsicherheiten bei diesem Ansatz sind eingangs beschrieben.

8.2 Luft als Transportmedium für den Eintrag in Biota, Boden und Sediment (Teilmodell 2)

Das Kompartiment Luft ist das wichtigste Transportmedium für die weiträumige Verbreitung von PCBs. PCBs liegen gasförmig oder partikelgebunden in der Luft vor. Für die Verteilung zwischen Gas- und Partikelphase sind der Aerosolgehalt der Luft, die Aerosoloberfläche und die Lufttemperatur von Bedeutung. Eine Durchmischung der aus verschiedenen Quellen eingetragenen Kongenere steht in Abhängigkeit von meteorologischen Einflussgrößen wie Windgeschwindigkeit, Niederschlag und Luftfeuchte. Für Depositionen haben die Partikelgröße und die Rauigkeit der Depositionsoberfläche einen bedeutenden Einfluss.

Die physico-chemischen Eigenschaften der Einzelkongenere beeinflussen in starkem Maße das Verhalten von Kongeneren. In der Gasphase sind niedrig chlorierte PCBs einem Abbau über die Reaktion mit OH-Radikalen sowie einer Absorption durch Pflanzenoberflächen und organischen Bodenbestandteile zugänglich. Damit besteht eine Abhängigkeit von der Vegetation (Akkan et al. 2004).

Für partikelgebundene Depositionen findet der Transfer über die trockene Deposition statt; als Sedimentationsprozess für größere Partikel, durch Anlagerung auf Depositionsoberflächen für kleinere Partikel. Nasse Depositionen gehen über Niederschlag, Schnee und Nebel in andere Kompartimente über. Durch Verwirbelungen und Luftturbulenzen können diese Depositionen wiederum reaktiviert werden. Diese Prozesse führen jedoch zu keiner höheren Anreicherung, da es sich um Umlagerungen von Bodenmaterial handelt und damit bilanzneutral sind (Knappe et al. 2008).

Abbildung 8-3 gibt einen Überblick zur prozentualen Verteilung der sechs Einzelkongenere am Gesamt-PCB für Immission und Deposition. Der hohe Anteil der niedrig chlorierten atmosphärischen Immissionskonzentration für PCB 28 und PCB 52 (jeweils 22 % bzw. 19 %) steht dem geringfügig abnehmenden %-Anteil der hoch chlorierten PCBs gegenüber. PCB 180 mit weniger als 7 % am Gesamtgehalt weist den niedrigsten Wert auf. Mit einem prozentualen Anteil von knapp 19 % liegt PCB 153 für die Immission um einen Faktor 1,5 niedriger gegenüber der Deposition.

Für die Gesamtdeposition verändern sich die Anteile in gegenläufiger Richtung. Das Verhältnis verschiebt sich zugunsten der höher chlorierten PCB 138 und PCB 153. Die niedrig chlorierten Anteile unterschreiten die Depositionsanteile von PCB 52 und 101

deutlich. Für PCB 28 sind die Anteile der trockenen Deposition und der Immissionskonzentration auf einem ähnlichen Niveau.

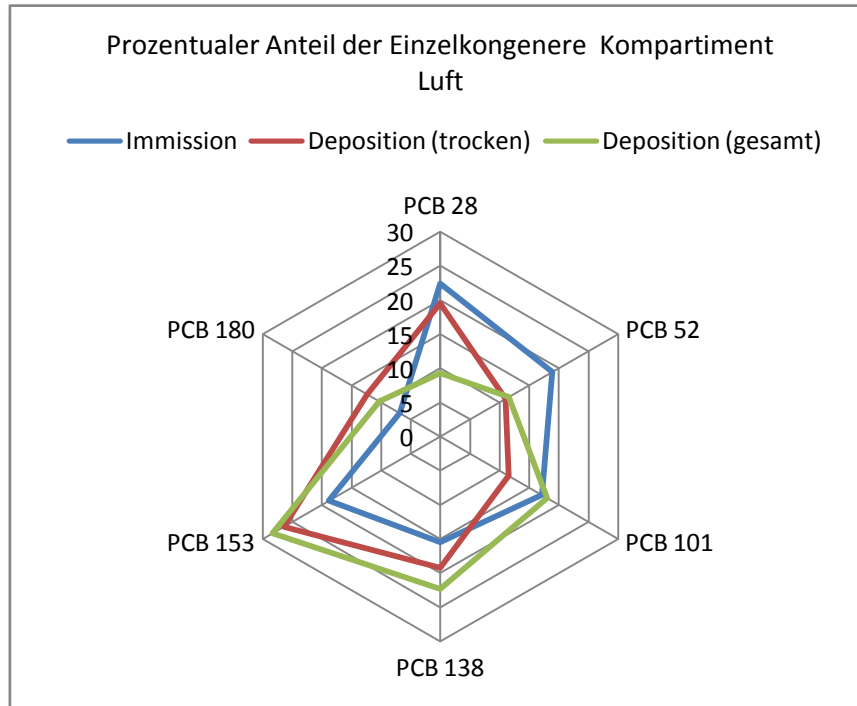


Abbildung 8-3: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt der Immission und Deposition

Diese Tendenz setzt sich für das Kompartiment pflanzliche Biota (Abbildung 8-4) fort. Der deutliche Peak bei allen drei biotischen Indikatoren für das hoch chlorierte PCB 153 prägt sich mit 30 bis 37 % am Gesamtanteil sehr gut heraus. Die Übereinstimmung der Kongenerenanteile an dem Gesamt-PCB ist ein Beleg für Abbauprozesse niedrig chlorierter PCBs mit OH-Radikalen und der Anreicherung von höher chlorierten PCBs auf pflanzlichen Indikatoren.

PCB 153 weist den höchsten Anteil (zwischen 30 bis 40 %) für alle drei untersuchten pflanzlichen Bioindikatoren auf. Dies ist ein Beleg für den Verlagerungs- und Transformationsprozess zur Anlagerung der PCB-haltigen Partikel auf Depositionsoberflächen pflanzlicher Kompartimente. Der Transfer aus der Atmosphäre findet über den „Umbau“ des Depositionsmusters zum Bioindikator statt.

Ergänzt man diese Abbildung durch die Auswertung des tierischen Indikators Wanderfalkeneier (Abbildung 8-5), liegt die Gesamtsumme der Anteile der hoch chlorierten PCB 138, 153 und 180 bei fast 99 %. Die niedrig chlorierten PCB 28, 52 und 101 nehmen einen Anteil von weniger als 0,5 % ein. Ein Grund für dieses Verteilungsmuster liegt in dem Ernährungsverhalten. Wanderfalken ernähren sich fast ausschließlich von kleinen und mittelgroßen Vögeln, die auf der Trophiestufe im oberen Bereich stehen. Dieses Nahrungsverhalten lässt darauf schließen, dass weitere Vogelarten erhebliche Anteile von hoch chlorierten PCBs aufweisen. Das Akkumulationsverhalten des PCB 180 kann als Indikator für die Stellung von Lebewesen in der Nahrungskette gelten.

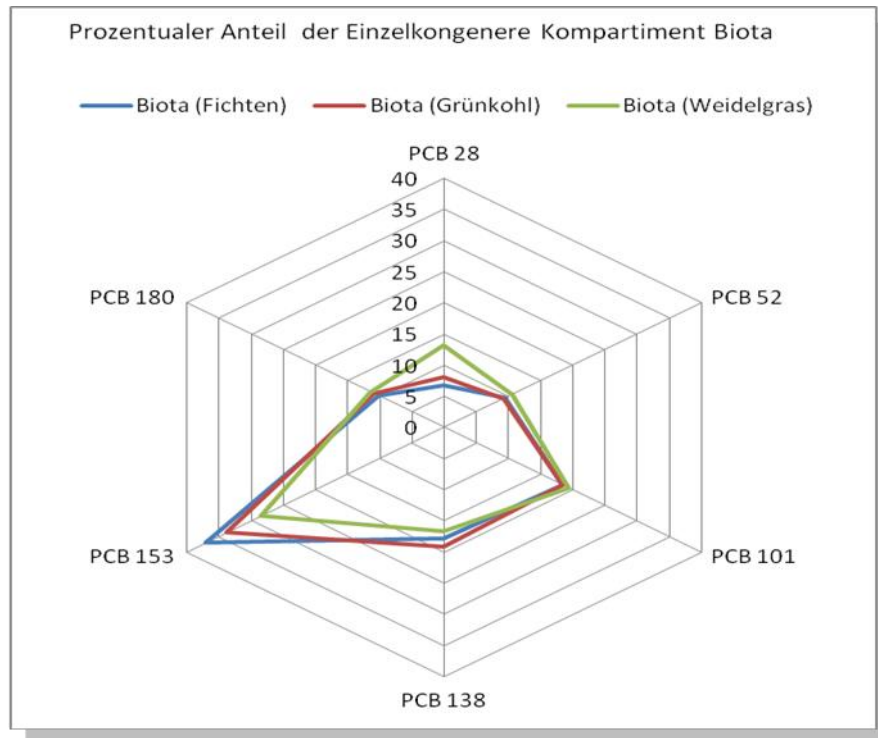


Abbildung 8-4: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt der pflanzlichen Biota

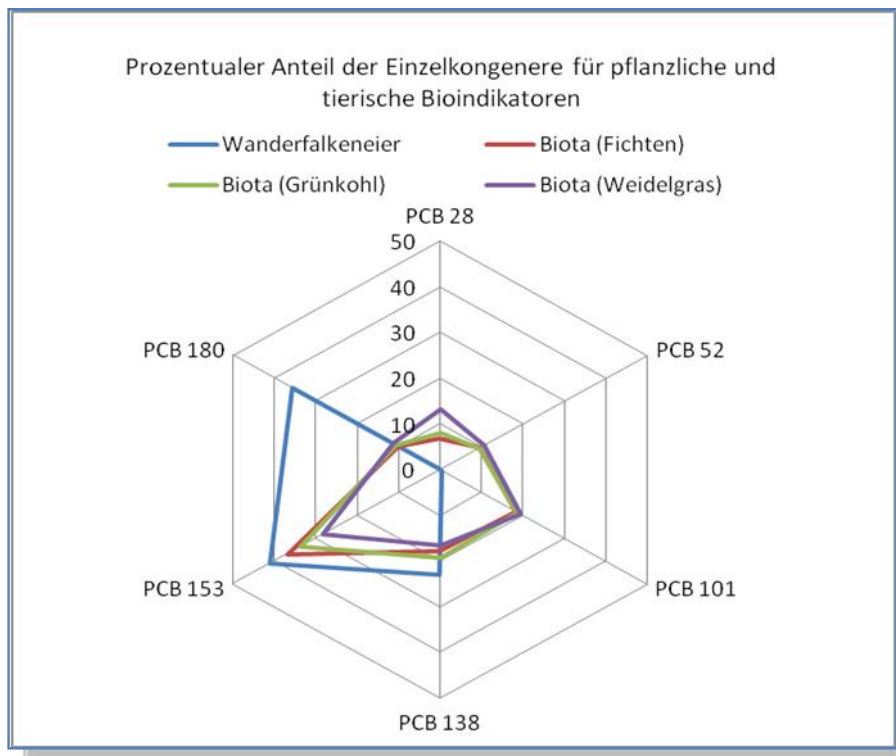


Abbildung 8-5: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt der pflanzlichen und tierischen Biotindikatoren

Die Deposition ist ein Haupteintragspfad für die Stofffrachten in Böden unterschiedlicher Nutzung. Landwirtschaftliche Aktivitäten, Starkregen und Erosionsvorgänge verursachen eine Verteilung der PCBs in tiefere Bodenhorizonte. PCBs werden im Boden nur sehr langsam abgebaut, dagegen ist die irreversible Bindung an Partikel eine bedeutende Senke. Je höher der Gehalt des organischen Kohlenstoffs in Bodenpartikeln ist, desto höher ist die Sorptionskapazität und die Retention der Schadstoffe (Meijer et al. 2003; Grimalt et al. 2004). Böden mit einem hohen organischen Kohlenstoffgehalt können höher chlorierte PCBs besser akkumulieren. Damit werden sie für eine relativ lange Zeit aus dem globalen Kreislauf entzogen (Sweetman & Jones, 2000).

Diese Vorgänge verstärken die Eigenschaft des Bodens als Senke zu fungieren und verhindern eine Re-Emission in die Atmosphäre. Jedoch wird angenommen, dass mit zunehmender Erwärmung von Böden eine Re-Emission (Volatilisation) stattfinden kann (Ockenden et al. 2003).

Die Akkumulation der höher chlorierten PCBs spiegelt sich in den prozentualen Anteilen der Mediane von PCB 138 und PCB 153 mit mehr als 30 % und für PCB 180 mit 23 % wider. Die niedrig chlorierten PCB 28 und PCB 52 weisen Werte von weniger als 0,2 % am Gesamtgehalt auf. Ergänzt man das Netzdiagramm um die prozentualen Anteile des Sediments am Gesamtgehalt, zeigt sich eine auffallende Kongruenz beider Kompartimentmuster (Abbildung 8-6). Die fast identischen Anteile der PCB 101 (15 %), PCB 138 (30%) und PCB 153 (30 %) unterstreichen die Auswaschungs-, Erosions- und Abtragungsprozessen von Böden in die Vorfluter und der damit verbundene Akkumulationsprozess in das Sediment.

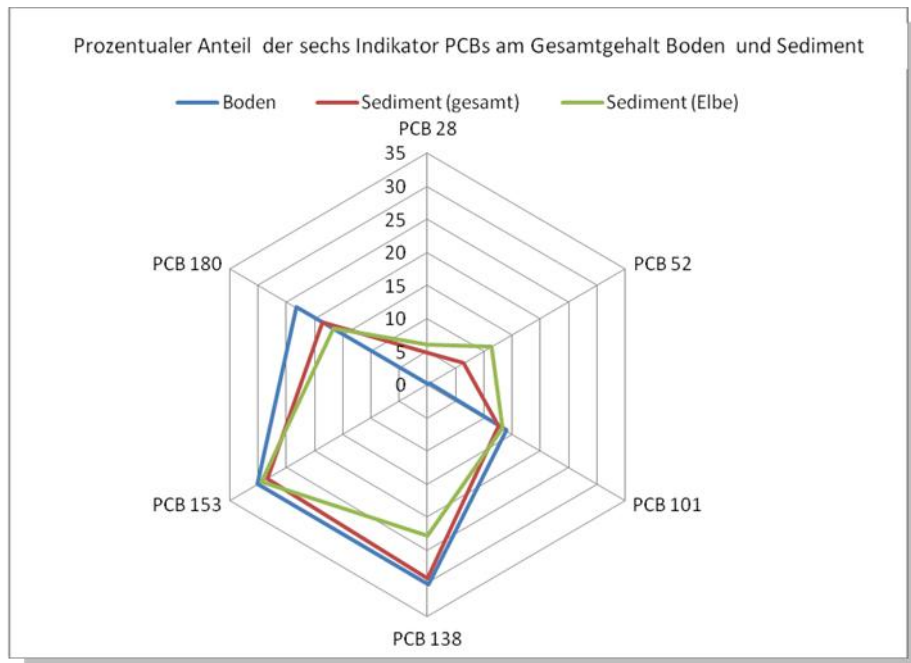


Abbildung 8-6: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt Boden und Sediment

8.3 Boden als Quelle und Senke im Verhältnis zum Eintragspfad Klärschlamm (Teilmodell 3)

Oberböden und Humusaufgaben wirken als Zwischenspeicher von PCBs. Diese werden durch landwirtschaftliche Aktivitäten und klimatische Ereignisse wie Überschwemmungen und Erosion umgelagert und remobilisiert. Mit abnehmenden industriellen Emissionen über den Luftpfad gewinnt der nutzungsbedingte Klärschlamm eintrag auf landwirtschaftliche und gärtnerisch genutzte Flächen zunehmend an Bedeutung. Die Beaufschlagung von Böden mit Klärschlamm führt zu PCB-Belastungen, die durch die Vektoren Raum und Zeit sowie bodenkundliche und nutzungsbedingte Variabilität verstärkt bzw. abgeschwächt werden.

Die Inwertsetzung der prozentualen Anteile der Einzelkongenere von Boden und Klärschlamm zeigt ein fast kongruentes Muster für PCB 101 bis PCB 180. Mit einem nahezu identischen Anteil von 15 % für PCB 101 am Gesamtgehalt für beide Kompartimente, liegt der Anteil für Boden ab dem PCB 138 bis PCB 180 jeweils um 5 % höher gegenüber den Anteilen für Klärschlamm. Für die niedrig chlorierten PCB 28 und 52 beträgt der Anteile für Klärschlamm jeweils 10 %. (Abbildung 8-7).

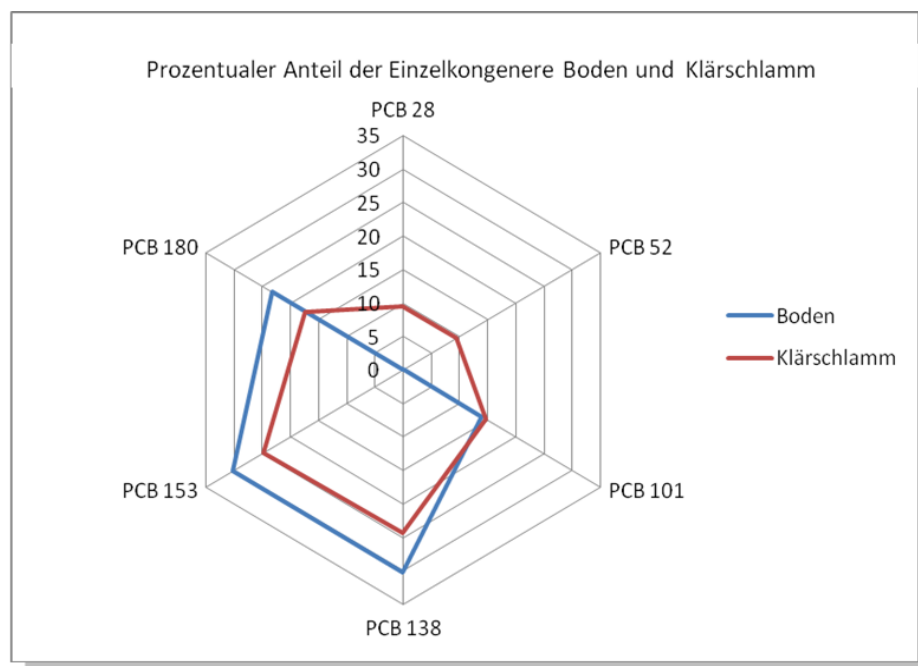


Abbildung 8-7: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt Boden und Klärschlamm

Das für diesen Vergleich berechnete Kongenerenprofil für den Boden beinhaltet alle Nutzungsarten. Von den 3844 Probennahmestandorte sind 1157 Standorte der Nutzungsart Acker zuzuordnen (Abbildung 7-17). Trotz dieser Einschränkungen sind die fast parallel verlaufenden Anteile im Netzdiagramm für das PCB 138, PCB 153 und PCB 180 markant. Inwieweit für die Nutzungsarten Grünland und Wald das Depositionsmuster als der Haupteintragspfad nachgewiesen werden kann, sollte mit einem hinreichenden Datenbestand für die Gesamtdeposition überprüft werden.

8.4 Sedimente und tierische Bioindikatoren (Teilmodell 4)

Sedimente gehören neben den Schwebstoffen und dem Wasserkörper zu den wichtigsten Struktur- und Funktionselementen aquatischer Ökosysteme und bilden die Schnittstelle zwischen partikulären und gelösten Teilen des aquatischen Ökosystems. Sie sind ein Akkumulationsmedium und können als Zwischenspeicher für alle direkt eingebrachten und über die Atmosphäre eingetragenen PCBs charakterisiert werden. Dieses Akkumulationsverhalten bedingt den Entzug von PCBs aus dem Stoffkreislauf für einige Zeit (Senkenfunktion).

Die Herkunft, Menge und Zusammensetzung von Sedimenten sind gewässerspezifisch und werden durch Geologie, Bodennutzung, Urbanisierung, technischer Stand der Klärtechnologie und weitere Faktoren des Wassereinzugsgebiets beeinflusst. Weiterhin haben beispielsweise Jahreszeiten, Nährstoffangebot, Abflussmenge und Witterungsverhältnisse Einfluss auf die chemische und biologische Zusammensetzung der Sedimentationsraten. Die Menge der Schwebstoffe in der Wasserphase spielt eine wichtige Rolle für die Gesamtfracht an organischen und anorganischen Stoffen, da ein signifikanter aber variabler Anteil der Stoffe partikelgebunden transportiert wird. Die Bindung von hydrophoben organischen Stoffen wird dabei im Wesentlichen durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff gesteuert.

Weiterhin stellen Sedimente die unverzichtbare Lebensgrundlage als Habitat von Frischwasser-, ästuarinen und marinen Organismen dar. Die Brasse als Bioindikator, die sich durch Standorttreue auszeichnet, stellt in ihrer Belastung mit PCBs das Bindeglied zwischen Sediment und Transfer in die Nahrungskette her. Aufgrund dieser Verbindung zeigen die prozentualen Anteile der sechs Indikator PCBs am Gesamtgehalt des tierischen Bioindikators Brasse und des Sediment mit der Netzdiagrammmethodik eine ausgeprägte Kongruenz (Abbildung 8-8).

Die auffällig hohen Anteile von PCB 138 und PCB 153 beider Kompartimente mit bis zu 33 % für die Brasse und 29 % für das Sediment bestätigen die Abhängigkeiten in dieser aquatischen Lebensgemeinschaft. PCB 26, 52 und 101 mit prozentualen Anteilen von weniger als 12% spiegeln die Abbauprozesse der niedrig chlorierten PCBs in aquatischen Lebensgemeinschaften wider.

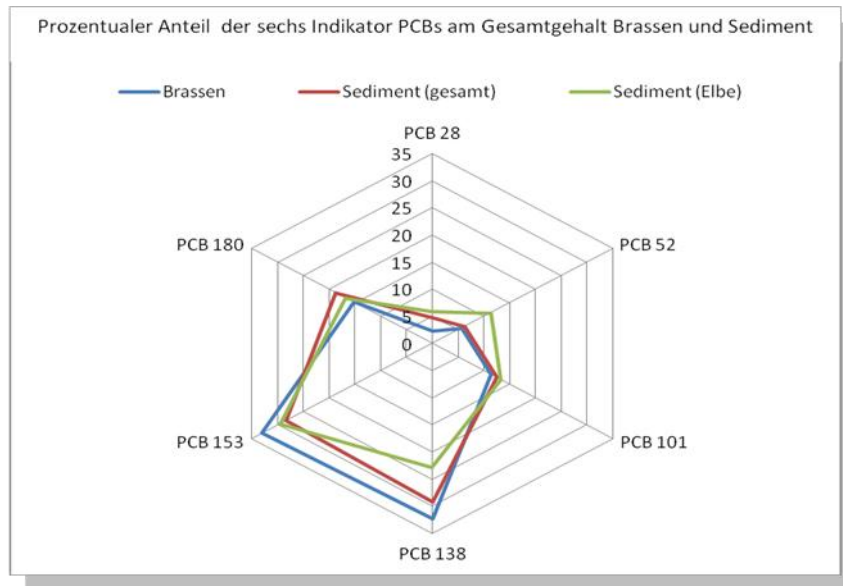


Abbildung 8-8: Prozentualer Anteil der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt Brassens und Sediment

8.5 Gesamtbilanz PCB 153

In den Kapiteln 8.2 bis 8.4 wurden die prozentualen Anteile der PCB-Konzentrationen/Gehalte in den verschiedenen Umweltkompartimenten berechnet. Darauf aufbauend findet eine Betrachtung der Verteilung von PCB 153 mit Blick auf die Erstellung einer Gesamtbilanz statt.

Der methodische Ansatz zur Bilanzierung umfasst drei Schritte:

- In einem ersten Schritt wird auf der Basis der ausgewerteten Daten die prozentuale Verteilung von PCB 153 als „**Status Quo der PCB 153 – Stoffvorräte in der Umwelt**“ dargestellt, ohne Berücksichtigung der Ein- und Austragspfade.
- Im zweiten Schritt erfolgt die Betrachtung von **Ein- und Austragsfrachten über den Luftpfad** (Input versus Output).
- Der dritte Schritt umfasst eine **Interpretation der Anreicherungsprozesse** in den verschiedenen Umweltkompartimenten auf der Grundlage der berechneten Medianwerte.

Diese Vorgehensweise verfolgt das Ziel, Persistenz, Bioakkumulation und Mobilität von Indikator-PCBs in der Umwelt unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Eigenschaften von niedrig- und hochchlorierten Indikator-PCBs zu quantifizieren. Der Bilanzraum bezieht sich auf Deutschland, da die zugrunde liegenden Daten aus deutschen Mess- und Beobachtungsprogrammen stammen (Anhang H). Zu Unsicherheiten bzw. Fehlstellen von Daten und Informationen findet ein Hinweis bei der entsprechenden Bilanzierungsgröße statt. Der Einfluss von sozio-ökonomischen Faktoren wird bei der Betrachtung der Ein- und Austragsfrachten berücksichtigt.

8.5.1 Status Quo der Stoffvorräte von PCB 153 in der Umwelt

Die folgende Auswertungsform ermöglicht eine erste Einordnung der mengenmäßigen Anteile von PCB 153 in den verschiedenen Umweltkompartimenten. Es gelten die prozentualen Anteile von PCB 153, abgeleitet aus den Median-Werten der Referenzkongenerenprofile (Kapitel 7.3). Die Anteile werden auf eine einheitliche Bezugsgröße transformiert und in einem Liniendiagramm dargestellt (Abbildung 8-9). In einer tabellarischen Darstellung (Tabelle 8-2) werden die prozentualen Anteile von PCB 153 in den verschiedenen Umweltkompartimenten den absoluten Gehalte der PCB 153 gegenübergestellt. Diese Auswertung leitet zum zweiten Schritt der Ableitung von Ein- und Austragsfrachten für den Luftpfad über.

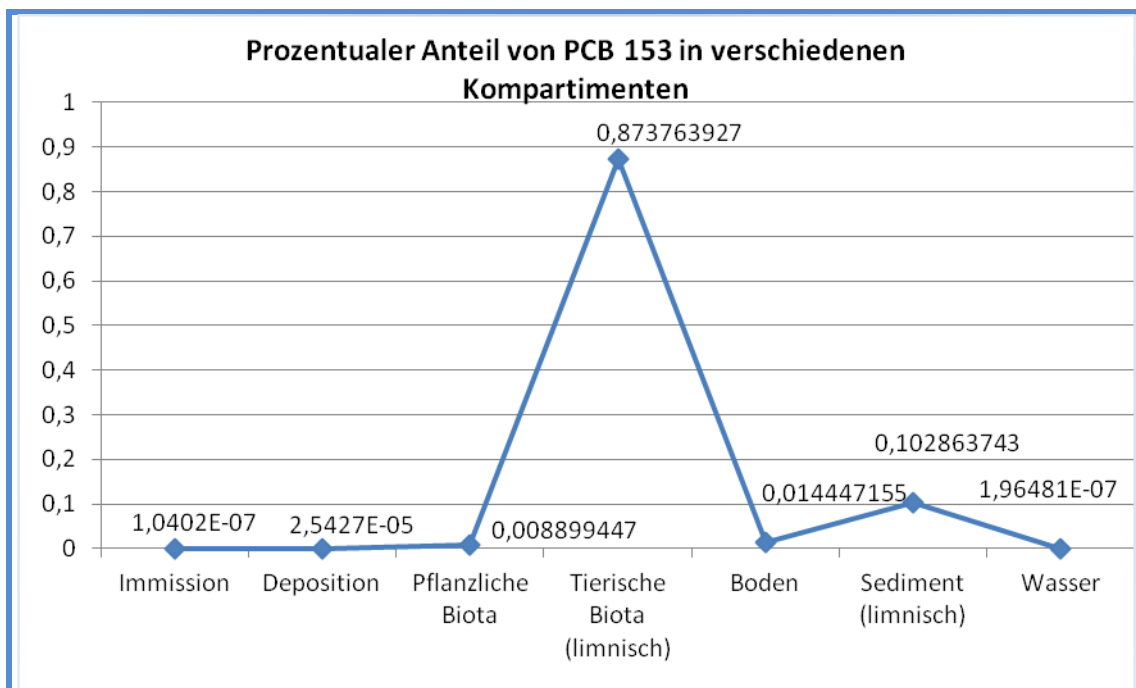


Abbildung 8-9: Prozentualer Anteil von PCB 153 in den verschiedenen Kompartimenten

Tabelle 8-2: Prozentuale Anteile von PCB 153 am Gesamtgehalt von PCB 153 in den verschiedenen Kompartimenten

Kompartiment	Prozentualer Anteil von PCB 153 in den Kompartimenten am PCB-Gesamtgehalt	Gehalte von PCB 153 in µg/kg
Immission	1,0402E-07	0,000009
Deposition	2,5427E-05	0,0022
Pflanzliche Biota	0,008899447	0,77
Boden	0,014447155	1,25
Tierische Biota (limnisch)	0,873763927	75,6
Sediment (limnisch)	0,102863743	8,9
Wasser	1,96481E-07	0,000017

Die Abbildung 8-9 und Tabelle 8-2 belegen das hohe Bioakkumulationspotential von PCB 153 in dem tierischen Bioindikator Brasse für verschiedene limnische Fließgewässer in Deutschland. Diese generalisierte Auswertung deutet auf die Bioakkumulationseigenschaft von PCB in der trophischen Nahrungskette hin. Der erhöhte Anteil von PCB 153 im Sediment im Vergleich zu den anderen Kompartimenten zeigt den direkten Einfluss auf die limnische Nahrungskette. Die Nahrungsgrundlage der Fische wird vorzugsweise aus der Gewässersohle durch Gründeln im Sediment gewonnen. Die Aufnahme von Würmern, Larven, Schnecken und kleinen Muscheln aber auch von Plankton und Pflanzen findet mit dem Einsaugen von Sediment statt und wird über die Kiemenreusen getrennt (Fischlexikon, 2011 online zitiert). Der Pfad Sediment zu Fisch kann anhand der Daten und des Kongenerenmusterprofils (Abbildung 8-8) belegt werden.

Dieser Ansatz der Transformation aller Kompartimente auf ein Bezugssystem ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ohne Berücksichtigung der Bezugsgröße (Frischgewicht versus Trockenmasse) dient der Vergleichbarkeit und soll für weitere wissenschaftliche Auswertungen Anlass sein, das Bewertungsschema zu optimieren.

8.5.2 Eintrags- und Austragsfrachten über den Luftpfad für PCB 153

Die unterschiedlichen Stoffeigenschaften der Indikator-PCBs (Kapitel 4.1 und Anhang E) bewirken unterschiedliche Anreicherungs- und Transformationsmechanismen. Ein Ziel dieser Arbeit ist die Integration von Daten in ein Gesamtbewertungssystem. Im Kapitel 8 sind diejenigen Kompartimente in Beziehung gesetzt, die in einem direkten Zusammenhang stehen und eine Transformation von niedrig chlorierten zu höher chlorierten PCBs deutlich machen. Tabelle 8-3 zeigt in einer Gegenüberstellung die einzelkongenerspezifischen Median - Konzentrationen im Kompartiment Luft.

Tabelle 8-3: Gegenüberstellung der Konzentrationen von Einzelkongeneren im Kompartiment Luft

	Immission (ng/m^3) Hintergrund n=281	Immission (ng/m^3) alle Proben n=443	Deposition $\text{ng}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (trocken) n=194	Deposition $\text{ng}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (nass) n=134	Deposition $\text{ng}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (gesamt) n=117
PCB 28	0,013	0,014	2,30	0,099	0,72
PCB 52	0,011	0,011	1,31	0,053	0,9
PCB 101	0,01	0,01	1,37	0,067	1,4
PCB 138	0,009	0,008	2,29	0,113	1,73
PCB 153	0,011	0,009	3,15	0,073	2,2
PCB 180	0,004	0,003	1,48	0,062	0,8
Σ 6 PCBs	0,058	0,055	11,90	0,467	7,75

Die Atmosphäre spielt eine wichtige Rolle bezüglich des Einflusses von PCBs auf terrestrische und aquatische Ökosysteme. Sie ist ein wesentlicher Vektor für den Eintrag von PCBs in die Nahrungskette und letztendlich in den Menschen. Ein im übertragenen Sinne stattfindendes Recycling von PCBs betrifft die Re-Emissionen aus Punktquellen (z.B. Verbrennungsanlagen, unsachgemäße Entsorgung/Deponierung) und aus primären

Quellen (z.B. Gebäudedichtungen und elektrischen Kleinkondensatoren) sowie aus sekundärem Ursprung (z.B. Hausbrand).

Kapitel 7 weist auf die Schwächen der Datenlage für das Kompartiment Luft hin (Messungen bis 2005, unterschiedliche Messverfahren für die Depositionsbestimmung nass, trocken, gesamt). Zur Erstellung der Bilanz und des jährlichen Eintrags von PCB 153 über den Luftpfad findet eine Berechnung der Eintragsmengen pro Jahr auf die Gesamtfläche von Deutschland statt. Eine Bewertung des empirischen Depositionswertes findet anhand der berechneten Modell-Ergebnisse für die jährlichen Frachten von PCB 153 - Depositionen für das Jahr 2008 (EMEP, 2010) statt.

Tabelle 8-4 zeigt die Ausgangsparameter und Grundannahmen auf, die für die Berechnung der jährlichen Eintragsfrachten über den Luftpfad auf Basis der berechneten Depositionsdaten für PCB 153 (Median) bedeutend sind. Die trockene und Gesamtdeposition aus den Daten der Umweltbeobachtung stehen denjenigen gegenüber, die durch die EMEP-Modellierung berechnet wurden. Verschiedene Bezugsgrößen wurden auf eine einheitliche Berechnungsgrundlage transformiert.

Tabelle 8-4: Ausgangsparameter und Grundannahmen für die Schätzung der PCB 153 - Depositionsfrachten für Deutschland mit Daten bis 2005
Quelle: Eigene Auswertungen; EMEP, 2010; Statistisches Bundesamt 2010

Ausgangsparameter/Grundannahmen	Werte	
Gesamtfläche von Deutschland	km ²	357.125*
davon landwirtschaftliche Fläche	km ²	187.291
Waldfläche		107.534
Wasserfläche		8.513
Siedlungs- und Verkehrsfläche		47.422
Sonstige Fläche		6.365
Depositionsrate (trocken)	ng/m ² Tag	3,15
Depositionsrate (trocken)	g/km ² *Jahr	1,14
Depositionsrate (Gesamt)	ng/m ² *Tag	2,2
Depositionsrate (Gesamt)	g/km ² *Jahr	0,80
Depositionsrate (EMEP - 2008)	g/km ² *Jahr	0,2-0,9

Für die Berechnung der Eintragsfrachten wird eine Gesamtdepositionsrate (siehe Tabelle 8-3 und 8-4) von 2,2 ng / m² * Tag bzw. 0,8 g / km² * Jahr mit folgenden Annahmen zugrunde gelegt:

1. Annahme:

- Depositionsrate (Median PCB 153 für 1993 bis 2005 berechnet): **0,8 g / km² * Jahr** (Grundlage Abbildung 7-7)
- Depositionsrate (Mittelwert EMEP-Modell 2008): **0,3 bis 0,9 g / km² * Jahr** (Abbildung 4-7, regional differenziert)

2. Annahme:

- $0,8 \text{ g/km}^2 \cdot \text{Jahr} \times 357.125 \text{ km}^2$ Fläche für Deutschland
- 285.700 g / Jahr oder **286 kg / Jahr** auf die Fläche von Deutschland

Diese berechnete Depositionsrate von jährlich 286 kg steht den Emissionen von 32 kg/Jahr (Tabelle 8-1) gegenüber. Inwieweit diese empirisch berechnete Depositionsmenge valide ist, soll einer Auswertung von EMEP (2010) zu der jährlichen Gesamtdepositionenrate von und nach Deutschland gegenübergestellt werden (Abbildung 8-10).

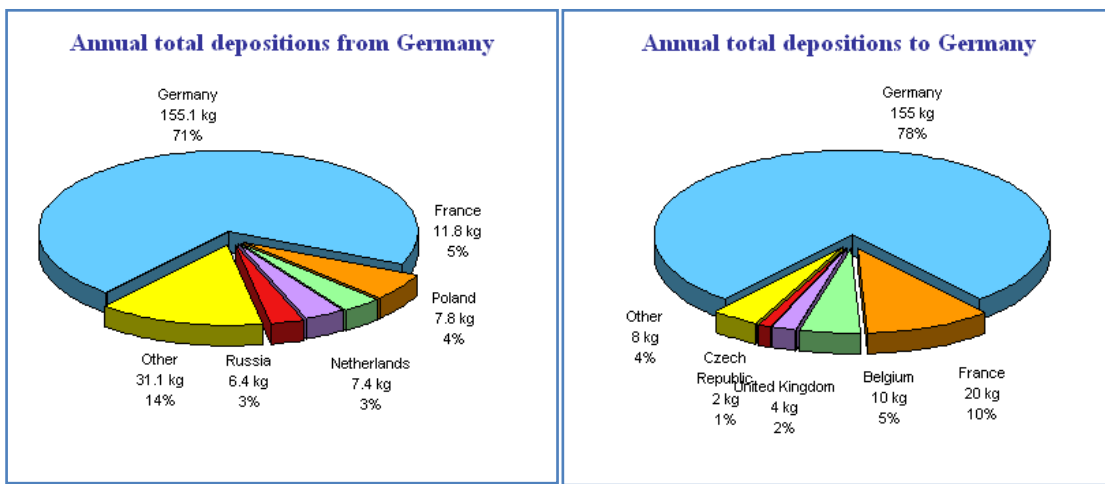


Abbildung 8-10: Jährliche PCB -153 Gesamtdeposition in kg von und nach Deutschland für 2008
Quelle: EMEP 2010

Auf der Basis von Emissionen und meteorologischen Daten berechnet das EMEP-Modell die grenzüberschreitenden Depositionen von PCB 153 für das Jahr 2008 (EMEP, 2010). Aus Quellen von Deutschland verbleiben 155 kg in Deutschland. Das entspricht 71 % der Gesamtdeposition für 2008. Durch den Ferntransport findet eine Verlagerung von PCB 153 - Depositionen von mehr als 64 kg in Staaten von Mitteleuropa statt (*Depositions from Germany*). Frankreich und Polen erhalten davon jeweils circa 12 kg bzw. 8 kg. Die Austragsrate von PCB 153 aus Deutschland über den Luftpfad beträgt 29 %.

Depositionsfrachten von PCB 153 nach Deutschland (*Depositions to Germany*) aus anthropogenen Quellen in Europa umfassen einen Anteil von 44 kg. Dies entspricht einem Gesamteintrag von 22 %, der insbesondere von Frankreich (20 kg) und Belgien (10 kg) nach Deutschland durch Ferntransport verlagert wird. Insgesamt erhält Deutschland eine Depositionsmenge von 199 kg

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, dass Deutschland einen erheblichen Anteil von partikelgebundenen PCB- 153 Depositionen nach Europa verfrachtet. Die berechneten Gesamtdepositionen von 199 kg für 2008 (EMEP-Modell) liegen mit 32 % unter den berechneten Depositionsraten von 286 kg, ermittelt aus dem Medianwert der gemessenen Depositionsdaten der Umweltbeobachtungsprogramme. Die erhebliche Abweichung begründet sich auf folgenden Fakten. Wie bereits im Kapitel 7.3.2 beschrieben, ist die

Depositions-Datenlage nicht ausreichend und das Referenz-Kongenerenprofil nur eingeschränkt belastbar. Ein wesentlicher Faktor für die Überschätzung der Depositionsfrachten aus den Daten der Umweltbeobachtungsprogramme betrifft die Aggregation über den Vektor Zeit und die Aktualität der verfügbaren Daten (1993 bis 2005). Desweiteren bestehen methodische Unsicherheiten in der Ergebnisbewertung von trockenen, nassen und Gesamtdepositionen.

8.5.3 Anreicherungs- und Transformationsprozesse in den verschiedenen Umweltkompartimenten

Die Transformation der Kongenerenverteilung im Kompartiment Boden hin zu den höher chlorierten PCBs beschreibt Kapitel 8.3. Der prozentuale Anteil von PCB 138 und 153 im Boden spiegelt mit jeweils 30 % eine markante Kongruenz zu dem Klärschlammprofil wider. Für eine Quantifizierung der Gehalte von PCB 153 im Boden werden in einem ersten Ansatz folgende Ausgangsparameter und Grundannahmen getroffen (Tabelle 8-5):

Tabelle 8-5: Ausgangsparameter und Grundannahmen für die Schätzung der Gehalte in Böden von Deutschland

Ausgangsparameter/Grundannahmen	Werte	
Gesamtfläche von Deutschland	km ²	357.125
davon landwirtschaftliche Fläche	km ²	187.291
Waldfläche		107.534
Wasserfläche		8.513
Siedlungs- und Verkehrsfläche		47.422
Sonstige Fläche		6.365
Bodentiefe (Ackerbau)	cm	30
Bodentiefe (Wald)	cm	10
Bodentiefe (Grünland)	cm	10
Mittlere Lagerungsdichte	g / cm ³	1,4
Bodenmenge	kg / km ²	1,4 x 10 ⁸ kg / km ²
Gesamtfläche für Bilanzierung	km ²	300.000

Annahme:

- Bodendichte: 1,4 g / cm³ bzw. 1,4 kg / Liter (Median geschätzt)
- Bodentiefe: 10 cm (geschätzter Wert abgeleitet aus Pflugtiefe von 30 cm, Grünflächen, Waldboden - Humusaufgabe)
- Bodenmenge: 1,0 m² mit 10 cm Bodentiefe enthält 10 x 10 Liter Boden
- Bodenmenge: 140 kg Boden / m² in 10 cm Oberboden
- Entspricht 1,4 x 10² kg / m² bzw. 1,4 x 10⁸ kg / km² (1000 m x 1000 m)
- 1,4 x 10⁸ kg/km² x 300.000 km² in Deutschland
- 42,0 x 10¹² kg Boden in Deutschland bezogen auf 10 cm Bodentiefe
- Medianwert für Hintergrundgehalt in Oberböden für **PCB 153 ist 1,3 µg/kg Boden TM** (Abbildung 7-16)

Berechnung:

- 42×10^{12} kg Boden x 1,3 µg PCB 153 / kg Boden TM
- $42 \times 10^{12} \times 1,3 \times 10^{-9}$ kg PCB 153 im Boden in Deutschland
- $42 \times 1,3 \times 10^3$ kg PCB 153 im Boden bezogen auf 10 cm Bodentiefe
- entspricht 54.600 kg PCB 153 im Boden in Deutschland
- **54,6 Tonnen PCB 153** im Boden bezogen auf 10 cm Bodentiefe

Die Rückführung des Klärschlammes in den Stoffkreislauf durch landwirtschaftliche Verwertung ist zwar gesetzlich geregelt (AbfKlärV, 1992), jedoch stößt der Einsatz zunehmend auf Kritik. Bereits 2005 weist eine Studie des Landes Nordrhein-Westfalen (Friedrich et al. 2005) darauf hin, dass nach durchgeführten Abschätzungen zum Abbauverhalten von PCBs in Böden, ein Anteil von 99,9 % der eingetragenen Menge nach einem Jahr im Boden verbleibt.

Anhand der verfügbaren Daten aus Destatis 2011 wird eine Schätzung der Klärschlammumfräge auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Böden vorgenommen. Ausgangsparameter und Grundannahmen finden sich in Tabelle 8-6.

Tabelle 8-6: Ausgangsparameter und Grundannahmen für die Schätzung der Gehalte im Klärschlamm von Deutschland

Jahr	Fläche auf die Klärschlamm aufgetragen wurde in km ²	Arithmetisches Mittel Jahresmittel PCB 153 in mg / kg TM	Binnenverwertung: im eigenen BL produzierter und verwerteter sowie importierter KS (ohne exportierter KS) in Tonnen
2007	165.848	0,01659	564.678
2008	165.848	0,01561	583.000
2009	177.712	0,01364	581.546

Ausgangsparameter:

- Ansatz für die Jahre von 2007 bis 2009 (gemittelt):
- Mittlere Fläche in Deutschland für Klärschlammbeaufschlagung: 169.802 km²
- Binnenverwertung von Klärschlamm in Deutschland: 576.408 Tonnen
- Gehalt von PCB 153 im Klärschlamm: 0,01528 mg / kg TM entspricht 15,3 µg / kg TM

Berechnung

- 576×10^6 kg Klärschlamm pro Jahr x $15,3 \times 10^{-9}$ kg PCB 153 / kg TM
- 8813×10^3 kg PCB 153 im Klärschlamm pro Jahr
- 8,8 kg PCB 153 im Klärschlamm als Eintragspfad in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Boden pro Jahr in Deutschland
- $8813 \text{ g PCB 153} \div 169\,802 \text{ km}^2 = 0,0518 \text{ g PCB 153 / km}^2$ als jährlicher Eintrag

Die berechnete Eintragsmenge von 52 mg PCB 153 / km² im Jahr in landwirtschaftliche und gärtnerisch genutzte Böden bedeutet eine schleichende Anreicherung über den Pfad Klärschlamm, der über den Luftpfad (Depositionen) noch verstärkt werden kann. Nicht quantifizierbar ist derjenige Anteil, der durch Ernteentzug, Re-Mobilisierungen und klimatische Ereignisse einen Austrag aus dem Boden verursachen kann (Kapitel 8-2 und 8-3).

Abschliessend soll in Abbildung 8-11 eine Gesamtbilanz entworfen werden, welche die komplexen Vorgänge von der Emission über verschiedene Pfade bis zum jeweiligen Kompartiment darstellt. Der Versuch einer Quantifizierung bezieht sich dabei auf die berechneten mengenmäßigen Anteile von PCBs in den verschiedenen Umweltkompartimenten. Können keine mengenmäßigen Anteile berechnet werden (z.B. Fisch, Sediment) werden die Gehalte der Mediane von PCB 153 angegeben.

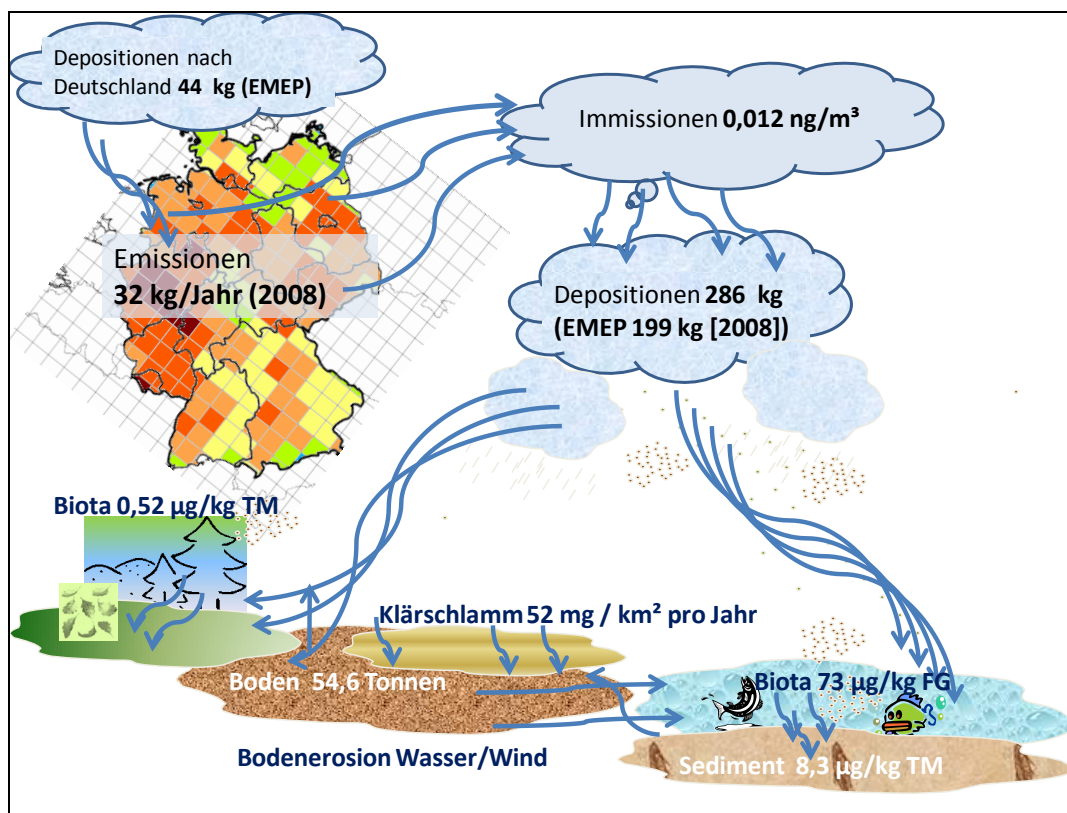


Abbildung 8-11: Gesamtbilanz PCB 153 Umwelt

Die Darstellung mit den mengenmäßigen Angaben zum Eintrag von PCB 153 in die Umwelt projiziert die aus der Luftphase in die jeweiligen Kompartimente eingetragenen Anteile. Den berechneten Emissionen von 32 kg pro Jahr (EMEP, 2008) stehen die Depositionsmengen von 286 kg (berechnet aus dem Median der Daten des POP-Dioxin-Informationssystems – im Vergleich die EMEP-Depositionsraten von 199 kg / Jahr) gegenüber. Die Angaben der PCB 153 – Gehalte in den Kompartimenten Biota (pflanzlich / tierisch) und Sediment beziehen sich auf die berechneten Mediane aus den Kongenerenprofilen. Eine Quantifizierung der absoluten Gesamtgehalte in diesen Matrices ist nicht möglich, da die Sedimentmengen und die Biomasse der pflanzlichen und tierischen Bioindikatoren nicht bekannt sind.

Die bereits beschriebenen diffusen Einträge aus verschiedenen Quellen und die Austräge aus Senken werden mit der Abbildung nicht quantifiziert, sollen aber an dieser Stelle durch die Abbildung 8-12 angedeutet werden. Fehlstellen in der Datenlage, die eine Quantifizierung und somit eine vollständige Bilanzierung nicht zulassen, deuten die Bereiche Wasser, Abwasser, Abfall und Produkte an. Letztendlich sind es diese Bilanzanteile, die eine vollständige Ursachenforschung für die Verteilung von PCB 153 in der Umwelt nicht zulassen.

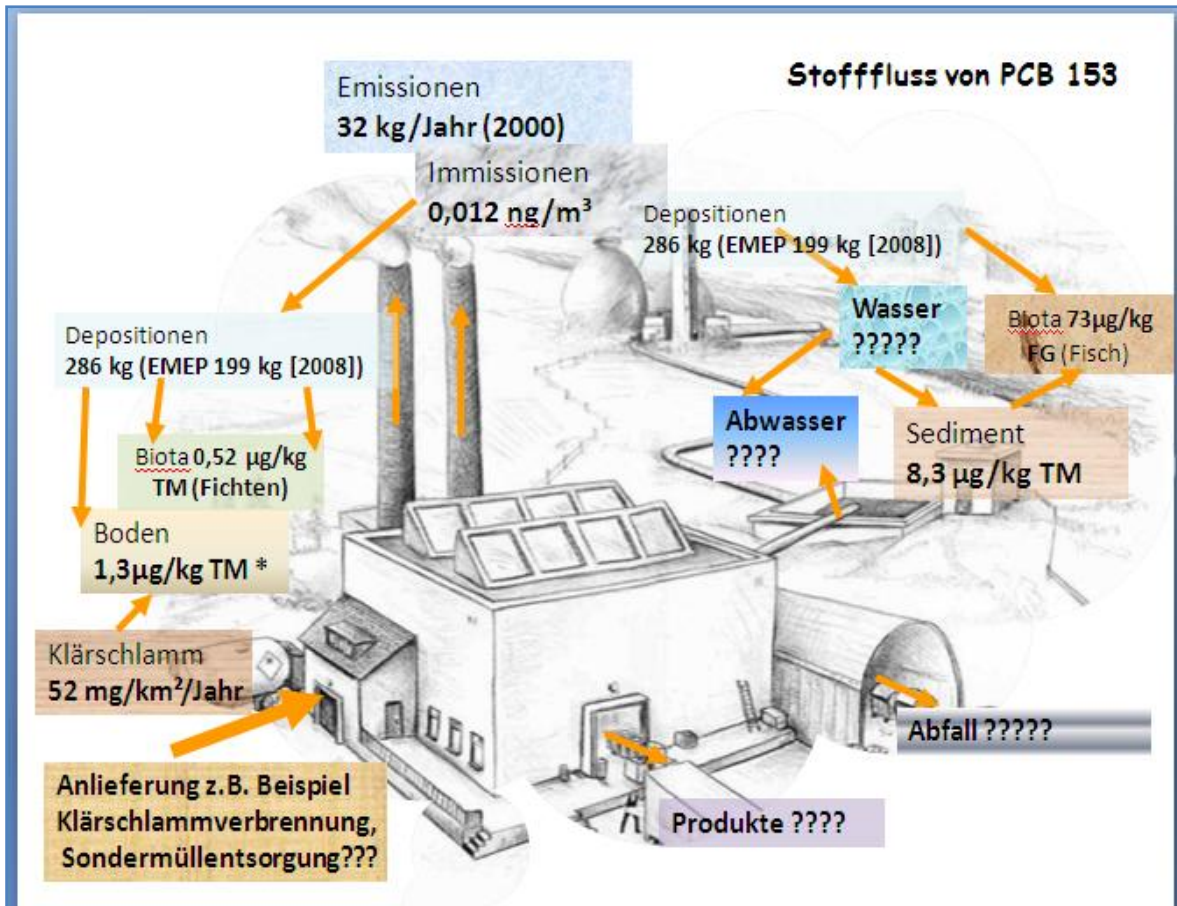


Abbildung 8-12: Gesamtbilanz PCB 153 in der Umwelt und Technosphäre

9 DISKUSSION DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNG

Eine vollständige Bilanz des Stoffflusses von PCBs, beispielhaft am PCB 153 dargestellt, ist nur begrenzt mit den vorhandenen und bewerteten Daten möglich. Die Ursachen sind unterschiedlicher Art. Eine unzureichende Datenlage existiert im Bereich der Emissionen verschiedener diffuser Quellen, von denen heute noch PCBs in die Umwelt gelangen und Anreicherungen in verschiedenen Umweltkompartimenten bewirken. Andererseits verursachen PCBs mit ihren verschiedenen chemisch-physikalischen Eigenschaften und entsprechendem Akkumulationsverhalten in den verschiedenen Kompartimenten ein unterschiedliches Verhalten. Für die Bilanzierung wurde das hoch chlorierte PCB 153 auf Grund seines stabilen Verhaltens in der Umwelt und seinem ubiquitären Vorkommen betrachtet.

Anreicherungsprozesse von PCB 153 in verschiedenen Trophieebenen entstehen bei geringem Abbauverhalten, einem niedrigen Dampfdruck und geringer Re-Metabolisierung in Biota, Böden und Sedimenten.

Die quantitative Betrachtung der Gehalte von PCBs in den verschiedenen Kompartimenten findet durch Berechnung der Mediane der sechs Indikator-PCBs mit grafischer Umsetzung in Referenzprofile auf Basis von Daten aus mehr als 70 Umweltbeobachtungsprogrammen sowie weiterer sozio-ökonomischer Parameter statt. Diese Datenbasis dient der Berechnung der prozentualen Anteile der sechs Indikator-PCBs am Gesamtgehalt. In einem methodischen Integrationsschritt findet unter Einsatz von Netzdiagrammdarstellungen die Verknüpfung der PCB-„fingerprints“ verschiedener Umweltkompartimente statt. Verlagerungsprozesse verbunden mit Transformation und Akkumulation bilden die Muster der verschiedenen Kongenerenprofile ab. Bemerkenswerte Kongruenzen zwischen einzelnen biologischen Indikatoren, Rückschlüsse auf mögliche Transfers zwischen Klärschlamm, Boden und Sediment treten durch derartige Mustervergleiche prägnanter hervor.

Der prozentuale und mengenmäßige Anteil von PCB 153 in den verschiedenen Kompartimenten wird auf Basis von Randbedingungen und Annahmen berechnet. Die für eine Bilanz notwendigen Ausgangsdaten zu Emissionen werden aus Inventaren, Modellberechnungen (EMEP) und Emissionsfaktoren abgeleitet. Die vollständige Quantifizierung für den Abfall- und Altlastenbereich sowie für diffuse Quellen der Emissionen kann aufgrund der zurzeit unzureichenden Datenlage nicht vorgenommen werden. Die Verlagerungen von PCB 153 von einem Kompartiment zum anderen und die Untersuchungen von Stoffflüssen zum Beispiel von schwebstoffbürtigen Sedimenten im Wasser zu ungestörten Ablagerungen in Seen oder Meeren lassen sich derzeit nicht erfassen.

Während der Erarbeitung der Dissertation endete die Frist (31.12.2010) zur Dekontamination und/oder Beseitigung von PCBs und PCB-haltigen Geräten, die mehr als 100 ml bis ein Liter PCB enthalten (EG, 1996; PCBAbfallV, 2000). Bestehende Übergangsregelungen erlauben den Einsatz von Kleinkondensatoren mit weniger als 100

ml PCBs bis zum Ende ihrer Lebensdauer. Eine Auswertung der Abfallstatistik zur Entsorgung von Transformatoren und Kondensatoren, die PCBs enthalten (UBA, 2010b online zitiert), erstellt auf Basis der Daten zur grenzüberschreitenden Abfallverbringung des Basler Abkommens (EU, 1993), zeigt für PCBs einen mengenmäßigen Anstieg von 2000 bis 2009 um mehr als 50 %. Auch die Mengen weiterer Abfallarten wie PCB-haltige Hydraulikölabfälle und Isolieröle sowie Bau- und Abbruchabfälle weisen eine steigende Tendenz in den letzten Jahren auf. Diese grenzüberschreitenden Abfallströme innerhalb und ausserhalb Europas deuten auf ein Potential möglicher PCB-Quellen hin. Welche Mengen PCBs letztendlich durch unsachgemäße Entsorgung dieser Abfälle in die Umwelt freigesetzt wurden und werden, kann nicht belastbar quantifiziert werden.

Letztendlich lassen sich Bilanzen für ein Ökosystem / eine Region durch Verlagern von umweltrelevanten Prozessen in andere Regionen leicht verschönern. Das Beispiel der grenzüberschreitenden Abfallverbringung zeigt das in sehr deutlichem Maße. Für die Umwelt in einer Region entsteht kurzfristig ein Vorteil, da das Umweltproblem nur räumlich verlagert wird. Eine umfassende Betrachtung einer Bilanz für die Umwelt wird dadurch erschwert, da vor- und nachgelagerte Stufen der Anreicherungen von PCBs in den verschiedenen Umweltkompartimenten nur unzureichend quantifiziert und bewertet werden können.

Trotz der Unsicherheiten soll hervorgehoben werden, dass das Ziel der Bilanzierung mit dieser Arbeit nicht aus den Augen verloren wurde. Quellen und Senken wurden identifiziert, der Verbleib von PCBs in der Umwelt beschrieben und eine Quantifizierung in den Kompartimenten unter Nutzung von Referenz - Kongenerenverteilungen der sechs Indikator-PCBs durchgeführt. Das systematische Konzept der integrierten Umweltbeobachtung, welches nicht nur die Umweltkompartimente umfasst, sondern auch die Pfade der Futter- und Lebensmittel, die Abfall- und Reststoffe und letztendlich die Belastung des Menschen mit einschließt, hat zum Ziel, Maßnahmen zur Vorsorge und Handlungsbedarf zur Reduzierung der Einträge in die Umwelt bis hin zum Verbot der persistenten organischen Stoffe aufzuzeigen.

Das Ergebnis einer aktuellen Studie der Europäischen Lebensmittelbehörde (EFSA, 2010) zeigt in Abbildung 10-1, dass Lebensmittel durch einen relativ hohen Anteil der hoch chlorierten PCBs (PCB 153 > 34 %, PCB 138 > 28 %) charakterisiert sind. Dieses Beispiel unterstreicht die ganzheitliche Betrachtung einer Stoffgruppe mit seinem Potential der Anreicherung in der Nahrungskette und letztendlich im Menschen.

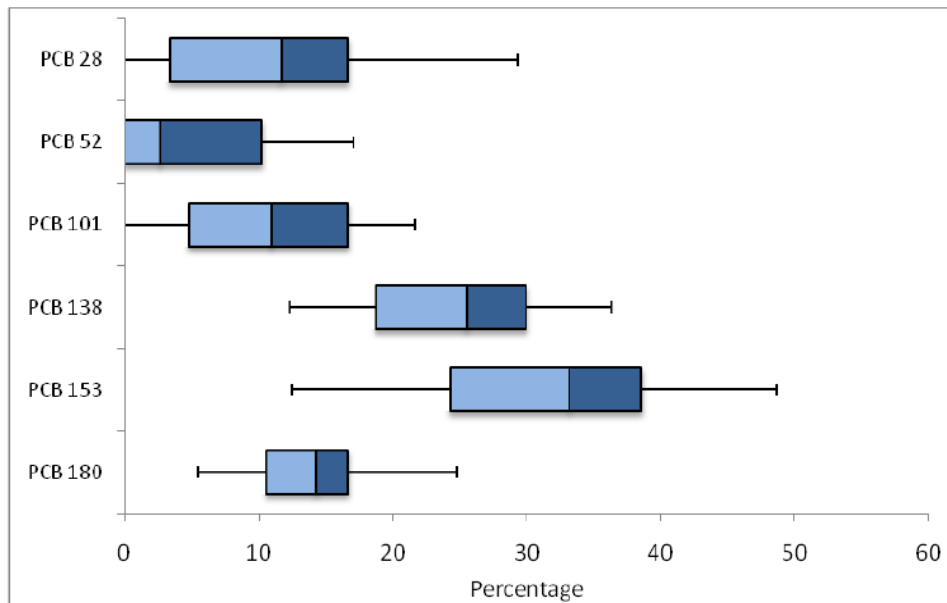


Abbildung 9-1: Prozentualer Anteil der Indikator-PCBs in Lebensmittelproben (n=12.563)
 Quelle: EFSA (2010) Europäisches Lebensmittelmonitoring, (Box: 25/75 Perzentil, Whisker: 5/95 Perzentil, Mittellinie: Median)

Die Umsetzung dieses integrierenden Gesamtkonzeptes zur Bewertung von Stoffflüssen über die verschiedenen Eintrags- und Austragspfade von PCBs, der zeitlichen und räumlichen Verteilung sowie ihre multiplen Auswirkungen sind bei der Bewertung der Risiken für Mensch und Umwelt zu berücksichtigen. Umweltbeobachtung im Sinne einer Bilanzierung darf somit nicht für sich alleine stehen. Die Methodik der übergreifenden und integrativen Sichtweise auf Basis verfügbarer Monitoringdaten könnte für die Ableitung von Umweltqualitäts- und Handlungszielen eine konzeptionelle Basis zur Bewertung von persistenten organischen Stoffen in der Umwelt sein.

Der ganzheitliche Ansatz zur Bewertung der Umwelt schließt insbesondere die Quellenbewertung ein. Mit dem Verbot von PCBs konnte eine deutliche Reduzierung des Eintrages nachgewiesen werden. Jedoch zeigen die Ergebnisse der Umweltbeobachtung, dass diese Stoffgruppe durch ihre ausgeprägte Persistenz und ihr Akkumulationsverhalten sich weiterhin in Nahrungsnetzen anreichert. Anreicherungseffekte von hoch chlorierten PCBs (PCB 153), die auf niedrigen Trophiestufen bereits erkennbar werden - zum Beispiel im Referenzprofil Brassen oder der Wanderfalkeneier - lassen Ableitungen auch für andere Pfade zu. Der höchste prozentuale Anteil des PCB 153 in den Lebensmitteln bestätigt diese Tendenz.

Die Art der Exposition zum Beispiel durch einseitige Nahrungsaufnahme mit Fisch stellt eine spezifische Erkenntnisquelle dar. Aber auch die jüngsten Ereignisse bezüglich der Belastung von Schaflebern und Rindfleisch von Tieren der Freilandhaltung geben Anlass, Quellen des Eintrags über den Luft-Boden-Pfad stärker in das Blickfeld zu rücken (Palm et al. 2009; Becker et al. 2010). Die Kombination von Umweltbeobachtungsdaten aus langfristig angelegten Programmen und deren Verknüpfung mit Expositionsszenarien kann wissenschaftliche Modelle für die Schätzung der Exposition von PCBs, des Transfers in die Nahrungskette und letztendlich bis zum Menschen unterstützen (Schwarz et al. 2010).

9.1 Grenzen der Integration von Umweltdaten für die Stoffgruppe der PCBs

Der integrative Ansatz einer Bilanzierung nur unter Nutzung der verfügbaren Umweltbeobachtungsdaten greift zu kurz. Zwar können Stoffeinträge aus einem Umweltmedium in ein anderes quantifiziert werden, durch Multi-Kompartiment-Modelle Hochrechnungen für die Belastungen ausgewiesen und der Transfer von Ein- und Austrägen zum Beispiel über den Luft-Boden-Wasserpfad bestimmt werden. Die Wechselwirkungen zwischen den Umweltkompartimenten hinsichtlich der Folgen medialer Belastungen bis hin zur Nahrungskette können herausgearbeitet und erkannt werden. Doch reichen diese Beurteilungen oft nicht aus, die Ursachen der Verteilung von Belastungen in den verschiedenen Umweltkompartimenten und deren Stoffflüsse zu erforschen.

Kumulative Belastungen des Menschen, tierischer und pflanzlicher Lebewesen werden nicht nur durch parallele und direkte Stoffeinträge aus verschiedenen Umweltmedien und über den Nahrungspfad induziert. Auch Emissionen aus technischen Anlagen und Produkten, unsachgemäße Lagerung von Abfällen und Reststoffen, Kontaminationen durch Altlasten an Produktions- und Industriestandorten, der unsachgemäße Umgang in der Entsorgungspraxis sowie der Einsatz von belasteten pflanzlichen und tierischen Futtermitteln durch Zusatzstoffe und Beimengungen tragen zu weiteren Eintragspfaden bei. Derartige multifaktorielle Einflussgrößen können in einer Bilanzierung nur begrenzt quantifiziert werden. Die Erforschung direkter Kausalketten des Eintrags von PCBs in die Umwelt, in den Futter- und Lebensmittelpfad ist wegweisend für die Schließung von Wissenslücken. Diese Erkenntnisse haben wiederum positive Rückkopplungseffekte für die Weiterentwicklung von Multi-Kompartiment-Modellen. Sie bündeln das Wissen zu einem chemischen Stoff, um darauf aufbauend eine Massenbilanz abzuleiten. Ausgehend von diesem gemeinsamen Ziel, Massenflüsse und Bilanzen zu erstellen, nähern sich zunehmend zwei Welten. Der Multi-Kompartiment-Modell-Ansatz mit dem Modellansatz der integrierten Umweltbeobachtung schließen Unsicherheiten und Wissenslücken im Hinblick auf die Chemikalienbewertung.

Die Ergebnisse der Dissertation zeigen, dass sozio-ökonomische Faktoren, wie Importe von Produkten, Einschleusungen von Altstoffen mit PCB-ähnlichen Eigenschaften, nicht belastbare Abfallbilanzen und unzureichende Angaben in Emissionskatastern (ePRTR) Bilanzierungsansätze in ihrem Aussagewert einschränken.

Auch wenn die PCB-Verbotsverordnung die Produktion und den Gebrauch untersagt, so ist der Luftpfad als Eintragsquelle immer noch relevant. Akkumulationsdaten in Biota (Blätter, Fichten, Weidelgras) als Indikatoren für die Luftbelastung belegen diese Quelle. Der relativ hohe Anteil der niedrig chlorierten PCBs am Gesamtgehalt der Summe der sechs PCBs in Immissionen und Depositionen lässt vermuten, dass Re-Mobilisierungspotentiale aus Altlasten, Deponien und möglicherweise auch aus Böden vorliegen. Andererseits geben Auswertungen der OSPAR - Kommission (OSPAR, 2001; OSPAR, 2007) den Hinweis auf Neueinträge von PCBs über die Technosphäre. PCB-ähnliche Stoffe, die in Produkten, Zubereitungen und Erzeugnissen eingesetzt wurden, werden wiederum über diese Pfade in die Umwelt eingeschleust. Somit ist das verfügbare Potential von PCBs nicht nur in den Umweltkompartimenten zu suchen.

Die Zunahme der Produktion an jährlichem Klärschlamm aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen (Destatis, 2010) und deren Binnenverwendung in den Bundesländern deutet darauf hin, dass der Pfad Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Böden für die Belastung des Bodens und des Eintrags in Futtermittelketten eine wesentliche Rolle spielt. Aus dem Ergebnis der Bilanzierung kann unter Einrechnung der jährlich beaufschlagten Klärschlamm-mengen die Erkenntnis abgeleitet werden, dass ein Akkumulationspotential verfügbar ist, das insbesondere unter dem Vektor Zeit und Raum zu weiteren Anreicherungen insbesondere in landwirtschaftlichen Böden führt. In wieweit das Aufbringen von Gülle diesen Eintragspfad verstärkt, sollte in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Das langjährige Lebensmittelmonitoring ist ein wichtiges Glied in der Kette der pflanzlichen und tierischen Produkte. Das Futtermittelmonitoring, deren Daten nur hochaggregiert und somit für Bilanzierungen unzureichend verfügbar sind, nimmt eine Zwischenstellung ein. Einerseits hat es den Bezug zu den Umweltkompartimenten, wenn es sich auf reine pflanzliche Futtermittel (Heu, Gras, Mais, Silage etc.) bezieht. Hier sind die Einträge über den Luft- und Bodenpfad relevant. Werden jedoch Futtermittel industriell mit Zusatzstoffen und Beimengungen angereichert oder industriell aufbereitet (Pellets, Kraftfuttermittel etc.), entstehen Kontaminationspfade, die sich dem „Umweltbezug“ entziehen. Beispiele dafür sind aus der Vergangenheit und Gegenwart bekannt und wissenschaftlich belegbar.

Industriell hergestellte Produkte mit Wirkstoffen, Beimengungen und Zusatzstoffen, die technischen Gemischen ähneln, verfügen über das Potential, PCBs zu enthalten. Für diese Kategorie der Wertstoffe, Reststoffe, Abfälle sollte ein Monitoring etabliert werden, um mögliche Pfade auch über Importe zu identifizieren. Des Weiteren ist ein gezieltes Produktmonitoring, ausgerichtet auf die Persistenten Organischen Stoffe (POPs) die Wahl der Methode, um derartige Stoffe zu identifizieren.

Steht der Schutz der menschlichen Gesundheit im Blickfeld der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung, so sind diese Daten der Lebens- und Futtermittelkette ein wichtiges Bindeglied in der integrativen Betrachtung. Das POP-Dioxin-Informationssystem enthält Daten des Lebensmittelmonitorings zur Stoffgruppe der persistenten organischen Stoffe seit 1989. Auswertungen dazu erfolgen regelmäßig in Berichten und online-Publikationen. Eine dringend notwendige Aufnahme der Futtermitteldaten aus dem Monitoring der Länder in das POP-Dioxin-Informationssystem würde die Chance eröffnen, den Futtermittelpfad besser zu quantifizieren und mögliche Quellen zu spezifizieren. Medienübergreifende Integration im fachlichen Sinne schließt letztendlich auch diese Kompartimente ein.

Einen Öffnungswinkel der Integration von Umweltbeobachtungsdaten in den Gesamtkontext der Bilanzierungskette eines chemischen Stoffes könnte das Europäische Chemikalienmanagement REACH bieten. Die Überwachung des Lebenszyklus besonders besorgniserregender Chemikalien von der Freisetzung (Produktion), deren Transportwege, des Bioakkumulations- und Abbauverhaltens bis zu den Belastungstrends in Umweltkompartimenten und im Menschen könnte diese Fehlstelle schließen. Aus Sicht

der integrierten Umweltbeobachtung wäre dies eine Chance, Produktionsmengen von Chemikalien, Emissionen in die Umwelt und deren Gehalte/Konzentrationen in der Umwelt und des Menschen in ein Verhältnis zu setzen.

Durch die Einbeziehung der Multi-Kompartiment-Modelle in den Kontext der Bewertung des Risikopotentials von persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Stoffen eröffnen sich Chancen der Partizipation von Daten verschiedener wissenschaftlicher Disziplinen. Die Bereitstellung und Verfügbarkeit von detaillierten Umweltdaten gekoppelt mit dem Wissen zum Verteilungs- und Umweltverhalten eines persistenten chemischen Stoffes in einem erweiterten integrativen Multi-Kompartiment- und Daten – Modellansatz bietet Entwicklungspotentiale für die Chemikalienbewertung.

Modellergebnisse zum Verhalten des Stoffes in der Umwelt, die durch Quantitative Struktur-Wirkungsbeziehungen (QSAR) und durch Multi-Kompartiment-Modelle bei Zulassungsverfahren theoretisch berechnet werden, könnten - beginnend mit einer „Nulllinie“ oder einem Referenzzustand - zeitlich und räumlich validiert werden. Die hier offen zu Tage tretende Grenze der Integration der Produktions- und Prozessdaten mit Umweltbeobachtungsdaten eröffnet einen Zielkonflikt, den es zukünftig zu lösen gilt. Wirtschaftliche Interessen kollidieren mit den Interessen, die Umwelt und den Menschen vor derartigen Stoffen zu schützen. Die Umweltbilanz für das PCB 153 zeigt das.

9.2 Kriterien für eine erfolgreiche Integration von Umweltdaten

Die interdisziplinäre Zusammenarbeit ist ein Schlüssel der fachlich fundierten Erstellung von Umweltbilanzen im Sinne der integrierten Umweltbeobachtung. Das Thema der Bilanzen organisiert sich an den Schnittstellen zwischen den verschiedenen Disziplinen. Erst durch die horizontale und vertikale Vernetzung der Daten und Informationen sowie des Wissens von Expertengruppen entsteht belastbares Bewertungswissen.

Ein Postulat für die Anwendung eines Bilanzierungsmodells ist die Verfügbarmachung aller notwendigen Daten auf fachlicher Ebene. Die Methodik der Bilanzierung erfordert neben den Daten aus der Umweltbeobachtung auch sozio-ökonomische Kenngrößen aus der Abfall- und Klärschlammstatistik sowie von Produkten, Erzeugnissen und Zubereitungen.

Folgende Daten- und Informationsfehlstellen sind zu schließen:

- a) Emissionsdaten aus potentiellen Quellen insbesondere von diffusen Quellen
- b) Aktuelle Immissions- und Depositionsdaten
- c) Daten zu Gehalten in Abfällen (Erweiterung der Abfallstatistik)
- d) Daten zu Sekundärrohstoffdünger, Wirtschaftsdünger und Futtermitteln
- e) Daten zu Produkten, Zubereitungen und Erzeugnissen
- f) Monitoringdaten für PCBs in der Wasserphase

Für eine erfolgreiche Integration von Umweltbeobachtungsdaten auf der fachlichen Ebene lassen sich folgende Prinzipien zusammenfassen:

- a) Die Kontinuität von Messungen ist durch einen Langzeitbetrieb zu gewährleisten. Die damit verbundene Bereitstellung von ausreichenden Zeitreihen ist die Grundlage für die Ableitung von wissenschaftlichem Bewertungswissen für Trendaussagen schleichender Umweltveränderungen.
- b) Referenzstationen mit möglichst wenigen Veränderungen bezüglich der Messungen von POPs in den verschiedenen Kompartimenten bilden eine wichtige belastbare Grundlage für die Ableitung von Bewertungsmaßstäben von aktuellen Befunden.
- c) Methoden der Qualitätssicherung für die erhobenen Mess- und Beobachtungsdaten sind unter Einhaltung von Qualitätsstandards (SOPs) anzuwenden. Diese richten sich nach den Kriterien des geprobten Kompartiments, des stofflichen Parameters und der Standortfaktoren.
- d) Änderungen im Bereich der Mess- und Beobachtungsstationen und /oder des Standortes sind langfristig zu planen. Eine ausreichend lange Parallelmessreihe – Empfehlung ein bis zwei Jahre – ist vorzusehen, damit Vergleiche möglich sind.
- e) Vergleichsmessungen sind unter Anwendung von statistischen Verfahren auszuwerten und unter Bezug zu den Referenzdaten zu bewerten.
- f) Integration im Sinne dieser Arbeit bedeutet die ganzheitliche Betrachtungsweise unter Einbeziehung des Schutzguts Mensch. Für Pfadbetrachtungen erweist es sich als unumgänglich auch die Metadaten und Daten für die Kompartimente Futtermittel, Lebensmittel und aus Humanproben zu POPs zu dokumentieren und im Kontext der Umweltbelastung auszuwerten.

Auf der technischen Ebene ist folgendes Vorgehen zu empfehlen:

- a) Ein methodisches Instrumentarium für den bi- und multidirektionalen Datenaustausch bieten WebServices in der digitalen Welt des Datenmanagements. Sie können als Wegbereiter der nachhaltigen Verfügbarmachung von Umweltdaten und deren Integration in heute noch nicht bekannte Fragestellungen angesehen werden.
- b) Die Vorteile eines zentralen Systems zum Datenmanagement sind für die Web-Dienste zu nutzen und für Daten-Diensten auszubauen. Die Mehrfachnutzung von Umweltbeobachtungsdaten zu POPs ist oberste Maxime des Datenmanagements.
- c) Die Methodik des Linked Data-Prinzips ist durch ein gut strukturiertes fachliches und technisches Datenmodell der angebotenen Dienste weiter voranzutreiben. Die Weiterentwicklung des WebScraping - auch als WebHarvesting bekannt - sollte für die Extraktion von Informationen mit Umweltrelevanz aus dem Internet vorangetrieben werden.
- d) Die Plattform [PANGAEA](#) (Publishing Network for Geoscientific & Environmental Data) zur Archivierung, Veröffentlichung und Verteilung von georeferenzierten Umweltdaten sollte verstärkt für Bilanzierungsthemen genutzt werden. Die Publikation von Umweltdaten über einen Digital Object Identifier (DOI) fördert die

- Persistenz der Daten im Internet und bietet den „Linked Data“ Anwendungen einen signifikanten Vorteil.
- e) Die Auswahl von Integrationsmetadaten erfolgt unter dem Aspekt einer räumzeitlichen und stoffbezogenen Auswertung sowie des semantischen Inhalts. Sie sind ein wichtiges Qualitätskriterium für die fachlich-sinnvolle Verknüpfung von sektoralen Beobachtungsdaten vor dem Hintergrund einer pfadabhängigen Untersuchung.
 - f) Das technische Datenmodell hält Archivierungsmechanismen vor, die den zeitlichen Verlauf von Veränderungen an Messstationen mittels Metadaten dokumentieren. Die Archivierung des Status zur Qualitätssicherung der Messdaten erfolgt über Qualitätsflags.
 - g) Ein dreistufiges System der Qualitätssicherung der Daten ist in das fachliche und technische Datenmodell zu integrieren. Plausibilitätsscheck, Prüfung der Daten mit Wertbereichen und Bezugsgrößen sowie die automatische Berechnung der Toxizitätsäquivalente mit Berücksichtigung verschiedener Bestimmungsgrenzen erweisen sich als fachlich sinnvolle QS-Kriterien im System.
 - h) Fachliche Konventionen für die Datenauswertung sind mit Expertengruppen zu entwickeln. Hierzu ist die fachliche Expertise von Spezialisten zu nutzen, die insbesondere aus den medialen (kompartimentbezogener) Arbeitsgruppen kommen.
 - i) Die Anwendung von statistischen Verfahren für Grundgesamtheiten der kompartimentbezogener Daten folgt dem datenbankinternen Verfahren. Hierbei erweisen sich die Prüfungen auf Ausreißer als fachlich sinnvoll. Eine sachlogische Bewertung dieser Daten ist durchzuführen.
 - j) Die Nutzung von Geografischen Informationssystemen ist für die Verknüpfung von Geobasisdaten (z.B. technische Infrastruktur, Wassereinzugsgebiete) mit Geofachdaten (z.B. Ökologische Raumgliederung, Emittentenstruktur) zu nutzen. Die Visualisierung der Messstandorte in ökologischen und ökosystemaren Raumeinheiten bietet die Möglichkeit der Erkennung von Mustern und „hot spots“.

9.3 Ausblick

Daten der Umweltbeobachtung in Kombination mit den Untersuchungen des Human-Biomonitorings liefern einen quantitativen und qualitativen Maßstab zur Schätzung eines Risikos. Für die PCBs hat dies zu einer Verbotsverordnung geführt. Die damit verbundene Entsorgung und/oder Dekontamination von PCBs aus offenen und geschlossenen Kreisläufen ziehen jedoch nicht eine Elimination dieser persistenten Stoffe aus der Umwelt und für den Menschen nach sich. Die Auswertungen in den Kapiteln 7 und 8 zu den Referenzprofilen verschiedener Umweltkompartimente zeigen deutlich die Vernetzungen, die Transfers und den damit verbundenen Kreislauf von PCBs in der Umwelt. Darüber hinaus belegen die im Anhang J dargestellten Referenzwerte für PCBs im Vollblut des Menschen die altersabhängige Akkumulation und den Verbleib derartiger persistenter Stoffe im Menschen.

Eine Abnahme der PCB-Emissionen aus Punktquellen ist durch die Gesetzeslage geregelt. Jedoch bedeutet das nicht im Umkehrschluss, dass diffuse Quellen dadurch geschlossen werden. Die ermittelten Gehalte der sechs Indikator PCBs in den Umweltkompartimenten weisen dies nach. Im Ergebnis wird der Schluss gezogen, dass nicht nur Daten der Umweltbeobachtung für sich betrachtet eine Bilanz ermöglichen. Durch die interdisziplinäre Herangehensweise verbunden mit einer integrativen Betrachtung über die Kompartimentgrenzen hinaus, kann die Bilanzierung für Modellszenarien und prognostische Vorhersagen in Wert gesetzt werden.

Die Daten der Umweltbeobachtung sollten als Frühwarnsystem für sich anbahnende „Fehlentwicklungen“ stärker in den Fokus rücken. Die in der Tabelle 9-1 aufgeführten Bewertungskriterien könnten dazu genutzt werden, Ergebnisse und Sachverhalte der Bilanzierung als Bindeglied für Bewertungsmaßstäbe zu nutzen.

Tabelle 9-1: Quantitative und qualitative Bewertungskriterien für die Frühwarnung

Bewertungskriterium (quantitativ)	Bewertungskriterium (qualitativ)
<ul style="list-style-type: none"> • Repräsentativität der Aussagen (Anzahl der Proben) 	<ul style="list-style-type: none"> • Schnell- und Frühwarnsysteme zur Informationsbereitstellung
<ul style="list-style-type: none"> • Räumliche und zeitliche Variabilität der gemessenen Gehalte /Konzentrationen 	<ul style="list-style-type: none"> • Zugriff zu den benötigten Daten über einfache und intuitive Informationssysteme
<ul style="list-style-type: none"> • Hinreichende emissionsseitige Daten der punktförmigen, diffusen und ökosystembezogenen Quellen (z.B. limnische Ökosysteme) 	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzung moderner GIS-Werkzeuge des Web 2.0 für die Schnellanalyse zur Lokalisierung von „hot spots“
<ul style="list-style-type: none"> • Sozio-ökonomische Daten im Kontext der Belastung (z.B. Klärschlammstatistik) 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufbau eines Geografischen Informationssystems zu PCB-Belastungen unter Nutzung der ökologischen Raumgliederung und Geofachdaten (z.B. Deponieflächen)
<ul style="list-style-type: none"> • Inventarisierung zu PCB-kontaminierten Gebäuden 	<ul style="list-style-type: none"> • Information der Öffentlichkeit zu möglichen Belastungen in verschiedenen Lebens-, Arbeits- und Wohnräumen
<ul style="list-style-type: none"> • Inventarisierung der bekannten Verwertungsstandorte sowie von Altlastenverdachtsflächen mit georeferenzierter Zuordnung (z.B. ehemalige Produktionsstandorte) 	

Mit dem Ausbau der Datenbasis des POP-Dioxin-Informationssystems sind die Kongenerenprofile für die Wasserphase und für das Kompartiment Luft (Emission, Immission, Deposition) zu verifizieren. Auf Basis der detaillierten Metadaten bieten sich für das Kompartiment Boden in Abhängigkeit von der räumlichen Lage (siedlungsstrukturelle Gebietstypen) sowie zu spezifischen Belastungssituationen weitere Auswertungen an. So ist vorstellbar, dass für die Ursachenforschung die Kongenerenprofile von landwirtschaftlichen und gärtnerisch genutzten Böden mit nachweislich hoher und langjähriger Beaufschlagung von Klärschlämmen mit den Klärschlamm-Kongenerenprofilen in Beziehung gesetzt werden. Für die Bilanzierung bietet sich damit die Grundlage einer besseren Quantifizierung der Stoffeinträge von PCBs in Böden über mögliche Eintragspfade an.

Des Weiteren kann unter Einbeziehung des Vektors Zeit und Raum geprüft werden, ob die Datenlage für eine zeitliche und räumliche Abbildung der Kongenerenverteilung ausreichend ist. Damit könnten Akkumulations- und Alterungsprozesse von PCBs in den verschiedenen Kompartimenten quantifiziert und Stoffflüsse detaillierter dargestellt werden. Diese zielgerichtete bilanzierende Beurteilung der Indikator-PCBs sollte durch Auswertungen auf die dioxinähnlichen PCBs erweitert werden.

Die Umweltbeobachtung kann in diesem Kontext eine wesentlich stärkere Bedeutung bei der Validierung von Bewertungsmethoden und Instrumenten einnehmen, nicht nur bei der Erfolgskontrolle von gesetzlichen Maßnahmen. Die Ergebnisse nehmen direkt Einfluss auf die Anpassung von Methoden und Instrumenten. Die Daten aus der Umweltbeobachtung können damit stärker für Frühwarnsysteme genutzt und bei den (Wieder)-Zulassungsverfahren von chemischen Stoffen zielführender und nutzbringender eingesetzt werden. Eine Kombination mit georeferenzierten Multi-Kompartiment-Modellen kann das Verständnis im Hinblick auf Stoffflüsse und auf die tatsächlichen Gehalte/Konzentrationen in der Umwelt optimieren und Wissenslücken verkleinern bzw. schließen. Diese Erkenntnisse unterstützen die Verifikation von Hypothesen der Veränderungen im Transportverhalten, der Verteilung und Anreicherung von PCBs in der Umwelt im Kontext von Klimaänderungen und menschlichen Aktivitäten.

10 ZUSAMMENFASSUNG

Die gesetzlichen Regelungen zum Verbot von PCBs führten zu einer Reduktion der PCB-Emissionen weltweit. Für Deutschland verbietet die 10. BImSchV die Verwendung von PCBs in offenen Systemen ab 1978, während PCBs in geschlossenen Systemen noch bis 1989 bis zum Inkrafttreten der PCB-Verbotsverordnung (PCB-/PCT-/VC-Verbotsverordnung, 1989) eingesetzt werden durften. Bis Ende 2010 sollten PCBs aus geschlossenen Systemen bis auf wenige Ausnahmen sicher entsorgt werden. Geräte mit weniger als 100 mL PCB-haltigen Flüssigkeiten dürfen weiterhin bis zum Ende der Betriebszeit im Einsatz sein.

Trotz dieser gesetzlichen Maßnahmen kommt es immer noch zur Freisetzung aus offenen und geschlossenen Systemen, so dass PCBs in unterschiedlichen Größenordnungen in verschiedene Umweltmedien gelangen. Primäre, sekundäre und diffuse Quellen verursachen weiterhin Neueinträge. Unsachgemäße Entsorgungspraktiken und Deponierungen, industrielle Prozesse und Hausbrand sind nur einige Ursachen, die zu Anreicherungen von PCBs in der Umwelt und im Menschen führen.

Die 209 Einzelkongenere der PCBs weisen unterschiedliche physikalisch-chemische Eigenschaften auf und bedingen verschiedene Ausprägungen des ökotoxikologischen Verhaltens in den Umweltkompartimenten und im Menschen. PCBs gehören zu den zwölf persistenten organischen Schadstoffen (POPs, persistent organic pollutants), die im Stockholmer Übereinkommen zu POPs (EU, 2004) gelistet sind. Ihr Name «schmutzige Dutzend (dirty dozen)» leitet sich durch die Eigenschaften persistent, bioakkumulierend und toxisch (PBT-Stoffe) ab.

Die Zielsetzung dieser Dissertation steht in engem Zusammenhang mit den Fragestellungen und Anforderungen an den Nachweis von PCBs in der Umwelt, der Ableitung von Quellen und Senken sowie des Transfers von PCBs. Es sollte ein Modell entwickelt werden, das methodologisch die Bilanzierung für eine integrierte Umweltbeobachtung ermöglicht. Für diesen methodologischen Ansatz wurden die Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen des Bundes und der Länder einer qualitativen Bewertung unterzogen. Dies bedeutete, notwendige Qualitätssicherungsmaßnahmen für heterogene Daten aus verschiedenen Umweltbeobachtungsprogrammen zu entwickeln, Maßstäbe für die Bewertung abzuleiten und für die integrative Analyse aufzubereiten.

Ein wesentlicher methodischer Schritt bestand in der Erstellung eines Bewertungsschemas für die Daten der Umweltbeobachtungsprogramme, die strukturiert in einem Informationssystem vorliegen. Es konnte nachgewiesen werden, dass kontextbezogene Metadaten notwendig sind, die hinreichend Auskunft über die Entstehung von Daten in einem räumlichen, zeitlichen und fachlich-inhaltlichen Bezug geben. Der Einflussfaktor von sozio-ökonomischen Größen auf den Eintrag von PCBs in die Umwelt zeigte das Beispiel des Klärschlammaufkommen, deren Verwendung und Aufbringung auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Böden. Die Integration dieser Daten schließen Fehlstellen, die durch die Umweltbeobachtung nicht oder nur zum Teil abgedeckt werden.

Für die fachliche Integration konnte der Nachweis erbracht werden, dass nicht nur die Qualitätssicherungsmaßnahmen ein wichtiger methodischer Baustein sind, sondern auch die Parametrisierbarkeit von Daten aus fachlicher und technologischer Sicht bedeutend ist. Ein Entscheidungskriterium für die Erstellung einer PCB 153 - Bilanz bezog sich auf die Datenverfügbarkeit der Indikator-PCBs, die für die Berechnung der Referenzprofile zu den verschiedenen Umweltkompartimenten notwendig sind.

Mit dem Exkurs der Anforderungen an Daten und Methoden aus der Umweltbeobachtung für Aufgaben der Modellierung konnte gezeigt werden, dass die Arbeiten im Rahmen des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) eine wichtige Grundlage für die Bewertung der räumliche Verteilung von PCB 153 in der Umwelt sind. Die Integration von Daten der Umweltbeobachtung in den Kontext der Modellierung sollte zukünftig stärker verfolgt werden, um die Multi-Kompartiment-Modelle zu validieren und deren Ergebnisse für politische Entscheidungen stärker zu berücksichtigen.

Das Inwertsetzen einer standörtlichen Gliederung für Deutschland als methodisches Instrument für die Integration von Umweltbeobachtungsdaten in den Kontext der Stoffflussuntersuchungen zeigte Möglichkeiten auf, ökologische Einflussfaktoren für Verlagerungs- und Transferprozesse in räumliche Bezugseinheiten zu integrieren. Das Potential von Geografischen Informationssystemen sollte aber auch für die Messnetzplanung und Optimierung von Standorten der Umweltbeobachtung weiter genutzt und ausgebaut werden mit Blick auf die Betrachtung der Wechselwirkungen von ökologischen und sozio-ökonomischen Parametern, die für Stoffbilanzen bedeutend sind.

Für die Ableitung einer PCB 153 - Stoffbilanz nahm die Entwicklung von einheitlichen Bewertungsmaßstäben einen wesentlichen Stellenwert in dieser Arbeit ein. Ausgehend von einem Referenzsystem für die Untersuchungen von POPs in der Umwelt konnte gezeigt werden, welche Qualitätsanforderungen an die Daten selbst erforderlich sind und welche Optimierungspotentiale für laufende und zukünftige Untersuchungsprogramme bestehen. Mit diesem Ansatz wurden Fehlstellen an Daten für die Bilanz erkennbar und unsichere Datenkollektive identifiziert.

Für die Erstellung der Median-Referenzprofile wurden die Daten des POP-Dioxin-Informationssystems einer empirischen und statistischen Analyse unterzogen, Ausreißer identifiziert und die Konzentrationen / Gehalte der sechs Indikator-PCBs berechnet. Die Problematik der Abgrenzung von Daten der Hintergrundbelastung und Daten aus Programmen, die eine spezifische Belastungssituation abbilden, konnte anhand der Metadaten näher spezifiziert werden.

Mit Daten aus über 70 Umweltbeobachtungsprogrammen fand die Berechnung von Median-Referenzprofilen für die Kompartimente Luft, Biota, Boden, Klärschlamm, Sediment und Wasser, bezogen auf die sechs Indikator-PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180 statt. Die damit visualisierten typischen Verteilungsmuster zeigen deutlich die Ansätze der Transformations-, Akkumulations- und Verlagerungsprozesse von niedrig zu hoch chlorierten PCBs.

Diese Datenbasis diente der Berechnung der prozentualen Anteile der sechs Indikator-PCBs am PCB-Gesamtgehalt (Summe der sechs Indikator-PCBs). In einem methodischen Integrationsschritt wurde das statistische Verfahren der Netzdiagrammdarstellung genutzt, um somit typische PCB-„fingerprints“ für die am Stofffluss beteiligten Umweltkompartimente darzustellen. Bemerkenswerte Kongruenzen zwischen biologischen Indikatoren, mögliche Transfers zwischen Klärschlamm, Boden und Sediment konnten durch derartige Mustervergleiche identifiziert werden.

Die Zielgröße für eine PCB 153 - Bilanz mit Angabe der prozentualen und mengenmäßigen Anteile von PCB 153 in den verschiedenen Kompartimenten konnte nur auf Basis von Randbedingungen und Annahmen berechnet werden. Die für eine Bilanz notwendigen Ausgangsdaten zu Emissionen wurden aus Inventaren, Modellberechnungen (EMEP) und Emissionsfaktoren abgeleitet. Die Modellergebnisse von EMEP und des Umweltbundesamtes gehen von einem Eintrag von 32 kg / Jahr (2008) aus. Die vollständige Quantifizierung für den Abfall- und Altlastenbereich sowie für diffuse Quellen der Emissionen ist aufgrund der zurzeit unzureichenden Datenlage nicht möglich. Auch lassen sich aus den Erkenntnissen die Verlagerungen von PCB 153 von einem Kompartiment zum anderen und die Untersuchungen von Stoffflüssen zum Beispiel von schwebstoffbürtigen Sedimenten im Wasser zu ungestörten Ablagerungen in Seen oder Meeren derzeit nicht erfassen.

Immissions- und Depositionsdaten konnten als Bindeglied des Eintrags in die Umwelt genutzt werden. Sie sind jedoch nur bis 2005 im POP-Dioxin-Informationssystem verfügbar. Der hohe Anteil an PCB 153 in der biologischen Matrix lässt darauf schließen, dass durch die bioakkumulierenden Eigenschaften der PBT-Stoffe derartige Substanzen in dem Stoffkreislauf weiter bestehen bleiben und sich letztendlich im Menschen über den Pfad Nahrung anreichern.

Im Ergebnis dieser Arbeit musste festgestellt werden, dass eine vollständige Bilanz des Stoffflusses von PCBs, wie beispielhaft am PCB 153 untersucht, nur begrenzt mit den vorhandenen und bewerteten Daten möglich ist. Die Senke Sediment und Boden als Schadstoffarchiv sollte in weiteren Projekten detaillierter betrachtet werden.

11 LITERATURVERZEICHNIS

- AKKAN, Z.; OLTMANN, J.; KABERLAH, F. (2004): Literaturstudie zur Ermittlung des Depositionswertes von Dioxinen, Furanen und dioxinähnlichen PCB. (Hrsg.) Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.- 1. Auflage. – Mannheim.
- BALZER D.; RAUHUT, A. (1987): Bilanzen über den Verbrauch und Verbleib von Umweltchemikalien insbesondere Cadmium, PCB und DE HP/DOP. FuE-Vorhaben 106 04 097, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Nürnberg.
- BANDHOLTZ, T. (2004): Machbarkeitsstudie Integrationsschicht Umweltbeobachtung. UMLPLIS-Projekt 93501-11/1, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.
- BANDHOLTZ, T.; RÜTHER, M.; MENGER, M. (2006): SNS Environmental Vocabulary - from Terms to Ontology. In: Proceedings of the Semantics 2006. Vienna.
- BARCELÓ, C.; PAWLOWSKY, V.; GRUNSKY, E. (1996): Some Aspects of Transformations of Compositional Data and the Identification of Outliers. *Mathematical Geology* (28): 501-518.
- BASLER, A. (2009): Evaluierung des Forschungsbedarfs zur Ursachenaufklärung der Kontamination bestimmter Lebensmittel mit Dioxinen und PCB. Bovenden. FuE-Vorhaben 370 963 224, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau.
- BAYER, A.; BIZIUK, M. (2009): Environmental fate and global distribution of polychlorinated biphenyls. *Environ Contam Toxicol.* 201:137-158.
- BECK, M.B.; RAVETZ, J.R.; MULKEY, L.A.; BARNWELL T.O. (1997): One problem of model validation for predictive exposure assessments. *Stochastic Hydrology and Hydraulics* 11: 229-254.
- BECKER, L.; DÜRING, R.-A.; HENNECKE, D. (2010): Expositionsbetrachtung und Beurteilung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB – Literaturstudie. FuE-Vorhaben 370972228, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dessau.
- BERDING, V.; SCHWARTZ, S.; TRAPP, S.; MATTHIES, M. (2000): Validierung von Umweltexpositionsmodellen und in Modellen verwendeten Parametern. FuE-Vorhaben 296 67 075, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- BEUDERT, B.; HOFFMAN, R. (2001): 10 Jahre Integriertes Ökosystem-Monitoring im Nationalpark Bayerischer Wald. UBA-Texte 56/01. Berlin. 160-177.
- BIZER, CHR.; HEATH, T.; BERNERS-LEE, T. (2009): Linked Data – The Story so far. *International Journal on Semantic Web and Information Systems (IJSWIS)*, (5) 3: 1-22. Massachusetts.
- BMU (1991): Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, Unterarbeitsgruppe Messprogramme, Harmonisierung von Methoden der Probenahme und Analytik zur Durchführung von Messprogrammen (unveröffentlicht), o.O.
- BMU (1993): 2. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE. Bonn.
- BMU (2002): 3. und 4. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE. Dioxine – Daten aus Deutschland. Bonn.

- BMU (2006): Perspektiven der Klärschlammverwertung. Ziele und Inhalte der Klärschlammverordnung. KTBL-Schrift 453, BMU-Experten Tagung vom 06. und 07. Dezember 2006. Darmstadt-Bonn.
- BMU & UBA (2008): Konzeption zur Umweltprobenbank des Bundes. Bonn.
- BREIVIK, K.; SWEETMAN, A.; PACYNA, J.M.; JONES, K.C. (2002a): Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach. 1. Global production and consumption. The Emissions. *Sci.Total Environ.* 290, 191-198.
- BREIVIK, K.; SWEETMAN, A.; PACYNA, J.M.; JONES, K.C. (2002b): Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach. 2. Emissions. *Sci.Total Environ.* 290, 199-224.
- BREIVIK, K.; ALCOCK, R.; LI, Y.-F.; BAILEY, R.E.; FIEDLER, H.; PACYNA, J.M. (2004): Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environ. Poll.* 128, 3-16.
- BREIVIK, K.; SWEETMAN, A.; PACYNA, J.M.; JONES, K.C. (2007): Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach. 3. An update. *Sci.Total Environ.* 377, 296-307.
- BREIVIK, K.; CZUB, G.; MCLACHLAN, M.; WANIA, F. (2010): Towards an understanding of the link between environmental emissions and human body burdens of PCBs using CoZMoMAN. *Environment International* 36 (1): 85-91
- BUNDESAMT FÜR UMWELT - BAFU (2009): Bilanzen als Instrument für Umweltbeobachtung und Ressourcenmanagement. Ergebnisse der Umweltbeobachtungskonferenz. Bern. online zitiert
- BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG - BfR (2009): Schafleber kann stark mit Dioxinen und PCB belastet sein. Gesundheitliche Bewertung Nr. 013/2009 des BfR vom 07. April 2009.
- BUSSIAN, B.M.; DIENEMANN, C.; GLANTE, F. (2010): Dioxine und dl-PCB in der Umwelt. Auswertung der Länderberichte anlässlich des Fachgespräches im Bundesumweltministeriums am 07.04.2009 und Stellungnahme des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 12/10, Dessau-Roßlau.
- CERA (2008): Climate and Environmental Retrieval and Archive - Documentation of the CERA database for climate data. Max Planck Institut für Meteorologie, Hamburg.
- CZIUDAJ, G. (2005): Die Rolle der Ozeane bei der globalen Verteilung von organischen Substanzen: PCBs als Modellsubstanzen. Dissertation Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Kiel.
- DE VOOGT, P.; BRINKMANN, U.A.TH. (1989): Production, properties and usage of chlorinated biphenyls. In: Kimbrough, R.D et al. [Hg]: Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Amsterdam, Netherland, 3-45.

- DENZER, R. ; GÜTLER, R. (1995): Integration von Umweltdaten. In: Page, B. & Hilty, L.M. (Hrsg.): Umweltinformatik – Informatikmethoden für Umweltschutz und Umweltforschung. München – Wien. 1995:165–189.
- DESTATIS (2010): Pressemitteilung Nr. 490 des Statistischen Bundesamtes vom 31.12.2010 Klärschlamm im Jahr 2009 überwiegend verbrannt. Online zitiert – siehe auch weblink
- DESTATIS (2011): Bereitstellung von Daten der Klärschlammstatistik 2010 mit freundlicher Unterstützung des Statistischen Bundesamtes.
- DETZEL, A.; PATYK, A.; FEHRENBACH, H.; FRANKE, B. ET AL (1998): Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. FuE-Vorhaben 360 12 008, im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 74/98. Berlin.
- DOYLE, U.; HEIß, C. (2009): Bewertung von diffusen Stoffeinträgen im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie – Plädoyer für eine integrierte Umweltbeobachtung. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 21 (6):539-548.
- DVORSKÁ, A.; LAMMEL, G.; HOLOUBEK, I. (2009): Recent trends of persistent organic pollutants in air in central Europe - Air monitoring in combination with air mass trajectory statistics as a tool to study the effectivity of regional chemical policy. Atmospheric Environment 43 (2009): 1280–1287.
- EDWARDS, D., BATLEY, J. (2004): Plant bioinformatics: from genome to phenome. Trends in Biotechnology 22 (5): 232-237.
- EFSA (2010): Results of the monitoring of non dioxin-like PCBs in food and feed. EFSA Journal 8 (7): 1701, Parma. 2010.
- EMEP (2009): EMEP work-plan elements in 2009 for POPs. Online zitiert: http://www.msceast.org/pops/work_plan.html
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2001): Weißbuch - Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. KOM (2001) 88, 27.02.2001: 16-17.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2004): Baseline Report on “Integrated Monitoring of Dioxins & PCBs in the Baltic Region” in the framework of the European Environment and Health Strategy. Working Group on Integrated Monitoring, Brüssel 9. January 2004: 15-17
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2008): Vorschlag der Kommission zur Verbesserung und Straffung des europäischen Systems für die Sammlung, Auswertung und Meldung von Umweltdaten. IP/08/185, 05. Februar 2008.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2003): Chemicals in the European environment: A survey of monitoring and exposure information. Kopenhagen.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2005): Source of Polychlorinated Biphenyls Emissions. EMEP/CORINAIR Guidebook. o.O.

- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2010): Source of Polychlorinated Biphenyls Emissions. EMEP/CORINAIR Guidebook. o.O.
- FERRETTI, M. (2009): Quality Assurance in ecological monitoring - towards a unifying perspective. *Journal of Environmental Monitoring* 2009 (11): 726–729.
- FIEDLER, H. (2001a): Global and Local Disposition of PCBs. In: PCBs: Recent Advances in Environmental Toxicology and Health Effects. Kentucky.
- FIEDLER, H. (2003): The Handbook of Environment Chemistry. Vol.3. Part O, Persistent Organic pollutants. Springer – Verlag, Berlin Heidelberg.
- FIEDLER, H.; LAU, CH.; SCHULZ, S.; WAGNER, C.; HUTZINGER, O.; VON DER TRENCK, K.T. (1995): Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB). Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Texte und Berichte der Altlastenbearbeitung 16/95. Hg: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- FIEDLER, H.; RIPPEN, G.; SIEVERS, S. et al. (1997): Dioxinbilanz für Hamburg. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, Vol. 9, (3): 131-135.
- FIEDLER, H.; ROTTLER, H. (2001b): Aktualisierung der Datenbank DIOXINE anhand neuester Länderdaten. Arbeitsbereich 1. Berlin. FuE-Vorhaben 29 8 91 229/01, unveröffentlicht, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.
- FILZMOSER, P.; HRON, K. (2008): Outlier Detection for Compositional Data Using Robust Methods. *Mathematical Geosciences* (40): 233-248.
- FILZMOSER, P.; HRON, K.; REIMANN, C. (2009): Univariate statistical analysis of environmental (compositional) data: Problems and possibilities. *Science of the Total Environment*, (407): 6100-6108.
- FRERICHS, H. (2002): Coplanare PCB in Altöl. Projektbericht des Fachamtes für Umweltuntersuchungen. o.O.
- FRIEDRICH, H.; FRAGEMANN, H.-J. (2004): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil D Organische Schadstoffe in Klärschlämmen aus der kommunalen Abwasserbehandlung. Düsseldorf.
- FRIEDRICH, H.; FRAGEMANN, H.-J. (2005): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil E Organische Schadstoffe in Klärschlämmen – Bewertung und Ableitung von Anforderungen an die landwirtschaftliche Verwertung. Düsseldorf.
- FÜHR, M. (2007): REACH – Eigenverantwortung als Regulierungskonzept – Spannungsverhältnis zum Anlagen- und Wasserrecht? Vortrag auf dem 30. Sicherheitswissenschaftlichen Kolloquium am 17. April 2007 in Wuppertal.
- FÜRST, P.; KRAUSE, G. H. M.; HEIN, D.; DELSCHEN, T.; WILMERS, K. (1993): PCDD/PCDF in cow's milk in relation to their levels in grass and soil. *Chemosphere*, Jg. 27, H. 8: 1349–1357.
- GIES, A.; SCHRÖTER-KERMANI, CH.; RÜDEL, H. (2007): Frozen Environmental History: The German Environment Specimen Bank. *Organohalogen Compounds* 69: 504-507.
- GIOIA, R.; NIZZETTO, L.; LOHMANN, R.; DACHS, J.; TEMME, C.; JONES, K.-C. (2008): Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Air and Seawater of the Atlantic Ocean:

Sources, Trends and Processes. Environ. Sci. Technol., 42 (5): 1416–1422.

GRIMALT, J.O.; VAN DROOGE, B.L.; RIBES, A.; VILANOVA, R.M.; FERNANDEZ, P.; APPLEBY, P. (2004): Persistent organochlorine compounds in soils and sediments of European high altitude mountain lakes. Chemosphere 54 (2004):1549-1561.

- GUSEV, A.; MANTSEVA, E.; SHATALOV, V.; STRUKOV, B. (2005): Regional Multicompartment Model MSCE-POP. Technical Report 5/2005. Meteorological Synthesizing Centre East Moskau.
- GUSEV A.; ILIYN, I.; ROZOVSKAYA, O.; SHATALOV, V.; SOKOVYCH, V.; TRAVNIKOV, O. (2009): Modelling of heavy metals and persistent organic pollutants: New developments. EMEP/MSCE Technical report 1/2009.
- HABERL, H.; GAUBE, V.; DÍAZ-DELGADO, R.; KRAUZEC, K.; NEUNERD, A.; PETERSEILD, J.; PLUTZARE, CHR.; SINHA, S.J.; VADINEANU, A. (2009): Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms. In: Ecological Economics, Volume 68, Issue 6, 1797-1812.
- HARRAD, S. J.; SEWART, A. P.; ALCOCK, R.; BOUMPHREY, R.; BURNETT, V.; DUARTE-DAVIDSON, R. et al. (1994): Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the British environment: sinks, sources and temporal trends. In: Environmental Pollution, Jg. 85: 131–146.
- HARTMANN, J.; KLUG, S.; MOSCHKE, H.-J. (1999): Bestandsaufnahme PCB-enthaltende Geräte in Deutschland – Aktualisierung der Studien von 1990 und 1993. GfBU-Gesellschaft für Betriebsberatung, Sicherheits- und Umweltfragen mbH. FuE-Vorhaben 299 35 531, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Düsseldorf.
- HELLWEG, S. (2008): Materialflussanalysen, Lebenszyklusanalysen und Risikoanalysen in komplementärer Anwendung: Beispiel Lösungsmittel. Vortrag auf der 3. Umweltbeobachtungskonferenz in Bern 2008. online zitiert
- HOFFMEISTER, J.; LEY, S.; SCHÜTZ, N.; BIRNSTENGEL, B.; ALWAST, H. (2011): Der Fall ENVIO / Dortmunder Hafen. Studie der Prognos AG im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf / Berlin.
- HILLEJAN, U.; SCHAAFFHAUSEN, VON J. (1990): Herkunft und Verbleib PCB-haltiger Rückstände, BSM Gesellschaft für Betriebsberatung mbH. FuE-Vorhaben 103 02 119, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Düsseldorf.
- HILLIGES, F. (2010): Länderübergreifende Bodenzustandsdaten – Werkzeuge und Anforderungen aus Sicht des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 57/2010. Dessau – Roßlau.
- HINKEL, J. (2009): The PIAM approach to modular integrated assessment modeling. Environm. Modelling and Software. 24 (6): 739-748.
- HOLOUBEK, I.; DUSEK, L.; SÁNKA, M.; HOFMAN, J.; CUPR, P.; JARKOVSKY, J. et al. (2009): Soil burdens of persistent organic pollutants - Their levels, fate and risk. Part I. Variation of concentration ranges according to different soil uses and locations. Environmental Pollution, 157 (12): 3207–3217.
- HOFFMAN, J. (2006): Indikatoren für ein integriertes Küstenzonenmanagement - Theoretische Grundlagen. IKZM-Oder Berichte 20/2006. Neubrandenburg.

- HORNSMANN, I.; SCHMIDT, G.; SCHRÖDER, W. (2008): Berechnung einer landschaftsökologischen Raumgliederung Europas. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 20: 25-35.
- HORSBURGH, J.S., TARBOTON, D.G., PIASECKI, M. ET AL (2009): An integrated system for publishing environment observation data. In: Environmental Modelling & Software 24 (2009): 879–888.
- HOUSTON, T. D.; HIEDERER, R. (2009): Applying quality assurance procedures to environmental monitoring data: a case study. Journal of Environmental Monitoring 2009 (11): 774–781.
- HU, D.; LEHMLER, H.-J.; MARTINEZ, A.; WANG, K.; HORNBUCKLE, K.C. (2010): Atmospheric PCB congeners across Chicago. Atmospheric Environment, Vol. 44 (12):1550-1555
- HUNG, H.; KALLENBORN, R.; BREIVIK, K. ET AL (2009): Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993–2006. Science of the Total Environment, 408 (15): 2854-2873.
- IHPA (2006): POPs and obsolete pesticides. Newsletter of the International HCH & Pesticides Association. 11 (2006): 2-3.
- ILYINA, T. (2006): The fate of persistent organic pollutants in the North Sea – Multiple Years Model Simulations of γ -HCH, α -HCH and PCB 153. Dissertation, Hamburg, 2006.
- ISHIKAWA, Y.; TOSHIYUKI, A.; TAKAHIRO, T.; TEIJI I.; KEI, N.; TOMOHARU, N.; SHIGEKI, S.; SHUHEI, M. (2009): High-resolution synthetic monitoring by a 4-dimensional variational data assimilation system in the northwestern North Pacific. Journal of Marine Systems. 78 (2): 237-248.
- JAEGER, J.; SCHERINGER, M. (2011): Aufgaben der Umweltforschung. In: Handbuch der Umweltwissenschaften – 20. Erg Lfg. 3/11. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. Weinheim.
- KARL, U.; HAASE, M.; VAN DER KAMP, J. (2010): Nationaler Durchführungsplan unter dem Stockholmer Abkommen zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs) – Aktualisierung 2010. Europäisches Institut für Energieforschung (EIFER), KIT - Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU), FuE-Vorhaben 360 01053, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau,
- KAUFMANN, C.; SCHILLI, C.; LAZAR, S.; LISCHIED, G.; RINKLEBE, J. (2009): Auswertung der Veränderungen des Bodenzustandes für Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) und Validierung räumlicher Trends unter Einbeziehung anderer Messnetze – Methodencode für Boden-Dauerbeobachtung, Version 1.0. FuE-Vorhaben 3707 71 203, im Auftrag des Umweltbundesamtes (unveröffentlicht) Dessau-Roßlau.
- KEHREIN, N.; LUTZ, N.; BERLEKAMP, S.; KLASMEIER, J. (2010): Unterstützung von zielgerichtetem Monitoring durch georeferenzierte Expositions-Modellierung. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 22 (4): 353-354.

- KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (2008): Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Helsinki.
- KLITZING VON F. (2002): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms im Rahmen eines Stufenkonzeptes der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 1: Fortschreibung der Dokumentation von Programmen anderer Ressorts. FuE-Vorhaben 299 82 212 / 01, im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 65/02. Berlin.
- KLITZING VON F.; CORSTEN A.; MISCHKE A. (1998): Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes, Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts. FuE-Vorhaben 104 01 119, im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 73/98. Berlin.
- KLITZING VON F.; CORSTEN A.; MISCHKE A. (2000): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms im Rahmen eines Stufenkonzeptes der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 2: Fortschreibung der Dokumentation von Programmen anderer Ressorts. FuE-Vorhaben 299 82 212 / 02, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.
- KNAPPE, F.; MÖHLER, S.; LAZAR, S. ET AL (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. FuE-Vorhaben 203 74 275, im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 36/08, Dessau-Roßlau.
- KNETSCH, G. (1995): Dioxin-Datenbank des Bundes - Baustein eines Umweltinformationssystems, Informatik für den Umweltschutz, Marburg.
- KNETSCH, G. (2000): The German Dioxin Database – Application in Trend Monitoring of Polychlorinated Dibenzop-Dioxins and Furans in the Environment, Organohalogen Compounds 46 (2000).
- KNETSCH, G. (2001): Integrating Environmental Data across disciplines against the background of the Aarhus-Convention, Umweltinformatik aktuell, Bd. 30, Metropolis Verlag, Marburg.
- KNETSCH, G. (2008): Stoffinformationssysteme für die Bewertung von Chemikalien, UBA-Texte 07/2008. Dessau.
- KNETSCH, G.; BANDHOLTZ, T. (2006): Ergebnisse einer Machbarkeitsstudie Integrationsschicht Umweltbeobachtung. In: Umweltdatenbanken und Netzwerke, UBA-Texte 12/2006. Dessau.
- KNETSCH, G.; GÄRTNER, P. (2010): An integrated approach for the data management of PCBs in environmental compartments and food. Postervortrag zum 6. Internationalen PCB-Workshop . Visby.
- KNETSCH, G.; RAPPOLDER, M.; WEIHS, E. (2003): Entwicklung eines Web-Services für die Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder, UBA-Texte 54/2003, Berlin..

- KNETSCH, G.; ROSENKRANZ, D. (2003 a): Umweltbeobachtung - Ziele, Strategien und Konzepte des Bundes und ausgewählter Länder, Landesamt für Umwelt und Geologie des Freistaates Sachsen, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden-Radebeul.
- KNETSCH, G.; ROSENKRANZ, D. (2003 b): Medienübergreifende Umweltbeobachtung - Stand und Perspektiven, Tagungsband zur Tagung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden- Württemberg, Karlsruhe.
- KNETSCH G.; WEIHS E. (2004): Development of a Web-Service for the Dioxin-Database of Germany. Proc. 17th Int. Conf. EnviroInfo 2004. Geneva .
- KNETSCH, G.; WEIHS, E. (2007): Web-Services as an instrument for data retrieval and data mapping - The DIOXIN-POP Database of Germany, Proc. 21th Int. Conf. EnviroInfo 2007. Warschau.
- KÖRDEL, W.; HERRCHEN, M.; MÜLLER, J.; KRATZ, S. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Berlin. FuE-Vorhaben 202 33 305, 202 74 271 im Auftrage des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 30/07, Dessau.
- KÖRNER, W. (2006): Dioxinähnliche PCB und Dioxine. In: Chemikalien in der Umwelt – Vorkommen, Belastungspfade, Regelungen. Bayer. Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2006. 95-104.
- KÖRNER, W.; SCHÄDEL, S.; WALLER, U.; KÖHLER, J. (2005): Bestimmung von Dioxinen, Furanen, dioxinähnlichen PCB und Indikator-PCB in Fichten- und Kieferntrieben aus der Umweltprobenbank des Bundes. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- KRINKE, S. (2008): Lebenszyklus orientierte Produkt- und Technologieentwicklung bei Volkswagen. Vortrag auf der 3. Umweltbeobachtungskonferenz in Bern. online zitiert
- LAMMEL, G. (2005): Kenntnisstand und Forschungsbedarf im Kontext der globalen POP-Konvention. Mitt Umweltchem Ökotox 11 (3): 54 – 56.
- LAMMEL, G.; SEHILI, A.M.; SEMEENA, V.S. (2007): Anreicherung persistenter organischer Schadstoffe in den Polargebieten – Modelluntersuchungen. Mitt Umweltchem Ökotox 13 (4): 95 – 98.
- LAMON, L.; VALLE, M.D.; CRITTO, A.; MARCOMINI, A. (2009): Introducing an integrated climate change perspective in POPs modelling, monitoring and regulation. Environmental Pollution 157 (2009): 1971-1980.
- LANUV (2011): Betriebsuntersuchungen zur PCB Belastung. FA. AGR Zwischenlager Gelsenkirchen. Online-Mitteilung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen vom 15.2.2011.
- LAPKE, M. (2008): Bilanzierung – einmal anders. o.O. persönliche Mitteilung.

- LOHMANN, R.; NORTHCOTT, G.L.; JONES, K.C. (2000): Assessing the contribution of diffuse domestic burning as a source of PCDD/Fs, PCBs and PAHs to the U.K. atmosphere. *Environ.Sci.Technol.* 34 (14): 2892 - 2899.
- MACLEOD, M.; SCHERINGER, M.; MCKONE, T.; HUNGERBÜHLER, K. (2010): The State of Multimedia Mass-Balance Modeling in Environmental Science and Decision Making. *Environ. Sci. Technol.* 44 (22): 8360 - 8364.
- MARKERT, B. (1994): Biomonitoring – Quo Vadis? *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 6 (3): 145-149.
- MATTHIES, M.; KLASMEIER, J. (2005): Georeferenzierte Expositionsabschätzung. *Mitt Umweltchem Ökotox* 11 (3), 57 – 59.
- MEIJER, S.N.; OCKENDEN, W.A.; SWEETMAN, A.; BREIVIK, K.; GRIMALT, J.O.; JONES, K.C. (2003): Global Distribution and Budget of PCBs and HCB in Background Surface Soils: Implications for Sources and Environment Processes. *Environ.Sci.Techol.* 37, (4), 667-672.
- MONARPOP (2009): Monitoring network in the Alpine region for persistent and other organic pollutants. Technical Report, Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- NERC (2009): National Environment Research Council: Virtual Observatory to sustain and improve soil and water. Part 3 – Developing an integrated water-soil life support system. NERC Strategy 2007-2012.
- NOUHUYS VAN, J.; SCHRÖDER, W. et al. (1999): Entwicklung eines Modells zur Zusammenführung vorhandener Daten des Bundes und der Länder zu einem Umweltbeobachtungssystem. Band 1: Instrumentarium für die Zusammenführung umweltrelevanter Daten verschiedener Messnetze. Band 2: Konzept und Realisierung der standörtlichen Gliederung Deutschlands für die ökologische Umweltbeobachtung. Kiel, FuE-Vorhaben 29 781 126/01 und 02, im Auftrag des Umweltbundesamtes, unveröffentlicht.
- OCKENDEN, W. A.; BREIVIK, K.; MEIJER, S.N. et al. (2003): The global re-cycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils. *Environmental Pollution* 121: 75-80.
- OECD (2004a): Guidance for a Global Monitoring Programme for Persistent Organic Pollutants. 1st edition, Genf.
- OECD (2004b): OECD Environmental Strategy – review of progress. ISBN-92-64-107800.
- OFFENTHALER, I.; WEISS, P.; UHL, M. et al. (2009): MONARPOP - Technical report. Wien.
- OSPAR (2001): Hazardous Substances Series – Polychlorinated Biphenyls (PCBs) OSPAR Commission 2001 (2004 Update). [ISBN 0 946956-78-2]: 20.
- OSPAR (2007): Hazardous Substances Series – Dioxins. [ISBN 978-1-905859-47-4]:23.

- PALM, W.-U.; BOLTEN, M.; LUTZENBERGER, A.; STAMER, F.; RUCK, W. (2009): Literaturstudie zur Ursachenanalyse der Kontamination von Grünfütter durch PCB unter besonderer Berücksichtigung dioxinähnlicher PCB. Leuphana Universität Lüneburg. Im Auftrag des niedersächsischen Ministeriums für Umwelt und Klimaschutz und des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. unveröffentlicht.
- PANGAEA (2010): Elsevier and PANGAEA take next step in connecting research articles to data. Online zitiert.
- PEICHL, L. (1997): Landesweite Erhebung von Immissionswirkungen mit Bioindikatoren. Empfehlungen des Arbeitskreises „Bioindikation/Wirkungsermittlung“ der Landesämter/-anstalten für Umweltschutz. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 9, 273-282.
- QUIROZ, R.; POPP, P.; BARRA, R. (2009): Analysis of PCB levels in snow from Aconcagua Mountain (Southern Anden) using the stir bar sorptive extraction. In: Environmental Chemistry Letters 7 (3): 283-288.
- RAPPOLDER, M.; SCHRÖTER-KERMANI, CH.; SCHÄDEL, S.; WALLER, U.; KÖRNER, W. (2007): Temporal trends and spatial distribution of PCDD, PCDF, and PCB in pine and spruce shoots. Chemosphere 67 (9): 1887-1896.
- RICKERT, W-F.; TREFFLER, P. (2004): Georeferenzierung als Mittel zur Erschließung von Fachinformationen in Internet und Intranet. In: Cremers, A.B.; Greve, K. (Hrsg.): Umweltinformatik. Marburg: 413-421.
- RÖMPP, U. (2010): Römpp Lexikon online. Thieme Chemistry Verlag, Stuttgart
- ROTARD, W.; EULITZ, J.; WELLMITZ, J.; WOITKE, P. (1999): Ringversuch Dioxine im Boden. Abschlussbericht, Unterarbeitsgruppe "Referenzmessprogramme" der Bund/Länder Arbeitsgruppe "Dioxine". Umweltbundesamt Fachgebiet II 2.5/ Labor für Wasseranalytik, Berlin.
- RÜDEL, H.; WEINFURTNER, K.-H. (2010a): Überlegungen zur Umsetzung einer Klärschlammprobenahme im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes. Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 16 (1): 28-31.
- RÜDEL, H.; FLIEDNER, A.; KÖSTERS, J.; SCHRÖTER-KERMANI, CH. (2010b): Twenty years of the elemental analysis of marine biota within the German Specimen Bank – A thorough look at the data. Environmental Science and Pollution Research, (5): 1025 – 1034.
- RÜDEL, H.; BESTER, K.; EISENTRÄGER, A.; FRANZARING, J.; HAARICH, M.; KÖHLER, J.; KÖRNER, W.; OEHLMANN, J.; PASCHKE, A.; RICKING, M.; SCHRÖDER, W.; SCHRÖTER-KERMANI, C.; SCHULZE, T.; SCHWARZBAUER, J.; THEOBALD, N.; VON DER TRENCK, T.; WAGNER, G.; WIESMÜLLER, G. A. (2007a): Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring (Teil 1 von 2); Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie Ökotoxikologie, 13 (2). 34-41.

- RÜDEL, H.; BESTER, K.; EISENTRÄGER, A.; FRANZARING, J.; HAARICH, M.; KÖHLER, J.; KÖRNER, W.; OEHLMANN, J.; PASCHKE, A.; RICKING, M.; SCHRÖDER, W.; SCHRÖTER-KERMANI, C.; SCHULZE, T.; SCHWARZBAUER, J.; THEOBALD, N.; VON DER TRENCK, T.; WAGNER, G.; WIESMÜLLER, G. A. (2007b): Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring (Teil 2 von 2); Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 13 (3): 72-79.
- RÜDEL, H.; STEINHANSES, J.; LEPPER, P.; SCHRÖTER-KERMANI, CHR. (2002): Umweltprobenbank: Retrospektives Monitoring von Organozinnverbindungen in aquatischen Organismen. Poster zur SETAC-GLB. Braunschweig.
- RÜTHER, M. (2010): Die Umweltprobenbank des Bundes im Web. UBA-Texte 1/2010. Dessau-Roßlau, 1-10.
- RÜTHER, M.; BANDHOLTZ, T.; LOGEAN, A. (2010): Linked Environment Data for the Life Science. Online: <http://arxiv.org/abs/1012.1620>
- RUPPE, A.; BAHR, C.; POHL, A. (2009): Gehalte anorganischer und organischer Schadstoffe in Böden und Pflanzen. Fortschreibung von Beurteilungsmaßstäben für den Wirkungspfad Boden-Pflanze: Methodik zur flächenrepräsentativen Erfassung pflanzenverfügbarer Stoffgehalte in unbelasteten Böden und Stoffgehalten in Nahrungs- und Futtermittelpflanzen. FuE Vorhaben 206 74 2000, im Auftrag des Umweltbundesamtes, unveröff.
- RUZICKOVA, P.; KLANOVA, J.; CUPR, P.; LAMMEL, G.; HOLOUBEK, I. (2008): An assessment of air-soil exchange of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides across Central and Southern Europe, Environmental Science & Technology, 42 (1): 179-185.
- SACHS, W. et al. (2008): Zukunftsfähiges Deutschland in einer globalisierenden Welt – Ein Anstoß zur gesellschaftlichen Debatte (Hrsg.): BUND e.V., EED e.V., Fischer Taschenbuch Verlag, Berlin.
- SCHAAFFHAUSEN, V. J.; GRAMENZ, J.P. (1993): Aufkommen und Verbleib von PCB-Abfällen in der ehemaligen DDR sowie Herkunft und Entsorgung von PCB-Abfällen aus wehrtechnischen Geräten, aus Geräten bei der Bundesbahn (Reichsbahn) und Bundespost und von PCDM-Abfällen aus dem Bergbau, FuE-Vorhaben 103 50 204, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- SCHERINGER, M. (2003): Offene Fragen und aktuelle Aufgaben der Expositionsanalyse. Mitt Umweltchem Ökotox, 9. (3).
- SCHERINGER, M.; SALZMANN, M.; STROEBE, M.; WEGMANN, F.; FENNER, K.; HUNGERBÜHLER, K. (2004): Long-Range Transport and Global Fractionation of POPs: Insights from Multimedia Modeling Studies. Environ Pollut. 128 (1-2):177-88.
- SCHERINGER, M., HUNGERBÜHLER, K. (2008): Datenprobleme und Datenbedarf in der Umweltrisikobewertung von Chemikalien. Mitt Umweltchem Ökotox, 14 (1).

- SCHERINGER, M.; JONES, K. C.; MATTHIES, M.; SIMONICH, S. M.; VAN DE MEENT, D. (2009): Multimedia partitioning, overall persistence, and long-range transport potential in the context of POPs and PBT assessments. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 5 (4): 557-576.
- SCHMIDT, G. (2002): Eine multivariat-statistisch abgeleitete ökologische Raumgliederung für Deutschland. Dissertation Vechta. [ISBN 3-89825-518].
- SCHÖNTHALER, K. (2008): Rahmenbedingungen für eine integrierte Umweltbeobachtung. Beitrag eJournal Umweltbeobachtung. [eISSN 1611-1415].
- SCHÖNTHALER, K.; KERNER, F.-H.; KÖPPEL, J. et al. (1997): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Wissenschaftlich-fachlicher Ansatz. UBA-Texte 32/97. Berlin.
- SCHÖNTHALER, K.; MEYER, U.; POKORNY, D. et al. (2003): Ökosystemare Umweltbeobachtung. Vom Konzept zur Umsetzung. Hrsg. Umweltbundesamt und Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Berlin.
- SCHÖNTHALER, K.; ANDRAIN-WERBURG, VON S. (2008): Erster integrierter Umweltbericht für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Hrsg. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlicher Raum und Verbraucherschutz, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. o.O.
- SCHRÖDER, W. (2005): Umweltdaten für die Raumplanung. Anforderungen sowie Techniken für ihre Zusammenführung, Eignungsprüfung und planungsrelevante Aufbereitung. In: Peithmann, O.; Zeck, H. [Hrsg]: *Integration landwirtschaftlicher Funktionen in die Raumplanung*. Akademie für Raumforschung und Landeskunde. Arbeitsmaterial der ARL 314: 53 – 63.
- SCHRÖDER, W., GARBE-SCHÖNBERG, C.-D., FRÄNZLE, O. (1991): Die Validität von Umweltdaten - Kriterien für ihre Zuverlässigkeit: Repräsentativität, Qualitätssicherung und -kontrolle. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 3 (4): 237-241.
- SCHRÖDER, W., SCHMIDT, G. (2000): Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 12 (4): 237 – 243.
- SCHRÖDER, W.; SCHMIDT, G. (2008): Ökologische Raumgliederung Europas. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 20 (1): 23 – 24.
- SCHRÖDER, W.; SCHMIDT, G.; ECKSTEIN, T.; MATEJKA, H.; PESCH, R. (2001): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms im Rahmen eines Stufenkonzeptes der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. FuE-Vorhaben 299 82 212/01 und 02, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.

- SCHRÖDER, W.; SCHMIDT, G.; HORNSMANN, I. (2006): Landschafts-ökologische Raumgliederung Deutschlands. In: Fränzele O, Müller F, Schröder W [Hrsg]: Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung, Landsberg am Lech, München, Zürich.
- SCHRÖTER-KERMANI, CH.; SCHMOLZ, E.; HERRMANN, T.; PÄPKE, O. (2005): PCDD, PCDF, and Dioxin-like PCB in herring gull eggs from North Sea and Baltic Sea: Levels, Patterns and, Temporal Trends. *Organohalogen Compounds* 67: 1295-1299.
- SCHULZ, V. (2006): Qualitätsgesicherte Veröffentlichung von Umweltdaten am Beispiel von IMIS. UBA-Texte 11/06, 103-112.
- SCHWARZ, M.; SCHNEIDER, K.; LINDTNER, O.; BLUME, K.; FIDDICKE, U.; HEINEMEYER, G. (2010): Aufnahme von Umweltkontaminanten über Lebensmittel- Ergebnisse des Forschungsprojektes LexUKon. FuE-Vorhaben UM 0861712, im Auftrag des BMU. Berlin.
- SELBIG, J. (2004): Bioinformatische Verfahren zur kombinierten Analyse von Transkriptom, Metabolom- und Proteomdaten. Tätigkeitsbericht des Max-Planck-Instituts für molekulare Pflanzenphysiologie. Potsdam 2004. 519-524.
- SHATALOV, V.; GUSEV, A.; DUTCHAK, S.; HOLOUBEK, I.; MANTSEVA, E.; ROZOVSKAYA, O.; SWEETMAN, A.; STRUKOV, B.; VULYKH, N. (2005): Modelling of POP contamination in the European region: Evaluation of the model performance. Technical Report 7/2005. Meteorological Synthesizing Centre – East, Moskau.
- SIEGWOLF, R. (2008): Bilanzen als Instrument der Umweltbeobachtung und Ressourcenmanagement. Beitrag auf der 2. Umweltbeobachtungskonferenz, Bern. unveröffentlicht.
- SPIRGATH, T. (2006): Entwicklung von Kriterien zur Beurteilung der Unsicherheiten bei der Probenahme von Feststoffen. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften, Institut für Geographische Wissenschaften der Freien Universität Berlin.
- SRU (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. – Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen - Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1998): Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Umweltgutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Berlin.
- SRU (2000): Schritte ins nächste Jahrtausend. Umweltgutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (2007): Umweltverwaltungen unter Reformdruck Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Bundestagsdrucksache 16/4690.
- STAUB, P. (2009): Über das Potential und die Grenzen der semantischen Interoperabilität von Geodaten. Dissertation an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.

- STEMMLER, I.; LAMMEL, G. (2010): Die Verteilung von Polychlorierten Biphenylen in der Umwelt im 20. Jahrhundert – Untersuchungen mit einem globalen Atmosphären-Ozean-Zirkulationsmodell. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 22 (4): 354-355.
- SUSUKI, N.; MURASAWA, K.; SAKURAI, T.; NANSAI, K.; MATSUHASHI, K.; MORIGUCHI, Y.; TANABE, K.; NAKASUGI, O.; MORITA, M. (2004): Geo-referenced multimedia environmental fate model (G-CIEMS): model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches. Environ Sc. Technol. 38 (21):5682-5693.
- SWEETMAN, A.J.; JONES, K.C. (2000): Declining PCB Concentrations in the U.K. Atmosphere: Evidence and Possible Causes. Environ.Sc.Technol. 34: 863-869.
- TERYTZE, K.; RICKING, M. (1995): Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine, -furane (PCDD/F) und Analoga in datierten aquatischen Sedimenten und terrestrischen Böden. UBA-Texte 42/95. Berlin.
- TERYTZE, K.; NESTLER, A.; LÜCK, D. (2006): Bewertung von Vergleichs- und Ringuntersuchungen zur Ableitung der Messunsicherheit entsprechend Anhang 1 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. In: VDI/VDE-Gesellschaft für Mess- und Automatisierungstechnik: Messunsicherheit praxisgerecht bestimmen. Grundlagen, Praxisbeispiele. Tagung, Erfurt, 14.-15.11.2006. VDI-Berichte Nr. 1947.
- TMAP (2008): Trilaterales Wattenmeermonitoring. Guidelines-Database. Version 1.2, online zitiert.
- TREFFLER, P. (2001): Das Geografische Informationssystem Umwelt. In: Braun / Buzin / W / Wintges (Hrsg.): GIS und Kartographie im Umweltbereich. Herbert Wichmann Verlag Heidelberg. 148-156. [ISBN: 3-87907-356-2].
- UMEG (2004): Bilanzbericht Bruchsal. Umweltbilanz und Umweltprognose, Forstwirtschaft und Verkehr - Ergebnisse vom Intensiv-Monitoring Bruchsal, Gemeinde Forst (Baden-Württemberg). 2004. online zitiert.
- UBA (1995): Ringversuch „Dioxine in Böden“. Leitung von Dr. Rotard durch die UAG Referenzmessprogramm der Bund/Länder Arbeitsgruppe DIOXINE. Berlin. unveröffentlicht.
- UBA (2002): Projekt Umweltbeobachtung. Berlin. unveröffentlicht.
- UBA (2007): 5. Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE. Dessau.
- UBA (2009a): Für eine Welt ohne gefährliche Chemikalien. Presseinformation des Umweltbundesamtes 027/2009.
- UBA (2009b): Neue und aktualisierte für Organochlorverbindungen (PCB 138, PCB 153, PCB 180, HCB, β -HCH und DDE) im Vollblut von Kindern in Deutschland. Bundesgesundheitsblatt 10: 973-976
- UBA (2010a): Persönliche Mitteilung von Frau Schröter-Kermani zu den neuesten Bodenauswertungen an den Standorten der Umweltprobenbank des Bundes.

- UBA (2010b): Grenzüberschreitende Abfallverbringung - Basler Übereinkommen. Notifizierungspflichtige Abfälle, online zitiert.
- UN ECE (1998): Manual for Integrated Monitoring under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution of the UNECE. Compiled by the ICP IM Programme Centre, Helsinki. 1998. online zitiert.
- UN ECE (2004a): Clearing the Air – 25 years of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. New York-Genf.
- UN ECE (2004b): Manual on methods and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Programme Coordinating Centre, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg.
- UNEP CHEMICALS (2004): Guidance for a Global Monitoring Programme for Persistent Organic Pollutants. Genf.
- US EPA (2009): Envirofacts - Retrieve information from multiple sources of Envirofacts System Data for your area of interest. Washington D.C. online zitiert.
- VAN DEN BERG, M.; BIRNBAUM, L.; BOSVELD A.T.C.; 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.; WAERN, F.; ZACHAREWSKI, T. (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health. Perspect.* 106 (12): 775-795.
- VAN DEN BERG, M.; BIRNBAUM, L.; DENISON, M.; DE VITO, M.; FARLAND, W.; FEELEY, M.; FIEDLER, H.; HAKANSON, H.; HANBERG, A.; HAWS, L.; ROSE, M.; SAFE, M.; SCHRENK, D.; TOHYAMA, C.; TRITSCHER, A.; TIOMISTRO, J.; TYSKLIND, M.; WALKER, N.; PETERSON, R.E. (2006): The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mamalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin - Like Compounds - Implications for risk assessment and limitations of the concept. *Toxicological Sciences* 93 (2): 223-241.
- VAN DER GON, D.; VAN HET BOLSCHER, M.; VISSCHEDIJK, A.; ZANDVELD, P. (2007): Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE–Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment*, 41, 9245-9261.
- WANIA, F. (1999): On the origin of elevated levels of persistent chemicals in the environment. *Environ Sci Pollut Res Int.* 6 (1): 11-9.
- WANIA, F.; PERSSON, J.; GUARDO, A.D.; MCLACHLAN, M.S. (2000): The POPCYCLING-Baltic Model A Non-Steady State Multicompartment Mass Balance Model of the Fate of Persistent Organic Pollutants in the Baltic Sea Environment. Norwegian Institute for Air Research, Technical Report OR-10/2000. 76 S..

- WANIA, F.; DALY, G.L. (2002): Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs. *Atmos. Environ.* (36), 36-37: 5581-5593.
- WANIA, F. (2004): Schadstoffe ohne Grenzen - Ferntransport persistenter organischer Umweltchemikalien in die Kälteregeonen der Erde. *GAIA* 13 (2004) 3: 176-186.
- WEIHS, E. (2006): Tasks and Functions of the Bavarian Environmental Object Catalogue in Meeting the Requirements Imposed by Environmental Legislation. In: *EnviroInfo 2006: Managing Environmental Knowledge Proceedings of the 20th International Conference "Informatics for Environmental Protection" Graz (Austria): 275-282.*
- WELKER, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserversorgungssystemen. Habilitation am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern.
- WELT ONLINE (2008): Hochwasserflächen in der Ems mit Gift belastet. Aktuelle Pressemitteilung. online zitiert.
- WIERSMA, G.B. (2004): *Environmental Monitoring*. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C. ISBN 1-56670-641-6, 38-62.
- Wu, R.S.S.; Chan, A.K.Y.; Richardson, B.J.; Au, D.W.T.; Fang, J.K.H.; Lam, P.K.S.; Giesy, J.P. (2008a): Measuring and Monitoring persistent organic pollutants in the context of risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, (57) 6-12: 236-244.
- Wu, R.S.S.; Chan, A.K.Y.; Richardson, B.J.; Au, D.W.T.; Fang, J.K.H.; Lam, P.K.S.; Giesy, J.P. (2008b): Measuring and Monitoring POPs: A Critique. In: *Proceedings of the Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry Biological Responses to Chemical Pollutants*, 7/2008: 1-6.
- ZIESCHANK, R.; BARKMANN, J.; BAUMANN, R.; MEYER, U.; MÜLLER, F.; STEINER, M.; WIGGERING, H.; SCHÄFER, K.; SCHOER, S.; SEIBEL, S. (2000): Makroindikatoren des Umweltzustandes. Kurzbeschreibung des FuE-Projektes im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Entwicklung. „Hochaggregierte Umweltzustandsindikatoren auf Basis naturwissenschaftlicher Modelle, statistischer Aggregationsverfahren und gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse – Makroindikatoren des Umweltzustandes“. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2002. unveröffentlicht.

ANHANG

- Anhang A: Verzeichnis der WebLinks
- Anhang B: Zitierte Gesetze, Verordnungen, Richtlinien und Normen
- Anhang C: Gesetzliche Regelungen zu PCBs
- Anhang D: Berechnungsgrundlagen des TEQ - TEF - Modells der WHO
- Anhang E: Eigenschaften, Wirkungen und Verbreitungen von PCBs (allgemein) und PCB 153
- Anhang F: Abbildungen und ergänzende Tabellen zum den Kapiteln 3 und 4
- Anhang G: Auszug eines XML-Schemas nach ISO 19115
- Anhang H: Beobachtungsprogramme des POP- Dioxin - Informationsinformationssystems mit Bewertung des Integrationspotentials der Programme
- Anhang I: Empfehlung für Qualitätskriterien von Daten der Umweltbeobachtung
- Anhang J: Referenzwerte PCBs im Vollblut

Anhang A: Verzeichnis der WebLinks

URL-Adresse	Abrufdatum
http://www.pik-potsdam.de/members/hlotze/geoscope_report_weilburg_sep01_de.pdf	02.06.2008
http://www.nabu-akademie.de/berichte/02_daten.htm	02.06.2008
http://www.uni-erfurt.de/kommunikationswissenschaft/lehveranstaltungen/Lehrveranstaltungen_SS_04/Zur_Integration_von_Selbsterfahrung.pdf	10.06.2008
http://ec.europa.eu/dgs/health_consumer/library/press/press203_de.pdf	10.06.2008
http://europa.eu/scadplus/leg/de/lvb/l28145.htm	10.06.2008
http://www.nilu.no/projects/ccc/tfmm/zagreb/presentations/1	08.07.2008
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00308_Revised%20BD%20on%20dioxins.pdf	28.07.2008
http://ndg.nerc.ac.uk/discovery	28.07.2008
http://www.mad.zmaw.de/wdc-for-climate/cera-database/http-metadata-access-by-xml/	29.07.2008
http://www.grenzflaeche.de/lexikon/p/pcb.htm	28.10.2008
http://www.welt.de/welt_print/article2298207/Hochwasserflaechen-der-Ems-mit-Gift-belastet.html	28.10.2008
http://www.allum.de/index.php?mod=noxe&n_id=10	11.11.2008
http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/Tagungsband.pdf	25.11.2008
http://kluedo.ub.uni-kl.de/volltexte/2005/1892/pdf/Habil_privat.pdf	08.12.2008
http://www.kim-forum.org/material/pdf/KIM-Umfragereport.pdf	18.01.2009
http://www.environment.fi/default.asp?contentid=295974&lan=en&clan=en	06.03.2009
http://www.waddensea-secretariat.org/TMAP/Monitoring.html	16.03.2009
http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb	07.06.2009
http://www.iso.org/iso/iso_catalogue.htm	15.10.2009
http://idw-online.de/pages/de/news347830	10.01.2010
http://www.umweltbeobachtung.eu/journal/U021-EU081-de.pdf	10.01.2010
http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/16/046/1604690.pdf	10.01.2010
http://www.eobc.eu/journal/U01-EU09-de.pdf	10.01.2010
http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18440070?ordinalpos=1&itool=EntrezSystem2.PEntrez.Pubmed.Pubmed_ResultsPanel.Pubmed_SingleItemSupl.Pubmed_Discovery_RA&linkpos=5&log\$=relatedreviews&logdbfrom=pubmed	10.02.2010
http://www.monarpop.at/downloads/MONARPOP_Technical_Report.pdf	22.02.2010
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00308_Revised%20BD%20on%20dioxins.pdf	21.03.2010
http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V78-4XX269Y-1&_user=1676895&_coverDate=12%2F11%2F2009&_alid=1291761964&_rdoc=5&_fmt=high&_orig=search&_cdi=5836&_sort=r&_st=4&_docanchor=&_ct=243&_acct	10.04.2010

Anhang A

=C000054205&_version=1&_urlVersion=0&_userid=1676895&md5=0118f9281bca06948f4fb63e7112c14e#FCANote	
http://www.portalu.de/ingrid-portal/portal/search-catalog/search-catalog-hierarchy.psm www.wudk/	15.05.2010
http://dublincore.org/	15.05.2010
http://europa.eu/legislation_summaries/environment/water_protection_management/l24256_de.htm	20.06.2010
http://www.mi.uni-hamburg.de/Transport.5607.0.html	08.09.2010
http://www.eobc.eu/journal/U01-EU09-de.pdf	20.06.2010
http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/altlasten/berichte/baustoff-db/bs.html	08.09.2010
http://www.ak-uis.de/ws2007/10_Knetsch.pdf	03.10.2010
http://www.naturvardsverket.se/en/In-English/Start/State-of-the-environment/Environmental-pollutants/PCB-Workshop-2010/	03.10.2010
http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6VF5-4VYXMJY-1&_user=10&_coverDate=09%2F30%2F2009&_alid=1549657703&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=search&_origin=search&_zone=rslt_list_item&_cdi=6001&_sort=r&_st=13&_docanchor=&_view=c&_ct=2&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_u_serid=10&md5=d7825dcf78d96f094c619086681a93b5&searchtype=a	15.11.2010
http://www.environment.fi/default.asp?contentid=17110&lan=en	15.11.2010
http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/downloads/doc/46373.php	15.11.2010
http://www.environment.fi/default.asp?contentid=17110&lan=en	15.11.2010
http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91701/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=91063&OBJECT=91701&MODE=METADATA&highlight=Bruchsal	15.02.2011
http://europa.eu/legislation_summaries/other/l21275_de.htm	15.02.2011
http://www.utscc.utoronto.ca/~wiania/downloads3.html	15.03.2011
http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/selected_results/11548	15.03.2011
http://www.eobc.eu/journal/U01-EU09-de.pdf	15.03.2011
http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Presse/pm/2010/12/PD10_490_32214,templatelD=renderPrint.psm 	15.04.2011
http://www.pangaea.de/	15.04.2011
http://www.bfr.bund.de/cm/350/aufnahme_von_umweltkontaminanten_ueber_lebensmittel.pdf	20.04.2011
http://www.angelnindeutschland.de/index.php?option=com_content&view=section&id=130&Itemid=400	20.05.2011
http://www.eobc.eu/conference/presentation/C08-P3-2.pdf	20.05.2011
http://www.environment.fi/default.asp?node=6329&lan=en	20.005.2011
http://www.epa.gov/enviro/index.html	20.5.2011

Anhang B: Zitierte Gesetze, Verordnungen, Richtlinien und Normen

- ABFKLÄRV (1992): AbfKlärV – Abfallklärschlammverordnung. Vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912; zuletzt geändert durch Art. 4 V vom 20. Oktober 2006 BGBl. I S. 2298).
- ALTÖLV (2002): AltöIV – Altölverordnung. Vom 16. April 2002 (BGBl. I S. 1368; zuletzt geändert durch Art. 2 vom 20. Oktober 2006 BGBl. I S. 2298).
- KRW-/ABFG (1994): KrW-/AbfG - Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz. Vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705; zuletzt geändert durch Art. 5 G vom 22. Dezember 2008 BGBl. I S. 2986, 2998).
- BBODSCHV (1999): BBodSchV – Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Vom 12. Juli 1999 (BGBl. I 1999. S. 1554).
- WHG (2002): WHG – Wasserhaltgesetz. Vom 19. August 2002 (BGBl. I 2002. Teil II, Nr. 59. S. 3245).
- BIMSCHV (1983): 13. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungsanlagen - 13. BImSchV) vom 22. Juni 1983 (BGBl. I S. 719).
- BIMSCHV (1990): 17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe - 17. BImSchV) vom 23. November 1990 (BGBl. I S. 2545, 2832).
- BIMSCHV (1993): 11. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Emissionserklärungsverordnung - 11. BImSchV) vom 12. Dezember 1991 (BGBl. I S. 2213), geändert durch Verordnung vom 26. Oktober 1993 (BGBl. I S. 1782, 2049).
- BIMSCHV (1997): 4. BImSchV - Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen in der Fassung vom 14. März 1997 (BGBl. I 1997 S. 504), zuletzt geändert durch Art. 6 des Gesetzes vom 15. Juli 2006 (BGBl. I S. 1619).
- MITTEILUNG DER KOMMISSION (2001): Strategie der Kommission zur Verringerung von Dioxinen und PCB in der Umwelt sowie in Lebens- und Futtermitteln, Brüssel 25. Oktober 2001, IP 01/1492.
- MITTEILUNG DER KOMMISSION (2002): Empfehlung zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln, Brüssel 09. März 2002, L67/71.
- MITTEILUNG DER KOMMISSION (2006): Beschluss des Rates vom 14. Oktober 2004 über den Abschluss des Stockholmer Übereinkommens über persistente organische Schadstoffe (POP-Konvention). 2006/507/EG.
- MITTEILUNG DER KOMMISSION (2007): Halbzeitbewertung des europäischen Aktionsplans für Umwelt und Gesundheit 2004-2010, Amtsblatt C 191 vom 17. Oktober 2007.
- MITTEILUNG DER KOMMISSION (2008): Hin zu einem europäischen Umweltinformationssystem (SEIS), Amtsblatt C 118 vom 05. Mai 2008.
- FOREST FOCUS (2003): Verordnung für das Monitoring von Wäldern und Umweltwechselwirkungen in der Gemeinschaft (Forest Focus), Verordnung (EG) Nr. 2152/2003 vom 17. November 2003 (ABl. Nr. L 324 vom 11.12.2003 S.1), (VO (EG) 788/2004 – ABL. Nr. L 138 vom 30. April 2004).
- PCB-/PCT-/VC- VERBOTSVERORDNUNG (1989): Verordnung zum Verbot von polychlorierten Biphenylen, polychlorierten Terphenylen und zur Beschränkung von Vinylchlorid (PCB-, PCT-, VC- Verbotsverordnung) vom 18. Juli 1989.

- PCB/PCT-ABFALLV (2000): Verordnung über die Entsorgung polychlorierter Biphenyle, polychlorierter Terphenyle und halogenerter Monomethyldiphenylmethane (PCB/PCT-AbfallV) vom 26. Juni 2000 (BGBl. I S. 932), zuletzt geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298).
- CHEMVERBOTSV (2006): Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung - ChemVerbotsV) zuletzt geändert am 26. Juni 2006.
- EG (1993): Richtlinie 93/98/EG des Rates vom 01. Februar 1993 über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung von gefährlichen Abfällen und ihrer Entsorgung (Basler Übereinkommen). ABl. Nr. L 39 vom 16. Februar 1993.
- EG (1996): Richtlinie 96/59/EG des Rates vom 16. September 1996 über die Beseitigung polychlorierter Biphenyle und polychlorierter Terphenyle (PCB/PCT). ABl. Nr. L 243 vom 16. September 1996.
- EG (2002): EG-Verordnung Nr. 70/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Festlegung der Anforderungen an die Beseitigung der Gehalte an Dioxinen und dioxinähnlichen PCB in Futtermitteln. Geändert durch Richtlinie 7/2005 der Kommission vom 27. Januar 2005, ersetzt durch Verordnung 152/2009 der Kommission vom 27.01.2009, gültig ab 26.08.2009.
- EG (2006a): EG-Verordnung Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. ABl. Nr. L 364 vom 20. Dezember 2006.
- EG (2006b): EG-Verordnung Nr. 1882/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Festlegung der Probenahme- und Untersuchungsverfahren für die amtliche Kontrolle von Dioxinen sowie zur Bestimmung von dioxinähnlichen PCB in Lebensmitteln. ABl. Nr. L 364 vom 20. Dezember 2006.
- EG (2006c): EG-Verordnung Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und Verbringungsregisters. ABl. Nr. L 31 vom 18. Januar 2006.
- EG (2006d): EG-Verordnung NR. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission. ABl. Nr. L 369/1 vom 18. Dezember 2006.
- EG (2008): EG-Verordnung Nr. 1/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. ABl. Nr. L 24/8 vom 15. Januar 2008.
- EG (2009): EG-Verordnung Nr. 1221/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung. EG Öko-Audit Verordnung. ABl. Nr. L 342/1 vom 22.12.2009.
- EMAS (2001): EG-Verordnung Nr. 761/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates über die freiwillige Beteiligung von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS). ABl. L 114 vom 24. April 2001.
- ISO 19115 NORM (2003): ISO/TC 211 Geographic Information – Metadata.

- ISO 19119 NORM (2005): ISO/TC 211 Geographic Information – Services.
- ISO 19115 NORM (2006): ISO/TC 211 Cor 1: 2006 Geographic Information – Metadata.
- ISO 19104 NORM (2008): ISO/TC 211 Geographic information – Terminology.
- ISO 19115-2 NORM (2009): ISO/TC 211 Geographic Information – Metadata. Part 2: Extensions for imagery and gridded data.
- ISO 19129 NORM (2009): ISO/TC 211 Geographic information - Imagery, gridded and coverage data framework.
- OECD (2001): Beschluss des Rates über die Kontrolle von grenzüberschreitenden Verbringungen von Abfällen zur Verwertung. OECD Ratsbeschluss C(2001)107.
- POPS-PROTOKOLL (2002): Protokoll vom 24. Juni 1998 zu dem Übereinkommen von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von persistenten organischen Schadstoffen. BGBl. 2002 II, S. 803.
- SCHADREGPROTAG (2007): Gesetz zur Ausführung des Protokolls über Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister vom 21. Mai 2003 sowie zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 vom 6. Juni 2007, BGBl. I S. 1002
- VERSATZV (2002): Versatzverordnung. Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage. BGBl. I (2002) S. 2833, zuletzt geändert BGBl. I (2006) S. 1619.
- VDI (1999-2009): VDI-Verordnung 3795, Blatt 1 bis 19, Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen (Bioindikation). In: VDI-Richtlinie, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Band 1. Hrsg: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL.

Anhang C: Gesetzliche Regelungen zu PCBs

1972 wurde in Deutschland der Einsatz von polychlorierten Biphenylen (PCB) in offenen Systemen, seit 1986 (EG, 85/467/EWG) in geschlossenen Systemen verboten. Letztendlich untersagte die PCB-Verordnung ab 1989 die Anwendung und Zubereitung von PCB-haltigen Stoffen mit Ausnahme einer Übergangsfrist für die Verwendung vorhandener PCB-haltiger Erzeugnisse bis zum Jahr 2000. Das Inkrafttreten der Verordnung bedeutet jedoch nicht den sofortigen und vollständigen Ausstieg. Bis zum 31.12.2010 bestand die Verpflichtung für die EU-Staaten zur Dekontamination und/oder Beseitigung von PCB und PCB-haltigen Geräten, die mehr als 100 ml bis ein Liter PCBs enthalten (EG, 1996; PCBAbfallV, 2000). Es bestehen jedoch Übergangsregelungen. Kleinkondensatoren mit weniger als 100 ml PCBs können bis zum Ende ihrer Lebensdauer im Einsatz bleiben.

Gestützt wird diese nationale Regelung durch die am 22. Mai 2001 verabschiedete Stockholmer Konvention (EG, 850/2004), die weltweit PCBs als eine der 12 bekannten persistenten organischen Schadstoffe (POP) verbietet.

Regulierungen unter UNEP POPs	Regulierungen UNECE POPs
Aldrin	Aldrin
Chlordane	Chlordane
Dieldrin	Dieldrin
Endrin	Endrin
Heptachlor	Heptachlor
HCB	HCB
Mirex	Mirex
Toxaphen	Toxaphen
DDT	DDT
PCBs	PCBs
Dioxine Furane	Dioxine Furane
	Hexabromobiphenyle
	HCHs
	PAHs
	Chlordecone

In folgenden medialen Gesetzgebungen sind die sechs Leitkongenere zu PCBs geregelt:

BundesBodenschutzverordnung: Der Vorsorgewerte nach BBodSchV liegt bei 0,05 - 0,1 mg/kg TM (Summe der sechs Leitkongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180); der EU-Vorschlag liegt bei 0,6 – 1,0 mg/kg TM.

Abfall-Klärschlammverordnung: Die AbfKlärV weist einen Grenzwert für jeden der sechs Leitkongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180 von 0,2 mg/kg TM aus. Die EU-Richtlinie (2000) beinhaltet einen Grenzwert von 0,8 mg/kg TM für jedes Einzelkongener plus PCB 118 aus.

Abfallverordnung: Die Verordnung gilt für die Stoffgruppe der polychlorierten Biphenylen: trichlorierte und höherchlorierte Biphenyle, polychlorierte Terphenyle, halogenierte Monomethyldiphenylmethane, und Monomethyltetrachlordiphenylmethan, Monomethyldichlordiphenylmethan, Monomethyldibromdiphenylmethan. Sie bezieht sich auf Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse, die insgesamt mehr als 50 mg/kg dieser Stoffe enthalten.

Altölverordnung: Die Verordnung gilt nicht für PCB-haltiges Altöl, das zugleich PCB nach § 1 Nr. 2 der PCB/PCT-Abfallverordnung enthält und nach diesen Vorschriften zu beseitigen ist. Altöle mit Gehalten von polychlorierten Biphenylen (PCB) von mehr als 20mg/PCB/kg oder einem Gesamthalogengehalt über 2g/kg dürfen nicht aufbereitet werden, wenn die Schadstoffe nicht bei der Aufbereitung sicher zerstört werden.

Versatzverordnung: Diese Verordnung gilt für die Verwertung von Abfällen, die in den unter Bergaufsicht stehenden untertägigen Grubenbauen als Versatzmaterial eingesetzt werden. Der Einsatz von Abfällen zur Herstellung von Versatzmaterial sowie unmittelbar als Versatzmaterial ist nur zulässig, wenn die Feststoffgrenz- und Zuordnungswerte für PCB (Summe der sechs Leitkongere) von 1 mg/kg TM und ein Grenzwert im Eluat von 0.05 µg/l (Summe der sechs Leitkongenere x 5) im jeweiligen verwendeten unvermischten Abfall nicht überschritten werden und bei dem Einsatz des Versatzmaterials keine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder von oberirdischen Gewässern oder eine sonstige nachteilige Veränderung der Eigenschaften der Gewässer zu besorgen ist.

Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006: Schwellenwerte für die Freisetzung von Polychlorierten Biphenylen (Summe der sechs Leitkongenere 28, 52, 101,138, 153, 180):

- in die Luft 0,1 kg/Jahr
- in die Gewässer 0,1 kg/Jahr
- in den Boden 0,1 kg/Jahr.

Humanbiomonitoring: Die Kommission „Humanbiomonitoring“ leitet folgende Referenzwerte für PCBs im Vollblut von Kindern (7 bis 14 Jahre) in Deutschland für das Bezugsjahr 2003 bis 2006 ab:

- PCB 138 0,3 µg/L
- PCB 153 0,4 µg/L
- PCB 180 0,3µg/L
- Σ PCB 138, 153, 180 1,0 µg/L

Der Referenzwert ist definiert als das 95. Perzentil der Messwerte der Stoffkonzentration in dem entsprechenden Körpermedium der jeweiligen Referenzpopulation. Er wird aus dem 95 %-Konfidenzintervall des 95. Populationsperzentils abgeleitet und möglichst als einfacher Zahlenwert angegeben (UBA 2009b).

Anhang D: Berechnungsgrundlagen des TEQ -TEF Modells der WHO

Das toxische Potential der einzelnen PCB-Kongenere wird im Verhältnis zum Potential des 2,3,7,8-TCDD angegeben, dem willkürlich ein Toxizitätsäquivalentfaktor (TEF) von 1 zugeordnet wird. Die Berechnung der Toxizitätsäquivalente (TEQ) erfolgt auf folgender Grundlage:

Die gemessenen Konzentrationen der Einzelkongenere multipliziert mit dem WHO-TE-Faktor und alle Produkte aufsummiert ergibt das Toxizitätsäquivalent TEQ. Das PCB 126 ist das am stärksten toxische PCB und erhält den Faktor von 0,1.

Für 12 dioxinähnliche PCB wurden von der WHO 1998 und 2006 Toxizitätsäquivalentfaktoren (TEF) im Verhältnis zum 2,3,7,8-TCDD abgeleitet (WHO-PCB-TEQ).

Tabelle D-1: Toxizitätsäquivalentfaktoren (TEF) dioxinähnlicher (dl) PCBs nach WHO (1996, 2006)
Quelle: Van den Berg et al. 1998; Van den Berg, 2006

Substanz		WHO-TEF 1998	WHO-TEF 2006
Nicht-ortho substituierte PCBs			
PCB 77	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl	0,001	0,0001
PCB 81	3,4,4',5-Tetrachlorbiphenyl	0,0001	0,0003
PCB 126	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0,1	0,1
PCB 169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0,01	0,03
Mono-ortho-substituierte PCBs			
PCB 105	2,3,3',4,4'-Pentachlorbiphenyl	0.0001	0,00003
PCB 114	2,3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0.0005	0,00003
PCB 118	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0.0001	0,00003
PCB 123	2',3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	0.0001	0,00003
PCB 156	2,3,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl	0.0005	0,00003
PCB 157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	0.0005	0,00003
PCB 167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	0.00001	0,00003
PCB 189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	0.0001	0,00003

Anhang E: Eigenschaften, Wirkungen und Verbreitungen von PCBs und PCB 153

Allgemeine Darstellung der Chemischen Struktur von PCB und deren Summenformel

$C_{12}H_{10-n}Cl_n$ (mit $n=1$ bis 10):

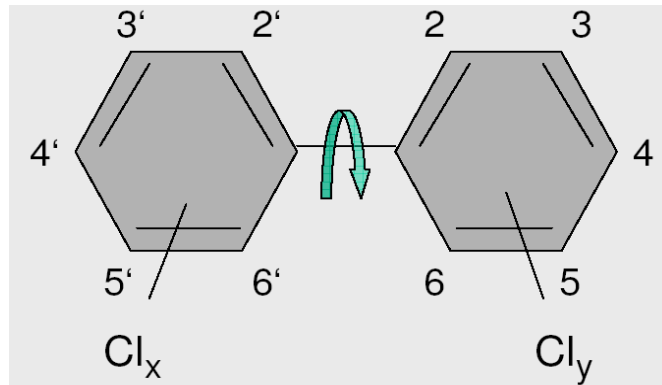


Abbildung E-1: Chemische Struktur von PCBs

Polychlorierte Biphenyle sind eine Substanzgruppe, die zu den chlorierten Kohlenwasserstoffen gehört und in der Natur nicht natürlich vorkommt. Ihrer Summenformel entsprechend sind theoretisch 209 als Kongenere bezeichnete Einzelverbindungen möglich. Diese Einzelkongenere unterscheiden sich erheblich in ihren physikalischen, chemischen und toxikologischen Eigenschaften.

Bei coplanaren PCBs befinden sich die beiden Ringe in einer Ebene, d.h. sie sind nicht gegeneinander verdreht. Coplanare PCBs besitzen keine oder nur ein Chloratom an der ortho-Position. Es gibt davon 68 Einzelverbindungen von denen 12 zu den dioxin-ähnlichen PCBs (dl-PCBs) gehören.

Dioxinähnliche PCBs können aufgrund ihrer freien Drehbarkeit um die Achse eine ähnliche räumliche Struktur einnehmen wie Dioxine und zeigen vergleichbare toxische Wirkungen. Sie sind eine Teilmenge der coplanaren PCBs und unterscheiden sich u.a. durch die Anzahl der Chloratome.

Zur analytischen Bestimmung werden in der Regel die 6 Leitkongenere herangezogen. Sie repräsentieren verschiedene Toxizitätsstufen und decken das Spektrum von niedrig chlorierten, leichtflüchtigen bis hin zu höherchlorierten, schwerflüchtigen PCBs ab. Tabelle E1 und E2 geben einen Überblick zu den wichtigsten Eigenschaften der PCB 28, 101, 153 und 180 sowie eine Übersicht zu PCBs mit CAS-Nr. und Kurzbezeichnung.

Tabelle E-1: Eigenschaften von PCB 28, PCB 101, PCB 153, PCB 180
Quelle: Stemmler/Lammel, SETAC, 2010

Property	PCB-28	PCB-101	PCB-153	PCB-180
Saturation vapor pressure p_{sat} [Pa]	0.027	0.025	0.0006	0.0002
Water solubility s [g L^{-1}]	0.23	0.033	0.011	0.0052
Henry constant [M atm^{-1}]	3.36	4.22	5.08	11.90
Octanol-air partitioning coefficient $\log K_{\text{OA}}$	7.57	8.34	8.97	9.64
Soil organic carbon partitioning coefficient $\log K_{\text{OC}}$ [L g^{-1}]	5.27	5.94	6.48	6.77
OH _j gas-phase reaction rate coefficient k_{OH} [$10^{-12} \text{ cm}^3 \text{ moles}^{-1} \text{ s}^{-1}$]	1.06 ^e	0.33	0.16	0.10
First-order degradation rate in compartment j k_{deg} [s^{-1}]	3.5·10 ⁻⁸ , 1.13·10 ⁻⁸ , 1.93·10 ^{-8b}	6.21·10 ⁻⁹ , 3.50·10 ⁻⁹ , 1.93·10 ^{-9b}	3.5·10 ⁻⁹ , 1.13·10 ⁻⁹ , 3.5·10 ^{-10b}	3.5·10 ⁻⁹ , 1.13·10 ⁻⁹ , 1.93·10 ^{-10b}

Tabelle E-2: Bezeichnung einiger wichtiger polychlorierter Biphenyle mit CAS-Nummer

Bezeichnung	Kurzbezeichnung	CAS-Nr.
Indikator PCBs		
2,4,4'-Trichlorbiphenyl	PCB 28	7012-37-5
2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	PCB 52	35693-99-3
2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	PCB 101	37680-73-2
2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	PCB 138	35065-28-2
2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	PCB 153	35065-27-1
2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	PCB 180	35065-29-3
Dioxinähnliche PCBs [dl-PCBs]		
Non-ortho substituierte PCBs		
3,3',4,4'- Tetrachlorbiphenyl	PCB 77	32598-13-3
3,4,4',5- Tetrachlorbiphenyl	PCB 81	70362-50-4
3,3',4,4',5- Pentachlorbiphenyl	PCB 126	57465-28-8
3,3',4,4',5,5'- Hexachlorbiphenyl	PCB 169	32774-16-6
Mono-ortho substituierte PCBs		
2,3,3',4,4'- Pentachlorbiphenyl	PCB 105	32598-14-4
2,3,4,4',5- Pentachlorbiphenyl	PCB 114	65510-44-3
2,3',4,4',5- Pentachlorbiphenyl	PCB 118	31508-00-6
2',3,4,4',5- Pentachlorbiphenyl	PCB 123	65510-44-3
2,3,3',4,4',5- Hexachlorbiphenyl	PCB 156	38380-08-4
2,3,3',4,4',5'- Hexachlorbiphenyl	PCB 157	69782-90-7
2,3',4,4',5,5'- Hexachlorbiphenyl	PCB 167	52663-72-6
2,3,3',4,4',5,5'- Heptachlorbiphenyl	PCB 189	39635-31-9

PCBs wurden technisch durch Chlorierung von Biphenyl ($\text{C}_{12}\text{H}_{10}$) in Anwesenheit von Eisenchlorid oder Eisenpulver als Katalysator hergestellt. Das Biphenyl ist ein Produkt, welches bei der Destillation von Steinkohleteer anfällt. Industriell sind nicht einzelne PCB-Kongenere definierter Struktur hergestellt worden, sondern immer komplexe PCB-Gemische, deren Chlorgehalte in der Regel zwischen 20 - 60 % liegen. Entsprechend entstehen dünn- oder dickflüssige Öle bzw. Wachse. Produktionsbedingt können in den technischen Produkten auch chlorierte Dibenzofurane und chlorierte Naphthaline enthalten sein.

Technische PCB-Mischungen waren unter verschiedenen Handelsnamen in Gebrauch. Die in Deutschland produzierten PCB-Gemische wurden als Clophen A30, A40, A50 und A60 bezeichnet. Die Zahl nach dem A gibt die mittlere Anzahl von Chloratomen pro Molekül an (Tabelle E 3).

Tabelle E-3: Zusammensetzung technischer PCB-Gemische

Handelsname	% gebundenes Chlor
Aroclor 1221	21,0
Aroclor 1232	32,0
Clophen A30	41,3
Aroclor 1242	42,0
Clophen A40	48,6
Aroclor 1248	48,0
Clophen A50	54,3
Aroclor 1254	54,0
Clophen A60	59,0
Aroclor 1260	60,0

Tabelle E-4: Übersicht zu ökotoxikologischen und biologischen Eigenschaften von PCBs
Quelle: Römpp 2010

Ökotoxikologische und biologische Eigenschaften	
persistent	Halbwertszeit in Meerwasser > 60 Tage Halbwertszeit in Süßwasser oder Flussmündungen >40 Tage Halbwertszeit in Meeressediment > 180Tage Halbwertszeit in Süßwasser- oder Flussmündungssediment > 120 Tage Halbwertszeit im Boden > 120 Tage
bioakkumulierbar	Biokonzentrationsfaktor (BCF) > 2000 Anreicherung in der Nahrungskette und Muttermilch / Blutfett
toxisch	No observed effect level concentration (NOEC) für Meeres- oder Süßwasserlebewesen < 0,01 mg/l krebserzeugend (Kategorie 1,2), mutagen (Kategorie 1,2) fortpflanzungsgefährdend (Kategorie 1,2,3) chronische Toxizitäten mit Einstufung T, R48 oder Xn, R48
Mögliche akute Symptome	Hautreizungen, Ödeme, Übelkeit, Erbrechen, Appetitlosigkeit, ausgeprägter Gewichtsverlust, Leberschädigung,
Mögliche chronische Symptome	erhöhte Infektanfälligkeit, Effekte hinsichtlich Reproduktion und embryonaler Entwicklung, krebserzeugend, Stoffwechselstörung der Leber
tolerierbare Aufnahme	Tolerierbare Aufnahme für Dioxine und dl-PCB (TDI) WHO (1998) 1 – 4 pg WHO-TEQ/kg KG/Tag SCF (2001) 14 pg WHO-TEQ/kg KG/Woche JECFA (2001) 70 pg WHO-TEQ/kg KG/Monat
Abschätzung der Aufnahme für Deutschland (BfR, 2004)	Dioxine und dl-PCB: 2 pg WHO-TEQ/kg KG/Tag
Physisch-chemikalische Eigenschaften	
Flammpunkt	170 – 380 °C
Wasserlöslichkeit:	0,1 - 7000 µg/l (gering), nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad ab
Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow}	10^{-3} - 10^8 nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad zu gute Löslichkeit in unpolaren Lösungsmitteln
Dampfdruck bei 25°C	10^{-12} - 10^{-4} atm

Anwendungstechnisch: positive Eigenschaften

hohe Hitzestabilität, damit schwere Entflammbarkeit und sehr gute Temperaturbeständigkeit
relativ beständig gegen Säuren, Laugen und andere Chemikalien
stabil gegen Oxidation und Hydrolyse in technischen Systemen
gute Fettlöslichkeit
niedriger Dampfdruck
gute Wärmeleitfähigkeit
sehr geringe elektrische Leitfähigkeit und hoher spezifischer elektrischer Widerstand, somit sehr gut isolierend

Anwendungstechnisch: negative Eigenschaften

vollständige Verbrennung erst bei Temperaturen über 1000 °C
Entsorgung ist technisch schwierig und teuer
Im Brandfall können Dioxine entstehen

Weltweite Gesamtproduktion von PCBs

Tabelle E-5: Gesamtproduktion von PCBs von 1930 bis 1993 in Tonnen
Quelle: Literaturstudie (Breivik et al. 2007)

Hersteller	Land	Produktionsbeginn	Produktionsende	Summe in Tonnen	%-Anteil	Quelle
Monsanto	USA	1930	1977	641,246	48.4	de Voogt and Brinkman (1989)
Bayer AG	West Germany	1930	1983	159,062	12.0	de Voogt and Brinkman (1989)
Orgsteklo	U.S.S.R. (Russia)	1939	1990	141,800	10.7	AMAP (2000)
Prodelec	France	1930	1984	134,654	10.2	de Voogt and Brinkman (1989)
Monsanto	U.K.	1954	1977	66,542	5.0	de Voogt and Brinkman (1989)
Kanegafuchi	Japan	1954	1972	56,326	4.2	Tatsukawa (1976)
Orgsintez	U.S.S.R. (Russia)	1972	1993	32,000	2.4	AMAP (2000)
Caffaro	Italy	1958	1983	31,092	2.3	de Voogt and Brinkman (1989)
S.A. Cros	Spain	1955	1984	29,012	2.2	de Voogt and Brinkman (1989)
Chemko	Czechoslovakia	1959	1984	21,482	1.6	Schlosseková (1994)
Xi'an	China	1960	1979	8,000	0.6	Jiang et al. (1997)
Mitsubishi	Japan	1969	1972	2,461	0.2	Tatsukawa (1976)
Electrochemical Company	Poland	1966	1970	1,000	< 0.1	Zuřkowski et al. (2003)
Zakłady Azotowe	Poland	1974	1977	679	< 0.1	Falandysz (2000)
Geneva Industries	USA	1971	1973	454	< 0.1	
Total	Global	1930	1993	1,325,810	100	

Auszug aus dem Abfallkataster für PCB-haltige Abfallarten (2009)

Grundlage der Meldepflicht ist das Basler Abkommen für die grenzüberschreitende Abfallverbringung.

Tabelle E-6: Abfallimporte nach Deutschland (2009) in Tonnen, die PCBs enthalten,
Quelle: www.umweltbundesamt.de (Abfallstatistik 2009)

Abfallart nach dem europäischen Abfallverzeichnis (mit Einstufung nach EG- Abfallverbringungsverordnung)	IMPORT nach Deutschland Ausfuhrstaat Entsorgungsart	Menge in t
130301* Isolier- und Wärmeübertragungsöle, die PCB enthalten	Frankreich D10 Verbrennung an Land	1.408
	Griechenland D14 Rekonditionierung vor Beseitigung	6
	Luxemburg D13 Vermischung vor Beseitigung	6
	Niederlande D10 Verbrennung an Land	66
	Rumänien D10 Verbrennung an Land	44
	Schweden D10 Verbrennung an Land	2
	Spanien D10 Verbrennung an Land	200
130101* PCB-haltige Hydraulikölabfälle	Frankreich D14 Rekonditionierung vor Beseitigung	14
	Niederlande D10 Verbrennung an Land	83
160209* Transformatoren und Kondensatoren, die PCB enthalten	Dänemark R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	194
	Frankreich D14 Rekonditionierung vor Beseitigung	108
	Frankreich R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	188
	Kasachstan R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	91
	Kroatien R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	16
	Luxemburg R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	148
	Mazedonien R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	86
	Niederlande D10 Verbrennung an Land	18
	Schweden D10 Verbrennung an Land	38
	Serbien R4 Rückgewinnung von Metallen/Metallverb.	49
	Spanien D10 Verbrennung an Land	372
	170902* Bau- und Abbruchabfälle, die PCB enthalten	Frankreich D12 Dauerlagerung
Niederlande D10 Verbrennung an Land		133
Schweden D10 Verbrennung an Land		6
Schweiz D10 Verbrennung an Land		24
Spanien D12 Dauerlagerung		170

Tabelle E-7: Mittlere PCB-Gehalte in Düngemitteln in mg/kg TM (Summe der 6 PCBs)

Quelle: Kördel et al. (2007)

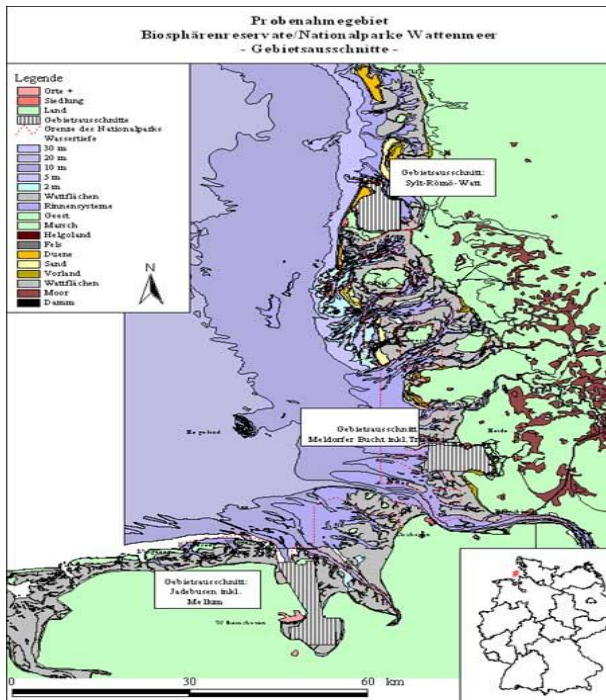
Gülle		Kompost		Gärprodukte		Klärschlamm		Mineraldünger	
Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert
0,004	0,002	0,02	0,021	0,010	< 0,07	k.A.	0,098	0,001	0,001

Anhang F: Abbildungen und ergänzende Tabellen zu den Kapiteln 3 und 4

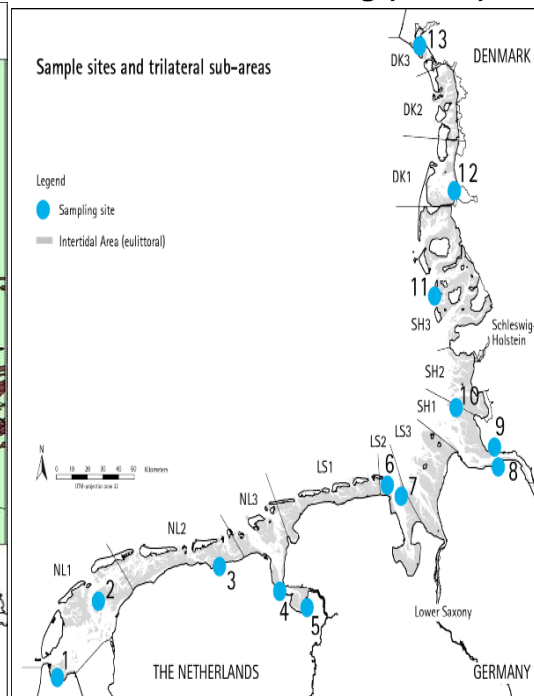
F 1: Abbildung zum Kapitel 3

Beispielhaft soll der Vernetzungsgrad eines nationalen Monitoringprogramms mit einem internationalen Monitoringprogramm dargestellt werden. Der Integrationsgrad bezieht sich auf die räumliche, fachliche und zeitliche Kongruenz von Messparametern und der Matrizes für den geografischen Raum Biosphärenreservat/Nationalpark Wattenmeer, Gebietsausschnitt Schleswig-Holstein/Niedersachsen

Standorte Umweltprobenbank (UPB)



Standorte Trilaterales Wattenmeermonitoring (TMAP)



Messprogramm G (national): UPB Messprogramm N (international): TMAP
 PCB-Messprogramm

Bewertungskriterien könnten dazu genutzt werden, Ergebnisse und Sachverhalte der Bilanzierung als Bindeglied für Bewertungsmaßstäbe zu nutzen.

Tabelle F-1: Untersuchungsspektrum der Umweltprobenbank (UPB) und des Messprogramms Trilaterales Wattenmeermonitoring (TMAP)

Kongenerere	Umweltproben (UPB)	Umweltproben (TMAP)	Frequenz (UPB/TMAP)
PCB 28	Miesmuschel	Miesmuschel	1 bis 2 mal im Jahr
PCB 52	Aalmutter	Flunder optional: Aalmutter	1 bis 2 mal im Jahr
PCB 101	Silbermöve (Eier)	Flusseeeschwalbe / Austernfischer (Eier)	2 mal im Jahr
PCB 138			
PCB 153	Blasentang		Einmal im Jahr
PCB 180	Sediment / Schwebstoff		2 mal im Jahr
PCB 118			

Tabelle F-2: Verknüpfung EMEP-Programm und den UBA-Luftmessstellen Ostsee und Nordsee

Messstellen	Untersuchungsspektrum
Westerland/Sylt - Messungen seit 1996 (6 Indikator PCBs und 6 weitere)	PCB 18, PCB 26, PCB 28 , PCB 44, PCB 52 , PCB 101 , PCB 118, PCB 138 , PCB 149, PCB 153 , PCB 177, PCB 180
Zingst/Darß - Messungen seit 1996 (6 Indikator PCBs + PCB 118)	PCB 28 , PCB 52 , PCB 101 , PCB 118, PCB 138 , PCB 153 , PCB 180 ,

:

Anhang G : Auszug eines XML-Schemas nach ISO 19115

Export von Daten aus dem POP-Dioxin-Informationssystem für WebServices in den Bundesländern, dargestellt an einem Beispiel für das Land Bayern zur Integration in den Umweltobjektkatalog (UOK) des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit.

```

<export>
  <Dioxindatenbank>
    <Klasse>Dioxin-Datenbank</Klasse>
  <Thema>Chemikalien</Thema>
  <Aspekt>UOK-Metadaten Datensammlung/Datenbank</Aspekt>
  <Schutzstufe>6</Schutzstufe>
  <Kurztitel>
Dioxin-DB ; Messprog.: Amtliche Lebensmittelüberwachung -Fleisch- ; Kompartiment: Lebensmittel
; 22;1422;1999;1
  </Kurztitel>
  <Beschreibung>
Dioxine sind langlebige organische Schadstoffe, die im Gegensatz zu anderen Chlororganika
(DDT, PCB, PCP) nicht im industriellen Maßstab hergestellt, sondern als Nebenprodukte bei einer
Vielzahl von thermischen Prozessen entstehen. Dioxine sind aufgrund ihrer chemischen
Eigenschaften sehr stabil (Persistenz), können sich in menschlichen und tierischen Geweben
anreichern (Bioakkumulation) und sich in der Umwelt weit verteilen (Grasshopper-Effekt). Im
allgemeinen Sprachgebrauch hat sich mittlerweile auch die Abkürzung POPs (persistant organic
pollutants) für diese Gruppe von Stoffen durchgesetzt. Auf internationaler Ebene gibt es
Bestrebungen die Herstellung und den Einsatz von bestimmten POPs einzuschränken bzw. ganz
zu verbieten. In einem ersten Ansatz wurden mit der POP-Konvention (Stockholmer Konvention)
die Herstellung und der Gebrauch von 12 Stoffen bzw. Stoffgruppen (auch das dreckige Dutzend
(the dirty dozen) genannt) eingeschränkt bzw. verboten. Das Umweltbundesamt (UBA) betreibt in
Zusammenarbeit mit dem Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) und dem Bundesamt für
Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) die Dioxin-Datenbank des Bundes und der
Länder. Die WebAnwendung POP-DioxinDB wurde innerhalb der Vereinbarung KoopUIS vom
Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz München
(StMUGV) und dem Umweltbundesamt Berlin (UBA) als Webservice initiiert und umgesetzt.
Messprogramm: Amtliche Lebensmittelüberwachung -Fleisch-; Datenliefernde Stelle:
Landesuntersuchungsamt für Gesundheitswesen Südbayern; Reg.Nr. DS: 22; FN: 1422;
Jahr(Eingabe): 1999; Kompartiment: Lebensmittel; Probennahmeort: Bayern; Reg.-Bez.
Niederbayern; Deggendorf; Deggendorf, Stadt
  </Beschreibung>
  <StandMetadaten>2010-04-17</StandMetadaten>
  <ZeitbezugDaten>1994-03-07</ZeitbezugDaten>
  <GeographischeAusdehnung>
Deutschland, Bayern, Reg.-Bez. Niederbayern, Deggendorf, Deggendorf, Stadt,
Gemeindekennziffer GS09271119
  </GeographischeAusdehnung>
  <GeographischesBegrenzungsrechteck>
  <westlicheLaenge/>
  <oestlicheLaenge/>
  <suedlicheBreite/>
  <noerdlicheBreite/>
  </GeographischesBegrenzungsrechteck>
  <Metadatenkontakt>
Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
  </Metadatenkontakt>
  <Vertriebskontakt>Umweltbundesamt (UBA)</Vertriebskontakt>
  <Schluesselwoerter>
Persistenz ; Dioxin ; Chlorphenol ; POPs(Persistente organische Schadstoffe) ; organische
Sauerstoffverbindungen ; Lebensmittel ; Lebensmittelkontamination ; Lebensmittelanalyse
  </Schluesselwoerter>
  <MD_Metadata>

```

```
<identificationInfo>
<citation>
<title>
Dioxin-DB ; Messprog.: Amtliche Lebensmittelüberwachung -Fleisch- ; Kompartiment: Lebensmittel
; 22;1422;1999;1
</title>
<date>
<date>1994-03-07</date>
<dateType>
<CI_DateTypeCode_CodeList>creation</CI_DateTypeCode_CodeList>
</dateType>
</date>
<citedResponsibleParty>
<contactInfo>
<INOLINK query="UDK_Adresse[ID='11395668133960.5288146903581009']">Umweltbundesamt
(UBA)</INOLINK>
</contactInfo>
<role>
<CI_RoleCode_CodeList>principallInvestigator</CI_RoleCode_CodeList>
</role>
<organisationName>Umweltbundesamt (UBA)</organisationName>
</citedResponsibleParty>
<citedResponsibleParty>
<contactInfo>
<INOLINK query="UDK_Adresse[ID='DioxinDB-Adresse-
Landesuntersuchungsamt_für_Gesundheitswesen_Südbayern-citedResponsibleParty_owner']">
Landesuntersuchungsamt für Gesundheitswesen Südbayern
</INOLINK>
</contactInfo>
<role>
<CI_RoleCode_CodeList>owner</CI_RoleCode_CodeList>
</role>
<organisationName>
Landesuntersuchungsamt für Gesundheitswesen Südbayern
</organisationName>
</citedResponsibleParty>
<citedResponsibleParty>
<contactInfo>
<INOLINK query="UDK_Adresse[ID='11178057070960.9924983434878059']">
Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz ( StMUGV )
</INOLINK>
</contactInfo>
<role>
<CI_RoleCode_CodeList>distributor</CI_RoleCode_CodeList>
</role>
<organisationName>
Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
```


Anhang G : Auszug eines XML-Exportschemas für die Metaddaten eines Messprogrammes aus dem POP-Dioxin-Informationssystem:

```

<?xml version="1.0" encoding="UTF-8" ?>
<dataroot xmlns:od="urn:schemas-microsoft-com:officedata" generated="2010-04-27T10:12:09">
  <T_TITEL>
    <REG_NR_DS>501</REG_NR_DS>
    <REG_NR_FN>1801</REG_NR_FN>
    <REG_NR_JAHR>2000</REG_NR_JAHR>
    <ANSCHRIFT_ID>461</ANSCHRIFT_ID>
    <ANSPRECHPARTNER_ID>481</ANSPRECHPARTNER_ID>
    <UMWELTBEOBACHTUNG>0</UMWELTBEOBACHTUNG>
    <DAUERBEOBACHTUNG>0</DAUERBEOBACHTUNG>
    <GENEHMIGUNGSVERFAHREN>0</GENEHMIGUNGSVERFAHREN>
    <GESETZLICHE_UNTERSUCHUNG>0</GESETZLICHE_UNTERSUCHUNG>
    <STOERFALLUNTERSUCHUNG>0</STOERFALLUNTERSUCHUNG>
    <ALTLASTENUNTERSUCHUNG>0</ALTLASTENUNTERSUCHUNG>
    <FORSCHUNGSPROJEKT>-1</FORSCHUNGSPROJEKT>
      <FORSCHUNGSPR_NR>UBA 104 09 222</FORSCHUNGSPR_NR>
    <MESSPROGRAMM>-1</MESSPROGRAMM>
    <DIOXIN_REFMESSPROGRAMM>0</DIOXIN_REFMESSPROGRAMM>
      <NAME_MESSPRG>Untersuchung der möglichen Umweltgefährdung beim Brand
        von Kunststoffen</NAME_MESSPRG>
    <LAENDLICHE_REGION>0</LAENDLICHE_REGION>
    <BALLUNGSRAUM>0</BALLUNGSRAUM>
    <STAEDT_REGION>0</STAEDT_REGION>
    <BESONDERE_BELASTUNG>0</BESONDERE_BELASTUNG>
    <SCHAEDL_BODENVERAENDERUNG>0</SCHAEDL_BODENVERAENDERUNG>
    <SCREENING>0</SCREENING>
    <TRANSFERVERHALTEN>0</TRANSFERVERHALTEN>
    <ZUSAMMENHANG_ANDERE_PROBEN>3</ZUSAMMENHANG_ANDERE_PROBEN>
    <ZUSAMMENHANG_ANDERES_MESSPRG>3</ZUSAMMENHANG_ANDERES_MESSPRG>
      <FREITEXT>Durch systematische Untersuchung mit chlororganischen Materialien,
        welche an realen Brandschäden beteiligt gewesen waren, wurde ein
        Prüfverfahren im Labormaßstab entwickelt, anhand dessen die Belastung realer
        Brandschäden mit polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) und polychlorierten
        Dibenzodioxiden (PCDD) realistisch abgeschätzt werden kann. Als brandrelevant
        hat sich folgendes Prüfverfahren erwiesen: VCI-Apparatur, 750 °C
        Versuchstemperatur, 10 Min. Thermische Belastungsdauer, 20 ml/min Luftstrom,
        PCDF/D-Analyse der in der Apparatur verbleibenden thermischen
        Zersetzungsprodukte eines Prüfmaterials.</FREITEXT>
    <VERTRAULICHKEIT>3</VERTRAULICHKEIT>
    <VOLLSTAENDIGKEIT>-1</VOLLSTAENDIGKEIT>
    <LEBENSMITTELUEBERWACHUNG>0</LEBENSMITTELUEBERWACHUNG>
    <WWW_STATUS>3</WWW_STATUS>
      <WWW_STATUS_AENDERUNG_AM>1900-01-
        01T00:00:00</WWW_STATUS_AENDERUNG_AM>
  </T_TITEL>
  <T_STANDORT>
    <ID>16514</ID>
    <REG_NR_DS>501</REG_NR_DS>
    <REG_NR_FN>1801</REG_NR_FN>
    <REG_NR_JAHR>2000</REG_NR_JAHR>
    <KOMPARTIMENT_ID>10000000</KOMPARTIMENT_ID>
    <GEMEINDEKENNZIFFER>05500000</GEMEINDEKENNZIFFER>
    <ENTNOMMEN>6</ENTNOMMEN>
    <VOLLSTAENDIGKEIT>-1</VOLLSTAENDIGKEIT>
    <INLAND>0</INLAND>
  </T_STANDORT>
</dataroot>

```

Anhang H: Beobachtungsprogramme des POP-Informationssystems mit Bewertung des Integrationspotentials

Die Übersicht basiert auf Auswertungen aus dem POP-Dioxin-Informationssystem. Die Auswahl der Programme erfolgt kompartiment- und kongenerenspezifisch für die PCBs.

Eine Bewertung der Datenlage zur Ableitung von Referenzkongenerenprofilen findet nach einem dreistufigen System (Kriterium) statt:

- Datenlage ausreichend (3)
- Datenlage hinreichend (2)
- Datenlage nicht ausreichend (1)

Die Kennzahl I bis III klassifiziert die Umweltprogramme hinsichtlich des Integrationspotentials im Kontext zum PCB-Bilanzierungsmodell (Kennzahl III hoch, Kennzahl II mittel, Kennzahl I gering).

H -1: Luft / Emissionen dokumentiert.

Tabelle H - 1 gibt einen Überblick zu den Messprogrammen Luft /Emissionen. Es werden die emissionsrelevanten Anlagen benannt.

Tabelle H-1: Messprogramme Luft – Emission
Quelle: Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Nr .	Name des Messprogramms	Probennahme-jahr	Probenanzahl	Kennzahl	Kriterium
1	Verbrennung fester/flüssiger Stoffe	1999	282, nur PCB 101, 105	III	1
2	Emissionen aus Krematorien	1998	53 davon PCB 105, 114, 118, 123, 126, 138	II	1
3	Hausbrand	1996	35 davon PCB 138, 153	III	1
4	Zementherstellung	1997	35, davon PCB 169, 170, 180, 189	III	1
5	Verarbeitung von Stahl und Eisen	1997-1998	55, davon PCB 28, 52, 189	III	1
6.	Wärmeerzeugung	1998	17, davon PCB 77, 81	II	1
7	Nicht genehmigungspflichtige Anlagen	2002	53, davon PCB 153, 155, 157, 167, 169	III	1

H 2: Luft Immission und Deposition

Tabelle H -2 gibt einen Überblick zu den Messprogrammen Luft / Immission und Deposition und deren Bewertung im Hinblick auf das Integrationspotential.

Tabelle H-2: Messprogramme Luft –Immission und Deposition
Quelle: Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Nr.	Name des Messprogramms	Probenmatrix	Probennahme-jahr	Proben-anzahl	Kenn-zahl	Kriterium
1	Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe in Thüringen	Immission / Deposition	1993-2005	166 / 194	II / III	2 / 1
2	Ermittlung der Immissionsbelastung durch PCCD/F sowie PCB in Bayern	Immission / Deposition	2002-2004	65 / 55	II / III	2 / 1
3	Hessisches Dioxin-Referenzmessprogramm	Immission	1989-2002 2004	113	II	1
4	Immissions- und Depositionsüberwachung in NRW	Immission / Deposition	1991-1995 1997-2004	59 / 117	II / III	2 / 1
5	Untersuchung der atmosphärischen Belastung in Bayern	Immission / Deposition	1995-1996	34 / 100	II / III	1 / 1
6	Untersuchung des atmosphärischen Eintrags in Futterpflanzen (Bayern)	Depositionen	1996	29	II	1

H 3: Luft Bioindikation (Pflanzliche und tierische Bioindikatoren)

Tabelle H-3 gibt einen Überblick zu den Messprogrammen des Kompartiment Biota mit Metadaten zu der Probenmatrix des Bioindikators, des Probenahmejahrs und der Bewertung des Integrationspotentials.

Tabelle H-3: Messprogramme pflanzliche und tierische Biota
Quelle: Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Nr.	Name des Messprogramms	Probenmatrix	Probennahmejahr	Probenanzahl	Kennzahl	Kriterium
1 / 2	Biomonitoring des Landes Bayern an 6 Standorten	Weidelgras /Grünkohl	2000 - 2003	165	III	2
3	Umweltprobenbank des Bundes (UPB) Bestimmung von PCDD/PCDF, dl -PCB und Indikator - PCB in Fichten- und Kieferntrieben	Fichten /Kiefern	1985-2004	47	III	2
4	Biomonitoring des Landes Bayern - Fischmonitoring	Fische	2000 - 2003	45	III	2
5	Umweltprobenbank des Bundes (UPB) Bestimmung von Indikator - PCBs in Fischen	Fische	1993 - 2006	180	III	2
6	Fischmonitoring Berlin	Fische	2002 - 2004	394	III	2
7	Fischuntersuchungen Brandenburg	Fische	2003	24	III	2
8	Biomonitoring Wanderfalken in Baden-Württemberg	Eier der Wanderfalken	1990 - 2003	31	III	1

H 4: Boden

Tabelle H-4 gibt einen Überblick zu den Messprogrammen des Kompartiments Boden mit Metadaten zu der Bodennutzung, des Probenahmejahrs und der Bewertung des Integrationspotentials.

Tabelle H-4: Messprogramme Boden

Quelle: Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Nr.	Name des Messprogramms	Bodennutzung A = Ackerland G = Grünland W = Wald S = Sonstiges	Probenahme- jahr	Proben- anzahl	Kenn- zahl	Kriterium
1	Allergene und kanzerogene Luftschadstoffe (Messprogramm Thüringen)	A, G, W, S	1993-1995	55	III	3
2	Bodenbelastungskataster Schleswig - Holstein	A, G, W	1990-2002	335	III	3
3	Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz	A, G, S, W	1997-2001	235	III	3
4	Coplanare PCB in Hamburger Böden	G, S	1997	7	II	1
5	Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung NRW	A, G, W, S	1988-2005	2644	III	3
6	Klärschlammdüngung - Eintrag von PCDD, PCDF und PCB in die Nahrungskette	A, G	1990	13	III	1
7	Messprogramm zur Untersuchung der Dioxinbelastung in der Stadt Bremen	A, G, S	1992-1994	102	II	2
8	Organ. Problemstoffe (PCB und PCDD/F) in Böden Bayerns	A, G, W, S	1984-1990	351	III	3
9	PAK/PCB in urbanen Böden Bayreuths	G, W, S	1999	25	II	2
10	UBA-Messnetze alte Bundesländer	A, G, W	1990	157	III	3
11	Bodendauerbeobachtung Sachsen	A, G, W	2006, 2008 - 2009	92	III	3
12	Umweltprobenbank des Bundes	A, G, W	2002 / 2006	24	III	3
13	Bodendauerbeobachtung Saarland	A, G, W	1990 - 1995	137	II	3
14	Bodenuntersuchungen Saarland PCB	A, G, W	1994 - 1997	86	II	3
15	Stadtbodenkartierung Saarland	G, W, S	1990 - 1998	537	III	3

H 5: Sediment und Schwebstoff

Tabelle H-5 gibt einen Überblick zu den Messprogrammen des Kompartiments Sediment.

Tabelle H-5: Messprogramme Sediment

Quelle: Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder, Umweltprobenbank des Bundes

Nr.	Name des Messprogramms	Probenmatrix	Probennahmejahr	Probenanzahl	Kennzahl	Kriterium
1	Schadstoffuntersuchungen in Oberflächensedimenten von Fließgewässern in Schleswig-Holstein	Sediment	1988 - 2004	81	III	2
2	Deposition-, Wasser- und Sedimentuntersuchungen des Hamburger Dioxin-Referenzmessprogramms	Sediment	1995 - 1998	16	II	1
3	Gewässergüteüberwachung Nordrhein-Westfalen	Sediment	1989 -.1996	13	III	3
4	Messprogramm der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser	Sediment	1991 - 2005	287	III	2
5	Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten von Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns	Sediment	1990 - 2004	61	III	3
6	Untersuchungen der Fließgewässer in und um Berlin	Sediment	2000 - 2004	58	III	3
7	Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee	Sediment	1995 - 2004	493	III	1
8	Umweltprobenbank des Bundes – Untersuchungen in der Elbe	Schwebstoff-bürtiges Sediment	2004 - 2008	20	III	2

Die in Tabelle 7-8 angegebene Anzahl von 1002 Proben schliesst auch diejenigen Proben ein, die nur über Summenparameter der sechs Indikator-PCBs verfügen. Eine qualitative Analyse des Datenbestandes der einzelnen Messprogramme ergab, dass im Ergebnis der räumlichen Zuordnung der Probennahmestandorte eine hohe Variabilität in den Gehalten der Sedimentuntersuchungen zu erkennen ist.

H 6: Wasser

Tabelle H-6 gibt einen Überblick zu den Messprogrammen des Kompartiments Wasser. Zusätzlich sind wesentliche Auswerteparameter wie Angabe der Proben unter der Nachweisgrenze dokumentiert.

Tabelle H-6: Messprogramme Wasser
Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder

Nr.	Name des Messprogramms	Probennahme-jahr	Probenanzahl	Kennzahl	Kriterium
1	Schadstoffgehalte in Fließgewässern in Schleswig-Holstein	1997 - 2004	271	I	1
2	Messprogramm der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser	1991 - 2005	1071	I	1
3	Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee	1995 -.2004	862	I	2

Im Kompartiment Wasser liegen 2204 Probendatensätze zu PCBs aus drei Messprogrammen vor.

Kriterium 1:

Für Messprogramm 1 liegen 271 Messwerte des PCB 153 fast ausschließlich unter der Nachweisgrenze von 0,0005 µg/L. Lediglich ein Messwert der 271 Einzelkongenere zu PCB 153 liegt über der Nachweisgrenze.

Messprogramm 2 enthält 1071 Probendatensätze, mit 470 Messwerten zu PCB 153. 44 Messwerte liegen über der Nachweisgrenze von 0,0002 µg/L.

Kriterium 2:

Messprogramm 3 enthält 862 Probendatensätze ohne Angabe des Raumbezuges mit 824 Messwerten zu PCB 153. 365 Messwerte liegen über der Nachweisgrenze von 0,0002 µg/L.

Anhang I: Empfehlung für Qualitätskriterien von Daten der Umweltbeobachtung

Qualitätskriterien sind ein wichtiges Maß für die Belastbarkeit der Ergebnisse und der Mehrfachnutzung dieser Daten mit Ziel der Bilanzierung.

1. Qualitätskontrolllevel „0“: Rohdaten

Rohdaten im Sinne der Messung/Beobachtung sind „unprozessierte“ Daten und Datenprodukte, die noch keiner Qualitätskontrolle unterzogen wurden. In Abhängigkeit von dem Datentyp und der Übermittlungsprozedur können Rohdaten in Abhängigkeit des Messzyklus nach Sekunden / Minuten / Stunden /Tagen der Erfassung zur Verfügung stehen – auch als real-time Daten definiert.

Beispiel: Rohdaten zu Gehalten von kongenerspezifischen PCBs in Luftmessungen, schwebstoffbürtigen Sedimenten, analytische Messergebnisse zu Bodenuntersuchungen aus dem Labor.

2. Qualitätskontrolllevel “1”: - Qualitätsgesicherte Daten

Daten durchlaufen Qualitätssicherungskontrollprozeduren wie im Kapitel 6.1.1 beschrieben:

- Completenesscheck – Vollständigkeit der Datenlieferung
- Compliancecheck – Formatprüfung über Kataloge und Schlüssel
- Datenkonformitätscheck – inhaltliche Prüfung (Unterscheidung in Fehler und Warnung)
- Uniformitätscheck – Prüfung auf Ausreißer oder unplausible Daten
- Validitätscheck – Prüfung auf Gültigkeit der Daten mit vorliegenden Referenzwerten

Empfehlenswert sind Methoden der Protokollisierung und Visualisierung, um Lücken und fehlerhafte Werte schnell zu erkennen. Die Wahl der statistischen Verfahren zum Beispiel zur Erkennung von Ausreißern und „Shifting data“ steht in Abhängigkeit der verfügbaren Daten.

Beispiel: PCB-Daten zur Luftbelastung werden Tests unterzogen, die zum Beispiel eine „Warnung“ berücksichtigen. Auffälligkeiten des Shifting ist durch Kalibrierung von Werten möglich. Ausreissertests bieten sich bei Bodendaten an, da zum Beispiel eine Altlast nicht den Hintergrundbereich charakterisiert.

3. Qualitätskontrolllevel “2”: - Aggregierte Daten

Aggregierte Daten sind durch statistische Verfahren und Berechnungsalgorithmen gewonnene Ergebnisse, die für die wissenschaftliche Bewertung Grundlage sind. Sie geben einen zusammenfassenden Überblick zu raum-zeitlichen Mustern des Vorkommens von Stoffen in der Umwelt.

Beispiel: PCB-Daten werden im Labor Einzelkongener-spezifisch gemessen. Durch die

Anwendung von Toxizitätsfaktoren wird ein Gesamt – PCB-Wert z.B. ein TEQ für coplanare PCBs oder die Summe der 6 Leitkongenere errechnet.

4. Qualitätskontrolllevel “3”: - Produkt- und Berichtsdaten

Produkt- und Berichtsdaten erfordern die wissenschaftliche und technische Interpretation und schließen weitere kontextbezogene Daten in die Bewertung ein.

Beispiel: PCB-Daten zur Bodenbelastung können für eine Bodennutzung berechnet werden, die einerseits Bodenparameter einschließen, andererseits siedlungsstrukturelle Gebietstypen zur Ableitung von Hintergrundbelastungen nutzen.

5. Qualitätskontrolllevel “4”: - Interpretierte Produkt- und Berichtsdaten

Produkt- und Berichtsdaten erfordern wissenschaftliche Fragestellungen, in deren Kontext die Daten bewerten und interpretiert werden. Multikompartiment- oder Ausbreitungsmodelle nutzen weitere Parameter mit Bezug zu der wissenschaftlichen Fragestellung.

Beispiel: Für PCB-Daten zur Belastung verschiedener Umweltkompartimente können Interpolationsmethoden zur Anwendung kommen, die die räumliche Verbreitung in Kombination mit Emissionsdaten (EMEP 2009) darstellen.

6. Qualitätskontrolllevel “5”: - Wissensbasierte Produktdaten

Wissensbasierte Produktdaten erfordern wissenschaftliche Interpretation und interdisziplinäre Datenintegration. Sie schließen die modellbasierte Interpretation ein, mit der Daten im sozio-ökonomischen Kontext und mit Verbrauchs- /Produkt- und Produktionsdaten bewertet werden.

Beispiel: Die Herstellung und das Inverkehrbringen ist mit der PCB-Verbotsverordnung untersagt. Durch die Persistenz von PCBs enthalten Umweltkompartimente weiterhin Belastungen und durch die „Einschleusung“ von „neuen“ PCBs sind Produkte und deren Anwendung in die Bewertung einzubeziehen.

Anhang J : Referenzwerte für Organochlorverbindungen im Vollblut – PCBs

Tabelle J -1: Referenzwerte PCBs im Vollblut
Quelle:UBA 2009b

Referenzwerte für Organochlorverbindungen im Vollblut – PCB's			
Analyt	Personengruppe	Bezugsjahr ^a	Referenzwert ^b
PCB 138 [1999, 2001, 2009]	7 – 14 Jahre ¹	2003/06	0,3 µg/l
	18 – 19 Jahre ²	1997/99	0,4 µg/l
	20 – 29 Jahre ²	1997/99	0,6 µg/l
	30 – 39 Jahre ²	1997/99	0,9 µg/l
	40 – 49 Jahre ²	1997/99	1,4 µg/l
	50 – 59 Jahre ²	1997/99	1,7 µg/l
	60 – 69 Jahre ²	1997/99	2,2 µg/l
PCB 153 [1999, 2001, 2009]	7 – 14 Jahre ¹	2003/06	0,4 µg/l
	18 – 19 Jahre ²	1997/99	0,6 µg/l
	20 – 29 Jahre ²	1997/99	0,9 µg/l
	30 – 39 Jahre ²	1997/99	1,6 µg/l
	40 – 49 Jahre ²	1997/99	2,2 µg/l
	50 – 59 Jahre ²	1997/99	2,8 µg/l
	60 – 69 Jahre ²	1997/99	3,3 µg/l
PCB 180 [1999, 2001, 2009]	7 – 14 Jahre ¹	2003/06	0,3 µg/l
	18 – 19 Jahre ²	1997/99	0,3 µg/l
	20 – 29 Jahre ²	1997/99	0,6 µg/l
	30 – 39 Jahre ²	1997/99	1,0 µg/l
	40 – 49 Jahre ²	1997/99	1,6 µg/l
	50 – 59 Jahre ²	1997/99	2,1 µg/l
	60 – 69 Jahre ²	1997/99	2,4 µg/l
Σ PCB (138 + 153 + 180) [1999, 2001, 2009]	7 – 14 Jahre ¹	2003/06	1,0 µg/l
	18 – 19 Jahre ²	1997/99	1,1 µg/l
	20 – 29 Jahre ²	1997/99	2,0 µg/l
	30 – 39 Jahre ²	1997/99	3,2 µg/l
	40 – 49 Jahre ²	1997/99	5,1 µg/l
	50 – 59 Jahre ²	1997/99	6,4 µg/l
	60 – 69 Jahre ²	1997/99	7,8 µg/l
Anmerkungen: [Jahresangabe] siehe Publikationen: http://www.uba.de/gesundheit/publikationen/index.htm#khh			
^a Jahre, in denen die zu Grunde liegenden Daten erhoben wurden;			
^b bei der Anwendung von Referenzwerten ist grundsätzlich die analytische Messunsicherheit zu berücksichtigen, d. h. bei der Bewertung von HBM-Messwerten ist sicher zustellen, dass die Analysen unter den Bedingungen der internen und externen Qualitätssicherung durchgeführt wurden;			
¹ Datenquelle: Kinder-Umwelt-Survey 2003/06; ² Datenquelle: Umwelt-Survey 1998; PCB: polychlorierte Biphenyle			
Letzte Aktualisierung : 10.06.2009			

**DER LEBENSLAUF IST IN DER ONLINE-VERSION AUS GRÜNDEN DES
DATENSCHUTZES NICHT ENTHALTEN**

PUBLIKATIONEN UND WISSENSCHAFTLICHE ARBEITEN SEIT 2000

- KNETSCH, G. (2011): Grundlagen der ökosystemaren Modellbildung - Behördliche Umweltinformationssysteme. In Schröder, W.; Fränze, O.; Müller, F. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften, 20. Ergänzungslieferung. 3/11. Wiley-VCH, Weinheim [ISBN 978-3-527-32568-9]. V 2.6, 3-20.
- KNETSCH, G. (2009): Chemicals in our life - How Information Systems on Chemicals can provide a better understanding for environmental issues. The Parliament Magazine. (290), 2009, 4.
- KNETSCH, G. (2009): New IT-Trends in Collaboration and Networking for the Process of Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of European Chemicals. In: Proceeding of the European Conference on Towards eEnvironment Opportunities of SEIS and SISE: Integrating Environmental Knowledge in Europe, Prag 2009.
- KNETSCH, G. (2008): Stoffinformationssysteme für die Bewertung von Chemikalien, UBA-Texte 07/2008, Dessau-Rosslau 2008. [ISSN 1862-4804], 61-67.
- KNETSCH, G.; WEIHS, E. (2007): Web-Services as an instrument for data retrieval and data mapping - The DIOXIN-POP Database of Germany, Proceedings of the 21th Conference "Informatics for Environment Protection", Warschau [ISBN 978-3-8322-6397-3]. 585-591.
- KNETSCH, G.; BANDHOLTZ, T. (2006): Integration von heterogene Umweltdaten. In: Umweltdatenbanken und Netzwerke, UBA-Texte 11/2006, Dessau-Rosslau [ISSN 0722-186X], 53-66..
- BRÜDERS N.; KNETSCH G.; WEIHS E. (2005): Handling Heterogeneous Data in a Federal System Using XML - Demonstration of the Web Service for the German POP-Dioxin Database. Masaryk University Brno, 2005, [ISBN 80-210-3780-6], 370 -373.
- KNETSCH G.; WEIHS E. (2004): Development of a Web-Service for the Dioxin-Database of Germany. Proceedings of the 17th Conference, EnvirolInfo, Geneva 2004. 413-418.
- KNETSCH, G.; RAPPOLDER, M.; WEIHS, E. (2003): Entwicklung eines Web-Services für die Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder, In: Umweltdatenbanken - Nutzung von Metadaten und Standards, UBA-Texte 54/2003, Berlin, 109-122.
- KNETSCH, G.; ROSENKRANZ, D. (2003): Umweltbeobachtung - Ziele, Strategien und Konzepte des Bundes und ausgewählter Länder, Landesamt für Umwelt und Geologie des Freistaates Sachsen, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden-Radebeul. online zitiert.
- ROSENKRANZ, D.; KNETSCH, G. (2003): Medienübergreifende Umweltbeobachtung - Stand und Perspektiven, Tagungsband zur Tagung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden- Württemberg, Karlsruhe . online zitiert.
- KNETSCH, G.; SCHRÖDER, W. (2002): Use of GIS and Statistics for an Environmental Monitoring System in Germany, Proceedings of the 16th Conference "Informatics for Environment Protection", Wien 2002.

- RAPPOLDER, M.; KNETSCH, G.; FIEDLER, H.; BASLER, A., (2002): The German Dioxin Database: PCDD/PCDF Concentrations in the Environment - Spatial and Temporal Trends, In: Environmental Levels and trends (cont.), 22nd International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs, Organohalogen Compounds. 57 (2002), 37-40.
- KNETSCH, G. (2001a): Integrating Environmental Data across disciplines against the background of the Aarhus-Convention, Umweltinformatik aktuell, Bd. 30, Metropolis Verlag, Marburg.
- KNETSCH, G. (2001b): Raumbezug in der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder, UWSF 12 (4).
- KNETSCH, G. (2000): The German Dioxin Database – Application in Trend Monitoring of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Furans in the Environment, Organohalogen Compounds 46, (2000).

AUSGEWÄHLTE VORTRÄGE SEIT 2006

- KNETSCH, G. (2011): The German POP-Dioxin-Database An integrated approach for the management and evaluation of POP data. Vortrag auf dem Internationalen RESETOX-Workshop am 24. Mai 2011 in Brno / Tschechien.
- KNETSCH, G.; GÄRTNER, P. (2011): Linked Data A Dynamic Interface for Chemical and Environmental Information in Germany. Vortrag auf dem NORMAN-Workshop am 21. April 2011 in Berlin.
- KNETSCH, G.; GÄRTNER, P. (2010): An integrated approach for the data management of PCBs in environmental compartments and food. Vorstellung eines Posters auf dem 6. Internationalen PCB-Workshop am 1. Juni 2010 in Visby / Schweden.
- KNETSCH, G. (2010): Anwendungsbeispiele in der Umweltinformatik. Vortrag auf dem Informationstag der Hochschule für Technik und Wirtschaft am 16. April 2010 in Berlin.
- KNETSCH, G. (2009): New IT-Trends in Collaboration and Networking for the Process of Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of European Chemicals. Vortrag im Rahmen der EU-Ratspräsidentschaft von Tschechien am 27. März 2009 in Prag / Tschechien.
- KNETSCH, G. (2009): Anwendungsbeispiele in der Umweltinformatik. Vortrag auf dem Arbeitskreis Umweltinformationssysteme des Fachausschuss für Umweltinformatik der Gesellschaft für Informatik am 04. Juni 2009 in Hof / Deutschland.
- GÓMEZ, J.M.; ISENMANN, R.; KNETSCH, G. (2009): Sustainability Reporting - applicable to Chemical Safety Reports under REACH. Vortrag auf der Umweltinformatikkonferenz - EnviroInfo 2009 am 09. September 2009 in Berlin, Hochschule für Technik und Wirtschaft Berlin.
- KNETSCH, G. (2008): Workflows and Software Tools for the Process of Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of European Chemicals. Vortrag auf der RES&QUIMIA am 22. Oktober 2008 in Barcelona / Spanien.

KNETSCH, G.; WEIHS, E. (2007): Web-Services as an instrument for data retrieval and data mapping - The DIOXIN-POP Database of Germany, Vortrag auf der 21. Konferenz "Informatics for Environment Protection" am 25. September 2007 in Warschau / Polen.

KNETSCH, G.; WOLFF, A. (2006): Realizing a mapping tool of IUCLID4 to the Information System on Chemical Safety in Germany (ICS). Vortrag auf dem IUCLID-Workshop des Joint Research Centre (JRC) am 30. November 2006 in Ispra / Italien.

KNETSCH, G. (2006): Einsatz von innovativen Methoden für die Umweltbeobachtung und der Einsatz von IT-Tools. Vortrag auf dem Workshop zum Twinning-Projekt in Kaukasien am 08. bis 10. Oktober 2006 in München.

GUTACHTEN UND REVIEWS

KNETSCH, G. (2003 - 2011): im Auftrag des Wissenschaftlichen Programmkomitees für die Internationalen Umweltinformatikkonferenzen - EnviroInfo 2003 bis 2011. Reviews für die Themenbereiche Modellierung, Geografische Informationssysteme, Monitoring und Webapplikationen.

KNETSCH, G. (2006 - 2010): im Auftrag des Wissenschaftlichen Verlags „Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung“ für die Themenbereiche Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung in Deutschland und Europa, Moosmonitoring und Umweltbeobachtung.