

# Organische Schadstoffe in Grünland- und Waldböden

Endbericht  
Salzburg 2018

**Projektleitung**

Mag. Dr. Andreas Kreuzeder

**AutorInnen**

Mag. Dr. Andreas Kreuzeder

DI Wolfgang Moche (Umweltbundesamt)

Dr. Sigrid Scharf (Umweltbundesamt)

**Weitere MitarbeiterInnen (alphabetisch gereiht)**

DI Dr Angelika Brunner

DI Georg Juritsch

DI (FH) Martin Leist

DI Dr Ludwig Wiener

Graphik: DI Dr Eva Foelsche-Trummer

Salzburg, 31. Jänner 2018

**Impressum**

Medieninhaber: Land Salzburg | Herausgeber: Abteilung 5: Natur- und Umweltschutz,  
Gewerbe; Referat 5/01: Abfallwirtschaft und Umweltrecht, DI Dr Angelika Brunner  
Postfach 527, 5010 Salzburg | Abbildungen: Abt. 5, Land Salzburg

## Inhalt

1	Zusammenfassung .....	1
2	Einleitung .....	2
2.1	Projektinformation .....	2
2.2	Parameterauswahl und Parameterbeschreibung.....	3
3	Methodik .....	10
3.1	Auswahl der Untersuchungsstandorte .....	10
3.2	Probenahme und Probenlagerung .....	11
3.3	Probenaufbereitung .....	12
4	Analyseverfahren .....	12
5	Ergebnisse und Diskussion .....	13
5.1	Allgemeine Bodenparameter.....	13
5.2	Organochlorpestizide (OCP).....	14
5.3	Polychlorierte Biphenyle (PCB).....	20
5.4	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK / PAH).....	24
5.5	Polybromierte Diphenylether (PBDE / BDE) .....	26
6	Vergleich mit bayrischen Analysendaten .....	27
6.1	Grünlandböden .....	27
6.2	Waldböden .....	27
7	Schlussfolgerungen .....	29
8	Abkürzungen und Glossar .....	30
9	Literatur.....	32



# 1 Zusammenfassung

Persistente organische Schadstoffe (Persistent Organic Pollutants, POP), sind organische Verbindungen, die in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut werden und die oftmals als toxisch bzw. umweltschädlich eingestuft sind. Bisher war der Kenntnisstand zum Vorhandensein dieser Verbindungen in Salzburg sehr gering. In der Untersuchungsserie „Organische Schadstoffe in Grünland- und Waldböden“ wurden im Jahr 2016 an 50 Wald- und Grünlandstandorten im Bundesland Salzburg Bodenproben entnommen und auf persistente organische Schadstoffe untersucht. Dabei wurden insbesondere Organochlorpestizide, Polychlorierte Biphenyle, Polyaromatische Kohlenwasserstoffe und an einzelnen Standorten polybromierte Diphenylether analysiert. Die Untersuchungsergebnisse wurden mit bayrischen Hintergrundwerten und weiteren Untersuchungen im Alpenraum verglichen und so eine Einordnung der vorgefundenen Schadstoffgehalte vorgenommen.

Im Wesentlichen zeigte sich, dass die Schadstoffgehalte im Bereich von Hintergrundwerten lagen. An keinem Untersuchungsstandort und für keinen Schadstoff zeigten sich erhebliche Schwerpunktbelastungen oder quellspezifische Muster. Einige Schadstoffe konnten an fast allen Standorten nachgewiesen werden. Dies waren insbesondere Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, p,p'-DDT, PAK und PCB.

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt, dass sich die Gehalte der aktuell analysierten Bodenproben gut in ein Gesamtbild mit bayrischen Werten und Messungen aus dem Alpenraum einordnen lassen. Im Vergleich ist die Belastung als durchschnittlich bis gering einzustufen. Keine der Proben überschreitet die Deutschen Vorsorgewerte für den Bodenschutz. Diese Analysen zeigen, dass an den beprobten Standorten eine Belastung mit persistenten organischen Schadstoffen im Bereich von Hintergrundwerten und unterhalb von Vorsorgewerten vorliegt.

Mit den vorliegenden Ergebnissen ist nun ein grundlegender Datenbestand für die untersuchten persistenten organischen Schadstoffe im Bundesland Salzburg vorhanden. Da keine Hinweise auf wesentliche Belastungsschwerpunkte aus den Daten ableitbar sind, ergibt sich bis auf weiteres kein Bedarf an zusätzlichen Erhebungen. Das Vorliegen weiterer nationaler Untersuchungsergebnisse oder anderer Daten kann eine Neubewertung erforderlich machen.

## 2 Einleitung

### 2.1 Projektinformation

Persistente organische Schadstoffe (Persistent Organic Pollutants, POP), sind organische Verbindungen, die in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut oder umgewandelt werden. Aufgrund ihrer Konfiguration und Zusammensetzung sind sie widerstandsfähig gegenüber chemischen, biologischen und photolytischen Abbauprozessen. Durch das Vorhandensein von Fluor-, Chlor- oder Bromatomen sowie deren Konfiguration sind POP schlecht wasser-, aber gut fettlöslich. Dies kann zu einer Anreicherung im Fettgewebe von Tieren und Menschen führen (Bioakkumulation). Darüber hinaus sind diese Verbindungen toxisch und umweltgefährlich wobei zwischen den einzelnen Schadstoffen wesentliche Unterschiede bestehen.

Aufgrund dieser Eigenschaften stellen POP ein globales Umweltproblem dar. Um dieser Gefährdung zu begegnen, wurde im POP-Protokoll von Aarhus (UNECE 1998) sowie in der POP Konvention von Stockholm (UNEP 2001) eine Reduktion des Einsatzes durch Stoffverbote und Einschränkungen angestrebt. Seit Mai 2004 ist dieses globale Abkommen in Kraft. Im Mai 2009 wurde die Liste von Stoffen mit Verboten bzw. Nutzungseinschränkungen von 9 auf 21 erweitert. In den Jahren 2011, 2013 und 2015 wurden insgesamt fünf weitere Substanzen bzw. Substanzgruppen aufgenommen.

Eine Umweltkrise, hervorgerufen durch erhebliche Freisetzung einer persistenten organischen Verbindung (HCB im Görtschitztal 2014/2015) in Kärnten zeigte, dass auch in Ländern mit moderner Umweltüberwachung lange verbotene persistente organische Schadstoffe in größerem Ausmaß in die Umwelt gelangen können. Dabei wurde der niedrige Kenntnisstand zur Hintergrundbelastung, zur Exposition sowie zu möglichen Schadstoffquellen dieser Verbindungsgruppe offensichtlich. Gemeinsam mit den dynamischen internationalen Regulationen und der Vielfalt an möglichen Verbindungen, zeigte sich die Notwendigkeit für die Erhebung grundlegender Hintergrundinformationen zu diesen Verbindungen.

Daher wurde in diesem Projekt die Erhebung der Belastungssituation mit organischen Schadstoffen im Bundesland Salzburg für wesentliche Leitparameter angestrebt. Ziel war die orientierende Untersuchung im gesamten Landesgebiet. Die analysierten Parameter wurden im Rahmen der finanziellen Möglichkeiten so ausgewählt, dass möglichst viele der in der Stockholm-Konvention verbotenen Verbindungen untersucht werden. Vordergründig war die Erhebung und Darstellung der Hintergrundbelastung dieser Schadstoffe insbesondere im siedlungsnahen Lebensbereich der Menschen und der Vergleich mit nationalen sowie internationalen Daten.

Projektpartner:

- Amt der Salzburger Landesregierung - Abteilung 5: Natur- und Umweltschutz, Gewerbe
- Umweltbundesamt
- Amt der Salzburger Landesregierung - Abteilung 4: Lebensgrundlagen und Energie

Die Analytik der organischen Parameter wurden von den MitarbeiterInnen der Abteilung Umweltanalytik der akkreditierten Prüfstelle für Umwelt- GVO- und Treibstoffanalytik der Umweltbundesamt GmbH durchgeführt. Weiters wurden Analysen zu Bodenparametern an der Universität für Bodenkultur Wien durchgeführt.

## **2.2 Parameterauswahl und Parameterbeschreibung**

Die ausgewählten Parameter orientierten sich insbesondere an der POP Konvention von Stockholm (UNEP 2001). Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane wurden jedoch nicht analysiert da zu diesen Substanzgruppen bereits eine gute Datenbasis besteht. Die Substanzen Aldrin, Dieldrin und Endrin (alle aus der Stockholm Konvention 2001) wurden aufgrund bekannter Vorerhebungen nicht analysiert. Aus der Stockholm Konvention 2009 wurde Pentachlorbenzol aufgenommen.

**Tabelle 1: Übersicht über gemessene Parameter, Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen**

	<b>Parameter</b>	<b>Analysemethoden sowie Bestimmungsgrenzen</b>
Allgemeine Bodenparameter	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ pH(H<sub>2</sub>O) und pH(CaCl<sub>2</sub>)</li> <li>○ Stickstoff</li> <li>○ Kohlenstoff total</li> <li>○ Organischer Kohlenstoff</li> <li>○ C/N-Verhältnis</li> <li>○ Anorganischer Kohlenstoff</li> <li>○ CaCO<sub>3</sub>-Äquivalent</li> </ul>	Bestimmungsgrenze: Analytenabhängig; alle <0,2%
Organochlorverbindungen in festen Proben	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Cis-Chlordan / trans-Chlordan</li> <li>○ Heptachlor</li> <li>○ Hexachlorbenzol (HCB)</li> <li>○ Mirex</li> <li>○ Toxaphen</li> <li>○ alpha/beta HCH, Lindan</li> <li>○ o,p'-DDT, p,p'-DDT</li> <li>○ Chlordecon</li> <li>○ Pentachlorbenzol</li> </ul>	Bestimmung von ausgewählten Organochlorpestiziden gemäß DIN ISO 10382, Extraktion mit Hexan, Endbestimmung mittels GC/MS  Bestimmungsgrenze: analytenabhängig 0,025-0,2 µg/kg TM; Toxaphen und Chlordecon: 0,1 mg/kg TM
PAK in festen Proben	<p>EPA 16:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Acenaphthen</li> <li>○ Acenaphthylen</li> <li>○ Anthracen</li> <li>○ Benzo(a)anthracen</li> <li>○ Benzo(a)pyren</li> <li>○ Benzo(b)fluoranthren</li> <li>○ Benzo(g,h,i)perylen</li> <li>○ Benzo(k)fluoranthren</li> <li>○ Chrysen</li> <li>○ Dibenzo(a,h)anthracen</li> <li>○ Fluoranthren</li> <li>○ Fluoren</li> <li>○ Indeno(1,2,3-c,d)pyren</li> <li>○ Naphthalin</li> <li>○ Phenanthren</li> <li>○ Pyren</li> </ul>	Bestimmung von PAK in festen Proben gemäß ÖNORM EN 15527, Extraktion mit Aceton und Hexan, Endbestimmung mittels GC/MS  Bestimmungsgrenze: analytenabhängig 0,05-0,1 µg/kg TM
PCB in Festproben	<p>6 Kongenere:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ PCB 28</li> <li>○ PCB 52</li> <li>○ PCB 101</li> <li>○ PCB 138</li> <li>○ PCB 153</li> <li>○ PCB 180</li> </ul>	Bestimmung von polychlorierten Biphenylen gemäß DIN ISO 10382, Extraktion mit Hexan, Endbestimmung mittels GC/MS  Bestimmungsgrenze: analytenabhängig 0,1-0,4 µg/kg TM
PBDE in Festproben	<p>10 Kongenere:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ PBDE 28</li> <li>○ PBDE 47</li> <li>○ PBDE 99</li> <li>○ PBDE 100</li> <li>○ PBDE 153</li> <li>○ PBDE 154</li> <li>○ PBDE 183</li> <li>○ PBDE 196</li> <li>○ PBDE 197</li> <li>○ PBDE 203</li> </ul>	Bestimmung von PBDE mittels GC/HRMS gemäß EPA 1614  Bestimmungsgrenze: 0,01 µg/kg TM



## Allgemeine Bodenparameter

Zur Charakterisierung der Probenahmestandorte wurden allgemeine Bodenparameter erhoben. Diese dienen zur Einordnung der Analysendaten. Dazu wurden folgende Analysen durchgeführt: pH(H<sub>2</sub>O) und pH(CaCl<sub>2</sub>), Stickstoff, Kohlenstoff total, Organischer Kohlenstoff, C/N-Verhältnis, Anorganischer Kohlenstoff (TIC) und CaCO<sub>3</sub>-Äquivalent

## Organochlorpestizide (OCP)

Die Organochlorpestizide (OCP) sind eine sehr heterogene Stoffgruppe von Organochlorverbindungen die als Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt wurden, bis ihre Anwendung in vielen Ländern verboten wurde. Organochlorverbindungen weisen die typischen Merkmale von POP auf: sie sind toxisch, persistent, lipophil und weisen ein hohes Akkumulationspotenzial auf. Das heißt, dass sie sich in fetthaltigen Matrices (z.B. Milch, Butter, Pflanzenöle) anreichern können.

Grundsätzlich handelt es sich bei Organochlorverbindungen um sehr stabile, mittel- bis schwerflüchtige Feststoffe, die eine geringe Wasserlöslichkeit, jedoch eine gute Löslichkeit in organischen Lösungsmitteln aufweisen. Organochlorpestizide stellen eine Untergruppe dieser Verbindungsklasse dar, die als Pestizide zur Insektenbekämpfung (z.B. Termiten), zur Kontrolle von Vektoren (Überträgern von Krankheitserregern wie z.B. für Malaria) und als Holz- und Textilschutzmittel verwendet wurden.

Ihre Eigenschaften machen OCP zu umweltpersistenten Verbindungen. Obwohl die genauen Eigenschaften stoffabhängig variieren, gilt doch allgemein, dass es zu einer starken Adsorption an Bodenpartikel sowie einer Verflüchtigung in Luftkompartimente kommen kann. OCP können über atmosphärische Verfrachtung über sehr lange Strecken transportiert werden. Dabei kommt es auch zu globalen Umlagerungsphänomenen was zu einer Anreicherung insbesondere in kalten Regionen (Hochgebirge, Polregionen) führt. Aufgrund der Bioakkumulation reichern sich diese Verbindungen insbesondere bei Tieren am Ende der Nahrungskette und damit beim Menschen an.

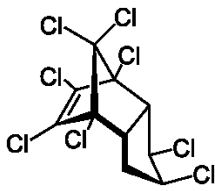
Organochlorpestizide (ausgenommen Hexachlorbutadien) sind als umweltgefährlich eingestuft. Diese Substanzen sind generell toxisch obwohl starke Unterschiede bezüglich der kanzerogenen, teratogenen und reproduktionstoxischen Eigenschaften bestehen. Darüber hinaus sind manche Vertreter dieser Stoffgruppe (z.B. DDT) endokrin wirksam, immuntoxisch und können das Nervensystem, insbesondere bei einer Exposition in Entwicklungsphasen, schädigen. In vielen Ländern ist ihre Verwendung heute verboten bzw. gibt es streng limitierte Anwendungsbereiche.

Im Zuge dieses Projekts wurden folgende Verbindungen analysiert.

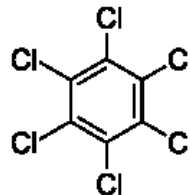
- cis-Chlordan
- trans-Chlordan
- Heptachlor
- Hexachlorbenzol (HCB)
- Mirex
- Toxaphen (Toxaphen 26, Toxaphen 32, Toxaphen 50, Toxaphen 62, Toxaphen 69)

- alpha/beta HCH, Lindan
- o,p'-DDT, p,p'-DDT
- Chlordacon
- Pentachlorbenzol

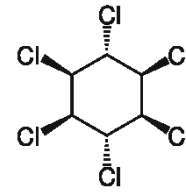
Davon konnten Toxaphen (alle Kongenere), Mirex, trans-Chlordan, Heptachlor und Chlordacon nicht nachgewiesen werden. Nachfolgend sind die Strukturformeln jener Verbindungen dargestellt, die in den Bodenproben nachgewiesen werden konnten:



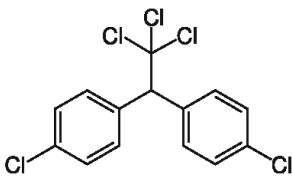
cis-Chlordan



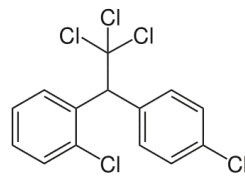
Hexachlorbenzol



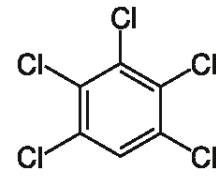
Lindan



*p,p'*-Dichlordiphenyltrichlorethan  
(*p,p'*-DDT)



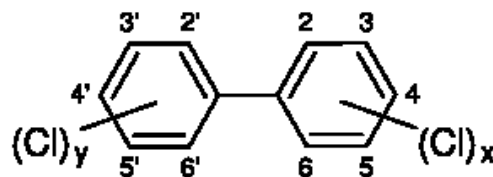
*o,p'*-Dichlordiphenyltrichlorethan  
(*o,p'*-DDT)



Pentachlorbenzol

### Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle sind chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe die seit den 1930er Jahren industriell genutzt wurden. Insbesondere in Transformatoren, Dichtungsmassen, Isolatoren (Elektrik) und Wärmetauscherflüssigkeiten wurden diese Verbindungen eingesetzt.



Alle Vertreter dieser Substanzgruppe haben das gleiche Grundgerüst (siehe Strukturformel) aber unterscheiden sich durch die Anzahl und Stellung der Chloratome. Insgesamt gibt es 209 mögliche PCBs. Die Wasserlöslichkeit und der Dampfdruck nehmen mit dem Substituierungsgrad ab, die Lipidlöslichkeit nimmt mit dem Chlorierungsgrad zu. Die Biokonzentrationsfaktoren steigen mit dem Chlorierungsgrad und der Abnahme der Wasserlöslichkeit der PCBs. Grundsätzlich besteht bei allen PCBs begründeter Verdacht auf krebserregendes Potential. Darüber hinaus können alle PCBs tumorpromovierend wirken. Die Toxizität der PCBs ist von Anzahl und Position der Chloratome abhängig. Der Hauptbelastungspfad für den Menschen ist die orale Aufnahme über fettreiche Lebensmittel, z.B. Fisch.

Ihre Eigenschaften machen PCB zu umweltpersistenten Verbindungen. Die Abbaubarkeit in der Umwelt hängt vom Chlorierungsgrad ab. Obwohl die genauen Eigenschaften stoffabhängig variieren, gilt doch allgemein, dass es zu einer starken Adsorption an Bodenpartikel, Sedimente und biologische Gewebe kommt. Eine Sublimation in die Gasphase ist oberflächen- und temperaturabhängig. Verfrachtungsprozesse in der Umwelt erfolgen in der Gasphase oder durch partikelgebundene Transportvorgänge.

Im Zuge dieses Projekts wurden folgende PCB-Kongeneren in den Bodenproben untersucht:

IUPAC-Name	Kongenerennummer	CAS-Nummer
2,4,4'-Trichlorbiphenyl	28	7012-37-5
2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	52	35693-99-3
2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	101	37680-73-2
2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	138	35065-28-2
2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	153	35065-27-1
2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	180	35065-29-3

### **Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK / PAH)**

Zu dieser Stoffgruppe gehören Kohlenwasserstoffverbindungen die über zumindest zwei aromatische Kohlenwasserstoffringe verfügen. Als Leitsubstanz wird oft Benzo(a)pyren (BaP) verwendet. PAK entstehen bei unvollständiger Verbrennung organischer Verbindungen wie z.B. durch Verkehr, Hausbrand, Kohlekraftwerke oder auch bei natürlichen Prozessen. Bei der industriellen Produktion entstehen PAK als Zwischenprodukte bei der Erzeugung von PVC und Kunststoffen (Naphthalen), Pigmenten (Acenaphthen, Pyren), Farben (Anthrazen, Fluoranthen) und Pestiziden (Phenanthren). Weiters werden PAK insbesondere bei der Verbrennung fester biogener Brennstoffe (z.B. Holz, Zigarettenrauch) freigesetzt.

Grundsätzlich sind PAK schlecht wasserlöslich (steigend mit höherer Molekülmasse), lipophil und persistent. Sie haben hohe Schmelz- und Siedepunkte, der Dampfdruck ist gering. Da PAK nicht halogeniert sind, nehmen sie eine Sonderstellung unter den persistenten organischen Verbindungen ein.

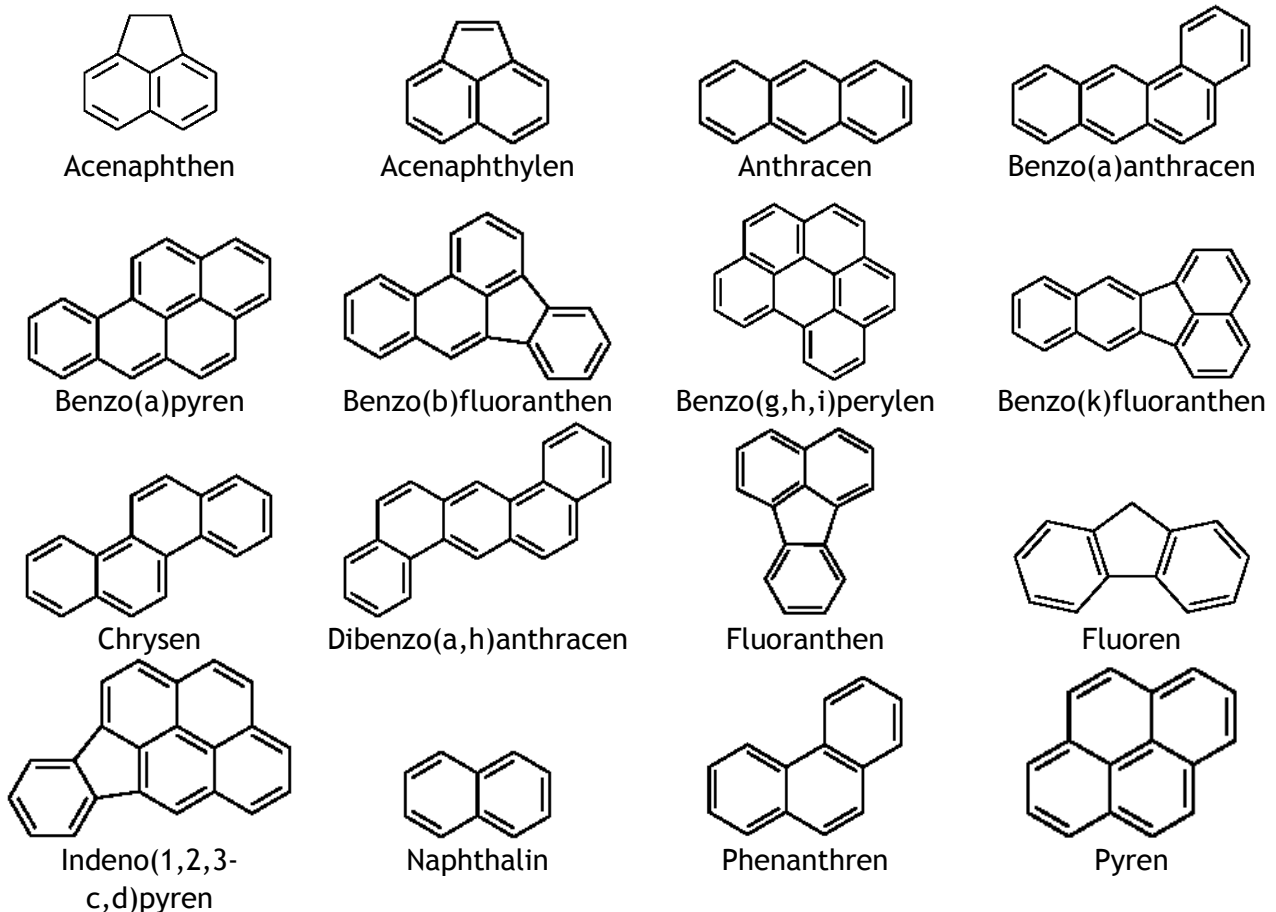
Der Nachweis von PAK ist in der Umwelt in allen Kompartimenten möglich. Durch ihre Stoffeigenschaften binden sich PAK an Bodenpartikel, Partikel in der Luft und in Sedimenten aquatischer Ökosysteme. Insbesondere bei PAK die durch Verbrennungsprozesse in die Luft gelangen erfolgt eine räumlich weitreichende Verbreitung. Ein Abbau dieser Verbindungen ist insbesondere unter aeroben Bedingungen möglich.

Aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften sind PAK bioakkumulativ. Die Biokonzentrationsfaktoren der verschiedenen Verbindungen dieser Gruppe liegen zwischen 10 und 10.000. Zahlreiche PAK sind krebserregend. Benzo(a)pyren ist teratogen, reproduktionstoxisch, immuntoxisch und kanzerogen. PAK werden von Menschen über die Nahrung, das Trinkwasser und über die Atemluft aufgenommen. Dabei können diese Verbindungen auch bei der Zubereitung von Lebensmitteln

entstehen (Räuchern, Braten, Grillen). Insbesondere Zigarettenrauch ist eine wesentliche Expositionsquelle für den Menschen.

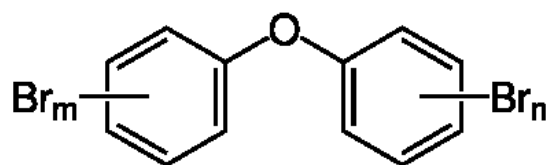
Als einzige nicht halogenierte Schadstoffgruppe wurden in diesem Projekt PAK analysiert. PAK sind zwar nicht im gleichen Ausmaß in der Umwelt persistent wie halogenierte Verbindungen aber über die Ausbreitung in der Umwelt, Schadstoffpotential sowie Bioakkumulation oftmals ähnlich.

Die Parameterauswahl erfolgte gemäß der „EPA 16“ welche folgende Verbindungen beinhaltet:



#### Polybromierte Diphenylether (PBDE / BDE)

Polybromierte Diphenylether sind bromierte aromatische Kohlenwasserstoffe die als Flammschutzmittel industriell eingesetzt wurden / werden. Alle Vertreter dieser Substanzgruppe haben das gleiche Grundgerüst (siehe Strukturformel) aber unterscheiden sich durch die Anzahl und Stellung der Bromatome. Insgesamt gibt es 209 mögliche PBDEs.



Einsatzgebiete für PBDE sind vor allem Flammenschutzmittel, d. h. zur Erschwerung der Entzündbarkeit und zur Verlangsamung der Flammausbreitung von Materialien im Elektro-, Elektronik-, Bau-, Transport- und Textilsektor sowie bei der Herstellung von Kunststoffen (bis zu 15 % PBDE) und Polyurethanschäumen (bis 30 % PBDE).

Grundsätzlich handelt es sich bei PBDE um sehr stabile, schwer flüchtige Stoffe, die eine geringe Wasserlöslichkeit, jedoch eine gute Fettlöslichkeit aufweisen. Diese Eigenschaften machen PBDE zu umweltsensiblen Verbindungen. Obwohl die genauen Eigenschaften stoffabhängig variieren, gilt doch allgemein, dass es zu einer starken Adsorption an Bodenpartikel sowie einer Verflüchtigung in Luftkompartimente kommen kann. PBDE können über atmosphärische Verfrachtung über sehr lange Strecken transportiert werden. Dabei kommt es auch zu globalen Umlagerungsphänomenen was zu einer Anreicherung insbesondere in kalten Regionen (Hochgebirge, Polregionen) führt.

Aufgrund ihrer guten Fettlöslichkeit sind PBDE bioakkumulierend und weisen sehr hohe Biokonzentrationsfaktoren von 13.000.000 (BDE-47, Tetra-BDE), 1.400.000 (BDE-99, Penta-BDE) und 220.000 (BDE-153, Hexa-BDE) auf.

Die toxikologische Datenlage zu PBDEs ist derzeit noch unvollständig. Generell sinkt die Toxizität mit dem Bromierungsgrad. Jedoch sind die Kongenere BDE-28, BDE-47, BDE-99 und BDE-100 (Penta-BDE) sehr toxisch für aquatische Organismen. Weiters wurden kanzerogene Wirkungen genauso wie Störungen der Gehirnentwicklung und des Hormonhaushalts für einzelne Kongenere nachgewiesen.

An fünf Standorten wurden im Rahmen dieses Projekts folgende Kongenere der polybromierten Verbindungen analysiert:

IUPAC-Name	Kongenerennummer	CAS-Nummer
2,4,4'-Tribromodiphenyl Ether	PBDE 28	41318-75-6
2,2',4,4'-Tetrabromodiphenyl Ether	PBDE 47	5436-43-1
2,2',4,4',5-Pentabromodiphenyl Ether	PBDE 99	60348-60-9
2,2',4,4',6-Pentabromodiphenyl Ether	PBDE 100	189084-64-8
2,2',4,4',5,5'-Hexabromodiphenyl Ether	PBDE 153	68631-49-2
2,2',4,4',5,6'-Hexabromodiphenyl Ether	PBDE 154	207122-15-4
2,2',3,4,4',5,6'-Heptabromodiphenyl Ether	PBDE 183	207122-16-5
2,2',3,3',4,4',5,6'-Octabromodiphenylether	PBDE 196	446255-38-5
2,2',3,3',4,4',6,6'-Octabromodiphenylether	PBDE 197	117964-21-3
2,2',3,4,4',5,5',6-Octabromodiphenyl Ether	PBDE 203	337513-72-1

## 3 Methodik

### 3.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte

Über den gesamten Untersuchungsraum wurde ein Raster von 34 Feldern gelegt. In jedem Feld wurde ein Standort zur Entnahme einer Bodenprobe ausgewählt. Um Einflüsse durch die Nutzung bzw. Bearbeitung von landwirtschaftlichen Flächen (z.B. durch Bodenbearbeitung) möglichst gering zu halten, wurde diese Bodenprobe aus bewaldetem Gebiet gezogen. Weiters wurden zusätzliche Standorte mit besonderer Belastungssituation (Grünland und Waldstandorte) sowie Bodendauerbeobachtungsstandorte beprobt. Dabei wurden folgende Kriterien zur Standortauswahl herangezogen:

#### Waldstandort:

- Tallage
- Siedlungsnähe: Beprobung im Bereich des täglichen Lebens der Einwohner
- Lage soll das Rasterfeld repräsentieren
- Ungestörter Waldboden (Fichtenbestand, 60-120 Jahre), Lage im Bestand
- Sofern vorhanden, Nutzung bestehender Probenahmestandorte (z.B. Bodenzustandsinventur)

Über das Rasterschema hinausgehend wurden 13 Grünlandproben insbesondere bei bestehenden Grünlandprobenahmepunkten (Bodenzustandsinventur, Bodendauerbeobachtung) und besonderer Belastungssituation entnommen. Weiters wurden drei Waldbodenproben mit besonderer Belastungssituation entnommen. Die Standorte wurden anhand der folgenden Kriterien ausgewählt:

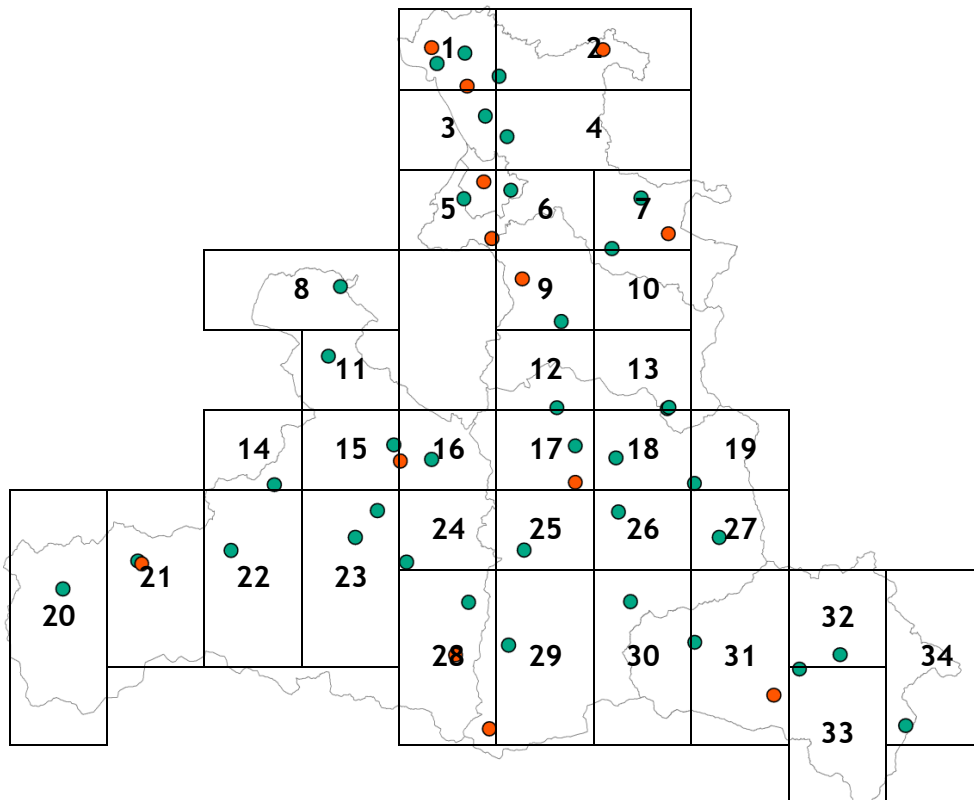
#### Standorte mit besonderer Belastungssituation (Wald oder Grünland):

- Tallage
- Nähe zu potenziellen Industriestandorten oder Vorliegen eines Verdachts (Repräsentativität für Rasterfeld nicht nötig)
- untergeordnetes Kriterium: Siedlungsnähe
- Ungestörte Grünlandfläche (Dauergrünland, sofern möglich kein Bodenbruch in den letzten Jahren/Jahrzehnten; keine Verfüllungen/Geländekorrekturen) oder ungestörter Waldboden

Weiters wurden Standorte der Bodendauerbeobachtung zur Beprobung herangezogen um Vergleiche mit älteren Messserien herstellen zu können.

#### Dauerbeobachtungsstandorte (Zur Bewertung der Kontinuität der Messergebnisse):

- vorgegebene Standorte aus bisherigen Messserien (Grünlandstandorte)



**Abbildung 1:** Darstellung des Probenahmerasters und der Probenahmepunkte.  
(grün: Waldstandorte; rot: Grünlandstandorte)

### 3.2 Probenahme und Probenlagerung

Die Fähigkeit einiger POP stark an organisches Material zu binden, führt dazu, dass die Humusschicht und der obere Mineralboden in Ökosystemen den größten Ökosystemspeicher darstellen. Es ist bekannt, dass speziell in höheren Bodenschichten der Abbau von POP verlangsamt ist und dass POP-Konzentrationen ansteigen können, da die Akkumulation von POP in den oberen Bodenschichten durch den Streueintrag höher als die Abbaurate ist. Daher wurden in diesem Projekt die Humusaufgabe (Waldstandorte) bzw. die oberste Bodenschicht (Grünlandstandorte) beprobt.

#### Waldstandort

An Waldstandorten wurde die gesamte vorhandene Humusaufgabe aus 3 Einzelproben (bei geringer Auflagemächtigkeit bis zu 5 Einzelproben) in einem hangparallelen 20m-Transsekt zu einer Mischprobe vereint. Die Einzelproben wurden aus einem 25cm x 25cm Stechrahmen entnommen. Dabei wurde die gesamte Humusaufgabe innerhalb des Stechrahmens entnommen: OL, OF, und OH-Schicht. Außerdem wurden kleine Zweige, Zapfen o.ä. Material entnommen. Nicht Teil der Probe waren lebende Wurzeln sowie Steine. Die zu entnehmende Schicht endete am Beginn der darunter liegenden Mineralbodenschicht. Es wurde kein zusätzlicher Mineralboden entnommen/abgekratzt.

Die Einzelproben wurden bei jeder Entnahme in einen gemeinsamen Plastikbeutel (aus PE) gegeben. Jede weitere Entnahme erfolgte auf das zuvor entnommene Material. Die Mischprobe wurde

in einem Kühlbehälter lichtgeschützt zwischengelagert und so bald wie möglich bei 6 °C zwischengelagert. Nach spätestens einer Woche erfolgte der Versand an das Umweltbundesamt.

### **Grünlandstandort**

Auf einer Fläche von ca. 100m<sup>2</sup> wurden mittels Grassodenprobenehmer insgesamt 40 Einzelproben aus der Tiefenstufe 0-5cm entnommen. Gras und anderer Bewuchs wurde nicht mit beprobt - Wurzeln verblieben jedoch bei der Probe.

Die Einzelproben wurden bei jeder Entnahme in einen gemeinsamen Plastikbeutel (aus PE) gegeben. Die Mischprobe wurde in einem Kühlbehälter lichtgeschützt zwischengelagert und so bald wie möglich bei 6 °C zwischengelagert. Nach spätestens einer Woche erfolgte der Versand an das Umweltbundesamt.

## **3.3 Probenaufbereitung**

### **Probenaufbereitung**

Die naturfeuchten Proben wurden gefriergetrocknet. Danach wurden die trockenen Grünlandböden mit einem Metallsieb auf < 2mm gesiebt, der Waldauflagehumus mit einer Ultrazentrifugalmühle analysenfein gemahlen.

Die Trockenmasse 105 °C wurde mit einem Infrarottrockner aus der gefriergetrockneten Probe bestimmt.

## **4 Analyseverfahren**

### **Organochlorverbindungen in festen Proben**

Bestimmung von ausgewählten Organochlorpestiziden sowie polychlorierten Biphenylen gemäß DIN ISO 10382:

- Zugabe isotope markierte Surrogatstandards
- Soxhletextraktion mit Hexan
- Säulenchromatographische Reinigung über Florisil
- Zugabe eines Injektionsstandards und Bestimmung mittels APGC-MS/MS
- Quantifizierung mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten Surrogatstandards

### **PAK/PAH in festen Proben**

Bestimmung von PAK in festen Proben gemäß ÖNORM EN 15527:

- Zugabe isotope markierter Surrogatstandards
- Soxhletextraktion mit Aceton/Hexan
- Aceton durch Ausschütteln mit Wasser entfernen
- Zugabe eines Injektionsstandards und Bestimmung mittels GC-MS
- Quantifizierung mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten Surrogatstandards

### **PBDE in Festproben**

Bestimmung von PBDE gemäß EPA 1614:

- Zugabe isotope markierter Surrogatstandards
- Soxhletextraktion mit Toluol



- Vierstufige säulenchromatographische Reinigung (Silica/AgNO<sub>3</sub>, Silica/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, Aktivkohle, Florisil)
- Zugabe eines Injektionsstandards und Bestimmung mittels GC-HRMS
- Quantifizierung nach der Isotopenverdünnungsmethode mit Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten Surrogatstandards

### Datenauswertung

Die Berechnung der deskriptiven statistischen Parameter berücksichtigte auch Ergebnisse im unteren Messbereich. Dazu wurden bei den Messungen der OCP, PCB und PBDE Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze mit dem Wert 0 gleichgesetzt und für Ergebnisse welche kleiner der Quantifizierungsgrenze waren wurde ein Wert der halben Quantifizierungsgrenze angenommen.

## 5 Ergebnisse und Diskussion

### 5.1 Allgemeine Bodenparameter

Grundlegende Bodenparameter wurden zur Charakterisierung der Probenahmestandorte analysiert.

Im Grünland wurden Proben aus den oberen 5 cm entnommen. In dieser oberen Bodenschicht zeigte sich ein sehr geringer Einfluss aus dem Muttergestein. Ein signifikanter CaCO<sub>3</sub>-Gehalt wurde nur an einem Standort gemessen. Alle anderen Standorte zeigten keinen bis nur einen sehr geringen CaCO<sub>3</sub>-Gehalt. An diesem Standort wurden auch, im Vergleich zu allen anderen Standorten, erhöhte Kohlenstoffgehalte (C<sub>tot</sub>, C<sub>org</sub>, TIC) sowie der höchste pH-Wert nachgewiesen. Alle anderen Standorte wiesen weitgehend ähnliche Charakteristika auf.

Die Abweichung bei den allgemeinen Bodenparametern bei einem Probenahmepunkt zeigten keinen offensichtlichen Einfluss auf die Schadstoffgehalte.

**Tabelle 2:** Allgemeine Bodenparameter - Grünland

	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Stickstoff	Kohlenstoff total	Organischer Kohlenstoff	C/N	Anorganischer Kohlenstoff (TIC)	CaCO <sub>3</sub> - Äquivalent
<b>Min</b>	4,78	4,31	5,09	51,12	49,36	9,17	0,03	0,22
<b>Median</b>	6,30	5,97	6,22	74,70	74,44	10,20	0,04	0,32
<b>Max</b>	7,17	6,84	10,76	155,26	120,00	12,28	6,48	54,00
<b>MW</b>	6,28	5,91	7,23	82,17	76,88	10,52	0,98	8,19
<b>s</b>	0,65	0,75	1,83	32,18	23,93	1,16	2,42	20,21

Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung

Die Analysen des Auflagehorizonts der Waldböden zeigte niedrige pH-Werte wie dies für Waldstandorte mit dominierenden Nadelhölzern zu erwarten ist. Ein Einfluss des Muttergesteins in Form von Carbonat konnte an keinem Standort festgestellt werden.

Im Vergleich zu den Grünlandstandorten wurde ein um ca. 2,7 mal höheres C/N-Verhältnis festgestellt. Weiters waren die Stickstoffgehalte um einen Faktor ~1,5 und der Gehalt an organi-

schem Kohlenstoff um einen Faktor ~3,5 höher als in der oberen Bodenschicht der Grünlandböden. Dies ist aufgrund der noch nicht abgebauten organischen Substanz (Nadelstreuauflage) plausibel.

**Tabelle 3: Allgemeine Bodenparameter - Waldböden**

	pH(H <sub>2</sub> O)	pH(CaCl <sub>2</sub> )	Stickstoff	Organischer Kohlenstoff	C/N
<b>Min</b>	3,25	2,54	10,34	287,31	19,55
<b>Median</b>	5,04	4,71	15,96	477,59	27,62
<b>Max</b>	6,00	5,52	19,63	535,12	45,38
<b>MW</b>	4,85	4,40	15,74	450,77	28,95
<b>s</b>	0,76	0,85	2,67	68,58	4,47

Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung

## 5.2 Organochlorpestizide (OCP)

Von den gemessenen Organochlorverbindungen konnten alpha-HCH, beta-HCH, Chlordecon, Heptachlor, Mirex und Toxaphen an keinem der Untersuchungsstandorte nachgewiesen werden. Trans-Chlordan konnte lediglich an einem Standort (Rasterfeld 1) in geringer Konzentration 0,054 µg/kg TM) nachgewiesen werden. Diese OCP sind daher in den nachfolgenden Auswertungen nicht berücksichtigt. Folgende Organochlorpestizide konnten an zumindest einem Standort nachgewiesen und quantifiziert werden (Anzahl der Positivnachweise aus 50 Standorten):

- cis-Chlordan (4)
- trans-Chlordan (1)
- Hexachlorbenzol (48)
- Lindan (3)
- o,p'-DDT (5)
- p,p'-DDT (35)
- Pentachlorbenzol (48)

**Tabelle 4: OCP Konzentrationen in Waldböden**

	cis-Chlordan	gamma-HCH (Lindan)	Hexachlorbenzol	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Pentachlorbenzol
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM
Min	n.n.	n.n.	0,096	n.n.	< 0,2	0,18
Median	0,00	0,00	0,26	0,00	0,49	0,45
Max	0,07	0,68	0,64	0,50	3,00	2,20
MW	0,01	0,04	0,26	0,04	0,72	0,57
s	0,02	0,13	0,10	0,12	0,66	0,43

Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung

**Tabelle 5: OCP Konzentrationen in Grünlandböden**

	<b>cis-Chlordan</b>	<b>gamma-HCH (Lindan)</b>	<b>Hexachlorbenzol</b>	<b>o,p'-DDT</b>	<b>p,p'-DDT</b>	<b>Pentachlorbenzol</b>
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM
Min	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,1
Median	n.n.	n.n.	0,14	0,00	0,00	0,44
Max	n.n.	n.n.	2,40	0,28	1,60	2,60
MW	n.n.	n.n.	0,40	0,02	0,16	0,54
s	n.n.	n.n.	0,65	-	0,44	0,68

Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung

## Räumliche Verteilung und vorgefundene Konzentrationsbereiche der Organochlorpestizide

### Cis-Chlordan

Das Organochlorpestizid cis-Chlordan konnte an vier Standorten nachgewiesen werden (0,05-0,07 µg/kg TM). Die vier Proben stammten von Waldstandorten, aber es zeigte sich kein erkennbares räumliches Muster. Eine plausible Quelle für dieses Kontakt- und Fraßinsektizid lässt sich nicht feststellen.

### Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol konnte in allen Waldbodenproben und in fast allen Grünlandbodenproben (11 von 13 Standorten) nachgewiesen werden. Die Gehalte in Grünlandböden sind dabei im Median niedriger (Waldböden 0,26 µg/kg TM; Grünlandböden 0,14 µg/kg TM) aber aufgrund von drei Standorten mit erhöhten Gehalten im Mittelwert höher als in Waldböden (Waldböden 0,26 µg/kg TM; Grünlandböden 0,40 µg/kg TM).

Die räumliche Verteilung von HCB deutet darauf hin, dass die Gehalte in Grünland wie in Waldböden mit einer erhöhten Besiedlungsdichte tendenziell steigen. Die höchsten Gehalte wurden insb. in der Stadt Salzburg nachgewiesen. Die geringste Belastung liegt im Lungau vor. Aufgrund des Probenahmestandorts in der Stadt Salzburg, auf einer zentralen innerstädtischen Grünfläche, kann angenommen werden, dass HCB insbesondere durch Feuerwerke in den Boden eingebracht wurde.

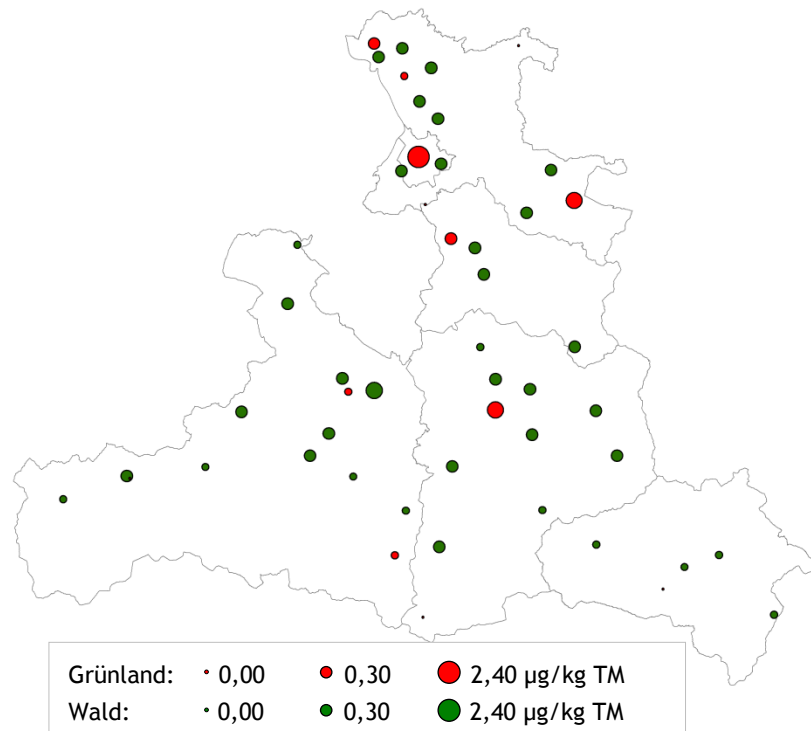


Abbildung 2: Räumliche Verteilung von HCB in den Bodenproben

Das Konzentrationsprofil zeigt die Verteilung der HCB-Gehalte in den 37 Wald-Bodenproben und 13 Grünlandproben. Deutlich erkennbar sind die Gehalte in den Grünlandproben über einen größeren Konzentrationsbereich verteilt.

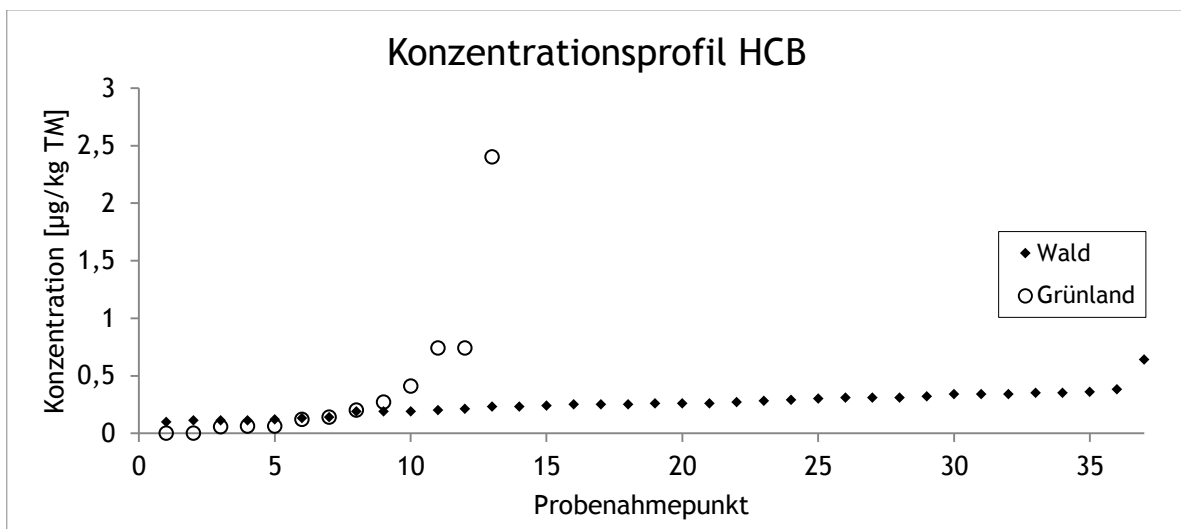


Abbildung 3: Konzentrationsprofil von HCB in den Bodenproben (gereiht nach Konzentration)

### gamma-HCH (Lindan)

Das Organochlorpestizid gamma-HCH (Lindan) konnte an drei Standorten nachgewiesen werden (0,22-0,68 µg/kg TM). Die drei Proben stammten von Waldstandorten aber es zeigte sich kein erkennbares räumliches Muster. Eine plausible Quelle für dieses Kontakt- und Fraßinsektizid, das sowohl in der Landwirtschaft als auch in Holzschutzmitteln verwendet wurde, lässt sich nicht feststellen.

### Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)

Das Organochlorpestizid o,p'-DDT konnte in vier Wald-Bodenproben (0,27-0,50 µg/kg TM) und in einer Grünlandprobe (0,28 µg/kg TM) nachgewiesen werden. p,p'-DDT konnte in allen Wald-Bodenproben (< 0,20-3,00 µg/kg TM) und in zwei Grünlandproben (0,23 und 1,6 µg/kg TM) nachgewiesen werden. Generell zeigte sich, dass o,p'-DDT an jenen Standorten nachgewiesen wurde, die erhöhte Gehalte an p,p'-DDT aufwiesen. Dies ist insbesondere durch die Zusammensetzung der technischen DDT-Gemische erklärbar, da diese ca. 80% p,p'-DDT und ca. 15% o,p'-DDT enthielten.

Auffällig ist der wesentlich häufigere Nachweis von DDT in Waldböden im Vergleich zu Grünlandböden. Dies kann einerseits auf Ferntransport von Schadstoffen hindeuten, welche von Nadelwäldern aus der Luft „ausgekämmt“ werden. Andererseits kann eine Rückhaltung von Schadstoffen in den Bodenauflagehorizonten zu diesen erhöhten Gehalten führen (siehe Konzentrationsprofil).

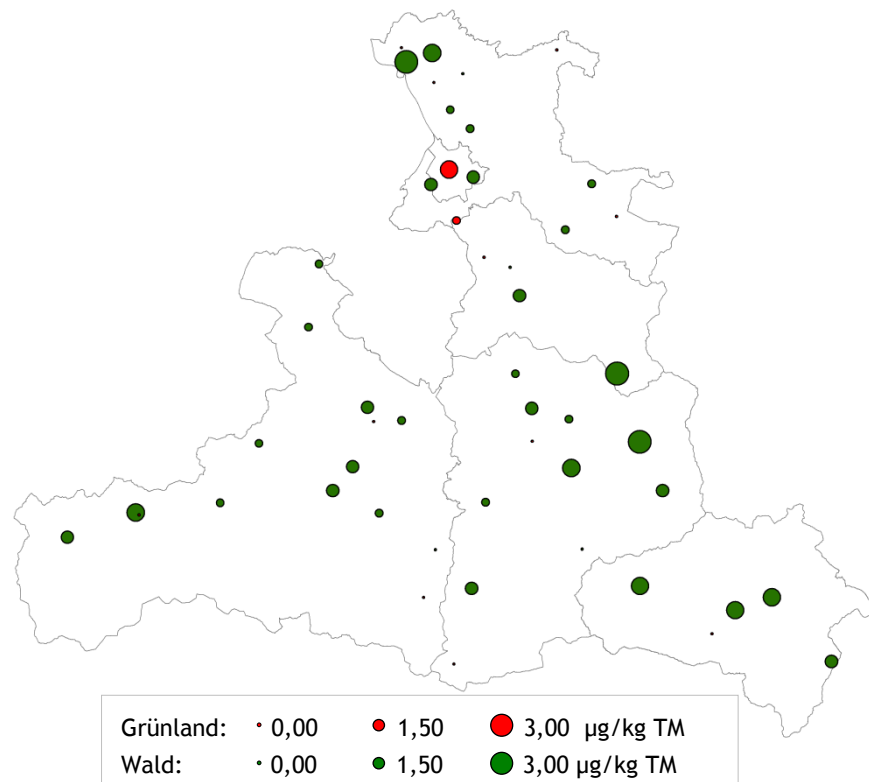
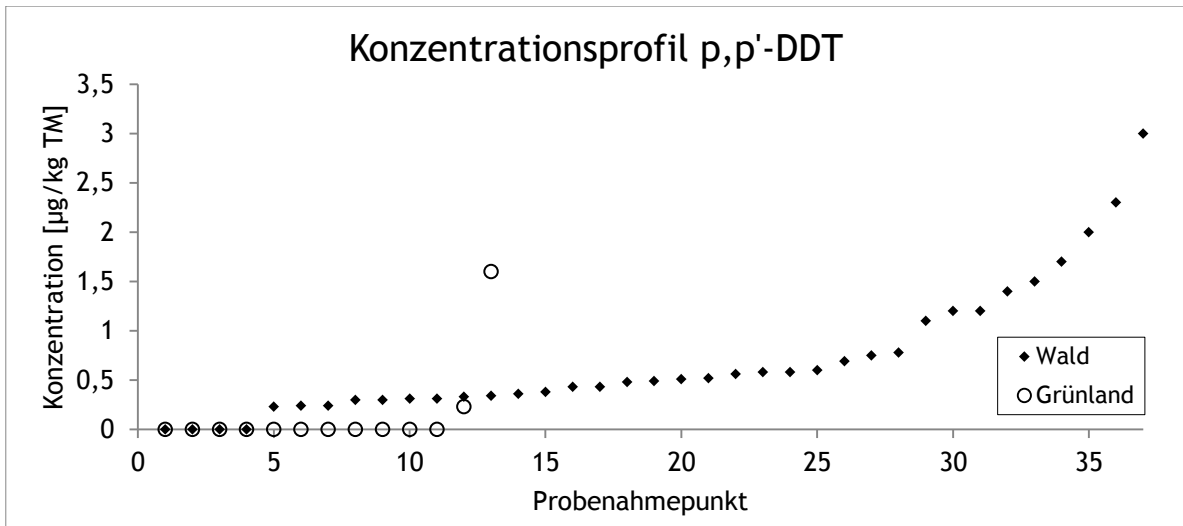


Abbildung 4: Räumliche Verteilung von p,p'-DDT in den Bodenproben

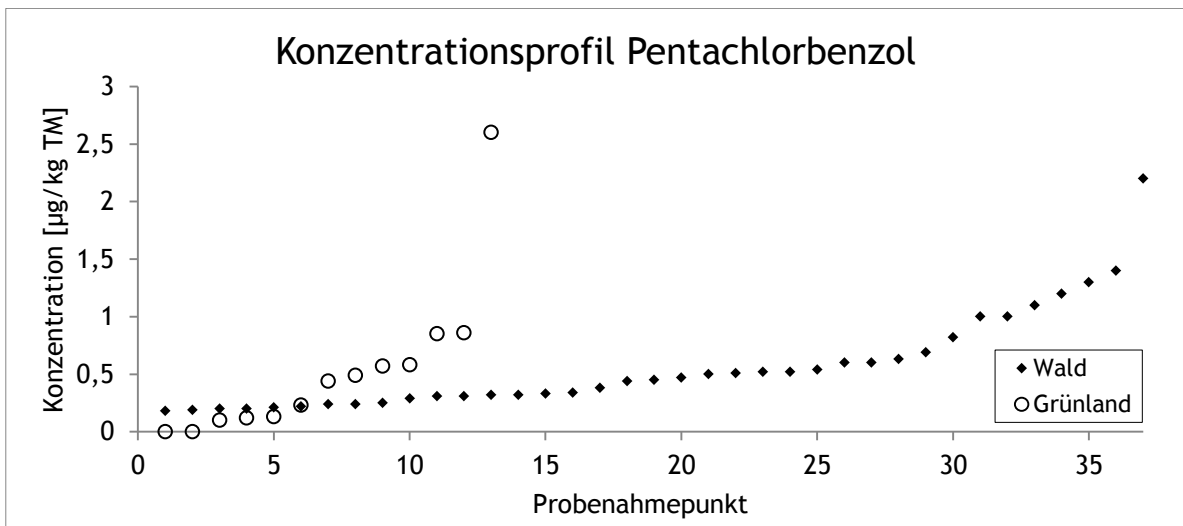


**Abbildung 5:** Konzentrationsprofil von p,p'-DDT in den Bodenproben (gereiht nach Konzentration)

Das Konzentrationsprofil zeigt, dass die Grünlandproben in den meisten Fällen keine Belastung mit DDT aufwiesen. Die Waldbodenproben wiesen jedoch im Median Gehalte um 0,49 µg/kg TM p,p'-DDT auf.

#### Pentachlorbenzol

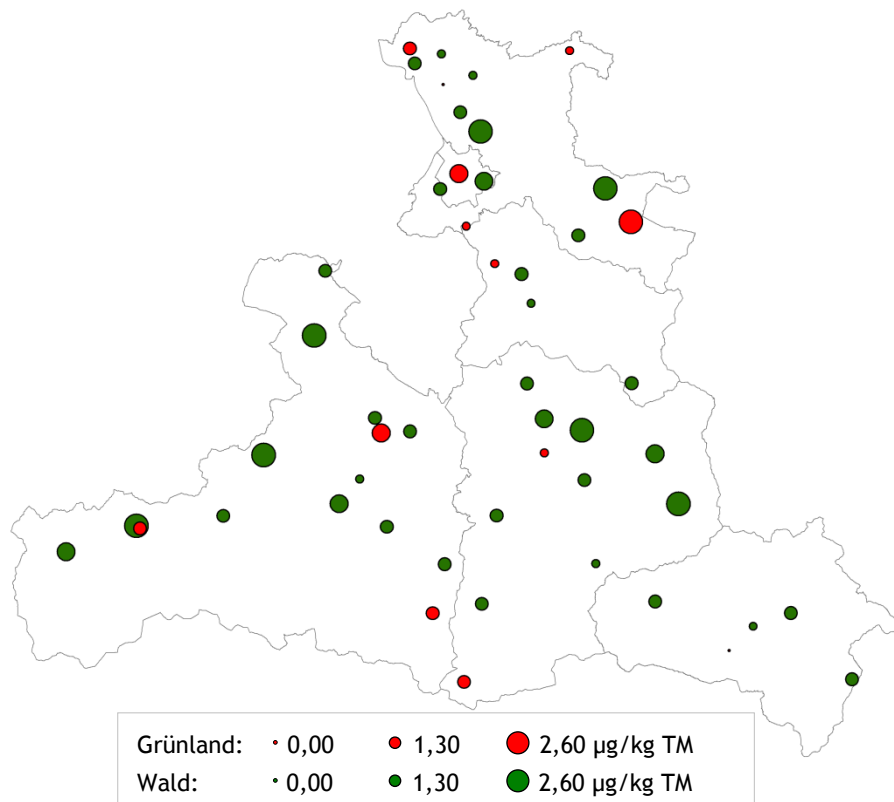
Das Organochlorpestizid Pentachlorbenzol konnte in allen Wald-Bodenproben (0,18-2,20 µg/kg TM) und in allen Grünlandproben (<0,10-2,60 µg/kg TM) nachgewiesen werden. Dabei sticht jeweils ein Standort bei den Waldbodenproben mit 2,2 µg/kg TM sowie den Grünlandbodenproben mit 2,6 µg/kg TM hervor (siehe Konzentrationsprofil).



**Abbildung 6:** Konzentrationsprofil von Pentachlorbenzol in den Bodenproben (gereiht nach Konzentration)

Die räumliche Verteilung von Pentachlorbenzol lässt keinen eindeutigen Trend erkennen. Es scheint ein schwacher Zusammenhang zwischen den Gehalten in Grünland wie in Waldböden mit erhöhter Besiedlungsdichte zu geben. Die geringste Belastung liegt im Lungau vor. Da Pentachlorbenzol als Zwischenprodukt bei der Herstellung anderer Pestizide oder als Nebenprodukt

bei der Ausbringung anderer Produkte in die Umwelt gelangte, lassen sich keine Rückschlüsse auf die Schadstoffquellen ziehen.



**Abbildung 7:** Räumliche Verteilung von Pentachlorbenzol in den Bodenproben

### Zusammenfassende Bewertung der Organochlorpestizidgehalte und Einstufung der Gehalte

Insgesamt zeigen die Organochlorpestizide keine eindeutigen räumlichen oder quellspezifische Muster. HCB, Pentachlorbenzol und p,p'-DDT konnten an so gut wie allen Standorten (Grünland und Waldböden) nachgewiesen werden.

Um die Ergebnisse der aktuellen Studie bewerten zu können, wurden sie mit Daten aus dem Projekt MONARPOP verglichen. Im Rahmen des Projektes MONARPOP wurden 2005 an 30 Probenahmestellen verteilt über den Alpenraum Humusproben entnommen und auf diverse POP analysiert. Zwei dieser Probenahmestellen liegen in Salzburg, in Bucheben und in Rußbach. Verglichen werden die Daten der Waldbodenproben der aktuellen Studie mit den Mittelwerten und Medianen, bzw. Minima und Maxima der Probengesamtheit aus MONARPOP und mit den Ergebnissen der beiden „Salzburger MONARPOP Proben“.

### Organochlorpestizide

Bei der Gruppe der Organochlorpestizide ist ein Vergleich nicht bei allen Substanzen möglich. Das liegt vor allem an den unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen in den beiden Studien. In der aktuellen Studie wurde mit APGC-MS/MS gemessen, im Projekt MONARPOP mit GC/HRMS, daher sind die Bestimmungsgrenzen in der aktuellen Studie höher als in MONARPOP und die Analyten

liegen in den meisten Proben der aktuellen Studie unter der Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze. Das betrifft alle HCH Isomere, o,p'-DDT, trans-Chlordan/cis-Chlordan, Mirex und Heptachlor. Ein Vergleich ist bei p,p'-DDT und HCB möglich. Pentachlorbenzol wurde zwar in der aktuellen Studie analysiert nicht aber in MONARPOP.

### **p,p'-DDT**

Der Vergleich der p,p'-DDT Werte zeigt ein einheitlicheres Niveau in der aktuellen Studie als in MONARPOP mit einem Median von 490 ng/kg TM (Waldstandorte). Die Ergebnisse in MONARPOP, der Median lag bei 6674 ng/kg TM, sind deutlich höher als in der aktuellen Studie, in der das Maximum bei ca. 3000 ng/kg TM liegt. Der Grund liegt vermutlich im Einfluss aus Altlasten in der Po-Ebene auf die westlichen und südlichen Messstellen im Projekt MONARPOP. Die beiden Salzburger MONARPOP Proben liegen mit 4321 ng/kg TM, bzw. 3051 ng/kg TM ebenfalls deutlich über den Werten der aktuellen Studie.

### **HCB**

Die HCB Ergebnisse sind in der aktuellen Studie sehr einheitlich, mit einem Mittelwert von 257 ng/kg TM (Waldboden) bzw. 400 ng/kg TM (Grünland) und einem Median von 260 ng/kg TM (Waldboden) bzw. 140 ng/kg TM (Grünland), was für einen ubiquitär über die Luft verbreiteten Schadstoff zu erwarten ist. Einzig die Probe aus der Stadt Salzburg (Grünland) weist, vermutlich wegen lokaler Quellen, mit 2400 ng/kg TM einen deutlich höheren Gehalt auf. Die Werte im Projekt MONARPOP (Mittelwert 2212 ng/kg TM, Median 2173 ng/kg TM) sind deutlich höher als die vergleichbaren Waldstandorte in der aktuellen Studie, wobei auch die Unterschiede in den Maximalwerten beider Projekte, 3187 ng/kg TM in MONARPOP und 640 ng/kg TM im Rasterfeld 15 der aktuellen Studie, deutlich sind. Die beiden Salzburger MONARPOP Proben liegen mit 1859 ng/kg TM, bzw. 2071 ng/kg TM beide über dem Mittelwert und Median der Waldstandorte in der aktuellen Studie.

## **5.3 Polychlorierte Biphenyle (PCB)**

Polychlorierte Biphenyle konnten gehäuft in Wald-Bodenproben sowie vereinzelt in Grünlandproben nachgewiesen werden. Dabei zeigten sich jedoch stark variierende Kongenerenverteilungen zwischen Waldböden und Grünlandböden (siehe Kongenerenprofile).

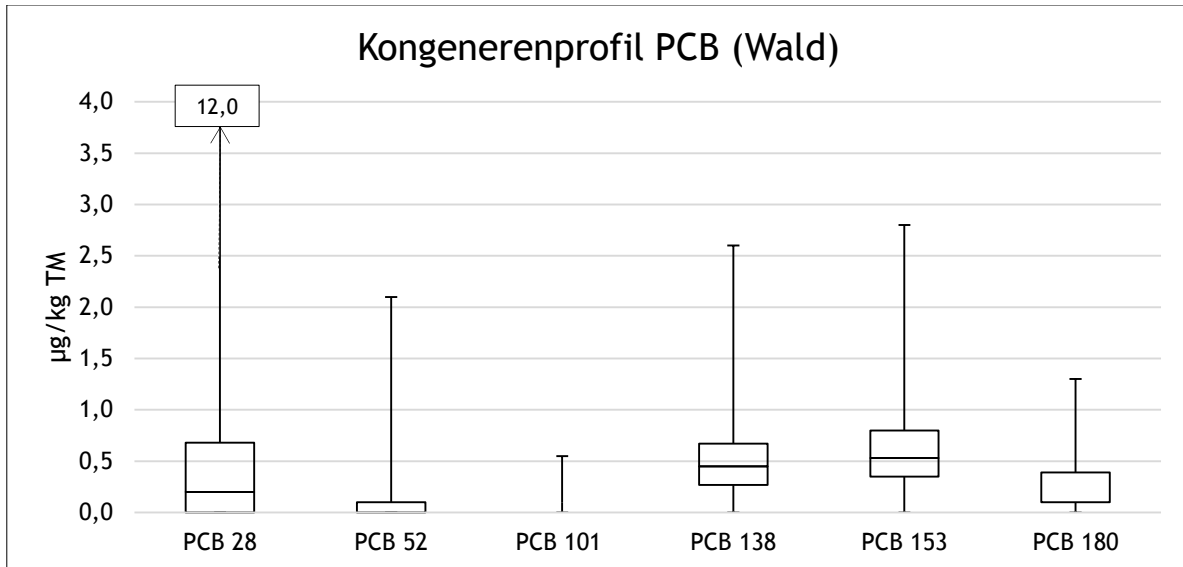
In den Wald-Bodenproben wurden insbesondere erhöhte Gehalte niedrig chlorierter Biphenyle (PCB 28, PCB 52) gemessen. Bei diesen Kongeneren liegt - im Vergleich zu höher substituierten Kongeneren - eine höhere Wasserlöslichkeit und ein höherer Dampfdruck vor. Da eine direkte Einbringung von PCB-Verbindungen in die Waldböden ausgeschlossen werden kann, müssen die nachgewiesenen PCB-Kongeneren insbesondere über Verfrachtungsprozesse in die Böden gelangt sein.



**Tabelle 6: PCB Konzentrationen in Waldböden**

	<b>PCB 28</b>	<b>PCB 52</b>	<b>PCB 101</b>	<b>PCB 138</b>	<b>PCB 153</b>	<b>PCB 180</b>
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM
<b>Min</b>	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Median</b>	0,20	0,00	0,10	0,45	0,53	0,10
<b>Max</b>	12,00	2,10	0,55	2,60	2,80	1,30
<b>MW</b>	1,31	0,18	0,13	0,56	0,75	0,25
<b>s</b>	2,80	0,42	0,13	0,52	0,67	0,27

Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung

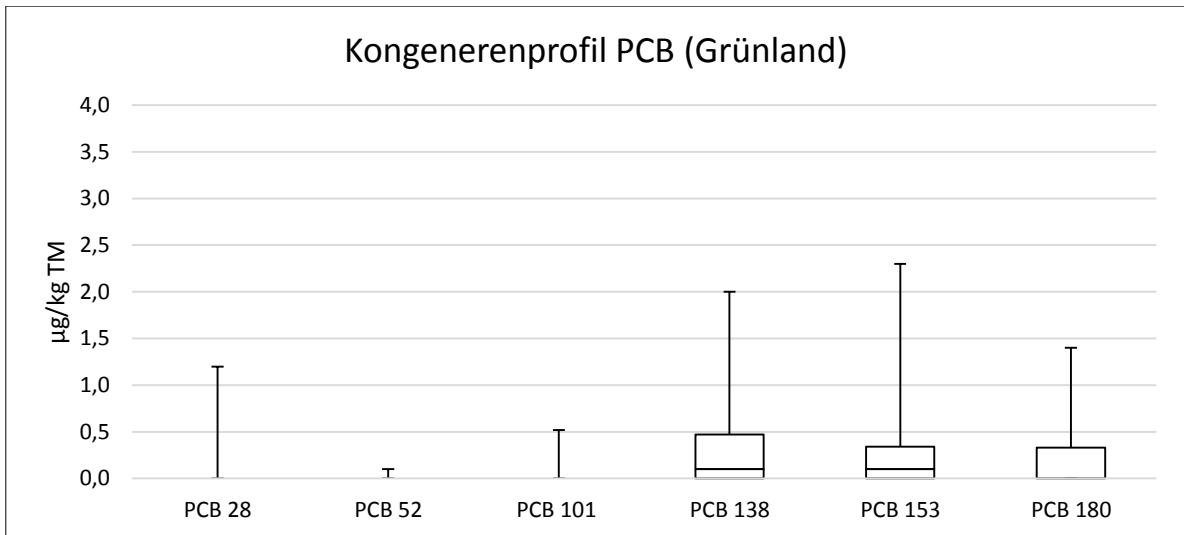


**Abbildung 8: Kongenerenprofil für die analysierten PCB in Waldböden; Maximalwert für PCB 28 ist 12,0 µg/kg TM**

**Tabelle 7: PCB Konzentrationen in Grünlandböden**

	<b>PCB 28</b>	<b>PCB 52</b>	<b>PCB 101</b>	<b>PCB 138</b>	<b>PCB 153</b>	<b>PCB 180</b>
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM
<b>Min</b>	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
<b>Median</b>	0,00	-	0,00	0,10	0,10	0,00
<b>Max</b>	1,20	< 0,2	0,52	2,00	2,30	1,40
<b>MW</b>	0,11	-	0,07	0,43	0,44	0,29
<b>s</b>	0,33	-	0,18	0,71	0,74	0,48

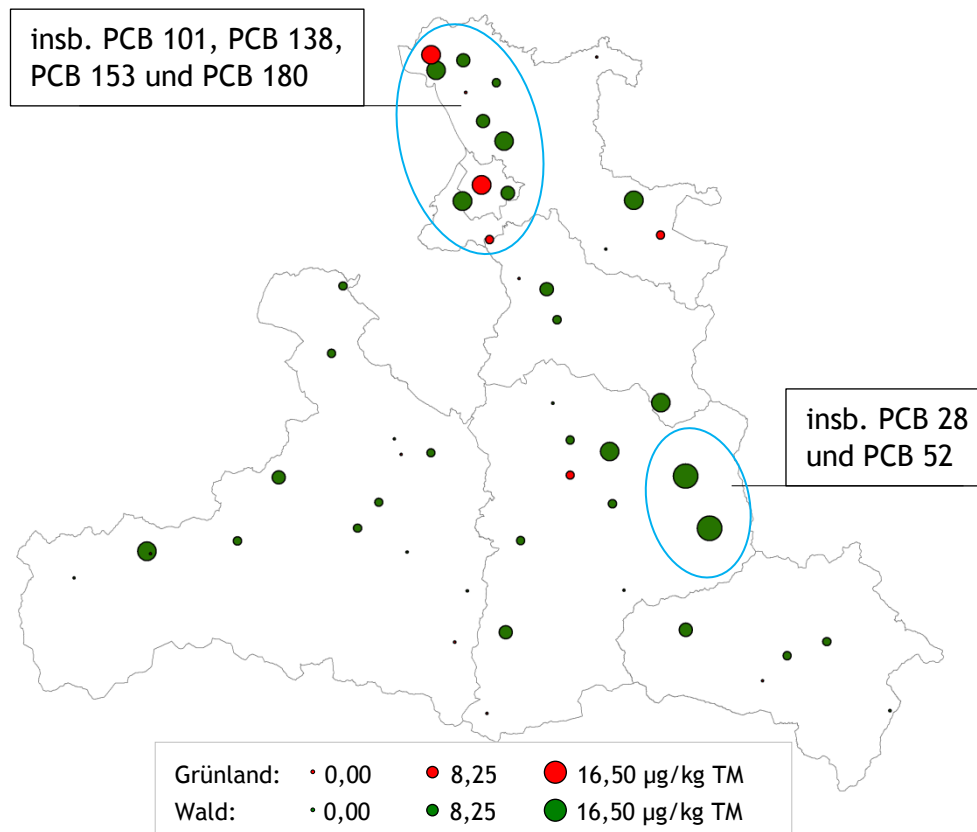
Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung



**Abbildung 9:** Kongenerenprofil für die analysierten PCB in Grünlandböden

Bei Betrachtung der Schadstoffverteilung bezüglich der unterschiedlichen Kongenere sind räumliche Muster erkennbar. Die niedrig chlorierten Kongenere 28 und 52 wurden an 7 (PCB 52) und 15 (PCB 28) Standorten nachgewiesen wovon aber nur zwei Standorte im Pongau quantitativ stark auffällig sind (PCB 28: 11,0 und 12,0 µg/kg TM; PCB 52: 1,3 und 2,1 µg/kg TM). An der überwiegenden Anzahl der Standorte sind diese beiden Kongenere unauffällig.

Die höher chlorierten Kongenere 101, 138, 153 und 180 sind räumlich deutlich in den nördlichen Landesteilen, dem Flachgau und der Stadt Salzburg, auffällig. Hier dominieren eindeutig zwei Standorte im Rasterfeld 1 (Grünland und Wald) sowie ein Standort in der Stadt Salzburg.



**Abbildung 10:** Räumliche Verteilung von Summe-PCB in den Bodenproben

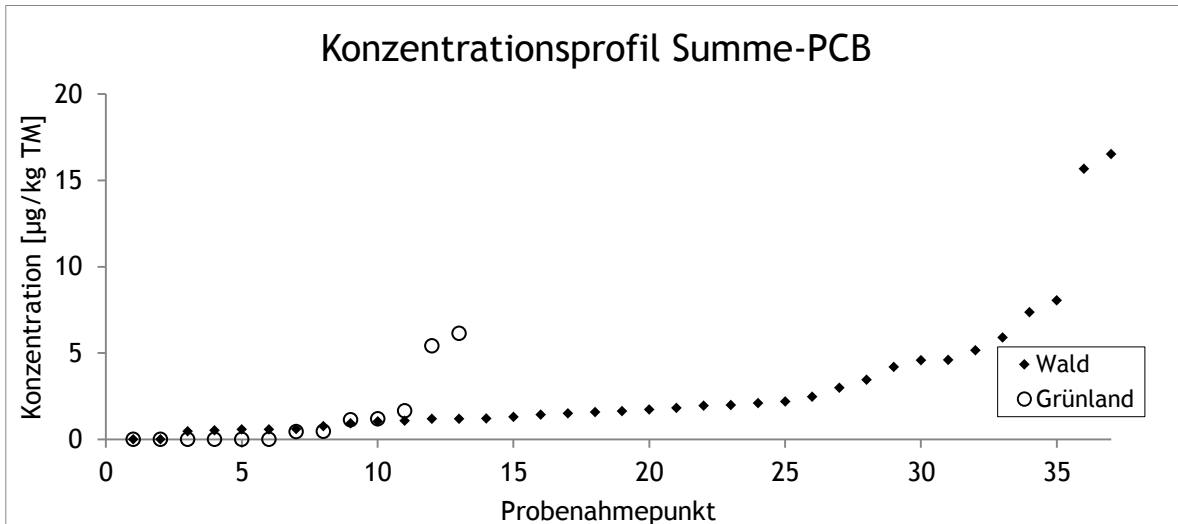


Abbildung 11: Konzentrationsprofil der  $\Sigma$ -PCB in den Bodenproben (gereiht nach Konzentration)

### Zusammenfassende Bewertung der PCB-Gehalte und deren Einstufung

Die Konzentrationen der Indikator PCB in den Proben der aktuellen Studie sind sehr unterschiedlich. Einerseits liegen die Werte vieler Proben unter der Bestimmungsgrenze der verwendeten Analysenmethode, andererseits weisen einige Proben bei einigen Kongeneren im Vergleich zu MONARPOP hohe Konzentrationen auf.

Betrachtet man die für die MONARPOP Proben berechneten Mittelwerte, so liegen diese für PCB 28 unter der Bestimmungsgrenze der in der aktuellen Studie verwendeten Analysenmethode. Das bedeutet, dass die Ergebnisse für PCB 28 die in der aktuellen Studie meist unter der Bestimmungsgrenze liegen, mit den Ergebnissen aus MONARPOP vergleichbar sind. Für die Kongenere PCB 138, PCB 153 und PCB 180 liegen in der aktuellen Studie ausreichend Ergebnisse über der Bestimmungsgrenze vor, um aussagekräftige Mittelwerte bilden zu können. Vergleicht man diese mit den entsprechenden Mittelwerten aus MONARPOP, so liegen die Mittelwerte aus der aktuellen Studie deutlich niedriger, die Maximalwerte sind aber auf ähnlichem Niveau.

Einige Proben der aktuellen Studie weisen beim Kongener PCB 28 auffällig hohe Konzentrationen von bis zu 12 µg/kg TM auf. Allerdings liegen in den meisten dieser Proben die Konzentrationen anderer Kongenere unter der Bestimmungsgrenze. Es konnten nur in zwei Proben in den Rasterfeldern 1 und 19 alle sechs PCB Kongenere nachgewiesen werden.

Für die Summe der 6 Indikator-PCB ergibt sich für die aktuelle Studie ein Mittelwert von 3,17 µg/kg TM und ein Median von 1,78 µg/kg TM. Der Mittelwert aus MONARPOP liegt bei 8,30 µg/kg TM, der Median bei 7,67 µg/kg TM. Vergleicht man die Maximalwerte so liegen diese mit 16,5 µg/kg TM in der aktuellen Studie und 17,2 µg/kg TM in MONARPOP auf ähnlichem Niveau. Die Ergebnisse für die Summe der 6 Indikator-PCB in den beiden Salzburger MONARPOP Proben liegen bei 4,23 µg/kg TM bzw. 9,04 µg/kg TM und sind damit vergleichbar mit den höherbelasteten Proben aus der aktuellen Studie.

## 5.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK / PAH)

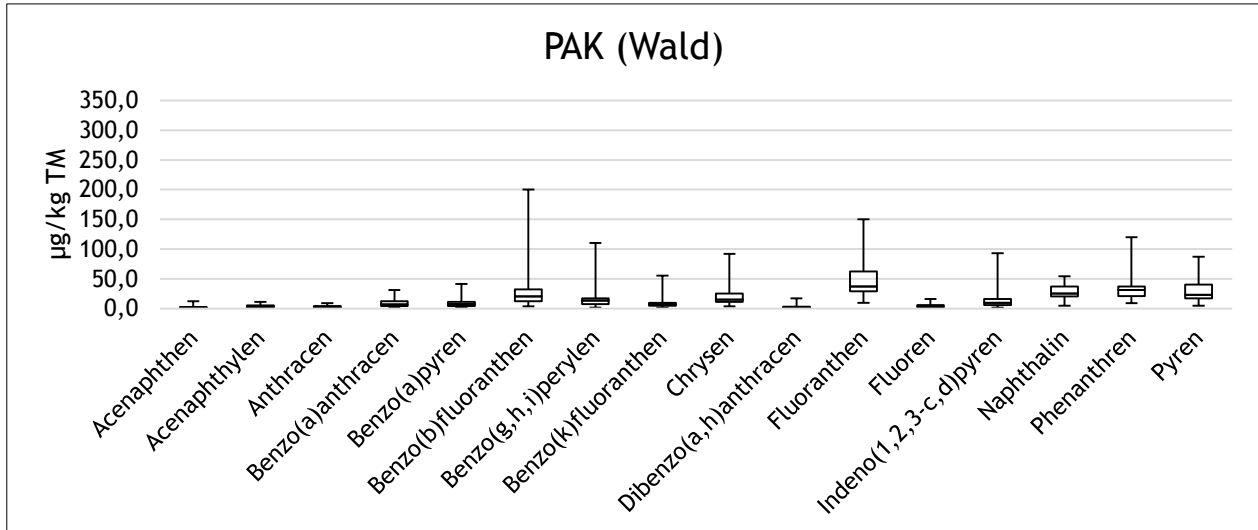
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe konnten in allen Wald-Bodenproben sowie in Grünlandproben nachgewiesen werden. Dabei zeigten sich tendenziell höhere PAK-Gehalte in Grünlandböden was insbesondere auf höhere Gehalte der Verbindungen Benzo(b)fluoranthen, Fluoranthen und Pyren zurückzuführen ist.

**Tabelle 8:** PAK Konzentrationen in Wald- und Grünlandböden

	Waldböden		Grünlandböden	
	Benzo(a)pyren µg/kg TM	Σ EPA 16 µg/kg TM	Benzo(a)pyren µg/kg TM	Σ EPA 16 µg/kg TM
<b>Min</b>	1,10	66,31	3,20	44,53
<b>Median</b>	7,10	212,22	9,10	133,05
<b>Max</b>	41,00	899,10	180,00	1682,10
<b>MW</b>	9,50	267,23	40,92	440,46
<b>s</b>	8,33	182,18	60,79	605,22

Min... Minimum, Max... Maximum, MW...Mittelwert, s...Standardabweichung

In der vorliegenden Untersuchung wurden die von der US-Environmental Protection Agency (EPA) als „priority pollutants“ kategorisierten 16 PAK analysiert. Dieser Summenwert hat sich international weitgehend als Referenzgröße durchgesetzt. In Tabelle 8 sind zusätzlich zu den statistischen Kennwerten der Summe EPA-PAK 16 jene der Leitsubstanz Benzo(a)pyren (BaP) dargestellt.



**Abbildung 12:** Gehalte der 16 EPA PAK Wald-Bodenproben

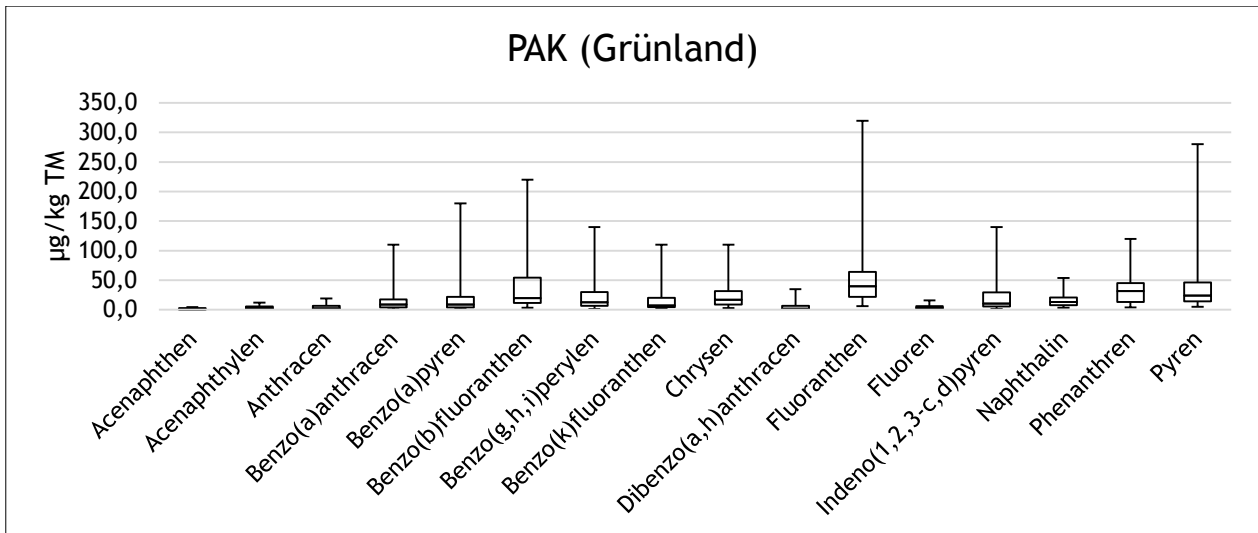


Abbildung 13: Gehalte der 16 EPA PAK Grünlandbodenproben

Die Gehalte der  $\Sigma$  EPA-PAK 16 in Waldböden liegen zwischen 66,31 und 899,10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS (Median: 212,22  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS). Die Gehalte für Benzo(a)pyren liegen im Bereich zwischen 1,10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS und 41,00  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS (Median: 7,10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS).

Die Gehalte der  $\Sigma$  EPA-PAK 16 in Grünlandböden liegen zwischen 44,53 und 1682,10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS (Median: 133,05  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS). Die Gehalte für Benzo(a)pyren liegen im Bereich zwischen 3,20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS und 180  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS (Median: 9,10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS).

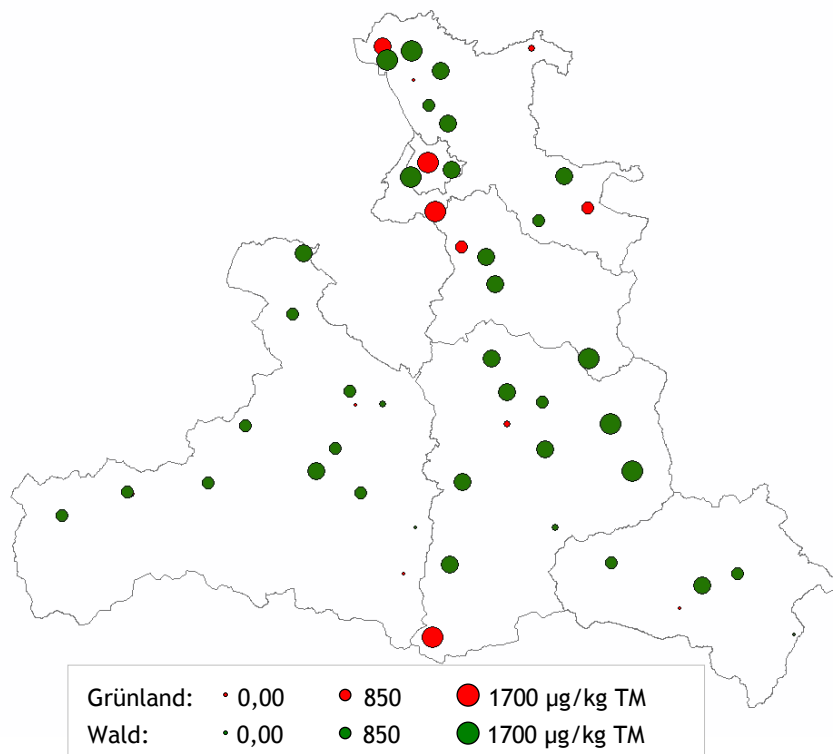


Abbildung 14: Räumliche Verteilung von PAK ( $\Sigma$ PAK EPA16) in den Bodenproben

### Zusammenfassende Bewertung der PAK-Gehalte und deren Einstufung

Der Vergleich der Summe 16 EPA-PAK aus der aktuellen Studie mit den Daten aus MONARPOP zeigt eine gute Übereinstimmung. Der aktuelle Mittelwert liegt bei 267 µg/kg TM - jener aus MONARPOP bei 209 µg/kg TM. Der Vergleich von Minimum (66 µg/kg TM), Maximum (899 µg/kg TM) und Median (212 µg/kg TM) von Waldstandorten aus der aktuellen Studie mit den entsprechenden Daten aus MONARPOP mit Minimum (77 µg/kg TM), Maximum (501 µg/kg TM) und Median (185 µg/kg TM) bestätigen diese Aussage. Auch die Daten der Einzelsubstanzen aus den beiden Studien sind in einer gleichen Größenordnung. Die beiden Salzburger MONARPOP Proben weisen Gehalte von 165 µg/kg TM, bzw. 225 µg/kg TM auf.

Die Messstellen der aktuellen Studie mit der höchsten Belastung (Summe 16 EPA-PAK) liegen im Rasterfeld 5 (1700 µg/kg TM, 1600 µg/kg TM) und Rasterfeld 29 (1200 µg/kg TM). Diese drei Proben sind Grünlandstandorte und wurden daher mit den Werten aus MONARPOP nicht verglichen.

### 5.5 Polybromierte Diphenylether (PBDE / BDE)

Polybromierte Diphenylether (PBDE) wurden in drei Waldstandorten und zwei Grünlandstandorten analysiert. In den Waldstandorten wurden alle Kongenere an allen Standorten nachgewiesen. Dabei lag die Summe der 10 analysierten Kongenere zwischen 0,34 und 0,77 µg/kg TM. Die Grünlandstandorte wiesen einen niedrigeren Summehalt an PBDE auf (0,020-0,060 µg/kg TM).

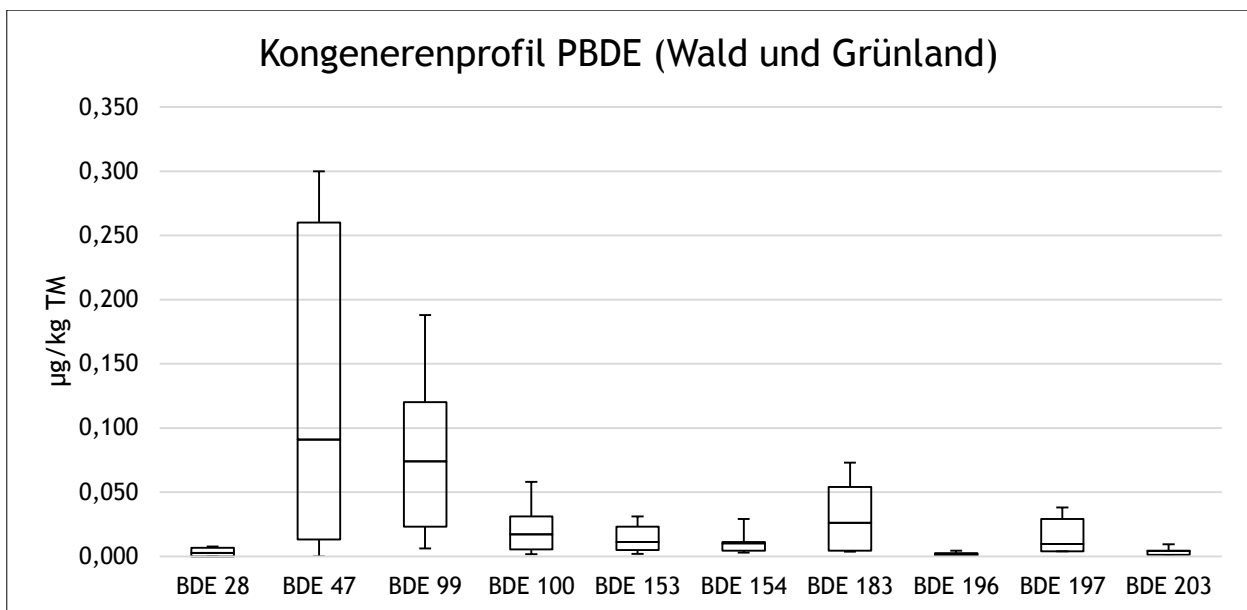


Abbildung 15: Kongenerenprofil für die analysierten PBDE in Wald- und Grünlandböden

Quantitativ dominant waren die Kongenere BDE 47 und 99. Dies entspricht der technischen Mischung von PentaBDE das in Kunststoffen in der Baubranche („PU-Schaum“), in Polstermöbeln, in elektrischen und elektronischen Geräten und in Fahrzeugen eingesetzt wurde. Die beiden Hauptkomponenten sind 2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether (BDE-99) und 2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether (BDE-47).

## Zusammenfassende Bewertung der PDBE-Gehalte und deren Einstufung

Die Polybromierten Diphenylether wurden in fünf Proben analysiert. In drei der fünf Proben konnten alle Kongenere nachgewiesen werden. Die in der aktuellen Studie gemessenen Konzentrationen waren im Vergleich zu MONARPOP um einen Faktor 2 bis 4 niedriger, d.h. die Konzentrationen sind unauffällig.

## 6 Vergleich mit bayrischen Analysendaten

Das Bayerische Landesamt für Umwelt hat 2011 eine Druckschrift als Vollzugshilfe für den vorsorgenden Bodenschutz mit dem Titel „Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns“ herausgegeben. In dieser Druckschrift werden unter anderem für die Schadstoffe Benz[a]pyren (BaP), Summe 16 EPA-PAK (PAK<sub>16</sub>), HCB, Summe 6 Indikator PCB (PCB<sub>6</sub>) und Summe DDT ( $\Sigma$ -DDT) die Hintergrundwerte differenziert nach unterschiedlich belasteten Teilräumen und getrennt nach Waldauflage, Oberboden, Unterboden und Untergrund dargestellt. Für Bodentypen für die statistisch keine Unterteilung möglich ist, wurde ein bayernweiter Hintergrundwert ermittelt. Als Hintergrundwert wurde das 90. Perzentil herangezogen.

Keine Unterteilung war unter anderem möglich für die Kategorie Acker, Grünland, Oberboden. Die für diese Kategorie ermittelten Hintergrundwerte sind 17 µg/kg TM für BaP, 224 µg/kg TM für PAK<sub>16</sub>, 3,6 µg/kg TM für HCB, 1,4 µg/kg TM für PCB<sub>6</sub> und 1,6 µg/kg TM für  $\Sigma$ -DDT. Andere nicht unterteilbare Bodenkategorien wurden in der aktuellen Studie nicht untersucht und sind für diesen Vergleich daher nicht relevant.

### 6.1 Grünlandböden

Der Vergleich der Ergebnisse der in der aktuellen Studie untersuchten Grünlandböden mit den bayrischen Hintergrundwerten erlaubt folgende Zuordnung. Bei Benz[a]pyren liegen die Werte der Proben in den Rasterfeldern 1, 5 und 28 über dem bayrischen Hintergrundwert. Diese Proben liegen auch über dem Hintergrundwert für die Summe 16 EPA-PAK. Den Hintergrundwert für die Summe 6 Indikator PCB überschreiten die Proben Flächen der Rasterfelder 1 und ein Standort im Rasterfeld 5 - jenen für die Summe-DDT ein Standort im Rasterfeld 5. Den Hintergrundwert für HCB überschreitet keine der Grünlandproben.

Die Vorsorgewerte laut Deutschem Bodenschutzgesetz liegen für

- BaP bei 1 mg/kg TM (Humusgehalt > 8 %), bzw. bei 0,3 mg/kg TM (Humusgehalt ≤ 8 %)
- PAK<sub>16</sub> bei 10 mg/kg TM (Humusgehalt > 8 %), bzw. bei 3 mg/kg TM (Humusgehalt ≤ 8 %)
- PCB<sub>6</sub> bei 0,1 mg/kg TM (Humusgehalt > 8 %), bzw. bei 0,05 mg/kg TM (Humusgehalt ≤ 8 %)
- für HCB und die  $\Sigma$ -DDT existieren keine Vorsorgewerte.

**Diese Vorsorgewerte werden in keinem Grünlandboden dieser Studie überschritten.**

### 6.2 Waldböden

Die untersuchten Böden wurden mit bayrischen Daten aus der Kategorie „Auflagen unter Forst“ verglichen. Für diese Kategorie konnten in Bayern statistisch Teilgruppen mit unterschiedlichen Hintergrundwerten unterschieden werden.

### **Benzo(a)pyren**

Für BaP konnten fünf Teilgruppen unterschieden werden, mit Hintergrundwerten  $\leq 0,086$  mg/kg TM,  $\leq 0,101$  mg/kg TM,  $\leq 0,136$  mg/kg TM,  $\leq 0,235$  mg/kg TM und  $\leq 0,280$  mg/kg TM. An der Grenze zu Salzburg liegen Gebiete mit Hintergrundwerten aus der ersten bis vierten Teilgruppe. Von den aktuell untersuchten 37 Waldbodenproben liegen 37 in der Teilgruppe  $\leq 0,086$  mg/kg TM. Keine der Proben liegt in einer höherbelasteten Teilgruppe und keine Probe überschreitet den Hintergrundwert von  $0,280$  mg/kg TM.

### **PAK (EPA 16)**

Für PAK<sub>16</sub> konnten ebenfalls fünf Teilgruppen unterschieden werden, mit Hintergrundwerten  $\leq 1,8$  mg/kg TM,  $\leq 2,2$  mg/kg TM,  $\leq 3,0$  mg/kg TM,  $\leq 3,9$  mg/kg TM und  $\leq 5,6$  mg/kg TM. An der Grenze zu Salzburg liegen auch für diesen Parameter Gebiete mit Hintergrundwerten aus der ersten bis vierten Teilgruppe.

Von den aktuell untersuchten 37 Waldbodenproben liegen 37 in der Teilgruppe  $\leq 1,8$  mg/kg TM. Keine der Proben liegt in einer höherbelasteten Teilgruppe und keine Probe überschreitet den Hintergrundwert von  $5,6$  mg/kg TM.

### **Hexachlorbenzol (HCB)**

Für HCB konnten fünf Teilgruppen unterschieden werden, mit Hintergrundwerten  $\leq 0,004$  mg/kg TM,  $\leq 0,005$  mg/kg TM,  $\leq 0,008$  mg/kg TM,  $\leq 0,010$  mg/kg TM und  $\leq 0,012$  mg/kg TM. An der Grenze zu Salzburg liegen für diesen Parameter Gebiete mit Hintergrundwerten aus allen fünf Teilgruppen.

Von den aktuell untersuchten 37 Waldbodenproben liegen 37 in der Teilgruppe  $\leq 0,004$  mg/kg TM. Keine der Proben liegt in einer höherbelasteten Teilgruppe und keine Probe überschreitet den Hintergrundwert von  $0,012$  mg/kg TM.

### **Polychlorierte Biphenyle (PCB<sub>6</sub>)**

Für PCB<sub>6</sub> konnten fünf Teilgruppen unterschieden werden, mit Hintergrundwerten  $\leq 0,031$  mg/kg TM,  $\leq 0,037$  mg/kg TM,  $\leq 0,045$  mg/kg TM,  $\leq 0,059$  mg/kg TM und  $\leq 0,069$  mg/kg TM. An der Grenze zu Salzburg liegen für diesen Parameter Gebiete mit Hintergrundwerten aus allen fünf Teilgruppen.

Von den aktuell untersuchten 37 Waldbodenproben liegen 37 in der Teilgruppe  $\leq 0,031$  mg/kg TM. Keine der Proben liegt in einer höherbelasteten Teilgruppe und keine Probe überschreitet den Hintergrundwert von  $0,069$  mg/kg TM.

### **Σ-DDT**

Für Σ-DDT konnten sechs Teilgruppen unterschieden werden, mit Hintergrundwerten  $\leq 0,02$  mg/kg TM,  $\leq 0,05$  mg/kg TM,  $\leq 0,06$  mg/kg TM,  $\leq 0,09$  mg/kg TM,  $\leq 0,10$  mg/kg TM und  $\leq 0,13$  mg/kg TM. An der Grenze zu Salzburg liegen für diesen Parameter Gebiete mit Hintergrundwerten aus der ersten bis dritten Teilgruppe.

Von den aktuell untersuchten 37 Waldbodenproben liegen 37 in der Teilgruppe  $\leq 0,02$  mg/kg TM. Keine der Proben liegt in einer höherbelasteten Teilgruppe und keine Probe überschreitet den Hintergrundwert von  $0,13$  mg/kg TM. Da für die Berechnung der bayrischen Hintergrundwerte für



die  $\Sigma$ -DDT die Summe aller 6 DDX Kongenere herangezogen wurden, in der aktuellen Studie aber nur zwei DDT Kongenere analysiert wurden, dient diese Zuordnung als Orientierungshilfe.

## 7 Schlussfolgerungen

Im Zuge dieser Untersuchung konnte die Belastung mit persistenten organischen Schadstoffen orientierend erhoben werden. Die Ergebnisse zeigen im Wesentlichen eine Belastungssituation im Bereich von Hintergrundbelastungen. Dabei deutet keines der Untersuchungsergebnisse auf erhebliche Schwerpunktbelastungen oder auf eindeutig zuordenbare Schadstoffquellen hin.

Der Vergleich der Ergebnisse aus der aktuellen Studie mit den Ergebnissen aus MONARPOP und bayrischen Hintergrundwerten zeigt, dass sich die Belastung der aktuell analysierten Bodenproben mit POP gut in ein Gesamtbild einordnen lässt. Dabei sind die vorliegenden Ergebnisse für PAK jenen in MONARPOP sehr ähnlich. Bei drei Grünlandstandorten und zwei Waldstandorten wurden jedoch die Maximalwerte des Projektes MONARPOP überschritten. Die Werte für HCB, p,p-DDT und die Summe PCB sind in der aktuellen Studie niedriger als in MONARPOP. Im Vergleich zu bayrischen Hintergrundwerten ist die Belastung der aktuellen Salzburger Proben als durchschnittlich bis gering einzustufen. Hier überschreiten vier der Grünlandböden bei zumindest einem Parameter die bayrischen Hintergrundwerte. Die Gehalte sämtlicher Proben des Auflagehumus (Waldstandorte) liegen für die bewerteten Parameter in der Teilgruppe mit dem niedrigsten Hintergrundwert. Keine der Proben überschreitet aber die Deutschen Vorsorgewerte für den Bodenschutz, sodass davon ausgegangen werden kann, dass von den analysierten Bodenproben keine Beeinträchtigung ausgeht.

Insgesamt konnte im Zuge dieser Untersuchungen erhoben werden, dass die Belastungen mit persistenten organischen Schadstoffen im Land Salzburg in einem niedrigen, in Einzelfällen nicht wesentlich über Richtwerten aus Bayern oder Vergleichswerten anderer Untersuchungen, liegt.

## 8 Abkürzungen und Glossar

Bioakkumulation	beschreibt die Anreicherung einer Substanz durch die Nahrungskette
Biokonzentration	beschreibt die Anreicherung einer Substanz in Lebewesen im Vergleich zum umgebenden Medium
CAS-Nr	Registriernummer des „Chemical Abstract Service“, bei der es sich um eine eindeutige Codierung für jeden Stoff und seine Struktur handelt. Jedes Isomer und jedes Salz davon erhalten eine eigene CAS-Nummer.
EPA	US Environmental Protection Agency
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry (deutsch: „Internationale Union für reine und angewandte Chemie“)
Kongener	chemische Verbindungen mit der gleichen Grundstruktur. Die jeweiligen Verbindungen können unterschiedliche chemische, physikalische und toxikologische Eigenschaften haben.
Lipophil	„Fettliebend“, fettlöslich (die Verteilung im Organismus betreffend: Anreicherung in der fettreichen Phase)
NG	Nachweisgrenze
PAH/PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PCB	Polychlorierte Biphenyle
Persistenz	nur sehr geringe Abbaubarkeit in der Umwelt
OCP	Die Organochlorpestizide (Organochlorverbindungen) sind stabile Verbindungen, die als Schädlingsbekämpfungsmittel eingesetzt wurden.
POP	Persistent Organic Pollutants: persistente organische Schadstoffe
POP-Kriterien	Persistenz (Halbwertszeit in Wasser > 2 Monate; Halbwertszeit im Boden > 6 Monate), BCF > 5.000, oder log KOW > 5 oder Nachweis in Lebewesen; Fähigkeit über lange Strecken transportiert zu werden: Verweilzeit in der Luft > 2 Tage; Nachweis in abgelegenen Regionen; Toxizität:

Nachweis (oder auch Hinweise) von Schädigungen der Gesundheit des Menschen und/oder der Umwelt

POP-Protokoll	Protocol on Persistent Organic Pollutants
Stockholm-Konvention	Globales Abkommen, um Umwelt und Menschen vor den Gefahren durch persistente organische Schadstoffe (POP) zu schützen. Durch Verbote und Einschränkungen sowie durch verbindliche Richtlinien sollen die Konzentrationen dieser Stoffe in der Umwelt verringert werden. Wurde von 50 Staaten ratifiziert und ist seit 17.5.2004 in Kraft (UNEP 2001).
Teratogenität	Eigenschaft eines Stoffes, die während der Entwicklung von der befruchteten Eizelle zum Embryo zu Störungen (und in Folge zu Missbildungen und Fehlentwicklungen) führen kann.
TS	Trockensubstanz

## 9 Literatur

Aichner, B.; Bussian, B.; Lehnik-Habrink, P.; et al. (2013): Levels and Spatial Distribution of Persistent Organic Pollutants in the Environment: A Case Study of German Forest Soils; Environmental Science & Technology 47 (22), 12703-12714

AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (Hg.) (2003): Umweltanalytik - Untersuchung schwer abbaubarer Schadstoffe in hochalpinen Regionen. Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 56.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2011): Geuß, U.; Hangen, E.; Martin W.; Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns  
[https://www.lfu.bayern.de/boden/hintergrundwerte/doc/hintergrundwert\\_umweltspezial.pdf](https://www.lfu.bayern.de/boden/hintergrundwerte/doc/hintergrundwert_umweltspezial.pdf)

Belis, C.A.; Offenthaler, I.; Uhl, M.; et al. (2009): A comparison of Alpine emissions to forest soil and spruce needle loads for persistent organic pollutants (POPs); Environmental Pollution, 157, 12, 3185-3191

Kirchner, M.; Jakobi, G.; Levy, W. et al. (2011): Erfassung von persistenten organischen Schadstoffen im bayerischen Alpenraum - Projekt POPALP, Endbericht

Offenthaler, I.; Bassan, R.; Belis C.; et al. 2008. Technical Report MONARPOP.  
[http://www.monarpop.at/downloads/MONARPOP\\_Technical\\_Report.pdf](http://www.monarpop.at/downloads/MONARPOP_Technical_Report.pdf)

UMWELTBUNDESAMT (2008): Freudenschuß, A.; Obersteiner, E.; Uhl, M.: Organische Schadstoffe in Grünlandböden

UMWELTBUNDESAMT (2010): Freudenschuß, A.; Offenthaler, I.: Organische Schadstoffe in Grünlandböden, Teil 3 - Endbericht

UNEP - United Nations Environment Programme (2001): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.  
[http://www.pops.int/documents/convtext/convtext\\_en.pdf](http://www.pops.int/documents/convtext/convtext_en.pdf) (2001).

UN-ECE - United Nations Economic Commission for Europe (1998): Convention on Long Range Transboundary Air Pollution: Protocol on Persistent Organic Pollutants, Aarhus Protocol.  
<http://www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1998.POPs.e.pdf>.