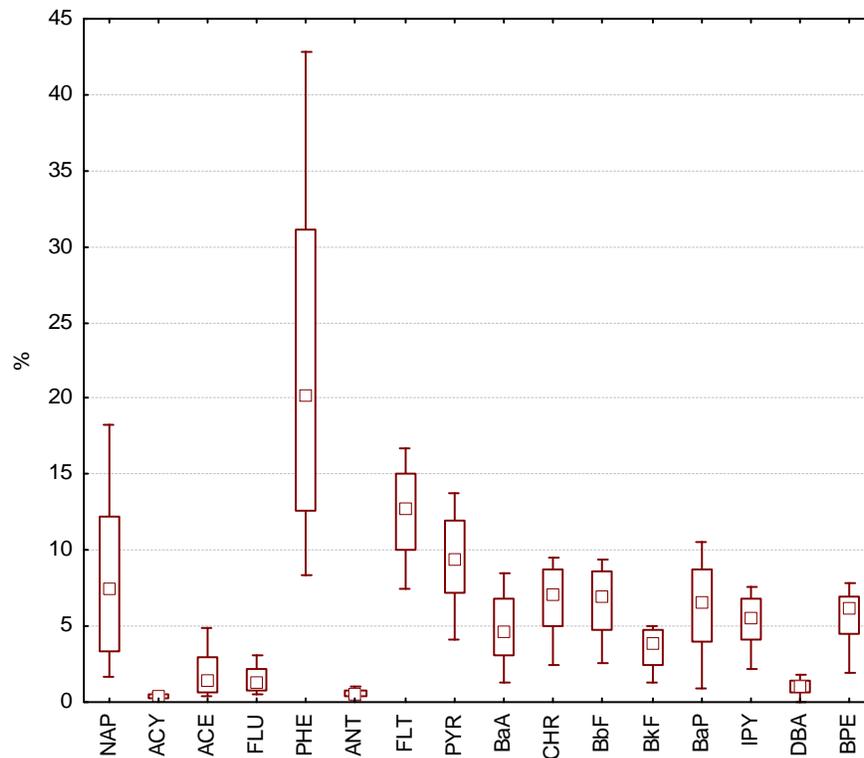




# PAK- und PCB-Gehalte in Böden der Schweiz

## Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung 1995/1999

André Desaulles, Stefan Ammann, Franziska Blum, Rahel Brändli, Thomas Bucheli



Juni 2009

---

## **Auftraggeber**

Bundesamt für Umwelt (BAFU) vertreten durch Fabio Wegmann

CH-3003 Bern

[www.umwelt-schweiz.ch](http://www.umwelt-schweiz.ch)

Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) vertreten durch Anton Candinas

CH-3003 Bern

[www.blw.admin.ch](http://www.blw.admin.ch)

## **Auftragnehmer**

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

[www.art.admin.ch](http://www.art.admin.ch)

## **Autoren**

André Desaulles ART, [andre.desaules@art.admin.ch](mailto:andre.desaules@art.admin.ch)

Stefan Ammann ART,

Franziska Blum ART,

Rahel Brändli ART (Mitte bis Ende 2006),

Thomas Bucheli ART

## **Bezug**

[www.nabo.admin.ch](http://www.nabo.admin.ch) > Bibliographie Nr. 172

## **Dank**

Vielen Dank den ehemaligen Kollegen in Liebefeld Ruedi Dahinden, Thomas Keller und Konrad Studer für die Probennahmen. Danke auch an Kirsten Rehbein für die Erstellung der Karten und an Reto Meuli für die Durchsicht des Manuskripts. Unser Dank gilt weiter den Auftraggebern am BAFU und BLW.

## Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	1
Abkürzungen und Symbole.....	3
Glossar .....	5
1 Einführung .....	7
2 Grundlagen.....	9
2.1 Allgemeiner Kenntnisstand zu den PAK .....	9
2.2 Allgemeiner Kenntnisstand zu den PCB.....	15
2.3 PAK- und PCB-Studien in der Schweiz .....	19
2.4 Das NABO-Referenznetz.....	21
2.5 Messprogramm und -verfahren .....	22
2.6 Unsicherheitsabschätzung des Messsystems .....	26
2.7 Beurteilung der PAK und PCB-Gehalte .....	28
3 Ergebnisse und Beurteilung .....	31
3.1 Messunsicherheit der PAK- und PCB-Gehalte dieser Studie .....	31
3.2 Vergleichbarkeit von PAK- und PCB-Gehalten unterschiedlicher Studien .....	39
3.3 PAK- und PCB-Gehalte im Oberboden (0-20 cm) .....	41
3.4 Profile von PAK- und PCB-Verbindungen im Oberboden (0-20 cm).....	49
3.5 Korrelationen mit PAK und PCB .....	51
3.6 PAK-Quellenzuordnung.....	54
4 Folgerungen .....	57
5 Projekte .....	59
6 Empfehlungen .....	61
7 Literatur.....	63
Anhang.....	71

## Anhänge

Anhang 1: Standortdaten, Bodenkenngrössen sowie PAK <sub>16</sub> - und PCB <sub>7</sub> -Gehalte in mg/kg .....	72
Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrössen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen .....	74
Anhang 3: Regeln für die Kombination von Standardunsicherheiten (Fehlerfortpflanzung).....	85
Anhang 4: Auswahl von Verteilungsfunktionen und Umstände ihrer Verwendung .....	86

**Figurenverzeichnis**

Figur 2-1:	Übersichtskarte der 105 NABO-Standorte.....	21
Figur 2-2:	Probenahmeplan .....	22
Figur 2-3:	Schematische Darstellung der Unsicherheitskomponenten und -anteile .....	26
Figur 2-4:	Modellgleichung des gesamten Messprozesses. ....	27
Figur 3-1:	Messunsicherheit U (p=95 %) für PAK <sub>16</sub> , PCB <sub>7</sub> und BaP in Abhängigkeit der Konzentration. ....	31
Figur 3-2:	Beiträge zur Messunsicherheit bei der Nachweisgrenze und auf Richtwerthöhe für PAK <sub>16</sub> , BaP und PCB <sub>7</sub> . ....	32
Figur 3-3:	Mittlere Wiederholbarkeit des gesamten Messprozesses (Standortwiederholpräzision), der Analytik, sowie der Probenahme und -vorbereitung für PAK <sub>16</sub> , BaP und PCB <sub>7</sub> als Variationskoeffizient (CV in %). ....	33
Figur 3-4:	Wiederholbarkeit des gesamten Messprozesses für PAK- und PCB-Gehalte auf der Basis von 20 Standorten mit je 4 Wiederholmischproben als Variationskoeffizient.....	34
Figur 3-5:	Laborvergleichbarkeit: Systematische Abweichung des NABO-Labors in % bei PAK <sub>16</sub> , BaP und PCB <sub>7</sub> im VBBO-Ringanalysenprogramm.....	35
Figur 3-6:	Messbeständigkeit der Laboranalytik: Verlauf der zwei Kontrollproben (KB11 und KB13) sowie der echten Wiederholproben (EW) dargestellt als Abweichungen in % zur 1. Bestimmung.....	37
Figur 3-7:	Übersichtskarte mit PAK <sub>16</sub> -Gehalten (0-20 cm) im NABO-Referenznetz .....	44
Figur 3-8:	Übersichtskarte mit BaP-Gehalten (0-20 cm) im NABO-Referenznetz .....	45
Figur 3-9:	Übersichtskarte mit PCB <sub>7</sub> -Gehalten (0-20 cm) im NABO-Referenznetz .....	46
Figur 3-10:	PAK- und PCB-Gehalte der NABO-Standorte (0-20 cm) nach Landnutzung gruppiert in µg/kg (RW: Richtwert, BG: Bestimmungsgrenze, NWG: Nachweisgrenze) .....	48
Figur 3-11:	Zusammenfassung der relativen Summenanteile der PAK- und PCB-Einzelverbindungen im Oberboden (0-20 cm) aller NABO-Standorte.....	49
Figur 3-12:	Ausgewählte Streudiagramme und lineare Regressionslinien für PAK <sub>16</sub> - und PCB <sub>7</sub> mit verschiedenen Boden- und Standorteigenschaften (Korrelations- und Regressionsparameter in Tabelle 3-7).....	52
Figur 3-13:	Drei charakteristische PAK-Profile des linearen Mischmodells im NABO-Referenznetz als mittlere relative Anteile: A) leichtes Profil, B) schweres Profil mit zunehmend schweren Verbindungen, C) schweres Profil mit abnehmend schweren Verbindungen (aus: (Brändli et al., 2007)) .....	56

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 2-1:	Physikalische, chemische und toxische Eigenschaften der 16 PAK-Leitsubstanzen .....	9
Tabelle 2-2:	Hintergrundgehalte von PAK <sub>16</sub> und Benzo[a]pyren in Oberböden deutscher Bundesländer in mg/kg (LABO, 2003) .....	13
Tabelle 2-3:	Physikalische und chemische Eigenschaften der 7 PCB-Kongenere ( (Li et al., 2003) ) .....	15
Tabelle 2-4:	Hintergrundgehalte von PCB <sub>6</sub> in Oberböden deutscher Bundesländer in mg/kg (LABO, 2003) .....	18
Tabelle 2-5:	Kantonale Studien zu PAK- und PCB-Gehalten in Böden (Stand: Juni 2008).....	19
Tabelle 2-6:	Zusammenfassung von PAK- und PCB-Gehalten (0-20 cm) in der Schweiz (Keller & Desaulles, 2001).....	20
Tabelle 2-7:	Gesetzliche Schwellenwerte für PAK, Benzo[a]pyren (BaP) und PCB in Böden (mg/kg) .....	28
Tabelle 3-1	Wahrscheinlichkeiten von Richtwert-Überschreitungen von PAK <sub>16</sub> -, BaP- und PCB <sub>7</sub> -Konzentrationen auf Grund der erweiterten Messunsicherheit.....	32
Tabelle 3-2:	Grobschätzung der relativen Messunsicherheit für PAH <sub>16</sub> -, BaP- und PCB <sub>7</sub> -Gehalten aus der Analysenunsicherheit der VBBo-Ringanalysen .....	40
Tabelle 3-3:	Überblick und Vergleich der Gehalte von PAK <sub>16</sub> , BaP und PCB <sub>7</sub> sowie überschrittener Schwellenwerte in Böden (0-20 cm) der Schweiz .....	41
Tabelle 3-4:	NABO-Standorte mit Überschreitungen Vorsorge orientierter Schwellenwerte .....	42
Tabelle 3-5:	Zusammenfassende Überblick der Gehalte an PAK <sub>16</sub> , Benzo[a]pyren und PCB <sub>7</sub> nach Landnutzung in mg/kg (Fettgedruckte Werte > Richtwert).....	47
Tabelle 3-6:	Vergleich der Reihenfolge und Häufigkeit dominanter PAK- und PCB-Einzelverbindungen nach Landnutzung .....	49
Tabelle 3-7:	Korrelationen im NABO-Messnetz von PAK <sub>16</sub> - und PCB <sub>7</sub> mit verschiedenen Boden- und Standorteigenschaften.....	51
Tabelle 3-8:	Charakteristische PAK-Verhältnisse in der Emissionsliteratur und dem NABO-Referenznetz (aus: (Brändli et al., 2008)) .....	54
Tabelle 3-9:	Charakteristische PAH-Marker in der Emissionsliteratur und dem NABO-Referenznetz (verändert aus: (Brändli et al., 2007)) .....	55



## Zusammenfassung

Dieser Bericht enthält ausführliche Grundlagen zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und den polychlorierten Biphenylen (PCB) in Böden sowie den derzeit aktuellsten Überblick der PAK- und PCB-Gehalte in Böden der Schweiz - insbesondere im Referenznetz der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO). Besondere Aufmerksamkeit wird der Datenqualität beziehungsweise der Erfassung der Messunsicherheit gewidmet.

In der Schweiz werden PAK- und PCB-Messungen in Böden seit den 90er Jahren durchgeführt. Im NABO-Messnetz wurden zwischen 1995 und 2005 ausgewählte Standorte gemessen und dieser Bericht enthält erstmals Ergebnisse für alle 105 Dauerbeobachtungsstandorte der dritten Messperiode 1995/99. Die erweiterten Messunsicherheiten betragen für die entsprechenden Messbereiche bei PAK<sub>16</sub> 44-63%, PCB<sub>7</sub> 36-46% und Benzo[*a*]pyrene (BaP) 56%. Die Gehalte (Min. / Median / Max.) der Oberböden (0-20 cm) lagen für PAK<sub>16</sub> bei 0.032 / 0.163 / 8.46 mg/kg, für BaP bei 0.0005 / 0.013 / 1.13 mg/kg und für PCB<sub>7</sub> bei 0.0005 / 0.0016 / 0.012 mg/kg. Insgesamt wurden vorsorgeorientierte Richtwerte nur an drei Standorten für PAK<sub>16</sub> (Richtwert 1 mg/kg) und an zwei Standorten für BaP (Richtwert 0.2 mg/kg) überschritten: 31 Coffrane NE mit Ackerbau, 55 Nyon VD mit Rebbau und 97 Lugano im Stadtpark. Bei PCB<sub>7</sub> lagen alle Gehalte deutlich unter dem inoffiziellen Richtwert von 0.02 mg/kg. Die Gruppierung der Gehalte nach Landnutzung zeigen unter Nadelwald generell eine Tendenz erhöhter Gehalte, im Rebbau (n=4) und an Schutzstandorten (n=4) bei PAK<sub>16</sub> und BaP.

Bei den PAK<sub>16</sub> ist die häufigste Einzelverbindung Phenanthren, gefolgt von Fluoranthen und Pyren. Bei PCB<sub>7</sub> ist die Reihenfolge PCB-153 > PCB-138 > PCB101. Eine deutliche Unterscheidung nach Landnutzung konnte nicht beobachtet werden. Die Untersuchung vollzugsrelevanter Beziehungen ergab die weitaus stärkste und signifikante Korrelation zwischen PAK<sub>16</sub> und BaP ( $r = 0.88$ ). Andere Beziehungen mit der Höhenlage und C<sub>org</sub> u.a. waren deutlich schwächer. Etwas besser waren die Korrelationen bei der Stratifizierung nach Landnutzung: für extensives Grasland PAK<sub>16</sub>/Höhenlage ( $r = -0.62$ ), für intensives Grasland PAK<sub>16</sub>/Pb ( $r = 0.78$ ), für Schutzstandorte PAK<sub>16</sub>/Hg ( $r = 1.0$ ) und PCB<sub>7</sub>/Hg ( $r=0.98$ ), für Nadelwald PAK<sub>16</sub>/Höhenlage ( $r = -0.68$ ) und PCB<sub>7</sub>/PAK<sub>16</sub> ( $r = 0.85$ ). Die Zuordnung der Emissionsquellen bei den PAK-Bodengehalten ergab keine eindeutigen Ergebnisse, sondern Mischverhältnisse wobei die Verbrennungsquellen über die petrochemischen Quellen dominierten.

Es können verschiedene Folgerungen gezogen werden:

- 1) Während die erweiterte Messunsicherheit der Messdaten innerhalb einer Studie brauchbare Ergebnisse lieferte, war dies für die Messunsicherheit von Messdaten aus unterschiedlichen Studien nur bedingt, teilweise gar nicht der Fall.
- 2) Im NABO-Referenznetz erwies sich der an Vorsorge orientierten Schwellenwerten gemessene Belastungsgrad durch PAK<sub>16</sub> und BaP als gering und durch PCB<sub>7</sub> als unbedenklich.

- 3) Deutlich abweichende Häufigkeitsverteilungen der Einzelverbindungen sind ein Hinweis auf spezifische Belastungssituationen. Allgemein überwiegen Immissions-Mischsituationen.
- 4) Die im NABO-Referenznetz gefundenen Korrelationen sind für den vollzugsrelevanten Bodenschutz kaum von praktischer Bedeutung. Dazu würde es eine bessere belastungsspezifische Stratifizierung und ein grösseres Standortkollektiv brauchen.
- 5) Die PAK-Quellenzuordnung war im Einzelnen in der Regel nicht eindeutig, bestätigte aber die Dominanz von Verbrennungsquellen.

Der Bericht schliesst mit einer Auflistung von Projekten und einer Reihe von Empfehlungen an die Bodenschutzfachstellen des Bundes und der Kantone.

## Abkürzungen und Symbole

ACY	Acenaphthylen (3 Ringe)
ACE	Acenaphthen (3 Ringe)
ALP	Forschungsanstalt Agroscope Liebefeld-Posieux
ANT	Anthracen (3 Ringe)
ART	Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon
BaA	Benzo[ <i>a</i> ]anthracen (4 Ringe)
BAFU	Bundesamt für Umwelt, Ittigen
BAG	Bundesamt für Gesundheit, Liebefeld
BaP	Benzo[ <i>a</i> ]pyren (5 Ringe)
BbF	Benzo[ <i>b</i> ]fluoranthren (5 Ringe)
BVet	Bundesamt für Veterinärwesen, Liebefeld
BkF	Benzo[ <i>k</i> ]fluoranthren (5 Ringe)
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft, Bern
BPE	Benzo[ <i>ghi</i> ]perylene (6 Ringe)
CHR	Chrysen (4 Ringe)
C <sub>org</sub>	Organischer Kohlenstoff
COR	Coronen
cPCB	Koplanare PCB
cPHE	4-H-Zyklopenta[ <i>def</i> ]phenanthren
cPYR	Zyklopenta[ <i>cd</i> ]pyren
CV	Variationskoeffizient
	$CV(\%) = \frac{SD}{\bar{X}} \times 100; \quad SD : \text{Standardabweichung}, \bar{x} : \text{Mittelwert}$
DBA	Dibenzo[ <i>a,h</i> ]anthracen (5 Ringe)
EMPA	Eidgenössische Material Prüfanstalt, Dübendorf
EPA	Environmental Protection Agency of the USA
ETHZ	Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich
FLT	Fluoranthren (4 Ringe)
FLU	Fluoren (3 Ringe)
IPY	Indeno[ <i>1,2,3-cd</i> ]pyren (6 Ringe)
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
K <sub>ow</sub>	Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient
MONARPOP	Monitoring network in the alpine region for persistent and other organic pollutants ( <a href="http://www.monarpop.at">www.monarpop.at</a> )
NABO	Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz
NAP	Naphthalin (3 Ringe)
n.n.	Nicht nachgewiesen
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK <sub>16</sub>	Summe der 16 PAK-Leitverbindungen der amerikanischen Umweltagentur (U.S. EPA): NAP, ACY, ACE, FLU, PHE, ANT, FLT, PYR, BaA, CHR, BbF, BkF, BaP, IPY, DBA, BPE

## Abkürzungen und Symbole (Fortsetzung)

PER	Perylen
PHE	Phenanthren (3 Ringe)
POP	Persistente organische Schadstoffe (persistent organic pollutants)
PSM	Pflanzenschutzmittel
PYR	Pyren (4 Ringe)
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCB-28	(trichlorbiphenyl)
PCB-52	(tetrachlorbiphenyl)
PCB-101	(pentachlorbiphenyl)
PCB-118	(pentachlorbiphenyl)
PCB-138	(hexachlorbiphenyl)
PCB-153	(hexachlorbiphenyl)
PCB-180	(heptachlorbiphenyl)
PCB <sub>7</sub>	Summe der 7 PCB-Kongeneren gemäss dem Institute of Reference Materials and Measurements (IRMM): IUPAC-Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
PCDD/F	Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF), (Summe der polychlorierten Dibenzop-dioxine und polychlorierten Dibenzofurane)
RET	Reten
TEF	Toxizitäts-Äquivalenzfaktor
TS	Trockensubstanz (bei 105°C getrocknet)
VBBö	Verordnung über Belastungen des Bodens, 1998
VSBO	Verordnung über Schadstoffe im Boden, 1986

## Glossar

Isomere	Chemische Verbindungen der gleichen Summenformel, aber unterschiedlicher chemischer Struktur
Kongenere	Chemische Verbindungen mit der gleichen Grundstruktur
Koplanare PCB	Jene PCB Kongenere, welche in den 2- und 6- („ortho“) Positionen der Phenylringe kein oder nur ein Chloratom aufweisen. Dadurch kommen die Ringe in einer Ebene zu liegen und sind in ihrer Raumstruktur und Toxikologie den Dioxinen ähnlich.
Lipophil	Fett liebend bzw. an Fett gebunden
Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Organische Stoffgruppe aus 209 Einzelstoffen, denen ein Grundgerüst aus zwei Kohlenstoffringen mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad gemeinsam ist.
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Organische Stoffgruppe mit ca. 300 Einzelverbindungen. Es handelt sich um ringförmige Kohlenwasserstoffe aus zwei oder mehr kondensierten Benzolringen. Die Struktur, Anordnung und Anzahl der Ringe bestimmen die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Einzelsubstanzen.
Wasserlöslichkeit	Maximale Menge einer Substanz (in Gramm bzw. in Mol), die sich bei einer gegebenen Temperatur in einem gegebenen Volumen reinem Wassers vollständig auflösen kann
Sättigungsdampfdruck	Partialdruck einer Chemikalie, welche im thermodynamischen Gleichgewicht mit ihrer flüssigen oder festen Phase steht.
Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient ( $K_{ow}$ )	Ein dimensionsloser Verteilungskoeffizient, der das Verhältnis der Konzentrationen einer Chemikalie in einem Zweiphasensystem aus n-Oktanol und Wasser angibt.
Toxizitätsequivalentsfaktor (TEF)	Der TEF gibt an, um welchen Faktor die Substanz weniger (giftig) wirkt als das Seveso-Dioxin. Das Seveso-Dioxin (2,3,7,8-TCDD) erhielt den TEF 1
Hydrophob	Wasser abweisend
Dampfdruck	Stoff- und temperaturabhängiger Gasdruck.
Persistent	Die Persistenz ist ein aggregierter Parameter, der die Abbaubarkeit beziehungsweise die "Anwesenheitsdauer" und damit das Gefährdungspotential eines Stoffs in der Umwelt charakterisiert (Scheringer et al. 2001, GAIA 10, 122ff). Gemäss Stockholm Konvention gilt eine organische Chemikalie als persistent, wenn ihre Halbwertszeit im Wasser, bzw. Boden oder Sediment länger als zwei, bzw. sechs Monate beträgt.



## 1 Einführung

Im Rahmen der „Verordnung über Schadstoffe im Boden“ (VSBo, 1986) wurden 1993 erste Ergebnisse über anorganische Schadstoffgehalte im NABO-Messnetz veröffentlicht (Desaules & Studer, 1993). Die VSBo wurde 1998 durch die „Verordnung über Belastungen des Bodens“ (VBBo, 1998) abgelöst, welche neu auch gesetzliche Schwellenwerte für PCDD/F, PAK und PCB festlegte. Damit war der Auftrag gegeben, auch diese drei organischen Schadstoffgruppen, welche als persistent gelten und sich daher in Böden anreichern können im NABO-Referenznetz zu untersuchen.

Breits früher wurden mehrmals an ausgewählten Teilen des NABO-Standortkollektivs PAK- und PCB-Gehalte gemessen (Berset & Holzer, 1995; Bucheli et al., 2004; Schmid et al., 2005). Die Resultate waren aber vorab aus methodischen Gründen nicht vergleichbar (Desaules et al., 2008) und die Anzahl Standorte zu gering, um landesweite Aussagen zu machen. Deshalb wurde beschlossen, die PAK und PCB aller 105 Standorte im NABO-Referenznetz zu messen. Da umfassende Abklärungen (Desaules & Dahinden, 2000b) keinerlei signifikante oder relevante Hinweise zum Einfluss der Trocknungstemperatur bei 40°C und dem Kontakt der Bodenproben mit Kunststoffen (Polyethylen und Polypropylen) auf Analysen von PAK und PCB in Bodenprobe ergaben, wurden für diese Studie, die PAK und PCB in den rieselfähigen und damit repräsentativ teilbaren Bodenproben der Dritterhebung (1995/99) gemessen. Ergebnisse der PCDD/F-Gehalte von 23 ausgewählten NABO-Standorten wurden durch (Schmid et al., 2005) veröffentlicht.

In einer Publikation (Desaules et al., 2008) wurden die PAK- und PCB-Ergebnisse bereits im Überblick präsentiert und die Problematik der Vergleichbarkeit mit anderen Studien auf Grund mangelhafter Harmonisierung diskutiert. In einer weiteren Publikation (Brändli et al., 2008) wurden am vorliegenden Datensatz verschiedene Verfahren der Quellenzuordnung beurteilt.

Die Ziele dieses Berichts sind die Ergebnisse der PAK- und PCB-Gehalte aller Standorte im NABO-Referenznetz in ausgewiesener Datenqualität im Sinne einer landesweiten Zustandsuntersuchung darzustellen, zu diskutieren und zu beurteilen. Weiter werden die Anteile der Einzelverbindungen an der Summe, sogenannte PAK- und PCB-Profile dargestellt und im Hinblick auf die Landnutzung und Eignung für die Quellenzuordnung diskutiert. Mit der Unsicherheitsabschätzung (Kap. 3.1) soll auch der Einfluss methodischer Ursachen auf die gemessene Konzentration dargestellt und diskutiert werden. Daraus werden Folgerungen für den Vollzug des Bodenschutzes gezogen, weitere Projekte vorgestellt und Empfehlungen abgeleitet. Der Bericht ist entsprechend strukturiert.

Die Untersuchung organischer Schadstoffe in Böden ist gegenüber den anorganischen Schadstoffen im Rückstand. Gründe dazu sind die vergleichsweise anspruchsvolle und teure Analytik aufgrund der beinahe unbegrenzt hohen Anzahl organischer Stoffverbindungen und allgemein tiefe Konzentrationsbereiche. Entscheidend ist aber wohl, dass für die Schweiz erst seit 1998 gesetzliche Schwellenwerte organischer Schadstoffe in Böden vorliegen (VBBo, 1998).

Im Gegensatz zu den anorganischen Stoffen gelangen jährlich gegen Tausend neu synthetisierte organische Stoffe in die Umwelt (Breivik & Alcock, 2002). Davon werden aber die meisten rasch

wieder abgebaut. Eine Strategie zur Früherkennung von potentiell boden-relevanten neuen organischen Schadstoffen fehlt jedoch bis anhin. Als problematisch für die Umwelt gelten die toxischen persistenten organischen Schadstoffe (POP: persistent organic pollutants), die ubiquitär vorkommen und sich in Böden anreichern können. Die PAK und PCB gehören auch dazu.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Allgemeiner Kenntnisstand zu den PAK

Der Überblick stützt sich weitgehend auf die wissenschaftliche Fachliteratur (Gocht, 2005; Nisbet & LaGoy, 1992; Schmid et al., 2005; Starke et al., 1991; Wilcke & Amelung, 2000) und die Wikipedia Enzyklopädie (<http://de.wikipedia.org>).

#### Physikalische und chemische Eigenschaften

Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine organische Stoffgruppe mit ca. 300 Einzelverbindungen. Es handelt sich um ringförmige Kohlenwasserstoffe aus zwei oder mehr kondensierten Benzolringen. Die Struktur, Anordnung und Anzahl der Ringe bestimmen die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Einzelsubstanzen. Als repräsentativ für die PAK wird in Anlehnung an die amerikanische Umweltschutzbehörde (U.S. EPA) gewöhnlich nur die Summe der 16 PAK-Leitverbindungen Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benzo[*a*]anthracen, Chrysen, Benzo[*b*]fluoranthen, Benzo[*k*]fluoranthen, Benzo[*a*]pyren, Indeno[*1,2,3-c,d*]pyren, Dibenz[*a,h*]anthracen und Benzo[*ghi*]perylen analysiert. In Tabelle 2-1 sind dazu physikalische und chemische Eigenschaften zusammengestellt.

**Tabelle 2-1: Physikalische, chemische und toxische Eigenschaften der 16 PAK-Leitsubstanzen**

Abkürzung	Substanz	Summenformel	Ringe	molare Masse [g mol <sup>-1</sup> ]	Schmelzpunkt <sup>a)</sup> [°C]	Wasserlöslichkeit <sup>1) a)</sup> (25°C) [mg L <sup>-1</sup> ]	Dampfdruck <sup>1)</sup> <sup>a)</sup> (25°C) log [Pa]	log K <sub>ow</sub> <sup>a)</sup> (25°C) [-]	TEF <sub>BaP</sub> <sup>2) b)</sup>
NAP	Naphthalin	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	2	128	80	110	1,57	3,4	0,001
ACY	Acenaphthylen	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	3	152	83	37	0,62	4,1	0,001
ACE	Acenaphthen	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	3	154	95	17	0,18	3,9	0,001
FLU	Fluoren	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	3	166	116	16	-0,15	4,2	0,001
PHE	Phenanthren	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	3	178	100	6,2	-0,95	4,6	0,001
ANT	Anthracen	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	3	178	216	5,4	-1,11	4,5	0,01
FLT	Fluoranthen	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	4	202	107	1,7	-2,06	5,3	0,001
PYR	Pyren	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	4	202	150	2,4	-1,92	5,3	0,001
BaA	Benzo[ <i>a</i> ]anthracen	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	4	228	158	0.29	-3,22	5,6	0,1
CHR	Chrysen	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	4	228	254	0.37	-3,97	5,6	0,01
BbF	Benzo[ <i>b</i> ]fluoranthen	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252	167	0.031	---	6,6	0,1
BkF	Benzo[ <i>k</i> ]fluoranthen	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252	217	0.044	-5,39	6,8	0,1
<b>BaP</b>	<b>Benzo[<i>a</i>]pyren</b>	<b>C<sub>20</sub>H<sub>12</sub></b>	<b>5</b>	<b>252</b>	<b>179</b>	<b>0.13</b>	<b>-4,67</b>	<b>6,0</b>	<b>1</b>
DBA	Dibenz[ <i>a,h</i> ]anthracen	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	5	278	266	0.12	-7,04	7,2	1
IPY	Indeno[ <i>1,2,3-cd</i> ]pyren	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	6	276	163	1.44	---	7,7	0,1
BPE	Benzo[ <i>ghi</i> ]perylen	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	6	276	222	0.023	-4,65	7,2	0,01

<sup>1)</sup>Wasserlöslichkeit und Sättigungsdampfdruck der unterkühlten Flüssigkeiten

<sup>2)</sup>TEF<sub>BaP</sub>: Toxizität als Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren von Benzo[*a*]pyren

<sup>a)</sup>(Gocht, 2005)

<sup>b)</sup>(Nisbet & LaGoy, 1992)

Mit der aufgeführten Reihenfolge nehmen die Anzahl der Benzolringe von zwei bis sechs und in der Regel auch das Molekulgewicht zu. Der Dampfdruck als Mass für die Flüchtigkeit, sowie die Wasserlöslichkeit nimmt von Naphtalin gegen Benzo[*ghi*]perylen ab. Mit zunehmendem Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient ( $K_{ow}$ ) nimmt die Lipophilität bzw. Hydrophobizität und damit die Neigung zur Sorption an organisch gebundenen Kohlenstoff zu.

Die PAK sind hydrophob, schlecht Wasser löslich aber stark lipophil. Weil der Dampfdruck der meisten PAK sehr gering ist, kommen sie in der Atmosphäre nur bis zum Pyren in der Gasphase vor (semivolatile PAK). Ab Benzo[*a*]anthracen findet der atmosphärische Transport ausschliesslich Partikel gebunden statt.

Mit zunehmender Anzahl Ringe bzw. Molekülgrösse sind die PAK schwerer wasserlöslich und weniger flüchtig. Wegen der unterschiedlichen physikalisch-chemischen und toxischen Eigenschaften ist eine Einteilung in niedermolekulare (2-3 Ringe) und höhermolekulare PAK ab Fluoranthen (4-6 Ringe) sinnvoll. Niedermolekulare PAK liegen in der Luft hauptsächlich gasförmig und im Untergrund im Sicker- und Grundwasser gelöst vor. Höhermolekulare PAK liegen in der Luft und im Boden überwiegend Partikel gebunden vor mit einer starken Präferenz für organisches Material.

### Ökotoxikologie

Wegen ihrer Persistenz, ubiquitären Verbreitung und Toxizität haben PAK als Umweltschadstoffe eine grosse Bedeutung. Bereits in den 1980er Jahre wurden die oben genannten 16 PAK-Leitverbindungen von der U.S. EPA in die Liste der prioritären Schadstoffe aufgenommen. Die PAK umfassen die grösste bekannte Anzahl krebserregender Substanzen innerhalb einer Stoffgruppe. Fast alle PAK mit mehr als vier Kohlenstoffringen sind krebserregend. Weil Benzo[*a*]pyren innerhalb der PAK eine hohe Kanzerogenität aufweist und ihr Summenanteil bis zu 10 % ausmachen kann (siehe Figur 3-11), wird Benzo[*a*]pyren oft separat ausgewiesen (BUWAL, 2001a). Die Toxizität der PAK werden denn auch wie in Tabelle 2-1 als Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren von Benzo[*a*]pyren angegeben ( $TEF_{BAP}$ ) (Nisbet & LaGoy, 1992).

Aufgrund ihrer Persistenz und lipophilen Eigenschaften neigen die PAK zur Bioakkumulation in fettreichen Geweben und zwar zunehmend mit erhöhtem Molekulgewicht (Sims & Overcash, 1983). Die PAK-Aufnahme in den menschlichen Organismus geschieht überwiegend über die Nahrung und untergeordnet über Inhalation und Hautkontakt (Vyskocil et al., 2000).

### Quellen

Die PAK werden überwiegend als unerwünschte Nebenprodukte unvollständiger Verbrennung gebildet. Neben der anthropogenen Verbrennung von Holz, fossilen Brennstoffen, Abfällen und dergleichen gelten Wald- und Steppenbrände sowie Vulkanausbrüche als natürliche PAK-Quellen. (Li et al., 2001) bezeichnet die aktuellen PAK-Einträge aus natürlichen Quellen als vernachlässigbar gering. Doch (Wilcke, 2007) weist auf neuere Erkenntnisse über die biogene Produktion von Naphthalin, Phenanthren und Perylen hin und schliesst auf höhere natürliche PAK-Beiträge als bisher angenommen.

PAK sind natürlicher Bestandteil von Kohle und Erdöl und werden anthropogen durch Destillationsprozesse in Teeren und Bitumen angereichert. Nur wenige PAK werden in der chemischen Industrie hergestellt. Sie dienen vorwiegend für Insektizide, Stabilisatoren, Pharmaka, Kosmetikzusätze, Lösungsmittel, Weichmacher, Farb- und Plastikherstellung.

Die räumliche Verbreitung der PAK ist vorwiegend an die Verbrennung fossiler Energieträger (Feuerungsanlagen und Verkehr) gebunden. Lokal bedeutende Quellen sind Altlasten aus Gaswerken, Kokereien und andere PAK-haltige Abfälle. Nach aktuellen Emissionsinventaren werden die PAK überwiegend aus diffusen Quellen emittiert. Die Identifizierung von Quellen bzw. Unterscheidung von pyrolytischen und petrogenen PAK aufgrund verschiedener Verteilungsprofile von Einzelverbindungen ist mehr oder weniger erfolgreich und mit der Distanz zu den Quellen zunehmend schwieriger (Brändli et al., 2008).

### **Verhalten in Böden**

Böden sind die bedeutendste PAK-Senke (Gocht, 2005; Wild & Jones, 1995a) und der Eintrag erfolgt überwiegend durch partikuläre Deposition. Verflüchtigungen sind nur für die semivolatilen PAK bis Phenanthren von Bedeutung (Cousins & Jones, 1998). Durch den selektiven Austausch von PAK zwischen Boden und Atmosphäre kann es bei der Trocknung von Bodenproben zu Kontaminationen kommen, indem sich niedermolekulare Verbindungen anreichern (Cousins et al., 1997). Ein Temperaturwechsel bewirkt einen mehrfachen Austausch zwischen Boden und Atmosphäre („hopping“) und entlang abnehmender Temperaturgradienten eine Fraktionierung („global distillation“) und Anreicherung in kälteren Regionen (Gouin et al., 2004; Halsall et al., 1997; Weiss et al., 2000).

Die PAK verteilen sich im Boden fast ausschliesslich in die organische Substanz (Means et al., 1980). Je nach Qualität derselben - vorab deren Partikelgrösse bzw. spezifischen Oberfläche - unterscheidet sich deren Sorptionsvermögen stark. Die Desorption der hydrophoben PAK ist ebenfalls stark vom Sorbenten abhängig. Sie ist bei Raumtemperatur allgemein gering und nimmt mit steigender Temperatur zu. Unter natürlichen Bedingungen werden die PAK deshalb auch nur relativ geringfügig in die Tiefe verlagert (Cousins et al., 1999; Krauss et al., 2000).

Die wichtigsten Ursachen der Tiefenverlagerung in Böden sind die Prozesse der Pedoturbation und der Lösungstransport vor allem in Grobporen (Guggenberger et al., 1996). Der Transport scheint vorwiegend an die Verlagerung von (organischen) Bodenpartikel gebunden zu sein (Jones et al., 1989a). Allgemein ist das starke Sorptionsvermögen eine wirkungsvolle Barriere gegen Verlagerungen.

Die Aufnahme von PAK über die Bodenlösung ist bei Pflanzen sehr gering, bedeutender ist die Sorption ausgegaster PAK durch die Blattoberflächen (Starke et al., 1991). (Wilcke, 2000) hat aus der Literatur für die Pflanzenaufnahme Transferfaktoren von 0.001 bis 0.4 zusammengetragen, wobei Faktoren unter 0.001 überwiegen.

In Böden sind die PAK allgemein schwer abbaubar und gelten daher als persistent. Der Abbau durch Photolyse ist aufgrund der geringen Eindringtiefe des Lichts vernachlässigbar und der

mikrobielle Abbau ist wegen der schlechten Wasserlöslichkeit bzw. Bioverfügbarkeit für Verbindungen mit mehr als vier Ringen ebenfalls gering (Sims & Overcash, 1983). Mit zunehmender Alterung nehmen Extrahierbarkeit, Abbaubarkeit und Toxizität ab (Alexander, 1995; Beck et al., 1996; Hatzinger & Alexander, 1995).

### **Entwicklung der Immissionen und Gehalte**

Aus diversen Studien an Sedimentbohrkernen hat Gocht (Gocht, 2005) vier Zeitabschnitte unterschieden:

1. Vorindustrielle Zeit bis ca. 1850 mit relativ geringen PAK-Einträgen aus natürlichen Quellen (natürlicher Hintergrund)
2. Von 1880 bis 1965 stiegen die Einträge bis um das 25fache der vorindustriellen Zeit vorwiegend durch Verbrennung fossiler Brennstoffe.
3. Rückgang der Einträge zwischen 1965 und 1980 bis 1990 aufgrund von Emissionskontrollen in den Industrienationen.
4. Nach einer Stabilisierung der Einträge auf einem zirka 10fach höheren Niveau gegenüber der vorindustriellen Zeit gibt es Hinweise auf eine erneute Zunahme durch steigendes Fahrzeugaufkommen (Lima et al., 2003; Wild & Jones, 1995b).

Retrospektive Analysen in archivierten Bodenproben einer semi-ruralen Versuchsparzelle in Süd-England, die einzig atmosphärischen Einträgen ausgesetzt war, ergaben für den Zeitraum 1846-1986 eine 4-5 fache PAK-Anreicherung (Jones et al., 1989a; Jones et al., 1989b). Dabei haben die PAK mit höheren Molekulargewichten Benzo[*b*]fluoranthen, Benzo[*a*]pyren und Pyren generell am meisten zugenommen. Beim niedermolekularen Naphthalin, der Verbindung mit dem tiefsten Schmelzpunkt, war dagegen eine Abnahme zu verzeichnen.

### **Aktuelle PAK-Gehalte**

In der Literatur werden die PAK-Gehalte oft nicht als Summe der 16 PAK-Leitverbindungen gemäss U.S. EPA angegeben. Zudem sind die Standortsituationen sowie die Probertiefen oft ungenügend definiert. Dies erschwert oder verunmöglicht sinnvolle Vergleiche (Desaules et al., 2008). Den besten Harmonisierungsgrad haben wohl die in der Tabelle 2-2 zusammengestellten emissionsfernen und emissionsnahen PAK<sub>16</sub>-Hintergrundgehalte deutscher Bundesländer (LABO, 2003).

**Tabelle 2-2: Hintergrundgehalte von PAK<sub>16</sub> und Benzo[a]pyren in Oberböden deutscher Bundesländer in mg/kg (LABO, 2003)**

Standort	n	PAK <sub>16</sub>		Benzo[a]pyren	
		Median	90. Perz.	Median	90. Perz.
<b>Emissionsfern:</b>		<b>0.10-2.3</b>	<b>0.36-5.3</b>	<b>&lt;0.01-0.24</b>	<b>0.01-0.57</b>
<b>Ackerland:</b>		<b>0.10-0.38</b>	<b>0.48-1.28</b>	<b>&lt;0.01-0.03</b>	<b>0.018-0.09</b>
Baden-Württemberg	58	0.19	0.54		
Bayern <sup>1)</sup>	53			0.008	0.049
Brandenburg	201	0.16	0.51	0.011	0.046
Hessen	26	0.10	0.48	0.010	0.045
Mecklenburg-Vorpommern	55	0.19	0.82	0.023	0.087
Niedersachsen	160			0.007	0.018
Nordrhein-Westfalen	136			0.03	0.070
Rheinland-Pfalz	52	0.26	0.72	0.023	0.064
Saarland	24			0.016	0.047
Sachsen	306	0.25	0.54	<0.01	0.026
Thüringen	87	0.38	1.28	0.018	0.077
<b>Grasland:</b>		<b>0.17-0.33</b>	<b>0.53-2.36</b>	<b>0.01-0.03</b>	<b>0.03-0.19</b>
Baden-Württemberg	65	0.26	0.53		
Brandenburg	161	0.29	1.05	0.019	0.100
Mecklenburg-Vorpommern	27	0.17	0.67	0.019	0.057
Niedersachsen	38			0.014	0.052
Nordrhein-Westfalen	94			0.030	0.100
Rheinland-Pfalz	43	0.31	2.36	0.024	0.185
Sachsen	165	0.28	0.68	0.010	0.031
Thüringen	61	0.33	0.92	0.015	0.064
<b>Wald-Humusauflage:</b>		<b>0.22-2.3</b>	<b>0.5-5.3</b>	<b>0.015-0.24</b>	<b>0.06-0.57</b>
Baden-Württemberg	61	1.15	2.98		
Bayern <sup>2)</sup>	30			0.015	0.090
Brandenburg	56	1.17	2.90	0.050	0.155
Mecklenburg-Vorpommern	24	0.22	0.48	0.030	0.057
Nordrhein-Westfalen	55			0.240	0.570
Saarland	35			0.162	0.527
Sachsen	178	1.7	3.1	0.082	0.190
Thüringen	73	2.3	5.3	0.074	0.230
<b>Wald - Oberboden:</b>		<b>0.13-1.0</b>	<b>0.36-2.3</b>	<b>&lt;0.01-0.07</b>	<b>0.01-0.30</b>
Baden-Württemberg	116	0.25	1.99		
Bayern <sup>2)</sup>	45			0.019	0.300
Brandenburg	121	0.35	1.21	0.019	0.088
Mecklenburg-Vorpommern	26	0.24	0.62	0.014	0.040
Rheinland-Pfalz	58	0.78	1.92	0.039	0.122
Nordrhein-Westfalen	52			0.070	0.230
Saarland	40			0.066	0.166
Sachsen	226	0.13	0.36	<0.010	0.011
Thüringen	49	1.0	2.3	0.022	0.098

<sup>1)</sup> Acker und Grasland<sup>2)</sup> Emissionsfern und -nah

Tabelle 2-2: Fortsetzung

Standort	n	PAK <sub>16</sub>		Benzo[a]pyren	
		Median	90. Perz.	Median	90. Perz.
<b>Emissionsnah</b>		<b>0.21-4.4</b>	<b>0.81-16.5</b>	<b>&lt;0.01-0.36</b>	<b>0.04-1.43</b>
<b>Ackerland:</b>				<b>0.009-0.025</b>	<b>0.04-0.24</b>
Bayern	44			0.023	0.142
Hessen	21			0.009	0.041
Niedersachsen	24			0.025	0.056
Nordrhein-Westfalen	173			0.080	0.240
Sachsen	68	0.39	0.81	0.017	0.051
<b>Grasland:</b>				<b>0.024-0.1</b>	<b>0.07-1.43</b>
Hamburg <sup>1)</sup>	21	1.3	5.2	0.090	0.310
Nordrhein-Westfalen	100			0.090	0.300
Saarland	22			0.103	1.434
Sachsen	53	0.52	1.3	0.024	0.070
<b>Wald - Humusaufgabe:</b>					
Saarland	25			0.124	0.171
Sachsen	29	2.10	3.5	0.095	0.200
<b>Wald - Oberboden:</b>					
Nordrhein-Westfalen	23			0.060	0.810
Saarland	79			0.077	0.247
Sachsen	35	0.21	1.0	<0.010	0.036
<b>Stadtgebiet:</b>					
Hamburg	90	4.4	16.5	0.36	1.26

<sup>1)</sup> Acker und Grasland

<sup>2)</sup> Emissionsfern und -nah

Natürliche Hintergrundgehalte wurden zwischen 0.001 und 0.01 mg/kg geschätzt (Edwards, 1983) und die heute gemessenen tiefsten PAK-Gehalte liegen etwa 10 mal höher (Wilcke, 2000). Maliszewska-Kordybach (Maliszewska-Kordybach, 2003) gibt zusammenfassend für ländliche Regionen Europas häufige Bereiche von PAK-Gehalten zwischen 0.05-0.30 mg/kg und für Stadtböden Mittelwerte von 1-4 mg/kg an. An 90 Standorten in Hamburg wurden PAK-Gehalte von 0.09 bis 44.29 mg/kg gemessen (Gras et al., 2000). Allgemein nehmen PAK-Gehalte mit zunehmender Nähe, Intensität und Dauer von Verbrennungsaktivitäten durch Industrie, Verkehr und Heizungen zu (Jones et al., 1989b; Reinirkens, 1993; Sims & Overcash, 1983). Der Gradient der PAK-Gehalte in Oberböden ist generell: Ackerböden < Mineralböden unter Wald < Graslandböden < Stadtböden < spezifische Belastungsstandorte (Knoche et al., 1995; Reinirkens, 1993).

### PAK-Profil

Wilcke (Wilcke, 2000) weist in seiner Literaturstudie darauf hin, dass die einzelnen PAK oft stark untereinander korrelieren und ihr Profil in der gemässigten Klimazone deshalb ähnlich sind. Häufig dominieren die Anteile an Fluoranthren, Phenanthren, und Pyren (Desaules et al., 2008).

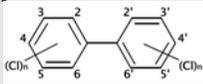
## 2.2 Allgemeiner Kenntnisstand zu den PCB

Der Überblick beruht weitgehend auf Unterlagen des deutschen Umweltbundesamtes ([www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)) und der Wikipedia Enzyklopädie (<http://de.wikipedia.org>).

### Physikalische und chemische Eigenschaften

Polychlorierte Biphenyle (PCB) gehören wie die Dioxine und Furane zu den chlorierten Kohlenwasserstoffen. PCB sind eine organische Stoffgruppe aus 209 chemischen Verbindungen der gleichen Grundstruktur (Kongeneren), denen ein Grundgerüst aus zwei Kohlenstoffringen (Biphenyle) mit unterschiedlichem Chlorierungsgrad gemeinsam ist. Als ökotoxisch relevant werden in der Schweiz in Anlehnung an das Institute of Reference Materials and Measurements (IRMM) die Summe der 7 PCB-Kongeneren (IUPAC-Nr.) PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 und PCB-180 angegeben (VBBö, 1998). In der Literatur werden die Summen aber oft aus anderen Kongeneren gebildet (Desaules et al., 2008). Häufig ist PCB<sub>6</sub> unter Weglassen von PCB-118 (z.B. (LABO, 2003)). In Tabelle 2-3 sind physikalische und chemische Eigenschaften der 7 PCB-Kongeneren zusammengestellt (Li et al., 2003).

**Tabelle 2-3: Physikalische und chemische Eigenschaften der 7 PCB-Kongeneren ( Li et al., 2003 )**

IUPAC-Nr.	Summenformel (C <sub>12</sub> H <sub>10-n</sub> Cl <sub>n</sub> )	Chlorpositionen an den Ringen 	molare Masse [g mol <sup>-1</sup> ]	Schmelzpunkt [°C]	Wasserlöslichkeit <sup>1)</sup> (25°C) [mg L <sup>-1</sup> ]	Dampfdruck <sup>1)</sup> (25°C) [Pa]	log K <sub>ow</sub> (25°C)
PCB-28	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub>	2,4,4'-trichlorbiphenyl	257.54	58	2.28*10 <sup>-1</sup>	-1.57	5.66
PCB-52	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	2,5,2',5'-tetrachlorbiphenyl	291.99	87	1.40*10 <sup>-1</sup>	-1.92	5.91
PCB-101	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	2,4,5,2',5'-pentachlorbiphenyl	326.43	77	3.33*10 <sup>-2</sup>	-2.61	6.33
PCB-118	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	2,4,5,3',4'-pentachlorbiphenyl	326.43	110	2.23*10 <sup>-2</sup>	-3.00	6.69
PCB-138	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	2,3,4,2',4',5'-hexachlorbiphenyl	360.88	79	6.75*10 <sup>-3</sup>	-3.25	7.21
PCB-153	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	2,4,5,2',4',5'-hexachlorbiphenyl	360.88	103	1.11*10 <sup>-2</sup>	-3.22	6.87
PCB-180	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>	2,3,4,5,2',4',5'-heptachlorbiphenyl	395.32	112	5.22*10 <sup>-3</sup>	-3.97	7.16

<sup>1)</sup> Wasserlöslichkeit und Sättigungsdampfdruck der unterkühlten Flüssigkeiten.

PCB sind gelbliche, fast geruchlose Feststoffe. Sie sind thermisch und chemisch stabil, schwer entflammbar, elektrisch nicht leitend, sehr hydrophob und damit wenig wasserlöslich aber lipophil und biologisch kaum abbaubar. Je nach physikalisch-chemischen Eigenschaften sind sie mehr oder weniger schwerflüchtig.

## Ökotoxikologie

Die PCB gehören zum so genannten ‚Dreckigen Dutzend‘ (dirty dozen) der persistenten organischen Umweltschadstoffe (POP), die durch die Stockholmer Konvention der UNO 2001 mit Wirkung ab 2004 weltweit verboten wurden. Bereits Ende der 1970er Jahre wurde PCB in vielen Ländern Nordamerikas und Westeuropas verboten. In der Schweiz gibt es seit 1986 ein PCB-Verbot ((StoV, 1986): Anhang 3.1 und (ChemRRV, 2005): Anhang 1.1). Die Auswertung zweier Massenvergiftungen mit PCB-Verunreinigungen von Lebensmitteln in Japan 1968 und Taiwan 1979 führte erstmals zu gesicherten Langzeitwirkungen von PCB auf Lebewesen. Humantoxische Wirkungen sind unter anderen Chlorakne und Verzögerungen der körperlichen sowie geistigen Entwicklung. Sie stehen im Verdacht kanzerogen und hormonell wirksam zu sein sowie männliche Unfruchtbarkeit bei Mensch und Tieren zu verursachen. PCB reichern sich in der Nahrungskette vorwiegend im Fettgewebe an. Die menschliche PCB-Belastung stammt zu über 90 % aus der Nahrung. Von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) wurden für 12 der 209 PCB-Kongeneren Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren (TEF) bezogen auf das hoch giftige „Seveso-Dioxin“ (2,3,7,8 TCDD) berechnet. Unter den 7 IRMM-Kongeneren befindet sich einzig PCB-118 mit einem WHO-TEF von 0.0001 (1998) und seit 2005 neu von 0.00003 (Van den Berg et al., 2006).

## Quellen

Chlorierte Kohlenwasserstoffe und damit auch PCB entstehen bei der unvollständigen Verbrennung in Anwesenheit chlorhaltiger Produkte besonders bei der Abfallverbrennung. Seit 1929 wurde PCB industriell hergestellt. Anwendungen waren Transformatoren, elektrische Kondensatoren, Wärmeübertragung, Hydraulikanlagen, Weichmacher und Flammschutzmittel in Kunststoffen. Aufgrund von Havarien, unsachgemässer Anwendung und Abfallmanagement und sehr schlechter biologischer Abbaubarkeit sind PCB in der Umwelt ubiquitär vorhanden.

## Verhalten in Böden

Böden sind die weitaus bedeutendste PCB-Senke. Das gilt in England für 93 % der in der Umwelt vorkommenden PCB-Verbindungen (Harrad et al., 1994). Sie werden weitgehend weiträumig über die Atmosphäre in die Böden eingetragen und lokal durch Klärschlammdüngung oder Havarien, zum Beispiel Öllecks. Der dominante Prozess für PCB-Verluste ist die Verflüchtigung, vor allem der niedermolekularen und gering chlorierten PCB-Kongeneren (Alcock et al., 1996; Harrad et al., 1994). Der Austausch zwischen Boden und Atmosphäre führt vorwiegend zu Kontaminationen von Bodenproben mit niedermolekularen PCB-Verbindungen (Alcock et al., 1994). Durch Temperaturwechsel kann es zu einem mehrfachen Austausch zwischen Boden und Atmosphäre kommen (‚hopping‘) und entlang abnehmender Temperaturgradienten zu einer Fraktionierung von PCB-Verbindungen (‚global distillation‘) und Anreicherung in kälteren Regionen (Gocht, 2005; Gouin et al., 2004; Harner et al., 1995; Harrad et al., 1994; Lead et al., 1997; Malanichev et al., 2004; Weiss et al., 2000). Die höhermolekularen PCB werden generell näher an den Quellen deponiert während die niedermolekularen PCB weiträumiger transportiert werden (Meijer et al., 2003; Meijer et al., 2002).

Die Verteilung der PCB erfolgt vorwiegend an die organische Bodensubstanz (Cousins et al., 1999; Krauss et al., 2000; Meijer et al., 2003). Der somit erwartete starke Zusammenhang zwischen Humus- und PCB-Gehalt wird in der Literatur jedoch nicht durchwegs bestätigt (Krauss & Wilcke, 2005; Lead et al., 1997; Wilcke & Amelung, 2000; Wilcke et al., 2006).

Die chemische Extrahierbarkeit von ausgewählten PCB-Kongeneren ist im Vergleich zu PAK erhöht und somit auch die Tiefenverlagerung (Doick et al., 2005; Krauss et al., 2000).

Die Bioakkumulation von PCB über den Transferpfad Boden-Pflanzen-Tiere scheint gegenüber den PAK bedeutender (Duarte-Davidson & Jones, 1996). Bekannt ist die Anreicherung über die lange Nahrungskette von PCB im Fettgewebe von Fischen, Säugetieren und Menschen in kalten Regionen (Abrahams, 2002).

Generell sind PCB schlecht abbaubar, doch es gibt spezifische Unterschiede. Eine geringe Abnahme der Anteile niederchlorierter PCB-Kongenere mit abnehmender Korngrösse deutet auf einen zunehmenden Abbaugrad gegenüber höher chlorierten PCB hin (Wilcke & Zech, 1998).

### **Entwicklung der Immissionen und Gehalte**

Retrospektive Analysen in archivierten Bodenproben von semi-ruralen Versuchspartellen in Süd-England zeigen eine starke Anreicherung der PCB-Gehalte zwischen 1940 und den frühen 1960er Jahren mit einem Maximum Ende der 1960er bis Beginn der 1970er Jahre. Dann sinken die PCB-Gehalte wieder markant auf das Niveau der frühen 1940er Jahre (Alcock et al., 1993; Harrad et al., 1994). Im Gegensatz dazu erreichten die atmosphärischen PCB-Konzentrationen ihren Höhepunkt in den frühen 1970er Jahren (Harner et al., 1995). Die Gründe für diese Entwicklung liegen einerseits in der Emissionsgeschichte aber auch dem PCB-Austausch zwischen Boden und Atmosphäre sowie der Migration und Anreicherung in kälteren Regionen (Gouin et al., 2004; Lead et al., 1997).

### **Aktuelle PCB-Gehalte**

In der internationalen Literatur wurden nur wenige Studien mit PCB<sub>7</sub>-Gehalte gefunden (Desaules et al., 2008), wie sie in der Schweiz gemäss VBBo (VBBo, 1998) auszuweisen sind. Relativ häufig ist die Angabe von PCB<sub>6</sub>-Gehalten unter Weglassen von PCB-118, wie sie in Tabelle 2-4 mit Ausnahme von Thüringen zusammengestellt sind. Zur Orientierung liegt der Anteil an PCB-118 für PCB<sub>7</sub> in dieser Studie im Bereich von 2.1 % bis 20.8 % (Median 8.3 %).

Es fällt auf, dass die Werte für Ackerbau und Wald aus Bayern vergleichsweise oft hoch sind und die Bestimmungsgrenze in Thüringen relativ hoch liegt. Die Gründe dazu sind unbekannt.

### **PCB-Profil**

Bei den PCB Kongeneren dominieren weitgehend PCB-138, 153, 180 und 101 (Desaules et al., 2008). Die PCB-Profile scheinen wenig abhängig von der Landnutzung und Immissionslage.

Tabelle 2-4: Hintergrundgehalte von PCB<sub>6</sub> in Oberböden deutscher Bundesländer in mg/kg (LABO, 2003)

Standort	n	PCB <sub>6</sub>	
		Median	90. Perz
<b>Emissionsfern:</b>		<b>&lt;0.001-0.068</b>	<b>0.002-0.55</b>
<b>Ackerland:</b>		<b>&lt;0.001-0.020</b>	<b>0.002-0.150</b>
Baden-Württemberg	58	<0.001	0.007
Bayern <sup>2)</sup>	76	0.020	0.150
Brandenburg	222	0.003	0.003
Hessen	26	0.001	0.003
Niedersachsen	168	0.002	0.002
Nordrhein-Westfalen	112	0.003	0.014
Rheinland-Pfalz	155	<0.001	0.008
Saarland	24	0.002	0.009
Thüringen <sup>a</sup>	87	<0.007	<0.007
<b>Grasland:</b>		<b>&lt;0.001-0.003</b>	<b>0.004-0.050</b>
Baden-Württemberg	65	<0.001	0.004
Bayern <sup>2)</sup>	60	n.n.	0.050
Brandenburg	162	0.003	0.004
Niedersachsen	43	n.n.	0.005
Nordrhein-Westfalen	159	0.003	0.007
Rheinland-Pfalz	79	<0.001	0.007
Thüringen <sup>1)</sup>	61	<0.007	<0.007
<b>Wald- Humusauflage:</b>		<b>0.003-0.068</b>	<b>0.013-0.550</b>
Baden-Württemberg	61	0.038	0.107
Bayern <sup>2)</sup>	64	0.068	0.550
Brandenburg	56	0.003	0.013
Nordrhein-Westfalen	47	0.049	0.110
Saarland	35	0.047	0.088
Thüringen <sup>1)</sup>	73	0.012	0.063
<b>Wald - Oberboden:</b>		<b>0.002-0.015</b>	<b>0.007-0.067</b>
Baden-Württemberg	116	0.002	0.024
Bayern <sup>2)</sup>	46	0.011	0.067
Brandenburg	120	0.003	0.007
Rheinland-Pfalz	138	0.015	0.067
Nordrhein-Westfalen	48	0.005	0.025
Saarland	38	0.002	0.017
Thüringen <sup>1)</sup>	49	<0.007	0.021
<b>Emissionsnah:</b>		<b>0.0005-0.094</b>	<b>0.002-0.134</b>
<b>Acker:</b>			
Hessen	21	0.0005	0.002
Niedersachsen	24	n.n.	0.013
Saarland	31	0.003	0.044
<b>Grasland:</b>			
Saarland	23	0.005	0.047
<b>Wald- Humusauflage:</b>			
Saarland	27	0.094	0.134
<b>Wald - Oberboden:</b>			
Saarland	71	0.009	0.030

<sup>1)</sup>PCB<sub>7</sub> analog der Schweiz (VBBo, 1998)

<sup>2)</sup>Emissionsfern und –nah

### 2.3 PAK- und PCB-Studien in der Schweiz

11 kantonale Bodenschutz-Fachstellen haben zwischen 1990 und 2008 in 19 Studien Daten zu PAK- und/oder PCB-Gehalten von total 693 Standorten veröffentlicht (Tabelle 2-5).

**Tabelle 2-5: Kantonale Studien zu PAK- und PCB-Gehalten in Böden (Stand: Juni 2008)**

Kanton	Studien	Anzahl Standorte	Quellen
AG	Untersuchung von Waldböden im Kanton Aargau auf die Belastung mit organischen Schadstoffen	13	(Känzig & Werfeli, 1990)
BE	Bodenüberwachung im Kanton Bern - Bodenbericht 2003	38	(AfL BE, 2003)
BL/AG	Schadstoffe aus dem Strassenrandbereich in den Kantonen Basel-Landschaft und Aargau (Schwermetalle und PAK)	57	(AUE BL & Abt. Umwelt AG, 2000)
BL	Statusbericht zur Belastung der Baselbieter Böden mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB)	48	(AUE BL, 2002)
BL	Bodenüberwachung im Kanton Basel-Landschaft: Drittbeprobung nach 10 Jahren (1995-2005) - Langfristige Überwachung der Schadstoff-anreicherungen in Siedlungs- und Waldböden.	10	(AUE BL, 2005a)
BL/BS	PCB in Böden im Bereich von Beckenrändern in den Kantonen BL und BS (interner Bericht)	21	(AUE BL, 2005b)
BS	Monitoring Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Heavy Metals in Urban Soil, Compost and Vegetation	21	(Niederer et al., 1995)
FR	FRIBO - Réseau d'observation des sols agricoles 1987-1994	50	(Julien & Morand, 1995)
GR	Bodenschutz: Fallstudie Siedlungsgebiete in Graubünden - Bericht über die Bodenuntersuchungen im Bündner Rheintal und in der Landschaft Davos. 2. Teil: Organische Schadstoffe	281	(AfU GR, 1998)
OW	Schadstoffbelastung der Böden im Kanton Obwalden - Resultate der Untersuchungskampagnen 1992 und 2002	3	(ALU OW, 2005)
SG	Schadstoffbelastung siedlungsnaher Landwirtschaftsböden im Kt. St.Gallen	24	(AfU SG, 1996)
SG	Kantonale Bodenüberwachung (KABO) St. Gallen 2007 – Auswertung der Viertbeprobung	3	(AfU SG, 2007)
SO	Schadstoffbelastung der Böden entlang von Autobahnen - Ergebnisse der Untersuchungen von 1990 und 1991	2	(AfU SO, 1994a)
SO	Untersuchungen der Schadstoffbelastung von Boden und Vegetation entlang von Kantonsstrassen sowie Strassenwischtgut	3	(AfU SO, 1994c)
SO	Ubiquitäre Belastung des Bodens mit Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) im Siedlungsgebiet.	22	(AfU SO, 1994b)
TI	Contenuti di idrocarburi policiclici aromatici (PAK) e bifenili policlorati (PCB) nei suoli in Ticino.	50	(Gini, 1996)
ZH	Die Belastung mit Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in ausgewählten Strassen im Kanton Zürich.	6	(FaBo ZH, 1995b)
ZH	Bodenbelastungen mit Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch den Betrieb der Jagdschiessanlage Embrach.	1	(FaBo ZH, 1995a)
ZH	Die Belastung mit PAK und Blei an Strassen im Kanton Zürich.	40	(FaBo ZH, 2000)
<b>Total</b>		<b>693</b>	

Die verfügbaren Daten der Periode 1990-1996 wurden als Häufigkeitsverteilungen ausgewertet (Keller & Desaules, 2001). Zusammenfassende Ergebnisse sind in Tabelle 2-6 dargestellt. Eine Qualitätskontrolle der Vergleichbarkeit organischer Schadstoffgehalte durch Ringanalysen gab es damals noch nicht. Diese existiert im Rahmen der VBBo (1998) erst seit 1998 (Desaules & Dahinden, 1999).

**Tabelle 2-6: Zusammenfassung von PAK- und PCB-Gehalten (0-20 cm) in der Schweiz (Keller & Desaules, 2001)**

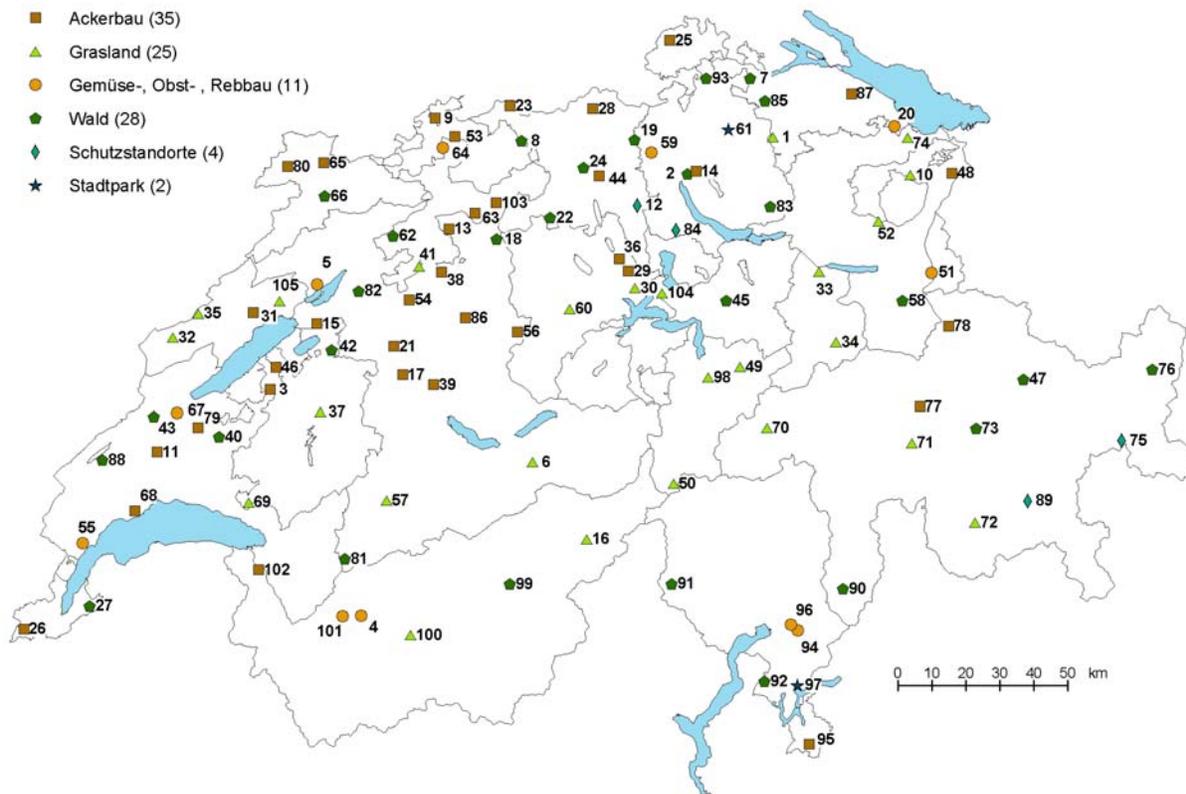
Organischer Schadstoff	Proben (n)	10. Perzentil (mg/kg)	Median (mg/kg)	Mittelwert (mg/kg)	90. Perzentil (mg/kg)
PAK <sub>16</sub>	542	0.1	0.5	2.6	7.2
Benzo[ <i>a</i> ]pyren	583	0.007	0.035	0.235	0.66
PCB <sub>7</sub>	357	0.001	0.004	0.016	0.021

Die Häufigkeitsverteilung der Analysenwerte ist durchwegs deutlich rechtsschief, wie die gegenüber den Medianen höheren Mittelwerte belegen. Gründe hierfür sind vor allem die allgemein deutlich höheren Werte an Garten- und Siedlungsstandorten. Gegenüber den Landwirtschaftsstandorten sind auch die Werte der Waldstandorte generell höher. Bei den PAK<sub>16</sub> wird der Richtwert gemäss VBBo (1998) von 1 mg/kg von gut 40 % der Werte überschritten und bei Benz[*a*]pyren mit einem Richtwert von 0.2 mg/kg sind es 12 %. Bei den PCB<sub>7</sub> fehlt ein Richtwert und der ‚Prüfwert Bodenaufnahme‘ von 0.1 mg/kg wird von 2.5 % aller Werte überschritten.

Im NABO-Referenznetz wurden an ausgewählten Standorten verschiedene Studien durchgeführt (Berset & Holzer, 1995; Bucheli et al. 2004; Schmid et al. 2005).

## 2.4 Das NABO-Referenznetz

Die geographische Verteilung der 105 Beobachtungsstandorte ist in Figur 2-1 nach Nutzung gegliedert dargestellt.



Figur 2-1: Übersichtskarte der 105 NABO-Standorte

Die Auswahl und geographische Verteilung der NABO-Standorte erfolgte nach einem Rahmenkonzept. Dieses nahm eine Gewichtung nach vermuteten Immissionen vor und berücksichtigte die bodengeographischen Regionen als naturräumliche Kriterien sowie immissionsökologisch unterschiedliche Nutzungs- und Bewirtschaftungstypen. Weitergehende Informationen zum NABO-Referenznetz sind in drei Berichten (Desaules & Dahinden, 2000a; Desaules et al., 2006; Desaules & Studer, 1993) zu finden.

## 2.5 Messprogramm und -verfahren

### Messprogramm

Aus Bodenproben der Dritterhebung (1995/99) aller 105 Standorte des NABO-Referenznetzes wurden gemäss (VBBo, 1998) die in Tabelle 2-1 aufgeführten 16 PAK und die in Tabelle 2-3 aufgeführten 7 PCB-Verbindungen analysiert und zusätzlich jeweils auch als Summe PAK<sub>16</sub>, bzw. PCB<sub>7</sub> ausgewiesen.

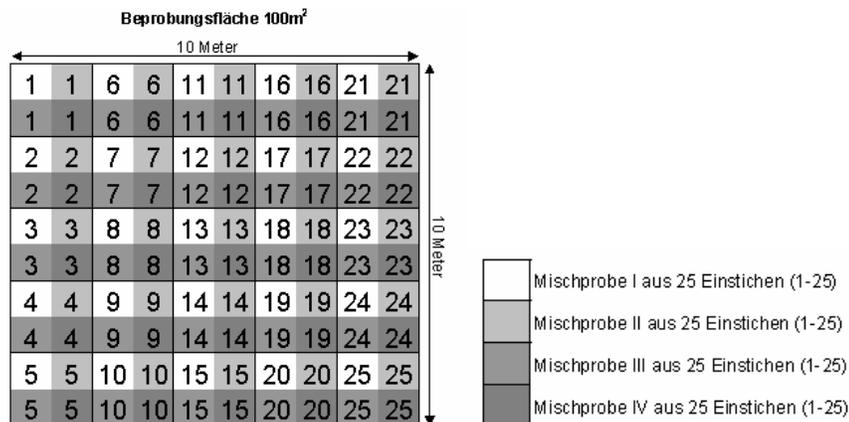
Als wichtige Begleitgrösse zur Interpretation wurde zudem der organische Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>) gemessen.

Bei der Ersterhebung (1985/91) wurden für 102 Standorte ausser acht Schwermetallen und Fluor bisher einmalig auch die Bodenkenngrössen Bodenreaktion (pH), Kalkgehalt (CaCO<sub>3</sub>), C<sub>org</sub>, Körnung (Ton, Schluff, Sand), Fe- und Al-Oxide, Kationen-Austauschkapazität und Phosphat (CO<sub>2</sub>-löslich) analysiert (Desaules & Studer, 1993).

Weil das Problem der repräsentativen Probenahme und -vorbereitung an tiefgekühlten Proben bislang nicht befriedigend gelöst ist, wurden die Analysen an Proben vorgenommen, die eigentlich für anorganische Schadstoffanalysen entnommen und vorbereitet wurden. Dies ist für die vorliegende Studie zum Bodenzustand der PAK- und PCB- Gehalte in der Schweiz möglich, da aufgrund einer Untersuchung (Desaules & Dahinden, 2000b) Kunststoffkontakt und Probentrocknung bei 40°C keinen nennenswerten Einfluss auf die Analysenergebnisse zeigen.

### Probenahme und Transport

Die Probenahme erfolgte auf eingemessenen Beprobungsflächen von 100 m<sup>2</sup>, die in der Regel quadratisch sind, gemäss einem Handbuch (Hämmann & Desaules, 2003). Wie aus dem Probenahmeplan in Figur 2-2 hervorgeht wurden an jedem Standort vier parallele Mischproben aus mindestens je 25 Probeneinstichen in stratifizierter Quadratrasteranordnung entnommen. Die Referenz-Probentiefe beträgt 20 cm ab Terrainoberfläche. Als Probenahmegerät diente ein Hohlmeisselbohrer (Halbrohr) aus Einfachstahl von 3 cm Innendurchmesser. Die Proben wurden quantitativ in eindeutig beschrifteten Plastiksäcken ungekühlt im Auto transportiert.



Figur 2-2: Probenahmeplan

## Physikalische Probenvorbereitung und Probenarchivierung

Die Bodenproben wurden nach dem Eintreffen im Labor spätestens nach einem Tag bei 40°C in einem Ofen mit Umluft 2 bis 4 Tage getrocknet und Steine und Fremdmaterial von Hand soweit möglich entfernt. Darauf wurden die Proben mit einem Backenbrecher (Retsch Typ BB2) zerkleinert und locker durch ein Kunststoffsieb von 2 mm-Maschenweite geschüttet (Feinerde). Nach der repräsentativen Probenteilung mit einem Riffelteiler wurden die Bodenproben in mehreren Gläsern mit luftdichtem Schraubdeckel in einem relativ dunklen trockenen Kellerraum bei Raumtemperatur archiviert.

## PAK-und PCB-Analytik und Resultatangabe

Die Standardarbeitsanweisung der im vorliegenden Bericht verwendeten Methode zur Analyse von PAK und PCB in NABO-Böden kann auf der NABO-Website ([www.nabo.admin.ch](http://www.nabo.admin.ch)) unter der Rubrik „Quality“ heruntergeladen werden. Im Folgenden wird die Methode deshalb nur kurz beschrieben.

### Extraktion:

Die Probengefässe wurden direkt vor der Entnahme von Material 10 min turbuliert. Die Bodenproben 5-40 g (normalerweise 20 g) wurden mit 50 % Natriumsulfat und 5 % Kupfer vermischt. Das Gemisch wurde anschliessend zur Hälfte in die vorgewaschenen und getrockneten Soxhlet-Extraktionshülsen gefüllt. Die internen Standards (200 ng der 16 deuterierten PAK und 50 ng der  $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten PCB) wurden auf die Probenoberfläche geträufelt und mit der restlichen Menge des Probengemisches bedeckt. Die gefüllten Extraktionshülsen wurden in die mit Methylenchlorid vorgereinigten Soxhlet-Extraktoren gegeben und die gemeinsame Extraktion von PAK und PCB mittels Hexan gestartet. Die Extraktionszeit betrug 36 Stunden. Nach Abschluss der Extraktion wurden die Extraktoren sorgfältig in die Rundkolben entleert. Das Extrakt wurde sodann quantitativ in Syncore Verdampfungsgläser übergeführt. Je sechs Gläser wurden anschliessend in einen Syncore Analyst eingesetzt und das Hexan bis auf ein Restvolumen von ca. 6-8 mL verdampft. Zwischendurch wurden die Syncoregläser innen mit je ca. zwei mal zwei mL Hexan gespült und ca. 1 ml Isooktan als „Keeper“ zugegeben. Das eingeeengte Extrakt wurde gravimetrisch im Verhältnis 80:20 getrennt. In der Folge wurden die Extrakte zur PAK- und PCB-Analyse separat weiterverarbeitet.

### Extraktreinigung:

**PAK:** Der eingeeengte Hexan-Extrakt wurde in Cyclohexan aufgenommen und mittels flüssigflüssig Verteilung mit Dimethylformamid:Milli-Q Wasser (9:1, v/v) nach (Aamot et al., 1987) gereinigt. Ein weiterer Reinigungsschritt erfolgte sodann über wasserfreiem Natriumsulfat und deaktiviertem (10% Milli-Q Wasser) Kieselgel in einer offenen Glaskolonne. Das Eluat wurde mittels Syncore und Stickstoff auf ein Endvolumen von ca. 50 µL eingeeengt. Abschliessend wurde der Extrakt in GC-Vial überführt und mit 200 ng des Wiederfindungsstandards Indeno[1,2,3-cd]fluoranthren versetzt. Nach Verschluss des Vials war die Probe bereit zur Analyse mittels GC-MS.

**PCB:** Der Extrakt wurde über wasserfreies Natriumsulfat sowie verschieden (mit Schwefelsäure, 10 % Milli-Q Wasser, und Natriumhydroxid) konditionierte Kieselgele in einer offenen Glaskolonne gereinigt (Smith et al., 1984). Das Eluat wurde mittels Syncore und Stickstoff auf ein Endvolumen von ca. 50 µL eingengt. Abschliessend wurde der Extrakt in ein GC-Vial überführt und mit 50 ng des Wiederfindungsstandards 1,2,3,4-Tetrachloronaphthalin versetzt. Nach Verschluss des Vials war die Probe bereit zur Analyse mittels GC-MS.

#### **Separation und Messung:**

**PAK:** Die PAK wurden auf einem Agilent GC/MS 6890/5973i gemessen. 1 µL des Extrakts wurde on-column eingespritzt. Zur Trennung wurde eine Rtx-5Sil MS Kapillarsäule (30 m, 0.25 mm ID, 0.25 µm Filmdicke) von Restek (BGB Analytik AG, CH-4469, Anwil) verwendet. Als Vorsäule wurden 2 m einer Siltek Guard Column (0.53 mm ID) vom gleichen Hersteller eingesetzt. Das folgende Temperaturprogramm wurde gefahren: 1 min bei 100°C, mit 5°C/min bis 300°C, 15 min bei 300°C. Die Injektortemperatur wurde im Oven Track Verfahren bei konstant 3°C über der Ofentemperatur gehalten. Als Trägergas wurde Helium mit einem konstanten Fluss von 1 mL/min gewählt. Die MS Temperatur betrug 280°C. Das MS wird im EI-Modus bei -70 eV betrieben. Die Identifikation eines jeden Analyten wurde durch zwei Analyt spezifische Ionen mit einem mittels Standardlösungen ermittelten Signalverhältnis gewährleistet. Das Quantifizieren entsprach für alle PAK und alle deuterierten Standards dem entsprechenden Molekulargewicht ( $m/z = M^+$ ), während für das Qualifizieren  $[M-2H]^+$ , bzw.  $[M-2D]^+$  verwendet wurde. Die Quantifizierung wurde mittels der Methode der internen Standards vorgenommen. Verschiedene Mengen von Analyten (7.5-2500 pg/µL) und konstante Mengen von internen und Wiederfindungs-Standards (200 pg/µL) in Toluol dienten als Kalibrationslösungen.

**PCB:** Die PCB wurden mit einem Agilent GC/MS 6890/5973 analysiert. 1 µL des Extrakts wurde on-column eingespritzt. Die Trennung erfolgte mit einer SGE HT-8 (50 m, 0.22 mm ID, 0.25 µm Filmdicke; Schmidlin AG, CH-6345 Neuheim). 2 m einer deaktivierten Fused Silica Kapillarsäule (0.53 mm ID, Agilent Technologies AG, CH-4052 Basel) dienten als Vorsäule. Das folgende Temperaturprogramm wurde gefahren: 1 min bei 90°C, mit 20°C/min bis 200°C, 10 min bei 200°C, mit 3°C/min bis 285°C, mit 10°C/min bis 310°C, 20 min bei 310°C. Die Injektortemperatur wurde im Oven Track Verfahren bei konstant 3°C über der Ofentemperatur gehalten. Ein konstanter Fluss von 1 mL/min Helium diente zur Elution. Die MS Source Temperatur betrug 230°C und die MS Quadrupol Temperatur 150°C. Das MS wurde im EI-Modus bei -70 eV betrieben. Die Identifikation eines jeden Analyten wurde durch zwei Analyt spezifische Ionen mit einem mittels Standardlösungen ermittelten Signalverhältnis gewährleistet. Das Quantifizieren entsprach für alle PCB (auch  $^{13}C_{12}$ -markierte) dem Molekülion, ausser PCB-52,  $^{13}C_{12}$ -PCB-52 und TCN. Als Qualifizierung diente  $[M+2]^+$ . Für PCB-52,  $^{13}C_{12}$ -PCB-52 und TCN wurde  $[M+2]^+$  als Quantifizier-, und  $[M]^+$  als Qualifizierung verwendet. Die Quantifizierung wurde mittels der Methode der internen Standards vorgenommen. Verschiedene Mengen von Analyten (5-250 pg/µL) und konstanten Mengen von internen und Wiederfindungs-Standards (50 pg/µL) in Isooktan dienten als Kalibrationslösungen.

### **Nachweisgrenzen der PAK- und PCB-Analytik**

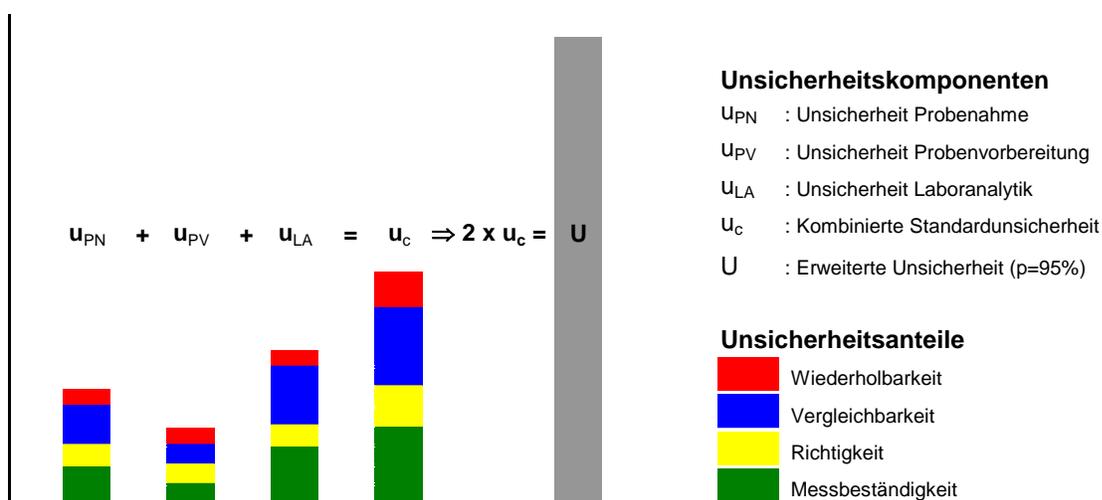
Die Nachweisgrenzen – definiert als der dreifache Blindwert – lagen bei 20 g Bodeneinwaage für die individuellen PAK zwischen 0.00004 und 0.0051 mg/kg TS, bzw. für PAK<sub>16</sub> bei 0.015 mg/kg und für Benzo[*a*]pyren bei 0.0001 mg/kg. Für die individuellen PCB-Kongenere lag die Nachweisgrenze zwischen 0.00004 und 0.0005 mg/kg TS, bzw. für PCB<sub>7</sub> bei 0.002 mg/kg. Unterhalb der analytischen Nachweisgrenze sind keine quantitativen Aussagen mehr sinnvoll.

### **Summenberechnung und Resultatangabe:**

Die Summenparameter PAH<sub>16</sub> und PCB<sub>7</sub> berechnen sich aus der Summe der 16 bzw. 7 Einzelparameter. Liegt ein Einzelparameter unter der Nachweisgrenze, so wird für die Summenberechnung der Betrag der Nachweisgrenze benutzt.

## 2.6 Unsicherheitsabschätzung des Messsystems

Ohne geeignete Quantifizierung der Messqualität können Messdaten nicht vollständig interpretiert und beurteilt werden. Dabei umfasst der Begriff Messung die Gesamtheit der Tätigkeiten zur Ermittlung eines Messwertes (DIN, 1994) und beinhaltet somit die Probenahme im Feld, die Probenvorbereitung als auch die Laboranalyse. Die Messunsicherheit des gesamten Messprozesses, als quantitatives Mass der Messqualität, addiert sich aus den Varianzen der einzelnen Unsicherheitskomponenten (Eurachem/CITAC, 2003). Die Messunsicherheit kann weiter in die Qualitätsparameter Wiederholbarkeit, Vergleichbarkeit, Richtigkeit und Messbeständigkeit zerlegt werden. In Figur 2-3 sind sowohl die Unsicherheitskomponenten als auch die -anteile schematisch dargestellt. In der Praxis ist es jedoch nicht immer möglich alle Komponenten und Anteile sauber zu trennen. Im Kapitel 3.1.3 sind die Qualitätsparameter Wiederholbarkeit, Vergleichbarkeit, Richtigkeit und Messbeständigkeit und deren Quantifizierung beschrieben.



Figur 2-3: Schematische Darstellung der Unsicherheitskomponenten und -anteile

### Quantifizierung der Messqualität (Erweiterte Messunsicherheit U)

Fälschlicherweise wird die Messunsicherheit oft mit der Analysenpräzision verwechselt, als einfache Standardabweichung der chemischen Analyse ausgedrückt und daher grob unterschätzt (siehe Kap. 3.1.3, Abschnitt Wiederholbarkeit). Im nachstehend umgesetzten Konzept wird die erweiterte Messunsicherheit U berechnet, welche durch Multiplikation der kombinierten Standardunsicherheit  $u_c$  mit einem Erweiterungsfaktor k erhalten wird. Für einen Vertrauensbereich von etwa 95 % ist der Wert für  $k = 2$  (Eurachem/CITAC, 2003). Dies führt zu einer deutlich realistischeren Interpretations- und Entscheidungsgrundlage, obwohl die Messunsicherheiten dadurch oft 2- bis 5-mal grösser sind, als bisher ausgedrückt.

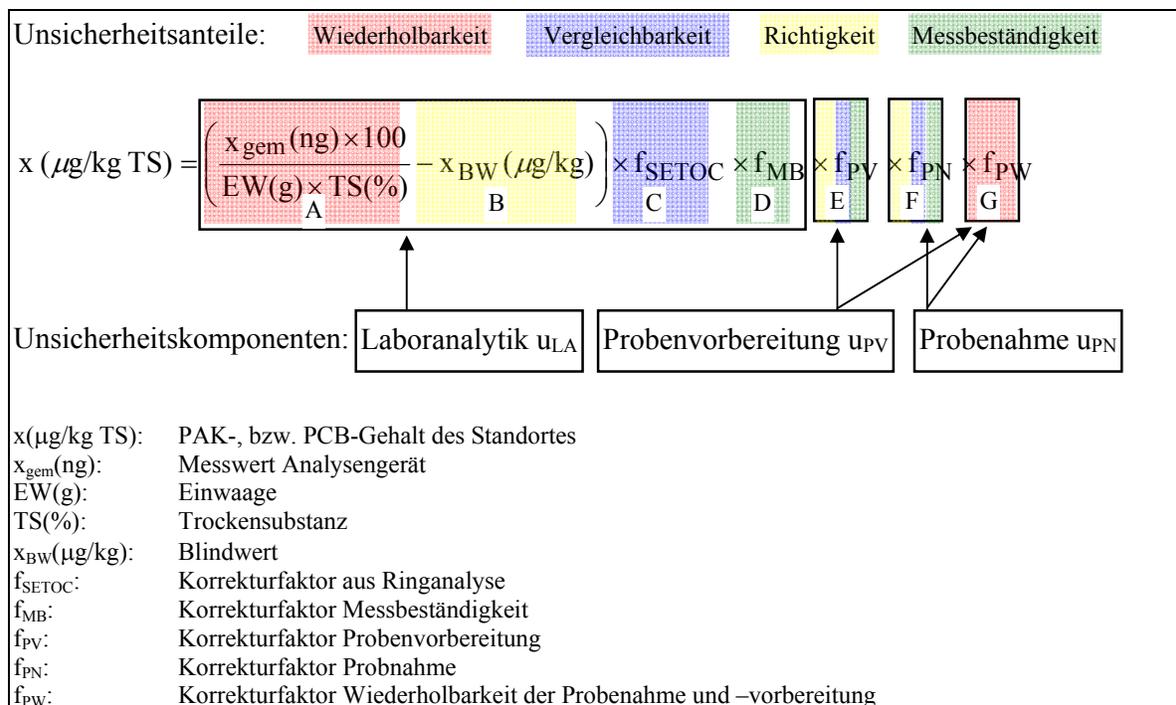
### Vorgehen

In einem ersten Schritt wird die Messgrösse genau beschrieben, wozu üblicherweise eine Modellgleichung des gesamten Messprozesses aufgestellt wird (Figur 2-4). In einem zweiten Schritt werden die Unsicherheitsquellen identifiziert. Dazu wird der Messprozess in seine Teilprozesse und die dazugehörigen Unsicherheitskomponenten zerlegt. Anschliessend werden die einzelnen

Unsicherheitskomponenten quantifiziert, wozu die Unsicherheitsanteile der verschiedenen Qualitätsparameter experimentell quantitativ bestimmt oder aus Literaturangaben oder Erfahrungswerten abgeschätzt werden. Die Unsicherheitsanteile werden schliesslich nach den Regeln der Fehlerfortpflanzung kombiniert. Vor der Kombination müssen alle Unsicherheitsanteile in Standardunsicherheiten, d.h. Standardabweichungen konvertiert werden. Anhang 3 und Anhang 4 geben Hilfestellung, wie Unsicherheitsanteile in Standardunsicherheiten konvertiert und gemäss Fehlerfortpflanzung kombiniert werden.

**Unsicherheitskomponenten, -anteile und Modelgleichung**

Die PAK-, bzw. PCB-Bestimmung lässt sich in die Unsicherheitskomponenten Probenahme (u<sub>PN</sub>), Probenvorbereitung (u<sub>PV</sub>) und die Laboranalytik (u<sub>LA</sub>) aufteilen, welche jeweils aus den Unsicherheitsanteilen der Qualitätsparameter Wiederholbarkeit, Richtigkeit, Vergleichbarkeit und Messbeständigkeit bestehen (Figur 2-3 und Figur 2-4).



**Figur 2-4: Modellgleichung des gesamten Messprozesses.**

Für die Berechnung der kombinierten Unsicherheit des gesamtem Messprozesses kann die Gleichung zusammengefasst und vereinfacht werden zu:

$$x (\mu\text{g/kg TS}) = (A - B) \times C \times D \times E \times F \times G$$

Im Kapitel 3.1 sind die einzelnen Unsicherheitskomponenten und -anteile im Detail beschrieben und soweit möglich quantifiziert.

## 2.7 Beurteilung der PAK und PCB-Gehalte

Die Beurteilung der PAK- und PCB-Gehalte beruht in erster Linie auf gesetzlichen Schwellenwerten Tabelle 2-7. Weitere Interpretationsgrundlagen sind Literaturdaten (z. B. Tabelle 2-2, Tabelle 2-4 und Tabelle 2-6), Landnutzung,  $C_{org}$ , Höhenlage, Profile der Einzelverbindungen, Markerverhältnisse und natürlich die Qualität der Messwerte.

**Tabelle 2-7: Gesetzliche Schwellenwerte für PAK, Benzo[a]pyren (BaP) und PCB in Böden (mg/kg)**

<b>Schweiz<sup>1)</sup></b> (VBBo, 1998):	<b>PAH<sub>16</sub></b>	<b>BaP</b>	<b>PCB<sub>7</sub></b>
Richtwerte:	1	0.2	(0.02) <sup>2)</sup>
Prüfwerte:			
- für Nutzung mit möglicher direkter Bodenaufnahme	10	1	0.1 <sup>3)</sup>
- für Nahrungspflanzenbau	20	--	0.2
- für Futterpflanzenbau	--	--	0.2
Sanierungswerte:			
- für Kinderspielplätze	100	10	1
- für Haus- und Familiengärten	100	10	1
- für Landwirtschaft und Gartenbau	--	--	3
<b>Deutschland<sup>4)</sup></b> (BBodSchV, 1999):	<b>PAH<sub>16</sub></b>	<b>BaP</b>	<b>PCB<sub>6</sub></b>
Vorsorgewerte:			
≤ 8 % Humusgehalt	3	0.3	0.05
> 8 % Humusgehalt	10	1	0.1
Prüfwerte:			
- Kinderspielflächen	--	2	0.4
- Wohngebiete	--	4	0.8
- Park- und Freizeitanlagen	--	10	2
- Industrie- und Gewerbegrundstücke	--	12	40
- Ackerbau, Nutzgarten	--	1	--
Massnahmewerte:	--	--	200 <sup>5)</sup>
<b>Niederlande<sup>6)</sup></b> (VROM, 2000):	<b>PAH<sub>10</sub></b>	<b>BaP</b>	<b>PCB<sub>7</sub></b>
Zielwerte	1	--	0.02
Sanierungswerte	4	--	1

<sup>1)</sup> in mg/kg TS bis 15% Humus und in mg/dm<sup>3</sup> bei über 15% Humus, Probenahmetiefe 0-20 cm

<sup>2)</sup> inoffizieller Richtwert (BUWAL, 2001b)

<sup>3)</sup> Probenahmetiefe 0-5 cm

<sup>4)</sup> Standard-Probenahmetiefe 0-10 cm, ausgenommen 0-30 cm für Ackerbau und Gemüsebau

<sup>5)</sup> für Grasland

<sup>6)</sup> mittlere Konzentration für mindestens 25 m<sup>3</sup>, Anweisungen zur Probenahme (NEN 5742, 2001), Standardboden (10% organische Substanz, 25% Ton); Korrekturen für organische Substanz (VROM, 2000).

Die schweizerischen Schwellenwerte sind in den Erläuterungen zur VBBo (BUWAL, 2001a) wie folgt beschrieben:

- Richtwerte dienen der Vorsorge und sind ein Mass zur Beurteilung der langfristigen Fruchtbarkeit des Bodens. Bei Richtwertüberschreitungen müssen die Kantone Massnahmen zur Unterbindung der weiteren Bodenbelastung ergreifen. Ihr Schutzziel ist das Bodenökosystem als Ganzes.

- Prüfwerte stellen die Schwelle einer möglichen Gefährdung von Menschen, Nutztieren und Nutzpflanzen dar. Ihre Überschreitung verpflichtet die Kantone zu prüfen, ob eine konkrete Gefährdung besteht und gegebenenfalls zu Massnahmen.
- Sanierungswerte dienen der Gefährdungsabwehr und sind ein Mass für eine bestehende Gefährdung von Menschen, Nutztieren und Nutzpflanzen. Überschreitungen führen zwingend zu konkreten Massnahmen.

Für PCB<sub>7</sub> wurden in der Schweiz keine Richtwerte festgelegt, weil alle gesetzlich möglichen Massnahmen zum Quellenstopp, bzw. das PCB-Verbot, bereits seit 1986 ergriffen wurden ((StoV, 1986): Anhang 3.1 und (ChemRRV, 2005): Anhang 1.1). Zur vorsorgenden Beurteilung wurde deshalb der Zielwert der Niederlande von 0.02 mg/kg beigezogen (Tabelle 2-7).



### 3 Ergebnisse und Beurteilung

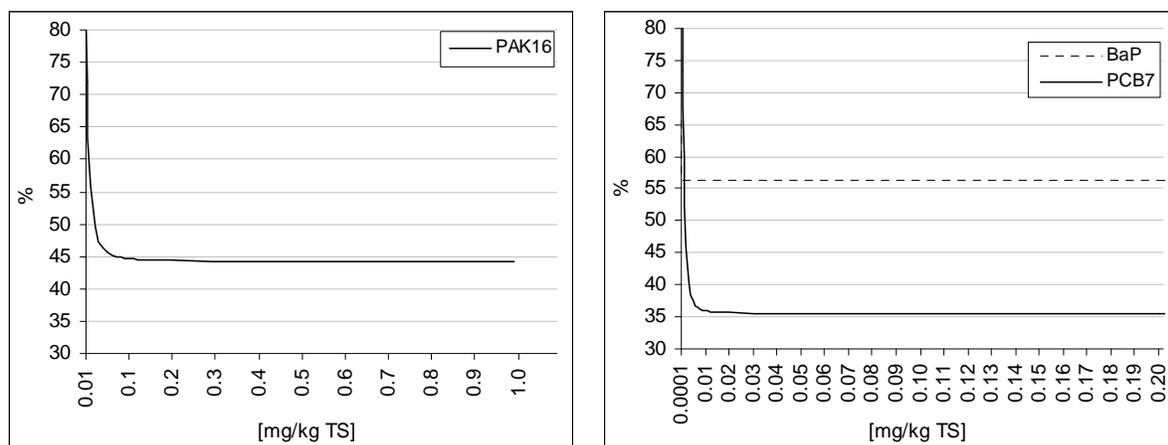
#### 3.1 Messunsicherheit der PAK- und PCB-Gehalte dieser Studie

Für korrekte Interpretationen und Entscheidungen ist es wichtig, die relevanten Randbedingungen der Datenqualität zu berücksichtigen. Es muss beachtet werden, ob die gesamte Messqualität einschliesslich der Probenahme und -vorbereitung eingeschlossen ist, oder nur die Analysenqualität ab der Archivprobe (aufbereitete, getrocknete Feinerde <2 mm). Nachstehend wird deutlich, dass die Möglichkeit einzelne Unsicherheitskomponenten zu quantifizieren sehr unterschiedlich ist. Während die Unsicherheitskomponente der Laboranalytik gut untersucht ist, bestehen bei den Unsicherheitskomponenten der Probenahme und -vorbereitung mit Ausnahme der Wiederholbarkeit noch Lücken. Somit ist nur eine Schätzung der gesamten Messqualität möglich, was bei der Interpretation und Beurteilung der Messergebnisse zu berücksichtigen ist. Weiter gelten die nachfolgend ausgewiesenen Messunsicherheiten nur für Messprozesse, welche mit demjenigen dieser Studie übereinstimmen (Kapitel 2.5). Insbesondere der Einfluss unterschiedlicher Probenahmestrategien (Einstichtiefe, Flächengrösse, Anzahl Mischproben,...) und Probenvorbereitungen sind nur schwer und unzuverlässig abschätzbar. Dies erschwert ein Vergleich unterschiedlicher Studien massiv. Im Kapitel 3.1 wurde dennoch versucht, die Unsicherheiten für Daten aus unterschiedlichen Studien anzugeben.

##### 3.1.1 Erweiterte Messunsicherheit (U) des gesamten Messprozesses

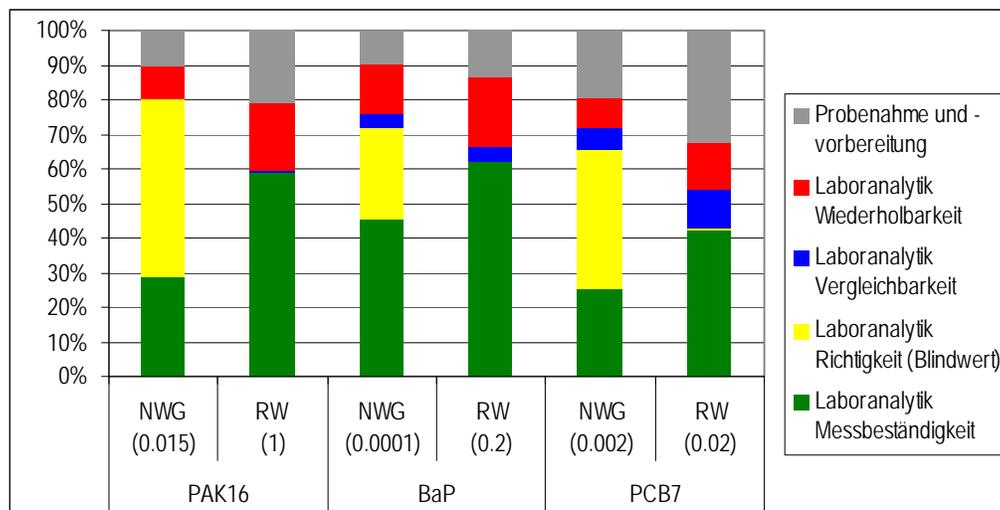
Basierend auf der Modellgleichung (Figur 2-4) ist die kombinierte Messunsicherheit ( $u_c$ ), wie in Kapitel 2.6 beschrieben, für diese Studie berechnet worden. Durch Multiplikation mit dem Faktor 2 ergibt sich die erweiterte Messunsicherheit (U) mit einem Vertrauensbereich von 95 %, was eine gesicherte Beurteilung der Daten ermöglicht.

In Figur 3-1 ist die erweiterte Messunsicherheit ( $p=95\%$ ) für PAK<sub>16</sub>, PCB<sub>7</sub> und Benzo[a]pyren in Abhängigkeit der Konzentration angegeben. Ausgedrückt in Prozent beträgt sie für PAK<sub>16</sub> bzw. PCB<sub>7</sub> bei der Nachweisgrenze (NWG) (0.015 bzw. 0.002 mg/kg TS) 63 % bzw. 46 % und verringert sich mit zunehmender Konzentration bis auf 44 % bzw. 36 %. Die Messunsicherheit von Benzo[a]pyren ist über den Konzentrationsbereich von 0.0005-0.2 mg/kg TS konstant bei 56 %.



Figur 3-1: Messunsicherheit U ( $p=95\%$ ) für PAK<sub>16</sub>, PCB<sub>7</sub> und BaP in Abhängigkeit der Konzentration.

Die Auswertung der einzelnen Unsicherheitskomponenten und -anteile (Kap. 3.1.3) ergab, dass nur ein geringer Teil der Messunsicherheit aus der Probenahme und -vorbereitung stammt. Der Hauptteil (>70 %) stammt aus der Laboranalytik (Figur 3-2). Aus diesem Grund wurde die Laboranalytik in der Figur 3-2 in die einzelnen Unsicherheitsanteile aufgeteilt dargestellt. Für die Bestimmung der PAK<sub>16</sub> trägt bis zu einer Konzentration von 0.02 mg/kg der Blindwert, danach die Messbeständigkeit der Laboranalytik überwiegend zur Messunsicherheit bei. Bei Benzo[*a*]pyren ist die Messbeständigkeit über den gesamten Konzentrationsbereich für den grössten Unsicherheitsanteil verantwortlich. Bei der Bestimmung von PCB<sub>7</sub> stammt bis zu einer Konzentration von 0.003 mg/kg der grösste Unsicherheitsanteil vom Blindwert, danach von der Messbeständigkeit.



**Figur 3-2: Beiträge zur Messunsicherheit bei der Nachweisgrenze und auf Richtwerthöhe für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub>.**

### 3.1.2 Wahrscheinlichkeiten von Richtwertüberschreitungen unter Berücksichtigung der erweiterten Messunsicherheit

Bei der Interpretation der in dieser Studie auftretenden Konzentrationen muss immer auch die erweiterten Messunsicherheit (U) beachtet werden. In Tabelle 3-1 sind die Wahrscheinlichkeiten zur Überschreitung der Richtwerte von PAK<sub>16</sub> und BaP unter Berücksichtigung der erweiterten Messunsicherheit angegeben. Für PCB<sub>7</sub> wurde ein inoffizieller Richtwert von 0.02 mg/kg angenommen. Es zeigt sich, dass sich nur die PAH<sub>16</sub>- und PCB<sub>7</sub>-Werte einigermaßen sinnvoll interpretieren und beurteilen lassen.

**Tabelle 3-1 Wahrscheinlichkeiten von Richtwert-Überschreitungen von PAK<sub>16</sub>-, BaP- und PCB<sub>7</sub>-Konzentrationen auf Grund der erweiterten Messunsicherheit**

Überschreitungs- Wahrscheinlichkeiten	Konzentrationen in [mg/kg]		
	PAK <sub>16</sub> Richtwert = 1	BaP Richtwert = 0.2	PCB <sub>7</sub> (Inoff. Richtwert = 0.02)
sehr wahrscheinlich: ca. > 97.5 %	>1.44	>0.312	>0.027
wahrscheinlich: ca. 50-97.5 %	1.0-1.44	0.2-0.312	0.02-0.027
möglich: ca. 2.5-50 %	0.56-1.0	0.088-0.2	0.013-0.02

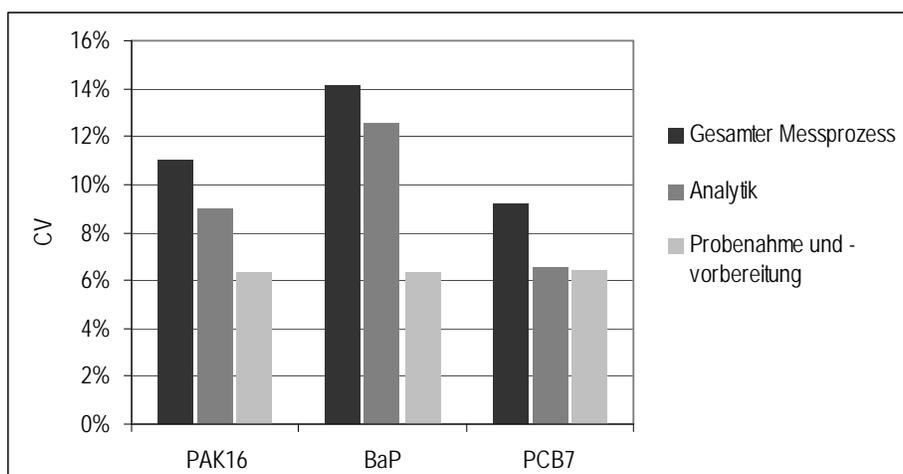
### 3.1.3 Die Qualitätsparameter (Unsicherheitsanteile) und deren Anteil an den Unsicherheitskomponenten im Detail

#### Wiederholbarkeit

Bei 20 der 105 Standorte wurden alle Mischproben der 4-fachen Probenahme analysiert. Da diese Proben die physikalischen Probenvorbereitung und chemischen Analyse parallel (zeitgleich) durchlaufen konnte so die Wiederholbarkeit über den gesamten Messprozess, im folgenden Standort-Wiederholpräzision genannt, quantifiziert werden. Alle Landnutzungstypen ausser Rebbau-, Obstbau- und Schutzstandorten sind dadurch repräsentiert. Die Wiederholbarkeit der Laboranalyse wurde als Analysen-Wiederholpräzision aus den Doppel-Bestimmungen (Extraktion und Messung jeweils in der gleichen Serie) von 11 Standorten quantifiziert. Die Wiederholpräzision der Probenahme und -vorbereitung wurde aus der Differenz der Varianzen der Standort- und Analysen-Wiederholpräzision berechnet.

Der Anteil der Standort-Wiederholpräzision an der gesamten Messunsicherheit betrug für PAK<sub>16</sub>, als auch für BaP und PCB<sub>7</sub> weniger als 20 %. Dies zeigt klar, dass die Wiederholpräzision eines Messprozess nicht genügt um die Messunsicherheit abzuschätzen.

Die mittleren Wiederholpräzisionen für den gesamten Messprozess (Standort-Wiederholpräzision), die Analytik sowie die Probenahme und -vorbereitung sind, ausgedrückt als Variationskoeffizient (CV), in Figur 3-3 dargestellt. Die mittlere Standort-Wiederholpräzision für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> beträgt 11 %, 14 % und 9 %. Die Wiederholbarkeit des gesamten Messprozesses ist somit recht gut, obwohl entsprechende Mittelwerte für Schwermetalle allgemein unter 6 % lagen (Desaules & Dahinden, 2000a). Die mittlere Analysen-Wiederholpräzision für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> beträgt 9 %, 12,6 % und 6,5 %. Die mittlere Präzision der Probenahme und -vorbereitung beträgt bei allen drei Parametern 6,4 %. Dies zeigt, dass die Teilung der Laborprobe und die chemische Analyse einen nicht zu vernachlässigenden Anteil an der gesamten Standort-Wiederholpräzision haben.



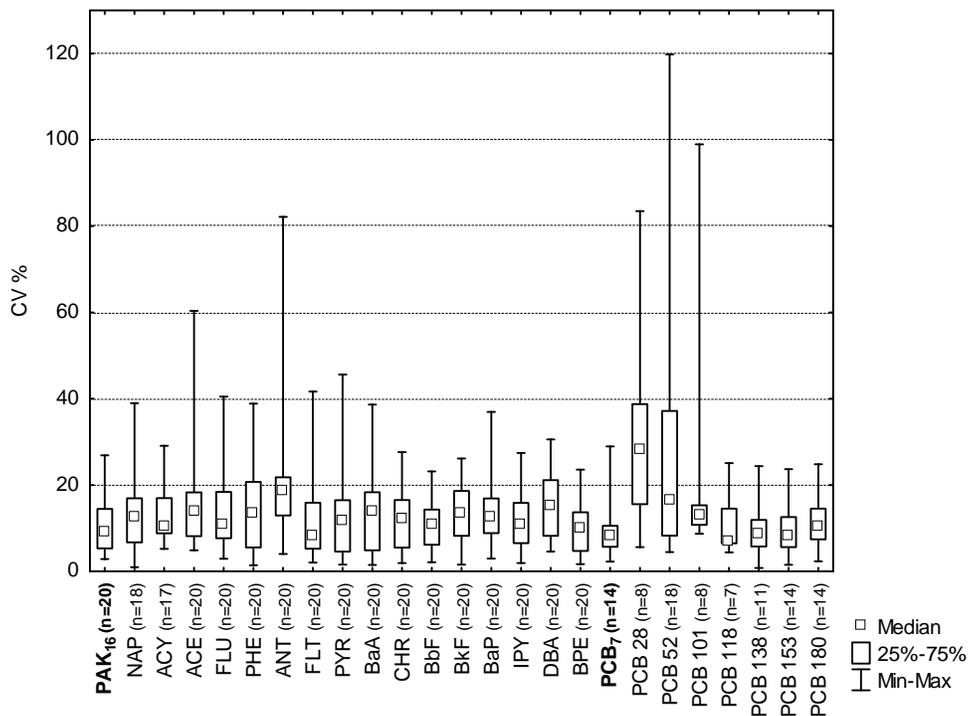
Figur 3-3: Mittlere Wiederholbarkeit des gesamten Messprozesses (Standortwiederholpräzision), der Analytik, sowie der Probenahme und -vorbereitung für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> als Variationskoeffizient (CV in %)

Die in Figur 3-4 dargestellte Standort-Wiederholpräzision der 20 Standorte umfasst folgende Konzentrationsbereiche: Für PAH<sub>16</sub> 0,071–8.47 mg/kg (Median 0.247 mg/kg) für BaP 0.004-1.13 mg/kg (Median 0.017 mg/kg) und für PCB<sub>7</sub> 0.001–0.0083 mg/kg (Median 0.003 mg/kg).

Für die PAK<sub>16</sub> betrug der Bereich der Standort-Wiederholpräzision, ausgedrückt als CV, 3–27 %. Bei BaP war die Trennung der ‚Peaks‘ schwieriger und die Standort-Wiederholpräzision betrug 3-37 %. Von den 16 PAK wies FLT (Median 8.4 %) die beste und ANT (Median 18.7 %) die schlechteste Standort-Wiederholpräzision auf. Dies könnte auf die verschiedenen Konzentrationsniveaus von FLT (Median 0.0276 mg/kg) und ANT (Median 0.0012 mg/kg) zurückzuführen sein. Ein offensichtlicher Einfluss der Landnutzung wurde nicht beobachtet.

Der Bereich der Standort-Wiederholpräzision für PCB<sub>7</sub> war 2-29 %. PCB-118 (Median 7.1 %) wies die beste und PCB-28 (Median 28.1 %) die schlechteste Standort-Wiederholpräzision der 7 PCB-Kongenere auf. Der Grund für den Unterschied liegt wahrscheinlich wieder beim unterschiedlichen Konzentrationsniveau. Wie bei den PAK war kein Einfluss der Landnutzung offensichtlich.

Die Bereiche der Standort-Wiederholpräzision von PAK<sub>16</sub> und PCB<sub>7</sub> sind praktisch gleich, obwohl die Konzentrationen bei PCB<sub>7</sub> um zwei Größenordnungen tiefer liegen. Eine Erklärung dazu ist, dass nur Werte über den entsprechenden Nachweisgrenzen verwendet wurden.



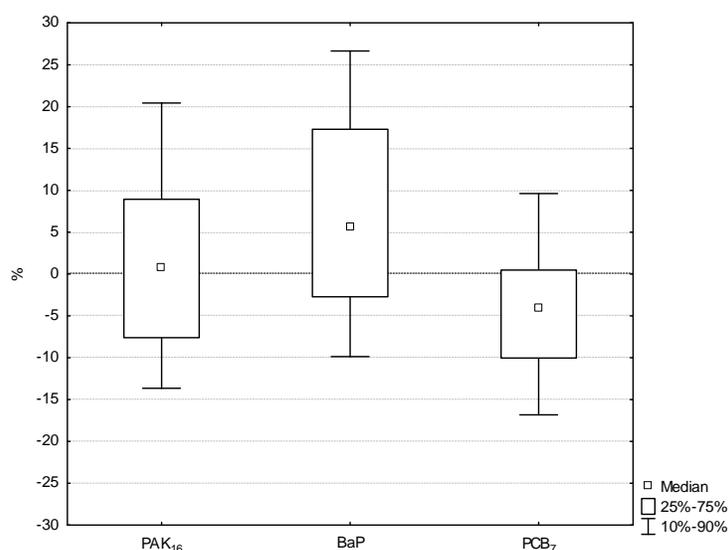
**Figur 3-4: Wiederholbarkeit des gesamten Messprozesses für PAK- und PCB-Gehalte auf der Basis von 20 Standorten mit je 4 Wiederholmischproben als Variationskoeffizient**

## Vergleichbarkeit

Die Vergleichbarkeit der Probenahme und –vorbereitung kann mit den vorhandenen Daten nicht quantifiziert werden, da es bei der Probenahme und –vorbereitung schwierig ist die Vergleichbarkeit von der Richtigkeit und Messbeständigkeit zu separieren. Bei gleichem Probenahmeplan, gleicher sowie gleichzeitiger Probenahme und –vorbereitung (Einstiche pro Fläche, Einstichtiefe, Trocknungstemperatur, Probenzerkleinerung, etc.) sind die Abweichungen im Vergleich zur gesamten Messunsicherheit jedoch klein, da sonst auch die Vergleichbarkeit, Messbeständigkeit und Richtigkeit der Probenahme und –vorbereitung zusammen zu einem grösseren Unsicherheitsanteil führen müsste.

Sehr schwierig wird das Abschätzen der Vergleichbarkeit bei unterschiedlichen Probenahmestrategien, Probenahmen und Probenvorbereitungen, wie es beim Vergleich von Daten aus verschiedenen Studien, bzw. Ländern der Fall ist (Desaules et al., 2008). In Kapitel 3.2 ist eine solche Abschätzung versucht worden.

Dank der regelmässigen Teilnahme am VBBo-Ringanalysenprogramm ist die Laborvergleichbarkeit gut quantifizierbar. In Figur 3-5 sind die systematischen Abweichungen des NABO-Labors im Vergleich zu den Sollwerten des VBBo-Ringanalysenprogrammes für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> dargestellt. Es wurden nur Daten aus dem Zeitraum in welchem die Analysen dieser Untersuchung durchgeführt wurden berücksichtigt (2003-2006 für PAK<sub>16</sub> und BaP, 2003-2005 für PCB<sub>7</sub>). Die Medianwerte der systematischen Abweichungen betragen bei PAK<sub>16</sub> +1 %, bei BaP +6 % und bei PCB<sub>7</sub> -4 %. Es fällt auf, dass die Abweichungen der Analysenwerte - trotz des Begriffes systematische Abweichung - nicht systematischer sondern nur tendenzieller Natur waren und sowohl positive wie auch negative Abweichungen aufwiesen. Dies ist auf die zeitliche Messunbeständigkeit zurückzuführen und wird im Abschnitt Messbeständigkeit behandelt. Bei den PCB- und BaP-Analysen könnte der Einfluss der Laborvergleichbarkeit auf die Messunsicherheit durch eine Korrektur der Analysenwerte mit der Mittleren systematischen Abweichung verkleinert werden.



**Figur 3-5: Laborvergleichbarkeit: Systematische Abweichung des NABO-Labors in % bei PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> im VBBo-Ringanalysenprogramm**

## **Richtigkeit**

Berücksichtigte systematischen Einflussgrößen (Bias), welche nicht korrigiert werden und somit das Messergebnis beeinflussen, sind: Analysenblindwert, falsche Einstichtiefe und Probenverluste bei der Probenahme, sowie selektive Verluste wie etwa Staub bei der Probenvorbereitung.

Wie in Figur 3-2 dargestellt, macht der Analysenblindwert bei Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze 25 %–50 % der Messunsicherheit aus und sinkt mit zunehmender Konzentration sehr schnell auf einen vernachlässigbaren Anteil von unter 1 %. Mit einer Blindwertkorrektur könnte die Messunsicherheit bei Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze verbessert werden.

Zu abweichenden Messergebnissen bei der Probenahme und -vorbereitung führen:

- Die Kombination aus unterschiedlicher Einstichtiefe und Konzentrationsunterschieden der Horizonte bei der Probenahme.
- Die Kombination aus selektivem Verlust einzelner Fraktionen (z.B. Staub) und deren Konzentrationsunterschieden bei der Probenvorbereitung.

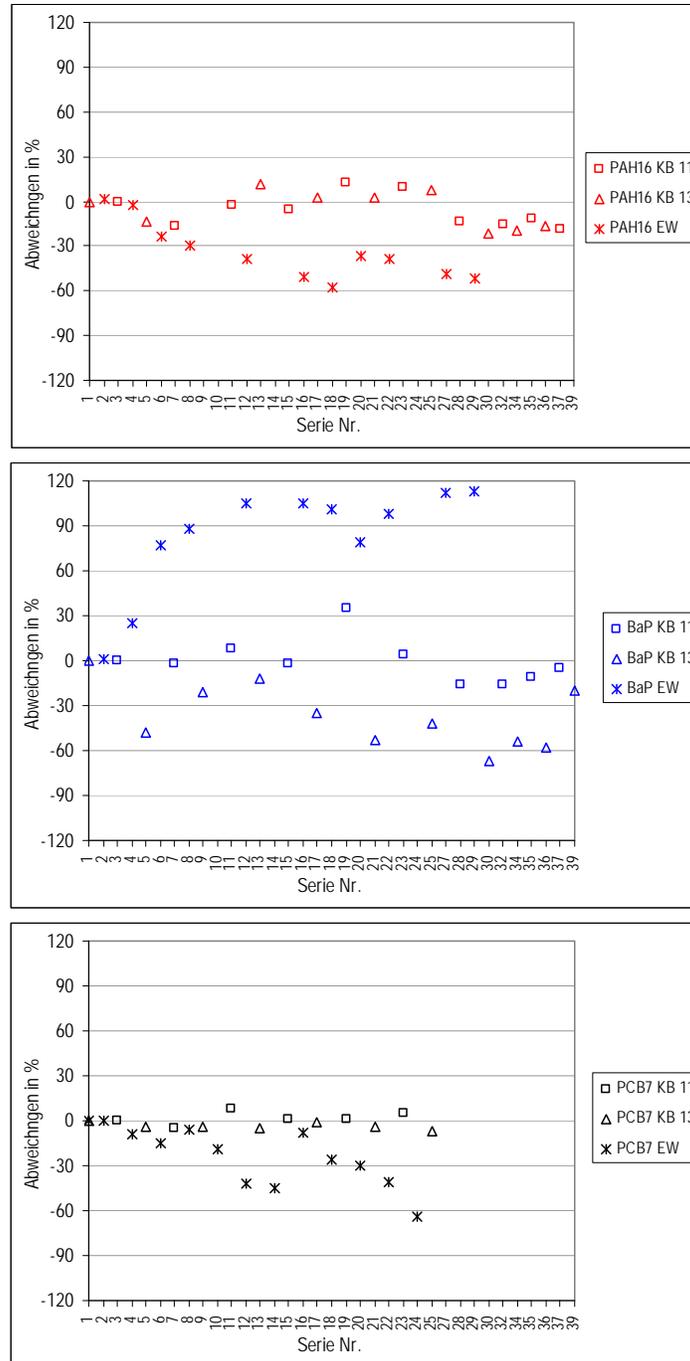
In beiden Fällen wurde ein Konzentrationsunterschied von einem Faktor fünf und eine Variation in der Einstichtiefe, bzw. des selektiven Verlustes, von 10 % angenommen. Dies entspricht Einstichtiefen von 18–22 cm, bzw. einem selektiven Verlust von 200 g bei 2 kg Probenmaterial. Die Erfahrung zeigt, dass diese Annahmen einem „schlechteren Fall“ entsprechen. Zusammen mit der Wiederholbarkeit und der Messbeständigkeit der Probenahme und –vorbereitung haben diese Effekte dennoch nur einen Anteil von maximal 20 % bei PAK<sub>16</sub> und BaP bzw. 30 % bei PCB<sub>7</sub> an der gesamten Messunsicherheit (Figur 3-2).

## **Messbeständigkeit:**

Die Labor-Messbeständigkeit bezieht sich auf den gesamten Zeitraum (Oktober 2003 bis August 2005 für PCB<sub>7</sub>, bzw. bis Dezember 2006 für PAK<sub>16</sub> und BaP) in welchem die Analysen dieser Untersuchung durchgeführt wurden. Die Labor-Messbeständigkeit hat massgeblichen Einfluss auf die gesamte Messunsicherheit. In jeder Analysenserie ist eine Probe aus der vorletzten Serie („Echte Wiederholung“) nochmals extrahiert und gemessen worden. Zusätzlich wurden zwei verschiedene Kontrollproben in jeder zweiten Serie alternierend mitbestimmt (KB11 und KB13). In Figur 3-6 sind die Verläufe dieser Proben als Abweichung in % zur ersten Serie dargestellt. Die Werte schwanken zwischen -60 % und 10 % für PAK<sub>16</sub>, -60 % und 0 % für PCB<sub>7</sub>, bzw. -70 % und 110 % für BaP. Die so dargestellte Labor-Messbeständigkeit beinhaltet auch die bereits beschriebene Labor-Wiederholpräzision, welche jedoch viel kleiner ist und somit nur einen minimalen Teil der Messunbeständigkeit erklärt.

Aus Figur 3-6 wird ersichtlich, dass unterschiedliche Proben, mit verschiedener Matrix und Konzentration, unterschiedlich stark abweichen. Um die Messbeständigkeit der Laboranalytik zu verbessern müssen bei der Laboranalyse von neuen Proben jeweils zeitlich stabile gleiche Proben aus älteren Serien mitbestimmt und die Resultate anhand dieser korrigiert werden. Mit diesem

Vorgehen sind auch gleich mögliche Einflüsse der Matrix und unterschiedlicher Konzentrationsbereiche aufgehoben.



**Figur 3-6: Messbeständigkeit der Laboranalytik: Verlauf der zwei Kontrollproben (KB11 und KB13) sowie der echten Wiederholproben (EW) dargestellt als Abweichungen in % zur 1. Bestimmung**

Die Messbeständigkeit des gesamten Messprozesses wurde nicht untersucht, jedoch wurde im Projekt Varitemp (Desaules et al., 2004) die Beständigkeit der Standortbedingungen (u.a. Feuchtigkeit und Dichte des Bodens), der Probenahme und -vorbereitung für die Schwermetallbestimmung untersucht. Dabei wurden an sechs ausgewählten Standorten verschiedener Nutzung (Acker, Grünland und Wald) die damals bestehenden NABO-Zeitreihen mit fünfjährigen Messintervallen (3-4 Messpunkte) durch dreijährige Varitemp-Zeitserien mit halbjährigen Messintervallen (6 Messpunkte) ergänzt. Die Beständigkeit der Standortbedingungen, der Probenahme und -vorbereitung als Variationskoeffizient (CV) ausgedrückt lag unter 10 % und war somit verglichen mit der Labor-Messbeständigkeit der PAK- und PCB-Analysen deutlich besser.

### 3.2 Vergleichbarkeit von PAK- und PCB-Gehalten unterschiedlicher Studien

Will man PAK- und PCB-Gehalte verschiedener Studien miteinander vergleichen, wird die Unsicherheit erheblich grösser. Neben den Abweichungen durch verschiedene Analysenmethoden, bzw. Labors müssen dazu besonders auch die Unterschiede in der Probenahmen und -vorbereitungen berücksichtigt werden.

Sind über die Analytik der Messwerte keine weiteren Angaben bekannt, so kann die Analysenunsicherheit aus den Ergebnissen der VBBo-Ringanalysenprogramme der Jahre 1998 bis 2008 (Ammann & Desaulles, 2009) abgeschätzt werden. Diese decken einen weiten Bereich von unterschiedlichen Analysenmethoden und Konzentrationen ab. Für die nicht abgedeckten Konzentrationsbereiche, kann zur Abschätzung der Analysenunsicherheit die Horwitz-Gleichung verwendet werden, welche Prognosen sowie eine Beurteilung der Ringanalysenergebnisse erlaubt (Horwitz & Albert, 2006).

Die Abschätzung der gesamten Unsicherheit der unterschiedlichen Messprozesse ist bedeutend schwieriger, da die Unsicherheits-Quantifizierung der Probenahmen und physikalischen Probenvorbereitungen methodisch noch nicht weit fortgeschritten sind und oft fehlen (Ramsey & Ellison, 2007). Dazu würde es Probenahme-Ringversuche brauchen, wie sie in der Schweiz bisher nur für Schwermetall-Messungen durchgeführt wurden (Desaulles & Dahinden, 1994; Wagner et al., 2001). Der Unsicherheitsbeitrag der Probenahme und -vorbereitung kann aber bei Daten aus verschiedenen Studien um ein Mehrfaches über demjenigen der Laboranalyse liegen (Gy, 1998).

In erster Näherung schlagen wir vor, die Unsicherheit von PAK- und PCB-Gehalten unterschiedlicher Studien aus der Vergleichs-Analysenunsicherheit der VBBo-Ringanalysen, bzw. der Horwitz-Gleichung und einer groben Berücksichtigung der Messbedingungen (beinhaltet Messprozesse und Bodenbedingungen) zu schätzen (Tabelle 3-2). Bei sehr ähnlichen Messbedingungen, d.h. sehr ähnliche Messprozesse (ähnliche Probenahmestrategie, gleiche Probenahmetiefe, ähnliche Probenvorbereitung, gleiche Trocknungstemperatur) und Bodenbedingungen (Bodenart, Bearbeitung, Feuchte- und Verdichtungsgrad) wird die Analysenunsicherheit mit dem Faktor zwei und bei sehr unterschiedlichen Messbedingungen mit dem Faktor fünf multipliziert. Bei mässig unterschiedlichen Messbedingungen kann auch mit den Faktoren drei oder vier multipliziert werden.

Besonders Unterschiede in der Beprobungstiefe, aber auch selektive Probenverluste durch unterschiedliche Bodenfeuchte und, etwas weniger ausgeprägt, Unterschiede in der Trocknungstemperatur und -dauer bei der Probenvorbereitung (Desaulles & Dahinden, 2000b) führen zu mehr oder weniger unterschiedlichen Messbedingungen.

**Tabelle 3-2: Grobschätzung der relativen Messunsicherheit für PAH<sub>16</sub>-, BaP- und PCB<sub>7</sub>-Gehalten aus der Analysenunsicherheit der VBBo-Ringanalysen**

Stoff	Konzentrationen (siehe Tabelle 3-3)	[mg/kg]	Analysenunsicherheit (AU) (2 CV)	Messunsicherheit	
				sehr ähnliche Messbedingungen (2 x AU)	sehr unterschiedliche Messbedingungen (5 x AU)
PAH <sub>16</sub>	Minimum	0.032	±54 % <sup>3)</sup>	±108 %	±270 %
	10. Perzentil	0.072	±48 % <sup>3)</sup>	±96 %	±240 %
	Median	0.163	±42 % <sup>3)</sup>	±84 %	±210 %
	Richtwert <sup>1)</sup>	1	±26 % <sup>2)</sup>	±52 %	±130 %
	Maximum	8.46	±32 % <sup>2)</sup>	±64 %	±160 %
BaP	Minimum	0.0005	±100 % <sup>3)</sup>	±200 %	±500 %
	10. Perzentil	0.003	±77 % <sup>3)</sup>	±154 %	±385 %
	Median	0.013	±60 % <sup>2)</sup>	±120 %	±300 %
	Richtwert <sup>1)</sup>	0.2	±55 % <sup>2)</sup>	±110 %	±275 %
	Maximum	1.13	±52 % <sup>2)</sup>	±104 %	±260 %
PCB <sub>7</sub>	Minimum	0.0005	±100 % <sup>3)</sup>	±200 %	±500 %
	10. Perzentil	0.0008	±94 % <sup>3)</sup>	±188 %	±470 %
	Median	0.0016	±84 % <sup>3)</sup>	±168 %	±420 %
	Maximum	0.012	±62 % <sup>3)</sup>	±124 %	±310 %

1) (VBBo, 1998)

2) Werte aus VBBo-Ringanalysen (Ammann &amp; Desaulles, 2009)

3) Berechnet mit Horwitz-Gleichung (Horwitz &amp; Albert, 2006)

Im Vergleich zur gut fundierten Messunsicherheit dieser Studie (Kapitel 3.1) sind die vorläufig nur grob geschätzten Messunsicherheiten von Gehalten aus verschiedenen Studien (unterschiedliche Messbedingungen) ungleich viel höher aber doch in erster Näherung realistisch, wenn auch Messunsicherheiten über 100 % für den Bodenschutz kaum sinnvoll interpretierbar sind. Damit wird deutlich, dass Ergebnisse aus verschiedenen Studien – besonders wenn sie unter sehr unterschiedlichen Messbedingungen durchgeführt wurden – kaum vergleichbar sind (Desaulles et al., 2008).

### 3.3 PAK- und PCB-Gehalte im Oberboden (0-20 cm)

Der Anhang 1 gibt eine Übersicht von Standortdaten, Bodenkenngrössen sowie PAK<sub>16</sub>- und PCB<sub>7</sub>-Gehalten dieser und früherer Studien (Berset & Holzer, 1995; Bucheli et al., 2004; Schmid et al., 2005). In Anhang 2 sind die Standort- und Oberboden-Daten aller 105 NABO-Standorte dieser Studie detailliert zusammengestellt. Aus Anhang 1 wird deutlich, dass frühere Messwerte aus einer anderen Probentiefe (0-10 cm), einer anderen Extraktionsmethode (KOH Verseifung) und aus einem anderen Labor (Liebefeld) kaum miteinander und mit dieser Studie vergleichbar sind.

#### Zusammenfassender Überblick und Vergleiche

Tabelle 3-3 gibt einen zusammenfassenden Überblick und Vergleich der PAK- und PCB-Gehalte (0–20 cm) aus dem NABO-Referenznetz der Dritterhebung 1995/99 und verfügbaren Schweizer Daten der Periode 1990–1996 (Keller & Desaulles, 2001).

**Tabelle 3-3: Überblick und Vergleich der Gehalte von PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> sowie überschrittener Schwellenwerte in Böden (0-20 cm) der Schweiz**

Datenquelle	Proben (n)	Min. (mg/kg)	10. Perz. (mg/kg)	Median (mg/kg)	Mittelwert (mg/kg)	90. Perz. (mg/kg)	Max. (mg/kg)	>Schwellenwert <sup>3</sup> (n)	(%)
<b>PAH<sub>16</sub></b> (Richtwert = 1 mg/kg)									
NABO-Netz <sup>1)</sup>	101	0.032	0.072	0.163	0.338	0.486	<b>8.46</b>	3	3
Schweiz <sup>2)</sup>	542	0.013	0.098	0.500	<b>2.59</b>	<b>7.23</b>	<b>90.56</b>	193	35
<b>Benzo[a]pyren</b> (Richtwert = 0.2 mg/kg)									
NABO-Netz <sup>1)</sup>	101	0.0005	0.003	0.013	0.032	0.050	<b>1.13</b>	2	2
Schweiz <sup>2)</sup>	583	0.0006	0.007	0.035	<b>0.235</b>	<b>0.66</b>	<b>9.42</b>	128	22
<b>PCB<sub>7</sub></b> (Zielwert Niederlande = 0.02 mg/kg)									
NABO-Netz <sup>1)</sup>	105	0.0005	0.0008	0.0016	0.002	0.004	0.012	0	0
Schweiz <sup>2)</sup>	357	0.0001	0.0009	0.004	0.016	<b>0.021</b>	<b>0.602</b>	35	10

<sup>1)</sup> Daten der Dritterhebung 1995-1999

<sup>2)</sup> Verfügbare Daten verschiedener Quellen der Periode 1990-1996 (Keller & Desaulles, 2001)

<sup>3)</sup> Richtwerte für PAK<sub>16</sub> = 1 mg/kg und Benzo[a]pyren = 0.2 mg/kg sowie Zielwert der Niederlande für PCB<sub>7</sub> = 0.02 mg/kg (siehe Tabelle 2-7).

Während das NABO-Referenznetz die „normale“ Belastung der Böden der Schweiz erfassen soll (BUWAL, 2001a), stammt der Grossteil der sehr viel zahlreicheren Schweizer Messwerte aus kantonalen Belastungsstudien (Keller & Desaulles, 2001). Es ist deshalb verständlich, dass sämtliche in Tabelle 3-3 aufgeführten Werte für das NABO-Referenznetz tiefer ausfallen und nur sehr wenige Vorsorge orientierte Schwellenwerte überschritten werden (PAK<sub>16</sub> = 3 %, Benzo[a]pyren = 2 % und

PCB<sub>7</sub> = 0 %). Die, unter Berücksichtigung der Messunsicherheit (Tabelle 3-1), zwei als belastet beurteilten Standorte und der eine wahrscheinlich belastete Standort sind in Tabelle 3-4 aufgeführt.

**Tabelle 3-4: NABO-Standorte mit Überschreitungen Vorsorge orientierter Schwellenwerte**

Standort	Höhe m.ü.M	Landnutzung	Immissionslage	PAK <sub>16</sub> (mg/kg)	BaP (mg/kg)	PCB <sub>7</sub> (mg/kg)
31 Coffrane NE	775	Ackerbau	ländlich, Teeraufbereitungsanlage 1.5 km	<b>2.690</b>	<b>0.285</b>	0.001
55 Nyon VD	440	Rebbau	halbländlich	<b>(1.034)<sup>1</sup></b>	0.094	0.001
97 Lugano TI	273	Stadtspark	städtisch	<b>8.465</b>	<b>1.129</b>	0.004

(Richtwert PAK<sub>16</sub> = 1 mg/kg; Richtwert BaP = 0.2 mg/kg; Zielwert PCB<sub>7</sub> = 0.02 mg/kg)

<sup>1)</sup> Richtwert unter Berücksichtigung der erweiterten Messunsicherheit von 44% (Tabelle 3-1) mit weniger als 95 % Wahrscheinlichkeit überschritten.

Überschreitungen Vorsorge orientierter Schwellenwerte kommen nur bei PAK<sub>16</sub> und bei BaP vor, nicht aber bei PCB<sub>7</sub>. Daran gemessen kann die Belastung durch PCB<sub>7</sub> - von spezifischen Standortsituationen (z.B. Altlasten) abgesehen - als unbedenklich eingestuft werden. Der PAK- und vor allem PCB-Belastungsgrad der Böden im NABO-Referenznetz darf deshalb generell als gering bezeichnet werden.

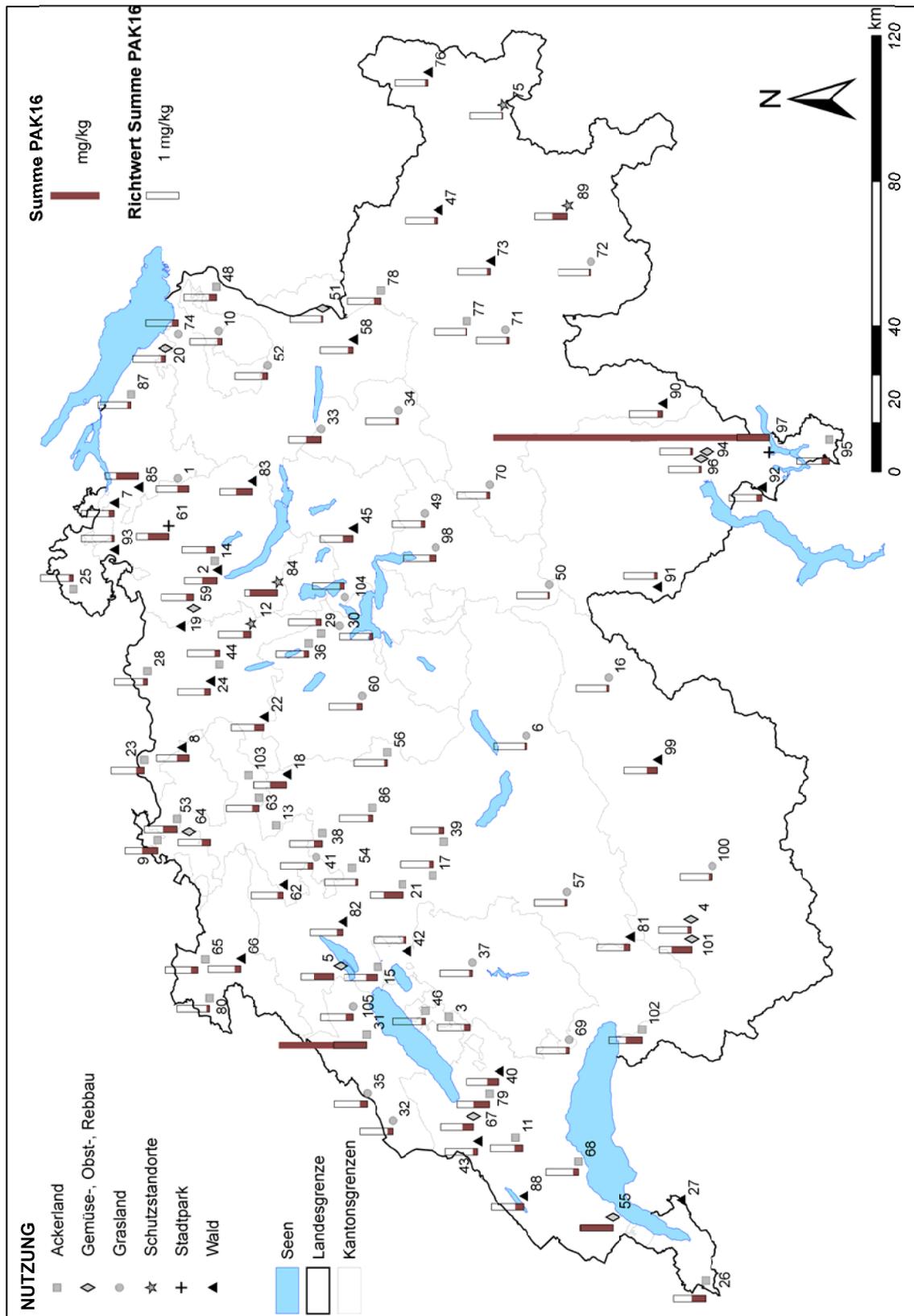
Die Belastung des Ackerbaustandorts (31) ist auf Grund der insgesamt 33 untersuchten Ackerbaustandorte als Ausnahme zu beurteilen. Ob die Teerrecyclinganlage als Belastungsquelle eine Rolle spielt, ist nicht geklärt. Die Bedeutung der Belastungen am Rebbauort (55) und im Stadtspark (97) kann mit dem NABO-Netz allein nicht eingeordnet werden, da dieses bisher nur je vier bzw. zwei entsprechende Standorte umfasst. Ein Blick auf die weiteren verfügbaren Analysenwerte der Schweiz (Keller & Desaulles, 2001) zeigt, dass Belastungen dieser Grössenordnung an entsprechenden Standortsituationen häufig sind.

Die Messwerte der Schweiz aus verschiedenen Quellen (Keller & Desaulles, 2001) sind jedoch mit gebührender Vorsicht zu interpretieren, denn Daten über die Analysen-Vergleichbarkeit organischer Schadstoffgehalte liegen auf Grund der VBBo (VBBo, 1998) erst seit 1998 vor (Desaulles & Dahinden, 1999). Damals waren Analysenunsicherheiten, als 2-fache relative Standardabweichung ausgedrückt, von deutlich über 50% die Regel. Die aktuelle Situation ist in Tabelle 3-2 dokumentiert. Wie empfindlich die Vergleichbarkeit gegenüber unterschiedlichen Proben, Methoden und Labors bereits am gleichen Standort sein kann, macht Anhang 1 deutlich und wird in (Desaulles et al., 2008) weiter diskutiert. Vergleiche mit Gehalten aus anderen Studien (z.B. Tabelle 2-2 und Tabelle 2-4) sind deshalb problematisch, wie auch aus Tabelle 3-2 hervorgeht.

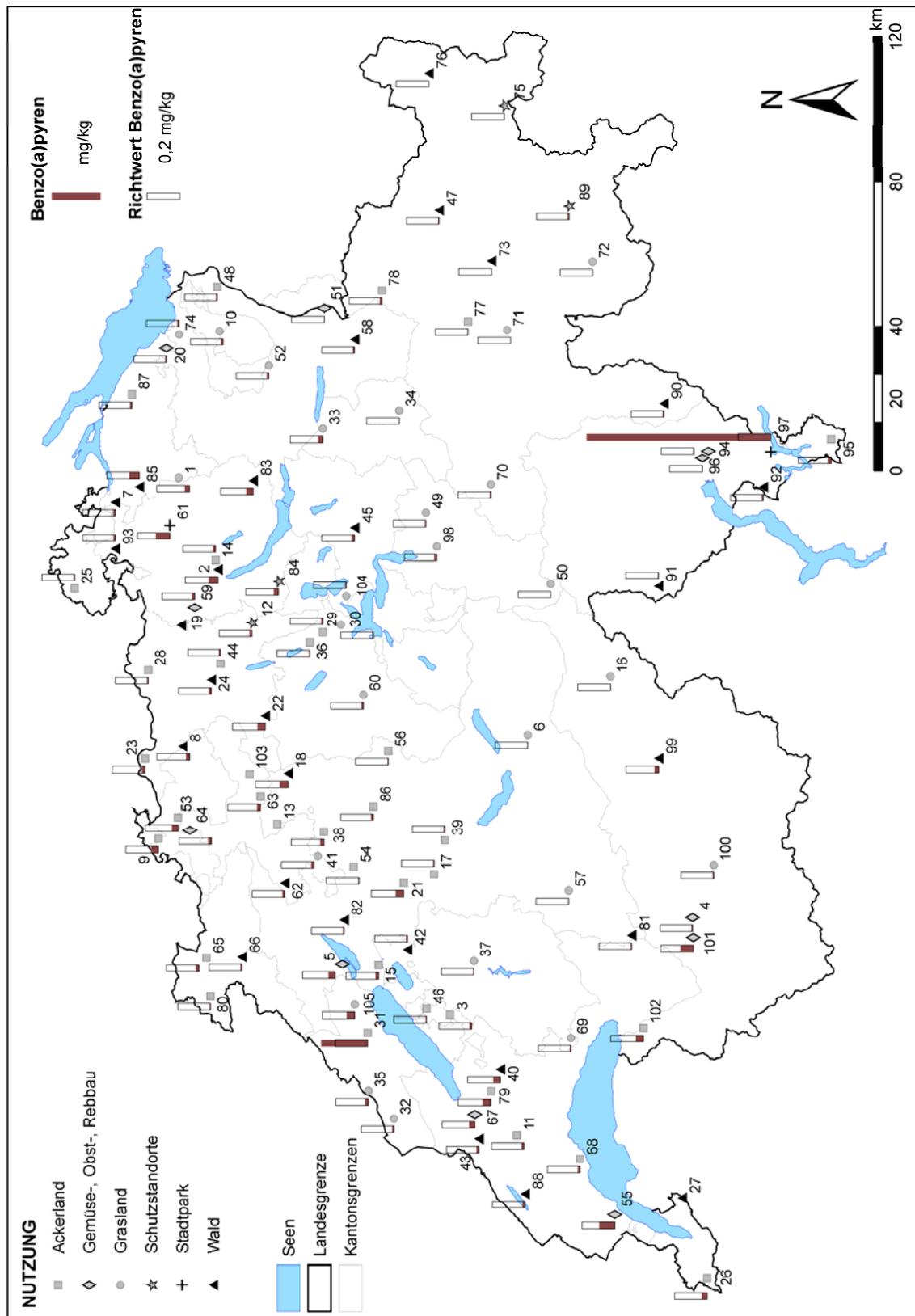
### Geografische Übersicht

Die geografische Darstellung der Gehalte (Figur 3-7, Figur 3-8 und Figur 3-9) zeigt, dass PAK<sub>16</sub>, BaP und vor allem PCB<sub>7</sub> allgemein deutlich unter den Vorsorge orientierten Richt- bzw. Zielwerten liegen. Davon ausgenommen sind die bereits in Tabelle 3-4 aufgeführten Standorte. Bezogen auf die entsprechenden Richtwerte liegen die BaP-Gehalte gegenüber PAK<sub>16</sub> durchwegs tiefer. Im NABO-Referenznetz ist also BaP ein weniger empfindlicher Belastungsindikator als PAK<sub>16</sub>. Ebenfalls nicht deutlich zum Ausdruck kommt BaP als Indikator für städtische und verkehrsreiche

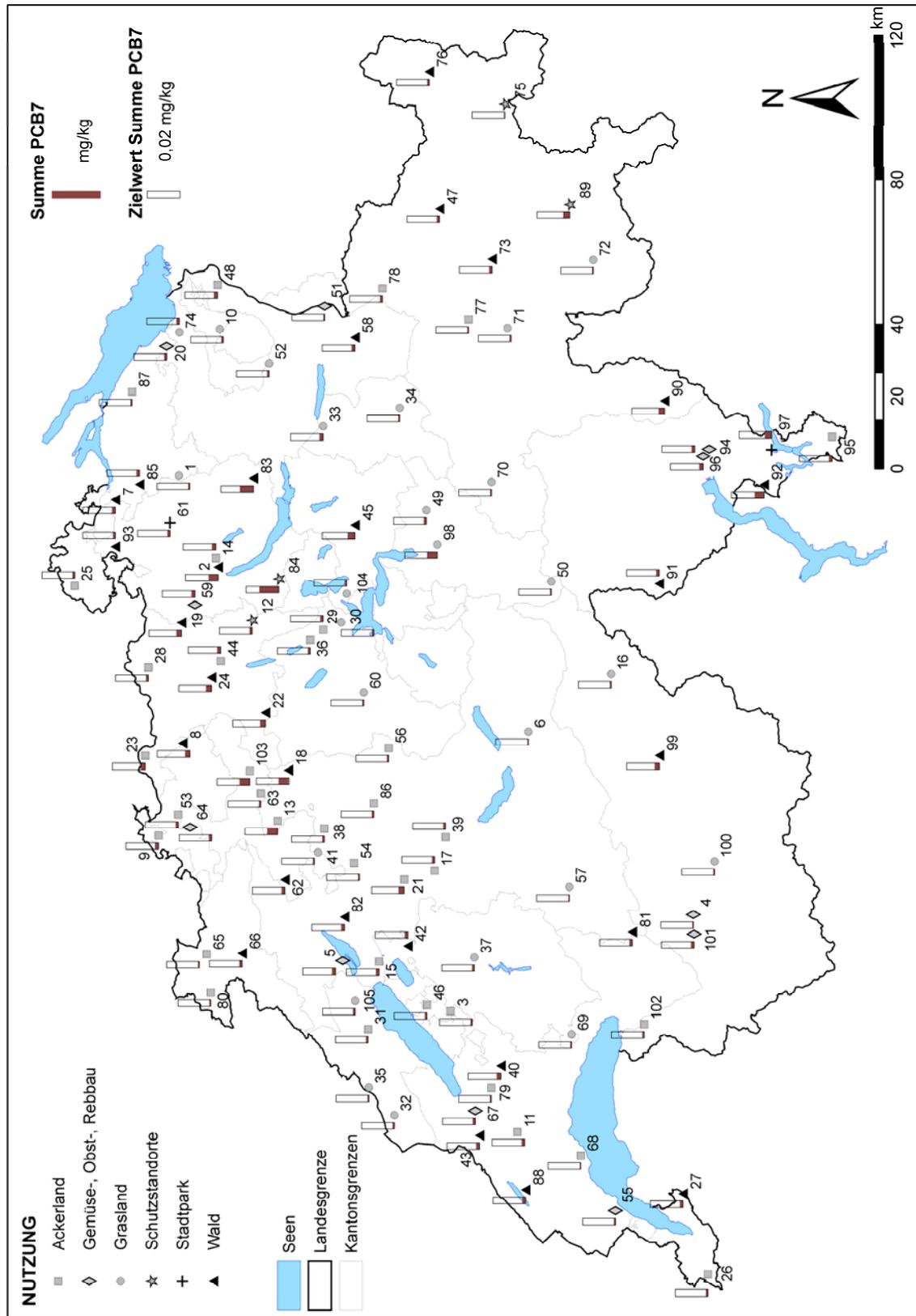
Standortsituationen (Anhang 2) wie dies etwa in der Literatur erwähnt wird (Chung et al., 2007); (Jensen et al., 2007); (Wilcke, 2007). Im Mittelland ist eine Tendenz hin zu etwas höheren Gehalten zu erkennen. Die Voralpen dagegen erscheinen nicht als weiträumige Anreicherungszone, wie dies im EU-Projekt MONARPOP ([www.monarpop.at](http://www.monarpop.at)) festgestellt wurde. Nachstehend soll geprüft werden, ob die Stratifizierung nach Landnutzung eine weitergehende Beurteilung der Gehalte erlaubt.



Figur 3-7: Übersichtskarte mit PAK<sub>16</sub>-Gehalten (0-20 cm) im NABO-Referenznetz



Figur 3-8: Übersichtskarte mit BaP-Gehalten (0-20 cm) im NABO-Referenznetz



Figur 3-9: Übersichtskarte mit PCB<sub>7</sub>-Gehalten (0-20 cm) im NABO-Referenznetz

**Gehalte nach Landnutzung**

Tabelle 3-5 gibt einen zusammenfassenden Überblick der nach Landnutzung gruppierten Gehalte. Mit Ausnahme der vier belasteten Rebbaustandorte und natürlich den beiden Stadtparks sind die Analysenwerte allgemein rechtsschief verteilt (Median < Mittelwert). Wenige stark belastete Standorte beeinflussen den Mittelwert stärker als den Median. Bei den generell tiefen PCB-Werten nahe der Nachweisgrenze ist dies weniger deutlich.

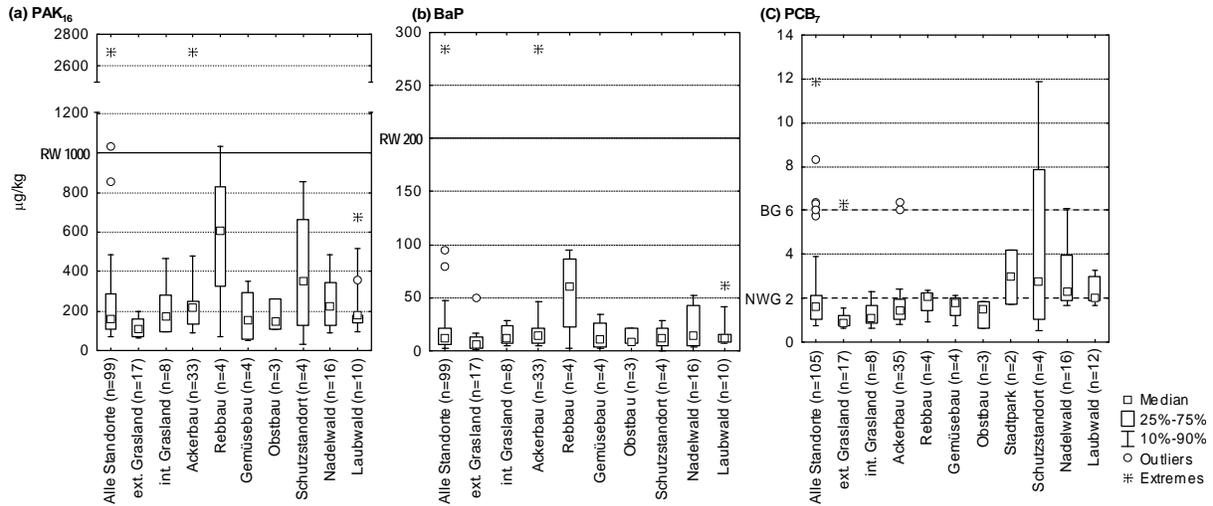
**Tabelle 3-5: Zusammenfassende Überblick der Gehalte an PAK<sub>16</sub>, Benzo[a]pyren und PCB<sub>7</sub> nach Landnutzung in mg/kg (Fettgedruckte Werte > Richtwert)**

Landnutzung	n	Min.	10. Perz.	25. Perz.	Median	Mittelw.	75. Perz.	90. Perz.	Max.
<b>PAK<sub>16</sub> (Richtwert = 1 mg/kg)</b>									
ext. Grasland	17	0.054	0.062	0.072	0.106	0.115	0.157	0.195	0.225
int. Grasland	8	0.096	0.096	0.098	0.172	0.208	0.279	0.467	0.467
Ackerbau	33	0.038	0.089	0.134	0.219	0.305	0.250	0.479	<b>2.690</b>
Rebbau	4	0.068	0.068	0.325	0.606	0.578	0.832	<b>1.034</b>	<b>1.034</b>
Gemüsebau	4	0.049	0.049	0.060	0.154	0.177	0.293	0.350	0.350
Obstbau	3	0.111	0.111	0.111	0.149	0.174	0.264	0.264	0.264
Stadtpark	2	0.646			<b>4.555</b>	<b>4.555</b>			<b>8.465</b>
Schutzstandort	4	0.032	0.032	0.131	0.351	0.396	0.662	0.853	0.853
Nadelwald	16	0.079	0.092	0.128	0.221	0.250	0.345	0.486	0.505
Laubwald	10	0.084	0.094	0.138	0.176	0.223	0.181	0.516	0.675
Alle Standorte	101	0.032	0.072	0.110	0.163	0.338	0.316	0.486	<b>8.465</b>
<b>Benzo[a]pyren (Richtwert = 0.2 mg/kg)</b>									
ext. Grasland	17	0.001	0.001	0.002	0.006	0.009	0.013	0.017	0.050
int. Grasland	8	0.005	0.005	0.007	0.012	0.015	0.024	0.029	0.029
Ackerbau	33	0.002	0.004	0.007	0.014	0.026	0.022	0.046	0.285
Rebbau	4	0.003	0.003	0.022	0.060	0.054	0.087	0.094	0.094
Gemüsebau	4	0.002	0.002	0.003	0.011	0.014	0.026	0.035	0.035
Obstbau	3	0.007	0.007	0.007	0.008	0.012	0.021	0.021	0.021
Stadtpark	2	0.087	0.087	0.087	<b>0.608</b>	<b>0.608</b>	<b>1.129</b>	<b>1.129</b>	<b>1.129</b>
Schutzstandort	4	0.001	0.001	0.005	0.012	0.013	0.022	0.029	0.029
Nadelwald	16	0.002	0.003	0.005	0.015	0.022	0.043	0.052	0.056
Laubwald	10	0.007	0.007	0.008	0.012	0.017	0.015	0.042	0.061
Alle Standorte	101	0.001	0.003	0.006	0.013	0.032	0.022	0.050	<b>1.129</b>
<b>PCB<sub>7</sub> (Zielwert Niederlande<sup>1)</sup> = 0.02 mg/kg)</b>									
ext. Grasland	17	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.006
int. Grasland	8	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002
Ackerbau	35	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.006
Rebbau	4	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Gemüsebau	4	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Obstbau	3	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002
Stadtpark	2	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004	0.004
Schutzstandort	4	0.001	0.001	0.001	0.003	0.004	0.008	0.012	0.012
Nadelwald	16	0.001	0.002	0.002	0.002	0.003	0.004	0.006	0.008
Laubwald	12	0.001	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003	0.006
Alle Standorte	105	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.004	0.012

<sup>1)</sup> siehe Tabelle 2-7

Bei den PAK überschreiten die Mediane der am meisten verbreiteten Landnutzungen in abnehmender Reihenfolge Nadelwald > Ackerbau > Laubwald > intensives Grasland den Mediangehalt für alle Standorte. Bei BaP sind es entsprechend Nadelwald > Ackerbau und bei PCB Laubwald > Nadelwald.

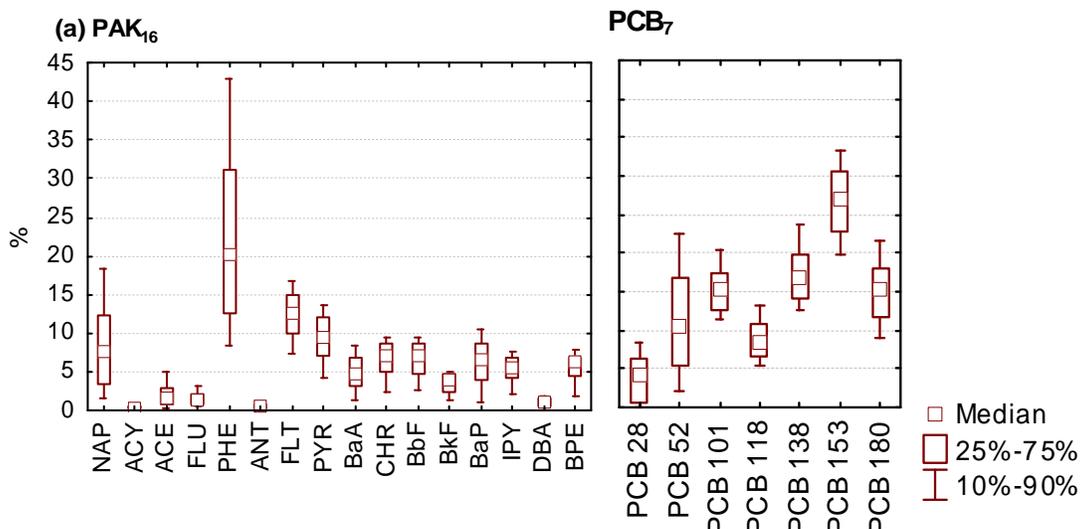
Die Gruppierung der Gehalte nach Landnutzung (Figur 3-10) zeigt, dass die Unterschiede innerhalb der Gruppen allgemein grösser sind als zwischen den Gruppen. Dies deutet darauf hin, dass die Unterschiede weitgehend auf atmosphärische Depositionen zurückzuführen sind.



**Figur 3-10:** PAK- und PCB-Gehalte der NABO-Standorte (0-20 cm) nach Landnutzung gruppiert in µg/kg (RW: Richtwert, BG: Bestimmungsgrenze, NWG: Nachweisgrenze)

### 3.4 Profile von PAK- und PCB-Verbindungen im Oberboden (0-20 cm)

In Figur 3-11 sind die relativen Summenanteile der einzelnen PAK- und PCB-Verbindungen zusammenfassend für alle NABO-Standorte dargestellt. In Tabelle 3-6 sind die Reihenfolgen nach Häufigkeit der dominanten Verbindungen nach Landnutzung gruppiert.



**Figur 3-11:** Zusammenfassung der relativen Summenanteile der PAK- und PCB-Einzelverbindungen im Oberboden (0-20 cm) aller NABO-Standorte

**Tabelle 3-6:** Vergleich der Reihenfolge und Häufigkeit dominanter PAK- und PCB-Einzelverbindungen nach Landnutzung

Landnutzung	Standorte	Häufigkeit und Reihenfolge
<b>PAK</b>		
ext. Grasland	17	PHE 30%>>FLT,NAP 11%>PYR 8%
int. Grasland	8	PHE 20%>>FLT 12%>PYR 9%>NAP 8%
Ackerbau	33	PHE 22%>>FLT 14%>PYR 10%>CHR 7%
Rebbau	4	PHE 17%>FLT 15%>PYR 12%>BaP 9%
Gemüsebau	4	PHE 19%>FLT 13%>PYR 10%>NAP 9%
Obstbau	3	PHE 22%>>FLT 13%>PYR 9%>NAP,BbF 8%
Stadtpark	2	BaP 15%>FLT 14%>PYR 12%>BbF 10%
Schutzstandort	4	PHE 37%>>NAP 12%>FLT 10%>PYR 7%
Nadelwald	16	PHE 23%>>FLT 13%>PYR 9%>BbF 8%
Laubwald	10	PHE 19%>FLT 13%>PYR 10%>NAP 8%
<b>PCB-Verbindungen</b>		
ext. Grasland	17	153 (25%)>101 (17%)>180,52,138 (15%)
int. Grasland	8	153 (29%)>138 (19%)>180 (15%)
Ackerbau	35	153 (25%)>101,138 (16%)>52 (15%)
Rebbau	4	153 (26%)>180 (17%)>138 (16%)
Gemüsebau	4	153 (27%)>138 (19%)>101 (15%)
Obstbau	3	153 (30%)>138 (18%)>180 (17%)
Stadtpark	2	153 (31%)>138 (23%)>180 (18%)
Schutzstandort	4	153 (25%)>101 (22%)>138 (17%)
Nadelwald	16	153 (25%)>138 (16%)>180 (18%)
Laubwald	12	153 (28%)>138 (22%)>180 (19%)

## PAK

PHE mit 3 Benzolringen ist die deutlich häufigste Einzelverbindung, weist aber auch die grösste Streuung auf (Figur 3-11). Auf PHE folgen FLT und PYR mit je 4 Ringen. Der Anteil des physikalisch/chemisch ebenfalls intermediären ANT (3 Ringe) ist deutlich geringer (Figur 3-11), weil es durch die meisten Emissionsquellen in viel geringerem Masse gebildet wird (siehe Tabelle 3-8). Die Stratifizierung nach Landnutzung zeigt keine wesentlichen Unterschiede ausser in den Stadtparks und an Schutzstandorten mit nur wenigen Standorten (Tabelle 3-6). Wie aus zahlreicher Studien hervorgeht (z.B.: (Chung et al., 2007; Jensen et al., 2007; Wilcke, 2007) überwiegen an abgelegenen Standorten leichtere PAH-Verbindungen mit 2-3 Ringen im Gegensatz zu schwereren Verbindungen mit 4-5 Ringen an urbanen Standorten. Diese Fraktionierung kann im NABO-Referenznetz kaum oder höchstens nur ansatzweise festgestellt werden (Anhang 2). Dadurch erscheint die Rolle von BaP als Leit- oder Indikatorverbindung nicht sehr zuverlässig. Die weitgehende Dominanz von PHE, FLT und PYR (Figur 3-11) deutet eher auf eine landesweit wirksame Immissions-Mischsituation hin. In der Literatur nimmt oft auch FLT den ersten Rang ein (Desaules et al., 2008). Da PHE, FLT und PYR relativ geringe Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren (TEF) von 0.001 (Kap. 2.1) aufweisen, ist auch die Toxizität des vorherrschenden PAK-Profiles verhältnismässig gering.

## PCB-Verbindungen

Die dominierenden PCB-Kongenere sind PCB-153 > PCB-138 > PCB-101, PCB-180 (Figur 3-11). Ob die Dominanz dieser Kongenere eine Folge der Produktionsmengen oder der Persistenz ist, ist ungeklärt. Bei der Stratifizierung nach Landnutzung (Tabelle 3-6) bleibt der erste Rang für PCB-153 unbestritten, während sich PCB-138, PCB-101 und PCB-180 den zweiten Rang teilen. In der Literatur ist die Dominanz von PCB-153 nicht häufig (Desaules et al., 2008). Ein Graslandstandort (Anhang 2: Standort Nr. 98) mit einem überwiegenden Anteil an PCB-180 (56 %) zeigt das einzige bemerkenswerte Ausnahmeprofil, welches bereits in einer anderen Studie erwähnt wird (Schmid et al., 2005). Dies weist auf eine spezifische PCB-Quelle hin. In der Umgebung befinden sich ausser den üblichen halbländlichen Emissionsquellen eine Kabel- und Munitionsfabrik. Direkte Hinweise für eine Quellenzuordnung gibt es jedoch nicht.

### 3.5 Korrelationen mit PAK und PCB

Für den praktischen Bodenschutz sind nur Korrelationen von Bedeutung, die stark ( $r > 0.8$ ), signifikant ( $p < 0.05$ ), robust, zuverlässig und vor allem relevant sind. Je grösser die Anzahl der Messwerte ist und je näher und gleichmässiger diese um eine Regressionsgerade mit einer Steigung nahe 1 verteilt sind, desto stärker, signifikanter, robuster und zuverlässiger sind die Korrelationen (Tabelle 3-7 und Figur 3-12).

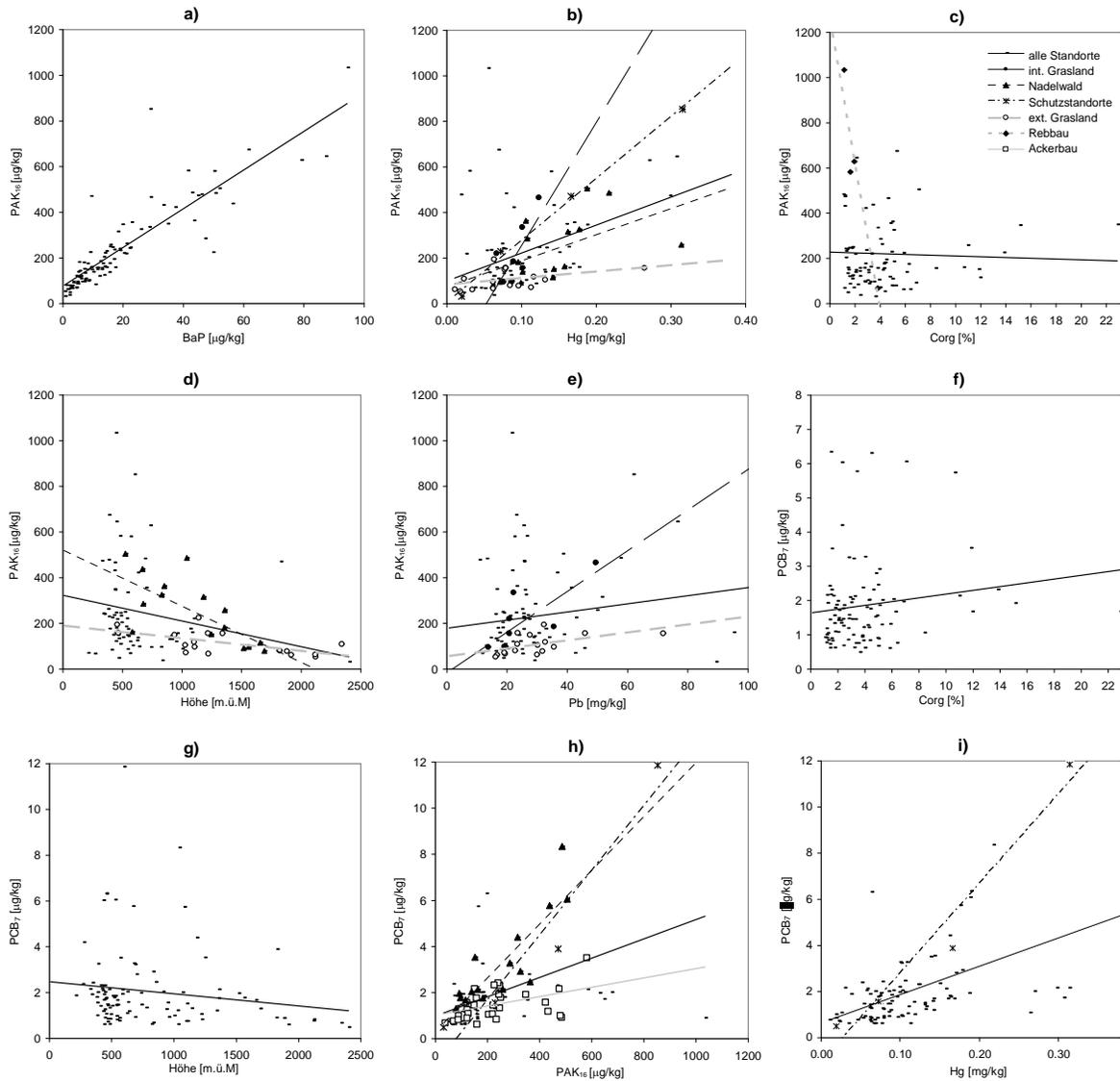
**Tabelle 3-7: Korrelationen im NABO-Messnetz von PAK<sub>16</sub>- und PCB<sub>7</sub> mit verschiedenen Boden- und Standorteigenschaften**

Studie	Landnutzung	Korrelation y / x	Korrelations-Koeffizient <sup>1</sup>	Steigung (b)	n	Streuungs- diagramm
<b>PAK</b>						
Diese NABO-Studie	alle	PAK <sub>16</sub> / BaP	$r = 0.88^{**}$	8.5	99	Fig. 3-12a
		PAK <sub>16</sub> / Hg	$r = 0.44^{**}$	1225	97	Fig. 3-12b
		PAK <sub>16</sub> / C <sub>org</sub>	$r = -0.03$	-1.7	94	Fig. 3-12c
		PAK <sub>16</sub> / Höhe	$r = -0.31^{**}$	-0.11	99	Fig. 3-12d
	ext. Grasland	PAK <sub>16</sub> / Hg	$r = 0.39$	281	16	Fig. 3-12b
		PAK <sub>16</sub> / Pb	$r = 0.55^*$	1.7	16	Fig. 3-12e
		PAK <sub>16</sub> / Höhe	$r = -0.62^{**}$	-0.06	17	Fig. 3-12d
	int. Grasland	PAK <sub>16</sub> / Hg	$r = 0.71^*$	5400	8	Fig. 3-12b
		PAK <sub>16</sub> / Pb	$r = 0.78^*$	8.9	8	Fig. 3-12e
	Rebbau	PAK <sub>16</sub> / C <sub>org</sub>	$r = -0.95^*$	-322	4	Fig. 3-12c
	Schutzstandorte	PAK <sub>16</sub> / Hg	$r = 1.00^{**}$	2717	4	Fig. 3-12b
		PAK <sub>16</sub> / C <sub>org</sub>	$r = 0.91$	15.4	4	Fig. 3-12c
	Nadelwald	PAK <sub>16</sub> / Hg	$r = 0.53^*$	1142	15	Fig. 3-12b
		PAK <sub>16</sub> / Höhe	$r = -0.68^{**}$	-0.25	16	Fig. 3-12d
Ausgewählte NABO- Standorte (Bucheli et al., 2004)	alle	NAP / C <sub>org</sub>	$r = 0.77^{**}$	0.11	23	nein
	Wald	NAP / C <sub>org</sub>	$r = 0.90^{**}$	0.15	11	nein
	Wald	ACE / C <sub>org</sub>	$r = 0.75^*$	0.01	10	nein
	Wald	FLU / C <sub>org</sub>	$r = 0.95^{**}$	0.01	10	nein
	Wald	NAP / Russ	$r = 0.80^{**}$	16.74	10	nein
	Wald	FLU / Russ	$r = 0.75^*$	1.75	10	nein
<b>PCB</b>						
Diese NABO-Studie	alle	PCB <sub>7</sub> / C <sub>org</sub>	$r = 0.51^{**}$	0.14	102	Fig. 3-12f
		PCB <sub>7</sub> / Höhe	$r = -0.15$	-0.001	105	Fig. 3-12g
		PCB <sub>7</sub> / PAH <sub>16</sub>	$r = 0.46^{**}$	0.004	99	Fig. 3-12h
	Schutzstandorte	PCB <sub>7</sub> / Hg	$r = 0.98^*$	38	4	Fig. 3-12i
		PCB <sub>7</sub> / PAH <sub>16</sub>	$r = 0.97^*$	0.01	4	Fig. 3-12h
	Nadelwald	PCB <sub>7</sub> / PAH <sub>16</sub>	$r = 0.85^{**}$	0.01	16	Fig. 3-12h
Ausgewählte NABO- Standorte (Schmid et al., 2005)	alle	PCB <sub>7</sub> / PCDD/F	$r = 0.85$	0.017	23	Ja

<sup>1)</sup> r Pearson; R Spearman; \* $p \leq 0.05$ ; \*\* $p \leq 0.01$

Obwohl viele Einzelverbindungen untereinander stark und signifikant korrelieren (z.B.: (Chung et al., 2007; Heywood et al., 2006)), sind diese für die Bodenschutzpraxis als Belastungsindikatoren kaum von Bedeutung. Relevant dagegen sind Korrelationen von PAK<sub>16</sub> und PCB<sub>7</sub> mit der Leitverbindung BaP, mit der Bodeneigenschaft organischer Kohlenstoff und den Schwermetallen sowie mit den Standorteigenschaften Landnutzung, Höhenlage und geographische Breite, wie aus einer Literaturzusammenstellung hervorgeht (Desaules et al., 2008). Die Landnutzung ist der weitaus am

häufigsten verwendete Belastungsindikator und wird in Tabelle 3-7 als Stratifizierungskriterium verwendet. Sie ist jedoch selten genügend selektiv wie Figur 3-10 zeigt. Für die gebirgige Schweiz mit NABO-Standorten zwischen 209 m und 2'400 m.ü.M. scheint die Höhenlage als Korrelationsfaktor besonders geeignet. Einerseits wird mit zunehmender Höhe die Landnutzung extensiver, die Bevölkerungsdichte geringer und entsprechend nimmt die Emissionsintensität ab. Andererseits nehmen jedoch die Depositionen auf Grund von erhöhten Niederschlägen, Luftumsatz und Kondensation bedingt durch abnehmende Temperaturen zu. Gebirgsräume erweisen sich deshalb als Anreicherungszonen für weiträumig transportierte organische Schadstoffe (Daly & Wania, 2005; Weiss, 1998) wie auch im EU-Projekt MONARPOP ([www.monarpop.at](http://www.monarpop.at)) für den Alpenraum eingehender untersucht wurde. Nachstehend werden die ausgewählten Korrelationsanalysen von Tabelle 3-7 und Figur 3-12 für PAK und PCB getrennt diskutiert und beurteilt.



**Figur 3-12:** Ausgewählte Streudiagramme und lineare Regressionslinien für PAK<sub>16</sub>- und PCB<sub>7</sub> mit verschiedenen Boden- und Standorteigenschaften (Korrelations- und Regressionsparameter in Tabelle 3-7)

### **PAK-Korrelationen**

Im ganzen NABO-Messnetz ohne Stratifizierung nach Landnutzung sind die Korrelationen der Konzentrationen von PAK<sub>16</sub> mit BaP stark und hoch signifikant. Die Rolle von BaP als Leitelement (z.B. (Wang et al., 2007; Wilcke, 2000) wird damit bestätigt. Die Beziehung mit Hg ist zwar hoch signifikant aber eher schwach. Die negativen Korrelationen von PAK<sub>16</sub> mit C<sub>org</sub> und der Höhenlage sind im Widerspruch mit den Erwartungen, dass mit zunehmender Höhe C<sub>org</sub>- und PAK<sub>16</sub>-Konzentrationen zunehmen. Die Vermutung, dass der Grund in der Überlagerung verschiedener Landnutzungen liegen könnte, wird durch Landnutzung spezifisch ebenfalls negative Korrelationen weitgehend widerlegt. Eine mögliche Erklärung ist, dass die zum Teil geographisch weit auseinander liegenden NABO-Standorte aus lufthygienischen und anderen Gründen keine sinnvollen Höhengradienten ergeben. Sinn machen dagegen die positiven Korrelationen von PAK<sub>16</sub> mit Hg und Pb an extensiv genutzten Standorten (extensives Grasland, Schutzstandorte und Nadelwald), als Hinweis für den Ferntransport dieser Schadstoffe. Es scheint, dass Korrelationen von eher leichten PAK-Einzelverbindungen mit C<sub>org</sub> und Russ stärker sind, als es jene mit der PAK<sub>16</sub>-Summe (Tabelle 3-7). Die im NABO-Messnetz gefundenen PAK-Korrelationen sind für den Bodenschutz allgemein kaum von praktischer Bedeutung, weil sie entweder schwach und/oder nicht signifikant sind, oder die Steigungen der Regressionsgeraden weit von 1 entfernt liegen.

In einer zusätzlichen Studie (Brändli et al., 2008) wurden im NABO-Netz weitere Korrelationen mit 5 leichten PAK (NAP-PHE) und 11 schweren PAK (ANT-BPE) untersucht, die teilweise statistisch signifikant waren, jedoch maximal Korrelationskoeffizienten von 0.5 erreichten. Der C<sub>org</sub>-Gehalt korrelierte stärker positiv mit den leichten als den schweren PAK, während dies für die Bevölkerungsdichte gerade umgekehrt war. Zusätzlich korrelierten die schweren PAK negativ mit der Höhenlage. Daraus ergibt sich die Hypothese, dass schwere PAK weniger mobil sind und sich leichte PAK dafür mit den C<sub>org</sub>-Gehalten in einem besseren Gleichgewicht befinden.

### **PCB-Korrelationen**

PCB<sub>7</sub> korreliert im NABO-Messnetz nicht mit der Höhenlage. Dagegen sind die positiven Korrelationen mit C<sub>org</sub> und PAK<sub>16</sub> ohne Unterscheidung der Landnutzung zwar relativ schwach aber hoch signifikant. Nach Landnutzung gegliedert, gibt es starke und signifikante positive Korrelationen mit Hg und PAK<sub>16</sub> an den vier Schutzstandorten und nur mit PAK<sub>16</sub> im Nadelwald. Obwohl PCB<sub>7</sub> und PAK<sub>16</sub> signifikant und je nach Nutzung stark korrelieren, sind Anwendungen linearer Regressionsmodelle zur Prognose auf Grund der geringen Steigung nicht sinnvoll. Letzteres scheint auch für die Korrelation von PAK<sub>16</sub> mit der Summe der Dioxine und Furane (PCDD/F) zu gelten (Tabelle 3-7). Für die praktische Bedeutung der PCB-Korrelationen gilt das Gleiche wie für die PAK.

In der oben erwähnten Studie (Brändli et al., 2008) wurden ebenfalls Korrelationen mit den leichten PCB-28, PCB-52 und den schweren PCB-101, PCB-180 untersucht. Die Ergebnisse waren ähnlich wie bei den PAK, wobei die signifikanten Korrelationskoeffizienten 0.37 nicht überstiegen.

### 3.6 PAK-Quellenzuordnung

Unter Verwendung der vorliegenden NABO-Daten (Anhang 2) wurden in einer Studie (Brändli et al., 2008) drei Quellenzuordnungs-Methoden kritisch evaluiert.

#### Charakteristische PAK-Verhältnisse

In Tabelle 3-8 sind charakteristische PAK-Verhältnisse aus der Emissionsliteratur und dem NABO-Netz aufgeführt.

**Tabelle 3-8: Charakteristische PAK-Verhältnisse in der Emissionsliteratur und dem NABO-Referenznetz (aus: (Brändli et al., 2008))**

PAK-Verhältnisse	Quellenzuordnung (Literatur <sup>1)</sup> )		NABO-Böden <sup>2)</sup>	
	petrogen	pyrogen		
ANT/(ANT+PHE)	<0.1	>0.1	0.02	(0.003-0.11)
BaA/(BaA+CHR)	<0.2	>0.35	0.40	(0.27-0.58)
FLT/(FLT+PYR)	<0.4	>0.4	0.58	(0.53-0.72)
IPY/(IPY+BPE)	<0.2	>0.2	0.49	(0.36-0.55)
ComPAK/PAK <sub>16</sub>	0.3	0.7	0.65	(0.16-0.89)
(mPHE+ANT)/PHE	5	0.5	0.15	(0.07-0.46)
(mFLT+PYR)/PYR	4	0.3	0.36	(0.22-0.70)
1,7-/(1,7+2,6)dmPHE	0.45-0.7	<0.45 oder 0.7-0.9	0.59	(0.47-0.83)
	Verbrennung von fossilem Flüssigbrennstoff	Gras-, Kohle-, Holzverbrennung		
FLT/(FLT+PYR)	0.4-0.5	>0.5	0.58	(0.53-0.72)
IPY/(IPY+BPE)	0.2-0.5	>0.5	0.49	(0.36-0.55)
RET/(RET+CHR)	0.1.5-0.5	0.83/0.96	0.17	(0.02-0.93)
1,7-/(1,7+2,6)dmPHE	<0.45	0.7-0.9	0.59	(0.47-0.83)
	Nicht-Verkehr	Verkehr		
BaP/BPE	<0.6	>0.6	1.13	(0.48-2.86)
1,7-/(1,7+2,6)dmPHE	<0.45	>0.45	0.59	(0.47-0.83)
	diagenetisch	pyrogen		
PER/(PER+PYR)	0.77	0.13	0.18	(0.03-0.90)

<sup>1)</sup> siehe (Brändli et al., 2008)

<sup>2)</sup> Median (Min.-Max.), n = 82 bis 102

#### Abkürzungen:

ANT Anthracen, PHE Phenanthren, BaA Benzo[a]anthracen, CHR Chrysen, FLT Fluoranthren, PYR Pyren, IPY Indeno[1,2,3-cd]pyren, BPE Benzo[ghi]perylen, RET Reten,

Com(bustion)PAK = (Summe von FLT, PYR, BaA, CHR, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Benzo[a]pyren, IPY, BPE), m methyliert, dm dimethyliert

Die PAK-Verhältnisse welche auf Verbrennungsquellen (pyrogen) hinweisen dominieren gegenüber petrochemischen Quellen (petrogen). Bei der Zuordnung zwischen der Verbrennung fossiler Flüssigbrennstoffe und von biogenen festen Brennstoffen deuten die vier PAK-Verhältnisse auf eine Mischsituation zu Gunsten der festen Brennstoffe hin. Dazu steht die deutliche Dominanz der verkehrsbedingten Verbrennungsquellen in einem gewissen Widerspruch. Dass die pyrogenen Quellen gegenüber der natürlichen diagenetischen Bildung aus terrestrischen Vorläufermolekülen deutlich überwiegen, erstaunt nicht. Wichtig ist festzuhalten, dass es sich bei den Ergebnissen stets um Mischverhältnisse handelt und die Ergebnisse der verschiedenen PAK-Verhältnisse kaum

widerspruchsfrei sind. Für eine weitergehende kritische Diskussion verweisen wir auf (Brändli et al., 2008).

### Molekulare PAH-Marker

In Tabelle 3-9 sind Ergebnisse aus der Emissionsliteratur und dem NABO-Netz aufgeführt.

**Tabelle 3-9: Charakteristische PAH-Marker in der Emissionsliteratur und dem NABO-Referenznetz (verändert aus: (Brändli et al., 2007))**

Molekulare Marker	Quellen (Literatur <sup>1)</sup> )	NABO-Böden <sup>2)</sup> (µg/kg)
RET	Holzverbrennung Höhere Pflanzen Verbrennungsanlagen Diagenetische Prozesse Strassenverkehr	2.06 (n.b.-68.01)
PER	Diagenetische Prozesse Natürliche Prozesse	3.20 (0.41-77.99)
COR	Strassenverkehr Natürliche Quellen	7.42 (0.73-32.05)
cPHE	Hochtemperatur-Verbrennung Strassenverkehr	1.64 (0.35-13.66)
cPYR	Biomasseverbrennung Strassenverkehr Hochtemperatur-Verbrennung	2.02 (0.15-15.73)

<sup>1)</sup> siehe (Brändli et al., 2008)

<sup>2)</sup> Median (Min.-Max.), n = 82 bis 102

#### Abkürzungen:

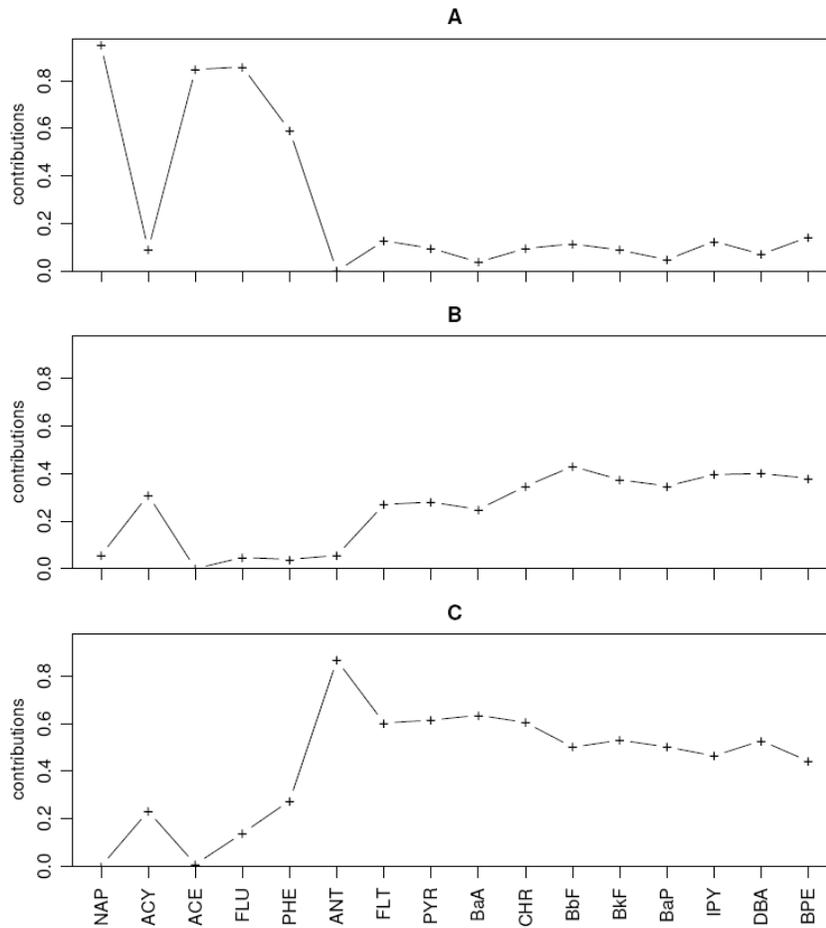
RET Reten, PER Perylen, COR Coronen, cPHE 4-H-ZyklopentaPHE, cPYR Zyklopenta[cd]PYR

Auch die Ergebnisse der molekularen PAH-Marker sind nicht eindeutig. Betrachtet man zum Beispiel den Strassenverkehr als maximale Einflussquelle für den Autobahnstandort (105), so trifft dies bei COR in 33 %, bei cPHE in 45 % und bei cPYR in 48 % der Fälle nicht zu.

### Lineares Mischmodell

Im Gegensatz zu den vorangehenden Methoden bezieht das lineare Mischmodell alle 16 PAK mit ein und postuliert, dass sich einige Quellen durch konstante PAK-Anteile (PAK-Profile vgl. Kap. 3.4) auszeichnen. Dabei ergaben sich die in Figur 3-13 dargestellten drei charakteristischen PAK-Profile.

Die schweren PAK-Profile B) und C) waren in tieferen Höhenlagen und höherer Bevölkerungsdichte häufiger und bestätigen, dass die schweren PAK vorwiegend quellennah eingetragen werden. Die drei PAK-Profile wurden mit Emissionsprofilen (n = 300) aus der Literatur (Brändli et al., 2007) verglichen. Dabei zeigte Profil A) Ähnlichkeiten mit den Emissionsprofilen (Holz-)Verbrennung und Asphalt-Bindemittel. Die Profile B) und in geringerem Masse C) waren dem Emissionsprofil Stadtstaub ähnlich.



**Figur 3-13:** Drei charakteristische PAK-Profile des linearen Mischmodells im NABO-Referenznetz als mittlere relative Anteile: A) leichtes Profil, B) schweres Profil mit zunehmend schweren Verbindungen, C) schweres Profil mit abnehmend schweren Verbindungen (aus: (Brändli et al., 2007))

## 4 Folgerungen

Nachstehend werden aus den Ergebnissen und deren Beurteilung Folgerungen im Hinblick auf die Aussagekraft und eine Gesamtbeurteilung für den Bodenschutz gezogen.

- 1) **Datenqualität:** Während die erweiterte Messunsicherheit der Messdaten innerhalb einer Studie (gleicher Messprozess) für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> für den Bodenschutz brauchbare Ergebnisse lieferte, war dies für die Vergleichbarkeit entsprechender Messdaten aus unterschiedlichen Studien nur bedingt, teilweise gar nicht der Fall. Bei sehr unterschiedlichen Messbedingungen (verschiedene Beprobungstiefen, Feuchte- und Verdichtungsgrade,...) scheint eine sinnvolle Datenvergleichbarkeit praktisch ausgeschlossen.
- 2) **PAK- und PCB-Gehalte im Oberboden:** Gemessen an den Vorsorge orientierten Richt- und Zielwerten erwies sich der chemische Belastungsgrad im NABO-Referenznetz durch PAK<sub>16</sub> und BaP gering und durch PCB<sub>7</sub> unbedenklich. Davon ausgenommen waren spezifische Belastungsstandorte (z.B. Altlasten), die durch das NABO-Referenznetz höchstens exemplarisch aber nicht repräsentativ erfasst werden können. Regional waren die Gehalte im dicht bevölkerten Mittelland tendenziell leicht erhöht. Die Voralpen erschienen dagegen nicht als weiträumige Anreicherungszonen. Bei der Landnutzung hatte nur der Nadelwald durchwegs einen gewissen Indikatorwert für leicht erhöhte Gehalte.
- 3) **Profil der PAK- und PCB-Verbindungen im Oberboden:** Sowohl die PAK- wie auch PCB-Profil waren bezogen auf die dominanten Einzelverbindungen generell recht ähnlich. Deutliche Standort spezifische Unterschiede waren selten, aber allgemein ein Hinweis auf eine Belastungssituation. Bei den PAK-Profilen scheint eine Immissions-Mischsituation zu überwiegen, mit einer mässigen Toxizität aufgrund der dominanten Anteile relativ gering toxischer Verbindungen (PHE, FLT, PYR). BaP war als Belastungsindikator einzig an einem Standort in einem Stadtpark (61) dominant.
- 4) **Korrelationen mit PAK und PCB:** Die im NABO-Referenznetz gefundenen Korrelationen sind für den vollzugsrelevanten Bodenschutz kaum von praktischer Bedeutung, weil sie entweder zu schwach und/oder nicht signifikant sind, oder die Steigung der Regressionsgeraden weit von 1 entfernt liegt und deshalb für zuverlässige Prognosen ungeeignet sind. Vollzugsrelevante Korrelationen bedingen belastungsspezifischere Stratifizierungen mit grösseren Standortkollektiven.
- 5) **PAK-Quellenzuordnung:** Die Ergebnisse der drei angewandten Methoden sind im Einzelnen oft nicht eindeutig, doch sie bestätigen allgemein die Dominanz von Verbrennungsquellen. Mit der Berücksichtigung von Fraktionierungs- und Abbauprozessen sind schlüssigere Ergebnisse zu erwarten.



## 5 Projekte

Die Böden sind offene Systeme und ökologische Schnittstellen. Zudem werden sie nicht nur durch PAK- und PCB-Einträge, sondern neben anorganischen Schadstoffen durch eine Unzahl weiterer organischer Schadstoffe belastet. Deshalb wird im Folgenden ein kurzer Ausblick über laufende und geplante Projekte zu organischen Schadstoffen gegeben, die in einem Kontext mit dem Boden stehen:

### PAK

Da die im NABO-Referenznetz gemessenen PAK<sub>16</sub>-Konzentrationen in ihrer Zusammensetzung allgemein eine diffuse Immissions-Mischsituation widerspiegeln, soll für die Schweiz ein Multi-kompartiment-Modell entwickelt werden, mit dem sich Transport, Abbau und Deposition von PAK berechnen lassen. Dieses soll zur Klärung beitragen, ob die im Boden gemessenen PAK-Konzentrationen das Ergebnis unterschiedlicher sich überlagernder Emissionsquellen oder Verteilungsprozesse (Fraktionierungen) sind. NABO-Kontaktperson für das gemeinsame Projektvorhaben der ETHZ und der ART ist Herr Armin Keller ([armin.keller@art.admin.ch](mailto:armin.keller@art.admin.ch)).

### PCB und Dioxine

Obwohl alle im NABO-Referenznetz bisher gemessenen PCB- und Dioxinkonzentrationen deutlich unter den vorsorgeorientierten Richtwerten lagen, gibt es dazu im weiteren Kontext trotzdem Projekte. Von den insgesamt 209 PCB-Kongeneren sind in neuerer Zeit die dioxinähnlichen koplanaren PCB (cPCB) in den Vordergrund gerückt. Besonderer Anlass dazu waren erhöhte cPCB-Konzentrationen in Fischen und die Frage nach deren Herkunft. Kontaktperson für dioxin-ähnliche PCB ist Herr Markus Zennegg EMPA ([markus.zennegg@empa.ch](mailto:markus.zennegg@empa.ch)).

Die europäische Union hat 2006 die Höchstmengen für Dioxine und cPCB in Lebensmitteln festgelegt. Da die Schweiz diese Werte übernehmen muss, wurden Untersuchungen durchgeführt, um eine Bestandesaufnahme zu machen. Die Resultate zeigten Überschreitungen im Rindfleisch. Um die Ursachen dieser hohen Werte zu klären wurde das Projekt SIBEPRO gestartet. Geplant ist auch die Untersuchung des möglichen Kontaminationspfades der direkten Bodenaufnahme durch Rinder. Als Kontaktperson für das gemeinsame Projekt der Bundesstellen BAG, BVet, BAFU, BLW und der Forschungsanstalt Agroscope Liebefeld-Posieux ALP hat sich Herr Michel Geinoz ALP ([michel.geinoz@alp.admin.ch](mailto:michel.geinoz@alp.admin.ch)) zur Verfügung gestellt.

### Pestizide

In der Schweiz werden jährlich zirka 1'500 Tonnen chemische Pflanzenschutzmittel (PSM: Herbizide, Insektizide, Fungizide etc.), die auf ca. 440 Wirkstoffe entfallen, an die Landwirtschaft verkauft und eingesetzt. Der grösste Teil dieser PSM gelangt direkt oder indirekt auf den Boden. Um mögliche toxische Effekte auf Bodenlebewesen, eine Aufnahme in Pflanzen oder eine Auswaschung in Grund- und Oberflächenwasser zu verhindern, ist es erstrebenswert, dass PSM in Böden möglichst schnell abgebaut werden. Die heute zugelassenen PSM weisen eine grosse Bandbreite an Halbwertszeiten und  $K_{oc}$ -Werten auf, so dass unter Realbedingungen davon ausgegangen werden

muss, dass einige Verbindungen oder ihre Transformationsprodukte über längere Zeit im Boden persistent sind.

Die im NABO-Flux erhobenen Nutzungsdaten der NABO-Parzellen und die archivierten Bodenproben bieten eine Möglichkeit, die Persistenz moderner PSM über einen längeren Zeitraum zu verfolgen. Ziel ist es daher, eine Screening-Methode für PSM in Bodenproben zu entwickeln und mit dieser ausgewählte Bodenproben aus dem NABO-Archiv zu analysieren, um Rückschlüsse auf die Persistenz dieser Verbindungen unter landwirtschaftlicher Praxis zu ziehen. Kontaktperson ist Herr Armin Keller ART ([armin.keller@art.admin.ch](mailto:armin.keller@art.admin.ch)).

### **Weitere organische Schadstoffe**

Im Handel sind weltweit etwa 8'400'000 chemische Substanzen erhältlich und davon sind 240'000 registriert (Muir & Howard, 2006). Der Grossteil davon sind organische Stoffe. Aufgrund von Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität haben Muir und Howard (Muir & Howard, 2006) 58 prioritäre organische Schadstoffe aufgelistet, von denen etwa 12 routinemässig analysiert werden und vielleicht 5 in Umweltbeobachtungs-Programmen figurieren. Vor diesem Hintergrund hat im Dezember 2007 eine Fachtagung des BAFU über aufkommende Schadstoffe (emerging contaminants) und deren Bedeutung für den Schweizer Bodenschutz stattgefunden. Kontaktperson für konkrete Projekte, die sich daraus ergeben sollten, ist Herr Thomas Bucheli ART ([thomas.bucheli@art.admin.ch](mailto:thomas.bucheli@art.admin.ch)).

## 6 Empfehlungen

Aus den Folgerungen und dem Projektausblick lassen sich eine Reihe von Empfehlungen ableiten, die gemäss der Aufgabenteilung im Schweizer Bodenschutz zwischen Bund und Kantonen (VBBo, 1998) entsprechend gegliedert werden können.

### Bund

Der Bund sollte für eine sachgerechte Beratung zum wirksamen Bodenschutz gegenüber organischen Schadstoffbelastungen folgende Vollzugsgrundlagen erarbeiten oder verbessern:

- 1) Weiterführung des VBBo-Ringanalysenprogramms und Dokumentation der Vergleichs-Analysenunsicherheit für organische Schadstoffe seit 1998 bei genügender Teilnahme. Dazu sollte auch ein benutzerfreundliches Internetmodul zur Berechnung der Vergleichbarkeit von Analysenergebnissen verfügbar gemacht werden.
- 2) Optimieren der erweiterten Messunsicherheit durch:
  - Wiederholmessung von stabilen, gleichen (Matrix und Konzentration) Proben aus älteren Serien zusammen mit den neuen Proben und entsprechender Korrektur der Analysenergebnisse.
  - Probenahme-Ringversuche für PAK<sub>16</sub>, BaP und PCB<sub>7</sub> und allenfalls weitere organische Schadstoffe.
- 3) Verbesserung der Referenz-Datenlage von PAK<sub>16</sub>-, BaP- und PCB<sub>7</sub>-Gehalten insbesondere in Spezialkulturen (Reb-, Obst- und Gemüsebau) und Siedlungsböden.
- 4) Verifizierung der Befunde von MONARPOP ([www.monarpop.at](http://www.monarpop.at)) für die Schweiz über die Anreicherung weiträumig transportierter organischer Schadstoffe in den Voralpen anhand geeigneter Höhentransekte gleicher Landnutzung (Nadelwald).
- 5) Erarbeitung von besseren Kriterien und Methoden zur Erhöhung der Treffersicherheit bei der Auffindung spezifischer Belastungssituationen (hot spots) durch organische Schadstoffe.
- 6) Pilotstudie zur Bodendauerbeobachtung von PAK-Gehalten aber (noch) nicht von PCB-Gehalten.
- 7) Screeningstudien weiterer prioritärer organischer Bodenschadstoffe in archivierten NABO-Proben sowie aufkommender (emerging) persistenter organischer Bodenschadstoffe in künftigen NABO-Proben.
- 8) Überarbeitung und Ergänzung der Regelungswerte und Risikobeurteilung für organische Schadstoffbelastungen gemäss dem neustem Kenntnisstand. Insbesondere sollte die Relevanz der bisher analysierten 7 PCB-Kongeneren überprüft und allenfalls angepasst werden.

### Kantone

Den Kantonen wird empfohlen, für einen sachgerechten Bodenschutzvollzug gegenüber organischen Schadstoffbelastungen vom Beratungsangebot des Bundes (VBBo, 1998): Art. 3 und 4) und den nachstehend verfügbaren Vollzugsgrundlagen Gebrauch zu machen:

- 1) Das Handbuch Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen (Hämman & Desaulles, 2003) soll helfen, den Grad der Vergleichbarkeit von Bodenproben und damit deren Beurteilung zu verbessern. Wichtige Hinweise dazu sind vor allem Standortsituation, Probenfläche, Probentiefe, Verhältnis von Probenvolumen zum getrockneten Probengewicht und die Vergleichbarkeit weiterer relativ stabilen aber auch dynamischen Bodeneigenschaften wie etwa Körnung oder  $C_{org}$ -Gehalt.
- 2) Zur Quantifizierung und allenfalls Verbesserung der Vergleichs-Analysenunsicherheit für organische Schadstoffe ab der Laborprobe dienen die VBBo-Ringanalysen seit 1998 (z.B. (Ammann & Desaulles, 2009)) und die daraus abgeleiteten öffentlichen Laborlisten ([www.nabo.admin.ch](http://www.nabo.admin.ch) > Quality).
- 3) Die derzeit aktuellste Grundlage für eine realitätsnahe Abschätzung der gesamten Messunsicherheit von der Probenahme bis zum Analyseergebnis von PAK<sub>16</sub>-, BaP- und PCB<sub>7</sub>-Gehalten bietet Kapitel 3.1 und 3.2 dieser Studie.
- 4) Zur Einordnung und Beurteilung gemessener PAK<sub>16</sub>-, BaP-, PCB<sub>7</sub>- sowie Dioxin- und Furangelhalte nach Untersuchungstyp und Nutzung können entsprechende Orientierungswerte beigezogen werden (Keller & Desaulles, 2001).
- 5) Für die Auffindung von Verdachtsflächen organischer Schadstoffbelastungen auf Grund möglicher Quellen gibt es bisher nur einen Bericht (Holenstein, 1996). Es scheint jedoch, als ob sich die Trefferquote durch die systematische Analyse und Auswertung bisheriger Belastungsstudien und die Verbesserung der Quellenzuordnung noch bedeutend erhöhen liesse. Der Anteil Richtwertüberschreitungen lag an vorwiegend vermuteten Belastungsstandorten 1990 bis 1996 bei 36 % für PAK<sub>16</sub> und 22 % für BaP (Keller & Desaulles, 2001).
- 6) Eine wichtige Vollzugshilfe ist schliesslich das Handbuch Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden (Mailänder & Hämman, 2005).

Den Kantonen wird empfohlen, dem Bund weitere Bedürfnisse für Vollzugsgrundlagen zu melden, denn ein sachgerechter und vollzugstauglicher Bodenschutz kann sich nur in konstruktivem Gespräch und Zusammenarbeit zwischen Kantonen und Bund weiter entwickeln.

Auf Grund des aktuellen Kenntnisstandes sollten - abgesehen von spezifischen Belastungssituationen - generell die PAK gegenüber den bisher analysierten PCB eingehender untersucht werden. Zusätzlich sind weitere als relevant erkannte organische Schadstoffe im Schweizer Bodenschutz zu berücksichtigen.

## 7 Literatur

- Aamot, E., Krane, J. & Steinnes, E., 1987. Determination of trace amounts of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 328: pp. 569-571.
- Abrahams, P.W., 2002. Soils: their implications to human health. *Sci. Total Environ.*, 291: pp. 1-32.
- AfL BE, 2003. Bodenüberwachung im Kanton Bern - Bodenbericht 2003. Amt für Landwirtschaft, Abteilung Umwelt und Landwirtschaft des Kantons Bern, CH-3052 Zollikofen. 51 pp.
- AfU GR, 1998. Bodenschutz: Fallstudie Siedlungsgebiete in Graubünden - Bericht über die Bodenuntersuchungen im Bündner Rheintal und in der Landschaft Davos. 2.Teil: Organische Schadstoffe. Amt für Umweltschutz Graubünden, Chur. 50 pp.
- AfU SG, 1996. Schadstoffbelastung siedlungsnaher Landwirtschaftsböden im Kt. St.Gallen. Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Fachstelle Bodenschutz, St. Gallen. 63 pp.
- Afu SG, 2007. Kantonale Bodenübewachtung (KABO) St. Gallen. Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Fachstelle Bodenschutz, St. Gallen.
- AfU SO, 1994a. Schadstoffbelastung der Böden entlang von Autobahnen - Ergebnisse der Untersuchungen von 1990 und 1991. Berichte Nr. 1. Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn, Solothurn. 65 pp.
- AfU SO, 1994b. Ubiquitäre Belastung des Bodens mit Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) im Siedlungsgebiet. Bericht Nr. 16. Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn, Solothurn. 14 pp.
- AfU SO, 1994c. Untersuchungen der Schadstoffbelastung von Boden und Vegetation entlang von Kantonsstrassen sowie Strassenwischgut. Berichte Nr. 6. Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn, Solothurn. 29 pp.
- Alcock, R.E., Bacon, J., Bardget, R.D., Beck, A.J., Haygarth, P.M., Lee, R.G.M., Parker, C.A. & Jones, K.C., 1996. Persistence and fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sewage sludge-amended agricultural soils. *Environmental Pollution*, 93: pp. 83-92.
- Alcock, R.E., Halsall, C.J., Harris, C.A., Johnston, A.E., Lead, W.A., Sanders, G. & Jones, K.C., 1994. Contamination of environmental samples prepared for PCB analysis. *Environmental Science and Technology*, 28: pp. 1838-1842.
- Alcock, R.E., Johnston, A.E., McGrath, S.P., Berrow, M.L. & Jones, K.C., 1993. Long-term changes in the polychlorinated biphenyl content of United Kingdom soils. *Environmental Science and Technology*, 27: pp. 1918-1923.
- Alexander, M., 1995. How toxic are toxic chemicals in soil? *Environ. Sci. Technol.*, 29: pp. 2713-2717.
- ALU OW, 2005. Schadstoffbelastung der Böden im Kanton Obwalden - Resultate der Untersuchungskampagnen 1992 und 2002. Amt für Landwirtschaft und Umwelt Obwalden, Sarnen. 16 pp.

- Ammann, S. & Desaulles, A., 2009. VBBo-Ringanalysenbericht 2008. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich. 61 pp.
- AUE BL, 2002. Statusbericht zur Belastung der Baselbieter Böden mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB). Amt für Umweltschutz und Energie, Fachstelle Bodenschutz, Liestal. 32 pp.
- AUE BL, 2005a. Bodenüberwachung im Kanton Basel-Landschaft: Drittbeprobung nach 10 Jahren (1995-2005) - Langfristige Überwachung der Schadstoffanreicherungen in Siedlungs- und Waldböden. Amt für Umweltschutz und Energie, Fachstelle Bodenschutz, Liestal. 53 pp.
- AUE BL, 2005b. PCB in Böden im Bereich von Beckenrändern in den Kantonen BL und BS. Amt für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft., Liestal. (interner Bericht)
- AUE BL & Abt. Umwelt AG, 2000. Schadstoffe aus dem Strassenrandbereich in den Kantonen Basel-Landschaft und Aargau (Schwermetalle und PAK). Amt für Umwelt und Energie Kanton Basel-Landschaft, Liestal und Abteilung Umwelt Kanton Aargau, Aarau.
- BBodSchV, 1999. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). In: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König and G. Einsele (Editors), Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Band 3 (Ziffer 8005), BoS 27. Lfg X/98. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 57.
- Beck, A.J., Johnsen, D.L. & Jones, K.C., 1996. The form and bioavailability of non-ionic organic chemicals in sewage sludge amended agricultural soils. *Sci. Tot. Environ.*, 185: pp. 125-149.
- Berset, J.D. & Holzer, R., 1995. Organic micropollutants in Swiss agriculture: Distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) in soil, liquid manure, sewage sludge and compost samples; a comparative study. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 59: pp. 145-165.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Ammann, S., Desaulles, A., Keller, A., Blum, F. & Stahel, W.A., 2008. Critical evaluation of PAH source apportionment tools using data from the Swiss soil monitoring network. *J. Environ. Monitor.*, 10: pp. 1278-1286.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stahel, W.A., Stadelmann, F.X. & Tarradellas, J., 2007. Organic pollutants in compost and digest; 1. Polychlorinated biphenyls, polyaromatic hydrocarbons and molecular markers. *J. Environ. Monitor.*, 9: pp. 456-464.
- Breivik, K. & Alcock, R., 2002. Emission impossible? The challenge of quantifying sources and releases of POPs into the environment. *Environ. Intern.*, 28: pp. 137-138.
- Bucheli, T.D., Blum, F., Desaulles, A. & Gustafsson, Ö. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland. *Chemosphere*, 56: pp. 1061-1076.
- BUWAL, 2001a. Erläuterungen zur Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo). Vollzug Umwelt VU-4809-D. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BUWAL, 2001b. Wegleitung - Verwertung von ausgehobenem Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 20 pp.

- ChemRRV, 2005. Verordnung vom 18. Mai 2005 zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV). SR 814.81.
- Chung, M.K., Hu, R., Cheung, K.C. & Wong, M.H., 2007. Pollutants in Hong Kong soils: Polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, 67: pp. 464-473.
- Cousins, I.T., Gevao, B. & Jones, K.C., 1999. Measuring and modelling the vertical distribution of semi-volatile organic compounds in soils. I: PCB and PAH soil core data. *Chemosphere*, 39: pp. 2507-2518.
- Cousins, I.T. & Jones, K.C., 1998. Air-soil exchange of semi-volatile organic compounds (SOCs) in the UK. *Environmental Pollution*, 102: pp. 105-118.
- Cousins, I.T., Kreibich, H., Hudson, L.E., Lead, W.A. & Jones, K.C., 1997. PAHs in soils: contemporary UK data and evidence for potential contamination problems caused by exposure of samples to laboratory air. *Sci. Total Environ.*, 203: pp. 141-156.
- Daly, G.L. & Wania, F., 2005. Organic contaminants in mountains. *Environ. Sci. Technol.*, 39: pp. 385-398.
- Desaules, A., Brändli, R.C., Ammann, S., Bucheli, T.D., Blum, F. & Keller, A., 2008. PAH and PCB in soils of Switzerland - Status and critical review. *J. Environ. Monitoring*, 10: pp. 1265-1277.
- Desaules, A. & Dahinden, R., 1994. Die Vergleichbarkeit von Schwermetallanalysen in Bodenproben von Dauerbeobachtungsflächen - Ergebnisse eines Probenahmeringversuches. Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld. 25 pp.
- Desaules, A. & Dahinden, R., 1999. VBBö-Ringversuch 1998 - Organische Schadstoffe. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau - Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (FAL-IUL), 3003 Bern. 48 pp.
- Desaules, A. & Dahinden, R., 2000a. Nationales Boden-Beobachtungsnetz - Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren. Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 129 pp.
- Desaules, A. & Dahinden, R., 2000b. Zum Einfluss von Trocknungstemperatur und Kunststoffkontakt auf PAK- und PCB-Analysen in Bodenproben bei Routineuntersuchungen. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), 3003 Bern. 34 pp. ([www.nabo.admin.ch](http://www.nabo.admin.ch) > Bibliographie Nr. 80)
- Desaules, A., Keller, A., Schwab, P. & Dahinden, R., 2004. Analysen von Zeitreihen und Ursachen gemessener Konzentrationsveränderungen von Schwermetallen und Phosphor in Böden auf Dauerbeobachtungsflächen. *Agroscope FAL Reckenholz*, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 8046 Zürich. 107 pp.
- Desaules, A., Schwab, P., Keller, A., Ammann, S., Paul, J. & Bachmann, H.J., 2006. Anorganische Schadstoffgehalte in Böden der Schweiz und Veränderungen nach 10 Jahren - Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung 1985-1999. *Agroscope FAL Reckenholz*, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 139 pp.

- Desaules, A. & Studer, K., 1993. NABO - Nationales Bodenbeobachtungsnetz Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 134 pp., Anhänge 175 pp.
- DIN, 1994. Internationales Wörterbuch der Metrologie. 2. Auflage. Beuth Verlag, Berlin, 106 pp.
- Doick, K.J., Klingelmann, E., Burauel, P., Jones, K.C. & Semple, K.T., 2005. Long-term fate of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils. *Environmental Science and Technology*, 39(10): pp. 3663-3670.
- Duarte-Davidson, R. & Jones, K.C., 1996. Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils: II. The potential for transfers to plants and grazing animals. *Sci. Total Environ.*, 185: pp. 59-70.
- Edwards, N.T., 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment - a review. *J. Environ. Qual.*, 12: pp. 427-441.
- Eurachem/CITAC, 2003. Ermittlung der Messunsicherheit bei analytischen Messungen. Zweite Auflage (2. Entwurf). 118 pp.
- FaBo ZH, 1995a. Bodenbelastungen mit Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch den Betrieb der Jagdschiessanlage Embrach. Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich, Zürich. 19 pp.
- FaBo ZH, 1995b. Die Belastung mit Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in ausgewählten Strassen im Kanton Zürich. 45. Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich, Zürich.
- FaBo ZH, 2000. Die Belastung mit PAK und Blei an Strassen im Kanton Zürich. Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich, Zürich. 17 pp.
- Gini, F., 1996. Contenuti di idrocarburi policiclici aromatici (PAK) e bifenili policlorati (PCB) nei suoli in Ticino. Sezione dell'Agricoltura, CH-6500 Bellinzona, 19 pp.
- Gocht, T., 2005. Die vier Griechischen Elemente: Massenbilanzierung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Kleineinzugsgebieten des ländlichen Raumes. Dissertation am Institut der Geowissenschaften der Universität Tübingen, Tübingen. 140 pp.
- Gouin, T., Mackay, D., Jones, K.C., Harner, T. & Meijer, S.N., 2004. Evidence for the "grasshopper" effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants. *Environ. Pollut.*, 128: pp. 139-148.
- Gras, B., Jaeger, C. & Sievers, S., 2000. Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Oberböden Hamburgs. *Zeitschrift Umweltchemie Ökotoxikologie*, 12: pp. 75-82.
- Guggenberger, G., Pichler, M., Hartmann, R. & Zäch, W., 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest soils: Mineral horizons. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 159: pp. 565-573.
- Gy, P., 1998. *Sampling for Analytical Purposes*. John Wiley & Sons, Chichester, 153 pp.
- Halsall, C.J., Barrie, L.A., Fellin, P., Muir, D.C.G., Billeck, B.N., Lockhart, L., Rovinsky, F.Y.A., Kononov, E.Y.A. & Pastukhov, B., 1997. Spatial and temporal variations of polycyclic aro-

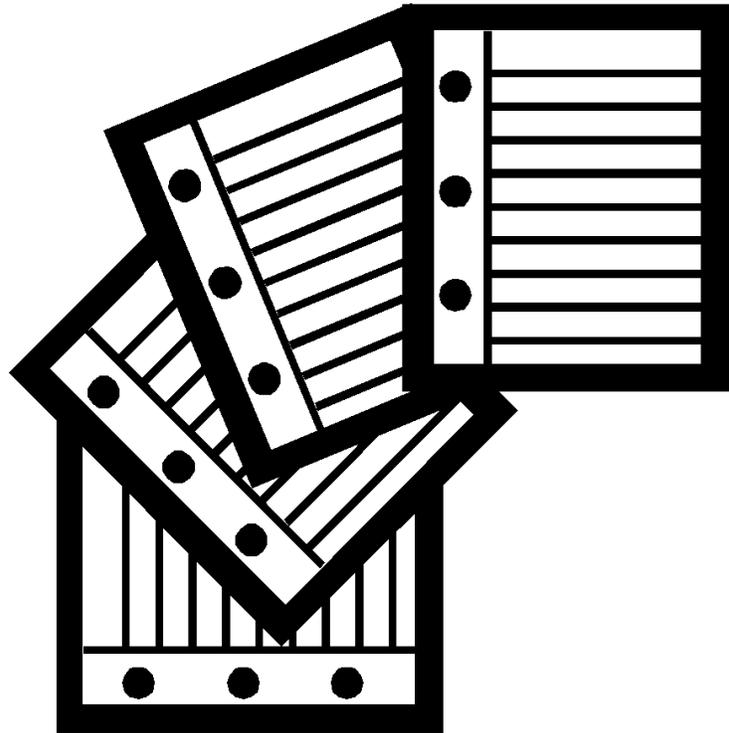
- matic hydrocarbons in the Arctic atmosphere. *Environmental Science and Technology*, 31: pp. 3593-3599.
- Hämmann, M. & Desaulles, A., 2003. Handbuch: Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. Vollzug Umwelt (VU-4814-D). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3003 Bern. 100 pp.
- Harner, T., Mackay, D. & Jones, K.C., 1995. Model of the long-term exchange of PCBs between soil and atmosphere in the southern U.K. *Environmental Science and Technology*, 29: pp. 1200-1209.
- Harrad, S.J., Sewart, A.P., Alcock, R., Boumphrey, R., Burnett, V., Duarte-Davidson, R., Halsall, C., Sanders, G., Waterhouse, K.S., Wild, R. & Jones, K.C., 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the British environment: Sinks, sources and temporal trends. *Environ. Pollut.*, 85: pp. 131-146.
- Hatzinger, P.B. & Alexander, M., 1995. Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environ. Sci. Technol.*, 29: pp. 527-545.
- Heywood, E., Wright, J., Wienburg, C.L., Black, H.I.J., Long, S.M., Osborn, D. & Spurgeon, D.J., 2006. Factors Influencing the National Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls in British Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 40(40): pp. 7629-7635.
- Holenstein, J., 1996. Mögliche Quellen und Pfade für Schadstoffeinträge in Böden. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 13 pp.
- Horwitz, W. & Albert, R., 2006. The Horwitz Ratio (HorRat): A useful index of method performance with respect to precision. *J. AOAC Int.*, 89: pp. 1095-1109.
- Jensen, H., Reimann, C., Tor, E.F., Ottesen, R.T. & Arnoldussen, A., 2007. PAH-concentrations and compositions in the top 2 cm of forest soils along a 120 km long transect through agricultural areas, forests and the city of Oslo, Norway. *Environ. Pollut.*, 145: pp. 829-838.
- Jones, K.C., Stratford, J.A., Tidridge, P. & Waterhouse, K.S., 1989a. Polynuclear aromatic hydrocarbons in an agricultural soil: Long-term changes in profile distribution. *Environmental Pollution*, 56: pp. 337-351.
- Jones, K.C., Stratford, J.A., Waterhouse, K.S., Furlong, E.T., Giger, W., Hites, R.A., Schaffner, C. & Johnston, A.E., 1989b. Increases in the polynuclear hydrocarbon content of an agricultural soil over the last century. *Environ. Sci. Technol.*, 23: pp. 95-101.
- Julien, P. & Morand, D., 1995. FRIBO - Réseau d'observation des sols agricoles 1987-1994. Institut agricole de l'Etat de Fribourg, Grangeneuve, Posieux. 146 pp.
- Känzig, A. & Werfeli, M., 1990. Untersuchung von Waldböden im Kanton Aargau auf die Belastung mit organischen Schadstoffen. Kantonales Labor Aargau, Aarau, Zürich. 24 pp.
- Keller, T. & Desaulles, A., 2001. Böden der Schweiz – Schadstoffgehalte und Orientierungswerte (1990-1996). Umwelt-Materialien Nr. 139. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3003 Bern. 115 pp.

- Knoche, H., Klein, M., Kördel, W., Wahle, U., Hund, K., Müller, J. & Klein, W., 1995. Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Texte 71. Umweltbundesamt, Berlin. 63 pp.
- Krauss, M. & Wilcke, W., 2005. Persistent organic pollutants and soil density fractions: distribution and sorption strength. *Chemosphere*, 59: pp. 1507-1515.
- Krauss, M., Wilcke, W. & Zech, W., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in forest soils: depth distribution as indicator of different fate. *Environ. Pollut.*, 110: pp. 79-88.
- LABO, 2003. Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. In: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König and G. Einsele (Editors), *Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), 3; Ziffer 9006. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 51.
- Lead, W.A., Steinnes, E., Bacon, J.R. & Jones, K.C., 1997. Polychlorinated biphenyls in UK and Norwegian soils: spatial and temporal trends. *Sci. Total Environ.*, 193: pp. 229-236.
- Li, K., Christensen, E.R., VanCamp, R.P. & Imamoglu, I., 2001. PAHs in dated sediments of Ashtabula River, Ohio, USA. *Environmental Science and Technology*, 35: pp. 2896-2902.
- Li, N., Wania, F., Lei, Y.D. & Daly, G.L., 2003. A comprehensive and critical compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for selected polychlorinated biphenyls. *J. Phys. Chem. Ref. Data*, 32: pp. 1545-1590.
- Lima, A.L.C., Eglinton, T.I. & Reddy, C.M., 2003. High-resolution record of pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbon deposition during the 20th century. *Environmental Science and Technology*, 37: pp. 53-61.
- Mailänder, R.A. & Hämmann, M., 2005. *Handbuch Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden*. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 104 pp.
- Malanichev, A., Mantseva, E., Shatalov, V., Strukov, B. & Vulykh, N., 2004. Numerical evaluation of the PCBs transport over the northern hemisphere. *Environmental Pollution*, 128: pp. 279-289.
- Maliszewska-Kordybach, B., 2003. Soil quality criteria for polycyclic aromatic hydrocarbons - Current information and problems. *Fres. Environ. Bull.*, 12: pp. 946-951.
- Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J. & Banwart, W.L., 1980. Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.*, 14: pp. 1524-1528.
- 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 environmental processes. *Environ. Sci. Technol.*, 37: pp. 667-672.
- Meijer, S.N., Steinnes, E., Ockenden, W.A. & Jones, K.C., 2002. Influence of environmental variables of the spatial distribution of PCBs in Norwegian and U.K. soils: implications for global cycling. *Environ. Sci. Technol.*, 36: pp. 2146-2153.

- Muir, D.C.G. & Howard, P.H., 2006. Are there other persistent organic pollutants? A challenge for environmental chemists. *Environ. Sci. Technol.*, 40: pp. 7157-7166.
- NEN 5742, 2001. Soil - Sampling of soil and sediments for the determination of metals, inorganic compounds, semi-volatile organic compounds and physico-chemical soil characteristics (in Dutch only). NEN 5742:2001. Netherlands Normalisatie-instituut, Delft.
- Niederer, M., Maschka-Selig, A. & Hohl, C., 1995. Monitoring Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Heavy Metals in Urban Soil, Compost and Vegetation. *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, 2(2): pp. 83-89.
- Nisbet, I.C.T. & LaGoy, P.K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 16: pp. 290-300.
- Ramsey, M.H. & Ellison, S.L.R., 2007. Measurement uncertainty arising from sampling: a guide to methods and approaches. EURACHEM/EUROLAB/Nordtest/AMC, 102 pp.
- Reinirkens, P., 1993. Landesweite Erhebung von PAK-Gehalten in Böden Nordrhein-Westfalens. *Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72: pp. 1033-1036.
- Schmid, P., Gujer, E., Zennegg, M., Bucheli, T.D. & Desales, A., 2005. Correlation of PCDD/F and PCB concentrations in soil samples from the Swiss soil monitoring network (NABO) to specific parameters of the observation sites. *Chemosphere*, 58: pp. 227-234.
- Sims, R.C. & Overcash, M.R., 1983. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue Rev.*, 88: pp. 1-68.
- Smith, L., Stalling, D.L. & Johnson, J.L., 1984. Determination of Part-Per-Trillion Levels of Polychlorinated Dibenzofurans and Dioxins in Environmental Samples. *Anal. Chem.*, 56: pp. 1830-1842.
- Starke, U., Herbert, M. & Einsele, G., 1991. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser. In: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König and G. Einsele (Editors), *Bodenschutz: Ergänzbare Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Band 1 (Ziffer 1680), BoS 9. Lfg. X/91*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 38.
- StoV, 1986. Verordnung vom 9. Juni 1986 über umweltgefährdende Stoffe (Stoffverordnung, StoV). SR 814.013. ersetzt durch ChemRRV, 2005.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N. & Peterson, R.E., 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences*, 93: pp. 223-241.
- VBBö, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö) vom 1. Juli 1998. SR 814.12.
- VROM, 2000. Circular on target values and intervention values for soil remediation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), The Hague. 11p., annexes 51p. pp.

- VSBo, 1986. Verordnung vom 9. Juni 1986 über Schadstoffe im Boden. SR 814.12. ersetzt durch VBBo, 1998.
- Vyskocil, A., Fiala, Z., Chenier, V., Krajak, L., Ettlerova, E., Bucak, J., Viau, C. & Emminger, S., 2000. Assessment of mulitpathway exposure of small children to PAH. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 8: pp. 111-118.
- Wagner, G., Lischer, P., Theocharopoulos, S.P., Muntau, H., Desaulles, A. & Quevauviller, P., 2001. Quantitative evaluation of the CEEM soil sampling intercomparison. *Sci. Total Environ.*, 264: pp. 73-101.
- Wang, Z., Chen, J., Yang, P., Qiao, X. & Tian, F., 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Dalian soils: distribution and toxicity assessment. *J. Environ. Monitoring*, 9: pp. 199-204.
- Weiss, P., 1998. Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs. M-097. Umweltbundesamt, Wien.
- Weiss, P., Lorbeer, G. & Scharf, S., 2000. Regional aspects and statistical characterisation of the load with semivolatile organic compounds at remote Austrian forest sites. *Chemosphere*, 40: pp. 1159-1171.
- Wilcke, W., 2000. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soil - a Review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163: pp. 229-248.
- Wilcke, W., 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141: pp. 157-166.
- Wilcke, W. & Amelung, W., 2000. Persistent organic pollutants in native grassland soils along a climosequence in North America. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64(163): pp. 2140-2148.
- Wilcke, W., Krauss, M., Safronov, G., Fokin, A.D. & Kaupenjohann, M., 2006. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in soils of the Moscow region: Concentrations and small-scale distribution along an urban-rural transect. *Environ. Pollut.*, 141: pp. 327-335.
- Wilcke, W. & Zech, W., 1998. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in bulk soil and particle size separates of soils in a rural community. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*(161): pp. 289-295.
- Wild, S.R. & Jones, K.C., 1995a. Polynuclear aromatic hydrocarbonds in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution*, 88: pp. 91-108.
- Wild, S.R. & Jones, K.C., 1995b. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution*, 88: pp. 91-108.

## Anhang



Anhang 1: Standortdaten, Bodenkenngrössen sowie PAK<sub>16</sub>- und PCB<sub>7</sub>-Gehalte in mg/kg

Nr	Ort	Kt.	m.ü.M	Nutzung	Bodenart	Humusform	C <sub>org</sub> (%)			PAK <sub>16</sub> (mg/kg)			PCB <sub>7</sub> (mg/kg)		
							(1)	(2)	(4)	(1)	(2)	(4)	(1)	(3)	(4)
1	Tänikon	TG	537	int. Grasland	toniger Lehm	Mull	3.8	0.247	0.235	0.336	0.0097	0.0015	0.0010		
2	Zürich	ZH	668	Nadelwald	Lehm	Mull mit Moder	3.4		0.4	0.438		0.009	0.0058		
3	Payerne	VD	488	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.2			0.204			0.0011		
4	Conthey	VS	478	Obstbau	lehmiger Sand	Mull	1.7			0.110			0.0006		
5	La Neuveville	BE	475	Rebbau	lehmiger Sand	Mull	1.6			0.582			0.0021		
6	Grindelwald	BE	1915	ext. Grasland	toniger Lehm	Mull mit Moder	5.8			0.062			0.0006		
7	Oberstammheim	ZH	581	Nadelwald	Lehm	Mull	3.2			0.163			0.0021		
8	Rothenfluh	BL	695	Laubwald	toniger Lehm	Mull	4.8			0.357			0.0028		
9	Binningen	BL	324	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.1	0.451		0.462		0.0024	0.0022		
10	Gais	AR	935	ext. Grasland	Lehm	Feucht-Mull	4.2			0.150			0.0013		
11	La Sarraz	VD	515	Ackerbau	Lehm	Mull	1.8			0.250			0.0018		
12	Aristau	AG	380	S/Streuwiese	lehmiger Ton	Feucht-Mull	4.9			0.230			0.0016		
13	Wiedlisbach	BE	455	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.4						0.0063		
14	Dübendorf	ZH	440	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.5			0.247			0.0023		
15	Ins	BE	433	Ackerbau	lehmiger Ton	Anmoor	15.1			0.347			0.0019		
16	Mühlebach	VS	1220	int. Grasland	sandiger Lehm	Mull	3.8			0.067			0.0008		
17	Niedermuhlem	BE	945	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.7			0.121			0.0016		
18	Langenthal	BE	525	Nadelwald	lehmiger Schluff	Mull mit Moder	7.0	0.578		0.508		0.012	0.0060		
19	Wettingen	AG	685	Laubwald	toniger Lehm	Mull	3.1						0.0032		
20	Roggwil	TG	460	Obstbau	Lehm	Mull	2.0			0.149			0.0015		
21	Köniz	BE	565	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.5	0.208		0.581	0.0082		0.0035		
22	Staffelbach	AG	675	Nadelwald	sandiger Lehm	Mull mit Moder	4.0			0.286			0.0033		
23	Möhlil	AG	343	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.3			0.241			0.0024		
24	Niederlenz	AG	387	Laubwald	sandiger Lehm	Mull	2.8		0.179	0.177		0.0056	0.0033		
25	Schleitheim	SH	545	Ackerbau	Ton	Mull	2.3	0.068		0.144	0.0083		0.0015		
26	Avully	GE	428	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.1			0.432			0.0012		
27	Jussy	GE	505	Laubwald	Lehm	Mull	2.4		0.098			0.0023	0.0019		
28	Leuggern	AG	465	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.4			0.134			0.0014		
29	Eschenbach	LU	450	Ackerbau	toniger Lehm	Mull	2.3			0.158			0.0018		
30	Ebikon	LU	635	int. Grasland	sandiger Lehm	Mull	2.7			0.099			0.0012		
31	Coffrane	NE	775	Ackerbau	Lehm	Mull	2.2			2.690			0.0013		
32	La Brévine	NE	1215	ext. Grasland	lehmiger Ton	Mull	8.4		0.142	0.157		0.0017	0.0011		
33	Mollis	GL	431	int. Grasland	toniger Schluff	Feucht-Mull	4.6	0.145		0.467	0.011		0.0023		
34	Elm	GL	1880	ext. Grasland	toniger Lehm	Mull	5.0			0.079			0.0009		
35	Le Cerneux-Peq.	NE	1093	int. Grasland	Lehm	Mull	3.3			0.222			0.0008		
36	Hochdorf	LU	500	Ackerbau	Lehm	Mull	2.0	0.06		0.140	0.0077		0.0014		
37	Ependes	FR	735	int. Grasland	sandiger Lehm	Mull	2.8			0.096			0.0015		
38	Koppigen	BE	478	Ackerbau	Lehm	Mull	1.7	0.199		0.246	0.0091		0.0013		
39	Kiesen	BE	534	Ackerbau	Lehm	Mull	3.0	0.085		0.149	0.0101		0.0015		
40	St. Cierges	VD	851	Nadelwald	sandiger Lehm	Moder	4.9			0.364			0.0025		
41	Kyburg-Buchegg	SO	464	S/ext. Grasland	Lehm	Mull	2.7		0.104	0.158		0.0009	0.0009		
42	Galmwald	FR	580	Laubwald	sandiger Lehm	Mull mit Moder	2.9			0.104			0.0019		
43	Orbe	VD	622	Laubwald	sandiger Lehm	Mull	3.0		0.219	0.138		0.0031	0.0020		
44	Hendschiken	AG	417	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.4			0.150			0.0022		
45	Alpthal	SZ	1180	Nadelwald	toniger Lehm	Feucht-Mull	12.3			0.305			0.0044		
46	Vallon	FR	439	Ackerbau	lehmiger Ton	Mull	2.3			0.122			0.0013		
47	Davos	GR	1655	Nadelwald	lehmiger Sand	Rohhumus	11.9		0.187	0.116		0.0037	0.0017		
48	Oberriet	SG	409	Ackerbau	Torf	Torf	13.8	0.198	0.145	0.226	0.016	0.0026	0.0023		
49	Unterschächen	UR	1100	int. Grasland	toniger Lehm	Mull	4.7			0.119			0.0015		
50	Realp	UR	2120	ext. Grasland	lehmiger Sand	Mull	4.3		0.05	0.054		0.0009	0.0008		
51	Wartau	SG	464	Gemüsebau	lehmiger Sand	Mull	1.4			0.049			0.0007		
52	Krummenau	SG	1338	ext. Grasland	Lehm	Mull	4.2		0.314	0.157		0.0017	0.0012		
53	Gempfen	SO	626	Ackerbau	lehmiger Ton	Mull	2.8			0.423			0.0016		

S/ Schutzstandort (Natur- oder Gewässerschutz)

(1) Berset J.D. und Holzer R., 1995: 18 ausgewählte NABO-Standorte der Ersterhebung (1985/89), Proben tiefe 0-20 cm, KOH-Verseifung, Hexanmethanol

(2) Bucheli et al., 2004: 23 ausgewählte NABO-Standorte einer Zusatzerhebung (2002), Proben tiefe 0-10 cm, Soxhlet-Extraktion

(3) Schmid P. et al., 2005: 23 ausgewählte NABO-Standorte einer Zusatzerhebung (2002), Proben tiefe 0-10 cm, Soxhlet-Extraktion

(4) Diese Studie: NABO-Dritterhebung (1995/99), Proben tiefe 0-20cm, Soxhlet-Extraktion

Anhang 1: Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK<sub>16</sub>- und PCB<sub>7</sub>-Gehalte in mg/kg (Fortsetzung)

Nr	Ort	Kt.	m.ü.M	Nutzung	Bodenart	Humusform	C <sub>org</sub> (%)			PAK <sub>16</sub> (mg/kg)			PCB <sub>7</sub> (mg/kg)		
							1995/99 0-20cm	1985/89 0-20cm	2002 0-10cm	(1), 1995/99	(2), 1985/89	(4), 2002	(1), 1995/99	(3), 1985/89	(4), 2002
54	Zuzwil	BE	557	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.1	0.064	0.066	0.069	0.0065	0.0011	0.0008		
55	Nyon	VD	440	Rebbau	Lehm	Mull	1.1	0.575		1.034	0.0119		0.0009		
56	Trub	BE	998	Ackerbau	lehmgiger Schluff	Mull	3.1	0.079		0.089	0.0173		0.0010		
57	St. Stephan	BE	1030	S/Trockenwiese	lehmgiger Ton	Mull	4.0	0.091		0.072	0.0172		0.0006		
58	Mels	SG	910	Nadelwald	Lehm	Moder	6.1	0.168	0.167	0.140	0.0246	0.0027	0.0020		
59	Dällikon	ZH	425	int. Grasland	Lehm	Feucht-Mull	2.9	0.092		0.237	0.0152		0.0021		
60	Entlebuch	LU	955	int. Grasland	sandiger Lehm	Feucht-Mull	3.7			0.158			0.0009		
61	Winterthur	ZH	445	Stadtspark	Lehm	Mull	2.1	0.439	0.619	0.646	0.0192	0.0026	0.0017		
62	Bettlach	SO	1065	Laubwald	toniger Schluff	Mull mit Moder	4.2	0.26	0.161	0.176	0.029	0.0032	0.0020		
63	Oensingen	SO	450	Ackerbau	toniger Lehm	Mull	2.0			0.219			0.0011		
64	Duggingen	BL	375	Obstbau	toniger Lehm	Mull	4.1			0.264			0.0018		
65	Cornol	JU	482	Ackerbau	lehmgiger Schluff	Mull	1.2			0.234			0.0009		
66	St. Ursanne	JU	540	Laubwald	toniger Lehm	Mull	6.2			0.175			0.0017		
67	Mathod	VD	432	Gemüsebau	Torf	Ton	22.9			0.350			0.0017		
68	Etoy	VD	435	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.4			0.159			0.0006		
69	Attalens	FR	818	int. Grasland	Lehm	Mull	3.2	0.07		0.097	0.0074		0.0006		
70	Disentis	GR	1105	int. Grasland	sandiger Lehm	Mull	3.5			0.097			0.0008		
71	Lohn	GR	1818	ext. Grasland	Lehm	Mull	4.9			0.081			0.0009		
72	Bivio	GR	2118	ext. Grasland	Lehm	Mull	6.3			0.064			0.0008		
73	Alvaneu	GR	1560	Nadelwald	Lehm	Moder	5.6			0.097			0.0018		
74	Mörschwil	SG	526	int. Grasland	toniger Lehm	Mull	5.0			0.187			0.0019		
75	Zernez	GR	2400	S/alpiner Rasen	sandiger Lehm	Mull	3.6			0.032			0.0005		
76	Sent	GR	1690	Nadelwald	sandiger Lehm	Mull mit Moder	5.2			0.079			0.0013		
77	Paspels	GR	830	Ackerbau	lehmgiger Schluff	Mull	2.4			0.038			0.0007		
78	Igis-Landquart	GR	532	Ackerbau	lehmgiger Schluff	Mull	3.3			0.222			0.0015		
79	Pailly	VD	684	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.0			0.484			0.0009		
80	Chevèze	JU	538	Ackerbau	lehmgiger Schluff	Mull	1.5			0.087			0.0008		
81	Gsteig	BE	1355	Nadelwald	Lehm	Mull	4.4			0.183			0.0018		
82	Kappelen	BE	441	Laubwald	sandiger Lehm	Mull	4.3		0.13	0.181		0.0027	0.0020		
83	Wald	ZH	1040	Nadelwald	Lehm	Mull mit Moder	7.6			0.486			0.0083		
84	Rifferswil	ZH	597	S/Hochmoor	Torf	Ton	42.8			0.853			0.0119		
85	Frauenfeld	TG	383	Laubwald	lehmgiger Schluff	Mull	5.3			0.675			0.0020		
86	Lützelflüh	BE	618	Ackerbau	sandiger Lehm	Mull	1.8			0.125			0.0011		
87	Klarsreuti	TG	559	Ackerbau	Lehm	Mull	1.5			0.121			0.0009		
88	L'Abbaye	VD	1358	Nadelwald	Lehm	Mull	10.9			0.259			0.0021		
89	St. Moritz	GR	1825	S/Hochmoor	Torf	Ton	37.8			0.471			0.0039		
90	Sta. Maria i.C.	GR	1245	Nadelwald	lehmgiger Sand	Moder	11.8			0.152			0.0035		
91	Campo	TI	1517	Nadelwald	Lehm	Moder	6.9			0.092			0.0020		
92	Novaggio	TI	1080	Laubwald	Lehm	Mull mit Moder	10.6		0.15	0.161		0.0078	0.0057		
93	Marthalen	ZH	405	Laubwald	Lehm	Mull	2.2			0.084			0.0014		
94	S. Antonino	TI	209	Gemüsebau	sandiger Lehm	Mull	1.8		0.06	0.071		0.0012	0.0019		
95	Coldrerio	TI	336	Ackerbau	Lehm	Mull	1.2			0.243			0.0019		
96	Gudo	TI	265	Rebbau	lehmgiger Sand	Mull	3.7			0.068			0.0024		
97	Lugano	TI	273	Stadtspark	sandiger Lehm	Mull	2.3			8.465			0.0042		
98	Erstfeld	UR	455	int. Grasland	sandiger Lehm	Mull	4.4	0.208	0.231	0.195	0.0154	0.0084	0.0063		
99	Visp	VS	830	Nadelwald	sandiger Lehm	Mull mit Moder	5.0		0.41	0.326		0.0033	0.0029		
100	St. Martin	VS	2340	ext. Grasland	sandiger Lehm	Mull	4.9			0.110			0.0007		
101	Chamoson	VS	730	Rebbau	sandiger Lehm	Mull	1.9			0.629			0.0020		
102	Vouvry	VS	379	Ackerbau	Schluff	Mull	1.1			0.479			0.0010		
103	Härkingen	SO	431	Ackerbau	Lehm	Mull	2.3						0.0060		
104	Seebodenalp	SZ	1025	ext. Grasland	Lehm	Mull	3.9		0.075	0.106		0.0013	0.0012		
105	Chaumont	NE	1138	int. Grasland	toniger Lehm	Mull	5.8			0.225			0.0013		

S/ Schutzstandort (Natur- oder Gewässerschutz)

- (1) Berset J.D. und Holzer R., 1995: 18 ausgewählte NABO-Standorte der Ersterhebung (1985/89), Proben tiefe 0-20 cm, KOH-Verseifung, Hexanmethanol  
(2) Bucheli et al., 2004: 23 ausgewählte NABO-Standorte einer Zusatzerhebung (2002), Proben tiefe 0-10 cm, Soxhlet-Extraktion  
(3) Schmid P. et al., 2005: 23 ausgewählte NABO-Standorte einer Zusatzerhebung (2002), Proben tiefe 0-10 cm, Soxhlet-Extraktion  
(4) Diese Studie: NABO-Dritterhebung (1995/99), Proben tiefe 0-20cm, Soxhlet-Extraktion

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen

Standortnummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>Standortbeschreibung</b>									
Höhe ü.M. (m)	537	668	488	478	475	1'915	581	695	324
Landnutzung	Intensives Grasland	Nadelwald	Ackerbau	Obstbau	Rebbau	Extensives Grasland	Nadelwald	Laubwald	Ackerbau
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	7.1	7.9	8.2	8.5	9.4	6	7.3	7.6	9
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'173	1'128	1'023	575	1'058	1'251	967	947	790
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	3'555	6'499	1'891	1'909	3'443	1'394	1'404	1'408	6'286
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassenverkehr	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Stadt, chem. Ind.
(km)	0.3	1.5	0.3	0.5	0.4	>3	1.5	2	0.75
Immissionstyp	halbländlich	residential	halbländlich	halbländlich	halbländlich	abgelegen	ländlich	ländlich	Agglomerat.
Position zur Inversionschicht	below	below	below	below	below	above	below	within	below
Humustyp	mull	mull (moder)	mull	mull	mull	mull (moder)	mull	mull	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>									
C <sub>org</sub> (% TS)	3.8	3.4	1.2	1.7	1.6	5.8	3.2	4.8	1.1
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	6.7	4.7	6.5	7.2	7.4	3.6	5.1	6.7	4.9
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>									
<b>PAH<sub>16</sub></b>	336	438	204	110	582	62	163	357	462
NAP Naphthalin	9.1	8.6	6.7	11	18	13	7.4	35	7.6
ACY Acenaphthylene	0.83	2.7	0.92	0.46	3.6	0.50	1.0	1.3	2.6
ACE Acenaphthen	3.8	2.2	1.5	6.2	4.3	3.1	2.5	2.6	2.7
FLU Fluoren	2.6	2.3	1.3	3.2	5.1	3.2	1.8	2.6	2.5
PHE Phenanthren	31	36	67	19	108	27	16	97	59
ANT Anthracen	2.8	3.5	1.2	1.1	3.9	<0.2	0.99	1.3	2.2
FLT Fluoranthen	57	71	27	13	107	4.6	27	48	76
PYR Pyren	44	54	17	9.9	82	2.6	20	32	57
BaA Benzo[a]anthracen	27	29	9.2	6.3	44	0.85	8.7	14	28
CHR Chrysen	32	42	14	7.9	48	1.5	15	23	39
BbF Benzo[b]fluoranthen	32	45	14	7.5	32	1.6	17	25	44
BkF Benzo[k]fluoranthen	17	20	7.3	3.9	24	0.79	7.8	11	25
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	29	56	13	7.4	41	1.6	14	23	45
IPY Ideno[1,2,3-cd]pyren	22	29	11	5.5	26	1.2	11	18	33
DBA Dibenz[a,h]anthracen	5.7	7.7	2.5	1.3	2.2	<0.04	2.3	4.0	6.9
BPE Benzo[g,h,i]perylene	22	29	11	6.0	31	1.4	11	19	32
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>									
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	3.1	3.3	0.86	0.71	14	0.35	2.4	1.7	
RET Reten	1.1	2.0	0.89	0.76	17	0.81	3.3	3.6	
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	0.95	1.3	0.68	0.29	16	0.15	1.4	1.3	
PER Perylen	5.2	62	1.3	2.1	25	0.41	1.0	1.0	
COR Coronen	13	20	4.9	3.6	19	1.5	15	14	
(MPHE/ANT)/PHE [-]	0.33	0.34	0.13	0.16	0.39	0.10	0.31	0.14	0.25
(MFLT/PYR)/PYR [-]	0.41	0.40	0.37	0.32	0.50	0.31	0.29	0.28	0.38
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.56	0.58	0.58	0.54	0.63	0.54	0.58	0.61	0.57
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>									
<b>PCB<sub>7</sub></b>	0.98	5.8	1.1	0.63	2.1	0.61	2.1	2.8	2.2
PCB 28	<0.04	<0.04	0.13	<0.04	0.12	<0.04	<0.04	0.10	0.10
PCB 52	<0.04	0.19	0.10	<0.04	0.39	0.14	<0.04	0.41	0.24
PCB 101	<0.4	0.73	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.42	<0.4
PCB 118	<0.2	0.25	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 138	<0.5	1.2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	2.0	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.79	0.73	0.54
PCB 180	<0.3	1.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.53	0.50	0.30

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-) DmPHE: Verhältnis von 1,7- zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	935	515	380	455	440	433	1'220	945	525	685
Landnutzung	Extensives Grasland	Ackerbau	Streuweiese	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau	Extensives Grasland	Ackerbau	Nadelwald	Laubwald
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	8.5	8.3	8.4	8.5	7.9	9.1	4.1	6.9	8.1	7.6
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'523	939	1'206	1'266	1'128	994	1'044	1'176	1'163	1'007
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	2'165	2'037	1'724	1'490	3'985	1'502	604	1'411	3'131	4'608
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Industrie-/Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet
(km)	1	1.5	1.2	0.8	0.5	1.5	2	3	2	2.5
Immissionstyp	ländlich	ländlich	ländlich	halbländlich	residential and halbländlich	halbländlich	ländlich	ländlich	halbländlich	halbländlich
Position zur Inversionschicht	above	below	below	below	below	below	below	below	below	w within
Humustyp	hydromull	mull	hydromull	mull	mull	w et mull	mull	mull	mull (moder)	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	4.2	1.8	4.9	1.4	1.5	15	3.8	1.7	7.0	3.1
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	4.8	6.6	5.6	5.1	7.3	6.0	5.4	5.1	3.2	4.4
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PAH <sub>16</sub>	150	250	230		247	347	67	121	508	
NAP Naphthalin	6.9	9.0	21		5.8	45	5.6	8.7	20	7.4
ACY Acenaphthylene	0.53	0.81	0.72		0.54	1.1	<0.4	<0.4	1.5	1.7
ACE Acenaphthen	1.6	2.0	4.6		3.3	12	1.0	2.3	3.7	1.5
FLU Fluoren	1.3	1.5	4.3		2.1	7.2	1.0	2.1	4.5	2.1
PHE Phenanthren	18	92	53		83	101	34	44	67	21
ANT Anthracen	0.65	0.68	1.00		0.43	1.3	<0.2	0.72	2.0	1.6
FLT Fluoranthen	22	28	29		31	38	6.6	14	79	40
PYR Pyren	17	19	21		21	25	3.6	9.2	59	29
BaA Benzo[a]anthracen	9.2	11	10		11	13	1.6	4.2	24	13
CHR Chrysen	14	17	18		15	18	2.5	7.0	44	22
BbF Benzo[b]fluoranthen	14	17	16		18	20	2.5	6.6	51	24
BkF Benzo[k]fluoranthen	6.8	8.5	7.7		11	10	1.7	4.0	24	14
BaP Benzo[a]pyren	13	15	14		16	20	2.3	5.8	52	
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	10	12	12		13	15	1.4	5.3	35	18
DBA Dibenz[a,h]anthracen	2.6	3.6	2.8		2.4	3.9	0.58	0.72	7.0	3.1
BPE Benzo[g,h,i]perylene	12	13	13		13	15	2.5	5.6	32	16
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	1.4	1.1	1.6	5.5			0.73	1.1	4.5	3.4
RET Reten		0.75	1.5	1.8			1.0	1.3	2.8	3.9
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	1.7	1.3	1.5	8.3			0.80	1.3	2.5	2.1
PER Perylen	3.5	2.4	4.6	35			1.6	2.2	5.1	
COR Coronen	12	6.5	14	41			1.9	4.7	25	29
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.24	0.10	0.27	0.31	0.11	0.13	0.09	0.11	0.25	0.32
(MFLT+PYR)/PYR [-]	0.36	0.37	0.33	0.38	0.39	0.44	0.33	0.36	0.39	0.35
1,7-/(1,7-& 2,6-DmPHE) [-]	0.55	0.56	0.64	0.65	0.58	0.59	0.60	0.60	0.60	0.61
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PCB <sub>7</sub>	1.3	1.8	1.6	6.3	2.3	1.9	0.83	1.6	6.1	3.2
PCB 28	0.07	0.18	0.05	0.11	0.19	0.09	<0.04	0.06	0.15	<0.04
PCB 52	<0.04	0.48	0.15	0.53	0.46	0.50	0.17	0.19	0.24	<0.04
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	0.92	<0.4	0.48	<0.4	<0.4	0.76	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	<0.2	0.53	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.54	<0.2
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	1.2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.5	0.76
PCB 153	<0.5	<0.5	<0.5	1.8	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.7	1.2
PCB 180	<0.3	<0.3	<0.3	1.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.2	0.78

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-DmPHE): Verhältnis von 1,7-zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	460	565	675	343	387	545	428	505	465	450
Landnutzung	Obstbau	Ackerbau	Nadelwald	Ackerbau	Laubwald	Ackerbau	Ackerbau	Laubwald	Ackerbau	Ackerbau
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	8.3	7.7	7.6	9	8.3	8.4	9.2	9.2	8.5	8.3
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'179	1'000	1'144	1'013	1'007	816	930	872	992	1'159
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	1'756	4'142	1'717	3'069	3'165	1'297	3'089	1'391	1'808	2'294
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Industrie- gelände	Zement- industrie	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassen- verkehr
(km)	1	0.2	1.5	2	1	1.5	0.75	1.7	2.5	0.05
Immissionstyp	halbländlich	Agglomerat.	ländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich	halbländlich
Position zur Inversionschicht	below	below	within	below	below	below	below	below	below	below
Humustyp	mull	mull	mull (moder)	mull	mull	mull	mull	mull	mull	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	2.0	1.5	4.0	1.3	2.8	2.3	1.1	2.4	1.4	2.3
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	5.4	5.1	3.4	6.2	4.8	7.2	5.2	4.2	5.3	5.3
<b>PAH (µg/kg<sub>aa</sub>)</b>										
PAH <sub>16</sub>	149	581	286	241	177	144	432		134	158
NAP Naphthalin	12	9.6	6.5	8.1	8.8	15	7.2	6.4	6.9	15
ACY Acenaphthylene	0.76	2.4	1.2	0.80	0.90	<0.4	1.4	1.1	0.57	0.86
ACE Acenaphthen	2.2	2.6	1.9	1.9	2.4	1.9	2.9	0.86	2.0	3.2
FLU Fluoren	2.4	3.9	1.9	1.9	1.5	1.8	2.6	1.8	2.1	2.7
PHE Phenanthren	46	92	21	53	18	62	74	33	58	45
ANT Anthracen	0.40	6.1	1.7	0.90	1.1	<0.2	4.1	0.91	<0.2	0.46
FLT Fluoranthren	19	101	42	33	27	15	70	20	13	19
PYR Pyren	13	77	33	23	20	10	53	14	8.1	14
BaA Benzo[a]anthracen	6.6	43	16	13	9.6	2.9	36	6.9	4.4	5.1
CHR Chrysen	9.5	47	27	21	18	6.7	40	9.9	6.7	10
BbF Benzo[b]fluoranthren	9.9	45	30	21	18	6.7	34	8.5	7.6	10
BkF Benzo[k]fluoranthren	6.3	24	14	11	8.6	3.6	19	4.8	3.8	5.8
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	8.1	50	47	19	15	5.5	33		7.1	9.1
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	6.9	34	20	14	13	5.2	22	7.1	5.8	7.6
DBA Dibenz[a,h]anthracen	0.97	8.6	3.7	4.5	2.7	1.1	7.8	1.2	1.2	2.6
BPE Benzo[g,h,i]perylene	6.5	35	19	15	13	6.4	24	7.2	6.2	8.0
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	1.1	6.6		1.9		1.4	4.9	1.9	1.2	2.9
RET Reten	1.3	1.4		1.6		1.6	1.4	1.6	1.4	4.3
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	1.2	3.0		2.1		1.9	1.9	1.6	1.7	4.0
PER Perylen	1.8	7.4		2.3		2.3	3.8		1.7	25
COR Coronen	5.5	14		8.0		9.7	8.7	6.0	3.7	12
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.14	0.27	0.35	0.14	0.32	0.09	0.26	0.16	0.10	0.13
(MFLT+PYR)/PYR [-]	0.36	0.41	0.40	0.33	0.44	0.28	0.41	0.38	0.32	0.41
1,7-/(1,7-& 2,6-DmPHE) [-]	0.60	0.57	0.63	0.58	0.54	0.58	0.60	0.57	0.57	0.59
<b>PCB (µg/kg<sub>aa</sub>)</b>										
PCB <sub>7</sub>	1.5	3.5	3.3	2.4	3.3	1.5	1.2	1.9	1.4	1.8
PCB 28	0.07	0.10	<0.04	0.15	<0.04	0.13	0.12	0.08	0.14	0.14
PCB 52	0.19	0.34	0.08	0.32	0.07	0.29	0.31	0.19	0.33	0.31
PCB 101	<0.4	0.54	0.44	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	0.24	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 138	<0.5	0.63	0.87	<0.5	0.89	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	1.1	1.0	0.68	1.1	<0.5	<0.5	0.58	<0.5	<0.5
PCB 180	<0.3	0.65	0.61	0.38	0.62	<0.3	<0.3	0.32	<0.3	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-DmPHE): Verhältnis von 1,7-zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	635	775	1'215	431	1'880	1'093	500	735	478	534
Landnutzung	Intensives Grasland	Ackerbau	Extensives Grasland	Intensives Grasland	Extensives Grasland	Intensives Grasland	Ackerbau	Intensives Grasland	Ackerbau	Ackerbau
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	8.3	6.8	4.8	8.8	5.7	5.3	8.3	7.7	8.5	8.3
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'159	1'146	1'375	1'699	1'587	1'400	1'154	963	1'266	952
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	3'910	986	730	1'689	974	816	3'906	2'153	2'032	916
Emissionslage	Wohngebiet	Teerrecycling- anlage	Wohngebiet	Industrie- gelände	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassen- verkehr	Strassen- verkehr
(km)	0.8	1.5	5	0.1	2.7	0.25	0.5	2.5	0.2	0.5
Immissionstyp	halbländlich	halbländlich	abgelegen	halbländlich	abgelegen	ländlich	halbländlich	halbländlich	halbländlich	halbländlich
Position zur Inversionschicht	w/ithin	w/ithin	above	below	above	above	below	w/ithin	below	below
Humustyp	mull	mull	mull	hydromull	mull	mull	mull	mull	mull	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	2.7	2.2	8.4	4.6	5.0	3.3	2.0	2.8	1.7	3.0
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	5.0	6.5	5.2	6.2	4.3	5.7	6.4	5.3	5.9	7.3
<b>PAH (µg/kg<sub>aa</sub>)</b>										
<b>PAH<sub>16</sub></b>	99	2'690	157	467	79	222	140	96	246	149
NAP Naphthalin	12	19	12	32	14	9.7	18	13	7.6	13
ACY Acenaphthylene	<0.4	26	0.58	0.90	<0.4	0.88	0.40	<0.4	1.2	0.41
ACE Acenaphthen	1.7	3.0	5.1	10	2.2	1.6	2.1	1.7	1.9	4.4
FLU Fluoren	1.2	12	2.9	6.7	3.0	1.7	1.7	1.4	1.6	2.4
PHE Phenanthren	19	226	26	89	36	29	60	26	56	34
ANT Anthracen	0.34	19	0.51	3.0	<0.2	0.91	<0.2	0.48	0.91	0.51
FLT Fluoranthren	9.9	431	22	78	5.9	31	14	12	27	19
PYR Pyren	7.4	325	16	57	3.3	23	8.2	8.3	21	14
BaA Benzo[a]anthracen	4.5	234	6.0	28	1.0	16	4.3	4.0	11	7.0
CHR Chrysen	7.3	259	12	36	2.0	20	6.3	5.4	16	9.4
BbF Benzo[b]fluoranthren	8.6	252	13	29	2.0	19	5.9	5.0	20	11
BkF Benzo[k]fluoranthren	4.0	164	7.1	16	1.1	11	2.9	2.7	12	5.4
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	8.3	285	11	29	3.0	20	4.9	4.7	22	9.4
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	5.9	206	10	24	2.4	18	5.7	5.3	21	7.9
DBA Dibenz[a,h]anthracen	1.3	41	1.6	4.6	<0.04	3.1	0.93	0.64	4.2	1.9
BPE Benzo[g,h,i]perylen	6.5	189	10	23	2.6	17	5.6	5.3	23	9.3
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE		29		5.1	1.4	2.3	1.6	1.5		1.1
RET Reten		5.1		2.5	2.1	2.7	2.6	2.0		1.1
cPYR Zyklopenta[cd]pyren		19		2.7	2.2	2.8	2.4	2.2		1.3
PER Perylen		55		7.2	4.5	4.4	3.2	3.0		3.0
COR Coronen		77		10	2.6	8.2	4.8	3.7		6.3
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.16	0.55	0.19	0.17	0.09	0.22	0.12	0.15	0.13	0.15
(MLT+PYR)/PYR [-]	0.47	0.64	0.34	0.33	0.31	0.43	0.37	0.32	0.42	0.39
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.58	0.57	0.60	0.56	0.58	0.58	0.60	0.58	0.59	0.57
<b>PCB (µg/kg<sub>aa</sub>)</b>										
<b>PCB<sub>7</sub></b>	1.2	1.3	1.1	2.3	0.89	0.76	1.4	1.5	1.3	1.5
PCB 28	<0.04	0.12	<0.04	0.12	0.07	0.06	0.15	0.06	0.10	0.07
PCB 52	0.09	0.30	0.10	0.38	0.21	0.13	0.33	0.15	0.28	0.16
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	<0.5	<0.5	0.63	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	<0.3	<0.3	<0.3	0.33	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-DmPHE): Verhältnis von 1,7-zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	851	464	580	622	417	1'180	439	1'655	409	1'100
Landnutzung	Nadelwald	Extensives Grasland	Laubwald	Laubwald	Ackerbau	Nadelwald	Ackerbau	Nadelwald	Ackerbau	Extensives Grasland
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	7.4	8.5	8.2	8.3	8.2	6.3	8.2	2.6	8	5.4
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'106	1'266	1'023	1'354	1'093	1'652	1'023	1'007	1'334	1'562
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	1'855	1'636	1'984	2'517	1'581	1'400	1'154	1'932	1'751	1'163
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassenverkehr	Schiennenverkehr	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassenverkehr	Strassenverkehr
(km)	1	1.5	2	0.5	0.2	3	2.7	1.5	1.5	0.2
Immissionstyp	ländlich	halbländlich	ländlich	ländlich	halbländlich	abgelegen	halbländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich
Position zur Inversionschicht	within	below	below	below	below	within	below	above	below	above
Humustyp	moder	mull	mull (moder)	mull	mull	hydromull	mull	raw humus		mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	4.9	2.7	2.9	3.0	1.4	12	2.3	12	14	4.7
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	3.5	4.7	3.9	4.3	5.2	5.2	7.6	3.1	5.6	4.7
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PAH <sub>16</sub>	364	158	104	138	150	305	122	116	226	119
NAP Naphthalin	13	9.2	7.7	7.1	9.5	26	16	15	36	17
ACY Acenaphthylene	1.2	1.0	0.45	0.75	0.54	1.5	<0.4	0.45	0.98	0.47
ACE Acenaphthen	2.7	2.9	2.3	1.5	2.4	7.3	2.5	3.0	13	2.9
FLU Fluoren	3.0	1.8	1.4	1.0	1.7	6.9	1.9	2.4	5.9	3.1
PHE Phenanthren	33	16	15	17	29	96	50	33	61	36
ANT Anthracen	1.6	0.72	0.41	0.63	0.66	0.80	0.20	0.50	1.2	0.54
FLT Fluoranthen	58	22	14	22	19	28	13	13	26	15
PYR Pyren	45	17	11	17	15	20	8.4	9.5	16	11
BaA Benzo[a]anthracen	22	11	5.1	6.2	7.9	7.4	3.0	4.1	7.4	5.0
CHR Chrysen	34	14	8.5	12	12	19	4.9	6.5	11	5.9
BbF Benzo[b]fluoranthen	33	12	8.7	12	12	24	5.0	6.7	11	4.8
BkF Benzo[k]fluoranthen	17	7.3	4.2	6.6	6.3	7.7	2.6	3.3	5.5	2.6
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	43	17	8.4	15	11	18	4.3	5.2	8.9	5.7
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	26	12	7.6	8.5	10	16	4.0	5.3	9.4	3.7
DBA Dibenz[a,h]anthracen	5.0	2.4	1.2	1.7	1.5	2.8	0.46	0.70	1.5	0.45
BPE Benzo[g,h,i]perylene	25	12	7.2	9.4	11	22	4.5	6.7	9.6	4.6
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	7.4	1.9	1.6		1.7	2.8	1.6	1.8	2.1	3.6
RET Reten	7.5	2.3	1.6		1.7	68	2.1	3.8	2.3	22
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	5.2	2.3	1.8		2.0	3.2	2.1	2.2	2.2	4.2
PER Perylen	12	3.6	3.2		3.3	78	3.2	3.6	5.8	6.4
COR Coronen	23	4.9	5.1		7.0	32	3.7	5.1	6.8	7.8
(MPHE/ANT)/PHE [-]	0.31	0.30	0.18	0.24	0.13	0.32	0.10	0.12	0.13	0.11
(MFLT/PYR)/PYR [-]	0.36	0.45	0.32	0.40	0.35	0.69	0.28	0.30	0.30	0.22
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.57	0.58	0.56	0.57	0.57	0.65	0.47	0.64	0.61	0.58
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PCB <sub>7</sub>	2.5	0.86	1.9	2.0	2.2	4.4	1.3	1.7	2.3	1.5
PCB 28	0.04	0.04	<0.04	<0.04	0.05	0.13	0.08	0.09	0.10	0.06
PCB 52	0.14	0.10	0.09	0.08	0.15	0.38	0.19	0.20	0.34	0.16
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	1.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
PCB 118	0.22	<0.2	0.23	<0.2	0.29	0.29	<0.2	0.23	0.25	<0.2
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	0.54	<0.5	0.70	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	0.78	<0.5	0.65	0.62	0.65	0.85	<0.5	<0.5	0.57	0.50
PCB 180	0.53	<0.3	0.35	0.34	0.38	0.52	<0.3	<0.3	0.33	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-)DmPHE: Verhältnis von 1,7-zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrössen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	2'120	464	1'338	626	557	440	998	1'030	910	425
Landnutzung	Extensives Grasland	Gemüse-bau	Extensives Grasland	Ackerbau	Ackerbau	Rebbau	Ackerbau	Extensives Grasland	Nadelwald	Gemüse-bau
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	-0.2	8.8	5.4	7.6	7.7	9.4	4	6	6.7	7.9
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	2'327	1'047	1'696	947	1'000	944	1'350	1'330	1'397	1'006
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	344	1'866	1'204	1'833	1'844	4'879	1'146	814	2'188	3'425
Emissionslage	Wohngebiet	Strassenverkehr	Schiessgelände	Wohngebiet	Strassenverkehr	Feureungsanlage	Wohngebiet	Holzindustrie	Wohngebiet	Wohngebiet
(km)	>3	0.4	0	3	0.1	0.3	3	0.5	2	0.8
Immissionstyp	abgelegen	halbländlich	ländlich	ländlich	ländlich	halbländlich	ländlich	ländlich	ländlich	halbländlich
Position zur Inversionschicht	above	below	above	within	below	below	above	below	above	below
Humustyp	mull	mull	mull	mull	mull	mull	mull	mull	humified moder hydromull	
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	4.3	1.4	4.2	2.8	1.1	1.1	3.1	4.0	6.1	2.9
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	3.9	7.2	5.3	7.2	6.1	7.2	4.3	6.0	3.5	6.9
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
<b>PAH<sub>16</sub></b>	54	49	157	423	69	1'034	89	72	140	237
NAP Naphthalin	9.9	8.9	9.8	21	8.5	13	16	14	11	15
ACY Acenaphthylene	<0.4	<0.4	<0.4	0.66	<0.4	4.5	0.43	<0.4	0.42	0.47
ACE Acenaphthen	3.1	2.4	1.9	2.1	<0.8	2.0	4.1	1.8	3.8	3.3
FLU Fluoren	2.1	1.3	1.5	1.9	0.65	5.0	2.6	1.5	2.7	2.2
PHE Phenanthren	29	14	25	55	14	133	25	27	26	42
ANT Anthracen	<0.2	0.27	0.40	1.4	0.35	9.7	0.30	<0.2	0.52	1.6
FLT Fluoranthen	3.7	4.9	16	57	8.8	192	7.4	7.0	19	33
PYR Pyren	1.9	3.6	13	46	6.9	145	5.4	4.6	14	27
BaA Benzo[a]anthracen	0.51	1.6	9.9	31	3.3	88	2.8	1.7	5.3	17
CHR Chrysen	0.75	2.4	16	39	4.9	105	4.4	2.9	11	20
BbF Benzo[b]fluoranthen	0.73	2.2	16	38	5.0	80	5.2	2.8	12	16
BkF Benzo[k]fluoranthen	0.39	1.3	7.3	21	2.6	48	2.2	1.6	5.8	9.5
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	0.51	2.0	13	37	4.2	94	4.4	2.6	9.9	17
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	0.66	2.0	12	32	4.4	54	3.9	2.2	8.2	14
DBA Dibenz[a,h]anthracen	<0.04	<0.04	1.9	5.9	0.55	12	0.51	0.27	1.4	3.2
BPE Benzo[g,h,i]perylene	1.1	2.1	12	33	4.6	48	4.2	2.8	8.8	15
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	1.3	1.3	1.7	3.0	1.5	12	1.6	1.4		2.6
RET Reten	1.8	1.8	2.1	2.0	2.1	2.6	2.1	2.2		2.6
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	1.9	1.9	2.2	2.6	2.0	6.7	2.1	2.0		2.7
PER Perylen	2.7	2.9	4.2	6.8	3.2	10	3.1	2.9		5.7
COR Coronen	1.9	0.73	10.0	17	3.0	13	3.9	2.2		8.3
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.09	0.10	0.17	0.16	0.14	0.39	0.10	0.09	0.14	0.18
(MFLT+PYR)/PYR [-]	0.22	0.27	0.39	0.36	0.30	0.45	0.32	0.28	0.35	0.36
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.55	0.59	0.53	0.60	0.62	0.62	0.59	0.59	0.60	0.59
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
<b>PCB<sub>7</sub></b>	0.84	0.74	1.2	1.6	0.78	0.91	1.0	0.63	2.0	2.1
PCB 28	0.06	0.04	0.06	0.07	<0.04	0.06	0.09	0.05	<0.04	0.07
PCB 52	0.15	0.10	0.15	0.21	0.06	0.15	0.16	0.13	0.14	0.23
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.37
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.63	0.52
PCB 180	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.36	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-DmPHE): Verhältnis von 1,7- zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	955	445	1'065	450	375	482	540	432	435	818
Landnutzung	Intensives Grasland	Stadtpark	Laubwald	Ackerbau	Obstbau	Ackerbau	Laubwald	Gemüse-bau	Ackerbau	Intensives Grasland
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	7	7.1	5.3	7.7	9.1	7.5	8	9.1	9.4	6.8
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'796	1'173	1'146	1'054	833	1'055	897	985	944	1'311
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	1'578	4'459	3'257	2'107	1'770	1'159	974	1'266	2'325	2'474
Emissionslage	Wohngebiet	städtisch	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassenverkehr	Wohngebiet	Zement-industrie	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet
(km)	3.5	0.5	3	1	0.4	1.3	4.25	4	0.5	1
Immissionstyp	ländlich	städtisch	ländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich	ländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich
Position zur Inversionschicht	above	below	above	below	below	below	below	below	below	above
Humustyp	hydromull	mull	mull (moder)	mull	mull	mull	mull	mull	mull	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	3.7	2.1	4.2	2.0	4.1	1.2	6.2	23	1.4	3.2
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	5.2	4.8	4.9	5.3	7.2	5.5	6.9	7.0	5.9	5.8
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PAH <sub>16</sub>	158	646	176	219	264	234	175	350	159	97
NAP Naphthalin	12	18	21	13	14	7.9	16	17	9.2	10
ACY Acenaphthylene	0.41	5.0	0.84	1.7	0.69	0.84	0.60	1.1	0.67	<0.4
ACE Acenaphthen	5.0	1.8	2.3	1.5	6.5	1.2	5.0	7.4	1.4	1.4
FLU Fluoren	2.7	2.1	2.4	2.1	3.4	1.3	3.2	3.6	1.5	1.3
PHE Phenanthren	34	51	34	30	43	37	60	32	29	25
ANT Anthracen	<0.2	4.2	0.78	1.2	1.00	0.62	0.52	1.9	0.47	0.36
FLT Fluoranthren	19	80	23	32	34	45	21	49	20	11
PYR Pyren	14	70	16	24	26	32	14	39	16	8.4
BaA Benzo[a]anthracen	8.3	45	6.3	12	15	13	5.8	24	8.5	3.9
CHR Chrysen	9.9	51	12	17	20	18	8.7	28	12	5.9
BbF Benzo[b]fluoranthren	13	69	16	20	25	19	8.7	36	16	6.4
BkF Benzo[k]fluoranthren	6.1	31	5.9	9.7	11	9.6	4.8	17	7.8	3.3
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	12	87	13	21	21	19	8.0	35	14	6.2
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	9.7	59	10	16	18	13	8.5	28	10	6.5
DBA Dibenz[a,h]anthracen	1.4	12	1.7	3.0	4.8	3.1	1.1	5.8	1.6	0.86
BPE Benzo[g,h,i]perylene	10	61	11	16	20	13	9.7	28	11	5.7
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	0.88	3.3		1.4	1.7	1.9	1.3	1.8	0.76	0.65
RET Reten	3.0	1.4		1.2	1.2	1.1	1.8	1.3	1.1	1.3
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	1.2	2.2		1.5	1.7	1.6	1.6	1.7	1.4	1.3
PER Perylen	4.4	3.3		2.4	5.2	1.8	2.2	10	2.5	2.5
COR Coronen	7.5	30		8.2	14	6.1	11	11	4.2	3.7
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.11	0.27	0.15	0.20	0.20	0.17	0.11	0.21	0.16	0.12
(MFLT+PYR)/PYR [-]	0.37	0.39	0.35	0.37	0.42	0.37	0.33	0.35	0.45	0.36
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.59	0.57	0.60	0.58	0.57	0.55	0.59	0.58	0.58	0.57
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PCB <sub>7</sub>	0.94	1.7	2.0	1.1	1.8	0.85	1.7	1.7	0.63	0.63
PCB 28	0.07	0.07	<0.04	<0.04	0.07	0.07	0.11	0.06	<0.04	0.05
PCB 52	0.15	0.17	0.12	<0.04	0.17	0.16	0.33	0.13	<0.04	<0.04
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.24	<0.2	<0.2	0.26	<0.2	<0.2
PCB 138	<0.5	<0.5	0.52	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	0.50	0.55	<0.5	0.55	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	<0.3	<0.3	0.36	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-) DmPHE: Verhältnis von 1,7- zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	1'105	1'818	2'118	1'560	526	2'400	1'690	830	532	684
Landnutzung	Extensives Grasland	Extensives Grasland	Extensives Grasland	Nadelwald	Intensives Grasland	alpiner Rasen	Nadelwald	Ackerbau	Ackerbau	Ackerbau
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	5.4	1.8	-0.7	2.6	8.3	0.2	4.4	9.1	8.5	7.2
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'245	1'700	1'173	1'007	1'179	722	696	951	1'005	1'106
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	1'320	412	717	590	1'877	731	1'088	1'654	3'152	1'166
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassen- verkehr	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassen- verkehr	Wohngebiet	Abfall- verbrennung	Wohngebiet	Wohngebiet
(km)	0.8	3	3	2	0.5	1.8	1.5	2.5	0.8	1
Immissionstyp	ländlich	ländlich	abgelegen	ländlich	halbländlich	abgelegen	ländlich	ländlich	halbländlich	ländlich
Position zur Inversionschicht	above	above	above	above	below	above	above	above	below	below
Humustyp	mull	mull	mull	moder/mull	mull	mull	mull (moder)	mull	mull	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	3.5	4.9	6.3	5.6	5.0	3.6	5.2	2.4	3.3	1.0
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	5.1	4.4	4.7	4.3	5.4	4.9	4.9	6.7	7.1	5.1
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
<b>PAH<sub>16</sub></b>	97	81	64	97	187	32	79	38	222	484
NAP Naphthalin	7.1	12	12	9.5	15	5.8	8.9	6.5	11	8.4
ACY Acenaphthylene	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.78	<0.4	<0.4	<0.4	0.65	0.59
ACE Acenaphthen	2.2	2.3	2.8	3.3	4.0	2.3	4.3	1.1	4.7	2.5
FLU Fluoren	1.5	3.1	2.5	2.7	2.8	1.4	2.3	0.97	3.8	2.2
PHE Phenanthren	21	50	28	42	46	13	38	13	48	63
ANT Anthracen	0.63	<0.2	<0.2	0.24	0.83	<0.2	<0.2	<0.2	4.0	5.1
FLT Fluoranthren	11	5.2	4.8	10.0	23	2.4	7.1	3.2	33	86
PYR Pyren	8.6	2.1	2.6	5.8	17	1.4	3.7	2.3	26	69
BaA Benzo[a]anthracen	5.5	0.51	0.78	1.7	8.5	0.38	1.1	1.1	15	50
CHR Chrysen	6.8	0.84	1.3	3.4	11	0.72	2.2	1.5	15	43
BbF Benzo[b]fluoranthren	7.4	0.96	1.7	4.4	12	0.99	2.8	1.4	12	29
BkF Benzo[k]fluoranthren	3.6	0.52	0.85	2.0	6.3	0.45	1.3	0.88	7.4	20
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	7.0	0.89	1.3	3.3	12	0.60	2.1	2.0	14	50
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	7.0	0.85	2.6	3.6	13	0.92	2.7	1.3	11	23
DBA Dibenz[a,h]anthracen	1.1	<0.04	<0.04	0.56	1.8	<0.04	0.34	0.19	3.2	8.4
BPE Benzo[g,h,i]perylene	6.1	1.1	2.2	3.6	12	1.1	2.4	1.7	13	23
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	0.70	0.43	0.44	0.58	1.0	0.37	0.45	1.4	3.0	6.7
RET Reten	2.7	4.8	1.2	15	1.3	1.1	9.1	3.3	2.7	2.7
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	1.2	1.1	1.2	1.2	1.5	1.1	1.1	3.4	3.6	3.7
PER Perylen	3.2	2.1	2.2	2.4	3.8	2.1	2.2	4.2	4.9	9.1
COR Coronen	3.2	1.4	2.7	2.7	8.3	1.5	1.9	0.91	8.6	8.1
(MPHE/ANT)/PHE [-]	0.13	0.07	0.09	0.12	0.12	0.10	0.10	0.11	0.17	0.31
(MFLT/PYR)/PYR [-]	0.39	0.31	0.27	0.38	0.33	0.28	0.38	0.33	0.34	0.44
1,7-(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.67	0.78	0.57	0.82	0.60	0.56	0.83	0.66	0.62	0.57
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
<b>PCB<sub>7</sub></b>	0.76	0.91	0.77	1.8	1.9	0.49	1.3	0.69	1.5	0.93
PCB 28	<0.04	0.08	<0.04	<0.04	0.07	<0.04	0.07	<0.04	0.06	0.07
PCB 52	<0.04	0.26	0.16	0.28	0.15	<0.04	0.20	0.11	0.19	0.22
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.60	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.42	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-(1,7-&2,6-)DmPHE: Verhältnis von 1,7- zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	538	1'355	441	1'040	597	383	618	559	1'358	1'825
Landnutzung	Ackerbau	Nadelwald	Laubwald	Nadelwald	Hochmoor	Laubwald	Ackerbau	Ackerbau	Nadelwald	Hochmoor
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	7.5	6	9.4	5.5	7.9	8.3	7.2	7.7	4.5	0.2
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'055	1'315	981	1'727	1'301	887	1'268	919	1'526	722
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	932	1'018	1'063	2'906	1'359	2'896	1'702	1'512	1'115	2'150
Emissionslage	Wohngebiet	Strassenverkehr	Strassenverkehr	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Chemische Industrie	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet
(km)	2	0.15	0.25	3	1	2	0.2	0.6	>3	1
Immissionstyp	ländlich	ländlich	halbländlich	ländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich	halbländlich	ländlich	halbländlich
Position zur Inversionschicht	below	above	below	above	below	below	below	below	above	above
Humustyp	mull	mull	mull	mull (moder)	peat	mull	mull	mull	mull	peat
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	1.5	4.4	4.3	7.6	43	5.3	1.8	1.5	11	38
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	5.3	4.0	7.2	3.3	2.9	7.1	5.2	5.5	5.9	4.7
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PAH <sub>16</sub>	87	183	181	486	853	675	125	121	259	471
NAP Naphthalin	7.4	20	29	11	99	13	7.0	6.8	22	47
ACY Acenaphthylene	<0.4	0.55	0.68	1.3	9.4	1.4	0.58	0.60	0.77	1.0
ACE Acenaphthen	<0.8	4.2	10	6.2	36	7.7	1.2	0.84	7.4	23
FLU Fluoren	0.78	5.1	4.4	4.6	25	4.7	1.2	0.98	4.4	11
PHE Phenanthren	20	83	51	53	270	58	16	17	52	238
ANT Anthracen	0.36	0.29	0.69	2.1	6.4	4.4	0.68	0.53	0.92	1.2
FLT Fluoranthren	12	18	17	74	95	108	17	17	37	42
PYR Pyren	8.4	11	13	56	66	93	13	13	26	25
BaA Benzo[a]anthracen	4.4	4.2	6.2	23	24	58	8.7	8.2	11	9.3
CHR Chrysen	6.6	7.7	9.9	47	44	61	11	11	19	13
BbF Benzo[b]fluoranthren	5.8	7.0	8.4	63	40	57	11	9.8	19	13
BkF Benzo[k]fluoranthren	3.6	3.5	4.5	24	23	32	5.7	5.1	9.2	6.5
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	4.8	5.2	6.7	43	29	61	13	12	16	9.2
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	5.9	5.6	7.3	36	38	50	8.0	8.3	16	15
DBA Dibenz[a,h]anthracen	1.1	1.1	1.6	7.4	8.3	12	1.3	1.4	2.2	2.5
BPE Benzo[g,h,i]perylene	5.9	6.2	9.5	34	39	53	9.7	8.6	17	15
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	1.7	1.9	1.9	7.1	6.3	1.6	1.5	2.4	2.2	2.2
RET Reten	2.6	3.4	3.5	36	4.0	1.9	2.4	5.4	185	
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	3.5	3.6	3.6	8.8	5.6	2.7	9.3	3.4	3.2	
PER Perylen	2.6	2.9	3.4	9.0	16	2.2	1.7	4.0	224	
COR Coronen	4.1	4.8	8.4	27	28	5.5	4.5	12	13	
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.14	0.09	0.24	0.22	0.17	0.37	0.19	0.19	0.15	0.09
(MFLT+PYR)/PYR [-]	0.31	0.30	0.40	0.34	0.31	0.41	0.39	0.39	0.31	0.70
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.56	0.61	0.62	0.58	0.79	0.60	0.56	0.59	0.65	0.62
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
PCB <sub>7</sub>	0.83	1.8	2.0	8.3	12	2.0	1.1	0.90	2.1	3.9
PCB 28	<0.04	0.13	0.10	0.22	0.41	<0.04	<0.04	<0.04	0.07	<0.04
PCB 52	0.12	0.43	0.19	0.20	1.5	0.12	0.07	0.08	0.23	1.2
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	0.86	2.8	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.98
PCB 118	<0.2	<0.2	0.26	0.50	0.91	0.23	<0.2	<0.2	<0.2	0.21
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	2.4	1.9	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.53
PCB 153	<0.5	<0.5	0.59	2.5	2.7	0.67	<0.5	<0.5	0.57	0.67
PCB 180	<0.3	<0.3	0.32	1.7	1.7	0.35	<0.3	<0.3	0.39	0.33

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-) DmPHE: Verhältnis von 1,7- zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

## Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)

Standortnummer:	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
<b>Standortbeschreibung</b>										
Höhe ü.M. (m)	1'245	1'517	1'080	405	209	336	265	273	455	830
Landnutzung	Nadelw ald	Nadelw ald	Laubw ald	Laubw ald	Gemüse-bau	Ackerbau	Rebbau	Stadtpark	Extensives Grasland	Nadelw ald
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	6.6	5.3	9.2	7.8	10.6	9.8	10.6	11.4	8.6	8.2
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	1'548	1'628	2'277	933	1'916	1'645	1'916	1'726	1'208	550
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	645	153	2'256	1'293	842	2'647	1'350	5'526	2'279	2'528
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Feuerungs-anlage	Strassen-verkehr	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassen-verkehr	Chemische Industrie
(km)	2.3	0.7	2	1	0.5	0.15	0.15	0.2	0.2	1.6
Immissionstyp	ländlich	abgelegen	ländlich	halbländlich	halbländlich	halbländlich	halbländlich	städtisch	halbländlich	halbländlich
Position zur Inversionschicht	above	above	above	below	below	below	below	below	below	w within
Humustyp	humified moder	moder/mull	mull (moder)	mull	mull	mull	mull	mull	mull	mull (moder)
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>										
C <sub>org</sub> (% TS)	12	6.9	11	2.2	1.8	1.2	3.7	2.3	4.4	5.0
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	3.4	3.7	3.7	4.6	6.4	6.0	6.1	5.0	5.9	5.4
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
<b>PAH<sub>16</sub></b>	152	92	161	84	71	243	68	8'465	195	326
NAP Naphthalin	20	12	14	6.5	<5.1	9.8	6.1	42	<5.1	7.5
ACY Acenaphthylene	0.47	0.60	0.98	1.2	<0.4	0.41	<0.4	26	<0.4	0.48
ACE Acenaphthen	8.9	3.7	7.8	2.1	2.7	1.4	2.5	28	2.2	7.5
FLU Fluoren	4.3	2.8	3.6	1.4	1.6	1.1	1.7	22	1.4	4.1
PHE Phenanthren	40	34	31	12	15	39	25	517	25	49
ANT Anthracen	0.59	<0.2	0.52	0.55	0.53	4.0	<0.2	75	1.8	3.4
FLT Fluoranthren	14	6.9	16	11	8.7	37	6.6	1'375	30	50
PYR Pyren	11	4.5	12	8.7	6.7	29	4.2	1'128	24	38
BaA Benzo[a]anthracen	4.5	1.8	4.9	4.0	2.8	19	1.9	660	13	17
CHR Chrysen	8.1	3.4	11	6.0	4.7	20	2.7	740	17	31
BbF Benzo[b]fluoranthren	9.2	4.6	14	6.2	4.8	18	3.8	737	17	29
BkF Benzo[k]fluoranthren	4.5	2.0	7.2	3.1	2.9	9.2	1.6	445	9.9	18
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	6.9	3.3	9.3	11	4.4	22	2.9	1'129	17	26
IPY Idenol[1,2,3-cd]pyren	8.8	5.0	13	4.0	4.0	14	3.1	689	14	20
DBA Dibenz[a,h]anthracen	1.4	0.55	1.6	0.79	0.41	3.1	0.57	110	3.2	4.0
BPE Benzo[g,h,i]perylene	9.9	5.9	14	5.7	6.0	16	4.7	742	15	21
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>										
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	1.4	1.3		1.5		2.2	0.60			
RET Reten	8.5	5.0		2.8		2.1	0.88			
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	2.8	3.0		2.8		2.9	0.95			
PER Perylen	2.6	2.1		1.7		2.5	1.5			
COR Coronen	8.2	7.7		4.1		7.4	2.7			
(MPHE+ANT)/PHE [-]	0.10	0.09	0.14	0.24	0.14	0.16	0.09	0.49	0.22	0.18
(MFLT+PYR)/PYR [-]	0.51	0.29	0.43	0.33	0.28	0.32	0.29	0.33	0.40	0.39
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.74	0.72	0.59	0.62	0.58	0.57	0.53	0.53	0.53	0.63
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>										
<b>PCB<sub>7</sub></b>	3.5	2.0	5.7	1.4	1.9	1.9	2.4	4.2	6.3	2.9
PCB 28	<0.04	0.07	<0.04	<0.04	<0.04	0.05	0.06	<0.04	<0.04	0.20
PCB 52	0.16	0.25	0.16	0.07	0.04	0.13	0.12	<0.04	0.13	0.16
PCB 101	0.52	<0.4	0.49	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.58	<0.4	0.57
PCB 118	0.32	<0.2	0.24	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.24	<0.2	0.23
PCB 138	0.59	<0.5	1.6	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.1	0.52	0.61
PCB 153	1.1	0.53	1.7	<0.5	0.56	0.61	0.75	1.4	1.7	0.74
PCB 180	0.90	0.39	1.5	0.31	0.32	0.41	0.56	0.89	3.5	0.43

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-) DmPHE: Verhältnis von 1,7-zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

**Anhang 2: Detaillierte Standortdaten, Bodenkenngrößen sowie PAK- und PCB-Gehalte mit Einzelverbindungen (Fortsetzung)**

Standortnummer:	100	101	102	103	104	105
<b>Standortbeschreibung</b>						
Höhe ü.M. (m)	2'340	730	379	431	1'025	1'138
Landnutzung	Extensives Grasland	Rebbau	Ackerbau	Ackerbau	Extensives Grasland	Extensives Grasland
Mittlere Jahrestemperatur (°C)	-1.6	8.5	9.1	10.1	7.2	5.7
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	2'099	575	881	1'015	1'307	1'245
Bevölkerungsdichte <sup>a)</sup> (Einw./km <sup>2</sup> )	582	1'294	1'842	1'016	2'797	5'391
Emissionslage	Wohngebiet	Wohngebiet	Wohngebiet	Strassen- verkehr	Wohngebiet	Wohngebiet
(km)	1.5	0.7	0.8	0.015	>3	>3
Immissionstyp	abgelegen	halbländlich	halbländlich	halbländlich	ländlich	ländlich
Position zur Inversionschicht	above	below	below	below	above	above
Humustyp	mull	mull	mull	mull	mull	mull
<b>Bodenanalysen (0-20 cm)</b>						
C <sub>org</sub> (% TS)	4.9	1.9	1.1	2.3	3.9	5.8
pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	4.3	7.3	7.2	6.6	4.4	6.2
<b>PAH (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>						
<b>PAH<sub>16</sub></b>	110	629	479		106	225
NAP Naphthalin	8.7	6.8	6.7	5.4	6.7	8.5
ACY Acenaphthylene	<0.4	0.79	1.3	1.6	0.49	0.80
ACE Acenaphthen	5.3	3.6	1.4	1.2	1.3	<0.8
FLU Fluoren	2.6	2.2	1.9	1.6	1.6	1.1
PHE Phenanthren	27	44	34	28	26	12
ANT Anthracen	0.42	3.7	4.1	2.9	0.54	1.0
FLT Fluoranthren	12	92	98	73	14	25
PYR Pyren	8.8	75	91	58	10	21
BaA Benzo[a]anthracen	3.9	70	22	31	4.4	15
CHR Chrysen	5.6	52	44	39	6.4	18
BbF Benzo[b]fluoranthren	7.9	62	33	45	8.4	22
BkF Benzo[k]fluoranthren	3.5	35	23	22	3.7	12
<b>BaP Benzo[a]pyren</b>	5.9	79	46		7.2	50
IPY Ideno[1,2,3-cd]pyren	6.1	47	34	35	5.9	18
DBA Dibenz[a,h]anthracen	1.1	13	4.9	7.4	1.7	3.1
BPE Benzo[g,h,i]perylene	10.0	43	33	37	6.9	18
<b>PAH-Marker<sup>b)</sup></b>						
cPHE 4-H-Zyklopenta[def]PHE	0.86	4.1	6.8	4.4	0.92	1.8
RET Reten	1.2	1.4	3.0	1.2	1.7	1.2
cPYR Zyklopenta[cd]pyren	1.2	1.5	3.7	1.8	1.3	2.1
PER Perylen	2.2	20	15		1.8	3.4
COR Coronen	6.1	14	16	27	7.4	10
(MPHE/ANT)/PHE [-]	0.12	0.37	0.46	0.38	0.14	0.39
(MFLT/PYR)/PYR [-]	0.28	0.53	0.31	0.33	0.31	0.49
1,7-/(1,7-& 2,6 DmPHE) [-]	0.54	0.59	0.63	0.56	0.75	0.59
<b>PCB (µg/kg<sub>dw</sub>)</b>						
<b>PCB<sub>7</sub></b>	0.68	2.0	1.0	6.0	1.2	1.3
PCB 28	0.08	0.08	0.05	0.04	0.06	0.06
PCB 52	0.19	0.20	0.09	0.46	0.12	0.22
PCB 101	<0.4	<0.4	<0.4	1.0	<0.4	<0.4
PCB 118	<0.2	<0.2	<0.2	0.97	<0.2	<0.2
PCB 138	<0.5	<0.5	<0.5	1.2	<0.5	<0.5
PCB 153	<0.5	0.54	<0.5	1.6	<0.5	<0.5
PCB 180	<0.3	0.40	<0.3	0.70	<0.3	<0.3

<sup>a)</sup> Bevölkerungsdichte der Standortgemeinde

<sup>b)</sup> cPHE: 4-H-Zyklopenta[def]phenanthren, RET: Reten, cPYR: Zyklopenta[cd]pyren, COR: Coronen, (MPHE+ANT)/PHE: Verhältnis von MethylPHE und -ANT zu PHE, (MFLT+PYR)/PYR: Verhältnis von MethylFLT und -PYR zu PYR, 1,7-/(1,7-&2,6-) DmPHE: Verhältnis von 1,7- zu 1,7- und 2,6-DimethylPHE

**Anhang 3: Regeln für die Kombination von Standardunsicherheiten (Fehlerfortpflanzung)**

**Summen oder Differenzen**

Die absolute Varianz ist gleich der Summe der absoluten Varianzen der Summanden.

Für  $y = x_1 + x_2$  oder  $y = x_1 - x_2$

$$\Rightarrow u_y^2 = u_{x_1}^2 + u_{x_2}^2$$

$$\Rightarrow u_y = \sqrt{u_{x_1}^2 + u_{x_2}^2}$$

**Multiplikation oder Division**

Die relative Varianz ist gleich der Summe der relativen Varianzen der Faktoren.

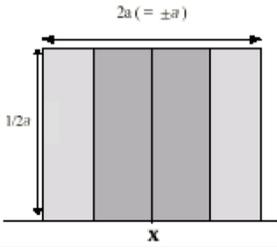
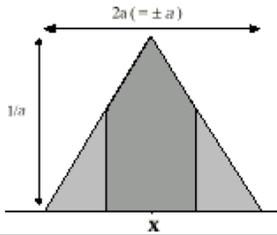
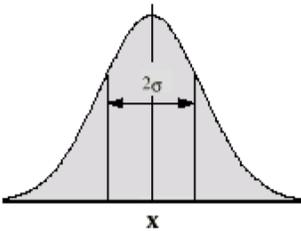
Für  $y = x_1 \times x_2$  oder  $y = \frac{x_1}{x_2}$

$$\Rightarrow \left(\frac{u_y}{y}\right)^2 = \left(\frac{u_{x_1}}{x_1}\right)^2 + \left(\frac{u_{x_2}}{x_2}\right)^2$$

$$\Rightarrow u_y = y \times \sqrt{\left(\frac{u_{x_1}}{x_1}\right)^2 + \left(\frac{u_{x_2}}{x_2}\right)^2}$$

**Anhang 4: Auswahl von Verteilungsfunktionen und Umstände ihrer Verwendung**

(Eurachem/CITAC, 2003)

symmetrische Rechteckverteilung		
Form	Verwendet bei:	Unsicherheit
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grenzen, die von einem Zertifikat oder anderen Spezifikationen ohne Angabe eines Konfidenzniveaus gegeben sind (z.B. 25ml±0,05ml)</li> <li>• Der Schätzwert wird als maximaler Bereich ±a ohne genaues Kenntnis der Form der Verteilung festgelegt.</li> </ul>	$u(x) = \frac{a}{\sqrt{3}}$
Dreiecksverteilung		
Form	Verwendet bei:	Unsicherheit
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Die verfügbare Information betreffend x ist weniger begrenzt als für die Rechteckverteilung. Werte näher an x sind wahrscheinlicher als Werte näher an den Grenzen.</li> <li>• Der Schätzwert wird als maximaler Bereich ±a mit einer symmetrischen Verteilung festgelegt</li> </ul>	$u(x) = \frac{a}{\sqrt{6}}$
Normalverteilung		
Form	Verwendet bei:	Unsicherheit
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ein Schätzwert wird durch wiederholte Beobachtungen eines zufällig schwankenden Vorganges ermittelt.</li> <li>• Die Unsicherheit ist in Form einer Standardabweichung s, als relative Standardabweichung <math>s/\bar{x}</math> oder als Variationskoeffizient CV % gegeben, ohne die Verteilung zu spezifizieren.</li> <li>• Die Unsicherheit ist als 95% (oder ein anderes) Konfidenzintervall <math>x \pm c</math> gegeben, ohne die Verteilung zu spezifizieren.</li> </ul>	$u(x) = s$ $u(x) = s$ $u(x) = x \cdot (s / \bar{x})$ $u(x) = \frac{CV\%}{100} \cdot x$ $u(x) = c / 2$ <p>(für c mit 95 %)</p> $u(x) = c / 3$ <p>(für c mit 99.7 %)</p>

