



2015  
Internationales  
Jahr des Bodens

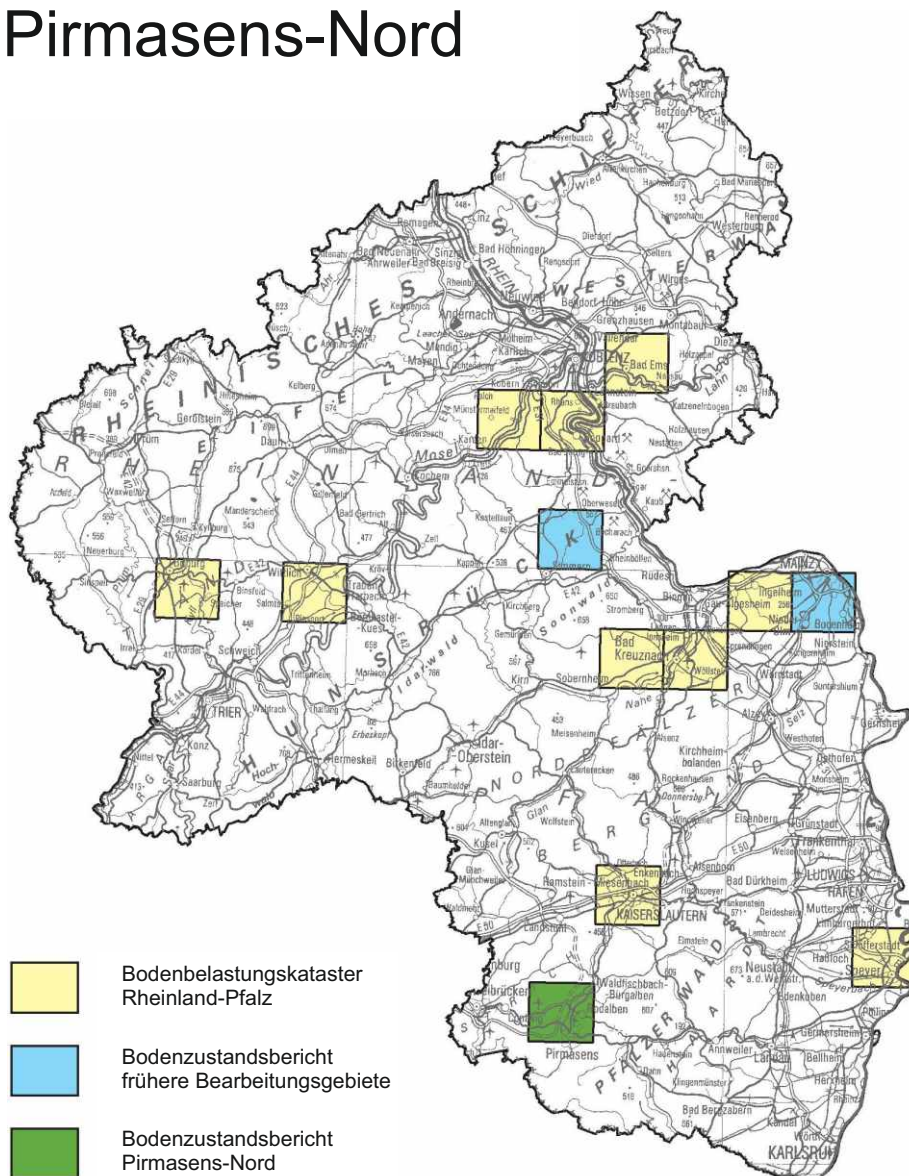


Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR  
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,  
ENERGIE UND  
LANDESPLANUNG

# BODENZUSTANDS- BERICHT RHEINLAND-PFALZ

## Pirmasens-Nord





# BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

---

## PIRMASENS-NORD

VERFASSTER M. HAUENSTEIN

KARTOGRAPHIE M. GOLDSCHMITT

PROFILAUFNahme UND BEPROBUNG J. HOFFMANN

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU  
RHEINLAND-PFALZ

AUFTRAGGEBER LANDESAMT FÜR  
UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND  
GEWERBEAUFSICHT  
RHEINLAND-PFALZ

HERAUSGEBER MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, KLIMA-  
SCHUTZ, ENERGIE UND LANDESPLANUNG  
RHEINLAND-PFALZ

Karte des Deckblattes

Grundlage: Rasterdaten - D1000; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie  
Nr. 417/98

## IMPRESSUM

Herausgeber (Online Fassung):

Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung

Rheinland-Pfalz

Stiftsstraße 9

55116 Mainz

Projektkoordination

Dr. Josef Backes

Projektbetreuung

Michael Chudziak <sup>1</sup>

Bearbeiter:

Dipl.-Geogr. Matthias Hauenstein <sup>2</sup>

Dipl.-Geogr. Joachim Hoffmann <sup>3</sup>

Kartographische Bearbeitung:

Dipl.-Geogr. Michael Goldschmitt <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

<sup>2</sup> Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

<sup>3</sup> Fa. TERRAPLAN HOFFMANN; Frankfurt a.M.

Bezug über:

Bodenschutz@mwkel.rlp.de

oder

Ministerium Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung

Rheinland-Pfalz

Pressestelle

Postfach 3269

55022 Mainz

[www.mwkel.rlp.de](http://www.mwkel.rlp.de)

1. Auflage, 2001

**2. Auflage, Online Fassung 2015**

Alle Rechte, insbesondere die der Vervielfältigung, des Nachdrucks und der Übersetzung sind vorbehalten. Die Autoren sind für den Inhalt ihrer Beiträge selbst verantwortlich.

# INHALTSVERZEICHNIS

|                                                              |           |
|--------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Zusammenfassung</b>                                       | <b>3</b>  |
| <b>1. Einleitung</b>                                         | <b>10</b> |
| <b>2. Untersuchungsraum</b>                                  | <b>10</b> |
| <b>3. Untersuchungsmethodik</b>                              | <b>21</b> |
| 3.1. Beprobung und Beprobungsraster                          | 21        |
| 3.2. Analytik                                                | 22        |
| 3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung                | 22        |
| 3.2.2. Allgemeine Analytik                                   | 22        |
| 3.2.3. Spurenelemente                                        | 23        |
| 3.2.4. Organische Schadstoffe                                | 23        |
| 3.2.5. Radionuklide                                          | 25        |
| 3.3. Auswertung                                              | 25        |
| 3.3.1. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze | 25        |
| 3.3.2. Statistische Auswertung                               | 26        |
| 3.3.2.1. Berechnung des Gefährdungspotentials                | 27        |
| 3.3.3. Graphische Darstellung                                | 29        |
| 3.3.4. Kartographische Darstellung                           | 29        |
| <b>4. Ergebnisse</b>                                         | <b>30</b> |
| 4.1. Allgemeine Parameter                                    | 30        |
| 4.1.1. Korngrößenzusammensetzung                             | 30        |
| 4.1.2. pH-Wert und Carbonate                                 | 35        |
| 4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff                            | 38        |
| 4.1.4. Kationenaustauschkapazität und Nährstoffe             | 42        |
| 4.2. Spurenelemente                                          | 50        |
| 4.2.1. Arsen                                                 | 53        |
| 4.2.2. Blei                                                  | 62        |
| 4.2.3. Cadmium                                               | 71        |
| 4.2.4. Chrom                                                 | 81        |
| 4.2.5. Kupfer                                                | 90        |
| 4.2.6. Nickel                                                | 99        |
| 4.2.7. Quecksilber                                           | 108       |
| 4.2.8. Zink                                                  | 117       |
| 4.3. Organische Schadstoffe                                  | 127       |
| 4.3.1. Biozide                                               | 129       |
| 4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)    | 133       |

|                                                       |            |
|-------------------------------------------------------|------------|
| 4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)                 | 140        |
| 4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) | 143        |
| 4.4. Radionuklide                                     | 147        |
| <b>5. Allgemeine Bewertungen</b>                      | <b>153</b> |
| 5.1. Erosionsgefährdung                               | 153        |
| 5.2. Filter- und Puffervermögen                       | 155        |
| <b>Schriftenverzeichnis</b>                           | <b>157</b> |
| Normen                                                | 162        |
| Richtlinien, Verordnungen und Gesetze                 | 163        |
| <b>Abkürzungsverzeichnis</b>                          | <b>164</b> |
| <b>Tabellenverzeichnis</b>                            | <b>166</b> |
| <b>Abbildungsverzeichnis</b>                          | <b>168</b> |
| <b>Kartenverzeichnis</b>                              | <b>171</b> |
| <b>Kartenanlage</b>                                   |            |

## Zusammenfassung

Der Bodenzustandsbericht beschreibt die stoffliche Beschaffenheit der Böden auf dem Blatt 6711 Pirmasens-Nord. Der 135 km<sup>2</sup> umfassende Untersuchungsraum liegt im südwestlichen Rheinland-Pfalz, unweit der Grenze zu Frankreich und dem Saarland. Er befindet sich im Landkreis Südwestpfalz und der kreisfreien Stadt Pirmasens. Mit ca. 89% gehört der größte Teil naturräumlich zur *Westlicher Hochfläche*, dem östlichen Bereich des *Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebietes*. Der südöstliche Teil – mit den Waldflächen südlich von Rodalben und östlich von Pirmasens – liegt im *Westlichen Pfälzer Wald*. Die morphologisch unauffällige Grenze zwischen *Pfälzer Wald* und *Westlicher Hochfläche* wird im Wesentlichen vom Übergang der Gesteine des Buntsandstein zu denen des Muschelkalk bestimmt.

Die Bevölkerungsdichte liegt unter dem Landesdurchschnitt. Wälder haben auf Blatt 6711 Pirmasens-Nord einen Flächenanteil von ca. 36%. Landwirtschaftliche Nutzflächen (LNF), die vor allem im Bereich der *Westlicher Hochfläche* liegen, nehmen eine Fläche von etwa 48% ein. Hiervon werden ca. 42% als Grünland genutzt. Charakteristisch für das Landschaftsbild der *Westlicher Hochfläche* sind dicht besiedelte landwirtschaftlich genutzte Hochflächen und stark geneigte bewaldete Talhänge.

Das Klima ist im Untersuchungsraum für eine Mittelgebirgslandschaft mit einer mittleren Jahrestemperatur von 8-9°C mild, aber mit durchschnittlich 850 und 950 mm/a niederschlagsreich. Der Jahresgang der Niederschläge ist dabei relativ ausgeglichen.

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens erfolgte zwischen September 1999 und März 2000 im 1 km<sup>2</sup>-Raster. Vermutete punktuelle bzw. inselartige Belastungen wurden bewusst nicht erfasst. Neben der Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt etc. wurden die Böden auf den Gehalt potentiell ökotoxischer Spurenelemente untersucht. Bestimmt wurden „Gesamtgehalt“ (Königswasser-Extraktion) und Mobilanteil (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-Extraktion) der Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Die künstlichen Radionuklide stellen eine weitere untersuchte anorganische Schadstoffgruppe dar. An 45 ausgewählten Standorten erfolgte die Entnahme von zusätzlichem Probenmaterial für die Untersuchung auf organische Schadstoffe. Die Analytik der organischen Schadstoffe erfolgte auf Pflanzenschutzmittel wie z.B. Lindan, DDT, HCB sowie auf Verbindungen aus diffusen Emissionsquellen, wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und -Furane (PCDD/F).

Den größten Flächenanteil besitzen im Untersuchungsraum die Sedimentgesteine des Buntsandstein. Im Naturraum *Pfälzer Wald* besteht der geologische Untergrund ausschließlich aus diesen Gesteinen und auch im Gebiet des *Westrichs* stehen sie an den Talflanken und randlich der Hochflächen an. Etwa 60% der bodenbildenden Substrate weisen im Untersuchungsgebiet einen meist hohen Anteil an Gesteinen des Buntsandstein bzw. deren Gesteinszersatz auf. Hiervon haben lößlehmfreie bzw. –arme periglaziale Deckschichten einen Flächenanteil von ca. 70%. Bei den übrigen Substraten handelt es sich um lößlehmhaltige periglaziale Lagen und sandige Solumsedimente.

Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein dominiert in den Böden die Bodenart mittel lehmiger Sand. Der Feinboden setzt sich im Mittel aus 70 Gew.% Sand, 20 Gew.% Schluff und 10 Gew.% Ton zusammen. Innerhalb der Sandfraktion überwiegt meist der Fein- und/oder Mittelsand. Höhere Grobsandgehalte von etwa 20 Gew.% sind nur in Substraten im Bereich des Hauptkonglomerates des Oberen Buntsandstein zu finden, die aber flächenmäßig keine große Bedeutung besitzen. Mit durchschnittlich 5 Gew.% sind die Oberböden meist nur schwach steinig-grusig. Die Substrate des jüngsten Teils des

Buntsandstein, dem Voltziensandstein (so4V), zeigen hinsichtlich der Körnung schon deutlich den Übergang zu den Gesteinen des Muschelkalk.

Die überwiegend forstlich genutzten Oberböden im Buntsandsteingebiet weisen einen mittleren pH-Wert von 3,4 auf und sind damit die sauersten Horizonte in diesen Böden. Durch Bodenschutzkalkungen liegt der pH-Wert in den organischen Auflagen meist um 0,4-1,3 Einheiten höher. Der Effekt auf die Bodenreaktion des Oberbodens ist aber meist gering. Mit zunehmender Tiefe steigen die pH-Werte im Mineralboden wieder an. In den Bearbeitungshorizonten der Acker- und Grünlandböden wurden in diesem Gebiet im Mittel pH 5,3 bzw. pH 4,4 gemessen, was für diese Nutzungsformen relativ sauer ist.

Auf Blatt 6711 Pirmasens-Nord gehören alle Gesteine des Muschelkalk zur ältesten Stufe, dem Unteren Muschelkalk. Die Basis bilden die „Mergeligen Schichten des Muschelsandsteins“, die vom Wellenkalk gefolgt werden. Nach Westen hin gewinnen sie zunehmend an Bedeutung und bilden die Hochflächen des *Westrichs*. Die basale Schicht, die aus einer Wechselfolge von sandig dolomitischen Mergel, Schluffsteinen, schwach dolomitischen Feinsandsteinen und einzelner Tonsteine besteht, wird von der Terebratelbank, einer Folge geringmächtiger Dolomitbänkchen, gegliedert. Unterhalb dieser Bank verläuft die Grenze zwischen den carbonatfreien und den carbonatreichen Böden bzw. Substraten. Die Bodenbildung findet hier überwiegend in lößleharmen teilweise auch in lößlehmhaltigen periglazialen Lagen statt, die hauptsächlich aus entcarbonatisierten (ehemals dolomitischen) Schluffmergel bestehen. Im Bereich zwischen Terebratelbank und Wellenkalk ähneln die Substrate denen der tieferen Reliefpositionen, jedoch sind sie carbonathaltig bis –reich.

Im tiefsten Abschnitt des Unteren Muschelkalk überwiegen sehr (grob-)schluffreiche carbonatfreie Böden. Sie enthalten im Mittel um die 20 Gew.% Ton und etwa 65-70 Gew.% Schluff, wobei allein über 40 Gew.% davon auf den Grobschluff entfallen. Bodenartlich sind es überwiegend skelettarme stark tonige Schluffe. In tieferen Profilabschnitten steigt der Tongehalt in Basislagen oft auf 30%, was neben der hohen Lagerungsdichte die Ursache für die verbreitete Staunässe ist. In den carbonatfreien Böden liegen bei landwirtschaftlicher Nutzung die pH-Werte meist zwischen 5,3 und 6,3. Unter Wald können jedoch im Oberboden ähnlich tiefe pH-Werte wie im Buntsandsteingebiet auftreten.

Die Böden im Gebiet des Wellenkalk, die nur auf den Kuppen der Hochflächen im westlichen Untersuchungsraum vorkommen, sind überwiegend in geringmächtigen, extrem carbonatreichen periglazialen Lagen entwickelt. Sie bestehen in erster Linie aus Schluffmergel sowie Kalkstein- und Dolomit(-zersatz). Das Vorhandensein äolischer Fremdkomponenten ist hier unsicher. Selbst im Oberboden wurde ein Carbonatgehalt von bis zu 60 Gew.% festgestellt. Er kann im Unterboden bis auf 80 Gew.% ansteigen. Der pH-Wert liegt im Oberboden mit durchschnittlich pH 7,3 daher sehr hoch. Bodenartlich sind es überwiegend schwach tonige Lehme mit einem Korngrößenmaximum im Grobschluff- und Feinsandbereich. Von den untersuchten Substraten weisen sie den höchsten Grobbodengehalt auf.

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens wird wie der pH-Wert stark von der Nutzung beeinflusst. Infolge bodenverbessernder Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöht sich die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (Kohlenstoff-ärmeren) Profillbereichen. Dagegen gelangt auf forstlich genutzten Böden über den Bestandsabfall eine erheblich größere Menge organischer Streustoffe. Daher liegt der Kohlenstoffgehalt bei gleichem Substrat in Ackerböden deutlich niedriger als in Waldböden.

Die sandigen Waldoberböden sind in der Regel sehr humos und das C/N-Verhältnis schwankt je nach Standortsbedingung zwischen 21 und 33. Die Ackerböden werden bei allen Substraten als schwach bis mittel humos bewertet und weisen insbesondere im Muschelkalkgebiet mit einem C/N-Verhältnis von 11-12 auf günstige biotische Bedingungen hin.



Die potentielle Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{pot}$ ) der sandigen Waldböden liegt im Mittel bei 10 cmol/z/kg und wird maßgeblich vom Humusgehalt gesteuert. Durch den geringen Tongehalt besteht ein Mangel an mineralischen Bindungsplätzen. 60% dieser Böden werden als basenarm bewertet, d.h. ihr Basensättigungsgrad liegt bei <20%. Die Zusammensetzung des Kationenbelags ist überwiegend ungünstig und gerade die Calcium-Reserven sind gering. Das Calcium/Magnesium-Verhältnis beträgt in den stark sauren Böden durchschnittlich nur 0,7. Trotz höherer  $KAK_{pot}$  ist die Situation in den sauren Waldböden des Muschelkalkgebietes kaum günstiger. Vor allem die flächendeckenden Bodenschutzkalkungen führen in der Humusauflage aller sauren Waldböden gegenüber dem Mineralboden zu erheblich erhöhten Ca- und Mg-Gehalten. Die Daten zeigen, dass das aus der Kalkung stammende Calcium und Magnesium weitgehend in der organischen Humusauflage verbleibt und den Oberboden kaum verbessert. Auch weitere essentielle Nährstoffe sind in der organischen Auflage gegenüber dem Mineralboden deutlich angereichert, d.h. ein Großteil der verfügbaren Nährstoffe lagert in dieser geringmächtigen Schicht.

Die Nährstoffversorgung ist in allen landwirtschaftlich genutzten Böden insbesondere in den Ackerböden durch Düngung und Kalkung weit günstiger. Die Basensättigung beträgt in den carbonatfreien Böden im Mittel 80%, die carbonatreichen Böden sind basengesättigt. Die Kalium- und Magnesiumversorgung ist allgemein gut. In wenigen dieser Böden wurde ein schwacher Phosphormangel festgestellt. Dieses Element scheint bei Ackerböden am ehesten ertragslimitierend zu wirken.

Von Arsen abgesehen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle, d.h. Metalle mit einer Dichte  $>4,5 \text{ g/cm}^3$ . Sie sind grundsätzlich natürliche Bestandteile aller Böden und teilweise sogar als Spurennährstoffe essentiell für Flora und Fauna. Ob ein Spurenelement als Schadstoff anzusprechen ist, hängt in erster Linie von seiner Konzentration ab.

Der natürliche Gesamtgehalt wird je nach Element im Wesentlichen von den Parametern Ton, Humus und/oder Eisengehalt bestimmt. Kann der Gesamtgehalt zum großen Teil durch diese Parameter erklärt werden und ist eine Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat zu erkennen, weist dies meist auf naturnahe Verhältnisse hin.

Der Gesamtgehalt von Chrom und Nickel sowie in abgeschwächter Form auch von Arsen, Kupfer und Zink nimmt mit dem Eisengesamtgehalt des Ausgangssubstrates der Bodenbildung zu. Zudem bestehen bei diesen Elementen und bedingt auch bei Cadmium ähnlich enge statistische Beziehungen zum Tongehalt. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass auch Eisen und Tongehalt miteinander korrelieren. Je mehr Eisen und Ton die Böden enthalten, umso höhere Gesamtgehalte sind bei diesen Spurenelementen zu erwarten. Blei und Quecksilber liegen eher organisch gebunden vor, so dass ihre Gesamtgehalte mit dem Humusgehalt in Beziehung stehen. Allerdings sind es auch jene Schwermetalle, die gegenüber ihrem natürlichen Vorkommen den höchsten anthropogenen Anteil in der Atmosphäre aufweisen, so dass die oberflächennahe Anreicherung auch erheblich auf anthropogene Einträge zurückzuführen ist.

Die räumliche Verteilung aller Gesamtgehalte im Oberboden zeigt allgemein die ausgeprägte Abhängigkeit von der petrographischen Zusammensetzung der Substrate. Auf der einen Seite sind es die spurenelementarmen sandigen Böden bzw. Substrate im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein, auf der anderen Seite die überwiegend schluffreichen Substrate im Gebiet des Muschelkalk mit mittleren Spurenelementgehalten. In den kleinräumig vorkommenden tonigen Böden der Westricher Hochfläche sind die höchsten Gesamtgehalte im Untersuchungsraum anzutreffen. Die Gesamtgehalte im Oberboden bewegen sich in allen Substraten weitgehend im geochemischen Erwartungsbereich und entsprechen damit naturnahen Verhältnissen. Geochemische Anomalien und starke anthropogene Belastungen stellen die Ausnahme dar.

In den sandigen meist lößleharmen Waldböden sind die höchsten Gehalte in der Humusauflage (siehe unten) oder in den geringmächtigen Oberböden zu finden. Unterhalb des Oberbodens sinken Gesamt- und insbesondere Mobilgehalt in der Regel deutlich ab. Die vertikale Verteilung des Gesamtgehaltes wird dabei vom Ton- und Eisengehalt bestimmt, die des Mobilgehaltes vom pH-Wert. Auffallende Konzentrationssprünge kommen in diesen Böden nicht vor, da auch bei einem Schichtwechsel die bestimmenden Parameter sich kaum ändern. In stärker podsolierten Böden ist eine vertikale Stoffverlagerung aus dem Ober- in den Unterboden zu beobachten.

Die landwirtschaftlich genutzten Böden des Buntsandsteingebietes weisen aufgrund ihrer höheren Ton- und Eisengehalte erwartungsgemäß auch höhere Spurenelementkonzentrationen auf.

In den spurenelementreicheren Böden des Muschelkalkgebietes wird die vertikale Verteilung der Elemente im Boden zwar von gleichen Parametern bestimmt wie in den Sandböden, aber teilweise treten starke Schwankungen beim Gesamtgehalt auf, die nicht auf eine Bodenbildung zurückzuführen, sondern an Schichtwechsel gebunden sind. Treten im Unterboden oder -grund ton- und/oder eisenreiche Schichten auf, sind dort die höchsten Spurenelementkonzentrationen im gesamten Bodenprofil zu finden.

Die organischen Auflagen und die Mineralböden der Wälder weisen im Landesvergleich unterdurchschnittliche Spurenmetallgehalte auf. Sofern Stoffe nicht merklich über (atmosphärische) Immissionen in die Wälder gelangen, ist bei den meisten Elementen die Abhängigkeit des Gehaltes in der Humusauflage vom Angebot im Mineralboden zu erkennen. In den organischen Auflagen spurenelementarmer Böden sind demnach meist geringere Gehalte zu finden als in jenen mit spurenelementreichem Untergrund.

Von Arsen abgesehen liegen die Gesamtgehalte in der Humusauflage der sandigen Waldböden meist geringfügig höher als im Oberboden. Diese schwache Anreicherung muss aber nicht eine Folge atmosphärischer Einträge sein, sondern ist gerade bei Elementen, die bevorzugt organische Bindungen eingehen und/oder zu den Spurennährstoffe zählen, auch auf eine Bioakkumulation zurückzuführen. Die spurenelementreicheren Waldoberböden im Muschelkalkgebiet weisen demgegenüber meist geringfügig höhere Konzentrationen als ihre Humusaufgaben auf. Lediglich Cadmium und Quecksilber sind unabhängig vom Mineralboden in der organischen Auflage überwiegend deutlich angereichert. Trotz der im Landesvergleich unterdurchschnittlichen Gehalte dürfte dies neben ihrer bevorzugten organischen Bindung in erster Linie auf Luftverunreinigungen zurückzuführen sein. Gegenüber früheren Untersuchungen sind die niedrigen Gesamtgehalte und die auffallend geringe oberflächennahe Anreicherung an Blei hervorzuheben.

Von Kupfer und Quecksilber abgesehen, die in schwach sauren Böden die geringste Mobilität aufweisen, steigt der Mobilgehalt der untersuchten Spurenmetalle von alkalischer zu saurer Bodenreaktion mehr oder weniger stark an. Je nach Element beginnt der exponentielle Anstieg der Mobilgehalte zwischen pH 4 und 6. Durch die nutzungsbedingt höheren pH-Werte der Ackerböden liegen die der Umwelt leicht verfügbaren Anteile im Oberboden selbst bei deutlich höheren Gesamtgehalten meist erheblich niedriger als in den Waldböden.

Der prozentuale Mobilanteil am Gesamtgehalt (Relative Mobilität) ist elementspezifisch sehr unterschiedlich. Die relative Mobilität ist in sauren Böden bei Cadmium am höchsten. In Waldböden können bis zu 80 % des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vorliegen. Mit Abstand folgen Zink, Blei und Nickel. Bei Quecksilber, Chrom und Arsen hingegen sind selbst in extrem sauren Böden nur  $\leq 1\%$  des Gesamtgehaltes labil gebunden.

Durch die ausgeprägte Abhängigkeit der Mobilgehalte vom pH-Wert sind die nutzungsbedingten Unterschiede beim Mobilgehalt in der Regel höher als zwischen den unterschiedlichen Substraten. So sind in

sauren spurenelementarmen Waldböden meist höhere Mobilgehalte zu finden, als in lehmigen oder tonigen Ackerböden.

Bei etlichen Metallen ist die höchste relative Mobilität - teilweise auch der höchste absolute Mobilgehalt - aufgrund der geringen Wirksamkeit der Bodenschutzkalkungen auf den Mineralboden nicht in der organischen Auflage, sondern im Oberboden zu finden.

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) enthält stoffbezogene Vorsorgewerte, bei deren Überschreiten „die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“. Durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion berücksichtigen die Vorsorgewerte für Metalle in einem gewissen Maß die elementspezifischen Grundgehalte und Mobilität. In annähernd allen Oberböden werden die Vorsorgewerte für Cadmium, Chrom und Kupfer deutlich unterschritten. In Waldböden wird er bei Blei und Quecksilber in 30% bzw. 50% der Fälle leicht überschritten. Da die Waldoberböden jedoch meist mehr als 8 Gew.% organische Substanz aufweisen, können die Vorsorgewerte hier keine Anwendung finden. In den sandigen landwirtschaftlich genutzten Böden und den carbonatfreien Schluffböden des Muschelkalkgebietes werden die Nickel- und Zinkvorsorgewerte häufig erreicht oder überschritten. Da sie aber im geochemischen Erwartungsbereich liegen, sind diese Gehalte im Sinne der BBodSchV als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte einzustufen.

In einem Waldboden unweit einer militärischen Liegenschaft werden die Vorsorgewerte von Blei, Cadmium und Quecksilber teilweise deutlich überschritten. Hier ist von einer anthropogenen Kontamination auszugehen. Vereinzelt auftretende hohe Kupfer- und Zinkgehalte dürften hingegen geochemische Ursachen haben.

Die für Ackerböden geltende Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) werden allgemein deutlich unterschritten. Lediglich im Übergangsbereich der Buntsandstein- und Muschelkalksedimente ist in den Böden örtlich mit leichten Überschreitungen des Kupfergehaltes zu rechnen.

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) ist ein Maß, um die von den Gesamt- und Mobilgehalten ausgehenden Risiken für die oberen 30 cm des Mineralbodens abzuschätzen. Da gerade die Gesamtgehalte in den sandigen Böden und die Mobilgehalte in den carbonatreichen Böden gering sind sowie die Konzentrationen sich meist innerhalb des geochemischen Erwartungsbereichs bewegen, ist das GGP der Böden im Untersuchungsraum bei fast allen Elementen und Nutzungsformen gering bis sehr gering. Da die Mobilgehalte die Bewertung stärker beeinflussen als die Gesamtgehalte, werden Ackerböden trotz häufig höherer Gesamtgehalte aufgrund ihrer günstigen pH-Werte meist etwas günstiger als Waldböden bewertet.

Bei den sandigen Waldböden fällt das GGP bei Blei und häufig auch bei Cadmium lediglich in die „mittlere“ Bewertungsklasse. Diese für den Untersuchungsraum ungünstigste Einstufung ist Folge hoher Mobilgehalte in den sauren Waldoberböden, die von den geringen Gesamtgehalten nicht vollständig kompensiert werden. Da die Mobilgehalte mit der Tiefe meist rasch abnehmen, dürfte eine mögliche Gefährdung vor allem von einer erhöhten Pflanzenaufnahme und weniger von einer vertikalen Verlagerung ausgehen.

Von den  $\gamma$ -Strahlen emittierenden künstlichen Radionukliden ist aufgrund der Halbwertszeit von ca. 30 Jahren nur  $^{137}\text{Cs}$  immer im Oberboden nachweisbar. Die kurzlebigen Nuklide  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{60}\text{Co}$  mit Halbwertszeiten von 2 bis 5 Jahren sind hingegen weitgehend zerfallen. Lediglich im Wald ist  $^{134}\text{Cs}$  in Spuren noch in etwa der Hälfte der Oberböden und in 2/3 der organischen Auflagen zu finden. Die heute nachweisbaren Gehalte gelangten überwiegend durch die Kern-

kraftwerkskatastrophe von Tschernobyl Anfang 1986 in die Böden. Ein geringer Teil stammt ferner vermutlich vom Fallout der bis in die 70er Jahre durchgeführten oberirdischen Kernwaffenversuche.

Im Vergleich zu anderen Regionen des Landes weisen die Böden des Bearbeitungsgebietes überdurchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte auf. Ohne Berücksichtigung der unterschiedlichen Bodennutzungen enthalten die obersten Mineralbodenhorizonte im Mittel  $44 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ , während für den Gesamtdatenbestand  $25 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$  ermittelt wurden. Die höhere Belastung bestätigen auch die Ergebnisse der gewichteten Gehalte. Bei den auf die oberen 30 cm des Mineralbodens gemittelten Gehalte liegen die Konzentrationen im Gebiet Pirmasens-Nord durchschnittlich bei  $30 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ , während für den Gesamtdatenbestand ein Median von  $15 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$  berechnet wurde. Die gegenüber den bislang untersuchten Böden etwa doppelt so hohe Belastung bestätigen auch die nutzungsdifferenzierten Berechnungen. Die Niederschläge waren offensichtlich während des Tschernobyl-Fallouts im südlichen Landesteil höher, da auch in weiteren im Pfälzer Wald gelegenen Böden überdurchschnittliche Gehalte an Cäsiumisotopen festgestellt wurden.

Die Belastung der Wälder mit  $^{137}\text{Cs}$  ist im obersten Mineralbodenhorizont und insbesondere in der organischen Auflage mit durchschnittlich  $177$  bzw.  $307 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$  erheblich höher als in Ackerböden ( $31 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ ). Die deutlich höheren Gehalte der Waldböden sind Folge der fehlenden Durchmischung der Waldböden durch Pflugarbeit. Die Belastung konzentriert sich damit auf die obersten Zentimeter des Mineralbodens und nimmt mit der Tiefe rasch ab. Eine nennenswerte Verlagerung findet nicht statt. Gewichtet auf 30 cm Mineralboden liegen die Gehalte der Waldböden noch etwa 35-65% höher als in Ackerböden. Insbesondere in den Nadelwäldern liegt der größte  $^{137}\text{Cs}$ -Vorrat in der Humusaufgabe und nicht im Mineralboden.

Die Gehalte der untersuchten Pflanzenschutzmittel (Biozide) liegen meist unterhalb der Nachweisgrenze bzw. nur geringfügig darüber. Für die Biozide Aldrin, Endrin, Heptachlor und Heptachlorepoxyd liegt kein Nachweis vor. Auch Hexachlorcyclohexan (HCH) und Pentachlorphenol (PCP) konnten praktisch nicht nachgewiesen werden. Der Nachweis von Dieldrinspuren gelang in 14% aller Proben. Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um Waldböden. Lediglich ein Ackerboden zeigt mit  $11 \mu\text{g/kg}$  deutlich erhöhte Gehalte auf.

Verbindungen, die auf den früheren Einsatz DDT-haltiger Spritzmittel zurückgehen, sind noch in 90% der Waldoberböden nachweisbar, wobei die mittleren Gehalte mit  $10 \mu\text{g } \Sigma\text{-DDX/kg}$  gegenüber dem *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* um etwa Faktor 5 gesunken sind. In landwirtschaftlich genutzten Böden ist die Belastung mittlerweile weitgehend abgeklungen. Die Absolutgehalte und die Isomeren-Verhältnisse zeigen, dass das seit etwa 25 Jahre geltende Anwendungsverbot eingehalten wird und mit weiter abnehmenden Gehalten zu rechnen ist. Die Werte weisen aber auch auf die hohe Persistenz dieser chlorierten Kohlenwasserstoffe insbesondere in Waldböden hin. In 2 Böden innerhalb der Stadt Pirmasens und einem Grünlandboden wurden ungewöhnlich hohe Konzentrationen von bis zu  $1176 \mu\text{g } \Sigma\text{-DDX/kg}$  festgestellt, die auf ehemals sehr hohe Belastungen hinweisen bzw. darauf, dass diese Wirkstoffgruppe auch noch nach dem Verbot eingesetzt wurde.

Der Nachweis des seit 1981 verbotenen Herbizids Hexachlorbenzol (HCB) gelang nur in landwirtschaftlich genutzten Böden, wobei es sich fast ausnahmslos um Ackerböden handelt. Es ist anzunehmen, dass HCB durch die frühere Anwendung als Saatbeize vornehmlich direkt in die Ackerböden gelangte.

Die Gesamtbelastung der Böden durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe ( $\text{PAK}_{16}$ ), die in erster Linie aus der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe stammen, ist im Untersuchungsraum nicht wesentlich geringer als in der städtischen Region Mainz. Sie ist damit aber deutlich höher als in einem Untersuchungsraum in der ländlich geprägten Hunsrückhochfläche (vgl. HAUENSTEIN 2000).

Das Gebiet um Pirmasens zeigt gegenüber den beiden früheren Bodenzustandsberichten aber eine eigene PAK-Situation. Während sowohl der Gesamtgehalt als auch der Gehalt des gefährlichsten Vertreters dieser Stoffgruppe, dem Benzo(a)pyren (BaP), fast das gleiche Niveau wie in den Böden der Umgebung von Mainz erreicht, entspricht das Verhältnis zwischen den nieder- und höhermolekularen PAK eher dem eines ländlichen Raumes.

Landwirtschaftlich genutzte Böden weisen erwartungsgemäß die geringsten PAK<sub>16</sub>- und BaP-Gehalte auf. Während der PAK<sub>16</sub>-Gehalt der Acker- und Grünlandböden den Landesdurchschnitt geringfügig unterschreitet, erreicht der mittlere BaP-Gehalt in Ackerböden etwa den Konzentrationsbereich der beim Bodenzustandsbericht Mainz festgestellt wurde.

Von Siedlungsböden abgesehen sind die höchsten Konzentrationen in den Oberböden der Wälder zu finden. Eine wichtige Rolle spielt hierbei die höhere Filterwirkung der Waldvegetation gegenüber Luftverunreinigungen, der gegenüber Ackerböden fehlende Verdünnung durch Einpflügen von minderbelasteten Unterboden und die geringere Entnahmetiefe bei der horizontweisen Beprobung der Waldböden. Im Untersuchungsgebiet weisen sie mit durchschnittlich 1160 µg PAK<sub>16</sub>/kg bzw. 69 µg BaP/kg etwa den 2- bis 4fachen PAK<sub>16</sub>- und BaP-Gehalt gegenüber den Waldböden im Untersuchungsraum der Hunsrückhochfläche auf (HAUENSTEIN 2000).

Im Vergleich mit anderen Bundesländern liegen die PAK<sub>16</sub>-Gehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden im unteren bis mittleren Bereich, während die Gehalte der Waldböden im Bundesvergleich überdurchschnittlich sind.

Im Vergleich zum *Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz* sind die PCB-Gehalte, dank Luftreinhaltemaßnahmen und Produktionsverbot, in den letzten Jahren bei allen Nutzungsarten deutlich rückläufig. In fast allen landwirtschaftlich genutzten Böden gelang der Nachweis von PCB nicht mehr. In 90% der untersuchten Waldböden sind PCB's mit durchschnittlich 6 µg/kg in Spuren noch feststellbar.

Der „Dioxin“-Gesamtgehalt (PCDD/F) entspricht etwa dem, der auf Blatt Kisselbach, einem ländlich geprägten Raum, gefunden wurde. Die geringsten Gehalte sind mit im Mittel 0,7 ng I-TEQ/kg in den landwirtschaftlich genutzten Böden zu finden. In Waldböden liegen die PCDD/F-Gehalte im Mittel etwa um Faktor 8 höher, wobei die Oberböden der Laubwälder mit durchschnittlich 5,9 ng I-TEQ/kg geringer als die der Mischwälder (7,6 ng I-TEQ/kg) belastet sind.

Wie bei den PAK wurden regional abweichende PCDD/F-Muster festgestellt. Während die Gesamtbelastung bei allen Nutzungen der eines ländlichen Raumes entspricht, ähnelt das Dioxin/Furan-Verhältnis in den Ackerböden der Region Mainz. Der Summe der PCDD-Verbindungen liegt mit 21 ng/kg im Untersuchungsgebiet um 16% höher als im Raum Kisselbach, die Summe der PCDF aber entsprechend niedriger. Dass Dioxine die Gesamtbelastung im Untersuchungsraum stärker beeinflussen als die Furane, zeigte sich im Gegensatz zum Bodenzustandsbericht Kisselbach auch bei den Waldböden.

Dennoch entspricht das Verteilungsmuster der Einzelkomponenten diffus belasteter Böden und spezifische Eintragspfade wurden nicht festgestellt.

## 1. Einleitung

Der *Bodenzustandsbericht Blatt 6711 Pirmasens-Nord* ist nach *Blatt 6015 Mainz* (HAUENSTEIN & BOR 1998) und *Blatt 5911 Kisselbach* (HAUENSTEIN 2000) der dritte Bericht, in dem die typische stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet einer Topographischen Karte 1:25000 detailliert behandelt wird. Diese Berichte stellen die Fortführung des 1996 veröffentlichten Pilotprojektes *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* dar, bei dem 10 Blätter der Topographischen Karte 1:25000 auf die flächenhaften Gehalte potentieller Problemstoffe im Boden gemeinsam bewertet wurden.

Mittlerweile wurden in verschiedenen Projekten 1839 Rasterflächen von je 1 km<sup>2</sup> untersucht, in denen mindestens 1 Standort liegt. Dies entspricht ca. 9,3% der Landesfläche. Hiervon befinden sich auf Blatt 6711 Pirmasens-Nord 152 Entnahmepunkte. Randlich zu diesem Kartenblatt wurden auf Blatt 6710 Zweibrücken zur besseren statistischen Absicherung 5 weitere Profile bodenkundlich aufgenommen und beprobt.

Die Böden wurden auf den Gesamtgehalt und den leicht mobilisierbaren Anteil potentiell ökotoxischer Spurenelemente und auf die Aktivität künstlicher Radionuklide untersucht. In 50 Oberbodenproben erfolgte zusätzlich die Analyse auf besonders umweltrelevante organische Schadstoffe. Ferner fand die Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie Gehalte einiger essentieller Nährstoffe statt.

Die Dokumentation des aktuellen Stoffbestandes des Bodens ist ein wichtiger Teilaspekt des vorsorgenden Bodenschutzes. Anhand der folgenden Ergebnisse wird nicht nur die Öffentlichkeit über den Zustand der Böden im Untersuchungsraum informiert, sondern es sollen auch Hintergrundwerte für kleinräumige Untersuchungen (z.B. bei Schadensfällen) und Planungsvorhaben zur Verfügung gestellt werden.

Die blattbezogenen Ergebnisse fließen in den landesweiten Datenbestand ein, um allgemeine Hintergrundwerte für ganz Rheinland-Pfalz definieren zu können.

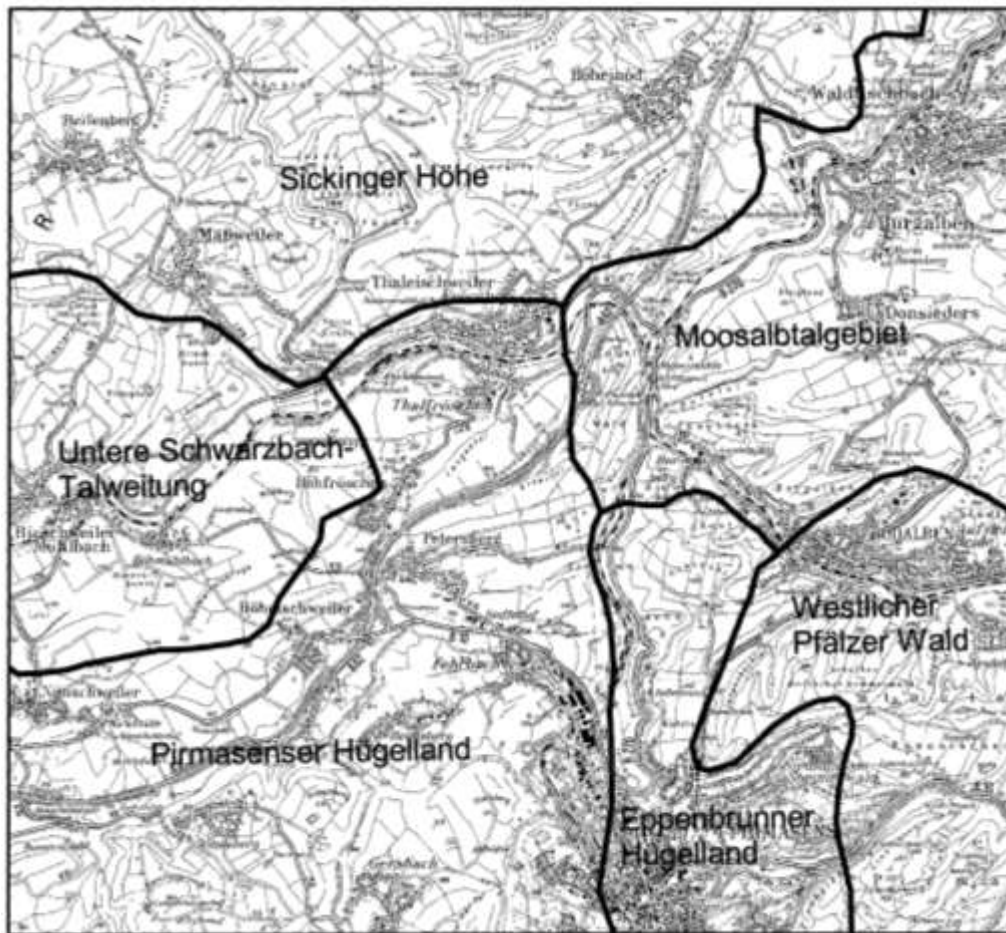
## 2. Untersuchungsraum

Das Untersuchungsgebiet mit einer Größe von 135 km<sup>2</sup> entspricht der Fläche der Topographischen Karte 1:25000 (TK25) Blatt 6711 Pirmasens-Nord. Es liegt im südwestlichen Rheinland-Pfalz, unweit der Grenze zu Frankreich und dem Saarland und ist Teil der mesozoischen Schichtstufenlandschaft bzw. des *Südwestdeutschen Stufenlandes*.

Naturräumlich gesehen ist das Gebiet zweigeteilt. Der südöstliche Teil - mit den Waldflächen südlich von Rodalben und östlich von Pirmasens - zählt zum *Westlichen Pfälzer Wald* (PEMÖLLER 1969). Dieser Bereich wird in der naturräumlichen Gliederung des Forstatlas (1994) abweichend auch als *Mittlerer* und *Südlicher Pfälzer Wald (Wasgau)* bezeichnet. Die Grenze zwischen beiden Einheiten verläuft entlang des Lamsbachs. 17% der untersuchten Böden liegen im Pfälzer Wald.

Mit einem Anteil von ca. 89% nimmt die *Westlicher Hochfläche* (syn. *Zweibrücker Westrich*) ein Großteil des Untersuchungsraums ein. Sie ist der östliche Bereich des *Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebietes*.

Die *Westlicher Hochfläche* ist auf Blatt 6711 Pirmasens-Nord weiter untergliedert. Dies sind im Übergangsbereich zwischen dem Muschelkalkgebiet im Westen und den von Buntsandstein geprägtem Pfälzer Wald der *Östliche Westrichrand* mit seinen Untereinheiten *Moosalbtalgebiet* und *Eppenbrunner Hügelland*. Der zentrale und westliche Bereich des Untersuchungsraums liegen im Bereich der



Maßstab 1:100.000

Abb. 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach PEMÖLLER. (1969))

*Sickingen Höhe* und des *Zweibrücker Hügellandes* mit den beiden Untereinheiten *Untere Schwarzbach-Talweitung* und *Pirmasenser Hügelland*.

Die morphologisch unauffällige Grenze zwischen *Pfälzer Wald* und *Westlicher Pfälzer Wald* wird im Wesentlichen vom Übergang der Gesteine des Buntsandstein zu denen des Muschelkalk bestimmt. Stärker als durch die Oberflächenform wird dieser Wechsel durch die Bodennutzung sichtbar. Während das Landschaftsbild des *Pfälzer Waldes* von ausgedehnten Waldflächen geprägt ist, ist die landwirtschaftliche Nutzung und weit dichtere Besiedlung charakteristisch für die Hochflächen des *Westtrichs*. Die oft steilen Talhänge, an denen die Sedimente des Buntsandstein anstehen, sind hingegen auch im *Westtrich* weitgehend bewaldet.

Der geologische Untergrund des Bearbeitungsgebietes wird von mesozoischen Gesteinen des Buntsandstein und des Muschelkalk aufgebaut. Charakteristisch für den Buntsandstein sind rot gefärbte Sandsteine. An der Wende Buntsandstein/Muschelkalk änderten sich die Ablagerungsbedingungen von festländisch zu marin, was sich u.a. im Farbwechsel der Gesteine von rot zu grün/grau widerspiegelt. Dieser Farbwechsel wird üblicherweise zur Grenzziehung zwischen beiden stratigraphischen Einheiten herangezogen.

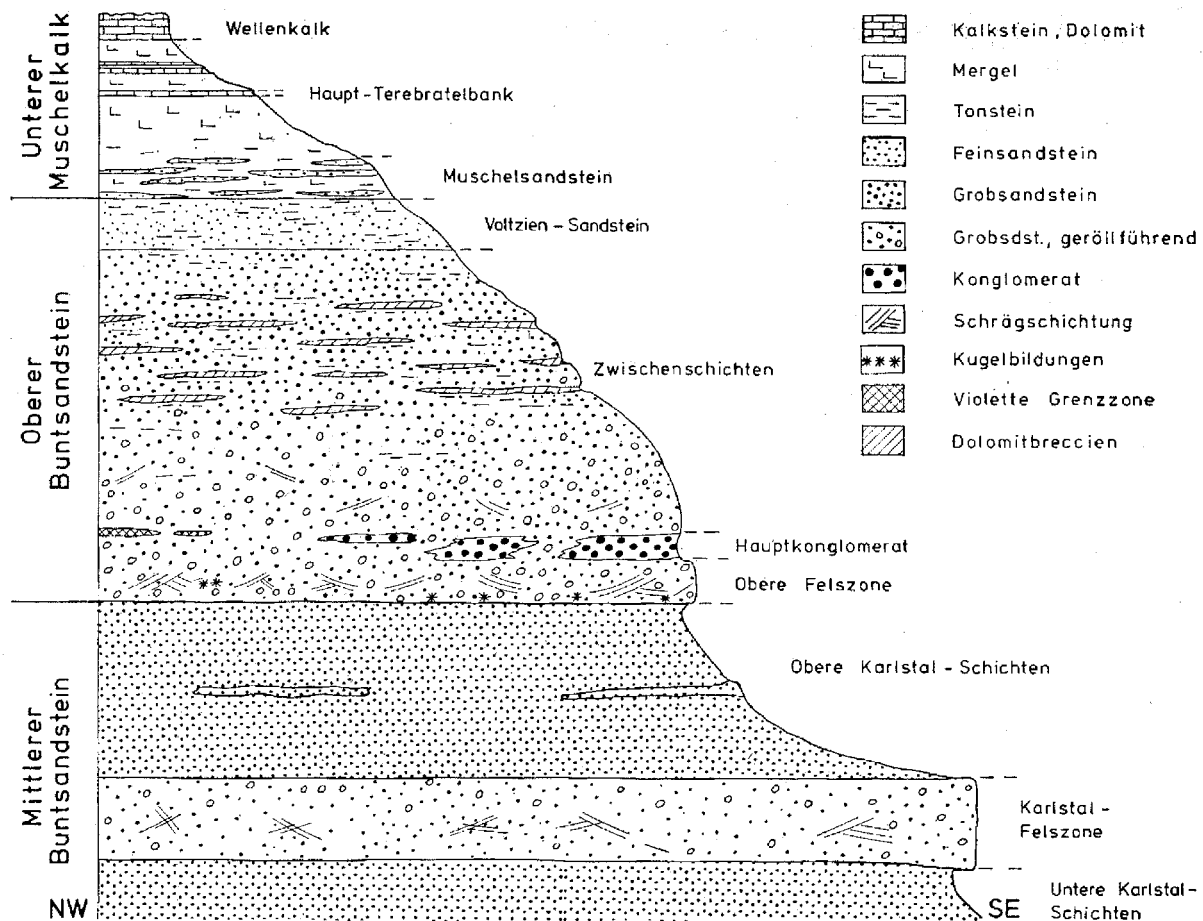


Abb. 2 Die triassische Schichtenfolge im Bereich des Blattes Pirmasens-Nord (aus KONRAD 1975)

Durch tektonische Ereignisse, die mit der Bildung des Oberrheingrabens bzw. der alpidischen Orogenese in Beziehung stehen, wurden die Sedimentgesteine gehoben und leicht schräg gestellt. Sie steigen nach Nordosten an (KONRAD 1975). Die Ausformung des heutigen Landschaftsbildes begann im Tertiär und hatte ihren Höhepunkt im Pleistozän. Unter eiszeitlichem Klima schnitten sich die Fließgewässer tief ein und zerteilten die zusammenhängende Hochfläche in kleinere Plateaus und Rücken. Die Hochflächenreste weisen im westlichen Teil eine typische Höhe von 340-370 mNN auf und steigen nach Osten überwiegend auf 400-420 mNN an. Die höchsten Erhebungen sind im nördlichen Stadtbereich von Pirmasens mit 435 mNN und südlich von Donsieders am Orleberg mit 432 mNN zu finden. Der Höhenunterschied zwischen Hochflächen und Talsohlen liegt bei größeren Vorflutern wie Schwarzbach oder Rodalb meist um 120-150 m. Im Pfälzer Wald kann er sogar bis auf 170 m anwachsen. Der Hauptvorfluter ist der Schwarzbach, der östlich Rieschweiler-Mühlbach bei 235 mNN das Untersuchungsgebiet verlässt.

Obwohl die mesozoischen Schichten schräggestellt sind, präparierte die Erosion im Untersuchungsraum keine auffallenden Schichtstufen heraus, da die Schichten des Oberen Buntsandstein und des Unteren Muschelkalk eine ähnliche morphologische Härte aufweisen.

Die folgende Betrachtung der geologischen Situation ist für das Verständnis der im Boden vorhandenen Elementkonzentrationen von großer Bedeutung, da die natürliche Elementzusammensetzung der Böden





Abb. 3 Blick vom Orleberg (SE von Donsieders) in den Pfälzer Wald (im mittleren Bildteil Waldkalkung per Hubschrauber) Foto: LfUG; B. ALLMOSLÖCHNER 1999

als oberster und jüngster Teil der Erdkruste primär auf die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung zurückgeht. In der Natur sind nur kleinräumig Böden mit Elementkonzentrationen zu finden, die auf unterschiedliche Schutzgüter wie Pflanzenwachstum oder Grundwasserqualität funktionshemmend wirken. Die Kenntnis des geogenen, d.h. des natürlichen Gehaltes lässt erst die Beurteilung der durch den Mensch hervorgerufenen Beeinflussung und Belastung der Böden zu.

Den größten Flächenanteil haben im Untersuchungsraum die Sedimentgesteine des Buntsandstein. Im Naturraum *Pfälzer Wald* besteht der geologische Untergrund ausschließlich aus diesen Gesteinen und auch im Gebiet des Westrich stehen sie an den Talflanken und am Rande der Hochflächen an. Etwa 60% der bodenbildenden Substrate besitzen im Untersuchungsgebiet einen meist hohen Anteil an Gesteinen des Buntsandstein.

Die ältesten Gesteine treten mit den Karlstalschichten des Mittleren Buntsandstein an den Mittel- und Unterhängen der Rodalb, des Schwarzbaches und des Lamsbaches sowie deren Nebentäler im östlichen Untersuchungsgebiet zu Tage. Überwiegend handelt es sich hierbei um grobkörnige, kieselig gebundene Sandsteine der Karlstal-Felszone und der Oberen Karlstalschichten. Da das mesozoische Schichtpaket gekippt ist, stehen sie nur im östlichen Blattteil an. Weiter westlich liegen sie hingegen unterhalb der Erosionsbasis. Die Oberhänge und die Kulminationsbereiche bilden im *Pfälzer Wald* die Schichten des Oberen Buntsandstein. Hier überwiegen rotgraue bis rotbraune Mittel- und Grobsandsteine, teilweise sind auch Konglomerate aus Sandsteingeröllen zu finden. Morphologisch auffallend ist der untere Teil des Oberen Buntsandstein, der als Obere Felszone bezeichnet wird (KONRAD 1975). Eine etwa 10-15 m mächtige Abfolge geröllführender, kieselig gebundener Grobsandsteine bilden als Folge ihrer Verwitterungsresistenz Geländestufen. Der Buntsandstein endet mit dem Voltziensandstein, in dem neben Fein- und Mittelsandsteinen auch geringmächtige Ton- und Schluffsteinlagen auftreten.

Die Böden sind meist nicht unmittelbar in den Verwitterungsbildungen der liegenden Gesteine, sondern in periglazialen Lagen entwickelt. Dies sind allochtone, solifluidale und -mixtive Lockersedimente, die als eigenständige geologische Schichten der obersten Lithosphäre anzusehen sind. In der deutschsprachigen Literatur wurden bisher für diese Schichten sehr unterschiedliche Begriffe benutzt (Schuttdecken, Decklagen, Deckserien, Decksedimente, Schuttfolgen, Fließerden usw.). In dieser Arbeit werden diese Sedimente gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 1994) als

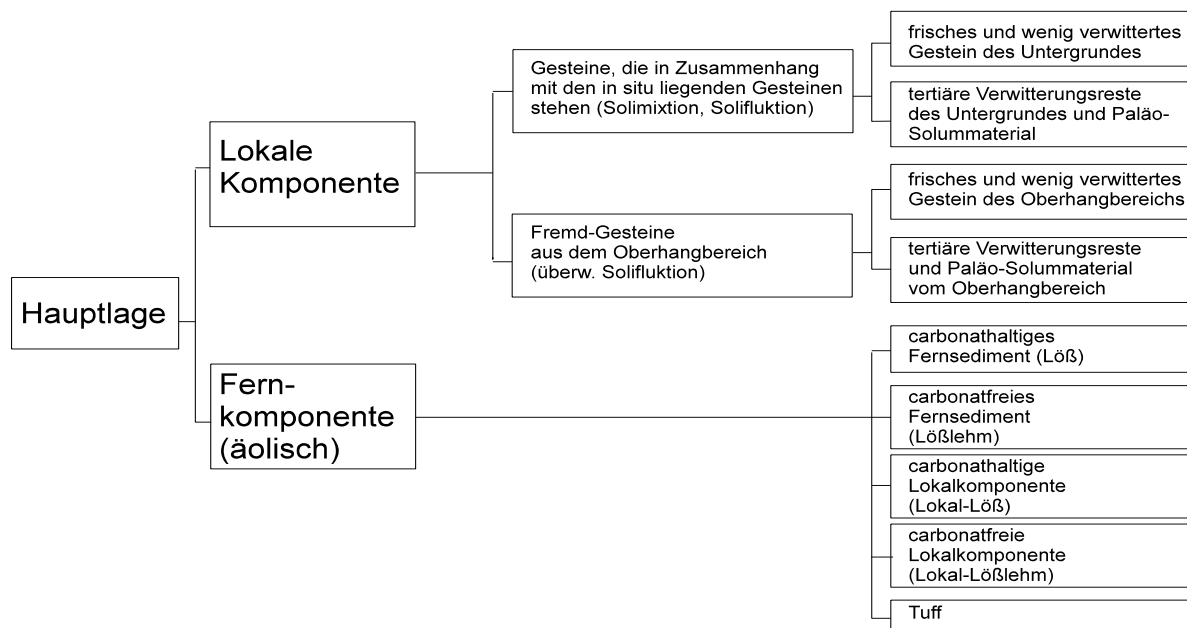


Abb. 4 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

periglaziale Lagen bezeichnet. Die Untergliederung erfolgt in Ober-, Haupt-, Mittel- und Basislage. Die Oberböden sind, sofern keine intensive holozäne Erosion stattfand, überwiegend in der Hauptlage entwickelt, die aus stark wechselnden Anteilen von Lokal- und Fremdkomponenten besteht.

Die Bildung der periglazialen Lagen fand fast ausnahmslos im Jung-Pleistozän, insbesondere in der Würm-Eiszeit statt. Periglaziale Lagen älterer Eiszeiten wurden, von morphologisch geschützten Positionen abgesehen, im Würm aufgearbeitet. Sie entstanden durch oberflächennahes Auftauen des eiszeitlichen Dauerfrostbodens im Sommer. Schon geringe Hangneigung löste die gravitative Verlagerung der wassergesättigten Zone der oberen 3 bis 7 dm des sommerlichen Auftaubodens (Solifluktion ← Bodenfließen) aus. Eingewehte (äolische) Fremdkomponenten (z.B. Löß, Lößlehm, Tephra) wurden mit dem Material der an der Oberfläche liegenden Schicht und/oder mit im Einzugsgebiet der Solifluktionsdecken anstehenden Gesteinen (Lokalkomponenten) vermischt. Diese Prozesse sind von entscheidender Bedeutung für die natürlichen Elementgehalte der Böden im Mittelgebirgsraum. Besteht die lokale Komponente der periglazialen Lage beispielsweise aus spurenelementreichen Substraten (z.B. Tonmergel, Tone) wirkt das Fremdmaterial "verdünnend", d.h. es senkt den Gesamtgehalt. Der entgegengesetzte Effekt tritt natürlich in Lagen auf, die spurenelementarme Lokalkomponenten (z.B. Sandsteine) enthalten.

Typisch ist im gesamten Untersuchungsraum der überwiegend geringe bis sehr geringe Anteil äolischer Fremdkomponenten am Substrat. Daher bestehen in der Regel eine sehr enge geochemische Verwandtschaft zwischen bodenbildenden Substrat und den liegenden Gesteinen.

Vom Verbreitungsgebiet der Gesteine des Voltziensandstein abgesehen, weist die Korngrößenzusammensetzung der Substrate im Buntsandsteingebiet auf den geringen bis unbedeutenden Anteil an äolische Fremdkomponenten hin. In Abhängigkeit vom liegenden Gestein besteht der Feinboden zu 70% aus Sand, wobei es sich vorwiegend um Fein- und/oder Mittelsand handelt. Die typische Bodenart

Tab. 1 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum  
(Flächenanteile abgeleitet aus der Substratkarte)

| Substrate                                                                                 |                              | ha    | %     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|-------|-------|
| Solumsediment (sandig; carbonatfrei)                                                      | Us                           | 457   | 3,4   |
| Solumsediment (schluffig; carbonatfrei)                                                   | Uu                           | 126   | 0,9   |
| Solumsediment (schluffig; carbonathaltig)                                                 | Uuc                          | 52    | 0,4   |
| Auensand (carbonatfrei)                                                                   | As                           | 328   | 2,4   |
| Auenlehm (carbonatfrei)                                                                   | Al                           | 121   | 0,9   |
| Sandstein;(Buntsandstein (s)) oder<br>Periglaziale Lage [Sandstein;s(3-4)/Lößlehm(0-1)]   | ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)]  | 5816  | 43,2  |
| Periglaziale Lagen [Lößlehm(2)/Sandstein(2)]                                              | pfl [Lp(2)/^s(2)]            | 1600  | 11,9  |
| Schluffmergel oder Periglaziale Lagen [Schluffmergel (-reich)]                            | Um; pfl [Um(3-4)/-.-]        | 246   | 1,8   |
| Periglaziale Lagen [Schluffmergel und carbonatische Festgesteine]                         | pfl [^car/Um;Um/^car]        | 341   | 2,5   |
| Schluffmergel (entcarbonatisiert (ve)) oder<br>Periglaziale Lagen [Schluffmergel;ve(3-4)] | Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-)] | 1823  | 13,5  |
| Periglaziale Lagen [Lößlehm(2) und entcarbonatisierter<br>Schluffmergel(2)]               | pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]         | 44    | 0,3   |
| Periglaziale Lagen [Tonmergel und Löß(-derivate)]                                         | pfl [LO/Tm;Tm/LO]            | 149   | 1,1   |
| nicht kartierte Flächen (Siedlungen, Gewerbe, Gewässer etc.)                              | -                            | 2382  | 17,7  |
| Gesamtfläche                                                                              |                              | 13485 | 100,0 |

ist ein mittel lehmiger Sand (siehe auch 4.1.1.). Mit großer Wahrscheinlichkeit waren die Ausgangssubstrate primär lößlehmarm, jedoch spielt mit Sicherheit auch die starke Erosion, die nach der Bildung der Hauptlagen stattfand, eine Rolle. Die untersuchten sandreichen Böden sind nur zu knapp 60% in Hauptlagen entwickelt, die zudem teilweise erosiv gekürzt sind. Bei 35% der Standorte findet die Bodenbildung hingegen in der Basislage statt und vereinzelt sind die periglazialen Lagen sogar vollständig abgetragen. Ein Hinweis auf die intensive Erosion ist ferner, dass 24% der untersuchten Böden im Buntsandsteingebiet in Akkumulationsbereichen mehr oder weniger stark von holozänem Bodenmaterial (Solumsediment) überdeckt sind.

Die Leitbodenform im Buntsandsteingebiet ist außer in besonders erosionsgefährdeten Reliefpositionen und Akkumulationsbereichen die basenarme bis mittelbasische Braunerde. In Abhängigkeit von Hangneigung und -position kann sie erodiert oder geringmächtig kolluvial überdeckt sein. Basenarme Braunerden sind zudem insbesondere unter Wald schwach bis mäßig podsoliert. An etwa jedem 7. untersuchten Standort im Buntsandsteingebiet wurde zumindest eine Kryptopodsolierung festgestellt. Trotz der sehr durchlässigen Substrate treten hingegen Podsole oder Braunerde-Podsole nur selten auf. Die Basensättigung der Böden ist offensichtlich noch so ausreichend, um eine fortschreitende Versauerung und sich damit verstärkende Podsolierung zu verhindern. Darauf deuten auch die Zeigerpflanzen in der Krautschicht hin.

Gerade bei landwirtschaftlicher Nutzung und an stark erosionsgefährdeten Standorten sind häufig Regosole und die Subtypen Regosol-Braunerde bzw. Braunerde-Regosol anzutreffen. Etwa ¼ der untersuchten Böden wurden in diesem Gebiet als Regosol oder Braunerde-Regosol angesprochen.

Der Voltziensandstein, der jüngste Teil des Buntsandstein, ist vor allem auf den Plateaus des *Östlichen Westrichrandes* und den Oberhängen der weiter westlich gelegenen Hochflächen zu finden. In diesem

Bereich weisen die Substrate einen deutlich höheren Schluff- und Tongehalt und eine günstigere Nährstoffversorgung auf, so dass sie überwiegend landwirtschaftlich genutzt werden. Bodenartlich dominieren sandig-lehmiger Schluff, schluffiger Lehm und Sandlehme. Da gerade der Grobschluffgehalt mit 20-35 Gew.% erheblich höher ist, deutet dies auf einen erhöhten Lößlehmgehalt hin. Hierbei bestehen aber Unsicherheiten, da auch der Gesteinszersatz des Voltziensandstein primär höhere Ton- und Schluffgehalte aufweist und im Hangenden meist Muschelkalksedimente anstehen, deren Zersatz dem Lößlehm stark ähnelt. Meist musste das Abschätzen des Lößlehmanteils über die Bodenfarbe erfolgen. Gegenüber den Böden der basalen Schichten des Muschelkalk unterscheiden sie sich vor allem in ihrer rötlichen Farbe und dem geringeren Schluffgehalt. Charakteristische Bodentypen sind in diesem Gebiet Braunerden und in Erosionslagen Regosole.

Die ältesten Schichten des Muschelkalk sind im *Östlichen Westrichrand* zu finden, wo sie als kleine Kappen auf dem Voltziensandstein lagern. Nach Westen hin gewinnen die Sedimentgesteine des Muschelkalk zunehmend an Bedeutung und bilden die Hochflächen des *Westrichs*. Auf Blatt 6711 Pirmasens-Nord gehören alle Gesteine des Muschelkalk zur ältesten Stufe, dem Unteren Muschelkalk (mu). Diese Stufe ist in sich weiter in die *Mergeligen Schichten des Muschelsandstein* (mu1) und dem *Wellenkalk* (mu2) untergliedert (KONRAD 1975). Letztere Unterstufe kommt aber lediglich im westlichen Blattbereich vor. Der älteste Teil des unteren Muschelkalk (mu1) weist eine Mächtigkeit von ca. 45 m Mächtigkeit auf und wird von geringmächtigen Dolomitbänken gegliedert, die etwa 25 m oberhalb der Muschelkalkbasis liegen und als Terebratelbank bezeichnet werden.

Die Schichten zwischen Voltziensandstein und Terebratelbank, die etwa 14% der Untersuchungsfläche einnehmen, bestehen überwiegend aus einer Wechselfolge sandiger, dolomitischer Mergel, Schluffsteinen, schwach dolomitischer Feinsandsteinen und einzelner Tonsteinlagen. (KONRAD 1975; STÖHR in KONRAD 1983). Bis in größeren Tiefen sind die periglazialen Lagen und das anstehende Gestein jedoch carbonatfrei. Ob es sich bei den Untergrundgesteinen, die im rezenten Feinboden enthalten sind, um intensiv zersetzte Festgesteine handelt oder um Lockergesteine, bzw. ob sie primär carbonathaltig oder -frei waren, konnte weder im Gelände noch durch Laboruntersuchungen zweifelsfrei geklärt werden. Zum einen handelt es sich bei den *Mergeligen Schichten des Muschelsandstein* um eine Wechselfolge von Locker- und Festgesteinen, zum anderen erfolgte ihre Vermischung schon synsedimentär. Festere Lagen brachen nach der Sedimentanlieferung auf und sanken in den aus tonigen und schluffigen Lockersedimenten bestehenden nicht tragfähigen Untergrund ein (SCHWARZ 1970). Eine weitere Vermischung fand während des Pleistozän durch Solifluktion und der damit verbundenen Bildung periglazialer Lagen statt. An einigen Bodenprofilen wurden neben dem Feinboden auch einige Handstücke des Grobbodens untersucht. Es zeigte sich, dass die mehr oder weniger stark verwitterten Festgesteine meist weder in ihrer Korngrößenzusammensetzung noch in ihrem Chemismus in Beziehung zum Feinboden stehen. Im Feinboden überwiegen mittel bis stark tonige Schluffe, während im Grobboden häufig arkosische Feinsandsteine und teilweise glimmerführende, tonreiche Grobschluffsteine zu finden sind. Es konnten keine Hinweise gefunden werden, dass sie primär carbonathaltig waren. Das Bindemittel der Feinsandsteine ist kieselig-tonig und/oder tonig-limonitisch. Andererseits enthielt das Bodenskelett eines carbonatfreien, feinsandigen Unterbodens dolomitische Mittel- bis Grobsandsteine. Auch die stoffliche Zusammensetzung zeigt meist wenig Übereinstimmung zwischen Fein- und Grobboden. Daraus ist zu folgern, dass das Ausgangssubstrat der Bodenbildung nicht bzw. nur zu einem geringen Teil aus der in-situ-Verwitterung der im Boden enthaltenden Festgesteine entstanden ist.

Ob die Liegendkomponenten des Substrates primär carbonathaltig waren, ist nicht geklärt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass sie an der Muschelkalkbasis carbonatfrei bis carbonatarm waren und der Carbonatgehalt zur Terebratelbank hin sukzessiv zunahm. Ein Hinweis darauf ist der steigende bzw.

teilweise hohe Magnesiumgehalt in den heute carbonatfreien Substraten, der als Rückstand gelöster Dolomite gewertet wird. Da es sich bei diesen Carbonatmineralen um relativ verwitterungsstabile Verbindungen handelt, dürfte die holozäne Bodenbildung zeitlich nicht ausgereicht haben, die Böden vollständig zu entcarbonatisieren. Daher ist anzunehmen, dass schon vor dem Pleistozän eine mit der Saprolitisierung der Devongesteine im Rheinischen Schiefergebirge vergleichbare tiefgründige chemische Verwitterung stattfand. Auch STÖHR (in KONRAD 1983) vermutet, dass schon ältere Verwitterungsprozesse maßgeblich die Carbonate gelöst haben. Die kleinen Vorkommen an Terra fusca, die sich in Residualtonen der Carbonat-Lösungsverwitterung bildeten, weisen ebenfalls darauf hin, dass die Muschelkalkgesteine während eines geologisch langen Zeitraums einer intensiven Verwitterung ausgesetzt waren.

In der vorliegenden Arbeit wird die Liegendkomponente des Feinbodens unterhalb der Terebratelbank vorwiegend als entcarbonatisierter (ehemals dolomitischer) Schluffmergel angesprochen, der vermutlich primär nicht oder nur wenig verfestigt war. Ob sie primär verfestigt (Schluffmergelsteine) waren und erst durch eine tiefgründige Entcarbonatisierung und Verwitterung gelockert wurden – was auch eine Veränderung der ursprünglichen Textur zur Folge haben kann – ist nicht zweifelsfrei nachvollziehbar. Da diese Sedimente wie Lößderivate einen sehr hohen Grobschluffgehalt besitzen, kann der Anteil äolischer Fremdkomponenten in den periglazialen Lagen im Gelände nur über die Bodenfarbe abgeschätzt werden. Dieser scheint aber in den Hauptlagen, in denen die Oberböden überwiegend entwickelt sind, häufig sehr gering zu sein, wofür auch der für Fernlöss oder -lößlehme ungewöhnlich hohe Magnesiumgehalt spricht. Die Korngrößenzusammensetzung ist in diesem Gebiet unabhängig vom Lößlehmanteil relativ einheitlich. Am häufigsten tritt die Bodenart stark toniger Schluff, gefolgt vom schluffigem Lehm auf. Typisch ist ein sehr hoher Grobschluff- und ein geringer Grobbodengehalt.

Die Oberböden sind häufig in erosiv gekürzten Hauptlagen entwickelt. Folgt unter ihnen eine verdichtete, schluffige oder tonige Basislage, treten gerade auf Verebnungen und schwach geneigten Hängen verbreitet Staunässeböden auf. Das Ausmaß der Staunässe wird neben der Durchlässigkeit des Staukörpers von der Mächtigkeit der Hauptlage und offenbar vom Lößlehmgehalt bestimmt. Die periglazialen Lagen mit fehlendem bzw. sehr geringem Lößlehmanteil scheinen weniger staunässegefährdet zu sein als jene mit einem höheren Anteil äolischer Fremdkomponenten. Der Grad der Pseudovergleyung bestimmt dabei die Bodennutzung. Pseudogley sowie die Subtypen Braunerde-Pseudogley und Pseudogley-Braunerde werden vorwiegend forstlich oder als Grünland genutzt. Die Nährstoffversorgung und der pH-Wert der Waldböden sind hier nicht wesentlich günstiger als im Buntsandsteingebiet.

Um die durch Staunässe beeinträchtigten Böden nutzbar zu machen, legten die Landwirte früher Wölbacker an. Hierbei wurde vom Außenrand der Parzelle nach innen gepflügt und somit Bodenmaterial im mittleren Teil angehäuft, wodurch der Flurabstand zum Stauwasser erhöht wurde. Diese alte Bearbeitungsmethode ist heute durch Meliorationsmaßnahmen nicht mehr erforderlich, jedoch blieben solche künstlichen Kleingeländeformen gerade bei Streuobstbeständen örtlich erhalten (siehe Abb. 5).

Die typische Bodenform der Ackerflächen ist im Verbreitungsgebiet der entcarbonatisierten Schluffmergel der Regosol, der in einer geringmächtigen lößlehmarmen Hauptlage entwickelt ist. Ursprünglich waren es erodierte Braunerden, die aber durch die Pflugarbeit zu Regosole umgewandelt wurden. Bei größerer Hauptlagenmächtigkeit treten auch Braunerde-Regosole und bei dichteren Basislagen schwach pseudovergleyte Regosole auf.

Die Grenze der carbonathaltigen, meist sogar carbonatreichen Substrate liegt wenig unterhalb der Terebratelbank. Im Bereich zwischen dieser Dolomitbank und dem Wellenkalk überwiegen Schluffmergelreiche Substrate mit einem ähnlich geringen Grobbodengehalt wie in den tiefer liegenden, car-



Abb. 5  
Wölbacker nördlich von Petersberg  
(Blick nach S)  
Foto: LfUG; B. ALLMOSLÖCHNER 1999



Abb. 6  
Polygonmuster eines Braunerde-  
Pelosols  
Foto: LfUG; B. ALLMOSLÖCHNER 1999



Abb. 7  
Mardelle nördlich von Petersberg (Blick  
nach SE; im Hintergrund Müllverbrennungs-  
anlage bei Fehrbach)  
Foto: LfUG; B. ALLMOSLÖCHNER 1999

bonatfreien Substraten. In ihnen sind in erster Linie Pararendzinen entwickelt und weisen gegenüber den carbonatfreien Böden der tieferen Reliefpositionen einen etwas höheren Ton- und einen entsprechend geringeren Schluffgehalt auf.

In diesem Bereich treten insbesondere im südwestlichen Arbeitsgebiet auch kleinräumig schluffig-tonige, überwiegend carbonatfreie bis -arme Schichten auf. In ihnen sind basenreiche Braunerde-Pelosoile entwickelt, die eine ausgeprägte Peloturbation zeigen. An der Oberfläche der Waldböden ist bei Trockenheit ein weitläufiges Netz polygonaler Schrumpfrisse zu beobachten, die teilweise einige Millimeter breit sein können (siehe Abb. 6). Aufgrund ihres hohen pH-Wertes und Magnesiumgehaltes sind sie wahrscheinlich erst im Holozän oberflächennah entkalkt. Nach LOTHAMMER (1996) sind sie mit Pelosol-Pseudogleyen, Braunerde-Pseudogleyen und Pseudogleyen vergesellschaftet.

Auf den Hochflächen sind vor allem unter Wald örtlich kleine Anmoore und Niedermoore zu finden, die immer an runde bis elliptische Vertiefungen gebunden sind und als Mardellen bezeichnet werden. Sie weisen einen Durchmesser von 10 bis mehr als 30 m sowie eine Tiefe von wenigen dm bis zu 4-5 m auf. Es können sowohl flache wannenartige als auch steile trichterförmige Formen auftreten (siehe auch Abb. 7). Sie sind meist stark vernässt bzw. teilweise periodisch mit Wasser gefüllt. Ihre Form ähnelt Dolinen, wobei überwiegend die Ansicht besteht, dass es sich nicht um eine Karsterscheinung, sondern vermutlich um künstliche Hohlformen handelt, die im Mittelalter zur Rohstoffgewinnung und als Wasserreservoir dienten (STÖHR 1970; STÖHR & RÉE, in KONRAD (1979). Andererseits bestehen auch hydraulische Verbindungen zwischen Mardellen und kleinen periodisch wasserführenden Quellen, wodurch auch eine natürliche Genese nicht auszuschließen ist.

Im Gebiet des Wellenkalk, der nur auf den Kuppen der Hochflächen im westlichen Untersuchungsraum vorkommt, sind die Böden überwiegend in geringmächtigen, extrem carbonatreichen periglazialen Lagen entwickelt. Sie bestehen in erster Linie aus Schluffmergel sowie Kalkstein- und Dolomit(-zersatz). Das Vorhandensein äolischer Fremdkomponenten ist unsicher. Selbst im Oberboden wurden Carbonatgehalte von bis zu 60 Gew.% festgestellt. Er kann im Unterboden bis auf 80 Gew.% ansteigen. Bodenartlich sind es überwiegend schwach tonige Lehme mit einem Korngrößenmaximum im Grobschluff- und Feinsandbereich. Von den untersuchten Substraten weisen sie den höchsten Grobbodengehalt auf. Möglicherweise führte Erosion zu einer residualen Anreicherung des Grobbodens. Ackerbaulich genutzte steinig-grusige Pararendzinen sind für dieses Gebiet charakteristisch. Sie sind mit Braunerde-Pararendzinen und im Bereich von Dolomitbänken mit Rendzinen und Braunerde-Rendzinen vergesellschaftet.

Tab. 2 Mehrjährige Temperatur- und Niederschlagsmittelwerte (Auswertzeitraum 1961-1990) (schrift. Mitt. Deutscher Wetterdienst, Regionales Gutachtenbüro Trier, 1999)

|                       | Jan | Feb | Mär | Apr | Mai  | Jun  | Jul  | Aug  | Sep  | Okt | Nov | Dez | Jahr |
|-----------------------|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|------|
| Station: Pirmasens    |     |     |     |     |      |      |      |      |      |     |     |     |      |
| Mitt. Temp. (°C)      | 0,3 | 1,4 | 4,7 | 8,2 | 12,5 | 15,7 | 17,7 | 17,0 | 14,1 | 9,6 | 4,0 | 1,1 | 8,9  |
| Niederschlag (mm)     | 75  | 67  | 70  | 63  | 82   | 86   | 71   | 74   | 64   | 73  | 83  | 89  | 898  |
| Station: Höheisweiler |     |     |     |     |      |      |      |      |      |     |     |     |      |
| Niederschlag (mm)     | 80  | 68  | 72  | 64  | 85   | 88   | 77   | 75   | 67   | 79  | 87  | 95  | 937  |

Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei einer Schwankungsbreite von ca. 17°C zwischen 8 und 9°C (Deutscher Wetterdienst 1957, 1999). Die Vegetationsperiode (Tagesmittel  $\geq 10^\circ\text{C}$ ) währt im westlichen Teil im Durchschnitt etwa 160 Tage und sinkt nach Osten um wenige Tage. Die mittlere Zahl der Nebeltage beträgt etwa 50 Tage. Die mittleren Jahresniederschläge schwanken weitgehend zwischen 850 und 950 mm. Sie steigen zum *Pfälzer Wald* hin leicht an und können dort 1000 mm erreichen. Entsprechend sinkt dort die mittlere Jahrestemperatur auf etwas unter 8°C ab. Der Jahresgang des Niederschlags ist relativ ausgeglichen. Es besteht ein leichtes Niederschlagsmaximum im Frühsommer und in

den Monaten November und Dezember. Die trockensten Monate sind April und September. Im Mittel muss nach etwa 52-55 h mit Niederschlägen von mehr als 0,1 mm bzw. nach ca. 67 h mit mehr als 1 mm gerechnet werden (Deutscher Wetterdienst 1957). Gegenüber den Tälern sind die Hochflächen des Westrichs kleinklimatisch begünstigt, da entstehende Kaltluft in die Täler sinkt und sich dort sammelt (PEMÖLLER 1969).

Das Klima ist im Untersuchungsraum insgesamt als relativ mild, aber niederschlagsreich zu charakterisieren.

Der südliche Teil des Untersuchungsraums liegt innerhalb der Grenzen der kreisfreien Stadt Pirmasens. Mit ca. 47.000 Einwohner und einer Siedlungsdichte von 756 Einw./km<sup>2</sup> (Stand 1999) unterschreitet Pirmasens den Durchschnitt der kreisfreien Städten von Rheinland-Pfalz deutlich. Während die meisten Städte des Landes in den letzten 70 Jahren ein Bevölkerungswachstum verzeichneten, nahm die Einwohnerzahl von Pirmasens ab. Auch im Landkreis Südwestpfalz (ehemals Landkreis Pirmasens), in dem sich der größte Teil des Untersuchungsraums befindet, verläuft die Bevölkerungsentwicklung deutlich unter dem Landkreisdurchschnitt. Mit 954 km<sup>2</sup> zählt der Landkreis Südwestpfalz zu den flächenmäßig großen rheinland-pfälzischen Landkreisen. Bei einer Bevölkerungsdichte von nur 111 Einw./km<sup>2</sup> unterschreitet er deutlich den Landesdurchschnitt von 203 Einw./km<sup>2</sup> (Statistisches Landesamt 1999). Aufgrund der Nähe zur Stadt Pirmasens und der ertragreicheren Böden liegt die Bevölkerungsdichte in den umliegenden Verbandsgemeinden mit ca. 125-175 Einw./km<sup>2</sup> über der mittleren Bevölkerungsdichte des Kreises. Insbesondere die Hochflächen des *Westrichs* sind in diesem Gebiet durch ihre naturräumliche Gunst traditionelle Siedlungsflächen.

Tab. 3 Flächennutzung im Untersuchungsraum  
(Flächenanteile aus der Nutzungskarte abgeleitet)

| Nutzung                         | km <sup>2</sup> | %     |
|---------------------------------|-----------------|-------|
| Wald- und Gehölzfläche (gesamt) | 48,8            | 36,2  |
| Laubwald                        | 22,0            | 16,3  |
| Laub- und Nadelwald             | 15,5            | 11,5  |
| Nadelwald                       | 11,3            | 8,4   |
| Ackerland                       | 37,6            | 27,9  |
| Grünland                        | 27,6            | 20,5  |
| Gartenland                      | 0,6             | 0,5   |
| Obstanbau                       | 0,1             | <0,1  |
| Gewässer                        | <0,1            | <0,1  |
| Siedlungsfläche                 | 18,0            | 13,3  |
| Industrie- und Gewerbefläche    | 1,7             | 1,2   |
| Verkehrsfläche (nur BAB)        | 0,5             | 0,4   |
| Gesamtfläche                    | 135,0           | 100,0 |

Die Verteilung der Flächennutzung weicht im Untersuchungsgebiet deutlich von der des Landkreises ab. Da erhebliche Teile des Landkreises Südwestpfalz im *Pfälzer Wald* liegen, sind 62% des Landkreises forstlich genutzt, während die landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) nur 28% einnehmen. Im Untersuchungsraum liegen die Anteile hingegen bei 36 bzw. 48% (siehe auch Tab. 3). Der Grünlandanteil an den LNF ist im Untersuchungsraum mit ca. 42% relativ hoch. Ursache für den deutlich höheren Anteil der LNF sind die gegenüber dem *Pfälzer Wald* ertragreicheren Böden und klimatisch günstigere Bedingungen im Bereich der *Westricher Hochfläche*. Wälder sind in diesem Naturraum überwiegend an den stark geneigten Hängen der Täler zu finden. Aufgrund der Steilheit und der dort austretenden



Sedimente des Buntsandsteins mit den entsprechend nährstoffarmen Böden sind diese Standorte für die Waldnutzung prädestiniert. Sofern tonige, staunässegeprägte Böden auftreten, kommen Wälder aber auch auf der Hochfläche vor.

Im Bereich des Pfälzer Waldes, herrscht - neben den Siedlungsflächen von Pirmasens und Rodalben - aufgrund nährstoffarmer Böden und klimatischer Ungunst die forstliche Nutzung vor. Beim Baumbestand überwiegen Laub- und Mischwälder. Knapp  $\frac{1}{4}$  der Waldfläche wird von Nadelwäldern eingenommen.

Der in allen Landesteilen seit vielen Jahren anhaltende Trend zu steigenden Betriebsgrößen in der Landwirtschaft ist im ländlichen Raum besonders ausgeprägt. Seit 1949 sank die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe um 87% (Statistisches Landesamt 1992, 1997), ohne dass sich die Nutzfläche im gleichen Zeitraum wesentlich änderte. Allein von 1985 bis 1988 sank die Anzahl der Betriebe um etwa 10% auf 800 (Statistisches Landesamt 1999). Während 1998 in Rheinland-Pfalz 4,6 landwirtschaftliche Betriebe je km<sup>2</sup>/LNF zu finden waren (Statistisches Landesamt 1999), liegt der Wert im Landkreis Südwestpfalz bei etwa 3. Größere Betriebseinheiten bei sinkender Beschäftigungszahl sind nur durch größeren maschinellen Einsatz zu realisieren, was negative Folgen auf Bodenstruktur und potentielle Erosionsgefährdung haben kann.

Die gesamtwirtschaftliche Entwicklung verläuft seit Jahren im Vergleich zu anderen Landesteilen ungünstig. Große Bedeutung für die Region hat die Schuhindustrie, die sich allerdings schon in einer langanhaltenden Krise befindet. 76% der in diesem Wirtschaftszweig produzierenden Betriebe des Landes waren 1990 im Landkreis bzw. der Stadt Pirmasens angesiedelt. Wirtschaftliche Probleme bereitet ferner der Abzug der amerikanischen Streitkräfte. Die Realsteueraufbringungskraft erreichte 1998 mit DM 351.- nur etwa die Hälfte des Landesdurchschnitts.

### **3. Untersuchungsmethodik**

#### **3.1. Beprobung und Beprobungsraster**

Das Untersuchungsgebiet ist in Rasterflächen aufgeteilt, in denen -variabel festgelegt- jeweils mindestens ein Untersuchungsstandort liegt. Als räumliches Bezugssystem dient das durch die Gitterpunkte der TK 25 vorgegebene Raster von 1 km<sup>2</sup>. Die Verteilung der Entnahmepunkte wurde so gewählt, dass die Flächenanteile den naturräumlichen Gegebenheiten und der Nutzungsverteilung des Kartenblattes nahe kommt, ohne dass kleinräumige anthropogene Veränderungen und punktuelle Verdachtsflächen erfasst wurden.

Während der Geländearbeiten wurden 152 Profile aufgenommen und gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 1994) beschrieben. Sofern es die örtlichen Gegebenheiten zuließen, wurde mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis in eine Tiefe von 1 m sondiert. Dies ergab 558 Horizonte, wovon 373 beprobt wurden. Die horizontbezogene Beprobung der ersten 30 cm des Mineralbodens erfolgte überwiegend in kleinen Schürfgruben. Bei Waldböden wurde zusätzlich aus den O-Horizonten der organischen Auflage eine Mischprobe entnommen.

Die horizontbezogenen Mischproben bestanden aus mindestens 0,8-1 kg Feinboden (<2mm) bzw. 2 l organischer Auflage. Aus den Oberböden, die auch auf den Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht werden sollten, wurden zusätzlich ca. 4,5 kg Feinboden entnommen, der umgehend gekühlt wurde.

Die Beprobung und Aufnahme der Geländesituation erfolgte zwischen September 1999 und März 2000 durch Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (Fa. TERRA PLAN HOFFMANN; Frankfurt).

### 3.2. Analytik

Die allgemeine Analytik, die Untersuchungen auf anorganische Spurenelemente und Radionuklide führte das Geologische Landesamt Rheinland-Pfalz durch. Die Analyse der organischen Schadstoffe erfolgte durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (Speyer).

#### 3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung

- Anorganische Parameter: nach DIN ISO 11464 (Trocknen an der Luft, Abtrennung des Grobbodens (2 mm Sieb), für die Bestimmung von Gesamtgehalten (C, N, Carbonate, Königswasserextraktion) wird ein Teil des homogenisierten Feinbodens (<2mm) mit einer Achat-Kugelmühle feingemahlen), Lagerung bei Raumtemperatur in Kartonboxen.
- Organische Schadstoffe: Transport der homogenisierten, feldfrischen Probe in gekühlten Aluminiumboxen, Abtrennung des Grobbodens (8 mm Sieb), Bestimmung der organischen Schadstoffe und der Bodenfeuchte an Teilproben.
  - Weitere Aufbereitungsschritte bei den PCDD/F: Trocknung bei 40°C, Mahlen.

#### 3.2.2. Allgemeine Analytik

- Korngrößenzusammensetzung: nach DIN 19683 Teil 2 (E DIN ISO 11277) (Sieb- und Pipettverfahren nach KÖHN); Zerstörung der org. Substanz bei Gehalten > 1,5 Gew.%.
- pH-Wert: nach DIN ISO 10390 (elektrometrische Bestimmung in 0.01 mol/l  $\text{CaCl}_2$ ).
- Carbonate: nach DIN ISO 10693 (volumetrische Bestimmung nach SCHEIBLER).
- Organischer Kohlenstoff: nach DIN 19684 Teil 2 (spektralphotometrische Bestimmung nach Aufschluß mit dem K-dichromat-Schwefelsäure-Verfahren).
- Gesamtkohlenstoff: berechnet aus Carbonatgehalt und organischem Kohlenstoff (nach DIN ISO 10694:  $C_t = C_{\text{org}} + (0,12 \times \text{CaCO}_3)$ ).
- Gesamt-Stickstoff: nach DIN ISO 11261 (elektrometrische Bestimmung nach Aufschluß mit dem KJELDAHL-( $\text{TiO}_2$ -)Verfahren).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (Extraktionslösung: 1 mol/l  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ); Bestimmung: ICP-AES (Ca, Mg, Al) (Nachweisgrenzen siehe Tab. 4).
- Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen: DIN 19684 Teil 8, Bestimmung: Flammenphotometer (Ca, K, Na), Flammen-AAS (Mg), elektrometrisch (H-Wert),  $\text{KAK}_{\text{pot}} = \text{Summe der austauschbaren Kationen}$ .
- Phosphor: DL-Methode nach VDLUFA (1991), spektralphotometrische Bestimmung.
- Kalium: DL-Methode nach VDLUFA (1991), flammenphotometrische Bestimmung.
- Eisen (dithionitlöslich): nach MEHRA & JACKSON (1960), Bestimmung am Flammen-AAS.

### 3.2.3. Spurenelemente

Tab. 4 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)

(Die Nachweisgrenzen beziehen sich auf den Gehalt im Boden)

| Element | Mittlere Nachweisgrenze in mg/kg TB |                                             |
|---------|-------------------------------------|---------------------------------------------|
|         | Königswasser-Extraktion             | NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -Extraktion |
| Al      | -                                   | 0,05                                        |
| As      | 0,1                                 | 0,01                                        |
| Ca      | -                                   | 1,0                                         |
| Cd      | 0,005                               | 0,001                                       |
| Cr      | 0,1                                 | 0,001                                       |
| Cu      | 0,1                                 | 0,005                                       |
| Hg      | 0,006                               | 0,00005                                     |
| Mg      | -                                   | 0,25                                        |
| Ni      | 0,2                                 | 0,005                                       |
| Pb      | 0,05                                | 0,003                                       |
| Zn      | 0,1                                 | 0,01                                        |

- mobile Spurenelemente: nach DIN 19730 (Extraktionslösung: 1 mol/l NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>); Bestimmung: ICP-AES (Cu, Zn), G-AAS (As, Cd, Cr, Ni, Pb), FIMS (Hg)

- Spurenelemente (Gesamtgehalt): Königswasser-Extraktion nach DIN ISO 11466; Bestimmung: Flammen-AAS (Cr, Cu, Ni, Pb), G-AAS (As, Cd), FIMS (Hg), ICP-OES (Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Zn)

### 3.2.4. Organische Schadstoffe

Die Analyse auf organische Schadstoffe erfolgt generell an Proben des obersten Mineralbodenhorizontes. Die Humusaufgabe der Waldböden wird hierfür nicht beprobt.

- Biozide (außer Pentachlorphenol), polychlorierte Biphenyle: nach DIN 38407 Teil 2 und AbfKlärV (1992); Aceton-Wasser-(2:1)-Extraktion in Gegenwart von NaCl nach Ultraschall-Vorbehandlung, Konzentrieren des Extraktes am Rotationsverdampfer, gel- oder säulenchromatographische Vorreinigung (clean-up), Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor oder Elektroneneinfangdetektor.
- Pentachlorphenol: Wasserdampfdestillation aus schwefelsaurer (pH 1), wässriger Suspension; Reinigung und Anreicherung mit Toluol/Dichlormethan; Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): nach DIN 38407 Teil 2 und AbfKlärV (1992); Aceton-Wasser-(2:1)-Extraktion in Gegenwart von NaCl nach Ultraschall-Vorbehandlung, Konzentrieren des Extraktes am Rotationsverdampfer (siehe auch VDLUFA 1996).
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F): Mischen des getrockneten Bodens mit Seesand, Zugabe von C13-Dioxinstandards, Extraktion mit Toluol am Soxhlet, Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor.

Das 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalent (TE) errechnet sich aus der Summe der untersuchten PCDD/F bei denen zuvor die jeweiligen Massenkonzentrationen (in ng/kg) mit den in Tab. 7 ersichtlichen TE-Faktoren multipliziert wurden. Die Faktoren der AbfKlärV (1992) entsprechen dem internationalen Äquivalenzsystem („NATO-Werte“). PCDD/F-Gehalte unter der Nachweisgrenze werden nicht berücksichtigt.

Tab. 5 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Biozide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)

| Verbindung<br>(Trivialname)<br>(CAS-Reg.Nr.)                  | Summenformel                                                   | Quantitative<br>Nachweisgrenze<br>µg/kg TB |
|---------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|
| Aldrin (309-00-2)                                             | C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub>                 | 1                                          |
| o,p'-DDD (TDE)                                                | C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>4</sub>                | 1                                          |
| p,p'-DDD (TDE) (72-54-8)                                      | C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>4</sub>                | 1                                          |
| o,p'-DDE (3424-82-6)                                          | C <sub>14</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>4</sub>                 | 1                                          |
| p,p'-DDE (72-55-9)                                            | C <sub>14</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>4</sub>                 | 1                                          |
| o,p'-DDT (789-02-6)                                           | C <sub>14</sub> H <sub>9</sub> Cl <sub>5</sub>                 | 1                                          |
| p,p'-DDT (50-29-3)                                            | C <sub>14</sub> H <sub>9</sub> Cl <sub>5</sub>                 | 1                                          |
| Dieldrin (60-57-1)                                            | C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub> O               | 1                                          |
| Endrin (72-20-8)                                              | C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>6</sub> O               | 1                                          |
| Heptachlor (76-44-8)                                          | C <sub>10</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>7</sub>                 | 1                                          |
| Heptachlorepoxyd (1024-57-3)                                  | C <sub>10</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>7</sub> O               | 1                                          |
| Hexachlorbenzol (HCB) (118-74-1)                              | C <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>                                 | 1                                          |
| α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH) (319-84-6)                      | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>                  | 1                                          |
| β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH) (319-85-7)                      | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>                  | 1                                          |
| γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)(Lindan) (58-89-9)               | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>                  | 1                                          |
| δ-Hexachlorcyclohexan (δ-HCH) ()                              | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>                  | 1                                          |
| Methoxychlor (72-43-5)                                        | C <sub>16</sub> H <sub>15</sub> Cl <sub>3</sub> O <sub>2</sub> | 1                                          |
| Pentachlorphenol (87-86-5)                                    | C <sub>6</sub> Cl <sub>5</sub> OH                              | 1                                          |
| 2,4,4'-Trichlorbiphenyl (PCB-Nr 28) (7012-37-5)               | C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub>                 | 1                                          |
| 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl (PCB-Nr 52) (35693-99-3)         | C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>                 | 1                                          |
| 2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl (PCB-Nr 101) (37680-73-2)      | C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>                 | 1                                          |
| 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 138) (35065-28-2)    | C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>                 | 1                                          |
| 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 153) (35065-27-3)    | C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>                 | 1                                          |
| 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl (PCB-Nr 180) (37680-73-2) | C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>                 | 1                                          |

Tab. 6 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)

| Verbindung<br>(Trivialname)<br>(CAS-Reg.Nr.) | Summenformel                    | Quantitative<br>Nachweisgrenze<br>µg/kg TB |
|----------------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------------|
| Naphthalin                                   | C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>  | 1                                          |
| Acenaphthylen                                | C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>  | 1                                          |
| Acenaphthen                                  | C <sub>12</sub> H <sub>10</sub> | 1                                          |
| Fluoren (86-73-7)                            | C <sub>13</sub> H <sub>10</sub> | 1                                          |
| Phenanthren (85-01-8)                        | C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> | 2                                          |
| Anthracen (120-12-7)                         | C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> | 2                                          |
| Fluoranthren (206-44-0)                      | C <sub>16</sub> H <sub>10</sub> | 2                                          |
| Pyren (129-00-0)                             | C <sub>16</sub> H <sub>10</sub> | 2                                          |
| Benzo(a)anthracen (56-55-3)                  | C <sub>18</sub> H <sub>12</sub> | 3                                          |
| Chrysen (218-01-9)                           | C <sub>18</sub> H <sub>12</sub> | 3                                          |
| Benzo(b)fluoranthren                         | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 3                                          |
| Benzo(k)fluoranthren (20-70-89)              | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 3                                          |
| Benzo(a)pyren (Benzo(def)chrysen) (50-32-8)  | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 4                                          |
| Benzo(e)pyren                                | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 3                                          |
| Dibenzo(a,h)anthracen                        | C <sub>22</sub> H <sub>14</sub> | 4                                          |
| Benzo(g,h,i)perylene                         | C <sub>22</sub> H <sub>12</sub> | 3                                          |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren                        | C <sub>22</sub> H <sub>12</sub> | 4                                          |
| Anthanthren                                  | C <sub>22</sub> H <sub>12</sub> | 4                                          |

Tab. 7 Mittlere Nachweisgrenzen, Faktoren der Toxizitätsäquivalente und Summenformeln der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)  
(Faktoren der Toxizitätsäquivalente (TE) aus AbfKlärV (1992))

| Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)<br>(CAS-Reg.Nr.) | Summenformel                                                  | Faktoren der Toxizitäts-<br>äquivalente<br>(TE) | Quantitative<br>Nachweisgrenze<br>ng/kg TB |
|-----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------------------|
| 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (1746-01-6)                 | C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>4</sub> O <sub>2</sub> | 1,000                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzo-p-dioxin (40321-76-4)              | C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>5</sub> O <sub>2</sub> | 0,500                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (39227-28-6)             | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>2</sub> | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (57653-85-7)             | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>2</sub> | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (19408-74-3)             | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O <sub>2</sub> | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzo-p-dioxin (35822-46-9)          | C <sub>12</sub> HCl <sub>7</sub> O <sub>2</sub>               | 0,010                                           | 0,3                                        |
| Octachlor-dibenzo-p-dioxin (3268-87-9)                          | C <sub>12</sub> Cl <sub>8</sub> O <sub>2</sub>                | 0,001                                           | 0,3                                        |
| 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzofuran (51207-31-9)                    | C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>4</sub> O              | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-41-6)                  | C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>5</sub> O              | 0,050                                           | 0,3                                        |
| 2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-31-4)                  | C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>5</sub> O              | 0,500                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (70648-26-9)                 | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O              | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (57117-44-9)                 | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O              | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzofuran (72918-21-9)                 | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O              | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 2,3,4,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (60851-34-5)                 | C <sub>12</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub> O              | 0,100                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzofuran (67562-39-4)              | C <sub>12</sub> HCl <sub>7</sub> O                            | 0,010                                           | 0,3                                        |
| 1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-dibenzofuran (55673-89-7)              | C <sub>12</sub> HCl <sub>7</sub> O                            | 0,010                                           | 0,3                                        |
| Octachlor-dibenzofuran (1010-77-1)                              | C <sub>12</sub> Cl <sub>8</sub> O                             | 0,001                                           | 0,3                                        |

### 3.2.5. Radionuklide

Tab. 8 Mittlere Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide

| Radio-nuklid      | Mittlere Nachweisgrenze<br>Bq/kg TB | Halb-wertszeit<br>(a) |
|-------------------|-------------------------------------|-----------------------|
| <sup>60</sup> Co  | 0,2 - 0,5                           | 5,3                   |
| <sup>134</sup> Cs | 0,2 - 1,2                           | 2,1                   |
| <sup>137</sup> Cs | 0,5 - 5,0                           | 30,3                  |
| <sup>125</sup> Sb | 0,7 - 1,6                           | 2,8                   |

- Probenvorbereitung: nach E DIN ISO 11464 (Trocknen an der Luft, Abtrennung des Grobbodens (2mm Sieb)), Lagerung bei Raumtemperatur in Kartonboxen.
- Bestimmung: Gammaspektrometrisch (koaxialer p-Typ HP-Germanium-Detektor).  
In Abhängigkeit von Probenmenge und Meßzeit variiert die Nachweisempfindlichkeit in einem relativ weiten Bereich. Richtwerte für die Nachweisgrenze bei mittleren Bedingungen sind in Tab. 8 aufgeführt.

### 3.3. Auswertung

#### 3.3.1. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze differiert element- bzw. parameterspezifisch in einem gewissen Maß. Aufgrund unterschiedlicher Messtechnik, variierenden Einwaagen und schwankenden Leerwerten können einheitliche Nachweisgrenzen nicht definiert werden. Für jede Extraktionsmethode wurde eine element- bzw. parameterspezifische mittlere Nachweisgrenze ermittelt, die sich auf die Gehalte im Boden bezieht. In den Fällen, bei denen für die Berechnung statistischer Parameter konkrete Zahlenwerte benötigt werden, wird bei Unterschreitung der Nachweisgrenze die halbe Nachweisgrenze eingesetzt.

### 3.3.2. Statistische Auswertung

Folgende statistische Kenngrößen wurden für einzelne Datenkollektive ermittelt:

- Anzahl der Messwerte
- Prozentualer Anteil der Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenze
- Minimum und Maximum
- 25., 50., 75., 90. Perzentil
- obere Ausreißergrenze

Geowissenschaftliche Datenkollektive sind meist nicht normalverteilt, sondern es treten überwiegend unimodale linksverteilte Verteilungskurven auf. Aus diesem Grund wurden als statistische Maßzahlen verschiedene Perzentile herangezogen. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel oder der Standardabweichung sind sie vom Verteilungstyp unabhängig und korrekt bestimmbar. Perzentile sind weniger empfindlich gegenüber Ausreißerwerten und lassen eine sinnvolle Bearbeitung der Werte unter der Nachweisgrenze zu. Die Berechnung erfolgt mit einer linearen Interpolation des aufsteigend sortierten Datenkollektivs:

P.: Perzentil

k: Rangplatz, ganzzahliger Teil von  $v$

f: Dezimalteil von  $v$

n: Probenanzahl

x: (Mess-)Wert des Rangplatzes

$$v = nP./100 + 0,5$$

$$P. = (1-f)x_k + fx_{k+1}$$

Das 50. Perzentil (Median) (*Synonym: Zentralwert, Stellungsmittel*) ist der Wert, über bzw. unter dem sich 50 % aller Fälle befinden. Im Falle einer Normalverteilung der Messwerte entspricht der Median dem arithmetischen Mittel. Im Wertebereich zwischen dem 25. und 75. Perzentil liegen 50% der Proben, deren Abstand als Interquartilabstand bezeichnet wird. Er dient als Streuungsmaß und wird bei Spannweitendiagrammen (Boxplot) als Kasten dargestellt (siehe Abb. 3).

Das 90. Perzentil dient häufig als Orientierungs- oder Hintergrundwert zur Abgrenzung einer merklichen anthropogenen Belastung (LABO 1994, PRÜß 1994).

Zwar sind Perzentile relativ stabil gegenüber Ausreißern, aber auch sie sind in Beziehung zur Fallzahl zu setzen. Für die statistische Absicherung des 90. Perzentils muss die Stichprobenzahl  $\geq 10$  sein. Bei einer geringeren Fallzahl werden die Ergebnisse kursiv dargestellt. Unterliegt z.B. eine Substratgruppe mit geringer Fallzahl einer erheblichen anthropogenen Belastung, eignet sich auch das 90. Perzentil, gegebenenfalls auch das 75. Perzentil nicht mehr zur Ausgrenzung kontaminierter Gehalte.

Ausreißer sind Werte, die das 75. Perzentil bzw. das 25. Perzentil um mehr als das 1,5-fache des Interquartilabstandes über- bzw. unterschreiten. In den Tabellen wird nur die Obergrenze angegeben, bei der bei dem jeweils vorliegenden Datenkollektiv Werte als Ausreißer anzusehen sind.

Bei den *Allgemeinen Parametern* werden nur die Ergebnisse für Rheinland-Pfalz angegeben, da die regionale Statistik keine signifikanten Unterschiede zeigte. Ansonsten werden die statistischen Daten des Untersuchungsraumes mit denen des Gesamtdatenbestandes verglichen. In den Tabellen sind in den mit „Herkunft RP“ gekennzeichneten Zeilen die Substrate aufgeführt, die sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in anderen Landesgebieten vorkommen. Die statistischen Kennwerte des Untersuchungsraums sind in den Zeilen mit „6711“ markiert. In diesen Tabellen können auch Substrate aufgeführt sein, die bislang nur im Untersuchungsgebiet angetroffen wurden. Sollten Substrate von Blatt

6711 Pirmasens-Nord eine nur sehr geringe Fallzahl aufweisen, werden nur die landesweiten Daten dargestellt.

### 3.3.2.1. Berechnung des Gefährdungspotentials (INGRID BAUER & MATTHIAS HAUENSTEIN)

Die Berechnung des Gefährdungspotentials, das von den Spurenelementen im Boden ausgeht, wurde gegenüber vorangegangenen Arbeiten (BAUER et al. In: HAUENSTEIN & BOR 1996, HAUENSTEIN & BOR 1998) verändert. Nach wie vor gehen in die Berechnung sowohl der „Gesamtgehalt“ (Königswasser-Extraktion) als potentiell freizusetzende Schadstoffmenge als auch der Mobilanteil (Ammonium-nitrat-Extraktion) als Maß für die Verlagerungsfähigkeit bzw. Pflanzenverfügbarkeit ein. Zur Beurteilung der akuten Gefährdung soll jedoch der Mobilitätsfaktor in Zukunft doppelt gewichtet werden. An Stelle der ursprünglichen Berechnung mit der Wurzel aus dem Produkt der Gefährdungsfaktoren (vgl. BAUER et al. In: HAUENSTEIN & BOR 1996) wurde jetzt zur Vereinfachung der Gewichtung ein arithmetisches Mittel vorgezogen:

$$GP = \frac{1}{3} * \frac{SE_{ges}}{PWF[SE_{ges}]} + \frac{2}{3} * \frac{SE_{mob}}{PW[SE_{mob}]}$$

GP: Gefährdungspotential

SE<sub>ges</sub>: „Gesamtgehalt“ eines Spurenelements im Boden (mg/kg)

SE<sub>mob</sub>: Mobilanteil (mg/kg)

PWF[SE<sub>ges</sub>]: Prüfwertfunktion für „Gesamtgehalte“

PW[SE<sub>mob</sub>]: allgemeiner Prüfwert für Mobilanteile nach PRÜß (1992)

Als Relativierungsgröße für die Gesamtgehalte wurde an Stelle des Grenzwertes der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) eine flexible Prüfwertfunktion (PWF) verwendet, da starre Grenzwerte die natürlichen Vorgänge im Boden nur unzureichend beschreiben. Gleiche Gesamtgehalte sind in sandigen, sorptionsarmen Substraten kritischer zu bewerten als in bindigen, tonreichen Böden, die auch geogen höhere Spurenelementmengen enthalten. Die Prüfwertfunktion wächst mit dem Tongehalt und stellt eine Grenze dar, oberhalb der der Spurenelementgehalt als Ausreißer oder Extremwert gilt. Für die Berechnung dieser Prüfwertfunktion wurden aus dem gesamten Datenbestand alle Substrat- bzw. Nutzungsgruppen eliminiert, die von vornherein erhöhte anthropogene Belastungen erwarten lassen (anthropogene Substrate, Auenböden, bergbaulich belastete Regionen). Zusätzlich wurden Datenkollektive aus allen Standorten mit ausschließlich landwirtschaftlicher bzw. mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung gebildet. An diesen verschiedenen Probenmengen wurden für möglichst dichte Tongehaltsklassen (4%-Intervalle, sofern möglich mit Klassenstärken n>50) Ausreißergrenzen berechnet (Def. Ausreißergrenze siehe 3.3.2.), oberhalb derer die Gehalte als Ausreißer oder Extremwerte gelten.

Schließlich erhält man aus diesen Punkten über eine Kurvenanpassung mit verschiedenen mathematischen Modellen (ANLAUF & KERSEBAUM 1988) die Prüfwertfunktionen. Tab. 9 zeigt die Funktionsvorschriften in Abhängigkeit vom Tongehalt und die Maximalwerte, denen sich die Funktionen mit wachsenden Tongehalten nähern (exponentielle Modelle) bzw. die bei hohen Tongehalten angenommen werden (sphärische Modelle). Mit Ausnahme von Arsen und Nickel bleiben diese Kurven alle unterhalb

Tab. 9 Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte und allgemeine Prüfwerte\* für mobile Spurenelemente (\*nach PRÜß 1992)

| Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte (Königswasser-Extraktion): PWF [SE <sub>ges</sub> ]                                                                                     | Maximalwerte der PWF [SE <sub>ges</sub> ] [mg/kg] | PW [SE <sub>mob</sub> ] (= PW <sub>mob</sub> allgemeine Prüfwerte für Mobilgehalte) [mg/kg] |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| $PWF[As] = 5 + 17 * (1 - e^{\frac{(-3) \cdot \text{Ton}}{50}})$                                                                                                                            | 22                                                | 0,1                                                                                         |
| $PWF[Cd] = \begin{cases} 0,5 + 0,3 * \left( \frac{3 \cdot \text{Ton}}{50} - \frac{\text{Ton}^3}{2 \cdot (25^3)} \right) & \text{für Ton} \leq 25 \\ 0,8 & \text{für Ton} > 25 \end{cases}$ | 0,8                                               | 0,02                                                                                        |
| $PWF[Cr] = 10 + 80 * (1 - e^{\frac{(-3) \cdot \text{Ton}}{70}})$                                                                                                                           | 90                                                | 0,05                                                                                        |
| $PWF[Cu] = 18 + 32 * (1 - e^{\frac{(-3) \cdot \text{Ton}}{70}})$                                                                                                                           | 50                                                | 0,8                                                                                         |
| $PWF[Hg] = 0,25 + 0,15 * (1 - e^{\frac{(-3) \cdot \text{Ton}}{70}})$                                                                                                                       | 0,4                                               | 0,005                                                                                       |
| $PWF[Ni] = \begin{cases} 10 + 90 * \left( \frac{3 \cdot \text{Ton}}{90} - \frac{\text{Ton}^3}{2 \cdot (45^3)} \right) & \text{für Ton} \leq 45 \\ 100 & \text{für Ton} > 45 \end{cases}$   | 100                                               | 1                                                                                           |
| $PWF[Pb] = \begin{cases} 40 + 60 * \left( \frac{3 \cdot \text{Ton}}{60} - \frac{\text{Ton}^3}{2 \cdot (30^3)} \right) & \text{für Ton} \leq 30 \\ 100 & \text{für Ton} > 30 \end{cases}$   | 100                                               | 0,3                                                                                         |
| $PWF[Zn] = \begin{cases} 40 + 140 * \left( \frac{3 \cdot \text{Ton}}{60} - \frac{\text{Ton}^3}{2 \cdot (30^3)} \right) & \text{für Ton} \leq 30 \\ 180 & \text{für Ton} > 30 \end{cases}$  | 180                                               | 5                                                                                           |

der Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Aktuelle Spurenelementgehalte oberhalb dieser Prüfwertfunktion sind als anormal einzustufen. Sie liegen in der Regel erheblich über dem geogenen Niveau (vgl. BAUER et al. In: HAUENSTEIN & BOR 1996).

Für den Mobilanteil gibt es gegenüber den statistisch hergeleiteten Ausreißergrenzen der Gesamtgehalte mit dem allgemeinen Prüfwert von PRÜß (1992) (PW<sub>mob</sub>) eine toxikologisch begründete Größe im Hinblick auf den Boden/Pflanze/Mensch-Transfer. Spurenelementgehalte unter diesem Prüfwert können als unbedenklich gelten, und zwar sowohl im Hinblick auf eine Pflanzenaufnahme (Nutzpflanzenqualität) als auch bezüglich einer Tiefenverlagerung.

Für das Gefährdungspotential ergibt dies bei Mobilgehalten bis maximal PW<sub>mob</sub> und Gesamtgehalten bis maximal PWF<sub>ges</sub> einen Wert ≤ 1, der als unbedenklich eingestuft wird. Höhere Werte zeigen in Stufen an, um das Wievielfache die tolerierbaren Werte überstiegen werden.

Als weitere Ergänzung zur Größe des Gefährdungspotentials wird ein auf 30 cm Bodentiefe normiertes, gewichtetes Gefährdungspotential (GGP) berechnet. Es besteht wiederum aus einem arithmetischen Mittel, in das die elementspezifischen Gefährdungspotentiale der einzelnen Horizonte innerhalb der



oberen 30 cm Bodentiefe, gewichtet um ihre jeweiligen Horizontmächtigkeiten, eingehen. Dieses Maß berücksichtigt nicht nur den obersten Mineralbodenhorizont, der besonders in Waldböden oft nur geringmächtig ist und häufig erheblich höhere Gehalte als die tieferen Horizonte aufweist. Es relativiert somit das häufig hohe Gefährdungspotential des obersten geringmächtigen Mineralbodenhorizonts der Waldböden und verbessert die Vergleichbarkeit zu den gepflügten Oberböden der Ackerstandorte.

Tab. 10 Ermittlung des gewichteten Gefährdungspotential (GGP) an einem Beispielprofil

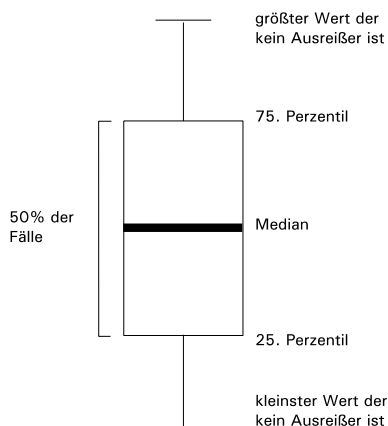
| Horizont | Ober-grenze | Unter-grenze | Mächtigkeit in cm | GP  | GP*Mächtigkeit |     | GGP        |
|----------|-------------|--------------|-------------------|-----|----------------|-----|------------|
| Ahe      | 0           | 4            | 4                 | 8,4 | 33,6           | /30 | <b>2,8</b> |
| Ah-Bv    | 4           | 19           | 15                | 2,6 | 39,0           |     |            |
| Bv       | 19          | 42           | (23) 11*          | 0,9 | 9,9            |     |            |
|          |             |              |                   |     | $\Sigma$ 82,5  |     |            |

\* durch Überschreitung der Gesamtmächtigkeit von 30 cm werden nur 11 cm berücksichtigt

In der Gesamtheit ergibt sich ein dimensionsloses Maß mit dem die untersuchten Spurenelemente in folgende 5 Gefährdungskategorien eingeordnet werden:

|           |                                    |
|-----------|------------------------------------|
| < 0,2     | sehr geringes Gefährdungspotential |
| 0,2 - 0,7 | geringes Gefährdungspotential      |
| 0,7 - 1,5 | mittleres Gefährdungspotential     |
| 1,5 - 3,0 | hohes Gefährdungspotential         |
| > 3,0     | sehr hohes Gefährdungspotential    |

### 3.3.3. Graphische Darstellung



Der Boxplot (siehe Abb. 8) fasst die Informationen über die Verteilung der Werte weiter zusammen und stellt sie graphisch dar. Die untere Grenze des Kastens gibt das 25. Perzentil und die obere Grenze das 75. Perzentil an. Die Linie innerhalb des Kastens repräsentiert den Median. Die Länge des Spannweitendiagrammes (Interquartilabstand) liefert Aufschlüsse über die Variabilität der Beobachtungen. Boxplots eignen sich besonders für den Vergleich der Verteilungen von Messwerten in mehreren Gruppen.

Abb. 8 Schema eines Boxplots

### 3.3.4. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50000 L6710 Pirmasens-Nord hinterlegt. Die Grenzen des topographischen Hintergrundes entsprechen der Topographischen Karte 1:25000 Blatt 6711 Pirmasens-Nord.

Die Nutzungskarte basiert auf ATKIS-Daten des Digitalen Landschaftsmodells (DLM) der Ausbaustufe 25/1. Für den Bodenzustandsbericht weniger wichtige Objektgruppen sind zusammengefaßt.

Die Nutzungskarte wird den Karten, die die Gehalte an organischen Schadstoffen darstellen, hinterlegt, da es sich um weitgehend xenobiotische Stoffe handelt, deren Konzentrationen im Boden überwiegend von der Bodennutzung bestimmt werden. Sofern diese Stoffe analytisch nachgewiesen werden konnten, werden sie als Kreisdiagramme in der Karte dargestellt.

Die Substratkarte dient als Hintergrund für die thematischen Karten der Spurenelemente im Maßstab 1:50000, da deren natürlicher Gehalt in erster Linie vom Ausgangssubstrat der Bodenbildung abhängig ist. Die Flächen sind nach der Gehaltsgruppe eingefärbt, in dem der jeweilige substratabhängige Medianwert des „Gesamt“-Gehaltes (Königswasser-Extraktion) liegt. Es handelt sich um substratspezifische Mittelwerte, die aus dem gesamten (landesweiten) Datenbestand berechnet wurden. Überschreitet der Elementgehalt an der Entnahmestelle den substratabhängigen Medianwert, wird der „Gesamt“- und der leicht mobilisierbare Gehalt in einem Kreisdiagramm dargestellt. Liegen die Konzentrationen sogar über dem substratspezifischen 90. Perzentil, wird der Anteil, der über diesem Wert liegt, durch ein schraffiertes „Tortenstück“ hervorgehoben. Bei Unterschreitung des Mittelwerts wird die Probenahmestelle lediglich markiert.

Die mittleren Gehalte der Böden im Bereich der Siedlungsflächen können nicht dargestellt werden, da das Ziel der bodenkundlichen Landesaufnahme nicht die Kartierung der Stadtböden ist, zumal auch das Ausgangssubstrat dieser Böden inhomogen ist sowie sehr kleinräumig wechselt. Eine sinnvolle Darstellung im Maßstab 1:50000 wäre auch aus diesem Grund nicht möglich gewesen. Daher wurde sich dort auf eine punktuelle Darstellung der Ergebnisse beschränkt.

#### **4. Ergebnisse**

##### **4.1. Allgemeine Parameter**

###### **4.1.1. Korngrößenzusammensetzung**

Die Korngrößenzusammensetzung (Textur) eines Bodens und ihre vertikale Verteilung innerhalb eines Bodenprofils wird maßgeblich vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung bestimmt. Das ursprüngliche Gemisch der Mineralkörner wird durch die Bodenbildung verändert. Die Textur des Bodens beeinflusst neben den organischen Bestandteilen entscheidend die wichtigsten Bodeneigenschaften. Grob verallgemeinert nehmen der geogene Gehalt anorganischer Bodeneigenschaften und das Rückhalte- (Filter-) vermögen mit steigendem Feinanteil zu. Während die Gesamtkonzentration von Nährstoffen und potentiell ökotoxischen Elementen allgemein mit dem Tongehalt steigt, sinkt bei gleichen Randbedingungen gleichzeitig deren Verfügbarkeit um durchschnittlich 2 % pro Gew.% Ton (KUNTZE et al. 1988).

Weitere wichtige Bodeneigenschaften wie Erodierbarkeit und Ertragsfähigkeit werden von der Korngrößenzusammensetzung grundlegend beeinflusst. In hohem Maße sind schluff- und feinsandreiche Substrate potentiell durch Erosion gefährdet. Zum einen wird für die Verlagerung dieser Kornfraktionen eine nur geringe Transportenergie benötigt, zum anderen sind sie aber noch nicht bindig genug, um aus einzelnen Partikeln größere (=schwerere) Aggregate zu bilden. Eine hohe Ertragsfähigkeit weisen meist schluffreiche und lehmige Böden auf, da wesentliche Eigenschaften wie Luft- und Wasserhaushalt sowie Nährstoffgehalt in einem günstigen Verhältnis zueinander stehen.

Mit der Bodenart des Feinbodens ( $\varnothing < 2 \text{ mm}$ ) wird das Mischungsverhältnis der drei Kornfraktionen Ton (T ( $\varnothing < 0,002 \text{ mm}$ )), Schluff (U ( $\varnothing 0,002-0,06 \text{ mm}$ )) und Sand (S ( $\varnothing 0,06-2 \text{ mm}$ )) charakterisiert. Die Bodenart Lehm (L) kennzeichnet Feinböden, in denen alle drei Kornfraktionen einen erheblichen Anteil besitzen.

Tab. 11 Statistische Kennwerte: Mediane der Kornfraktionen im Oberboden und deren typische Bodenart (Angaben in Gew.% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                   | Anzahl | Ton  | fU  | mU   | gU   | fS   | mS   | gS  | Bodenart<br>Haupt-<br>gruppe | Untergruppe<br>Kurzzeichen |
|--------------------------------------------|--------|------|-----|------|------|------|------|-----|------------------------------|----------------------------|
| YS                                         | 122    | 7,7  | 3,3 | 5,1  | 8,8  | 27,0 | 36,2 | 4,7 | Sand                         | SI2                        |
| YL                                         | 176    | 18,1 | 6,8 | 12,9 | 20,0 | 14,2 | 15,2 | 7,6 | Lehm                         | Lt2                        |
| Us                                         | 25     | 9,4  | 4,2 | 6,2  | 12,9 | 39,9 | 25,6 | 1,7 | Sand                         | SI3                        |
| Uu                                         | 23     | 20,0 | 8,1 | 18,8 | 29,2 | 8,3  | 5,5  | 5,2 | Schluff                      | Lu                         |
| Uuc                                        | 16     | 21,2 | 6,0 | 20,5 | 35,8 | 8,4  | 4,5  | 2,1 | Schluff                      | Lu                         |
| UI                                         | 102    | 22,2 | 9,5 | 14,8 | 18,9 | 9,3  | 10,1 | 7,7 | Lehm                         | Lt2                        |
| Ulc                                        | 42     | 23,6 | 7,5 | 15,7 | 31,9 | 9,7  | 4,1  | 2,0 | Schluff                      | Lu                         |
| As                                         | 49     | 7,0  | 3,1 | 5,3  | 9,8  | 29,8 | 41,3 | 2,2 | Sand                         | SI2                        |
| AI                                         | 91     | 17,4 | 8,0 | 12,9 | 18,8 | 16,6 | 15,5 | 6,2 | Lehm                         | Lt2                        |
| $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ | 76     | 9,4  | 4,4 | 6,0  | 7,9  | 33,3 | 35,8 | 1,7 | Sand                         | SI3                        |
| $pfl [Lp(2)/\wedge s(2)]$                  | 10     | 18,4 | 7,2 | 14,2 | 20,8 | 19,2 | 13,7 | 1,6 | Lehm                         | Slu                        |
| $\wedge t; pfl [\wedge t(3-4)/Lp(0-1)]$    | 25     | 28,6 | 9,4 | 15,3 | 21,2 | 9,7  | 6,1  | 3,1 | Lehm                         | Ls4                        |
| $\wedge k; pfl [\wedge k(2-4)/LO(1)]$      | 11     | 22,4 | 5,3 | 10,7 | 28,0 | 13,7 | 6,7  | 4,0 | Lehm                         | Lt2                        |
| $Um; pfl [Um(3-4)/-.-]$                    | 4      | 30,2 | 8,9 | 15,2 | 30,9 | 9,6  | 2,6  | 1,9 | Schluff                      | Lu                         |
| $pfl [\wedge car/Um; Um/\wedge car]$       | 9      | 23,5 | 6,8 | 10,4 | 29,1 | 14,7 | 3,9  | 5,3 | Lehm                         | Lt2                        |
| $Um; ve; pfl [Um; ve(3-4)]$                | 17     | 19,5 | 7,9 | 17,5 | 41,7 | 7,1  | 2,1  | 2,0 | Schluff                      | Ut4                        |
| $pfl [Lp(2)/Um; ve(2)]$                    | 11     | 18,9 | 8,2 | 14,6 | 41,8 | 12,2 | 1,9  | 1,4 | Schluff                      | Ut4                        |
| $pfl [LO/Tm; Tm/LO]$                       | 11     | 38,0 | 9,5 | 15,0 | 25,9 | 7,2  | 2,4  | 1,5 | Ton                          | Tu3                        |

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind überwiegend in periglazialen Lagen (pfl) entwickelt (siehe 2.). Durch Frostwechsel wurden die liegenden Gesteine des Buntsandstein und/oder des Muschelkalk bzw. deren präpleistozänen Verwitterungsbildungen während des Pleistozän ("Eiszeit") gelockert, vermischt und durch Bodenfließen (Solifluktion) schon bei geringem Gefälle hangabwärts verlagert. In erosionsgeschützten Reliefpositionen können mehrere verschiedenartige periglaziale Lagen erhalten sein. Gerade die oberste Lage enthält neben dem Untergrundgestein meist einen variablen Anteil äolischer Fremdkomponenten. Hierbei handelt es sich vornehmlich um Lößlehm bzw. um Lößderivate, die eingeweht und mit dem liegenden Gestein (Lokalanteil) vermischt wurden. Typisch für Sedimente, die durch Wind transportiert wurden (äolischer Transport), ist die Dominanz einer Kornfraktion, die durch die selektive (sortierende) Wirkung des Windtransportes hervorgerufen wird. Bei Lößlehm und Lößderivaten überwiegt die Kornfraktion Schluff. Ferner sind in den jüngsten Lagen oft auch geringe Anteile an allerödzeitlichen Bimsaschen nachzuweisen. Die äolischen Fremdanteile des bodenbildenden Substrates veränderten in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis mit der Lokalkomponente die ursprüngliche Korngrößenzusammensetzung. Löss und Lößlehm erhöhen den Schluffanteil, wodurch die bodenphysikalischen Eigenschaften sandiger und toniger Böden und infolgedessen deren Ertragsfähigkeit verbessert werden. Während die Löß- oder Lößlehmanteile in polymikten Substraten, die eine sandige oder tonige lokale Komponente besitzen, deutlich am Schluffmaximum erkennbar sind, ist dies in primär schluffreichen Substraten wie im Verbreitungsgebiet des Unteren Muschelkalk (mu1) nur indirekt z.B. über die Bodenfarbe möglich.

Das Abschätzen des Lößlehmanteils am Substrat ist für die Betrachtung der Spurenelementgehalte von besonderer Bedeutung, da er bei sandigem Untergrundmaterial die natürliche Elementausstattung der obersten Schicht erhöht. Dominieren unterhalb der periglazialen Lagen tonige Substrate, hat Lößlehm verständlicherweise den umgekehrten Effekt, d.h. er wirkt verdünnend.

Gegenüber anderen Landesteilen ist der Einfluss äolischer Fremdkomponenten im gesamten Untersuchungsraum vergleichsweise gering. Ein deutliches Indiz für den meist geringen - teilweise auch fehlenden - Einfluss äolischer Fremdkomponenten ist, dass die Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens ( $\leq 2$  mm) und der Grobbodengehalt ( $> 2$  mm) des bodenbildenden Substrates der Körnung der liegenden (lößlehmfreien) Schichten häufig stark ähnelt.

Über 60% der obersten geologischen Schicht enthält im Untersuchungsgebiet Gesteine des Buntsandstein bzw. deren Verwitterungsmaterial. Überwiegend sind es lößlehmfreie bzw. -arme periglaziale Deckschichten (Flächenanteil ca. 70%; siehe auch 2.). Entsprechend dominiert die Bodenartenhauptgruppe Sand bzw. die Bodenart mittel lehmiger Sand (SI3). Der Feinboden setzt sich im Mittel aus 70 Gew.% Sand, 20 Gew.% Schluff und 10 Gew.% Ton zusammen. Innerhalb der Sandfraktion überwiegt der Fein- und/oder Mittelsand. Nennenswerte Grobsandgehalte von etwa 20 Gew.% sind nur in Substraten im Bereich des Hauptkonglomerates des Oberen Buntsandstein (soHG) zu finden, die aber flächenmäßig keine große Bedeutung besitzen. Die typische Bodenart ist dort ein grobsandiger Mittelsand. Die Schluff- und Tonanteile sind mit  $< 10$  bzw.  $< 5$  Gew.% sehr gering. Hingegen ist der Grobbodengehalt ( $> 2$  mm) mit 40-60 Gew.% am höchsten. Ein vergleichsweise Mangel an feinen Kornfraktionen ist ansonsten nur in Substraten im Verbreitungsgebiet des Mittleren Buntsandstein zu finden (siehe auch 2.). In ihnen prägen aber sehr hohe Fein- und Mittelsandgehalte und geringe Grobbodengehalte die Böden. Im Ton- und Schluffgehalt von etwa 10 bzw. 22 Gew.% ähneln sich die Substrate im Bereich der Oberen Felszone (soOF) und der Zwischenschichten (soZ). Überwiegend handelt es sich dabei um mittel lehmige Sande (SI3) und nachgeordnet um schwach lehmige Sande (SI2), die schwach bis mittel steinig sind. Beide enthalten viel Fein- und Mittelsand, wobei in Substraten, die Material des soOF enthalten, der Mittelsand überwiegt und in jenen des soZ der Feinsand.

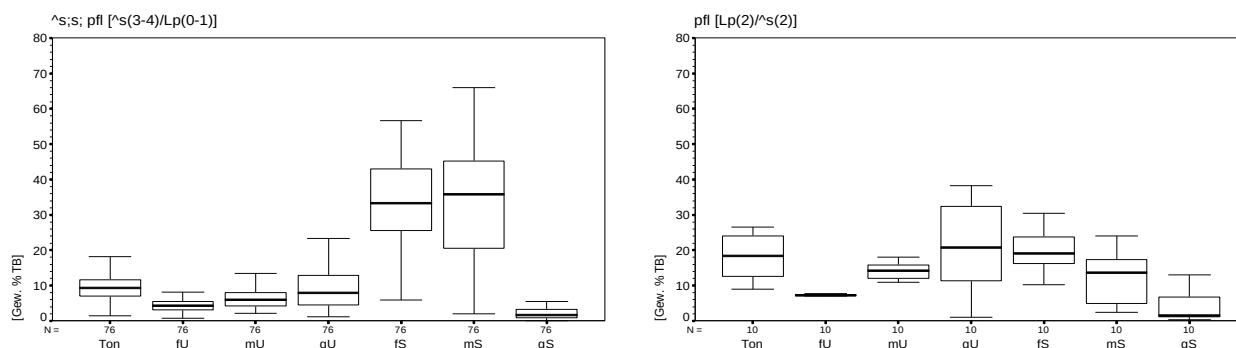


Abb. 9 Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Periglaziale Lagen der Sandsteingebiete)  
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Der hohe Sandgehalt dieser Substrate bewirkt u.a. eine hohe Luftkapazität und eine geringe Fähigkeit Nähr- und Schadstoffe sowie Wasser zu binden. Bei hohem Feinsandanteil und großer Hangneigung und -länge besteht ferner eine hohe bis mittlere potentielle Erosionsgefahr. Allerdings werden diese Standorte aufgrund der geringen Ertragsfähigkeit und der Reliefposition weitgehend forstlich genutzt, was die Erodierbarkeit entscheidend verringert. Positiver Effekt der hohen Sandgehalte sind die geringen natürlichen (geogenen) Gehalte an potentiell ökotoxischen Spurenelementen (siehe 4.2.ff).

Die lößlehmarmen Substrate des jüngsten Teils des Buntsandstein, dem Voltziensandstein (so4V), zeigen hinsichtlich der Körnung schon deutlich den Übergang zu den Gesteinen des Muschelkalk. Die Sandfraktion besteht fast ausschließlich aus Feinsand und der Schluff- und Tongehalt liegen fast doppelt so hoch wie in Substraten aus älteren Schichten des Untersuchungsraums. Die Bodenarten schluff-

fig-lehmiger Sand (Slu) und schwach bis mittel sandiger Lehm (Ls2, Ls3) überwiegen. Sowohl dank der höheren Ertragsfähigkeit, als auch infolge ihrer morphologischen Lage auf den Plateaus und Oberhängen werden diese Böden gegenüber den übrigen Bereichen des Buntsandstein ungleich stärker landwirtschaftlich genutzt.

Lediglich in ca. 20% der Substrate im Gebiet des Buntsandstein liegt der im Gelände geschätzte Lößlehmanteil am Feinboden meist (nur) geringfügig über 35%. Sie befinden sich überwiegend im Bereich des so4V und unterscheiden sich hinsichtlich der Textur kaum von den lößlehmärmeren Substraten. Lößlehmreiche Böden sind im gesamten Untersuchungsraum nicht zu finden.

Bei den übrigen Flächen im Bereich des Buntsandstein handelt es sich um junge holozäne Ablagerungen wie sandige Solumsedimente und Auensande, die an Unterhängen, Mulden und Talauen vorkommen und in ihrer Korngrößenzusammensetzung den Substraten des Liefergebietes ähneln.

Die Substrate, die Gesteine des Muschelkalk bzw. dessen präpleistozänen Verwitterungsbildungen enthalten, unterscheiden sich in ihrer Korngrößenzusammensetzung deutlich von denen des Buntsandsteingebietes. Im tiefsten Abschnitt des Unteren Muschelkalk, dem Bereich zwischen Terebratelbank und so4V, überwiegen sehr (grob-)schluffreiche carbonatfreie Böden. Gleich ob die jüngste Decklage im Gelände als lößlehmfrei oder -haltig eingestuft wurde, unterscheiden sie sich kaum in ihrer Textur (siehe Abb. 10). Beide enthalten im Mittel um die 20 Gew.% Ton und etwa 65-70 Gew.% Schluff, wobei allein über 40 Gew.% auf den Grobschluff entfallen. Hinsichtlich der Körnung des Feinbodens ähneln sie damit den Lössen, jedoch nicht in ihrem Chemismus. Es handelt sich überwiegend um skelettarme stark tonige Schluffe (Ut4). In tieferen Profilschnitten steigt der Tongehalt in Basislagen oft auf 30%, was neben der hohen Lagerungsdichte die Ursache für die verbreitete Staunässe ist. Vermutlich senkte die Einmischung von Lößlehm bzw. Lößderivaten in der Hauptlage den Tongehalt. Im Untersuchungsgebiet dürfte der Anteil an äolischen Fremdkomponenten selten über 35% liegen, so dass die Hauptlagen in der Regel als "Lößlehm-arm" einzustufen sind. Im Bodenbildungsbereich handelt es sich bei der Lokal-komponente um schluffige meist carbonatfreie Lockersedimente. Wahrscheinlich überwiegen entcarbonatisierte (ehemals dolomitische) Schluffmergel. Ob sie primär verfestigt (Schluffmergelsteine) waren

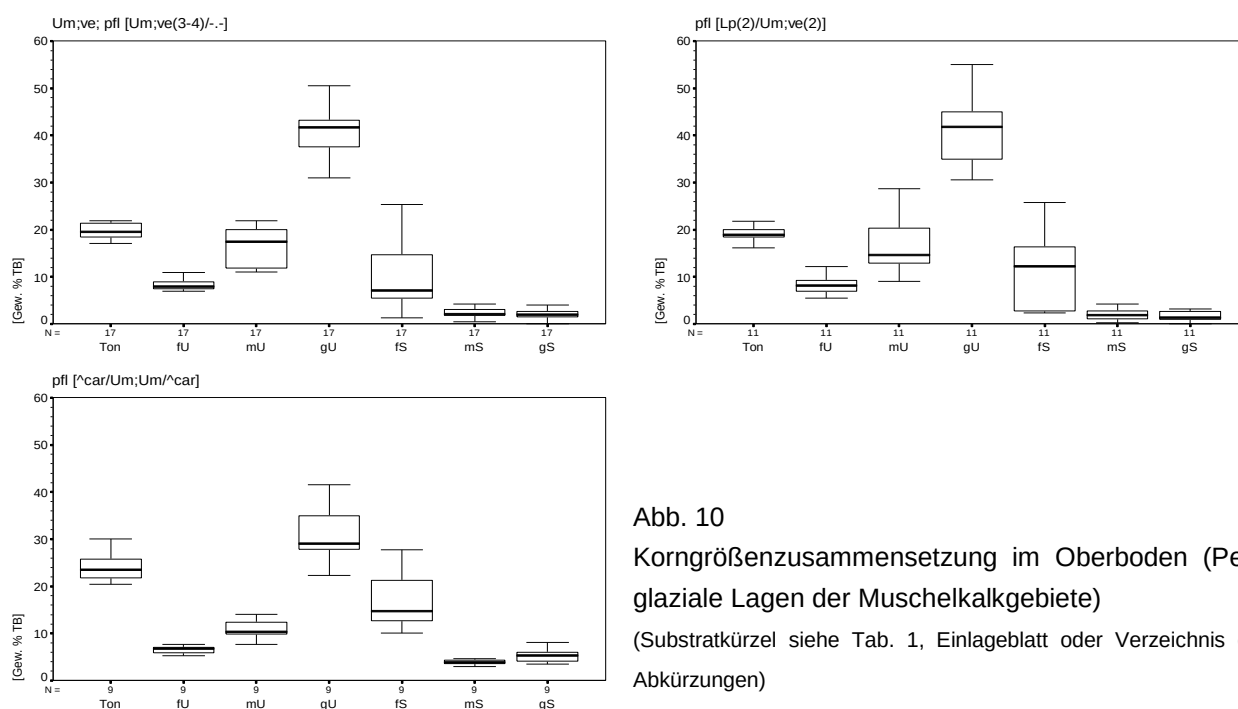


Abb. 10

Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Periglaziale Lagen der Muschelkalkgebiete)

(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

und erst durch eine tiefgründige Entcarbonatisierung und Verwitterung gelockert wurden – was auch eine Veränderung der ursprünglichen Textur zur Folge haben kann – ist nicht zweifelsfrei nachvollziehbar. STÖHR (in KONRAD 1983) geht ebenfalls davon aus, dass ältere Verwitterungsprozesse die ursprünglichen Gesteine stark verändert haben. Dolomithaltig bis –reich sind diese Substrate nur nahe der Terebratelbank.

Da die Kornfraktionen Grobschluff und Feinsand meist einen Anteil von  $\geq 50$  Gew.% erreichen, sind die Böden im hängigen Gelände unter ackerbaulicher Nutzung sehr erosionsanfällig. Zudem neigen sie auch zum Verschlämmen, was die Bearbeitung zusätzlich erschwert.

Insbesondere im südwestlichen Bearbeitungsgebiet sind neben Schluffmergel auch (entcarbonatisierte) Tonmergel zu finden. In der Hauptlage schwankt die Bodenart – meist in Abhängigkeit vom Lößlehmgehalt - zwischen stark bis mittel schluffigem Ton (Tu4-Tu3). In der Basislage steigt der Tongehalt örtlich über 50 Gew.%, so dass auch schwach schluffige Tone (Tu2) auftreten.

Tab. 12 Statistische Kennwerte: Grobbodenanteil (Korngröße  $> 2$  mm) im Oberboden

(Angaben in Gew.% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                   | Anzahl | Min. | Perzentil 25 | Median      | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Mittlere Gemengeanteilsklassen des Grobbodens (nach KA4) |
|--------------------------------------------|--------|------|--------------|-------------|--------------|--------------|----------------------------------------------------------|
| YS                                         | 122    | 0,0  | 0,0          | <b>4,2</b>  | 14,8         | 26,6         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| YL                                         | 176    | 0,0  | 0,0          | <b>8,6</b>  | 15,6         | 23,2         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| Us                                         | 25     | 0,0  | 0,6          | <b>4,6</b>  | 8,3          | 17,0         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| Uu                                         | 23     | 0,0  | 0,0          | <b>0,8</b>  | 10,2         | 16,6         | sehr schwach steinig, kiesig, grus.                      |
| Uuc                                        | 16     | 0,0  | 0,0          | <b>0,5</b>  | 2,5          | 8,9          | sehr schwach steinig, kiesig, grus.                      |
| UI                                         | 101    | 0,0  | 0,0          | <b>7,5</b>  | 16,7         | 36,6         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| Ulc                                        | 42     | 0,0  | 0,1          | <b>1,4</b>  | 3,5          | 8,5          | sehr schwach steinig, kiesig, grus.                      |
| As                                         | 49     | 0,0  | 0,0          | <b>0,0</b>  | 0,0          | 7,6          | -                                                        |
| Al                                         | 89     | 0,0  | 0,0          | <b>4,8</b>  | 12,6         | 24,6         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ | 76     | 0,0  | 2,3          | <b>4,9</b>  | 9,4          | 12,9         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| $pfl [Lp(2)/\wedge s(2)]$                  | 10     | 0,0  | 1,0          | <b>3,7</b>  | 10,5         | 19,8         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| $\wedge t; pfl [\wedge t(3-4)/Lp(0-1)]$    | 25     | 0,0  | 0,0          | <b>0,0</b>  | 5,1          | 9,7          | -                                                        |
| $\wedge k; pfl [\wedge k(2-4)/LO(1)]$      | 11     | 0,0  | 0,0          | <b>0,0</b>  | 0,0          | 10,8         | -                                                        |
| $Um; pfl [Um(3-4)/-.-]$                    | 4      | 1,0  | 1,4          | <b>2,4</b>  | 8,1          | 13,2         | sehr schwach steinig, kiesig, grus.                      |
| $pfl [\wedge car/Um; Um/\wedge car]$       | 9      | 4,4  | 12,3         | <b>18,3</b> | 22,4         | 28,8         | mittel steinig, kiesig, grusig                           |
| $Um; ve; pfl [Um; ve(3-4)]$                | 16     | 0,7  | 1,5          | <b>3,0</b>  | 8,2          | 13,3         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| $pfl [Lp(2)/Um; ve(2)]$                    | 11     | 0,3  | 1,8          | <b>4,5</b>  | 8,6          | 15,6         | schwach steinig, kiesig, grusig                          |
| $pfl [LO/Tm; Tm/LO]$                       | 11     | 0,0  | 1,1          | <b>1,4</b>  | 2,9          | 6,3          | schwach steinig, kiesig, grusig                          |

Ohne Flächenbedeutung sind tonhaltige bis –reiche Böden im Bereich der Terebratelbank und des Wellenkalk. Dabei handelt es sich um fossile tertiäre Bodenbildungen, die an die seltenen Kalksteinvorkommen gebunden sind. Durch Lösungsverwitterung kam es zu residualen Tonanreicherungen.

Typisch für die kleinen Flächen oberhalb der Terebratelbank sind vielmehr periglaziale Lagen, die aus Schluffmergel und carbonatischen Festgesteinen (meist Dolomit) bestehen. Gegenüber den tieferen Reliefpositionen sind die Substrate schluffärmer ( $\varnothing$  45 Gew.% Schluff) und der Sand- und Grobbodengehalt ist mit durchschnittlich 24 Gew.% bzw. 18 Gew.% deutlich höher. Die grobkörnigeren Fraktionen bestehen vornehmlich aus Dolomitfragmenten. Die typische Bodenart ist ein schwach toniger Lehm (Lt2).

#### 4.1.2. pH-Wert und Carbonate

In der humiden gemäßigten Klimazone liegt der pH-Wert (Bodenreaktion) der Böden normalerweise im sauren Bereich (pH <7). Durch den Eintrag anorganischer Säuren über den Niederschlag und die Bildung organischer Säuren im Oberboden neigen die Böden zu fortschreitender Versauerung. Das ist ein natürlicher Prozess, der je nach Pufferkapazität und Klima unterschiedlich schnell verläuft. Besonders durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe mussten aber die Böden seit der Industrialisierung erhebliche zusätzliche Säuremengen aufnehmen. Im Allgemeinen ist der pH-Wert in den obersten Horizonten (organische Auflage und/oder Oberboden) am niedrigsten und steigt mit zunehmender Tiefe. Hinsichtlich einer optimalen Pflanzenernährung bei gleichzeitig geringer Schadstoffmobilisierung ist eine schwach saure Bodenreaktion (pH 6-7) als optimal anzusehen. Viele Standorte wie z.B. Waldböden weisen naturbedingt einen deutlich niedrigeren pH-Wert auf. Jede anthropogen verursachte Veränderung des natürlichen pH-Wertes, sei es ein Anstieg oder ein Absinken, stellt einen erheblichen Eingriff in ein Ökosystem dar und hat Auswirkungen auf Fauna und Flora.

Tab. 13 Statistische Kennwerte: pH-Wert im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                   | Anzahl | Nr. Boxplot | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median     | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max. | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------------|--------|-------------|--------------|------|--------------|------------|--------------|--------------|------|----------------------|
| YS                                         | 123    | 1           | 0            | 3,3  | 5,4          | <b>6,6</b> | 7,1          | 7,5          | 7,9  | 7,9                  |
| YL                                         | 176    | 2           | 0            | 2,3  | 6,0          | <b>7,0</b> | 7,3          | 7,6          | 7,8  | 7,8                  |
| Us                                         | 25     | 3           | 0            | 3,0  | 3,5          | <b>4,4</b> | 5,0          | 5,9          | 7,1  | 7,1                  |
| Uu                                         | 23     | 5           | 0            | 3,0  | 4,7          | <b>5,4</b> | 6,2          | 6,5          | 7,1  | 7,1                  |
| Ul                                         | 102    | 6           | 0            | 2,6  | 4,0          | <b>5,0</b> | 5,9          | 6,7          | 7,1  | 7,1                  |
| Al                                         | 91     | 7           | 0            | 2,8  | 4,9          | <b>5,4</b> | 6,2          | 6,8          | 7,2  | 7,2                  |
| $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ | 76     | 8           | 0            | 2,7  | 3,3          | <b>3,6</b> | 4,1          | 4,8          | 6,3  | 5,1                  |
| $pfl [Lp(2)/\wedge s(2)]$                  | 10     | 10          | 0            | 3,0  | 3,3          | <b>3,7</b> | 5,3          | 6,7          | 7,5  | 7,5                  |
| $\wedge t; pfl [\wedge t(3-4)/Lp(0-1)]$    | 25     | 11          | 0            | 3,8  | 5,8          | <b>6,8</b> | 7,3          | 7,4          | 7,6  | 7,6                  |
| $\wedge k; pfl [\wedge k(2-4)/LO(1)]$      | 11     | 12          | 0            | 5,7  | 6,8          | <b>7,3</b> | 7,5          | 7,5          | 7,6  | 7,6                  |
| $pfl [\wedge car/U_m; U_m/\wedge car]$     | 9      | 13          | 0            | 7,1  | 7,2          | <b>7,3</b> | 7,3          | 7,5          | 7,5  | 7,5                  |
| $U_m; pfl [U_m(3-4)/-.-]$                  | 4      | -           | 0            | 7,1  | 7,2          | <b>7,4</b> | 7,6          | 7,7          | 7,7  | 7,7                  |
| $U_m; ve; pfl [U_m; ve(3-4)/-.-]$          | 17     | 14          | 0            | 4,8  | 5,3          | <b>5,6</b> | 5,9          | 6,3          | 6,8  | 6,3                  |
| $pfl [Lp(2)/U_m; ve(2)]$                   | 11     | 15          | 0            | 3,5  | 3,5          | <b>4,8</b> | 5,4          | 6,0          | 6,4  | 6,4                  |
| $pfl [LO/T_m; T_m/LO]$                     | 11     | 16          | 0            | 5,7  | 7,3          | <b>7,5</b> | 7,6          | 7,6          | 7,6  | 7,6                  |

Die Böden im Gebiet des Buntsandstein sind in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Ohne Kalkung liegt die Bodenreaktion daher generell im sauren Bereich. Der mittlere pH-Wert im Oberboden der sandsteinreichen Substrate ( $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ ) liegt bei pH 3,6. Der pH-Wert schwankt typisch zwischen pH 3,3 und 4,1. Nach der AG Boden (1994) werden sie als sehr stark sauer bewertet. In 4% der Oberböden wurden pH-Werte <3 gemessen, d.h. sie gelten als äußerst sauer. Auch die sandigen Substrate mit höherem Lößlehmgehalt zeigen eine ähnliche Bodenreaktion.

Der natürliche pH-Wert würde in diesen Böden auch ohne den Eintrag anthropogener Luftschadstoffe sehr niedrig liegen. Durchlässige Böden mit einem hohen Anteil verwitterungsresistenter Minerale besitzen meist eine nur geringe Pufferkapazität, d.h. die Fähigkeit, der fortschreitenden Versauerung durch Freisetzung basisch wirkender Stoffe (siehe auch 4.1.4.) entgegenzuwirken, ist verhältnismäßig gering. Daher sind gerade sie gegenüber zusätzlicher Säurebelastungen besonders empfindlich.

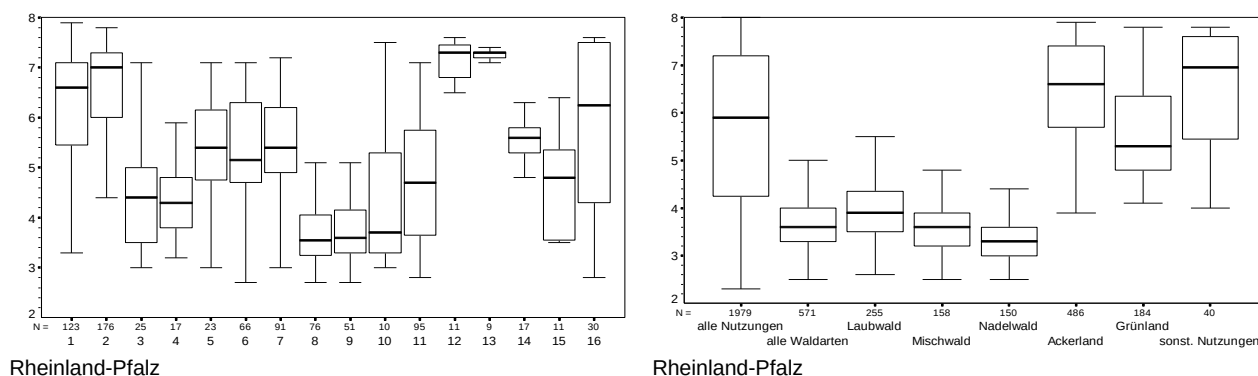


Abb. 11 pH-Wert im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Substratabhängige Werte (siehe Tab. 13, Abb. 11) sind ohne Berücksichtigung der Nutzung nur schwer interpretierbar, da die Nutzung die Bodenreaktion stärker als das Substrat beeinflusst. Primär saure Böden werden durch Kalkung und untergeordnet durch Pflügen in ihrer Bodenreaktion so weit verbessert, dass eine landwirtschaftliche Nutzung biologisch und wirtschaftlich möglich ist. Bei gleichem Substrat und gleichen klimatischen Bedingungen besitzen daher forstwirtschaftlich genutzte Böden deutlich niedrigere pH-Werte. Zum einen sind bodenverbessernde Maßnahmen in einem Umfang wie im Ackerbau weder möglich noch ökologisch sinnvoll, zum anderen findet durch die Zersetzung der Laub- und Nadelstreu eine erhöhte Produktion organischer Säuren statt.

In den sandreichen periglazialen Lagen und Solumsedimenten sind bei forstlicher Nutzung im obersten Mineralbodenhorizont die tiefsten pH-Werte für das gesamte Bodenprofil mit durchschnittlich pH-Wert 3,4 zu finden. Sie steigen mit zunehmender Tiefe um etwa 0,3-1,3 pH-Einheiten an. Die flächige Kalkung der Wälder scheint in erster Linie den pH-Wert der organischen Auflage zu erhöhen. Die O-Horizonte dieser Substrate weisen einen Median von pH 4,5 auf und liegen gegenüber den folgenden Mineralbodenhorizonten im Mittel um 0,9 Einheiten höher. Die typische Schwankungsbreite beträgt 0,4-1,6 pH-Einheiten, im Extremfall kann der pH-Wert auch um 2 Einheiten höher liegen. Diese Unterschiede erklären sich in den unterschiedlichen Zeiträumen seit der Kalkaufbringung und den schwankenden Mächtigkeiten der O-Lagen. Mit steigender Mächtigkeit der organischen Auflage nimmt der Effekt auf den Mineralboden ab. Ferner spielen möglicherweise auch unterschiedliche Kalk-Qualitäten und -Quantitäten eine Rolle. Bei Befliegungen wurden 1998 in bestimmten Waldflächen des Untersuchungsgebietes etwa 3t/ha (=300g/m<sup>2</sup>) Dolomit ausgebracht.

Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein liegt in den organischen Auflagen der Mischwälder der pH-Wert mit 4,2 durchschnittlich um 0,6 Einheiten tiefer als in jenen der Laubwälder. Im Vergleich zur Nadelstreu sind es sogar 0,9 Einheiten, wobei allerdings nur 4 Standorte beprobt wurden. Dies hat teil-

Tab. 14 Statistische Kennwerte: Mittlerer pH-Wert im Oberboden; gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                    | Alle Nutzungen |            | Wald   |            | Ackerland |            | Grünland |            |
|-----------------------------|----------------|------------|--------|------------|-----------|------------|----------|------------|
|                             | Anzahl         | pH-Wert    | Anzahl | pH-Wert    | Anzahl    | pH-Wert    | Anzahl   | pH-Wert    |
| Us                          | 25             | <b>4,4</b> | 8      | <b>3,4</b> | 5         | <b>4,6</b> | 8        | <b>4,8</b> |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | 76             | <b>3,6</b> | 67     | <b>3,4</b> | 6         | <b>5,3</b> | 3        | <b>4,4</b> |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 17             | <b>5,6</b> | 1      | -          | 10        | <b>5,8</b> | 5        | <b>5,5</b> |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 11             | <b>4,8</b> | 5      | <b>3,5</b> | 6         | <b>5,4</b> | -        | -          |



weise natürliche Ursachen, da beim Abbau der schlechter zersetzbaren Nadeln größere Mengen organischer Säuren gebildet werden. Vergleichbare Ergebnisse ergaben auch Untersuchungen in anderen Landesteilen.

Die ökologische Wirkung der standortsangepassten Waldbodenkalkung wird überwiegend positiv bewertet. Mit dieser Maßnahme soll die Säurebelastung des Waldökosystems als Folge des Eintrags von Luftschadstoffen kompensiert werden. Heute wird langsamwirkender Dolomitgrus ausgebracht, mit dem ein ungewünscht rascher Anstieg auf unnatürliche pH-Werte vermieden werden soll. Die Waldbodenkalkung kann zur verstärkten Mineralisation der organischen Substanz führen, wodurch potentielle Schadstoffe und Nährstoffe freigesetzt werden können. Der Abbau wird möglicherweise aber durch eine höhere Biomassenproduktion kompensiert. Da die organischen Auflagen die wichtigsten Nährstoffspeicher in diesen nährstoffarmen Böden sind (EDER & GAUER 1991), muss ihr rascher Abbau vermieden werden.

Auf den wenigen Acker- und Grünlandböden wurden in diesem Gebiet in den Bearbeitungshorizonten im Mittel pH 5,3 bzw. pH 4,4 gemessen. Für landwirtschaftliche Nutzflächen sind dies niedrige Werte (siehe Tab. 14), allerdings ist diese Aussage aufgrund der geringen Fallzahlen statistisch unsicher.

Tab. 15 Statistische Kennwerte: pH-Wert in der organischen Auflage

(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                 | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median     | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|------------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| V (Organische Auflage;<br>(allgemein))   | RP             | 594    | 0               | 2,1  | 3,4             | <b>4,0</b> | 4,6             | 5,1             | 6,5  | 6,3                     |
|                                          | 6711           | 60     | 0               | 2,8  | 4,1             | <b>4,7</b> | 5,2             | 5,6             | 6,3  | 6,3                     |
| Vb (Organische Auflage;<br>(Laubwald))   | RP             | 138    | 0               | 3,0  | 4,0             | <b>4,5</b> | 4,8             | 5,3             | 6,5  | 5,9                     |
|                                          | 6711           | 28     | 0               | 3,3  | 4,4             | <b>4,7</b> | 5,1             | 5,3             | 5,8  | 5,8                     |
| Vbn (Organische Auflage;<br>(Mischwald)) | RP             | 149    | 0               | 2,5  | 3,4             | <b>4,1</b> | 4,6             | 5,1             | 6,3  | 6,3                     |
|                                          | 6711           | 30     | 0               | 2,8  | 3,9             | <b>4,7</b> | 5,3             | 5,9             | 6,3  | 6,3                     |
| Vn (Organische Auflage;<br>(Nadelwald))  | RP             | 65     | 0               | 2,4  | 3,0             | <b>3,4</b> | 3,9             | 4,8             | 5,6  | 5,2                     |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Unabhängig ob es sich um carbonathaltige oder –freie Substrate handelt, liegen die pH-Werte in den Böden im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk meist erheblich höher. Die Oberböden, deren Substrate überwiegend aus entcarbonatisiertem Schluffmergel bestehen (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]), weisen bei einer typischen Schwankungsbreite von pH 5,3 und 6,3 einen mittleren pH-Wert von 5,6 auf. Sie zeigen somit eine mittel bis schwach saure Bodenreaktion (AG Boden 1994). Die Versorgung an Alkali- und Erdalkalimetallen ist bei einer mittleren Basensättigung von 86% gut (siehe 4.1.4.), so dass eine günstige Pufferkapazität gegenüber Säureeinträgen besteht. Allerdings handelt es sich fast ausschließlich um landwirtschaftlich genutzte Böden, was das Ergebnis positiv beeinflusst (siehe Tab. 13). In Ackerböden wurde ein Median von pH 5,8 und in Grünlandböden ein Median von pH 5,5 festgestellt. Bei höherem Lößlehmgehalt (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) sinkt der Median auf pH 4,8. Die untersuchten Böden werden aber zu etwa gleichen Teilen forstwirtschaftlich und ackerbaulich genutzt. In Folge der geringen Fallzahl ist nur ein Trend erkennbar. Die Waldoberböden liegen einheitlich um pH 3,5 und somit auf ähnlichem Niveau wie im Buntsandsteingebiet. Bei den Ackerböden schwanken die Werte zwischen 4,8 und 6,3. Ob der höhere Lößlehmanteil die Versauerung begünstigt, kann hier nur vermutet werden.

Tab. 16 Statistische Kennwerte: Carbonate im Oberboden (Angaben: Carbonate als  $\text{CaCO}_3$  in Gew.-% TB)  
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                     | Anzahl | Nr.<br>Boxplot | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median      | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|----------------------------------------------|--------|----------------|-----------------|------|-----------------|-------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| YS                                           | 123    | 1              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 3,3             | 9,1             | 30,9 | 8,1                     |
| YL                                           | 176    | 2              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>1,4</b>  | 6,8             | 13,6            | 43,7 | 16,5                    |
| Us                                           | 25     | 3              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,4  | 0,0                     |
| Uu                                           | 23     | 5              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,2  | 0,0                     |
| UI                                           | 102    | 6              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,5  | 0,0                     |
| AI                                           | 91     | 7              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,1             | 1,0  | 0,0                     |
| $\wedge s$ ; pfl [ $\wedge s(3-4)/Lp(0-1)$ ] | 76     | 8              | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,0  | 0,0                     |
| pfl [ $Lp(2)/\wedge s(2)$ ]                  | 10     | 10             | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,0  | 0,0                     |
| $\wedge t$ ; pfl [ $\wedge t(3-4)/Lp(0-1)$ ] | 25     | 11             | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,2</b>  | 5,6             | 8,2             | 13,3 | 13,3                    |
| $\wedge k$ ; pfl [ $\wedge k(2-4)/LO(1)$ ]   | 11     | 12             | 0               | 0,4  | 1,4             | <b>15,8</b> | 17,4            | 38,2            | 39,5 | 39,5                    |
| pfl [ $\wedge car/Um;Um/\wedge car$ ]        | 9      | 13             | 0               | 46,8 | 48,2            | <b>55,1</b> | 58,2            | 59,5            | 59,8 | 59,8                    |
| Um; pfl [ $Um(3-4)/-.-$ ]                    | 4      | -              | 0               | 6,5  | 14,7            | <b>27,2</b> | 40,0            | 48,4            | 48,4 | 48,4                    |
| Um;ve; pfl [ $Um;ve(3-4)/-.-$ ]              | 17     | 14             | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,0  | 0,0                     |
| pfl [ $Lp(2)/Um;ve(2)$ ]                     | 11     | 15             | 0               | 0,0  | 0,0             | <b>0,0</b>  | 0,0             | 0,0             | 0,0  | 0,0                     |
| pfl [ $LO/Tm;Tm/LO$ ]                        | 11     | 16             | 0               | 0,0  | 6,6             | <b>14,7</b> | 17,5            | 34,4            | 50,0 | 24,1                    |

Infolge ihrer geringen Verbreitung wurden im Bearbeitungsgebiet nur 2 Böden untersucht, deren Substrat aus Tonmergel und Lößderivaten besteht (pfl [ $LO/Tm;Tm/LO$ ]). Es handelt sich um Waldstandorte, deren Oberböden teilweise bzw. vollständig entkalkt sind. Im Unterboden steigt der Carbonatgehalt bis auf 30 Gew.%. Der pH-Wert in deren geringmächtigen Humusauflage unterschreitet nur geringfügig pH 6.

Oberhalb der Terebratelbank und in deren Einzugsbereich herrschen carbonathaltige bis –reiche Substrate vor. Überwiegend bestehen sie aus wechselnden Anteilen von Schluffmergel und karbonatischen Festgesteinen (pfl [ $\wedge car/Um;Um/\wedge car$ ]). Sie enthalten meist mehr als 50 Gew.% Carbonate und werden als extrem carbonatreich eingestuft. Bei den Carbonatmineralen überwiegen Dolomite. Alle der 9 beprobten Böden werden ackerbaulich genutzt, was z.T. den hohen Carbonatgehalt erklärt. Durch Pflügen gelangt immer wieder carbonatreiches Unterbodenmaterial in den Bearbeitungshorizont. Allerdings sind Dolomite gegenüber Calcite wesentlich verwitterungsresistenter, so dass auch unter Wald eine Entcarbonatisierung nicht sehr tief greifen sollte. Der pH-Wert schwankt wenig um 7,3. Diese Böden sind damit äußerst unempfindlich gegenüber Säureeinträgen.

#### 4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff

Neben der Korngrößenzusammensetzung und dem pH-Wert kommt dem Gehalt an organischer Substanz und deren Qualität die größte Bedeutung bei der Betrachtung der Schadstoffsituation in Böden zu. Sowohl Tonminerale als auch organische Kohlenstoffverbindungen können erhebliche Schadstoffmengen immobilisieren. Unter der organischen Substanz versteht man die Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie die bei deren Zersetzung entstehenden Umwandlungsprodukte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) nehmen unter den im Boden befindlichen Elementen eine Sonderstellung ein, da sie in erster Linie durch biotische Prozesse und nicht durch die Verwitterung in den Boden gelangen.

Analysiert wurde der Gesamtgehalt an Stickstoff, der zu ca. 95 % organisch gebunden ist. Der organisch gebundene Anteil ist relativ immobil und wirkt im Gegensatz zu den anorganischen Bindungsformen nicht grundwasserbelastend. Aussagen zur Stickstoffversorgung der Pflanzen und der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrate können nicht getroffen werden, da die anorganischen Stickstoffgehalte jahreszeitlich stark schwanken, was längere Messperioden erfordert.

Durch Bildung des C/N-Verhältnisses - dem Quotienten aus Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt - kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeleitet werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte ( $\leq 15$ ) auf günstigere Verhältnisse und ertragreichere Böden hin. Steigt dieser Wert, ist dies ein Indiz für zunehmend ungünstigere biotische Bodenverhältnisse. Bei niedrigem C/N-Verhältnis, d.h. einem hohen Anteil hochmolekularer Huminstoffe, steigt die Selektivität der Schwermetallbindung (KUNTZE et al. 1988). Vor allem Spurenelemente, die bevorzugt organische Bindungsplätze einnehmen, werden stärker immobilisiert (z.B. Cd, Cu, Hg, Pb, Zn).

Tab. 17 Statistische Kennwerte: Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden

(Angaben in C Gew.-% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                   | Anzahl | Nr. Boxplot | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median     | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max. | max. Wert < Ausr.-gr. |
|--------------------------------------------|--------|-------------|--------------|------|--------------|------------|--------------|--------------|------|-----------------------|
| YS                                         | 123    | 1           | 0            | 0,1  | 1,5          | <b>2,1</b> | 3,1          | 4,8          | 24,1 | 5,2                   |
| YL                                         | 176    | 2           | 0            | 0,5  | 1,8          | <b>2,4</b> | 3,3          | 4,1          | 11,5 | 5,4                   |
| Us                                         | 25     | 3           | 0            | 0,7  | 1,3          | <b>2,0</b> | 3,1          | 4,5          | 8,0  | 4,5                   |
| Uu                                         | 23     | 5           | 0            | 0,9  | 1,2          | <b>1,7</b> | 3,0          | 4,2          | 4,6  | 4,6                   |
| Ul                                         | 102    | 6           | 0            | 0,7  | 2,1          | <b>3,0</b> | 5,0          | 7,5          | 14,6 | 8,9                   |
| Al                                         | 91     | 7           | 0            | 0,7  | 1,9          | <b>2,7</b> | 3,9          | 4,7          | 6,4  | 6,4                   |
| $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ | 76     | 8           | 0            | 0,8  | 3,3          | <b>4,6</b> | 6,2          | 7,6          | 13,3 | 10,7                  |
| $pfl [Lp(2)/\wedge s(2)]$                  | 10     | 10          | 0            | 1,2  | 1,5          | <b>4,5</b> | 8,3          | 8,6          | 8,8  | 8,8                   |
| $\wedge t; pfl [\wedge t(3-4)/Lp(0-1)]$    | 25     | 11          | 0            | 0,9  | 1,6          | <b>2,0</b> | 2,6          | 4,6          | 6,2  | 3,5                   |
| $\wedge k; pfl [\wedge k(2-4)/LO(1)]$      | 11     | 12          | 0            | 1,0  | 1,4          | <b>2,3</b> | 2,8          | 4,4          | 5,0  | 4,0                   |
| $pfl [\wedge car/Um; Um/\wedge car]$       | 9      | 13          | 0            | 1,1  | 1,5          | <b>1,7</b> | 1,8          | 2,1          | 2,2  | 2,2                   |
| $Um; pfl [Um(3-4)/-.-]$                    | 4      | -           | 0            | 1,6  | 1,6          | <b>2,0</b> | 2,8          | 3,1          | 3,1  | 3,1                   |
| $Um; ve; pfl [Um; ve(3-4)/-.-]$            | 17     | 14          | 0            | 1,3  | 1,5          | <b>1,8</b> | 2,1          | 2,8          | 2,9  | 2,9                   |
| $pfl [Lp(2)/Um; ve(2)]$                    | 11     | 15          | 0            | 1,7  | 1,7          | <b>1,8</b> | 6,7          | 8,7          | 10,5 | 10,5                  |
| $pfl [LO/Tm; Tm/LO]$                       | 11     | 16          | 0            | 1,5  | 1,6          | <b>1,9</b> | 2,3          | 4,2          | 5,0  | 2,4                   |

Die natürliche organische Substanz des Bodens enthält im Mittel 58% C. Durch Multiplikation der in den Tabellen aufgeführten C-Werte mit dem Faktor 1,724 kann näherungsweise der Humusgehalt des Bodens berechnet werden. Bei Torfen, Anmooren oder der organischen Auflage wird der Faktor 2 (50%) verwendet (AG Boden 1994).

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens wird von der Nutzung stark beeinflusst. Infolge bodenverbessernder Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöht sich die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (Kohlenstoff-ärmeren) Profilbereichen. Dagegen werden in Waldböden organische Stoffe im Oberboden und der Auflage angereichert. Daher liegt der Kohlenstoffgehalt bei gleichem Substrat unter Acker und Sonderkulturen deutlich niedriger als unter Wald. Durch die vorrangige Bindung des Stickstoffs an die organische Substanz zeigt dieses Element in abgeschwächter Form ein ähnliches Bild, d.h. Waldböden enthalten mehr Gesamtstickstoff als Ackerböden. Da organisch gebundener Stickstoff den Pflanzen nicht zur Verfügung steht (siehe oben), sagen die gefundenen Gehalte allerdings nichts über Art und Grad der Stickstoffversorgung aus.

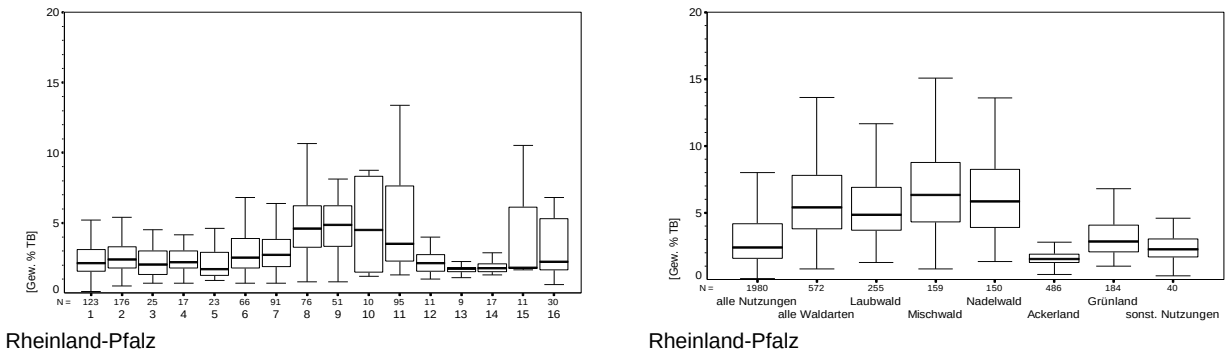


Abb. 12 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Unter ackerbaulicher Nutzung liegt der C-Gehalt der Oberböden im Untersuchungsraum unterhalb der in Tab. 17 dargestellten substratabhängigen Mittelwerte, während der Humusgehalt der Oberböden unter Wald sich deutlich über dem Median befindet. Die als Grünland genutzten Böden nehmen eine Mittelstellung ein.

Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein enthalten die Waldböden im oberen Mineralbodenhorizont im Mittel 5,4 Gew.% C ( $\approx$  9,3 Gew.% Humus). Im Vergleich zu schluffig/lehmgigen Waldböden sind die Gehalte leicht unterdurchschnittlich. Vermutlich werden organische Stoffe, trotz ungünstiger Nährstoffverhältnisse, in den gut durchlüfteten, warmen Böden etwas rascher abgebaut (mineralisiert). In der Landwirtschaft sind solch sandige Böden daher auch als "Mistfresser" verrufen (STÖHR, in KONRAD 1975), wobei besonders die warmen SE- bis W-exponierten Lagen betroffen sein sollen. In den Waldböden des Untersuchungsraums konnten expositionsbedingte Unterschiede im Humusgehalt allerdings nicht beobachtet werden.

Tab. 18 Statistische Kennwerte: Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden; Mediane gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen

(Angaben in C Gew.-% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                    | Alle Nutzungen |                  | Wald   |                  | Ackerland |                  | Grünland |                  |
|-----------------------------|----------------|------------------|--------|------------------|-----------|------------------|----------|------------------|
|                             | Anzahl         | C <sub>org</sub> | Anzahl | C <sub>org</sub> | Anzahl    | C <sub>org</sub> | Anzahl   | C <sub>org</sub> |
| Us                          | 25             | <b>2,0</b>       | 8      | <b>4,0</b>       | 5         | <b>1,2</b>       | 8        | <b>2,0</b>       |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | 76             | <b>4,6</b>       | 67     | <b>4,9</b>       | 6         | <b>1,5</b>       | 3        | <b>1,5</b>       |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 17             | <b>1,8</b>       | 1      | -                | 10        | <b>1,7</b>       | 5        | <b>1,9</b>       |

Das C/N-Verhältnis schwankt in den sandigen Waldböden bei einem Median von 23 zwischen 21 und 33. Sofern die Mächtigkeit der organischen Auflage weniger als ca. 8 cm beträgt, liegt das C/N-Verhältnis in ihnen überwiegend etwas höher. Bei größeren Mächtigkeiten kann es auch geringfügig günstiger als im folgenden Mineralbodenhorizont sein. Während der Stickstoffgehalt mit durchschnittlich 1,1-1,2 Gew.% weitgehend unabhängig von der Baumart ist, steigt der Kohlenstoffgehalt in der organischen Auflage mit der Menge an Nadelstreu. Entsprechend steigt das C/N-Verhältnis in den O-Lagen des Buntsandsteingebietes im Mittel von 25 auf 31. Unter Berücksichtigung, dass die untersuchten Böden überwiegend in Laub- und Mischwäldern liegen, sind Stickstoffgehalt und C/N-Verhältnis im Landesvergleich unterdurchschnittlich. An den Schattseiten der Hänge scheint das C/N-Verhältnis gegenüber den zur Sonne geneigten Hängen im Mittel geringfügig günstiger zu sein. Möglicherweise spielt der hier etwas ausgeglichene Bodenwasserhaushalt und damit verbunden die besseren biotischen Lebensbedingungen an den Schattlagen eine Rolle.

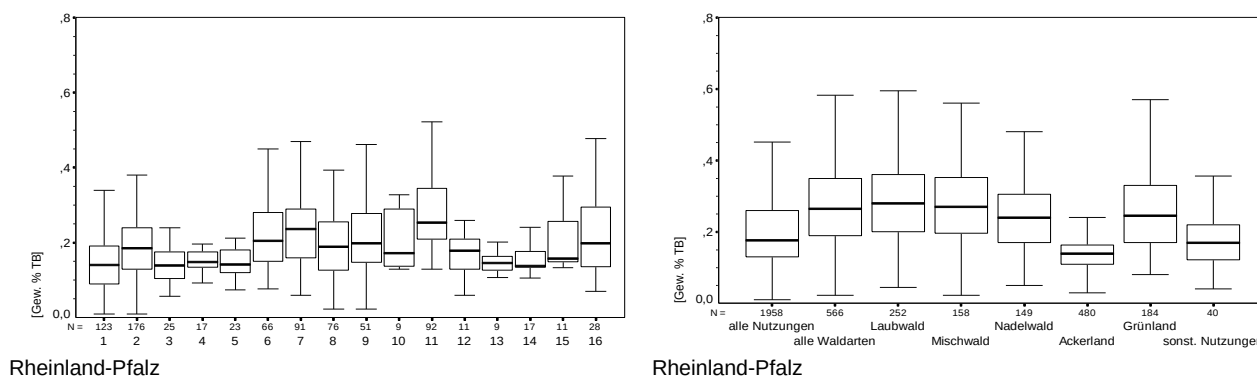


Abb. 13 Stickstoff im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Landwirtschaftlich genutzte Böden weisen im Buntsandsteingebiet beim Humusgehalt einen Median von 2,6 Gew.% (=1,5 Gew.% C) auf. Insbesondere für Grünlandböden ist dies ein niedriger Wert. Nach der AG Boden (1994) werden sie als schwach bis mittel humos eingestuft. Das C/N-Verhältnis schwankt im günstigen bis mäßigen Bereich von 12 bis 14. Leider stehen nur wenige Proben zur statistischen Absicherung zur Verfügung.

Die Böden im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk werden hingegen vorwiegend landwirtschaftlich genutzt, was in erster Linie die niedrigen Humusgehalte erklärt. Die substratabhängigen Mediane liegen zwischen 1,7 und 2,0 Gew.% C. Die Ackerböden enthalten gegenüber den entsprechenden Sandböden geringfügig höhere C-Gehalte bei gleichzeitig günstigerem C/N-Verhältnis. Dies weist auf eine bessere Huminstoffqualität hin. Das C/N-Verhältnis ist mit 11-12 insbesondere in den carbonathaltigen Böden niedrig. Am häufigsten werden in diesem Gebiet die Substrate, die etwa aus gleichen Teilen Lößlehm und entcarbonatisiertem Schluffmergel bestehen (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]), forstwirtschaftlich genutzt. Sie weisen im Vergleich zu den sandigen Forstböden ähnlich tiefe pH-Werte auf, aber enthalten im Mittel

 Tab. 19 Statistische Kennwerte: Stickstoff im Oberboden (Angaben in N Gew.-% TB)  
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                    | Anzahl | Nr.<br>Boxplot | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median      | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. | Median<br>C/N |
|-----------------------------|--------|----------------|-----------------|------|-----------------|-------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|---------------|
| YS                          | 123    | 1              | 0               | 0,01 | 0,09            | <b>0,14</b> | 0,19            | 0,24            | 0,94 | 0,34                    | 16            |
| YL                          | 176    | 2              | 0               | 0,01 | 0,13            | <b>0,19</b> | 0,24            | 0,30            | 0,47 | 0,38                    | 13            |
| Us                          | 25     | 3              | 0               | 0,06 | 0,10            | <b>0,14</b> | 0,18            | 0,24            | 0,40 | 0,24                    | 15            |
| Uu                          | 23     | 5              | 0               | 0,07 | 0,12            | <b>0,14</b> | 0,18            | 0,22            | 0,33 | 0,21                    | 12            |
| Ul                          | 102    | 6              | 0               | 0,08 | 0,16            | <b>0,23</b> | 0,34            | 0,47            | 0,87 | 0,60                    | 12            |
| Al                          | 91     | 7              | 0               | 0,06 | 0,16            | <b>0,24</b> | 0,29            | 0,34            | 0,47 | 0,47                    | 12            |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | 76     | 8              | 0               | 0,02 | 0,13            | <b>0,19</b> | 0,26            | 0,31            | 0,67 | 0,39                    | 23            |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | 9      | 10             | 0               | 0,13 | 0,14            | <b>0,17</b> | 0,30            | 0,60            | 0,78 | 0,33                    | 20            |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | 25     | 11             | 0               | 0,08 | 0,14            | <b>0,16</b> | 0,21            | 0,25            | 0,34 | 0,25                    | 12            |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | 11     | 12             | 0               | 0,06 | 0,13            | <b>0,18</b> | 0,22            | 0,29            | 0,34 | 0,34                    | 12            |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 9      | 13             | 0               | 0,02 | 0,12            | <b>0,15</b> | 0,16            | 0,19            | 0,20 | 0,20                    | 11            |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 4      | -              | 0               | 0,14 | 0,15            | <b>0,18</b> | 0,24            | 0,28            | 0,28 | 0,28                    | 11            |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 17     | 14             | 0               | 0,11 | 0,13            | <b>0,14</b> | 0,18            | 0,22            | 0,24 | 0,24                    | 12            |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 11     | 15             | 0               | 0,13 | 0,15            | <b>0,16</b> | 0,28            | 0,44            | 0,54 | 0,38                    | 13            |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | 10     | 16             | 0               | 0,12 | 0,13            | <b>0,17</b> | 0,19            | 0,31            | 0,32 | 0,19                    | 12            |

mit 7 Gew. % deutlich mehr Kohlenstoff. Das C/N-Verhältnis ist in ihnen geringfügig günstiger. Für Waldböden sehr günstige biotische Bedingungen scheinen im Verbreitungsgebiet der Tonmergel (pfl [LO/Tm;Tm/LO]) zu herrschen. Zwar fallen nur 2 Waldstandorte in diese Substratgruppe, jedoch liegen C-Gehalt und das C/N-Verhältnis mit 12 bzw. 16 auffallend niedriger als in den übrigen Waldböden. Die hohe biotische Aktivität in diesen Böden ist schon vor Ort an der geringmächtigen Humusauflage sowie an der artenreichen Vegetation zu erkennen.

Die Sorptionsfähigkeit gegenüber Schadstoffen wird in den Böden des Muschelkalkgebietes allein durch die etwas höheren Humusgehalte und der günstigeren Humusqualität besser als im Bereich des Buntsandstein sein.

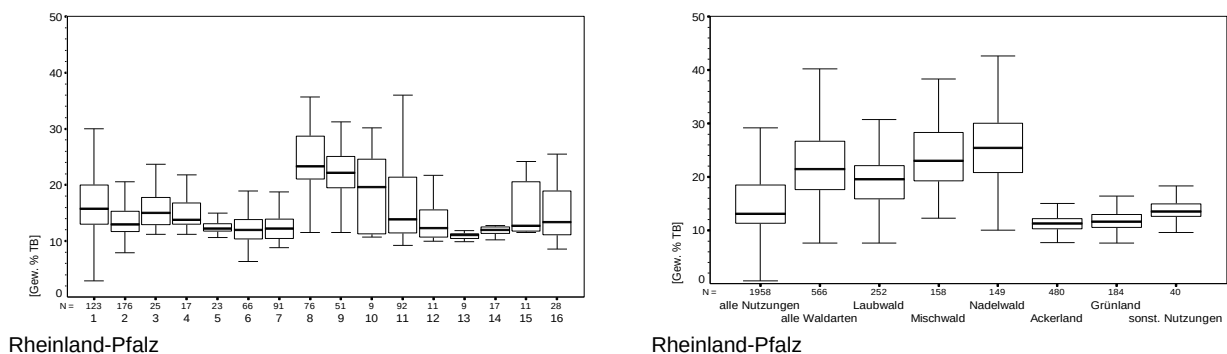


Abb. 14 C/N-Verhältnis im Oberboden (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

#### 4.1.4. Kationenaustauschkapazität und Nährstoffe

Die Fähigkeit des Bodens, an seinen negativ geladenen Oberflächen Kationen reversibel anzulagern, wird als Kationenaustausch (-adsorption) bezeichnet. Diese angelagerte Kationen sind immobil, aber dennoch pflanzenverfügbar. Das Ausmaß, in dem ein Boden Kationen adsorbiert, wird als Kationenaustauschkapazität (KAK) bezeichnet. Sie ist im wesentlichen vom Tongehalt, von der Art der Tonminerale, dem Huminstoffgehalt und dem pH-Wert abhängig. Vor allem Huminstoffe besitzen von der Bodenreaktion abhängige variable Ladungen. Während die tatsächliche (effektive) KAK bei pH-Werten >7 etwa der maximal möglichen KAK (potentielle KAK;  $KAK_{pot}$ ) entspricht, sinkt mit abnehmendem pH-Wert die Fähigkeit des Bodens, Kationen reversibel anzulagern. Der Kationenbelag setzt sich im mäßig sauren bis alkalischen Bereich überwiegend aus den Nährstoffen Calcium, Magnesium und Kalium zusammen. Die Summe dieser basischen Kationen wird als S-Wert bezeichnet. Die Basensättigung (=V-Wert) kennzeichnet den prozentualen Anteil des S-Wertes an der KAK. Bei sinkendem pH-Wert werden die basischen Kationen zunehmend durch Protonen, Aluminium (Al), Mangan (Mn) und in sehr sauren Böden (pH <3,5) auch durch Eisen (Fe) ersetzt. Diese Elemente wirken im Boden sauer. Der H-Wert ist die Summe des Äquivalentgehaltes dieser Kationen. Al hat im Boden bei pH-Werten <4,5 zunehmend phytotoxische Wirkung. Die KAK liefert Hinweise zum Rückhaltevermögen der Böden gegenüber kationischen Schadstoffen, der Nährstoffversorgung sowie dem Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen.

Kalium (K), Magnesium (Mg) und Phosphor (P) zählen neben Calcium (Ca) und dem mineralischen Stickstoff zu den essentiellen Hauptnährelementen. Von sehr sauren Böden abgesehen enthalten die

Tab. 20 Statistische Kennwerte: Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                   | Anzahl | Nr. Boxplot | Anzahl < NWG | Min.  | Perzentil 25 | Median       | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------------|--------|-------------|--------------|-------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| YS                                         | 12     | 1           | 0            | 6,68  | 11,77        | <b>15,30</b> | 18,61        | 29,16        | 43,05 | 23,20                |
| YL                                         | 27     | 2           | 0            | 9,80  | 13,90        | <b>16,81</b> | 20,39        | 24,99        | 40,84 | 25,13                |
| Us                                         | 19     | 3           | 0            | 5,53  | 6,55         | <b>8,15</b>  | 10,18        | 10,95        | 12,66 | 12,66                |
| Uu                                         | 6      | 5           | 0            | 8,51  | 9,15         | <b>10,81</b> | 11,42        | 12,84        | 13,00 | 13,00                |
| Ul                                         | 46     | 6           | 0            | 9,11  | 11,00        | <b>14,78</b> | 19,70        | 25,38        | 29,00 | 29,00                |
| Al                                         | 33     | 7           | 0            | 7,68  | 12,82        | <b>15,85</b> | 17,61        | 19,71        | 29,18 | 19,98                |
| $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ | 76     | 8           | 0            | 1,77  | 7,48         | <b>10,07</b> | 13,33        | 15,14        | 25,94 | 19,17                |
| $pfl [Lp(2)/\wedge s(2)]$                  | 8      | 10          | 0            | 8,49  | 8,90         | <b>11,25</b> | 30,60        | 68,75        | 77,07 | 49,32                |
| $Um; pfl [Um(3-4)/-]$                      | 4      | -           | 0            | 18,46 | 19,17        | <b>20,96</b> | 22,42        | 22,79        | 22,79 | 22,79                |
| $pfl [\wedge car/Um; Um/\wedge car]$       | 9      | 13          | 0            | 13,85 | 14,17        | <b>15,73</b> | 17,11        | 18,13        | 18,46 | 18,46                |
| $Um; ve; pfl [Um; ve(3-4)]$                | 17     | 14          | 0            | 9,48  | 10,12        | <b>11,72</b> | 13,76        | 17,36        | 18,38 | 18,38                |
| $pfl [Lp(2)/Um; ve(2)]$                    | 11     | 15          | 0            | 8,97  | 10,14        | <b>12,05</b> | 14,46        | 17,56        | 20,60 | 20,60                |
| $pfl [LO/Tm; Tm/LO]$                       | 11     | 16          | 0            | 16,24 | 20,21        | <b>26,64</b> | 29,02        | 34,59        | 35,03 | 35,03                |

meisten Böden genügend Ca. Kalkung dient in erster Linie der Erhöhung des pH-Wertes und nicht der Ca-Zufuhr. Mg und vor allem K zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Tongehalt.

Das Nichtmetall Phosphor liegt in erster Linie als Anion (Phosphat) vor und hat daher gegenüber Kationen ein abweichendes pedochemisches Verhalten. Die Pflanzenverfügbarkeit steigt mit dem pH-Wert an und sinkt erst wieder im alkalischen Bereich. Der pH-Wert-abhängige Anstieg hat auch anthropogene Ursachen, da gerade die Böden mit günstigen pH-Werten intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Neben Stickstoff- und Kaliumdünger werden am häufigsten Phosphate auf Nutzböden aufgebracht, weil dieser Nährstoff nicht selten ein limitierender Ertragsfaktor ist.

Der pflanzenverfügbare Gehalt von Kalium und Phosphor wird mittels einer Laktatextraktion bestimmt, während zur Abschätzung der Mg-Versorgung üblicherweise die  $CaCl_2$ -Methode angewendet wird. In dieser Untersuchung wurde Mg aus der vorhandenen Ammoniumnitratlösung gemessen, deren Extraktionsstärke aber in einer ähnlichen Größenordnung liegen dürfte.

Ohne Berücksichtigung der Nutzung sind die substratbedingten Unterschiede der  $KAK_{pot}$  und der Nährstoffgehalte nur ansatzweise zu erkennen. Erwartungsgemäß zeigt sich zwar, dass die sandreichen Böden gegenüber den schluffigen und tonigen Böden des Muschelkalkgebietes eine niedrigere  $KAK_{pot}$  und eine ungünstigere Nährstoffversorgung aufweisen, aber die substratspezifisch sehr unterschiedlichen Nutzungsverteilungen beeinflussen die Ergebnisse erheblich.

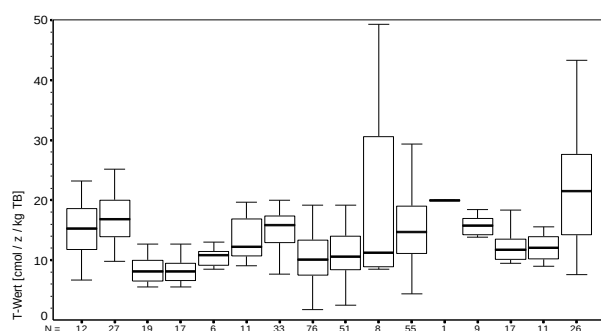


Abb. 15

Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Tab. 21 Statistische Kennwerte: Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen im Oberboden

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                    | Anzahl | KAK <sub>pot</sub><br>(T-Wert) | S-Wert | Basen-<br>sättigung<br>(%) | Austauschbare Kationen                         |         |           |        |         |
|-----------------------------|--------|--------------------------------|--------|----------------------------|------------------------------------------------|---------|-----------|--------|---------|
|                             |        |                                |        |                            | H-Wert<br>(H <sup>+</sup> , Al <sup>3+</sup> ) | Calcium | Magnesium | Kalium | Natrium |
| YS                          | 12     | 15,30                          | 15,09  | 100                        | 0,00                                           | 12,36   | 1,91      | 0,49   | 0,02    |
| YL                          | 27     | 16,81                          | 16,81  | 100                        | 0,00                                           | 13,86   | 1,93      | 0,47   | 0,03    |
| Us                          | 19     | 8,15                           | 2,86   | 44                         | 3,72                                           | 1,72    | 1,05      | 0,19   | 0,01    |
| Uu                          | 6      | 10,81                          | 6,28   | 63                         | 3,69                                           | 4,71    | 1,09      | 0,21   | 0,03    |
| UI                          | 46     | 14,78                          | 6,66   | 55                         | 6,69                                           | 5,06    | 1,33      | 0,25   | 0,03    |
| AI                          | 33     | 15,85                          | 7,29   | 53                         | 7,98                                           | 4,82    | 1,85      | 0,17   | 0,04    |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | 76     | 10,07                          | 1,94   | 20                         | 7,23                                           | 0,56    | 1,02      | 0,13   | 0,01    |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | 8      | 11,25                          | 1,95   | 20                         | 8,06                                           | 0,92    | 0,92      | 0,33   | 0,02    |
| pfl [Lp(3)/^s(1)]           | 11     | 13,12                          | 8,16   | 72                         | 3,80                                           | 5,28    | 1,15      | 0,31   | 0,02    |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 4      | 20,96                          | 20,90  | 100                        | 0,00                                           | 12,58   | 6,12      | 1,15   | 0,05    |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 9      | 15,73                          | 15,73  | 100                        | 0,00                                           | 9,95    | 4,25      | 0,90   | 0,02    |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)]     | 17     | 11,72                          | 9,76   | 86                         | 1,89                                           | 7,36    | 1,60      | 0,67   | 0,02    |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 11     | 12,05                          | 6,38   | 70                         | 3,14                                           | 4,60    | 1,50      | 0,52   | 0,02    |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | 11     | 26,64                          | 24,42  | 100                        | 0,00                                           | 19,87   | 4,48      | 1,25   | 0,04    |

In den sandigen Böden des Buntsandsteingebietes wurde eine mittlere KAK<sub>pot</sub> von 8 bis 10 cmol/z/kg ermittelt. Sie schwankt in der Regel zwischen 7 und 15 cmol/z/kg. In reinen Sandböden, d.h. bei einem Tongehalt unter 5 Gew.%, sinkt die KAK<sub>pot</sub> im Mittel auf 6 cmol/z/kg.

In den sandreichen periglazialen Lagen (^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)]) liegt die mittlere KAK<sub>pot</sub> in Ackerböden bei 7,7 cmol/z/kg; bei forstlicher Nutzung ist sie im obersten Mineralbodenhorizont mit durchschnittlich 10,3 cmol/z/kg um etwa 30% höher. Dieser Unterschied erklärt sich allein im höheren Humusgehalt der Waldböden. Der Hauptanteil der Austauschkapazität sandiger Böden wird maßgeblich von der organischen Substanz gesteuert. Dies ist aber für Waldböden nur ein scheinbarer Vorteil, da durch die tiefen pH-Werte die effektive KAK (KAK<sub>eff</sub>) erheblich geringer ist. Nur etwa 25-30% der KAK<sub>pot</sub> der Huminstoffe dürften tatsächlich wirksam sein. Bei den vorherrschenden Bodenarten können 3-6 cmol/z/kg KAK<sub>pot</sub> dem mineralischen Komponenten und damit weitgehend pH-unabhängigen Ladungen zugeordnet werden (AG Boden 1994). Der S-Wert liegt in den sandigen Waldböden unabhängig vom

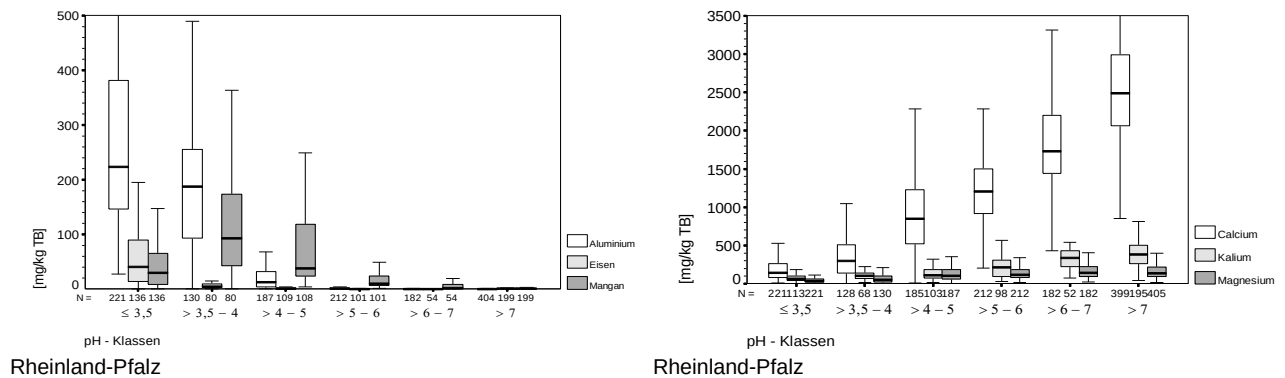
Tab. 22 Statistische Kennwerte: Potentielle Kationenaustauschkapazität in der organischen Auflage

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.  | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|-------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 349    | 0               | 4,64  | 29,71           | <b>44,35</b>  | 56,40           | 67,55           | 254,77 | 88,22                   |
|                                         | 6711           | 60     | 0               | 33,01 | 44,04           | <b>49,94</b>  | 56,77           | 65,86           | 72,73  | 72,73                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 129    | 0               | 4,64  | 31,54           | <b>44,44</b>  | 55,25           | 63,34           | 73,89  | 73,89                   |
|                                         | 6711           | 28     | 0               | 37,13 | 44,04           | <b>49,87</b>  | 53,93           | 62,27           | 70,36  | 64,15                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 140    | 0               | 7,53  | 28,60           | <b>44,71</b>  | 56,65           | 67,50           | 254,77 | 82,48                   |
|                                         | 6711           | 30     | 0               | 34,53 | 44,85           | <b>51,41</b>  | 61,50           | 68,34           | 72,73  | 72,73                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 64     | 0               | 13,22 | 30,16           | <b>44,12</b>  | 61,58           | 75,19           | 187,42 | 88,22                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord



Abb. 16  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Lößlehmanteil bei lediglich 2 cmol/z/kg. 60% dieser Böden sind basenarm, d.h. ihr Basensättigungsgrad beträgt weniger als 20%. Ein weiterer Hinweis auf die ungünstige Zusammensetzung des Kationenbelags ist das Verhältnis zwischen austauschbarem Ca und Mg. Der Quotient beträgt in diesen stark sauren Böden im Mittel 0,7, d.h. der Mg-Anteil an den austauschbaren Basen ist höher als der des Ca. Hier zeigt sich, dass Ca gegenüber Mg bevorzugt organische Austauscher belegt, dort aber bei den tiefen pH-Werten kaum mit den sauren Kationen (vor allem  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{H}_3\text{O}^+$ ) konkurrieren kann und von ihnen ausgetauscht wird. Bei höheren pH-Werten und/oder höherer Pufferkapazität überwiegt Ca üblicherweise deutlich (siehe auch Abb. 16). Hinzu kommt, dass die Ca-Reserven in diesen Böden gering sind. Im Oberboden wurden im Untersuchungsraum im Mittel ein Gesamtgehalt (KW-Extrakt) von 300 mg/kg Ca (170-850 mg/kg) festgestellt, wovon durchschnittlich 52% schon in leicht mobilisierbarer Form vorliegt. Der Mg-Gesamtgehalt liegt mit durchschnittlich 910 mg/kg (560-1600 mg/kg) immerhin 3-mal so hoch und der mittlere Mobilanteil beträgt nur 6%.

In den Ackerböden des gleichen Substrates sind die Verhältnisse aufgrund Düngung und Kalkung weit günstiger. Die Basensättigung erreicht durchschnittlich 81% und das Ca/Mg-Verhältnis liegt bei 4. Die pflanzenverfügbaren Mg-Gehalte schwanken stark, aber mit durchschnittlich 88 mg/kg dürfte die Mg-Versorgung überwiegend günstig sein.

Aufschlussreich ist bei den Waldböden auch der Vergleich zwischen organischer Humusaufgabe und Mineralboden. Beim Ca liegt sowohl der Gesamt- als auch der Mobilgehalt in den O-Lagen um das 8 bis 30-fache über dem folgenden Mineralbodenhorizont. Trotz der in der Humusaufgabe höheren pH-Werte (siehe 4.1.2.) weicht die relative Mobilität kaum von der des Mineralbodens ab. Mg ist in der orga-

Tab. 23 Statistische Kennwerte: Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in der organischen Auflage

(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Anzahl | KAK <sub>pot</sub><br>(T-Wert) | S-Wert | Basen-<br>sättigung<br>(%) | Austauschbare Kationen                        |         |           |        |         |
|-----------------------------------------|--------|--------------------------------|--------|----------------------------|-----------------------------------------------|---------|-----------|--------|---------|
|                                         |        |                                |        |                            | H-Wert<br>( $\text{H}^+$ , $\text{Al}^{3+}$ ) | Calcium | Magnesium | Kalium | Natrium |
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | 349    | 44,35                          | 17,46  | 47                         | 19,76                                         | 12,18   | 3,84      | 1,12   | 0,08    |
|                                         | 60     | 49,94                          | 28,81  | 59                         | 18,41                                         | 20,78   | 5,74      | 1,34   | 0,06    |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | 129    | 44,44                          | 23,99  | 58                         | 17,89                                         | 16,84   | 4,70      | 1,47   | 0,08    |
|                                         | 28     | 49,87                          | 29,42  | 61                         | 17,90                                         | 20,78   | 5,61      | 1,45   | 0,06    |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | 140    | 44,71                          | 16,65  | 46                         | 20,00                                         | 11,69   | 3,75      | 0,93   | 0,08    |
|                                         | 30     | 51,41                          | 28,99  | 58                         | 19,65                                         | 22,06   | 6,93      | 1,29   | 0,06    |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | 64     | 44,12                          | 10,62  | 28                         | 25,07                                         | 7,32    | 2,25      | 0,72   | 0,11    |

nischen Humusauflage hingegen weit geringer angereichert. Durchschnittlich liegt der Gesamtgehalt nur um das 1,4-fache höher, jedoch schwankt dieser Faktor in einem weiten Bereich. Der Mobilanteil ist gegenüber dem Mineralboden aber mit 36% (23-67%) deutlich höher, was auf einen Mangel an mineralischen Bindungsplätzen zurückzuführen ist.

Neben der natürlichen Bioakkumulation in der Humusauflage, die in nährstoffarmen Böden besonders ausgeprägt ist, werden die gegenüber dem Mineralboden erhöhten Ca- und Mg-Gehalte entscheidend durch die flächendeckend durchgeführten Bodenschutzkalkungen hervorgerufen. Die Daten zeigen aber auch, dass das ausgebrachte Ca und Mg weitgehend in der organischen Humusauflage verbleibt und den Oberboden kaum verbessert. Zu einer vergleichbaren Bewertung kommen EDER & GAUER (1991) und WEYER (1993). Einen erheblichen Effekt hat die Waldkalkung auf den Kationenbelag und die Basensättigung der Humusauflage. Bei einer mittleren  $KAK_{pot}$  von etwa 50 cmol/z/kg werden etwa 60% der Austauschplätze von basisch wirkenden Kationen belegt. Der Ca/Mg-Quotient weicht mit etwa 3-3,6 ebenfalls deutlich vom folgenden Mineralboden ab.

Tab. 24 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Oberboden  
(Angaben in mg  $P_2O_5$ /100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                                     | Anzahl | Nr.<br>Boxplot | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median      | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|----------------------------------------------|--------|----------------|-----------------|------|-----------------|-------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                                           | 123    | 1              | 0               | 1,0  | 4,4             | <b>12,1</b> | 20,5            | 31,3            | 71,0  | 44,0                    |
| YL                                           | 176    | 2              | 1               | <0,1 | 4,6             | <b>10,5</b> | 25,7            | 46,9            | 140,4 | 52,0                    |
| Us                                           | 25     | 3              | 0               | 2,3  | 4,8             | <b>7,5</b>  | 17,6            | 32,7            | 34,2  | 34,2                    |
| Uu                                           | 23     | 5              | 1               | <0,1 | 4,3             | <b>9,6</b>  | 16,6            | 30,9            | 64,0  | 29,0                    |
| UI                                           | 102    | 6              | 0               | 0,9  | 3,6             | <b>10,0</b> | 23,9            | 55,0            | 103,0 | 46,0                    |
| AI                                           | 91     | 7              | 0               | 1,3  | 3,7             | <b>8,0</b>  | 21,9            | 34,3            | 90,0  | 39,6                    |
| $\wedge$ s;s; pfl [ $\wedge$ s(3-4)/Lp(0-1)] | 76     | 8              | 0               | 0,7  | 3,3             | <b>5,2</b>  | 8,0             | 18,0            | 35,5  | 14,2                    |
| pfl [Lp(2)/ $\wedge$ s(2)]                   | 10     | 10             | 0               | 0,1  | 3,8             | <b>4,6</b>  | 14,2            | 23,6            | 25,9  | 25,9                    |
| $\wedge$ t; pfl [ $\wedge$ t(3-4)/Lp(0-1)]   | 25     | 11             | 1               | <0,1 | 7,1             | <b>17,5</b> | 31,2            | 43,1            | 46,0  | 46,0                    |
| $\wedge$ k; pfl [ $\wedge$ k(2-4)/LO(1)]     | 11     | 12             | 0               | 2,6  | 9,5             | <b>33,7</b> | 52,1            | 84,2            | 104,0 | 104,0                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]                        | 4      | 13             | 0               | 4,9  | 5,8             | <b>7,0</b>  | 16,4            | 25,4            | 25,4  | 25,4                    |
| pfl [ $\wedge$ car/Um;Um/ $\wedge$ car]      | 9      | -              | 0               | 8,4  | 19,6            | <b>25,4</b> | 27,4            | 37,6            | 43,8  | 28,3                    |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)]                      | 17     | 14             | 0               | 1,0  | 7,3             | <b>13,4</b> | 16,9            | 22,6            | 25,0  | 25,0                    |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]                         | 11     | 15             | 0               | 4,2  | 6,0             | <b>9,5</b>  | 13,0            | 22,0            | 26,7  | 18,8                    |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]                            | 11     | 16             | 0               | 1,0  | 2,0             | <b>8,1</b>  | 12,5            | 24,3            | 37,4  | 15,6                    |

In der organischen Auflage sind nicht nur Ca und Mg deutlich gegenüber dem Mineralboden angereichert, sondern auch die pflanzenverfügbaren Nährstoffe Kalium (K) und Phosphat (P). Die Oberböden sandiger Solumsedimente (Us) und der sandreichen periglazialen Lagen ( $\wedge$ s;s; pfl [ $\wedge$ s(3-4)/Lp(0-1)]) weisen unter Wald einen mittleren Gehalt von 10 mg  $K_2O$ /100g (7-13 mg/100g) und 6 mg  $P_2O_5$ /100g (4-11 mg/100g) auf. In den lößlehmreicheren Sandböden scheinen die Gehalte auf ähnlichem Niveau zu liegen. Bezogen auf Nutzung und Bodenart waren niedrigere Konzentrationen erwartet worden, da z.B. die tonschieferhaltigen Substrate im Hunsrück keine signifikant günstigere Versorgung aufweisen (HAUENSTEIN 2000). In den organischen Auflagen der sandreichen periglazialen Lagen sind durchschnittlich 65 mg  $K_2O$ /100g (47-113 mg/100g) und 31 mg  $P_2O_5$ /100g (23-51 mg/100g) zu finden. K ist damit in der Humusauflage im Mittel um das 8-fache und P um das 5-fache angereichert.

Sowohl in den sandigen Oberböden als auch in deren Humusauflage sind die K-Gehalte im Laubwald etwa doppelt so hoch wie im Nadelwald. Die Böden der Mischwälder nehmen eine Zwischenstellung ein.

Tab. 25 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat in der organischen Auflage (Angaben in mg  $P_2O_5/100g$  TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

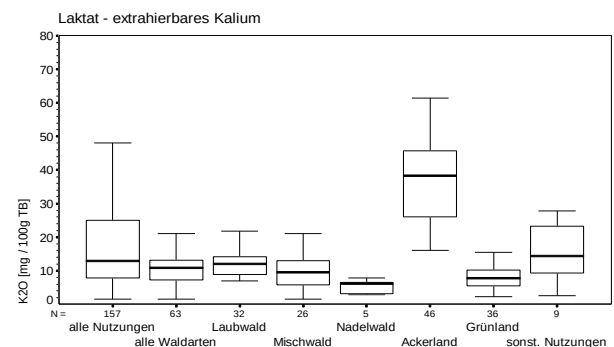
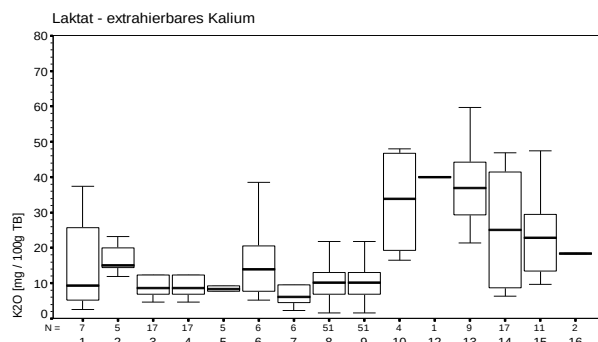
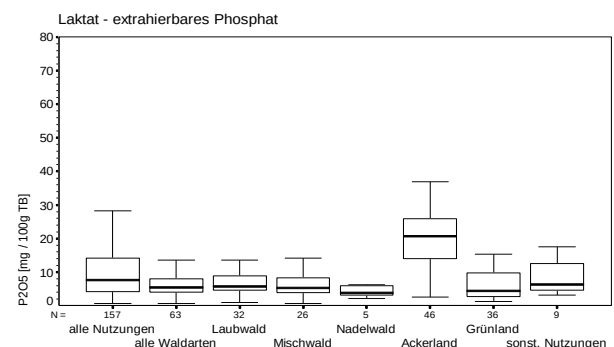
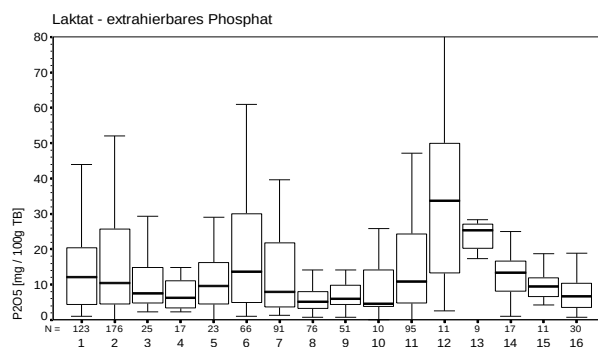
| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median      | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 586    | 0            | 0,5  | 15,7         | <b>27,1</b> | 44,7         | 63,1         | 150,0 | 88,0                 |
|                                      | 6711       | 60     | 0            | 10,6 | 26,9         | <b>37,2</b> | 48,3         | 61,8         | 75,8  | 75,8                 |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 136    | 0            | 6,4  | 29,1         | <b>44,3</b> | 61,2         | 74,8         | 103,3 | 103,3                |
|                                      | 6711       | 28     | 0            | 10,6 | 30,8         | <b>41,6</b> | 52,7         | 62,5         | 75,4  | 75,4                 |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 144    | 0            | 0,5  | 19,6         | <b>28,7</b> | 42,8         | 62,6         | 104,4 | 75,8                 |
|                                      | 6711       | 30     | 0            | 11,5 | 23,4         | <b>30,8</b> | 45,0         | 58,3         | 75,8  | 75,8                 |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 65     | 0            | 3,2  | 14,7         | <b>22,1</b> | 43,1         | 52,5         | 92,0  | 74,3                 |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Beim P trifft dies nur für die organische Auflage zu. Im Mineralboden ist eine Abhängigkeit vom Baumbestand hingegen nicht zu beobachten. Insgesamt entsprechen die P- und K-Gehalte der Humusauflage trotz des primär nährstoffarmen Mineralbodens den landesweiten Werten.

Die oberflächennahe Anreicherung wird in erster Linie auf eine Bioakkumulation der Nährstoffe zurückzuführen sein, da P und K aber auch Nebenbestandteil der Kalkdünger ist, dürften Bodenschutzkalkungen diesen Effekt verstärken. Die Hauptnährstoffreserven liegen in den sandreichen Waldböden in der Humusauflage und nicht im Mineralboden.

Die Ackerböden des Buntsandsteingebietes enthalten im Mittel 50 mg  $K_2O/100g$  und 25 mg  $P_2O_5/100g$ . Aufgrund der geringen Fallzahl (n=6) können die Werte nur eingeschränkt bewertet werden und zudem schwanken sie relativ stark. In keinem der Böden wurde ein K-Mangel festgestellt, eher besteht ein schwacher Überschuss an diesem Nährstoff. Die für dieses Substrat hohen K-Gehalte werden durch



Rheinland-Pfalz

Rheinland-Pfalz

Abb. 17 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Düngung hervorgerufen. Die pflanzenverfügbaren P-Gehalte schwanken hingegen zwischen leichtem Mangel und optimaler Versorgung. Von den untersuchten Nährstoffen wird P in den sandreichen Ackerböden am ehesten das ertragslimitierende Element sein.

Im Gebiet des Muschelkalk werden die Schluffmergel-reichen Substrate, insbesondere die carbonathaltigen, vorrangig landwirtschaftlich genutzt. Wälder sind hier am häufigsten auf Substraten zu finden, die etwa zu gleichen Teilen aus Lößlehm und entcarbonatisiertem Schluffmergel bestehen (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) oder die aufgrund des hohen Tongehalts nur schwer zu bearbeiten sind (pfl [LO/Tm;Tm/LO]).

Der erheblich höhere Anteil landwirtschaftlich genutzter Böden erklärt teilweise, warum sich die  $KAK_{pot}$  in den Substraten aus entcarbonatisiertem Schluffmergel und fast doppelt so hohem Tongehalt - unabhängig vom Lößlehmgehalt - kaum von den Böden des Buntsandsteingebiet unterscheidet (siehe Tab. 21).

Tab. 26 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Oberboden  
(Angaben in mg  $K_2O/100g$  TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                    | Anzahl | Nr. Boxplot | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median      | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|-----------------------------|--------|-------------|--------------|------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| YS                          | 12     | 1           | 0            | 2,6  | 8,3          | <b>22,0</b> | 27,7         | 32,6         | 37,4  | 37,4                 |
| YL                          | 27     | 2           | 0            | 2,5  | 12,5         | <b>19,4</b> | 32,8         | 47,8         | 128,1 | 55,3                 |
| Us                          | 19     | 3           | 0            | 3,8  | 5,9          | <b>8,6</b>  | 12,4         | 23,8         | 54,1  | 21,7                 |
| Uu                          | 6      | 5           | 0            | 3,9  | 7,8          | <b>8,8</b>  | 9,2          | 15,1         | 15,7  | 9,2                  |
| UI                          | 47     | 6           | 0            | 3,3  | 8,5          | <b>13,8</b> | 22,4         | 33,9         | 64,1  | 39,2                 |
| AI                          | 33     | 7           | 0            | 2,3  | 5,9          | <b>10,7</b> | 14,7         | 32,8         | 77,6  | 17,4                 |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | 76     | 8           | 0            | 1,6  | 5,5          | <b>7,8</b>  | 12,7         | 18,0         | 61,5  | 21,8                 |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | 10     | 10          | 0            | 4,4  | 10,7         | <b>20,9</b> | 42,0         | 46,7         | 48,0  | 48,0                 |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 9      | 13          | 0            | 21,4 | 28,6         | <b>37,0</b> | 46,5         | 57,2         | 59,7  | 59,7                 |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 4      | -           | 0            | 15,5 | 30,0         | <b>49,0</b> | 94,5         | 135,4        | 135,4 | 135,4                |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)]     | 17     | 14          | 0            | 6,4  | 8,6          | <b>25,1</b> | 41,5         | 45,1         | 46,9  | 46,9                 |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 11     | 15          | 0            | 9,7  | 13,1         | <b>22,8</b> | 30,4         | 47,0         | 47,4  | 47,4                 |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | 11     | 16          | 0            | 16,9 | 18,7         | <b>47,2</b> | 53,3         | 56,6         | 59,4  | 59,4                 |

Nach der AG Boden (1994, S. 336 ff) kann für die mineralischen Bindungsplätze in den Oberböden der carbonatfreien Schluffmergel eine  $KAK_{pot}$  von 13 cmol/z/kg abgeleitet werden. Unter Einbeziehung des Humusgehalts ergibt sich rechnerisch für Ackerböden eine  $KAK_{pot}$  von 19 cmol/z/kg und für Waldböden 37 cmol/z/kg. Die Berechnung beruht auf der Annahme, dass in der Tonfraktion mitteleuropäischer Böden das Tonmineral Illit überwiegt. Dieses weist eine durchschnittliche  $KAK_{pot}$  von 20 - 50 cmol/z/kg auf. Tatsächlich liegt die mittlere  $KAK_{pot}$  mit 10 cmol/z/kg (9-12) für Ackerböden und mit 15 cmol/z/kg für Waldböden aber weit niedriger, aber immer noch um 30-45% höher als in den Sandböden des Arbeitsgebietes.

Dass die tatsächliche  $KAK_{pot}$  die Erwartungswerte deutlich unterschreitet, weist darauf hin, dass Tonminerale mit geringem Adsorptionsvermögen wie z.B. Kaolinit überwiegen und die Humusqualität gering ist. Die Dominanz solcher Tonminerale, die vollkommene Entcarbonatisierung und die geringen Mg-Gehalte deuten darauf hin, dass präpleistozäne Verwitterungsbildungen der vermutlich primär dolomitischen Schluffmergel wesentlicher Bestandteil dieser Substrate sind. Eine mit den tiefgründig verwitterten Gesteinen des Rheinischen Schiefergebirges verwandte Genese (Saprolitisierung) ist anzunehmen.

Tab. 27 Statistische Kennwerte Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium in der organischen Auflage (Angaben in mg K<sub>2</sub>O/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 363    | 0               | 0,0  | 39,2            | <b>65,7</b>   | 104,3           | 135,2           | 214,5 | 192,8                   |
|                                         | 6711           | 60     | 0               | 16,0 | 53,3            | <b>76,3</b>   | 103,1           | 136,1           | 179,4 | 168,8                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 137    | 0               | 0,0  | 60,6            | <b>86,5</b>   | 122,1           | 149,7           | 214,5 | 210,0                   |
|                                         | 6711           | 28     | 0               | 47,0 | 64,2            | <b>82,7</b>   | 107,3           | 138,6           | 151,2 | 151,2                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 145    | 0               | 0,0  | 36,2            | <b>56,3</b>   | 90,9            | 122,5           | 190,4 | 168,8                   |
|                                         | 6711           | 30     | 0               | 16,0 | 48,7            | <b>65,9</b>   | 98,5            | 126,6           | 179,4 | 168,8                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 65     | 0               | 13,5 | 28,1            | <b>37,8</b>   | 70,5            | 116,5           | 145,7 | 124,4                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die sauren schluffigen Waldböden sind mit einem mittleren S-Wert von 2 cmol/z/kg, was einer Basensättigung von nur 17% entspricht, als basenarm einzustufen. Wie bei den sandreichen Waldböden überwiegt bei den austauschbaren Basen das Mg (1,3 cmol/z/kg) gegenüber dem Ca (0,7 cmol/z/kg), ferner sind die Ca-Reserven vergleichbar gering. Der Mg-Gesamtgehalt ist etwa doppelt so hoch, steht aber der Natur nicht zur Verfügung. Vielmehr sind die Mobilgehalte sogar etwas geringer als in den Sandböden, so dass der mittlere Mobilanteil nur ca. 2 % beträgt. Der Ca-Gesamtgehalt ist in der Humusaufgabe höher als im Buntsandsteingebiet, der des Mg hingegen etwas niedriger.

Die Nährstoffversorgung der Waldböden aus entcarbonatisierten Schluffmergel ist vergleichbar mit den sandreichen Waldböden, auch hier liegt die Hauptnährstoffreserve in der Humusaufgabe. Der wichtigste Standortvorteil gegenüber den Wäldern des Buntsandsteingebietes liegt in der günstigeren Korngrößenzusammensetzung, wodurch der Bodenwasserhaushalt erheblich ausgeglichener ist.

Tab. 28 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares Magnesium im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

| Substrat                    | Anzahl | Nr.<br>Boxplot | Anzahl<br>< NWG | Min.  | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|--------|----------------|-----------------|-------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| YS                          | 12     | 1              | 0               | 32,4  | 76              | <b>101</b>    | 196             | 483             | 674  | 262                     |
| YL                          | 27     | 2              | 0               | 40,2  | 86              | <b>131</b>    | 163             | 205             | 529  | 259                     |
| Us                          | 19     | 3              | 0               | 12,2  | 21              | <b>51</b>     | 81              | 96              | 123  | 123                     |
| Uu                          | 6      | 5              | 0               | 24,8  | 46              | <b>86</b>     | 137             | 217             | 226  | 226                     |
| Ul                          | 47     | 6              | 0               | 5,2   | 52              | <b>97</b>     | 172             | 291             | 368  | 343                     |
| Al                          | 84     | 7              | 0               | 9,4   | 104             | <b>153</b>    | 219             | 284             | 516  | 380                     |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | 76     | 8              | 0               | 3,0   | 16              | <b>35</b>     | 102             | 166             | 368  | 221                     |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | 8      | 10             | 0               | 24,1  | 37              | <b>58</b>     | 111             | 210             | 242  | 136                     |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | 23     | 11             | 0               | 51,4  | 135             | <b>216</b>    | 385             | 679             | 792  | 656                     |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | 11     | 12             | 0               | 53,0  | 65              | <b>135</b>    | 408             | 496             | 499  | 499                     |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 9      | 13             | 0               | 153,4 | 203             | <b>274</b>    | 356             | 391             | 394  | 394                     |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 4      | -              | 0               | 137,3 | 239             | <b>400</b>    | 539             | 618             | 618  | 618                     |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)]     | 17     | 14             | 0               | 79,2  | 113             | <b>127</b>    | 190             | 346             | 508  | 211                     |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 11     | 15             | 0               | 26,5  | 43              | <b>99</b>     | 138             | 173             | 181  | 181                     |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | 11     | 16             | 0               | 67,6  | 125             | <b>220</b>    | 283             | 743             | 770  | 300                     |

In den tonigen Waldböden des Muschelkalkgebietes sind sowohl die KAK als auch die Nährstoffversorgung ungleich besser. Sie sind basenreich bis -gesättigt. Aufgrund ihrer geringen Verbreitung liegen aber nur wenige Informationen vor.

Wie oben erwähnt erreicht die  $KAK_{pot}$  der Ackerböden nur die Hälfte des Schätzwertes, aber bei einem mittleren S-Wert von 9 cmol/z/kg (7-12) liegt die Basensättigung bei günstigen 82% (78-94%). Am Kationenbelag überwiegt Ca mit 5 cmol/z/kg (6-9) gefolgt von Mg mit 1,6 cmol/z/kg (1,2-3). Die Mg-Versorgung ist mit einer mittleren Konzentration von 130 mg/kg (100-210) allgemein günstig. Das gleiche gilt für das pflanzenverfügbare K, dass im Mittel mit 35 mg  $K_2O/100g$  (25-47) enthalten ist. Die P-Versorgung ist mit 14 mg  $P_2O_5/100g$  (10-25) etwas ungünstiger, ohne dass in einem der Böden ein starker Mangel festgestellt wurde. Eine Erhaltungsdüngung bzw. eine mäßig erhöhte P-Düngung scheint aber für etliche Ackerböden empfehlenswert.

Die Grünlandböden dieser Substratgruppe weisen bei einer etwas höheren  $KAK_{pot}$  eine ähnliche günstige Basensättigung auf. Allerdings wurde oft ein K- und P-Mangel festgestellt.

Die carbonatreichen Böden (pfl [ $^{car}/Um;Um/^{car}$ ]) und Um; pfl [Um(3-4)/-.-]) werden vorwiegend ackerbaulich genutzt. Die  $KAK_{pot}$  unterschreitet zwar ebenfalls den Erwartungswert, liegt aber mit 16 bzw. 21 cmol/z/kg noch vergleichsweise hoch und die Austauschplätze sind vollständig mit Basen gesättigt. Da bei der Bestimmung der  $KAK_{pot}$  sich ein geringer Teil der Carbonate löst, dürfte der Ca-Gehalt leicht überbewertet sein. Da der pH-Wert der Böden substratbedingt hoch ist, sollten Kalkungen vermieden werden. Die Versorgung an pflanzenverfügbarem K und P ist bei der Substratgruppe pfl [ $^{car}/Um;Um/^{car}$ ] allgemein gut bis sehr gut. Da es sich überwiegend um dolomitische Verbindungen handelt, ist auch das Mg-Angebot für die Pflanzen sehr hoch. Hinsichtlich der Nährstoffversorgung sind es die ertragreichsten Böden im Untersuchungsgebiet.

Tab. 29 Statistische Kennwerte:  $NH_4NO_3$ -extrahierbares Magnesium in der organischen Auflage  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median     | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|------------|--------|-----------------|------|-----------------|------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP         | 354    | 0               | 12   | 265             | <b>587</b> | 939             | 1399            | 2339 | 1914                    |
|                                         | 6711       | 60     | 0               | 79   | 405             | <b>604</b> | 924             | 1413            | 2052 | 1674                    |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP         | 133    | 0               | 17   | 403             | <b>700</b> | 1065            | 1464            | 2060 | 1952                    |
|                                         | 6711       | 28     | 0               | 149  | 414             | <b>583</b> | 732             | 909             | 1498 | 924                     |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP         | 146    | 0               | 12   | 257             | <b>603</b> | 941             | 1384            | 2052 | 1818                    |
|                                         | 6711       | 30     | 0               | 79   | 443             | <b>833</b> | 1176            | 1558            | 2052 | 2052                    |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP         | 61     | 0               | 25   | 162             | <b>293</b> | 752             | 1378            | 2339 | 1465                    |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

## 4.2. Spurenelemente

Elemente werden zu den Spurenstoffen gezählt, wenn ihre mittlere Konzentration 100 mg/kg unterschreitet (FIEDLER & RÖSLER 1988). Abgesehen von Arsen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle, d.h. Metalle mit einer Dichte  $>4,5 g/cm^3$ .

Anorganische Spurenstoffe sind grundsätzlich natürliche Bestandteile der Ausgangsgesteine der Bodenbildung und gelangen durch die Verwitterung in die Pedosphäre. Solange deren Konzentrationen sich in natürlichen Bereichen befinden (siehe Tab. 30), besitzen diese Spurenelemente keine negativen

Tab. 30 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden  
(Angaben in mg/kg TB) (nach KUNTZE et al. 1988 und BLUME 1990)

| Element | häufig   | Grenzwert nach AbfKlärV 1992 | phytotoxische Schwelle | **Transferkoeffizient Boden-Pflanze |
|---------|----------|------------------------------|------------------------|-------------------------------------|
| As      | 0,1 - 20 | *(20)                        | 50 - 500***            | 0,01 - 0,1                          |
| Cd      | 0,01 - 1 | *1,5/1,0                     | 10 - 175               | 1 - 10                              |
| Cr      | 2 - 50   | 100                          | 500 - 1500             | 0,01 - 0,1                          |
| Cu      | 1 - 20   | 60                           | 200 - 400              | 0,1 - 1                             |
| Hg      | 0,01 - 1 | 1                            | 10 - 1000              | 0,01 - 0,1                          |
| Ni      | 2 - 50   | 50                           | 200 - 2000             | 0,1 - 1                             |
| Pb      | 0,1 - 20 | 100                          | 500 - 1500             | 0,01 - 0,1                          |
| Zn      | 3 - 50   | *200/150                     | 500 - 5000             | 1 - 10                              |

\* Nach der AbfKlärV (1992) gelten die niedrigeren Grenzwerte, wenn der Tongehalt < 5 Gew.% oder der pH-Wert < 6 liegt; Grenzwert für As nach KLOKE (1980)

\*\* Transferkoeffizient Boden-Pflanze: Quotient aus Gesamtgehalt Pflanzen/Boden

\*\*\* aus KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1984

Wirkungen auf die Umwelt. Einige dieser Elemente gehören zu den essentiellen oder nützlichen Spuren- (Mikro-) Nährstoffen für Pflanzen und/oder Tiere. Hier sind vor allem Kupfer und Zink zu nennen. Cadmium, Quecksilber und Blei zählen zu den entbehrlichen Elementen, d.h. sie gelangen in den Biokreislauf, ohne für Pflanzen und Tiere nützliche Funktionen zu besitzen. Solange die Gehalte im natürlichen Bereich liegen, hat die Natur während der Evolution eine gewisse Toleranz gegenüber diesen potentiell toxischen Elementen entwickelt. Ob ein Spurenelement als Schadstoff anzusprechen ist, hängt in erster Linie von seiner Konzentration ab. Stark erhöhte Schwermetallgehalte im Boden finden sich in der Natur nur kleinflächig in Gebieten mit lithogenen Anomalien (z.B. ausstreichende Erzgänge).

Seit der Mensch Metalle verarbeitet, gelangen Spurenelemente, die immobil in Gesteinen und Erzen fixiert waren, in die Umwelt. Erst durch die industrielle Nutzung der Metalle und die Verbrennung fossiler Energieträger wurden sie zu einem globalen Umweltproblem. Besonders bei den Spurenelementen überschreiten die anthropogenen Emissionen die natürlichen Gehalte der Atmosphäre um ein Vielfaches. Während durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe überwiegend ubiquitäre, flächenhafte Belastungen entstehen, werden durch Energieerzeugung, Industrie und Müllverbrennung stärker punktuelle, lokale Kontaminationen hervorgerufen. Neben atmosphärischen Immissionen gelangen Schadstoffe auch direkt in die Böden. Hier sind vor allem die Aufbringung von Klärschlamm, Dünge- und Spritzmitteln auf landwirtschaftliche Nutzflächen und Gartenböden sowie die Belastung von Auenböden durch die Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer mit erhöhten Schadstoffgehalten zu nennen.

Die Bewertung der Bodeneinhaltsstoffe hinsichtlich gesetzlicher Regeln erfolgt nicht mehr wie in den vorangegangenen Bodenzustandsberichten in gesonderten Kapiteln, sondern in den Beiträgen zu den einzelnen untersuchten Stoffen (4.2.ff).

Das Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) wurde 1998 verabschiedet. Ein Jahr später folgte das untergesetzliche Regelwerk, die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999), in der die Umsetzung des BBodSchG festgelegt ist. Damit steht erstmals ein bundesweit geltendes Gesetz bzw. eine Verordnung zum Schutz des Bodens zur Verfügung. Die BBodSchV legt neben den Anforderungen an das gesamte Untersuchungsverfahren (Probennahme, Untersuchungsverfahren, etc.) vor allem Vor

Tab. 31 Vorsorgewerte für Metalle (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 2 Satz 1)  
(in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (<2mm), Königswasserextraktion)

| Bodenart                                                                                        | Blei                                                                                                                                                                                       | Cadmium      | Chrom | Kupfer | Nickel      | Quecksilber | Zink         |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|-------|--------|-------------|-------------|--------------|
| Ton                                                                                             | 100                                                                                                                                                                                        | 1,5          | 100   | 60     | 70          | 1,0         | 200          |
|                                                                                                 | pH <5<br>70                                                                                                                                                                                | pH <6<br>1,0 |       |        | pH <6<br>50 |             | pH <6<br>150 |
| Lehm/Schluff/ stark<br>schluffiger Sand                                                         | 70                                                                                                                                                                                         | 1,0          | 60    | 40     | 50          | 0,5         | 150          |
|                                                                                                 | pH <5<br>40                                                                                                                                                                                | pH <6<br>0,4 |       |        | pH <6<br>15 |             | pH <6<br>60  |
| Sand                                                                                            | 40                                                                                                                                                                                         | 0,4          | 30    | 20     | 15          | 0,1         | 60           |
| Böden mit naturbedingt<br>und großflächig sied-<br>lungsbedingt erhöhten<br>Hintergrundgehalten | Unbedenklich, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge nach § 9 Abs. 2 und 3 der BBodSchV keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen |              |       |        |             |             |              |

nach BBodSchV 1999 finden die Vorsorgewerte für Böden und Bodenhorizonte mit einem Humusgehalt von mehr als 8% keine Anwendung. Für diese Böden können die zuständigen Behörden ggf. gebietsbezogene Festsetzungen treffen.

an das gesamte Untersuchungsverfahren (Probennahme, Untersuchungsverfahren, etc.) vor allem Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte für Bodeneinhaltsstoffe fest.

Das BBodSchG definiert die stoffbezogenen Vorsorgewerte als „Bodenwerte, bei deren Überschreiten ... die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“ (§ 8 Abs. 2 Satz 1). Die Vorsorgewerte für Metalle berücksichtigen in einem gewissen Maß durch Einbeziehung von Bodenart und -reaktion die geogenen Grundgehalte bzw. die elementspezifische Mobilität (siehe Tab. 31). Allerdings ist der Anwendungsbereich auf Böden mit einem Humusgehalt von ≤8 Gew.% eingeschränkt, womit sie in Waldböden häufig nicht anwendbar sind.

Für Arsen ist in der BBodSchV kein Vorsorgewert angegeben. Zur Bewertung wurde hier der strengste Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) vom rheinland-pfälzische Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht herangezogen. Bei Unterschreitung von 20 mg As<sub>ges</sub>/kg sollen quasinatürliche Gehalte erreicht werden, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Er deckt sich mit dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) (siehe unten).

Die Prüfwerte der BBodSchV beziehen sich hingegen auf den Wirkungspfad und wurden „gefahrenbezogen“ abgeleitet. Werden die in Tab. 32 aufgeführten Werte überschritten, ist eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.

Eine weitere bundesweit geltende Verordnung ist die Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992), die die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Nutzflächen regelt. Da dieses gesetzliche Regelwerk eine spezielle Thematik behandelt, eignet es sich nur eingeschränkt zur Bewertung der Spurenelementgehalte des Bodens. Die Grenzwerte ermöglichen aber eine grobe Abschätzung der Konzentrationen, die im Sinne der Daseinsvorsorge nicht überschritten werden sollten.

Tab. 32 Prüfwerte für Metalle (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1)  
(Wirkungspfad Boden-Mensch) (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden (<2mm), Königswasserextraktion)

|                                      | Arsen | Blei | Cadmium | Chrom | Kupfer | Nickel | Quecksilber | Zink |
|--------------------------------------|-------|------|---------|-------|--------|--------|-------------|------|
| Kinderspielflächen                   | 25    | 200  | 10*     | 200   | -      | 70     | 10          | -    |
| Wohngebiete                          | 50    | 400  | 20*     | 400   | -      | 140    | 20          | -    |
| Park- u.<br>Freizeitanlagen          | 125   | 1000 | 50      | 1000  | -      | 350    | 50          | -    |
| Industrie- und<br>Gewerbegrundstücke | 140   | 2000 | 60      | 1000  | -      | 900    | 80          | -    |

\*in Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nahrungspflanzen genutzt werden, ist für Cadmium der Wert von 2 mg/kg TM als Prüfwert anzuwenden.



Im Wesentlichen ist die Verwendung von Klärschlamm nur auf Ackerböden möglich, sofern es sich nicht um Gemüse- und Obstanbauflächen handelt. Bei anderen Bodennutzungsformen ist die Applikation von Klärschlamm verboten. Neben diesen grundsätzlichen Einschränkungen sind in der AbfKlärV (1992) weitere Aufbringungsverbote und Beschränkungen erlassen.

Tab. 33 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) im Oberboden

| Element     | Grenzwert in mg/kg | < Grenzwert |            | ≥ Grenzwert |          | Σ      |
|-------------|--------------------|-------------|------------|-------------|----------|--------|
|             |                    | Anzahl      | %          | Anzahl      | %        | Anzahl |
| Arsen       | 20 <sup>*</sup>    | 151         | <b>96</b>  | 6           | <b>4</b> | 157    |
| Blei        | 100                | 156         | <b>99</b>  | 1           | <b>1</b> | 157    |
| Cadmium     | 1,0                | 123         | <b>98</b>  | 2           | <b>2</b> | 125    |
|             | 1,5                | 32          | <b>100</b> | 0           | <b>0</b> | 32     |
| Chrom       | 100                | 157         | <b>100</b> | 0           | <b>0</b> | 157    |
| Kupfer      | 60                 | 155         | <b>99</b>  | 2           | <b>1</b> | 157    |
| Nickel      | 50                 | 157         | <b>100</b> | 0           | <b>0</b> | 157    |
| Quecksilber | 1                  | 157         | <b>100</b> | 0           | <b>0</b> | 157    |
| Zink        | 150                | 123         | <b>98</b>  | 2           | <b>2</b> | 125    |
|             | 200                | 29          | <b>91</b>  | 3           | <b>9</b> | 32     |

Nach der AbfKlärV (1992) gelten die niedrigeren Grenzwerte für Cd und Zn, wenn der Tongehalt <5 Gew.% oder der pH-Wert <6 liegt

<sup>\*</sup> Grenzwert nach KLOKE (1980)

#### 4.2.1. Arsen

Die substratabhängigen Hintergrundwerte für Arsen (As) werden in den Oberböden des Untersuchungsgebietes im allgemeinen nicht oder nur geringfügig überschritten (siehe Tab. 34). Die räumliche Verteilung der mittleren Gesamtgehalte (Königswasser-extrahierbar;  $As_{ges}$ ) im Untersuchungsraum zeigt (siehe Kartenanlage), dass die Hintergrundwerte vom Ausgangssubstrat der Bodenbildung deutlich beeinflusst werden. Auf der einen Seite sind es die ausgesprochen As-armen sandigen Böden im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein, auf der anderen Seite sind es die schluffigen und kleinräumig auch tonigen Böden, die überwiegend mehr als 10 mg  $As_{ges}$ /kg enthalten. Diese Unterschiede sind Folge der ausgeprägten Abhängigkeit des  $As_{ges}$ -Gehaltes vom Tongehalt. Mit steigendem Tongehalt ist in weitgehend unbelasteten Böden mit zunehmenden  $As_{ges}$ -Gehalten zu rechnen (siehe Abb. 18). Der leicht mobilisierbare Anteil ( $NH_4NO_3$ -extrahierbar;  $As_{mob}$ ) wird hingegen in erster Linie von der Bodenreaktion (pH-Wert) gesteuert. Ein deutlicher Anstieg des Mobilgehaltes ist bei pH-Werten <4 zu erwarten (siehe Abb. 19).

Bei einem mittleren Tongehalt von 10% sind in den Substraten im Bereich des Buntsandstein zwischen 4 und 10 mg  $As_{ges}$ /kg zu erwarten. Bei der Hälfte der Oberböden liegt der Gesamtgehalt ≤5 mg/kg. Dies ist auch exakt der Bereich, der in den sandsteinreichen Substraten ( $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ ) im Untersuchungsgebiet angetroffen wird. Ein Gehalt von >11 mg  $As_{ges}$ /kg liegt oberhalb der Ausreißergrenze. Die nutzungsbedingten Unterschiede sind bei dieser Substratgruppe gering. Tendenziell ist der Gesamtgehalt in landwirtschaftlich genutzten Böden etwas höher, was aber an deren überdurchschnittlichem Tongehalt liegen dürfte.

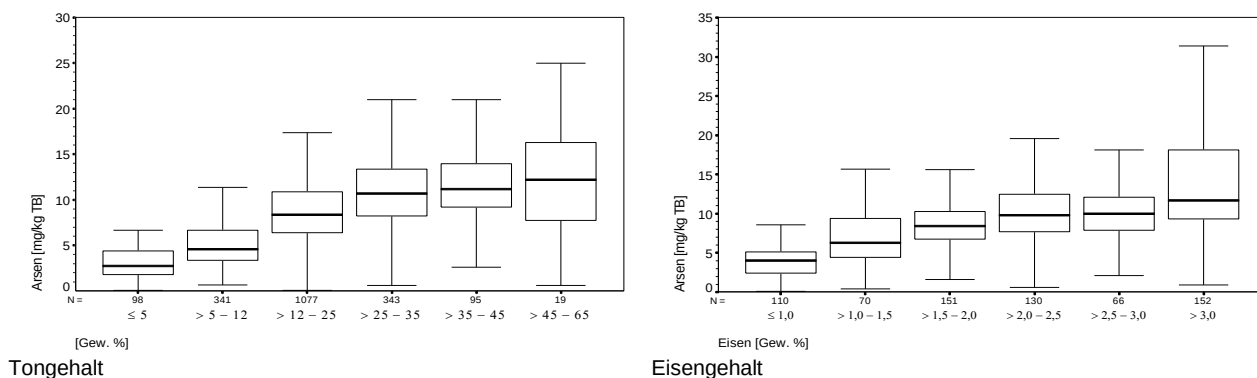


Abb. 18 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Die flächenmäßig bedeutsamsten Substrate im Muschelkalkgebiet stellen die entcarbonatisierten Schluffmergel mit wechselnden Lößlehmanteilen dar (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]; pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]). Weder Lößlehmanteil noch Nutzung beeinflussen erkennbar den  $As_{ges}$ -Gehalt. Diese Substrate ähneln sich sowohl im Ton- als auch im Eisengehalt, so dass auch die Unterschiede beim  $As_{ges}$ -Gehalt gering sind. Die Werte im Oberboden schwanken um den Median von 10 mg  $As_{ges}$ /kg nur vergleichsweise gering. Typisch sind Konzentrationen zwischen 8 und 20 mg  $As_{ges}$ /kg. Böden mit erhöhten Gehalten weisen meist auch überdurchschnittliche Ton- und vor allem Eisengehalte auf. In den carbonatreichen Böden (Um; pfl [Um(3-4)/-.-]; pfl [ $\wedge car$ /Um;Um/ $\wedge car$ ]), die im Untersuchungsraum nur einen geringen Flächenanteil besitzen, sind die Konzentrationen mit durchschnittlich 12 bzw. 14 mg  $As_{ges}$ /kg geringfügig höher.

Die  $As_{ges}$ -Gehalte der Böden bewegen sich in allen Substraten überwiegend im geochemischen Erwartungsbereich und die Situation entspricht damit im wesentlichen naturnahen Verhältnissen.

Da die Nutzung den pH-Wert stark beeinflusst, sind die nutzungsspezifischen Unterschiede beim Mobilanteil deutlicher. In den sauren sandigen Waldoberböden liegt der Mobilgehalt bei durchschnittlich 0,02 mg  $As_{mob}$ /kg. Dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit am Gesamtgehalt von 0,4%. Bei landwirtschaftlicher Nutzung der Sandböden sinken die Werte auf 0,01 mg  $As_{mob}$ /kg und die relative Mobilität auf 0,1%. Aufgrund höherer pH-Werte entsprechen die  $As_{mob}$ -Gehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden des Muschelkalkgebietes trotz ihrer höheren Gesamtgehalte denen der Sandböden.

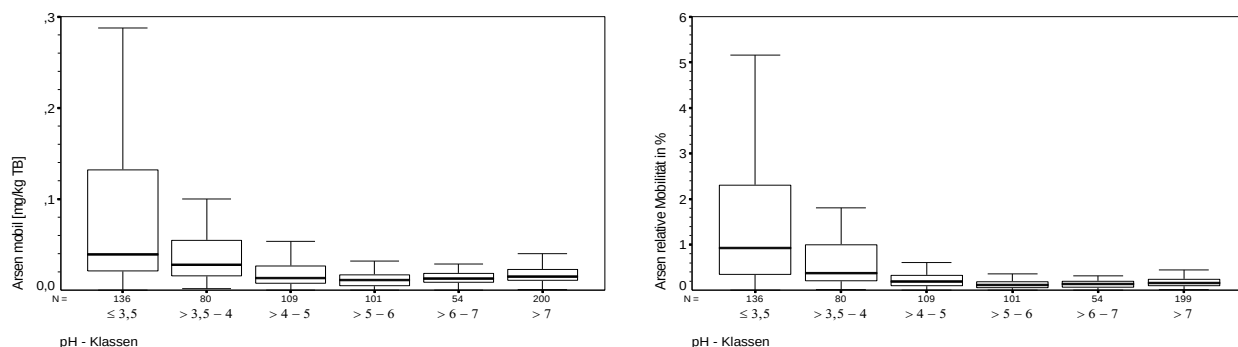


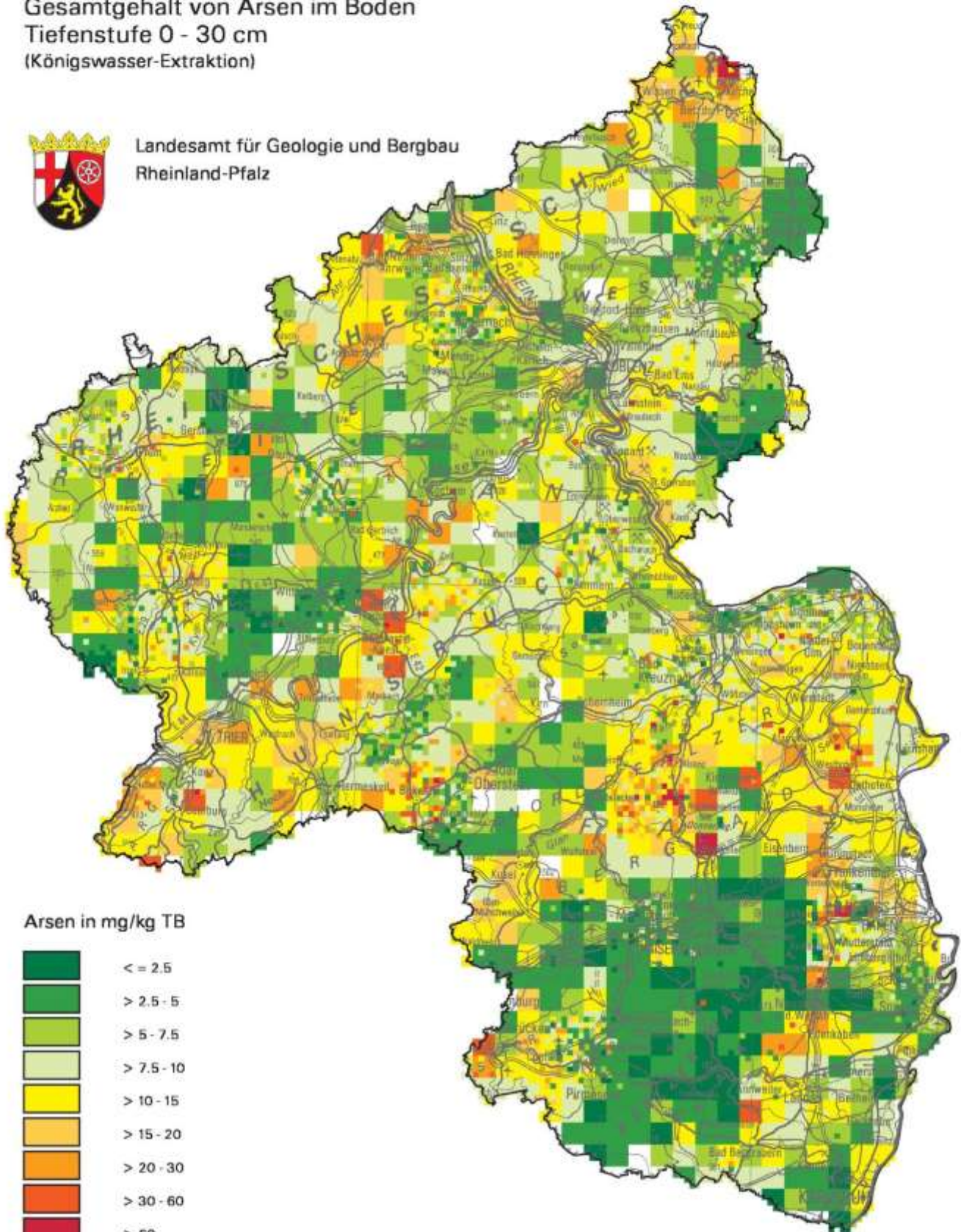
Abb. 19  $NH_4NO_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

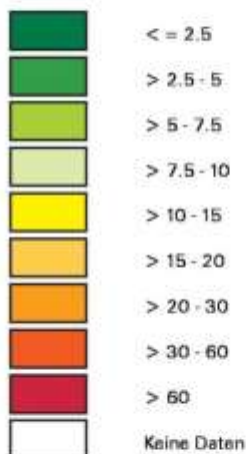
Gesamtgehalt von Arsen im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Arsen in mg/kg TB



Grenzwert nach KLOKE (1980): 20 mg/kg TB



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

Tab. 34 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|--------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 123    | 0               | 0,9  | 3,2             | 5      | 7               | 12              | 280  | 11                      |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 4,2  | 5,3             | 6      | 7               | 10              | 11   | 7                       |
| YL                          | RP             | 2              | 176    | 0               | 1,9  | 6,4             | 9      | 11              | 14              | 25   | 17                      |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 5,4  | 8,1             | 10     | 12              | 14              | 14   | 14                      |
| Us                          | RP             | 3              | 25     | 0               | 1,8  | 4,0             | 5      | 6               | 7               | 11   | 7                       |
|                             | 6711           | 4              | 17     | 0               | 2,3  | 4,0             | 5      | 6               | 7               | 9    | 7                       |
| Uu                          | RP             | 5              | 23     | 0               | 4,8  | 7,5             | 9      | 11              | 15              | 20   | 16                      |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 8,4  | 8,6             | 9      | 10              | 11              | 11   | 11                      |
| UI                          | RP             | 6              | 102    | 0               | 0,5  | 6,7             | 8      | 11              | 15              | 25   | 18                      |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 6,2  | 6,3             | 9      | 12              | 13              | 13   | 13                      |
| AI                          | RP             | 7              | 91     | 0               | 0,1  | 6,1             | 10     | 15              | 22              | 53   | 25                      |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 3,9  | 5,2             | 6      | 8               | 18              | 19   | 8                       |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,6  | 3,2             | 5      | 6               | 8               | 17   | 10                      |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 1,4  | 3,8             | 5      | 7               | 10              | 17   | 11                      |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 3,1  | 6,0             | 9      | 14              | 18              | 20   | 20                      |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 7,1  | 8,4             | 12     | 17              | 20              | 20   | 20                      |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 25     | 0               | 3,0  | 7,9             | 12     | 13              | 18              | 79   | 18                      |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 7,0  | 8,5             | 14     | 18              | 27              | 28   | 28                      |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 7,0  | 9,9             | 12     | 15              | 18              | 21   | 21                      |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 12,3 | 13,0            | 14     | 16              | 17              | 17   | 17                      |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 6,3  | 7,8             | 10     | 14              | 22              | 35   | 23                      |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 5,9  | 8,8             | 10     | 12              | 21              | 25   | 12                      |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 7,2  | 8,4             | 10     | 13              | 18              | 23   | 15                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die geringe anthropogene As-Belastung zeigt auch die vertikale Verteilung im Bodenprofil (siehe Abb. 23). Sofern Stoffe durch atmosphärische Immissionen in die Waldböden gelangen, reichern sie sich meist in der Humusaufgabe an. Dies ist beim  $As_{ges}$  nicht der Fall, vielmehr enthalten sie im Bunt-sandsteingebiet mit durchschnittlich 2,4 mg  $As_{ges}$ /kg nur etwa die Hälfte des Oberbodens. Im Bereich des Muschelkalk sind es mit 3,1 mg  $As_{ges}$ /kg sogar nur etwa ein Drittel.

Der geringere Einfluss organischer Bindungsformen ist deutlich in den organischen Auflagen zu beobachten. Trotz der geringen  $As_{ges}$ -Gehalte in den Humusaufgaben sind in ihnen mit im Mittel 0,05 bis 0,07 mg/kg die höchsten Mobilgehalte zu finden. Knapp 2% des Gesamtgehaltes liegen in mobiler Form

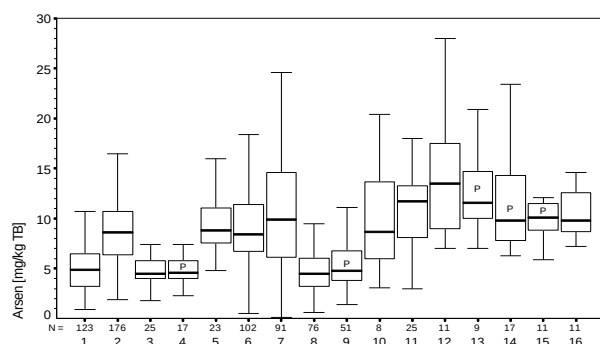


Abb. 20  
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im  
Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Tab. 35 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                 | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median   | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|------------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|----------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| V (Organische Auflage;<br>(allgemein))   | RP             | 588    | 0               | 0,1  | 1,5             | <b>3</b> | 6               | 11              | 93   | 14                      |
|                                          | 6711           | 61     | 0               | 0,6  | 1,9             | <b>3</b> | 4               | 5               | 15   | 5                       |
| Vb (Organische Auflage;<br>(Laubwald))   | RP             | 137    | 0               | 0,1  | 0,9             | <b>2</b> | 4               | 6               | 22   | 8                       |
|                                          | 6711           | 28     | 0               | 1,0  | 1,9             | <b>2</b> | 4               | 5               | 15   | 5                       |
| Vbn (Organische Auflage;<br>(Mischwald)) | RP             | 148    | 0               | 0,1  | 1,5             | <b>3</b> | 5               | 9               | 29   | 10                      |
|                                          | 6711           | 31     | 0               | 0,9  | 2,0             | <b>3</b> | 4               | 5               | 9    | 5                       |
| Vn (Organische Auflage;<br>(Nadelwald))  | RP             | 63     | 0               | 0,1  | 0,7             | <b>3</b> | 6               | 8               | 13   | 13                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

vor, womit die relative Mobilität in der organischen Auflage die des Mineralbodens etwa um das 4-fache übersteigt. Ein Einfluss des Mineralbodens auf den Mobilgehalt ist dabei nicht zu erkennen.

Die höchsten  $As_{ges}$ -Konzentrationen sind daher in den sandreichen Waldböden im obersten Mineralbodenhorizont, die höchsten Mobilgehalte in der organischen Auflage zu finden. Sowohl Gesamt- als auch Mobilgehalt sinken in nicht podsolierten Böden mit zunehmender Tiefe meist deutlich ab. Die Tiefenfunktion des  $As_{ges}$  ähnelt dabei dem Ton.

In drei Waldoberböden wurden im Buntsandsteingebiet Konzentrationen von über 10 mg  $As_{ges}$ /kg gefunden. Es sind Sandböden mit mittleren Lößlehmanteil (pfl [Lp(2)/<sup>s</sup>(2)]) und daher mit überdurchschnittlichen Ton- und Eisengehalt. Allein durch diese Parameter sind diese erhöhten Gehalte zwar nicht zu erklären, aber eine anthropogene Beeinflussung dürfte dennoch gering sein.

Tab. 36 Statistische Kennwerte:  $NH_4NO_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                          | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | Median       | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|---------------------------------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                                                | RP             | 1              | 12     | 0               | 0,002  | 0,007           | <b>0,011</b> | 0,019           | 0,024           | 0,027 | 0,027                   |
|                                                   | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,007  | 0,009           | <b>0,012</b> | 0,016           | 0,021           | 0,022 | 0,022                   |
| YL                                                | RP             | 2              | 27     | 0               | 0,002  | 0,007           | <b>0,012</b> | 0,019           | 0,031           | 0,040 | 0,036                   |
|                                                   | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,003  | 0,004           | <b>0,012</b> | 0,014           | 0,016           | 0,016 | 0,016                   |
| Us                                                | 6711           | 4              | 17     | 0               | 0,004  | 0,005           | <b>0,010</b> | 0,013           | 0,020           | 0,022 | 0,022                   |
| Uu                                                | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,003  | 0,003           | <b>0,007</b> | 0,012           | 0,018           | 0,018 | 0,018                   |
| Ul                                                | RP             | 6              | 47     | 0               | 0,001  | 0,011           | <b>0,018</b> | 0,036           | 0,115           | 0,346 | 0,053                   |
|                                                   | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,010  | 0,012           | <b>0,013</b> | 0,016           | 0,018           | 0,018 | 0,018                   |
| Al                                                | RP             | 7              | 33     | 0               | <0,001 | 0,007           | <b>0,020</b> | 0,062           | 0,094           | 0,150 | 0,105                   |
|                                                   | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,005  | 0,005           | <b>0,007</b> | 0,009           | 0,019           | 0,020 | 0,009                   |
| <sup>s</sup> s; pfl [ <sup>s</sup> (3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,001  | 0,011           | <b>0,021</b> | 0,035           | 0,073           | 0,267 | 0,068                   |
|                                                   | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,001  | 0,009           | <b>0,018</b> | 0,028           | 0,038           | 0,084 | 0,045                   |
| pfl [Lp(2)/ <sup>s</sup> (2)]                     | RP             | 10             | 9      | 0               | 0,001  | 0,007           | <b>0,026</b> | 0,065           | 0,093           | 0,095 | 0,095                   |
|                                                   | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,001  | 0,004           | <b>0,008</b> | 0,017           | 0,026           | 0,026 | 0,026                   |
| pfl [ <sup>car</sup> Um;Um/ <sup>car</sup> ]      | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,003  | 0,011           | <b>0,014</b> | 0,015           | 0,019           | 0,022 | 0,016                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,012  | 0,016           | <b>0,021</b> | 0,024           | 0,026           | 0,026 | 0,026                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]                       | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,002  | 0,006           | <b>0,010</b> | 0,013           | 0,018           | 0,022 | 0,022                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]                              | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,008  | 0,011           | <b>0,017</b> | 0,022           | 0,036           | 0,039 | 0,039                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]                                 | RP             | 16             | 11     | 0               | 0,007  | 0,012           | <b>0,021</b> | 0,029           | 0,037           | 0,047 | 0,047                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

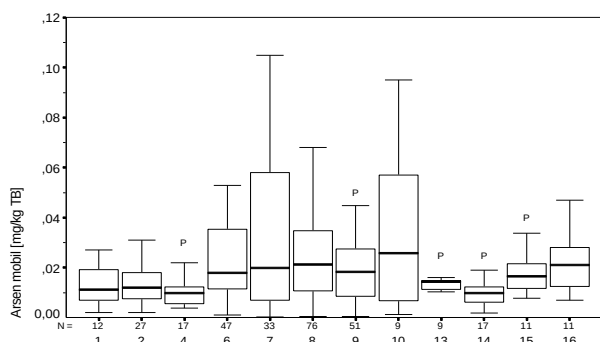


Abb. 21  
NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Der Einfluss des Substrates im Bodenbildungsbereich auf den vertikalen Verlauf der As<sub>ges</sub>-Gehalte ist in den überwiegend mehrschichtigen „Muschelkalkböden“ gut nachvollziehbar. Häufig steigt der Gesamtgehalt unterhalb der Oberböden weiter an und markante Konzentrationssprünge sind meist an einen Schichtwechsel mit deutlich höheren Ton- und Eisengehalten gebunden. Dies ist in erster Linie auf das Substrat und weniger auf die rezente Bodenbildung zurückzuführen. Konzentrationen bis 36 mg As<sub>ges</sub>/kg wurden im Untersuchungsraum daher fast nur im Unterboden bzw. -grund des Muschelkalkgebietes gefunden. Bei überdurchschnittlichen Gehalten im Oberboden handelt es sich meist um stark erodierte Standorte, bei denen die jüngere (As-ärmere) Schicht abgetragen ist. Da der pH-Wert meist mit der Tiefe ansteigt, wird der Einfluss des Gesamtgehaltes auf den absoluten Mobilgehalt mehr oder weniger stark kaschiert. Der prozentuale Anteil nimmt pH-bedingt mit der Tiefe stetig ab und erreicht im Unterboden sehr niedrige Werte.

Mit einem mittleren Gesamtgehalt von 7 mg As<sub>ges</sub>/kg und einem Maximalwert von 14 mg As<sub>ges</sub>/kg sind die anthropogenen Substrate (YS, YL) im Untersuchungsraum nicht bzw. nur unbedeutend belastet. Dies gilt ebenfalls für den Mobilgehalt, der in den mäßig sauren bis neutralen Böden im Mittel nur 0,012 mg As<sub>mob</sub>/kg beträgt, was einer mittleren relativen Verfügbarkeit von 0,15% des Gesamtgehaltes entspricht.

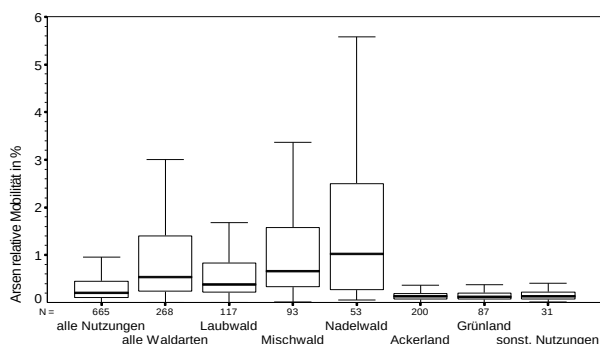


Abb. 22  
Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

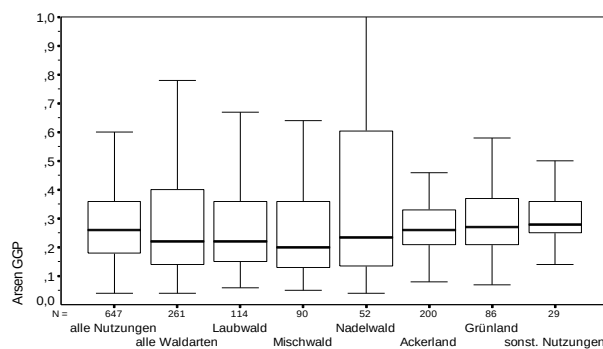
In der BBodSchV (1999) ist für das Spurenelement As kein Vorsorgewert definiert, allerdings gibt es nutzungsbezogene Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade. Der strengste Prüfwert mit 25 mg As<sub>ges</sub> /kg gilt für Kinderspielflächen. Als Vorsorgewert kann der im Merkblatt ALEX-02 (1997) angegebene Orientierungswert von 20 mg As<sub>ges</sub> /kg der Sanierungszielebene 1 herangezogen werden. Unterhalb dieses Wertes werden quasinatürliche Gehalte erreicht, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Diese Konzentration deckt sich mit dem für Ackerböden geltenden Grenzwert der AbfKlärV (1992). Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein werden bei allen Nutzungen

Tab. 37 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen in der organischen Auflage  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

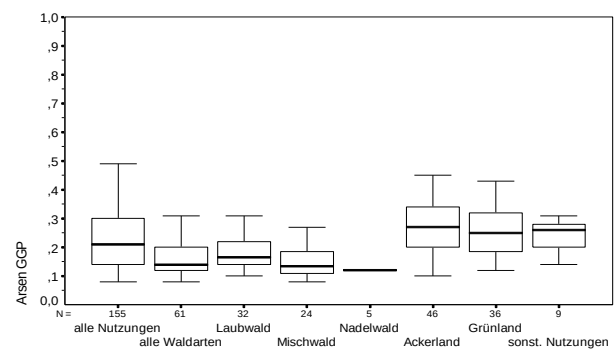
| Substrat                                 | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.  | Perzentil<br>25 | Median       | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|------------------------------------------|----------------|--------|-----------------|-------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| V (Organische Auflage;<br>(allgemein))   | RP             | 354    | 0               | 0,003 | 0,038           | <b>0,068</b> | 0,114           | 0,215           | 1,842 | 0,221                   |
|                                          | 6711           | 61     | 0               | 0,012 | 0,036           | <b>0,050</b> | 0,066           | 0,079           | 0,212 | 0,089                   |
| Vb (Organische Auflage;<br>(Laubwald))   | RP             | 132    | 0               | 0,004 | 0,034           | <b>0,055</b> | 0,089           | 0,165           | 1,029 | 0,160                   |
|                                          | 6711           | 28     | 0               | 0,012 | 0,032           | <b>0,049</b> | 0,060           | 0,072           | 0,089 | 0,089                   |
| Vbn (Organische Auflage;<br>(Mischwald)) | RP             | 147    | 0               | 0,004 | 0,039           | <b>0,071</b> | 0,121           | 0,215           | 0,822 | 0,215                   |
|                                          | 6711           | 31     | 0               | 0,023 | 0,043           | <b>0,056</b> | 0,072           | 0,083           | 0,212 | 0,084                   |
| Vn (Organische Auflage;<br>(Nadelwald))  | RP             | 61     | 0               | 0,003 | 0,039           | <b>0,079</b> | 0,158           | 0,322           | 0,654 | 0,326                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

diese Werte meist weit unterschritten. In Oberböden, die in carbonathaltigen Sedimenten entwickelt sind, wurden in 12% der Fälle überwiegend geringfügige Überschreitungen festgestellt. Lediglich ein Ackerboden bei Donsieders weist mit 36 mg  $\text{As}_{\text{ges}}$ /kg eine deutliche anthropogene Zusatzbelastung auf. Der Prüfwert von 0,14 mg  $\text{As}_{\text{mob}}$ /kg der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen wird in allen Böden des Untersuchungsgebiets weit unterschritten.



Rheinland-Pfalz



Pirmasens-Nord

Abb. 23 Gewichtetes Gefährdungspotential von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Das gewichtete Gefährdungspotential (GPG) (siehe 3.3.2.1.) von Arsen liegt in den sandigen Böden im Bereich der oberen 30 cm des Mineralbodens aufgrund niedriger Gesamtgehalte zu 73% im sehr geringen (<0,2) und zu 27% im geringen Bereich (0,2-0,7). Obwohl die geringmächtigen Oberbodenhorizonte der Waldböden zu 74% in die geringe Gefährdungskategorie fallen, werden sie durch die mit der Tiefe sinkenden Gesamt- und Mobilgehalte bezogen auf 30 cm Mächtigkeit etwas günstiger bewertet, als die landwirtschaftlich genutzten Böden mit ihren geogen bedingt höheren Gehalten. Beim GPG fallen 86% der sandigen Waldböden in die günstigste Gefährdungskategorie, während diese Bewertung bei Acker- und Grünlandböden in nur 50% der Fälle erfolgt.

Die Böden im Muschelkalkgebiet werden aufgrund der höheren Gesamtgehalte minimal schlechter bewertet. 90% der aus diesem Gebiet stammenden Böden fallen in die geringe Gefährdungskategorie. Mit einem durchschnittlichen GPG von 0,3 überschreiten sie die Untergrenze dieser Klasse meist nur wenig. Zwischen den einzelnen Substratgruppen dieses Gebietes und den verschiedenen Nutzungen bestehen keine nennenswerten Unterschiede.

Die im Untersuchungsraum festgestellten As-Gehalte gehen weitgehend auf die natürliche Ausstattung der Böden zurück.

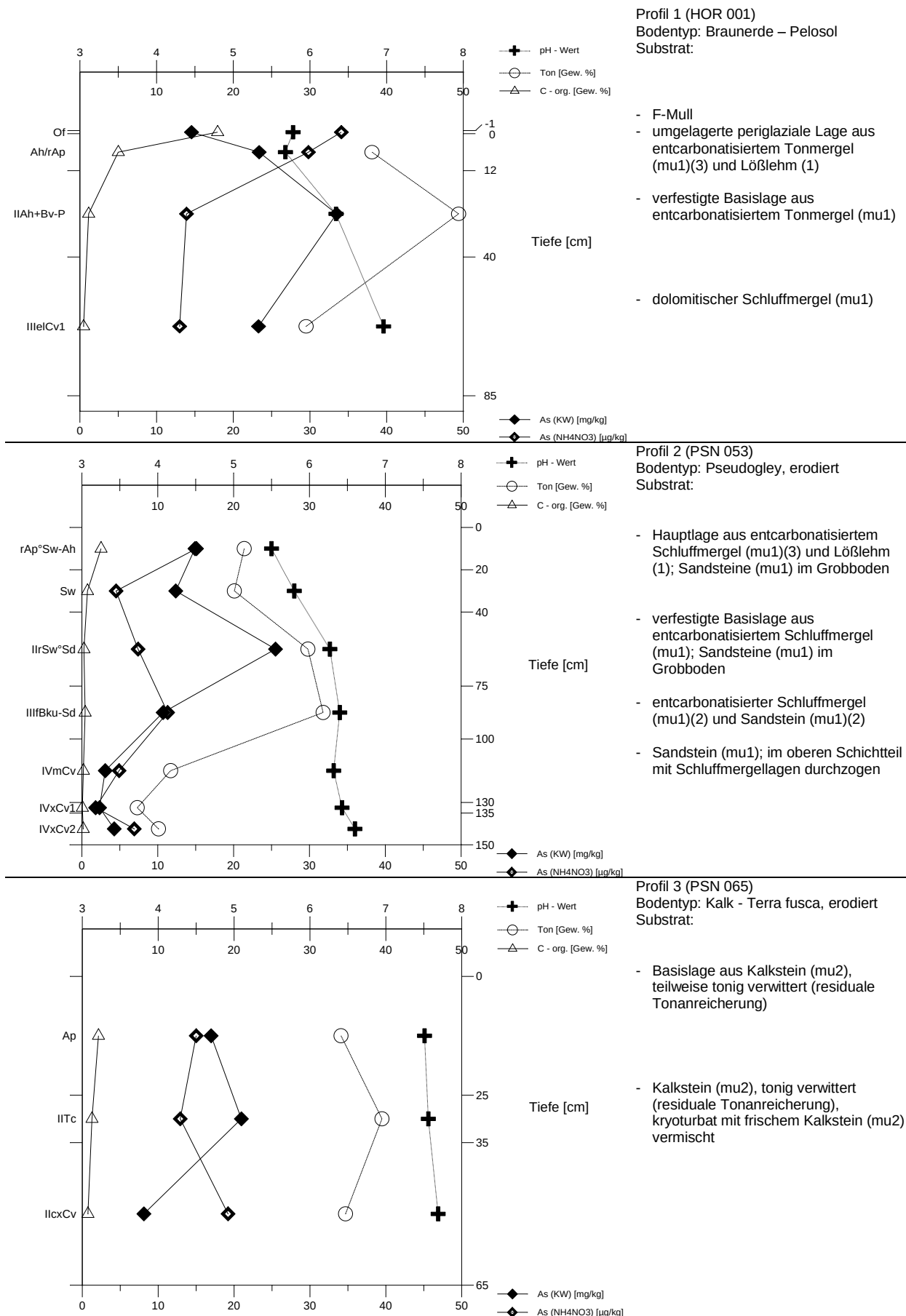
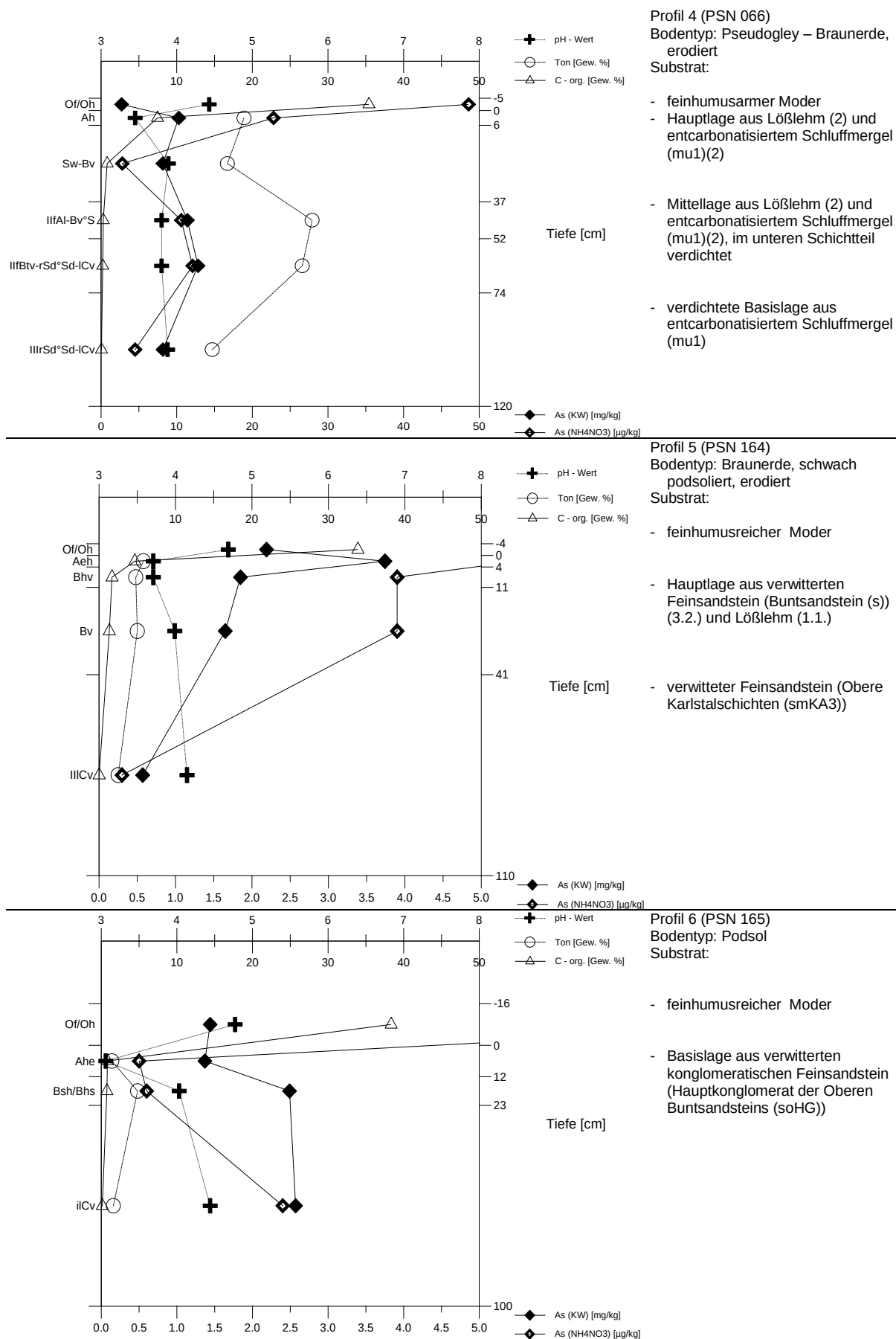


Abb. 24 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich

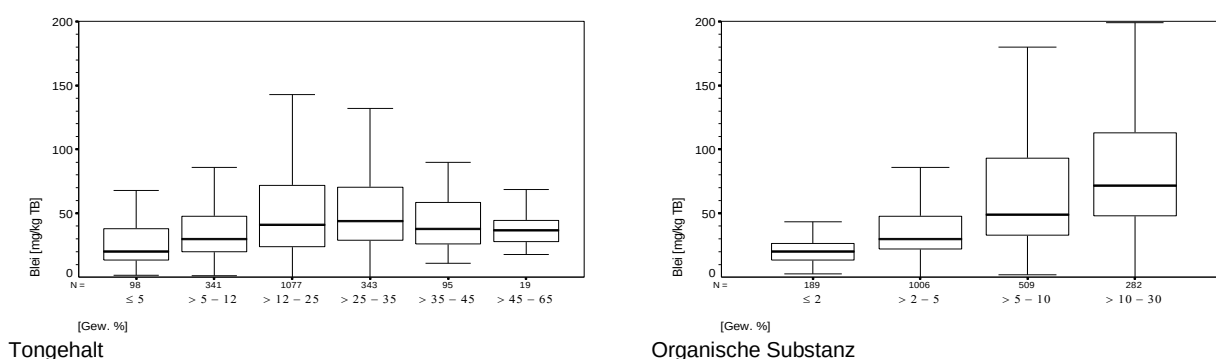




Fortsetzung Abb. 24 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich

#### 4.2.2. Blei

Wie alle Elemente ist auch Blei (Pb) natürlicher Bestandteil des Bodens, jedoch ist bei keinem anderen der untersuchten Spurenelemente der anthropogene Anteil in der Atmosphäre so hoch. Global betrachtet stammt nur 0,3-4 % des Pb in der Atmosphäre aus natürlichen Quellen (MERIAN 1984). Pb-Immissionen sind zwar seit Jahren stark rückläufig, aber gerade seit der Industrialisierung reicherte sich dieses Schwermetall in den Böden stark an. Natürliche Pb-Gehalte sind daher nur schwer zu definieren. Die in den Tabellen dargestellten Daten sind daher als ubiquitäre Hintergrundwerte zu verstehen. Im Vergleich zu anderen Schwermetallen variiert der natürliche Pb-Gehalt der Gesteine vergleichsweise wenig.



Tonggehalt

Organische Substanz

Abb. 25 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Im Gegensatz zu den meisten Metallen ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Pb-Gesamtgehalt ( $Pb_{ges}$ ) und Ton- sowie Eisengehalt zu erkennen. Hochsignifikante positive Beziehungen bestehen hingegen mit der organischen Substanz (siehe Abb. 25). Zwar wird Pb im Boden bevorzugt organisch gebunden, so dass es auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden angereichert wäre, jedoch ist das Ausmaß der Anreicherung in der organischen Auflage und im Oberboden nur durch Pb-Immissionen zu erklären. Dies wird sicherlich auch die statistischen Beziehungen zwischen  $Pb_{ges}$  und Humusgehalt beeinflussen.

Der Mobilgehalt ( $Pb_{mob}$ ) wird wesentlich von der Bodenreaktion gesteuert. Während Pb bei pH-Werten >5 weitgehend immobil ist, steigt der labil gebundene Anteil mit zunehmender Versauerung exponentiell an (siehe Abb. 26).

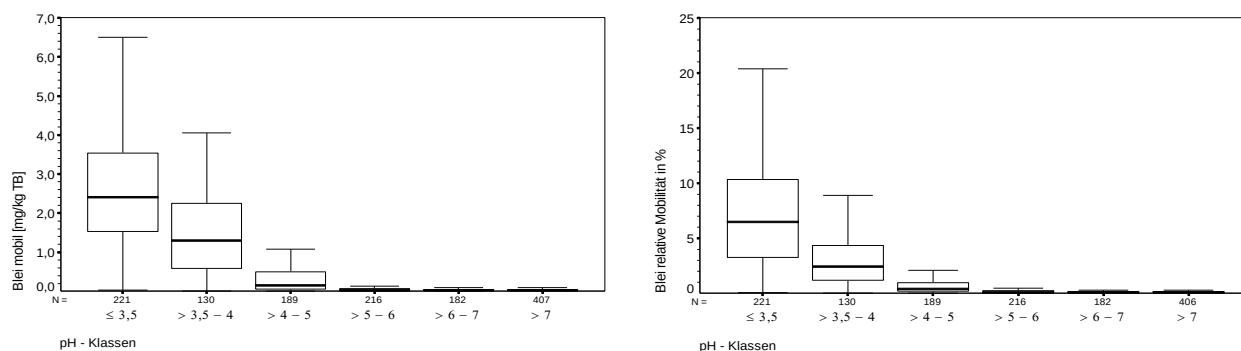


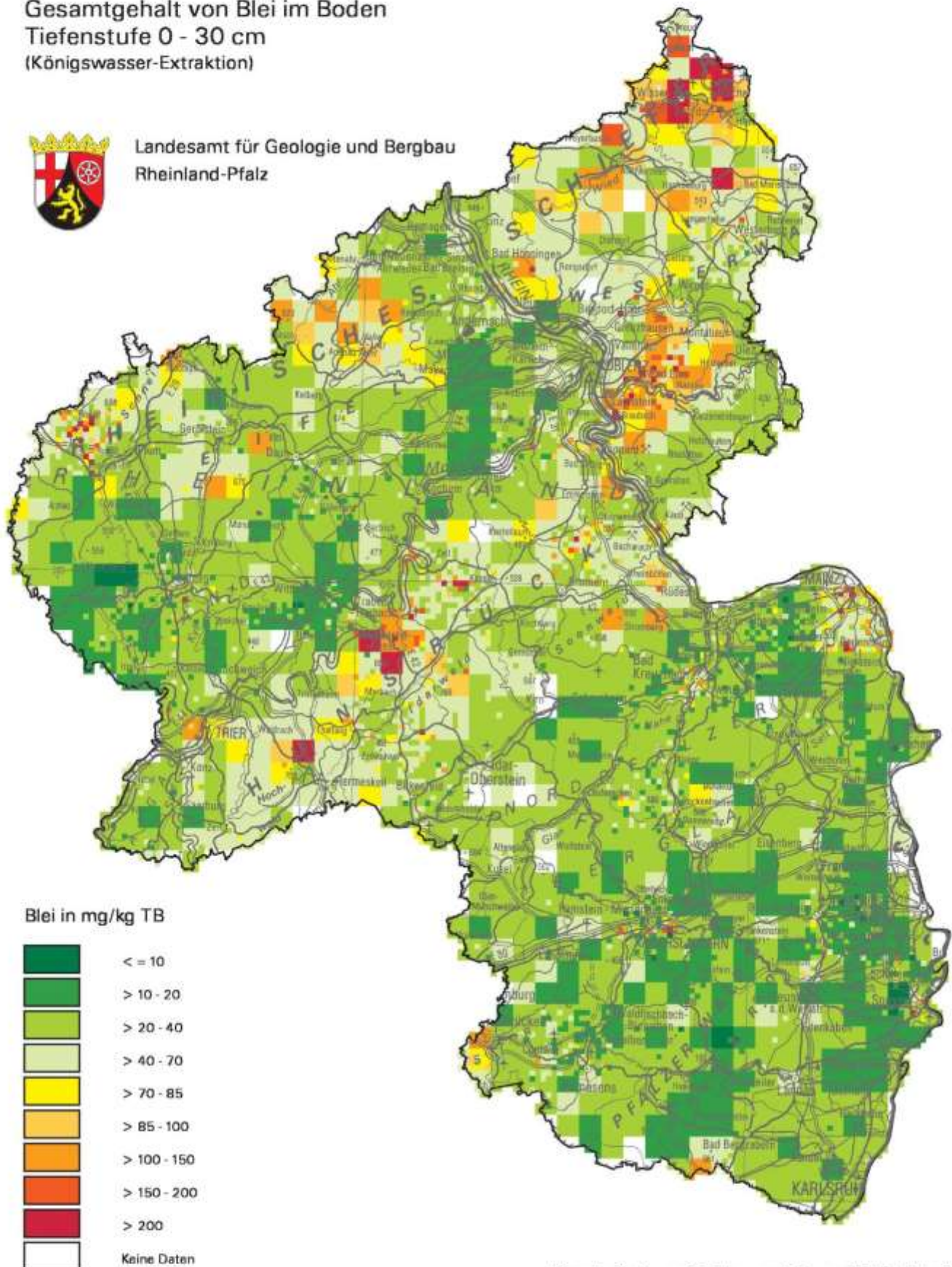
Abb. 26  $NH_4NO_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

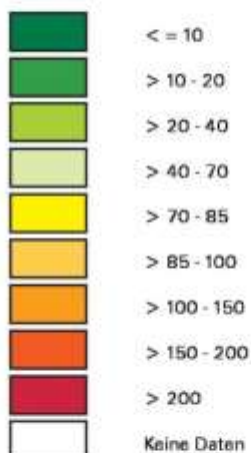
Gesamtgehalt von Blei im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Blei in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 40   | 70           | 100 |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

Tab. 27 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median    | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|-----------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 123    | 0               | 3    | 21              | <b>39</b> | 76              | 170             | 7855 | 153                     |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 22   | 26              | <b>41</b> | 56              | 86              | 93   | 93                      |
| YL                          | RP             | 2              | 176    | 0               | 4    | 24              | <b>47</b> | 82              | 150             | 2130 | 155                     |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 20   | 31              | <b>48</b> | 50              | 53              | 53   | 53                      |
| Us                          | RP             | 3              | 25     | 0               | 13   | 18              | <b>21</b> | 30              | 37              | 72   | 37                      |
|                             | 6711           | 4              | 17     | 0               | 13   | 18              | <b>24</b> | 30              | 34              | 37   | 37                      |
| Uu                          | RP             | 5              | 23     | 0               | 19   | 24              | <b>31</b> | 44              | 73              | 144  | 67                      |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 28   | 29              | <b>31</b> | 39              | 55              | 55   | 34                      |
| UI                          | RP             | 6              | 102    | 0               | 13   | 32              | <b>47</b> | 70              | 131             | 380  | 122                     |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 18   | 24              | <b>25</b> | 32              | 35              | 35   | 35                      |
| AI                          | RP             | 7              | 91     | 0               | 9    | 25              | <b>45</b> | 113             | 461             | 2525 | 245                     |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 18   | 19              | <b>23</b> | 26              | 41              | 42   | 26                      |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 1    | 20              | <b>30</b> | 40              | 49              | 135  | 53                      |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 5    | 22              | <b>30</b> | 40              | 51              | 135  | 53                      |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 23   | 28              | <b>37</b> | 45              | 59              | 63   | 63                      |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 23   | 24              | <b>28</b> | 36              | 40              | 40   | 40                      |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 25     | 0               | 11   | 21              | <b>26</b> | 38              | 44              | 90   | 55                      |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 17   | 25              | <b>28</b> | 53              | 2149            | 5285 | 58                      |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 48   | 54              | <b>56</b> | 59              | 61              | 62   | 62                      |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 30   | 37              | <b>45</b> | 51              | 57              | 57   | 57                      |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 16   | 22              | <b>24</b> | 34              | 62              | 73   | 39                      |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 22   | 26              | <b>29</b> | 39              | 58              | 63   | 55                      |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 44   | 55              | <b>71</b> | 75              | 85              | 98   | 98                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die Substrate mit großer Flächenbedeutung unterscheiden sich in ihrem  $Pb_{ges}$ -Gehalt nur wenig. Ohne Berücksichtigung der Nutzung ergeben sich Mittelwerte von 28 bzw. 30 mg  $Pb_{ges}$ /kg für die Sandböden im Bereich des Buntsandstein (^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)], pfl [Lp(2)/^s(2)]) und 24 bzw. 29 mg  $Pb_{ges}$ /kg für die schluffigen carbonatfreien Böden im Gebiet des Muschelkalk (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-], pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]). Lediglich die carbonathaltigen bis -reichen Böden weisen etwas höhere Gesamtgehalte auf. Ein Vergleich ohne Nutzungsbezug ist aber gerade bei Stoffen, die merklich über atmosphärische Immissionen in die Böden gelangen und vorwiegend organisch gebunden sind, problematisch, wenn die Nutzungsverteilung bei den einzelnen Substratgruppen sehr unterschiedlich ist. Der Anteil der untersuchten Waldböden beträgt im Bereich des Buntsandstein 68%, während 80% der Böden im Muschelkalkgebiet landwirtschaftlich genutzt werden.

Sofern der Datenbestand ein Vergleich mit Werten aus dem gesamten Land erlaubt, zeigt sich, dass die Oberböden und organischen Auflagen im Untersuchungsraum normale bzw. häufig sogar unterdurchschnittliche  $Pb_{ges}$ -Gehalte aufweisen. Lediglich an einem Standort nahe einer militärischen Altlast wurde in einem geringmächtigen Oberboden mehr als 100 mg  $Pb_{ges}$ /kg gefunden. Diese merkliche, aber noch relativ unproblematische Belastung scheint historisch zu sein, da sich die Gehalte an diesem Standort sowohl in der Humusaufgabe als auch in tiefer liegenden Horizonten im Normalbereich befinden. Ansonsten liegt der Gesamtgehalt in den untersuchten Mineralbodenhorizonten meist weit unter 100 mg  $Pb_{ges}$ /kg.

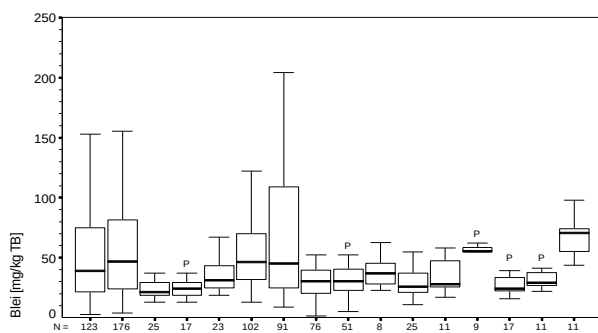


Abb. 27

Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden

(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

In Waldböden ist  $Pb_{ges}$  in der organischen Auflage gegenüber dem Mineralboden üblicherweise deutlich angereichert, da dieses Schwermetall bevorzugt organische Bindungen eingeht und der Pb-Gehalt der Atmosphäre erheblich auf anthropogene Emissionen zurückzuführen ist. Die atmosphärische Belastung ist zwar seit der Einführung bleifreier Kraftstoffe stark zurückgegangen, jedoch ist vielerorts durch die geringe Mobilität ein nicht unerheblicher Teil in der Humusauflage verblieben. Mit einem Median von 37 mg  $Pb_{ges}$ /kg ist die Belastung der organischen Auflagen im Untersuchungsraum jedoch vergleichsweise gering. Innerhalb des Blattes Pirmasens-Nord sind noch weitere Unterschiede festzustellen. So ist in den organischen Auflagen im Bereich des *Pfälzer Waldes* mit durchschnittlich 43 mg  $Pb_{ges}$ /kg mehr Pb zu finden, als in jenen aus dem Gebiet des Muschelkalk, die im Mittel 28 mg  $Pb_{ges}$ /kg enthalten. Hauptgrund für die räumlich unterschiedlichen Gehalte dürfte der höhere Laubbaumanteil und die bessere Nährstoffversorgung der Böden im Gebiet des Muschelkalk sein, womit der Abbau des Bestandsabfalls schneller erfolgt. Dies zeigt auch die Mächtigkeit der Humusauflage, die dort mit durchschnittlich 4 cm gut ein 1/3 geringer als in Waldböden des *Pfälzer Waldes* ist. Ohne besondere Immissionen besteht in der Regel eine Beziehung zwischen der Mächtigkeit der Auflage und dem  $Pb_{ges}$ -Gehalt. Beim Mobilgehalt sind die Unterschiede noch größer. Geringere Gesamtgehalte und höhere pH-Werte führen im Gebiet des Muschelkalk zu mittleren Mobilgehalten von nur 0,11 mg  $Pb_{mob}$ /kg und einer relativen Mobilität von 0,4%. In den Humusauflagen der sandigen Waldböden liegen die Werte mit 0,33 mg  $Pb_{mob}$ /kg bzw. 0,9% hingegen deutlich höher.

Der  $Pb_{ges}$ -Gehalt sinkt von der organischen Auflage in den Oberboden bei den sandreichen Waldböden ( $\wedge^s$ ;s; pfl [ $\wedge^s(3-4)/Lp(0-1)$ ]) durchschnittlich um Faktor 1,2 und liegt dort im Mittel bei 32 mg  $Pb_{ges}$ /kg. Typisch ist ein Abreicherungsfaktor von 1,1 bis 4,3. Insgesamt ist Pb aber nicht mehr so extrem in der Humusauflage angereichert, wie es früher oft zu beobachten war. Unterhalb der oberen Horizonte

Tab. 39 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median    | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|------|--------------|-----------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 587    | 0            | 3    | 42           | <b>77</b> | 138          | 237          | 11460 | 279                  |
|                                      | 6711       | 59     | 0            | 17   | 29           | <b>37</b> | 49           | 79           | 105   | 79                   |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 137    | 0            | 4    | 25           | <b>42</b> | 64           | 91           | 230   | 117                  |
|                                      | 6711       | 27     | 0            | 21   | 26           | <b>33</b> | 42           | 49           | 67    | 67                   |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 147    | 0            | 3    | 35           | <b>67</b> | 111          | 177          | 691   | 223                  |
|                                      | 6711       | 30     | 0            | 22   | 35           | <b>43</b> | 75           | 92           | 105   | 105                  |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 63     | 0            | 3    | 49           | <b>90</b> | 150          | 216          | 378   | 286                  |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Tab. 40 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | Median       | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 12     | 0               | 0,001  | 0,005           | <b>0,011</b> | 0,049           | 0,092           | 0,121  | 0,079                   |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,001  | 0,003           | <b>0,012</b> | 0,047           | 0,107           | 0,121  | 0,051                   |
| YL                          | RP             | 2              | 27     | 0               | 0,004  | 0,012           | <b>0,018</b> | 0,050           | 0,086           | 0,237  | 0,087                   |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,005  | 0,010           | <b>0,014</b> | 0,084           | 0,130           | 0,130  | 0,130                   |
| Us                          | 6711           | 4              | 17     | 0               | 0,007  | 0,027           | <b>0,199</b> | 1,641           | 2,841           | 3,098  | 3,098                   |
| Uu                          | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,015  | 0,028           | <b>0,106</b> | 0,351           | 0,402           | 0,402  | 0,402                   |
| UI                          | RP             | 6              | 47     | 0               | 0,001  | 0,013           | <b>0,066</b> | 0,519           | 1,244           | 2,190  | 1,257                   |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,002  | 0,008           | <b>0,044</b> | 0,100           | 0,610           | 0,667  | 0,100                   |
| AI                          | RP             | 7              | 84     | 0               | 0,003  | 0,035           | <b>0,069</b> | 0,871           | 3,646           | 65,938 | 2,020                   |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,005  | 0,012           | <b>0,014</b> | 0,033           | 0,047           | 0,048  | 0,048                   |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,003  | 0,346           | <b>1,486</b> | 2,766           | 4,985           | 10,395 | 6,154                   |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,003  | 0,230           | <b>1,480</b> | 2,651           | 4,188           | 6,727  | 5,224                   |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 9      | 0               | 0,006  | 0,009           | <b>0,320</b> | 3,737           | 5,455           | 6,502  | 6,502                   |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,007  | 0,008           | <b>0,014</b> | 1,042           | 2,065           | 2,065  | 2,065                   |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 24     | 0               | 0,006  | 0,020           | <b>0,032</b> | 0,045           | 0,161           | 2,466  | 0,076                   |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 0,005  | 0,014           | <b>0,014</b> | 0,025           | 0,570           | 0,658  | 0,025                   |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | <0,001 | 0,003           | <b>0,005</b> | 0,005           | 0,008           | 0,009  | 0,006                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,003  | 0,004           | <b>0,006</b> | 0,009           | 0,010           | 0,010  | 0,010                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,001  | 0,005           | <b>0,008</b> | 0,015           | 0,030           | 0,032  | 0,030                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,004  | 0,007           | <b>0,029</b> | 1,801           | 2,837           | 3,594  | 3,594                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 0,009  | 0,022           | <b>0,032</b> | 0,069           | 0,091           | 0,098  | 0,098                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

nimmt der Gesamtgehalt in nicht podsolierten Sandböden meist exponentiell ab und liegt in der Regel <10 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg. In podsoligen Böden kann hingegen der Pb-Gehalt im Bh- oder Bhs-Horizont wieder leicht ansteigen.

Trotz der geringen  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ -Gehalte zeigen diese Waldböden die höchsten Mobilgehalte des gesamten Untersuchungsraums. Im Oberboden sind im Mittel 4% des Gesamtgehaltes leicht mobilisierbar, d.h. der durchschnittliche Mobilgehalt liegt bei 1,9 mg  $\text{Pb}_{\text{mob}}$ /kg und das 90. Perzentil bei 4,1 mg  $\text{Pb}_{\text{mob}}$ /kg. Diese hohen Mobilgehalte sind Folge der tiefen pH-Werte und liegen daher im Erwartungsbereich (siehe Abb. 26).

Die höchsten  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ -Konzentrationen sind in den Waldböden des Muschelkalkgebietes hingegen nicht in der organischen Auflage, sondern im Mineralboden und hier meist im Oberboden zu finden. Die Waldoberböden der Substratgruppe pfl [Lp(2)/Um;ve(2)] enthalten mit durchschnittlich 41 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg deutlich mehr Pb als ihre Humusaufgaben. Die Ursache dürfte in den höheren geogenen Gehalten und den geringmächtigeren, organischen Auflagen liegen (siehe oben). Im weiteren Profilverlauf sinkt der Gesamtgehalt mehr oder weniger deutlich ab. Eine schwach ausgeprägte Abhängigkeit vom Tongehalt ist dabei unterhalb des Oberbodens zu erkennen. Der geogene Hintergrundgehalt liegt in den schluffreichen Unterböden ungefähr zwischen 15 und 20 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg. Trotz der gegenüber den sandigen Waldböden höheren Gesamtgehalte und vergleichbar niedrigen pH-Werten weisen die Waldoberböden der Substratgruppe pfl [Lp(2)/Um;ve(2)] den gleichen mittleren Mobilgehalt im Oberboden auf. Der Mobilanteil am Gesamtgehalt ist mit 3,5% entsprechend etwas niedriger.

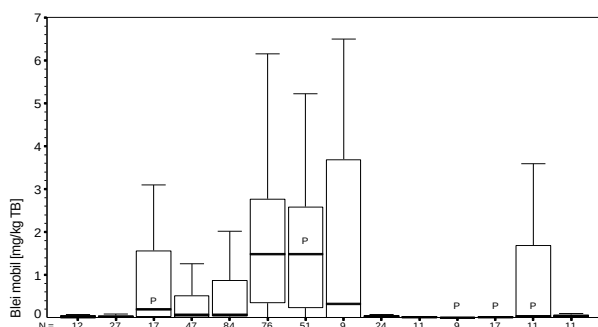


Abb. 28

$\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden  
(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Der ungleich niedrigere Mobilgehalt in allen organischen Auflagen ist auf Bodenschutzkalkungen und möglicherweise auf den weit höheren Anteil organischer Bindungsplätze zurückzuführen.

Im Gebiet des Buntsandstein liegt in den Acker- und Grünlandböden der Gesamtgehalt mit durchschnittlich 18 bzw. 21 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg deutlich niedriger als in den Waldböden. Der Mobilgehalt beträgt bei diesen Nutzungen im Mittel nur 0,05 und 0,10 mg  $\text{Pb}_{\text{mob}}$ /kg, was einer relativen Mobilität von 0,1% bzw. 0,6% entspricht.

Die carbonatfreien schluffigen Ackerböden im Bereich des Muschelkalk weisen leicht höhere  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ -Gehalte auf. In den lößleharmen bzw. -freien Böden ( $\text{Um};\text{ve}$ ; pfl [ $\text{Um};\text{ve}(3-4)/-.-$ ]) liegt der Median bei 24 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg, bei mittlerem Lößlehmgehalt (pfl [ $\text{Lp}(2)/\text{Um};\text{ve}(2)$ ]) sind es 27 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg. Bei pH-Werten von meist  $>5$  ist Pb weitgehend immobil und der labil gebundene Anteil liegt im Mittel bei nur 0,03%. Dies entspricht bei beiden Substratgruppen 0,01 mg  $\text{Pb}_{\text{mob}}$ /kg. Den höchsten mittleren  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ -Gehalt im Untersuchungsgebiet weisen mit 56 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg die carbonatreichen Böden auf, deren Substrat aus Schluffmergel und carbonatischen Festgesteinen besteht (pfl [ $^{\wedge}\text{car}/\text{Um};\text{Um}/^{\wedge}\text{car}$ ]). Auf der anderen Seite ist es die Substratgruppe, die mit 0,005 mg  $\text{Pb}_{\text{mob}}$ /kg die geringsten Mobilgehalte aufweist. Hierbei handelt es sich ausnahmslos um Ackerböden. Obwohl nur 9 Böden mit dieser Substratgruppe untersucht wurden, ist aufgrund der sehr geringen Varianz von charakteristischen Werten auszugehen.

Tab. 41 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei in der Organischen Auflage  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.  | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|------------|--------|-----------------|-------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP         | 353    | 0               | 0,002 | 0,227           | <b>0,531</b>  | 1,741           | 4,590           | 78,389 | 4,005                   |
|                                         | 6711       | 59     | 0               | 0,030 | 0,113           | <b>0,270</b>  | 0,607           | 0,978           | 8,100  | 1,306                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP         | 132    | 0               | 0,002 | 0,138           | <b>0,349</b>  | 0,744           | 1,482           | 38,410 | 1,640                   |
|                                         | 6711       | 27     | 0               | 0,030 | 0,102           | <b>0,203</b>  | 0,456           | 0,825           | 1,038  | 0,853                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP         | 146    | 0               | 0,008 | 0,277           | <b>0,509</b>  | 1,861           | 4,836           | 18,801 | 4,005                   |
|                                         | 6711       | 30     | 0               | 0,039 | 0,137           | <b>0,336</b>  | 0,674           | 1,571           | 8,100  | 1,454                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP         | 61     | 0               | 0,005 | 0,727           | <b>1,925</b>  | 3,989           | 8,653           | 15,555 | 7,855                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die sandigen und lehmigen anthropogenen Substrate (YS, YL) der Siedlungsflächen zeigen mit einem mittleren Gesamtgehalt von 41 bzw. 47 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg etwas höhere Werte als die meisten natürlichen Substrate der Umgebung. Dies deckt sich mit Konzentrationen, die auch in anderen Landesteilen festgestellt wurden. Bei maximal erreichten 98 mg  $\text{Pb}_{\text{ges}}$ /kg wurden hohe Belastungen aber an keinem Standort ermittelt. Aufgrund der meist günstigen pH-Werte sind die Mobilgehalte mit durchschnittlich 0,013 mg  $\text{Pb}_{\text{mob}}$ /kg gering. Der leicht mobilisierbare Anteil am Gesamtgehalt beträgt im Mittel nur 0,03%.



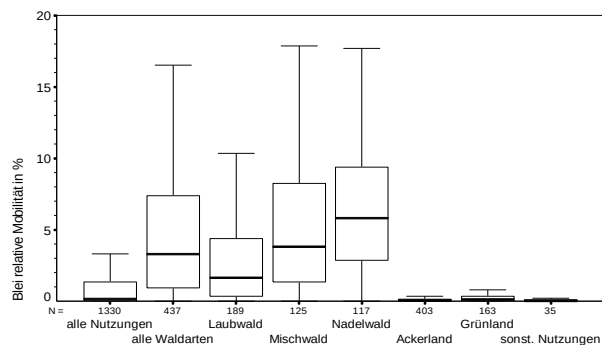


Abb. 29

Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Nach der BBodSchV (1999) gilt für sandige Böden bzw. für schluffig/lehmige Böden mit einem pH-Wert < 5 ein Vorsorgewert von 40 mg  $Pb_{ges}$ /kg, der in den Acker- und Grünlandböden im Gebiet des Buntsandstein immer unterschritten wird. Der Vorsorgewert in den landwirtschaftlich genutzten Böden des Muschelkalkgebietes beträgt 70 mg  $Pb_{ges}$ /kg, der nur in einem Boden geringfügig überschritten wird. Die Gehalte in den Ackerböden liegen daher immer unter dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg  $Pb_{ges}$ /kg. Wie oben erwähnt ist die Pb-Belastung der Wälder im Landesvergleich unterdurchschnittlich, dennoch liegen ca. 30% der Waldböden meist leicht über dem Vorsorgewert. In 7% der Fälle wird er sogar um mehr als das Doppelte überschritten. Gemeinsam ist diesen Waldstandorten, dass sie relativ nahe an Siedlungsflächen liegen und dass sie weitere Schwermetalle in überdurchschnittlichen Konzentrationen enthalten. Allerdings ist der Vorsorgewert der BBodSchV nur bis zu einem Humusgehalt von <8 Gew.% anzuwenden. Dieser Gehalt wird aber in den geringmächtigen Waldoberböden meist überschritten.

Wie bei Cd und Hg fällt vor allem ein Standort nördlich von Pirmasens auf, der sich nahe einer militärischen Altlast befindet. Mit 135 mg  $Pb_{ges}$ /kg wurde hier der mit Abstand höchste Gesamtgehalt im Untersuchungsraum festgestellt. Dies deutet auf eine lokale, anthropogene Beeinflussung hin, aber eine akute Gefährdung ist auszuschließen, da selbst der Prüfwert für Kinderspielflächen deutlich unterschritten wird. Zudem ist dort der Mobilgehalt mit 0,05 mg  $Pb_{mob}$ /kg relativ niedrig.

In den Waldböden des Muschelkalkgebietes schwankt der Vorsorgewert der BBodSchV je nach Bodenart und pH-Wert zwischen 40 und 100 mg  $Pb_{ges}$ /kg. Tendenziell befinden sich die Waldböden überwiegend leicht über dem jeweiligen Vorsorgewert, nur die tonigen Waldböden scheinen ihn üblicherweise deutlich zu unterschreiten.

In den Ackerböden des gesamten Arbeitsgebietes liegen die Mobilgehalte mit maximal 0,03 mg  $Pb_{mob}$ /kg deutlich unter dem Prüfwert der BBodSchV (1999) von 0,1 mg/kg und dem Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,4 mg/kg.

Pb weist von den untersuchten Spurenelementen in den Böden des Buntsandsteingebietes durchschnittlich das höchste gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) auf. Dies wird in erster Linie durch die Waldböden hervorgerufen, in denen unter pH 4 die Mobilgehalte stark ansteigen (siehe Abb. 26). Sie liegen zu etwa 90% über dem allgemeinen Prüfwert nach PRÜß (1992) von 0,3 mg  $Pb_{mob}$ /kg, welcher sehr stark die Bewertung beeinflusst. Die Hälfte der Waldoberböden überschreiten diesen Wert sogar um mehr als das 6-fache. Aufgrund der tiefen pH-Werte im geringmächtigen obersten Mineralbodenhorizont weisen diese zu 70% ein sehr hohes Gefährdungspotential auf, d.h. das GP liegt über 3. Es sinkt in tieferen Profilabschnitten stark ab, so dass auch das GGP, das sich auf die gesamten oberen 30 cm bezieht, auf durchschnittlich 1,1 absinkt (mittleres GGP). Dieser Wert liegt aufgrund der



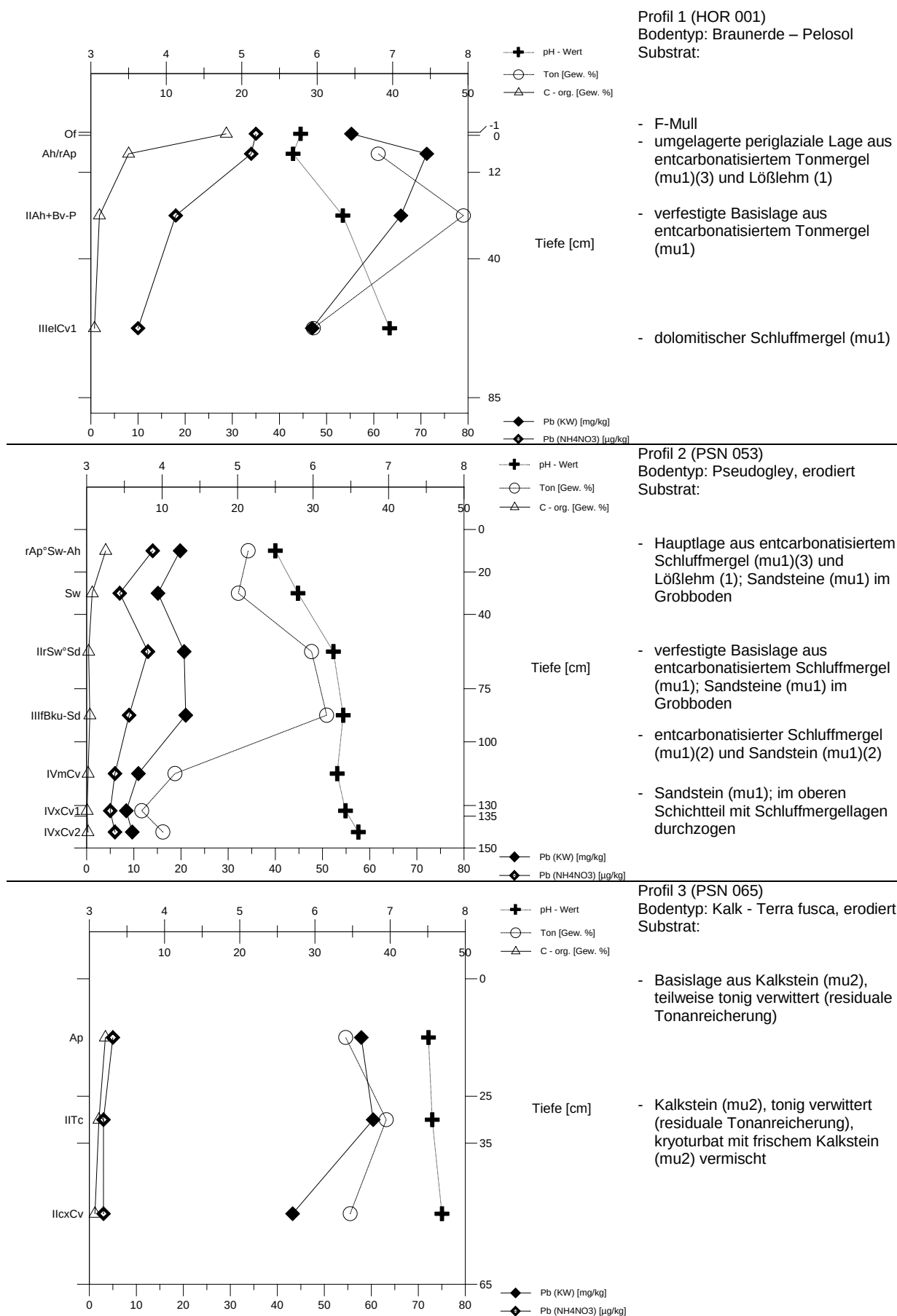
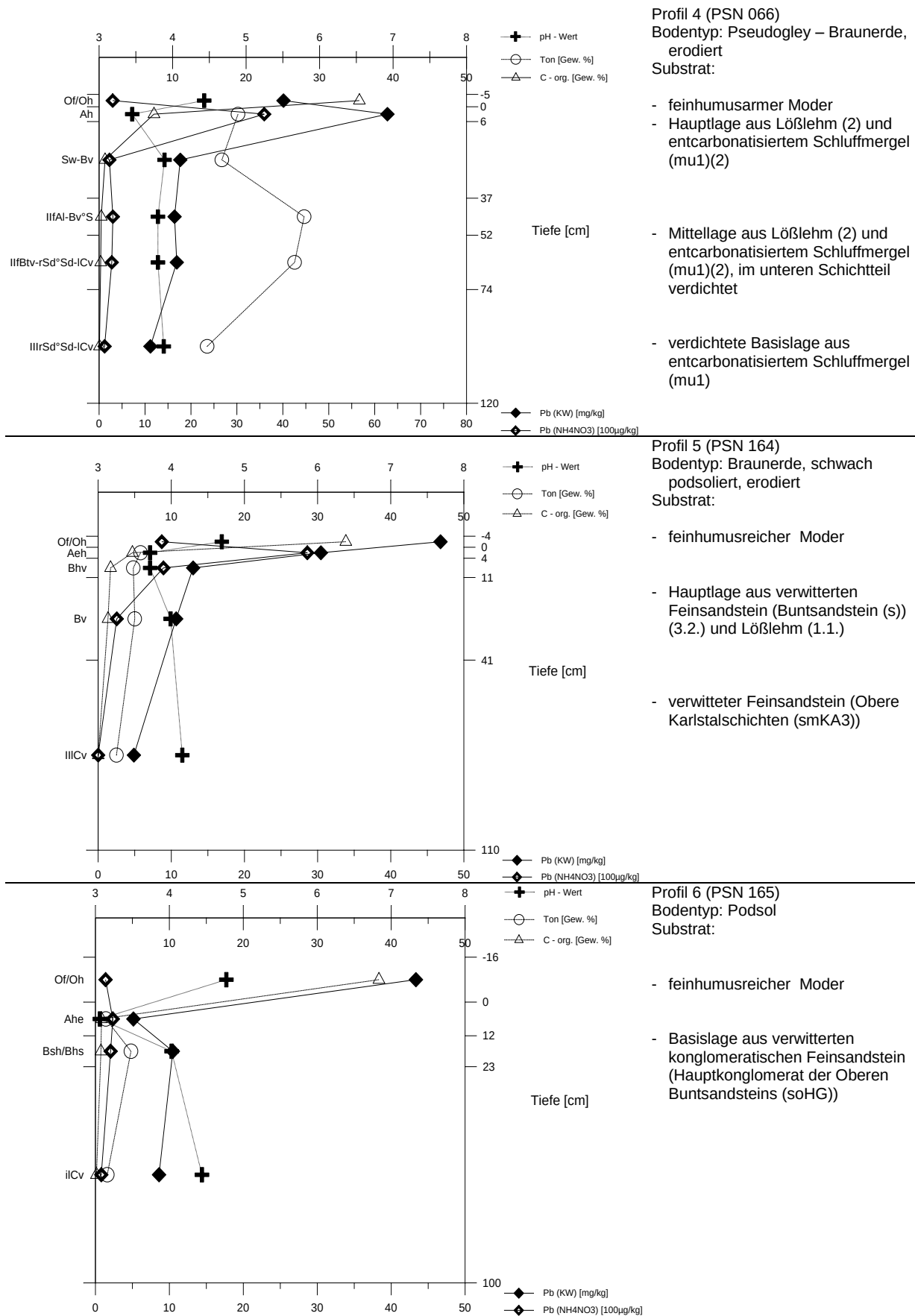


Abb. 30 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 30 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich

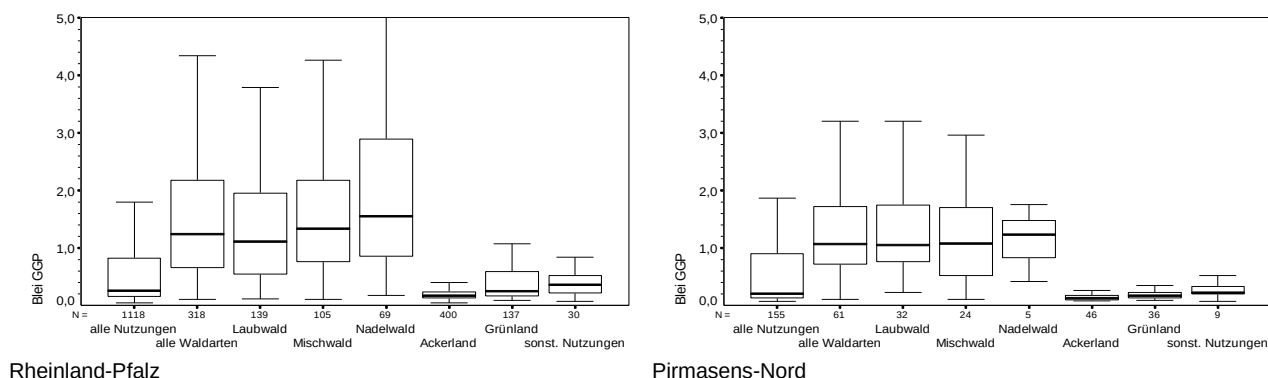


Abb. 31 Gewichtetes Gefährdungspotential von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

geringen Gesamtgehalte unter dem Landesdurchschnitt. Da die Einstufung in erster Linie durch die hohen Mobilgehalte im obersten Horizont verursacht wird, dürfte eine mögliche Gefährdung vor allem von einer erhöhten Pflanzenaufnahme und weniger von einer vertikalen Verlagerung ausgehen.

Das GGP für die Waldböden im Muschelkalkgebiet kann nicht abschließend beurteilt werden, da es bei einer geringen Fallzahl sehr stark schwankt. Dies ist die Folge höherer Gesamtgehalte bei sehr unterschiedlichen pH-Werten und daher stark schwankender Mobilgehalte. Die carbonatfreien Substrate werden tendenziell wie die sandigen Waldböden eingestuft, die wenigen Standorte mit einem pH-Wert >5 fallen ähnlich günstig aus wie die Ackerböden.

Annähernd alle Ackerböden des Untersuchungsraums fallen in die sehr geringe Gefährdungskategorie. Lediglich die carbonatreichen Ackerböden der Substratgruppe „pfl [<sup>car</sup>/Um;Um/<sup>car</sup>]“ erreichen aufgrund der höheren Gesamtgehalte die Grenze zur geringen Gefährdungskategorie. Auch die Grünlandböden werden günstig eingestuft, die etwa je zur Hälfte in den sehr geringen und geringen Bereich fallen.

#### 4.2.3. Cadmium

Die geochemische Übersichtskarte und die thematische Karte der substratspezifischen Cadmium-(Cd-)Gehalte (siehe Anlage) zeigen deutlich, dass im Untersuchungsraum Cd-arme Substrate überwiegen und überdurchschnittlich belastete Böden die Ausnahme darstellen. Trotz der geringen Gesamtgehalte ( $Cd_{ges}$ ) geht ein nicht unerheblicher Anteil auf anthropogene Einträge zurück. Darauf deutet gerade die in Waldböden auffallende oberflächennahe Anreicherung dieses Schwermetalls hin. Sie ist zu ausgeprägt, um sie allein mit der Affinität des Cd zu organischen Bindungsformen zu erklären.

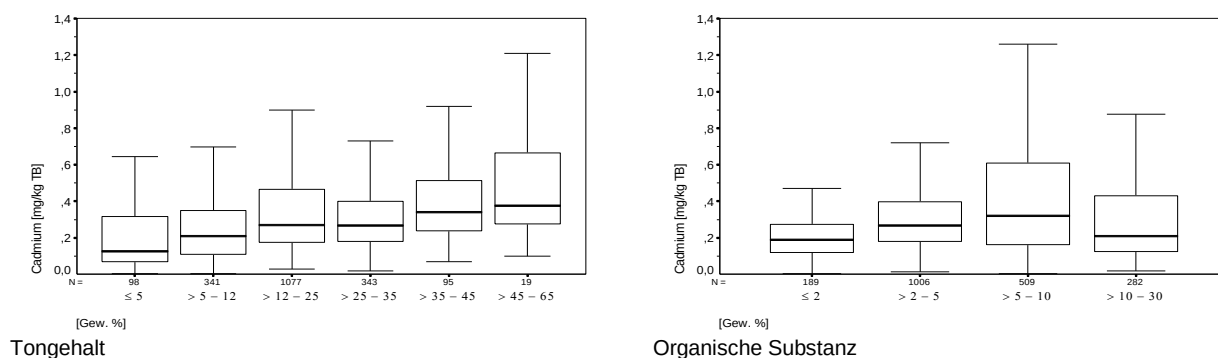


Abb. 32 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

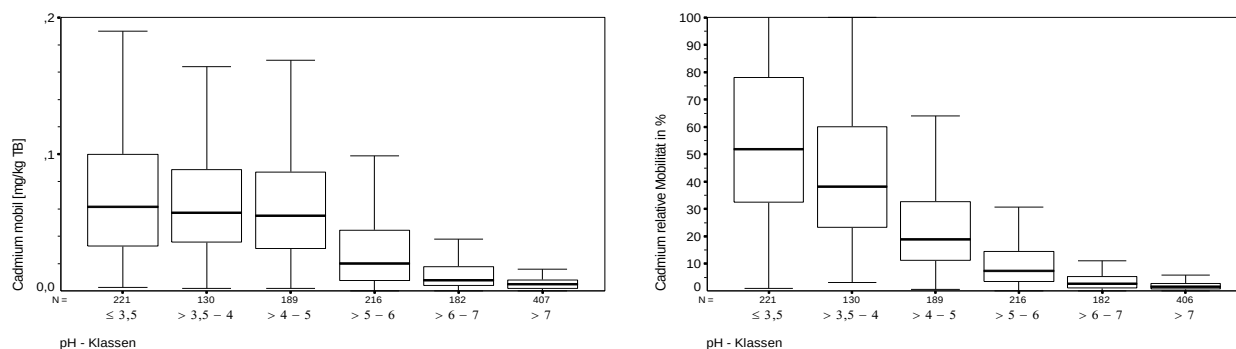


Abb. 33  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

In nicht bzw. geringbelasteten Substraten besteht eine mäßig ausgeprägte Beziehung zwischen  $\text{Cd}_{\text{ges}}$  und Tongehalt, d.h. der Cd-Gehalt steigt mit dem Tongehalt an. Zumindest bis zu einem Gehalt von 10 Gew.% trifft dies auch auf die organische Substanz zu (siehe Abb. 33). Dass bei höheren Humusgehalten die Gesamtgehalte rückläufig sind, dürfte die Folge meist tiefer pH-Werte in humusreichen Böden sein. Möglicherweise ist dann Cd so labil gebunden, dass es verlagert wird. Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch die  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ -Gehalte ansteigen.

Der Gehalt an  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbarem (mobilem) Cd ( $\text{Cd}_{\text{mob}}$ ) und vor allem der relative Anteil am Gesamtgehalt zeigt die ausgeprägte Abhängigkeit von der Bodenreaktion (siehe Abb. 34). Anders als bei den übrigen untersuchten Spurenelementen beginnt eine merkliche Steigerung der Mobilität schon bei pH-Werten <7, und der mobile Anteil am Gesamtgehalt ist ungleich höher. Bei pH-Werten <4, wie sie typisch für Waldböden sind, liegen meist 30-80% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

Der mittlere Gesamtgehalt beträgt in den Oberböden des gesamten Untersuchungsraums 0,16 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg. Der  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ -Gehalt variiert hierbei in den flächenmäßig bedeutsamen Substraten nur relativ wenig und auch der Einfluss der Nutzung ist geringer als bei den Schwermetallen Blei und Quecksilber. Mehr als 0,5 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg wurde in weniger als 2% der untersuchten Oberböden gemessen. Dennoch ist Cd in allen Substraten gegenüber den tieferliegenden Horizonten im Oberboden und in der organischen Auflage deutlich angereichert. Dies weist auf eine flächenhafte (ubiquitäre) Hintergrundbelastung hin, die vermutlich überwiegend auf atmosphärische Ferneinträge zurückgeht.

Ohne Berücksichtigung der Nutzung enthalten die Oberböden im Bereich des Buntsandstein ( $\wedge^s$ ;s; pfl [ $\wedge^s(3-4)/\text{Lp}(0-1)$ ], pfl [ $\text{Lp}(2)/\wedge^s(2)$ ], Us) im Mittel 0,11 bis 0,15 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg. Ähnliche Durchschnittswerte weisen die carbonatfreien schluffreichen Substrate im Muschelkalkgebiet auf. In den lößlehmfreien bis -armen Schluffböden (Um;ve; pfl [ $\text{Um;ve}(3-4)/-.$ ]) sind im Mittel 0,16 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg, in den lößlehmhaltigen (pfl [ $\text{Lp}(2)/\text{Um;ve}(2)$ ]) 0,14 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg zu finden. Wie beim Blei weisen jene periglazialen Lagen, die aus Schluffmergel und carbonatischen Festgesteinen bestehen (pfl [ $\wedge^{\text{car}}/\text{Um;Um}/\wedge^{\text{car}}$ ]), mit 0,34 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg die höchsten Gesamtgehalte auf. Zwar wurden nur 9 Ackerböden dieser Substratgruppe untersucht, aber sämtliche statistischen Zahlen weisen auf charakteristische Werte hin. Dass die ackerbauliche Nutzung zu den überdurchschnittlichen Gesamtgehalten beiträgt, kann nicht ausgeschlossen werden (siehe unten).

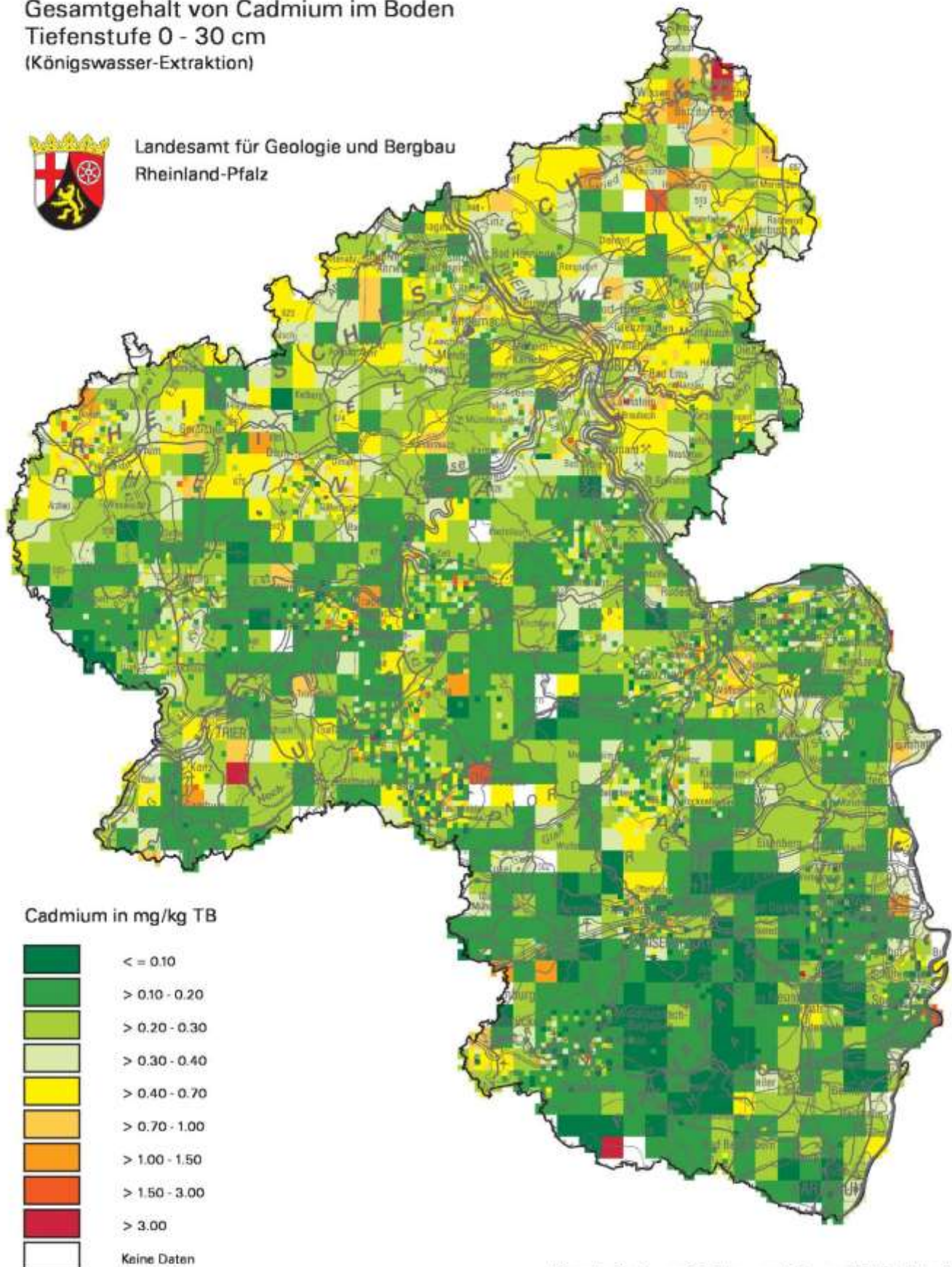
Die Bodennutzung ist gerade bei Stoffen, die merklich über atmosphärische Immissionen in die Böden gelangen, zu berücksichtigen. Der Anteil der untersuchten Waldböden beträgt im Bereich des Buntsandstein 68%, während 80% der Böden im Muschelkalkgebiet landwirtschaftlich genutzt werden.

# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Cadmium im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 0.4  | 1.0          | 1.5 |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

Tab. 42 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median      | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|-------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 123    | 0               | 0,04 | 0,16            | <b>0,30</b> | 0,56            | 1,34            | 16,70 | 1,10                    |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,11 | 0,16            | <b>0,19</b> | 0,29            | 1,06            | 1,25  | 0,30                    |
| YL                          | RP             | 2              | 176    | 0               | 0,04 | 0,24            | <b>0,33</b> | 0,58            | 0,92            | 2,27  | 1,05                    |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,19 | 0,20            | <b>0,23</b> | 0,29            | 0,34            | 0,34  | 0,34                    |
| Us                          | RP             | 3              | 25     | 0               | 0,04 | 0,10            | <b>0,15</b> | 0,23            | 0,36            | 0,57  | 0,36                    |
|                             | 6711           | 4              | 17     | 0               | 0,04 | 0,10            | <b>0,14</b> | 0,22            | 0,25            | 0,36  | 0,36                    |
| Uu                          | RP             | 5              | 23     | 0               | 0,05 | 0,18            | <b>0,26</b> | 0,40            | 0,94            | 1,46  | 0,47                    |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,05 | 0,10            | <b>0,15</b> | 0,19            | 0,24            | 0,24  | 0,24                    |
| UI                          | RP             | 6              | 102    | 0               | 0,05 | 0,17            | <b>0,30</b> | 0,45            | 0,66            | 1,23  | 0,80                    |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,08 | 0,15            | <b>0,16</b> | 0,18            | 0,18            | 0,18  | 0,18                    |
| AI                          | RP             | 7              | 91     | 0               | 0,04 | 0,23            | <b>0,37</b> | 0,68            | 1,20            | 2,90  | 1,30                    |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,19 | 0,20            | <b>0,27</b> | 0,43            | 0,43            | 0,43  | 0,43                    |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,01 | 0,06            | <b>0,10</b> | 0,16            | 0,43            | 1,12  | 0,31                    |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,01 | 0,07            | <b>0,11</b> | 0,15            | 0,18            | 1,12  | 0,19                    |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 0,04 | 0,10            | <b>0,15</b> | 0,20            | 0,21            | 0,22  | 0,22                    |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,07 | 0,11            | <b>0,15</b> | 0,19            | 0,20            | 0,20  | 0,20                    |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 25     | 0               | 0,06 | 0,19            | <b>0,34</b> | 0,48            | 0,83            | 1,10  | 0,83                    |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 0,10 | 0,17            | <b>0,27</b> | 0,42            | 0,72            | 0,78  | 0,78                    |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,17 | 0,28            | <b>0,34</b> | 0,35            | 0,42            | 0,46  | 0,36                    |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,19 | 0,21            | <b>0,24</b> | 0,31            | 0,36            | 0,36  | 0,36                    |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,10 | 0,12            | <b>0,16</b> | 0,18            | 0,32            | 0,39  | 0,25                    |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,04 | 0,10            | <b>0,14</b> | 0,20            | 0,24            | 0,26  | 0,26                    |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 0,14 | 0,20            | <b>0,24</b> | 0,29            | 0,32            | 0,33  | 0,33                    |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die Waldoberböden im Buntsandsteingebiet weisen mit durchschnittlich 0,10 mg Cd<sub>ges</sub>/kg etwas weniger Cd<sub>ges</sub> als Böden anderer Nutzungsformen auf. Der geringe Gesamtgehalt entspricht landesweiten Werten für Waldböden dieser Substratgruppen. Dennoch sind diese Standorte gegenüber anderen Nutzungen nicht minder belastet, da im Mittel 36% des Gesamtgehaltes leicht verfügbar ist und ein großer Teil des Gesamtvorrates der Waldböden nicht der Mineralboden, sondern die organische Auflage birgt. Der mittlere Mobilgehalt liegt in den sandigen Waldoberböden bei 0,040 mg Cd<sub>mob</sub>/kg. Dieser hohe Wert entspricht bei den tiefen pH-Werten aber dem geochemischen Verhalten von Cd.

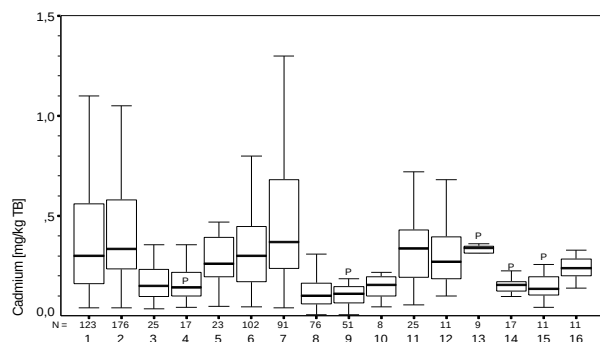


Abb. 34  
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Der  $Cd_{ges}$ -Gehalt liegt in den organischen Auflagen der sandreichen Waldböden (pfl [s(3-4)/Lp(0-1)]) mit durchschnittlich 0,44 mg  $Cd_{ges}$ /kg ca. 5-mal so hoch wie im folgenden Mineralbodenhorizont. Kein anderes der untersuchten Spurenelemente ist in der Humusaufgabe so ausgeprägt angereichert. Die Bodenschutzkalkungen führen mit durchschnittlich 14% zu einer vergleichsweise geringeren relativen Mobilität. Da aber die O-Lagen weit mehr  $Cd_{ges}$  enthalten als der Mineralboden, liegt hier der Mobilgehalt mit 0,077 mg  $Cd_{mob}$ /kg dennoch höher. Die höchsten Gesamt- und Mobilgehalte sind demnach in der organischen Auflage, die höchste relative Mobilität im obersten Mineralbodenhorizont zu finden. In den sehr sauren Waldböden steigt  $Cd_{ges}$  unterhalb des Oberbodens häufig zunächst wieder geringfügig an, was auf eine gewisse Verlagerung in diesen bindungsarmen Böden deutet. Bei einer Profiltiefe von mehr als 30 cm sinkt der  $Cd_{ges}$ -Gehalt dann im Mittel auf 0,04 mg  $Cd_{ges}$ /kg, d.h. auf etwa 1/10 des Gehaltes der organischen Auflage.

Tab. 43 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median      | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 587    | 0            | 0,03 | 0,35         | <b>0,53</b> | 0,77         | 1,19         | 14,05 | 1,38                 |
|                                      | 6711       | 59     | 0            | 0,15 | 0,29         | <b>0,41</b> | 0,50         | 0,75         | 2,56  | 0,79                 |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 137    | 0            | 0,05 | 0,32         | <b>0,47</b> | 0,67         | 1,08         | 4,63  | 1,17                 |
|                                      | 6711       | 27     | 0            | 0,15 | 0,26         | <b>0,36</b> | 0,50         | 0,77         | 2,08  | 0,79                 |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 147    | 0            | 0,05 | 0,33         | <b>0,51</b> | 0,73         | 1,16         | 5,11  | 1,33                 |
|                                      | 6711       | 30     | 0            | 0,20 | 0,30         | <b>0,42</b> | 0,53         | 0,82         | 2,56  | 0,70                 |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 63     | 0            | 0,03 | 0,36         | <b>0,62</b> | 0,94         | 2,74         | 7,02  | 1,57                 |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Sofern die geringe Anzahl der untersuchten Waldböden im Muschelkalkgebiet ein Vergleich überhaupt zulässt, scheint die Cd-Situation mit der in den sandigen Waldböden zu ähneln. Die Waldböden der periglazialen Lagen aus entcarbonatisiertem Schluffmergel und mittleren Lößlehmgehalt (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) enthalten im Oberboden im Mittel ebenfalls 0,10 mg  $Cd_{ges}$ /kg, allerdings liegt der Mobilgehalt bei vergleichbarem pH-Wert mit 0,083 mg  $Cd_{mob}$ /kg etwa doppelt so hoch. Dies ergibt einen Mobilanteil am Gesamtgehalt von 80%. Ihre organischen Auflagen sind mit 0,32 mg  $Cd_{ges}$ /kg etwas geringer als die im Buntsandsteingebiet belastet. Auch hier ist die relative Mobilität mit 16% weit geringer als im Oberboden. Dies entspricht einem absoluten Mobilgehalt von 0,047 mg  $Cd_{mob}$ /kg. Für eine Profiltiefe von mehr als 30 cm stehen kaum Daten zur Verfügung, aber es scheint, dass der  $Cd_{ges}$ -Gehalt auf vergleichbar niedrige Werte wie in den sandigen Böden sinkt.

Im Gegensatz zu Blei und Quecksilber, die wie Cd merklich über atmosphärische Ferneinträge in die Böden gelangen und daher gerade in Waldböden erhöhte Konzentrationen aufweisen, sind die  $Cd_{ges}$ -Gehalte im Untersuchungsraum in landwirtschaftlich genutzten Böden höher als in Waldböden. Im Gebiet des Buntsandstein enthalten Acker- und Grünlandoberböden 0,14 bzw. 0,18 mg  $Cd_{ges}$ /kg. In den ackerbaulich genutzten Böden, deren Substrat Gesteine des Muschelkalk enthalten, sind im Mittel 0,23 mg  $Cd_{ges}$ /kg zu finden. Diese leicht erhöhte Konzentration wird vor allem durch Substratgruppe „pfl [car/Um;Um/car]“ hervorgerufen (siehe oben), während in den Oberböden der entcarbonatisierten Schluffmergel die Gesamtgehalte ähnlich wie im Buntsandsteingebiet liegen. Dass Böden dieser Nutzungen höhere Konzentrationen zeigen, wurde auch schon bei anderen Substraten außerhalb des Arbeitsgebietes (HAUENSTEIN 2000) beobachtet. Allein die gegenüber Waldböden überdurchschnittlichen Tongehalte können dies nicht erklären. Trotz der labilen Bindung verbleiben Cd-Immissionen in

Tab. 44 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                     | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | Median       | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|----------------------------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                                           | RP             | 1              | 12     | 0               | 0,0001 | 0,001           | <b>0,001</b> | 0,009           | 0,035           | 0,065 | 0,015                   |
|                                              | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,0001 | 0,001           | <b>0,002</b> | 0,020           | 0,056           | 0,065 | 0,022                   |
| YL                                           | RP             | 2              | 27     | 0               | 0,0002 | 0,001           | <b>0,003</b> | 0,012           | 0,039           | 0,073 | 0,027                   |
|                                              | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,0029 | 0,008           | <b>0,013</b> | 0,034           | 0,046           | 0,046 | 0,046                   |
| Us                                           | 6711           | 4              | 17     | 0               | 0,0088 | 0,015           | <b>0,029</b> | 0,049           | 0,070           | 0,076 | 0,076                   |
| Uu                                           | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,0084 | 0,020           | <b>0,027</b> | 0,031           | 0,034           | 0,034 | 0,034                   |
| Ul                                           | RP             | 6              | 47     | 0               | 0,0002 | 0,017           | <b>0,035</b> | 0,054           | 0,106           | 0,208 | 0,095                   |
|                                              | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,0005 | 0,001           | <b>0,028</b> | 0,038           | 0,044           | 0,045 | 0,045                   |
| Al                                           | RP             | 7              | 84     | 0               | 0,0007 | 0,020           | <b>0,040</b> | 0,071           | 0,121           | 0,577 | 0,147                   |
|                                              | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,0007 | 0,006           | <b>0,027</b> | 0,042           | 0,049           | 0,050 | 0,050                   |
| $\wedge$ s;s; pfl [ $\wedge$ s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,0002 | 0,017           | <b>0,027</b> | 0,047           | 0,080           | 0,169 | 0,087                   |
|                                              | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,0002 | 0,018           | <b>0,029</b> | 0,054           | 0,081           | 0,169 | 0,087                   |
| pfl [Lp(2)/ $\wedge$ s(2)]                   | RP             | 10             | 9      | 0               | 0,0003 | 0,007           | <b>0,029</b> | 0,066           | 0,127           | 0,150 | 0,150                   |
|                                              | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,0003 | 0,005           | <b>0,011</b> | 0,031           | 0,048           | 0,048 | 0,048                   |
| $\wedge$ t; pfl [ $\wedge$ t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 24     | 0               | 0,0048 | 0,014           | <b>0,022</b> | 0,029           | 0,105           | 0,341 | 0,039                   |
| $\wedge$ k; pfl [ $\wedge$ k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 0,0002 | 0,004           | <b>0,005</b> | 0,048           | 0,079           | 0,099 | 0,099                   |
| pfl [ $\wedge$ car/Um;Um/ $\wedge$ car]      | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,0002 | 0,001           | <b>0,001</b> | 0,001           | 0,001           | 0,001 | 0,001                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]                        | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,0002 | 0,001           | <b>0,001</b> | 0,001           | 0,001           | 0,001 | 0,001                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]                  | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,0003 | 0,002           | <b>0,004</b> | 0,014           | 0,017           | 0,024 | 0,024                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]                         | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,0013 | 0,010           | <b>0,027</b> | 0,070           | 0,096           | 0,112 | 0,112                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]                            | RP             | 16             | 11     | 0               | 0,0010 | 0,002           | <b>0,003</b> | 0,004           | 0,007           | 0,011 | 0,004                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

den Waldböden offensichtlich vornehmlich in der Humusaufgabe und werden nicht in den Mineralböden verlagert. Zusätzliche nutzungsbedingte Einträge wie das Aufbringen von Phosphatdünger oder Klärschlamm sind aber nicht auszuschließen.

Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt in den sandigen Acker- und Grünlandoberböden 0,011 und 0,029 mg  $\text{Cd}_{\text{mob}}$ /kg. In den lößleharmen bzw. -freien schluffigen Ackerböden des Muschelkalkgebietes sind es im Mittel sogar nur 0,004 mg  $\text{Cd}_{\text{mob}}$ /kg. Cd ist in den carbonatreichen Ackerböden trotz überdurchschnittlicher Gesamtgehalte weitgehend immobil. Dank der hohen pH-Werte liegt der Mobilgehalt in der Regel unter 0,001 mg  $\text{Cd}_{\text{mob}}$ /kg, was einer relativen Mobilität von weniger als 0,2% entspricht.

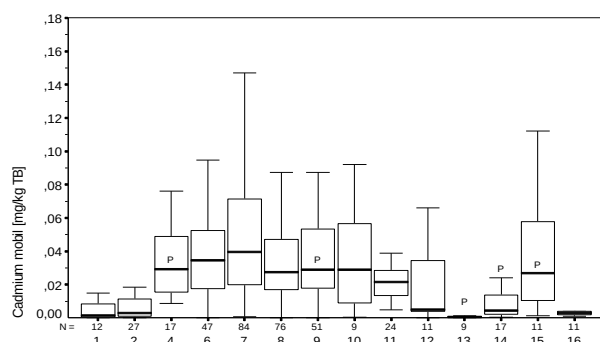


Abb. 35  
 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium im  
Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)



Tab. 45 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium in der organischen Auflage

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | Median       | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 353    | 0               | 0,0004 | 0,056           | <b>0,095</b> | 0,155           | 0,233           | 2,032 | 0,299                   |
|                                         | 6711           | 59     | 0               | 0,0020 | 0,038           | <b>0,066</b> | 0,123           | 0,169           | 0,307 | 0,241                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 132    | 0               | 0,0040 | 0,048           | <b>0,076</b> | 0,124           | 0,218           | 1,222 | 0,230                   |
|                                         | 6711           | 27     | 0               | 0,0231 | 0,043           | <b>0,057</b> | 0,085           | 0,171           | 0,241 | 0,142                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 146    | 0               | 0,0020 | 0,059           | <b>0,101</b> | 0,160           | 0,227           | 0,437 | 0,307                   |
|                                         | 6711           | 30     | 0               | 0,0020 | 0,024           | <b>0,061</b> | 0,129           | 0,192           | 0,307 | 0,232                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 61     | 0               | 0,0004 | 0,078           | <b>0,141</b> | 0,185           | 0,335           | 0,540 | 0,325                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Der Cd-Gesamtgehalt in den anthropogenen Substraten (YS, YL) hebt sich allgemein leicht von den in der Umgebung liegenden natürlichen Substraten ab. Mit durchschnittlich 0,19 bzw. 0,23 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg liegen die Gehalte aber unter dem Landesdurchschnitt. Lediglich an einem Standort im nördlichen Stadtgebiet von Pirmasens wurde mit 1,25 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg eine merkliche Belastung festgestellt. Dort waren auch die Blei- und Zink-Gehalte mäßig erhöht. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt. Die relative Verfügbarkeit am Cd-Gesamtgehalt schwankt pH-bedingt in einem weiten Bereich von 0,04-19%, wobei bei einem maximalen Mobilgehalt von 0,02 mg  $\text{Cd}_{\text{mob}}$ /kg, geltende Grenzwerte an allen Standorten unterschritten werden.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg wird, von 2 Waldböden abgesehen, in den Sandböden meist deutlich unterschritten. Nahe einer ehemaligen militärischen Liegenschaft ist ein Waldoberboden mit 1,12 bzw. mit 1,51 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg im folgenden Horizont deutlich belastet. Selbst der Cv-Horizont enthält noch 1,44 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg. Der Mobilgehalt liegt in diesem Boden mit 0,17 bzw. mit 0,68 mg  $\text{Cd}_{\text{mob}}$ /kg sogar über dem Maßnahmewert von 0,1 mg  $\text{Cd}_{\text{mob}}$ /kg. Allerdings gilt dieser für Ackerbauflächen und Nutzgärten und ist daher nicht unmittelbar auf Waldböden anwendbar. An diesem Standort muss mit einer über den Bodenbildungsbereich hinausgehenden Gefährdung ausgegangen werden. Die 2 Waldböden, in den  $\text{Cd}_{\text{ges}}$  oberhalb des Vorsorgewertes liegt, sind auch jene, an denen mit 2,1 bzw. 2,6 mg  $\text{Cd}_{\text{ges}}$ /kg die höchsten Gesamtgehalte in der organischen Auflage gefunden wurden. Auch im Muschelkalkgebiet liegen die Gesamtgehalte, von einer leichten Überschreitung in einem Ackerboden abgesehen, in allen Böden meist deutlich unter dem Vorsorgewert der BBodSchV.

Etwa die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Böden des Buntsandsteingebietes weisen Mobilgehalte auf, die den Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzen-

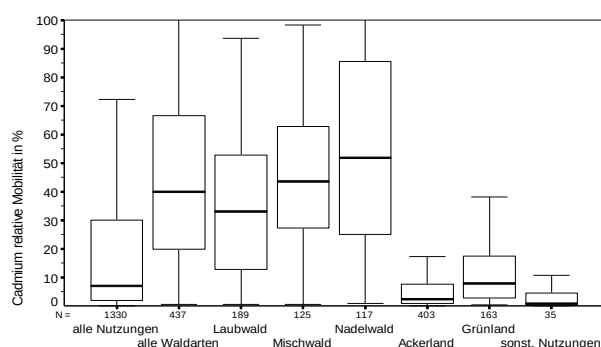


Abb. 36

Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

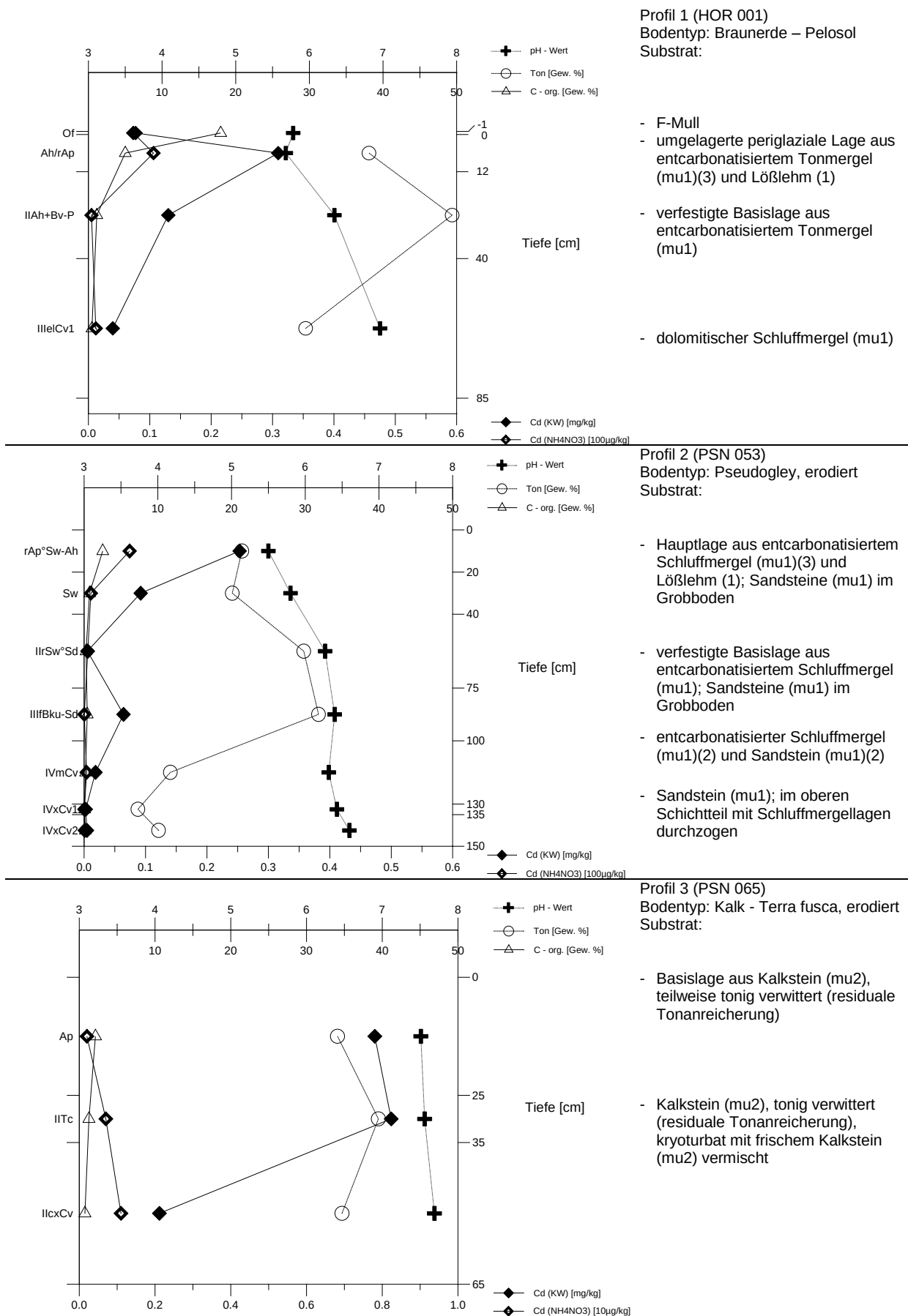
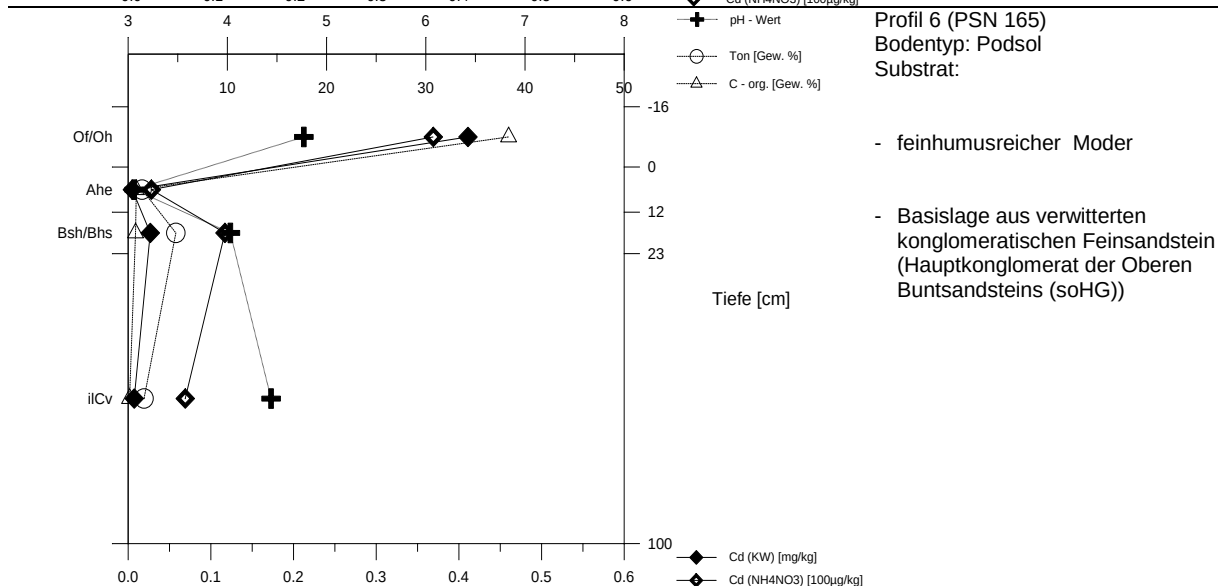
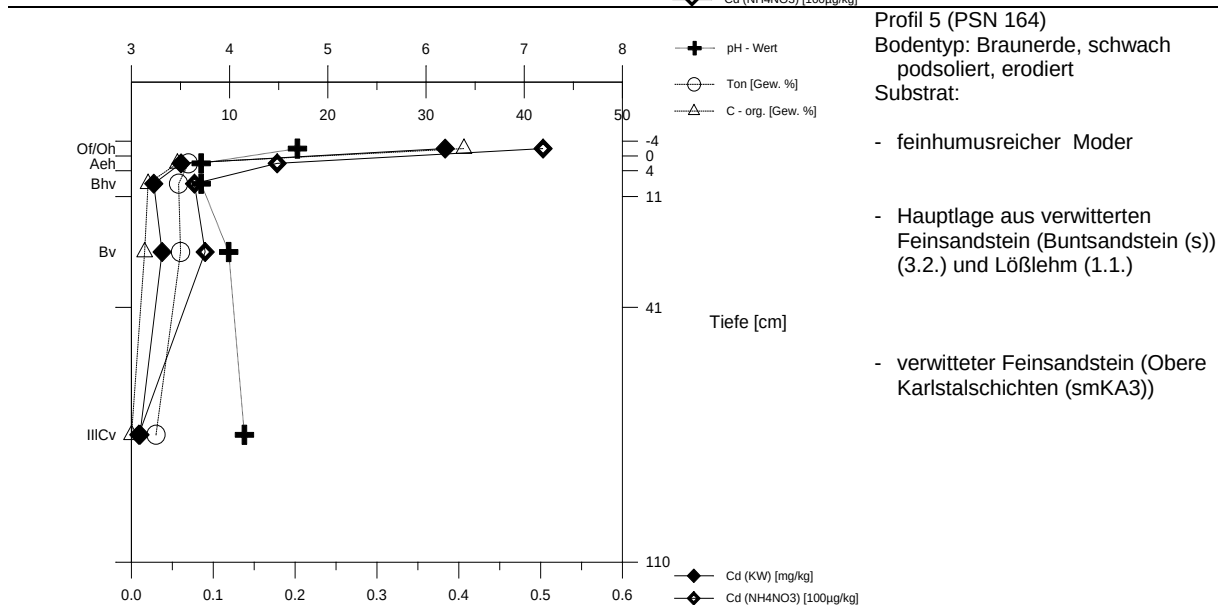
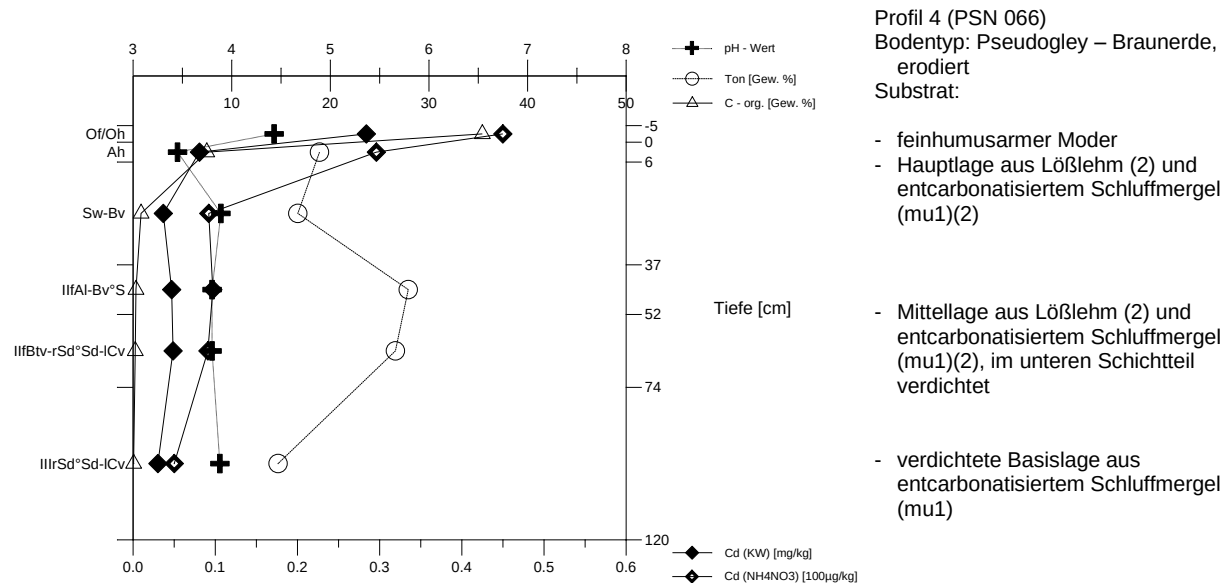


Abb. 37 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 37 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich

qualität von 0,025 mg Cd<sub>mob</sub>/kg geringfügig überschreiten. Im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk sind es nur 6%. Gemeinsam ist in ihnen, dass der pH-Wert <5 liegt. Eine Kalkung wäre zur Minderung des Mobilgehaltes für diese Böden empfehlenswert. Der Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) wird in allen untersuchten Ackerböden hingegen um mindestens 70% unterschritten.

Cd ist nach Pb das Schwermetall, das in den Sandböden das höchste gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) aufweist, wobei die nutzungsbedingten Unterschiede geringer sind als bei Pb. Das höchste GGP bei den Böden im Buntsandsteingebiet wurde unter Grünlandnutzung festgestellt. 75% der Standorte liegen in der mittleren Gefährdungsklasse bzw. weisen ein GGP von  $\leq 1$  auf. Die vergleichsweise ungünstige Bewertung ist Folge der überdurchschnittlichen Gesamtgehalte bei gleichzeitig niedrigen pH-Werten, was den Mobilanteil erhöht. Trotz der überdurchschnittlichen Werte wird bei einem GGP von  $\leq 1$  von einer unbedenklichen Gesamtsituation ausgegangen.

Trotz der sehr niedrigen pH-Werte werden die Waldböden etwas günstiger bewertet, da die höheren Mobilgehalte in den Waldböden von den niedrigen Gesamtgehalten ausgeglichen werden. 93% der sandigen Waldböden weisen ein geringes bis mittleres GGP auf, in 88% der Fälle liegt bei  $\leq 1$ . Der schon oben erwähnte belastete Waldboden fällt mit einem GGP von 24 (!) aus dem Rahmen. Dieser extrem hohe Wert ergibt sich aus den überhöhten Gesamt- und Mobilgehalten im gesamten Bodenbildungsbereich.

Das niedrigste GGP zeigen in diesem Gebiet die Ackerböden, die zwar einen etwas höheren Gesamtgehalt besitzen, jedoch durch Kalkung nur niedrige Mobilanteile aufweisen. 75% der Böden dieser Nutzungsform werden mit einem sehr geringen bis geringen GGP bewertet. Von einer Ausnahme abgesehen liegt das GGP immer unter 1.

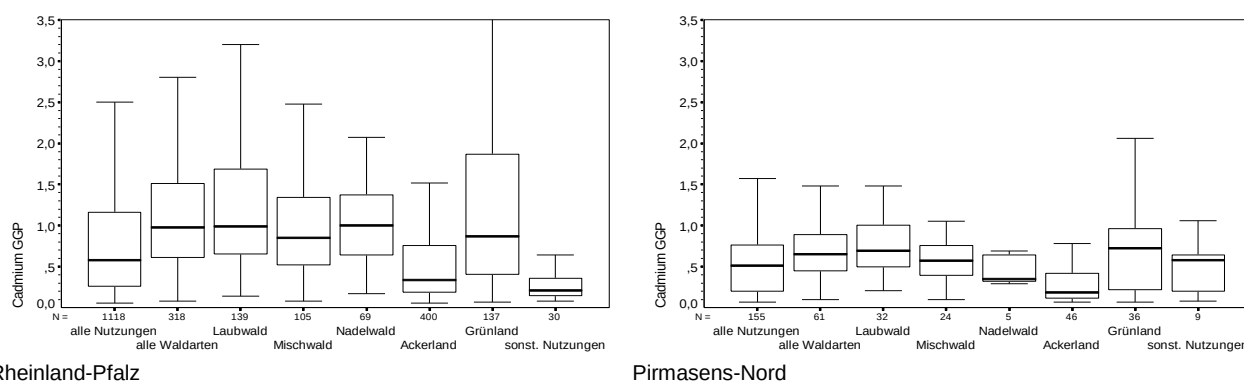


Abb. 38 Gewichtetes Gefährdungspotential von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Im Muschelkalkgebiet schwankt das GGP in Abhängigkeit von Substrat und Nutzung in einem weiten Bereich. Zwar muss auch an dieser Stelle nochmals auf die geringe Fallzahl hingewiesen werden, was eine schlechte statistische Absicherung zur Folge hat, aber die Unterschiede sind so auffallend, dass ein Trend abgelesen werden kann. Durch die hohen Mobilgehalte werden die Waldböden im Bereich der entcarbonatisierten Schluffmergel mit einem mittleren GGP von 1,8 am Ungünstigsten bewertet. Die landwirtschaftlich genutzten Böden fallen hingegen überwiegend in die geringe und sehr geringe Gefährdungskategorie. Trotz überdurchschnittlicher Gesamtgehalte geht von den carbonatreichen Ackerböden aufgrund der sehr geringen Mobilität das geringste Gefährdungspotential aus.

#### 4.2.4. Chrom

Im Gebiet des Kartenblattes Pirmasens-Nord überwiegen Böden bzw. Substrate mit geringen Chrom-(Cr-) Gehalten. Sowohl die substratspezifischen Mediane als auch die Perzentile entsprechen weitgehend den Werten aus anderen Landesteilen. Die Höchstwerte beim Gesamtgehalt ( $Cr_{ges}$ ) befinden sich überwiegend innerhalb der Ausreißergrenzen, so dass quasinatürliche Verhältnisse charakteristisch und extreme punktuelle Belastungen nicht vorhanden sind. Dies zeigt auch deutlich die thematische Karte der substratspezifischen Cr-Gehalte (siehe Kartenanlage), in der nur wenige Kreisdiagramme dargestellt sind. Diese erscheinen nur bei Überschreitung des substratabhängigen Medians. Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein enthalten die Substrate überwiegend 10-20 mg  $Cr_{ges}$ /kg. Im Gebiet des Muschelkalk sind im Oberboden vorwiegend Gehalte zwischen 20 und 40 mg  $Cr_{ges}$ /kg anzutreffen.

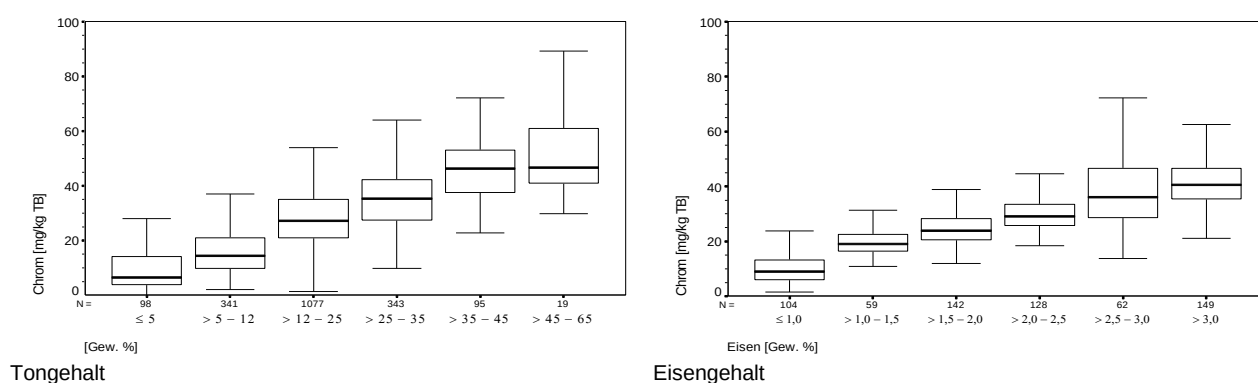


Abb. 39 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Der Gesamtgehalt ( $Cr_{ges}$ ) wird wie bei Kupfer, Nickel oder Zink vom Ton und insbesondere vom Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt des Ausgangssubstrats der Bodenbildung bestimmt (siehe Abb. 39). Dass der  $Cr_{ges}$ -Gehalt zum großen Teil durch diese spezifischen Bodenparameter erklärbar ist, weist auf naturnahe Verhältnisse hin.

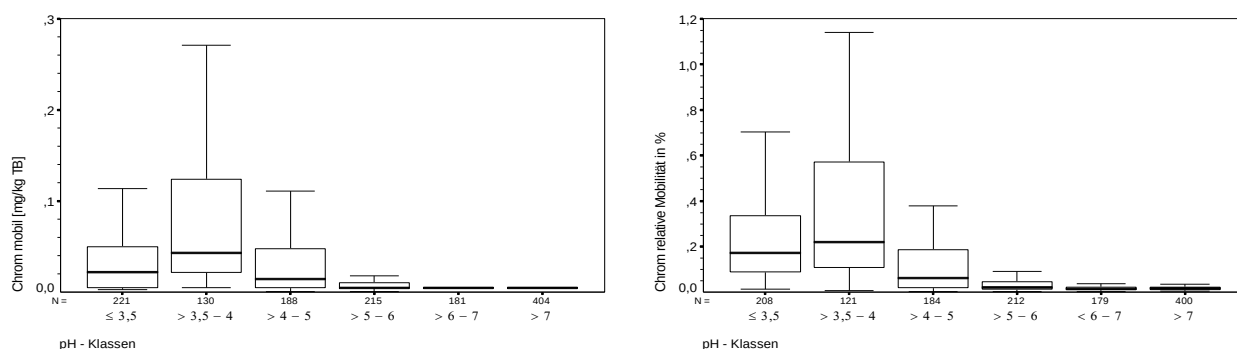


Abb. 40  $NH_4NO_3$ -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Von allen untersuchten Spurenelementen zeigt Chrom im Oberboden die geringste Mobilität. Wie bei den anderen Elementen steigt zwar sowohl der absolute Mobilgehalt als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt mit sinkendem pH-Wert zunächst an, jedoch nimmt die Mobilität bei pH-Werten von

<3,5 wieder ab. Eine stichhaltige Erklärung für dieses Phänomen fehlt noch. Möglicherweise wird Chrom, sofern es in labilen Bindungsformen vorliegt, bei solch tiefen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert, so dass eine Abnahme in den obersten Horizonten die Folge ist. Auch im pH-Bereich von 3,5 bis 4, in dem die maximale Mobilität erreicht wird, übersteigt die relative Mobilität im Mittel nicht 0,25%.

Tab. 46 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 123    | 0               | 2,1  | 13              | <b>18</b>     | 23              | 35              | 465  | 36                      |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 15,1 | 16              | <b>20</b>     | 27              | 31              | 31   | 31                      |
| YL                          | RP             | 2              | 176    | 0               | 12,1 | 24              | <b>30</b>     | 37              | 48              | 91   | 54                      |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 19,4 | 27              | <b>29</b>     | 33              | 33              | 33   | 33                      |
| Us                          | RP             | 3              | 25     | 0               | 3,2  | 9               | <b>13</b>     | 18              | 24              | 78   | 24                      |
|                             | 6711           | 4              | 17     | 0               | 3,7  | 11              | <b>13</b>     | 17              | 22              | 24   | 24                      |
| Uu                          | RP             | 5              | 23     | 0               | 1,9  | 24              | <b>28</b>     | 35              | 42              | 150  | 44                      |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 1,9  | 18              | <b>26</b>     | 27              | 28              | 28   | 28                      |
| UI                          | RP             | 6              | 99     | 0               | 8,9  | 23              | <b>32</b>     | 40              | 51              | 6330 | 66                      |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 16,7 | 20              | <b>25</b>     | 39              | 44              | 44   | 44                      |
| AI                          | RP             | 7              | 91     | 0               | 2,0  | 24              | <b>35</b>     | 42              | 48              | 99   | 68                      |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 17,2 | 18              | <b>22</b>     | 23              | 45              | 48   | 23                      |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 1,5  | 6               | <b>10</b>     | 13              | 20              | 30   | 22                      |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 1,5  | 8               | <b>12</b>     | 15              | 22              | 30   | 22                      |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 4,2  | 11              | <b>21</b>     | 28              | 29              | 30   | 30                      |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 20,8 | 21              | <b>25</b>     | 28              | 28              | 28   | 28                      |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 25     | 0               | 15,7 | 32              | <b>41</b>     | 50              | 62              | 99   | 77                      |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 14,9 | 24              | <b>34</b>     | 38              | 55              | 70   | 45                      |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 33,4 | 37              | <b>39</b>     | 41              | 42              | 43   | 43                      |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 34,1 | 36              | <b>39</b>     | 43              | 45              | 45   | 45                      |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 24,0 | 27              | <b>33</b>     | 37              | 40              | 49   | 49                      |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 3,0  | 18              | <b>23</b>     | 27              | 31              | 32   | 32                      |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 23,6 | 29              | <b>41</b>     | 43              | 49              | 54   | 54                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die lößleharmen periglazialen Lagen im Buntsandsteingebiet (^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)]) und die entsprechenden Solumsedimente weisen nutzungsunabhängig einen mittleren Gesamtgehalt ( $Cr_{ges}$ ) von 12 bzw. 13 mg  $Cr_{ges}$ /kg auf. Die lößlehmreicheren Substrate (pfl [Lp(2)/^s(2)]) sind mit durchschnittlich 25 mg  $Cr_{ges}$ /kg deutlich Cr-reicher. Die Ausreißergrenze, d.h. die Grenze, bei der anormale Werte auftreten, liegt in den Substraten des Buntsandsteingebietes zwischen 22 und 30 mg  $Cr_{ges}$ /kg.

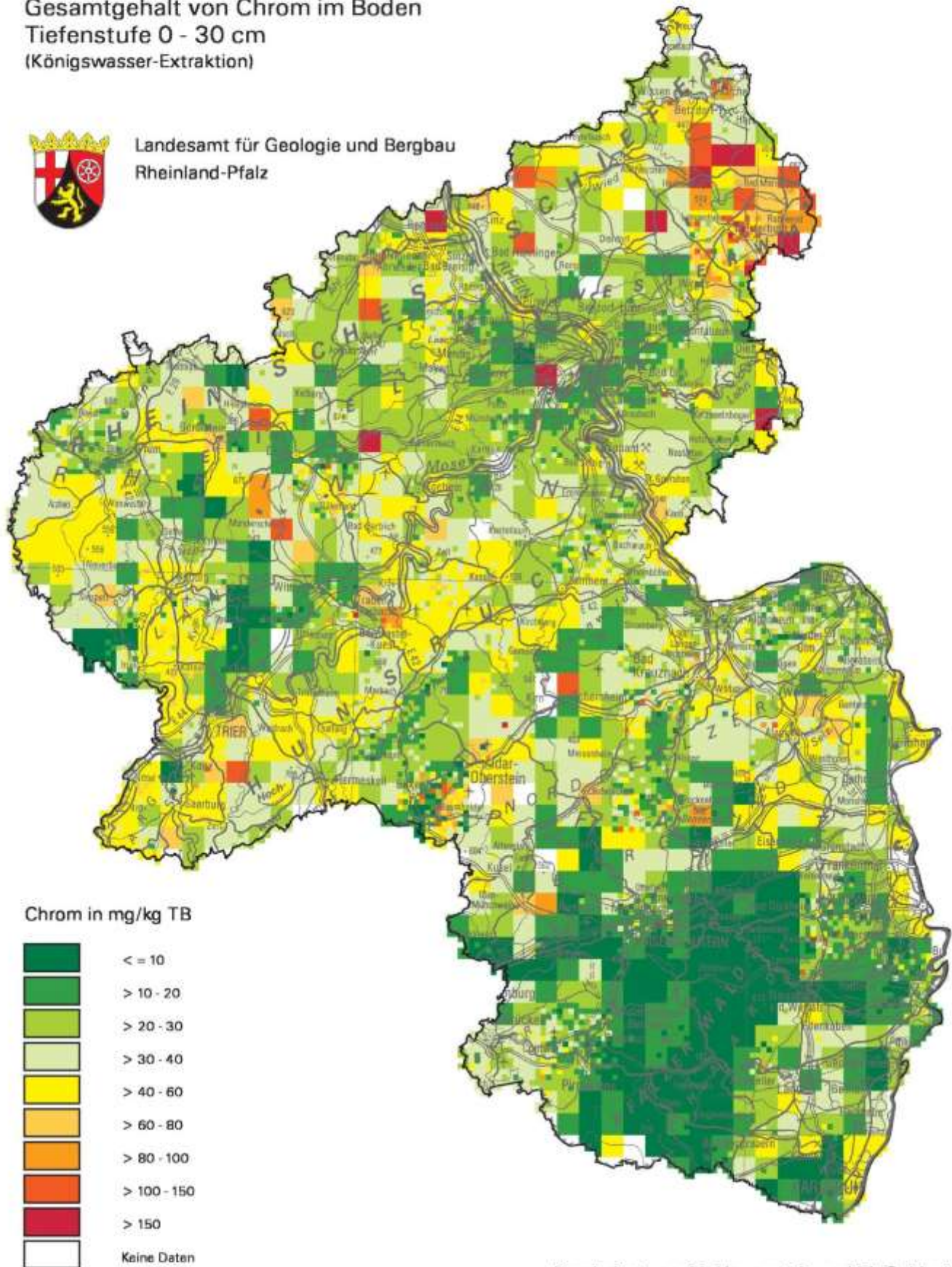
Trotz ähnlicher Tongehalte um 19 Gew.% und Eisengehalten um 2 Gew.%  $Fe_{ges}$  scheint in den Substraten, die entcarbonatisierten Schluffmergel enthalten, die Höhe des Lößlehmanteils den  $Cr_{ges}$ -Gehalt zu beeinflussen. Die lößlehmfreien bis -armen Substrate (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]) enthalten im Mittel 33 mg  $Cr_{ges}$ /kg, während in den Substraten mit mittlerem Lößlehmgehalt (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) nur 23 mg  $Cr_{ges}$ /kg zu finden sind. Einen Einfluss hat sicher der höhere Anteil der Cr-ärmeren Waldböden bei der Substratgruppe „pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]“, aber auch bei gleicher Nutzung ist in abgeschwächter Form dieser Unterschied zu erkennen. Der Lößlehm ist offensichtlich Cr-ärmer als die Gesteine des

# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Chrom im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 30   | 60           | 100 |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

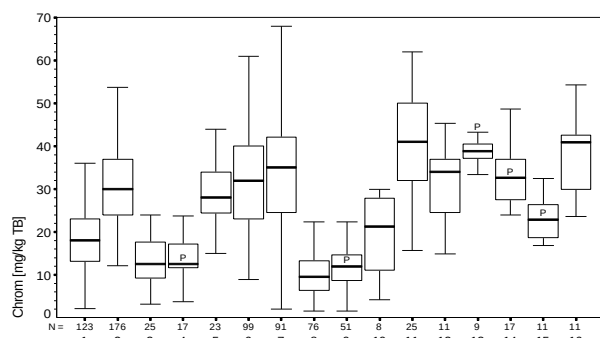


Abb. 41

Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Untergrundes und wirkt daher "verdünnend". Trotz der Unterschiede liegen sie bezogen auf Ton- und Eisengehalt jeweils im unteren bzw. oberen Erwartungsbereich.

Die carbonatreichen Böden (Um; pfl [Um(3-4)/-.-]; pfl [ $\wedge$ car/Um;Um/ $\wedge$ car]) und die tonigen Böden, die im Untersuchungsraum jeweils nur einen geringen Flächenanteil besitzen, weisen mit durchschnittlich 39 mg Cr<sub>ges</sub>/kg den höchsten Gehalt auf.

Der Cr<sub>ges</sub>-Gehalt liegt in den organischen Auflagen der sandreichen Waldböden ( $\wedge$ s;s; pfl [ $\wedge$ s(3-4)/Lp(0-1)]) mit durchschnittlich 9 mg Cr<sub>ges</sub>/kg etwas unter dem Landesdurchschnitt. Gegenüber dem folgenden Mineralbodenhorizont ist Cr nicht oder nur geringfügig angereichert. Der oberste Mineralbodenhorizont enthält unter Wald im Mittel 11 mg Cr<sub>ges</sub>/kg. Anders als Cd, Cu, Hg, Pb oder Zn reichert es sich nicht bzw. kaum in der Humusaufgabe an, da atmosphärische Cr-Immissionen ohne spezifische Emittenten gering sind, Cr bevorzugt mineralisch gebunden wird und Cr für Pflanzen kein essentieller Nährstoff ist. Der Cr<sub>ges</sub>-Gehalt der organischen Auflage steht daher in direkter Beziehung zum Angebot im Mineralboden. Eine geringe Abhängigkeit von der Baumart scheint ebenfalls zu bestehen, da die mittleren Cr<sub>ges</sub>-Gehalte mit zunehmendem Nadelstreuanteil leicht zunehmen. Auch innerhalb des Mineralbodens zeigt der vertikale Konzentrationsverlauf des Cr<sub>ges</sub>-Gehaltes die ausgeprägte Abhängigkeit vom Ton- und Fe-Gehalt.

Der mittlere Mobilgehalt liegt in der organischen Auflage mit 0,03 mg Cr<sub>mob</sub>/kg höher als im Oberboden (0,02 mg Cr<sub>mob</sub>/kg). Neben fehlender mineralischer Bindungsplätze dürften die Bodenschutzkalkungen hierfür verantwortlich sein, da damit die organischen Auflagen in einen pH-Bereich gehoben werden, in dem Cr seine höchste Mobilität besitzt. Ungefähr 0,2% des Gesamtgehaltes sind in diesen sauren Böden labil gebunden. Trotz des geringen Mobilanteils ist gerade in podsoligen Böden eine vertikale Verlagerung innerhalb des Bodenbildungsbereichs zu beobachten. Wenn der pH-Wert im Oberboden

Tab. 47 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 547    | 1               | <0,1 | 8               | <b>11</b>     | 16              | 22              | 116  | 28                      |
|                                         | 6711           | 59     | 0               | 0,4  | 7               | <b>10</b>     | 13              | 15              | 116  | 15                      |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 122    | 0               | 0,7  | 6               | <b>9</b>      | 14              | 22              | 89   | 26                      |
|                                         | 6711           | 27     | 0               | 0,7  | 7               | <b>11</b>     | 14              | 53              | 89   | 21                      |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 136    | 0               | 0,4  | 6               | <b>10</b>     | 14              | 18              | 116  | 25                      |
|                                         | 6711           | 30     | 0               | 0,4  | 8               | <b>9</b>      | 12              | 14              | 116  | 14                      |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 54     | 1               | <0,1 | 6               | <b>10</b>     | 13              | 20              | 26   | 21                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord



Tab. 48 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                     | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | Median           | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|------------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                           | RP             | 1              | 12     | 5               | <0,001 | <0,001          | <b>0,004</b>     | 0,007           | 0,011           | 0,017 | 0,017                   |
|                              | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,004  | 0,004           | <b>0,006</b>     | 0,008           | 0,015           | 0,017 | 0,008                   |
| YL                           | RP             | 2              | 27     | 22              | <0,001 | <0,001          | <b>&lt;0,001</b> | <0,001          | 0,005           | 0,017 | <0,001                  |
|                              | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,002  | 0,004           | <b>0,005</b>     | 0,008           | 0,017           | 0,017 | 0,005                   |
| Us                           | 6711           | 4              | 17     | 0               | 0,001  | 0,007           | <b>0,015</b>     | 0,023           | 0,030           | 0,064 | 0,030                   |
| Uu                           | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,004  | 0,009           | <b>0,013</b>     | 0,026           | 0,027           | 0,027 | 0,027                   |
| Ul                           | RP             | 6              | 47     | 22              | <0,001 | <0,001          | <b>0,003</b>     | 0,029           | 0,131           | 0,205 | 0,205                   |
|                              | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,003  | 0,003           | <b>0,010</b>     | 0,019           | 0,022           | 0,022 | 0,022                   |
| Al                           | RP             | 7              | 83     | 43              | <0,001 | <0,001          | <b>&lt;0,001</b> | 0,049           | 0,161           | 0,738 | 0,738                   |
|                              | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,005  | 0,006           | <b>0,008</b>     | 0,009           | 0,010           | 0,010 | 0,010                   |
| ^s; s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 22              | <0,001 | <0,001          | <b>0,011</b>     | 0,023           | 0,034           | 0,081 | 0,081                   |
|                              | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,001  | 0,011           | <b>0,019</b>     | 0,028           | 0,034           | 0,081 | 0,049                   |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]            | RP             | 10             | 8      | 1               | <0,001 | 0,003           | <b>0,017</b>     | 0,046           | 0,049           | 0,050 | 0,050                   |
|                              | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,003  | 0,003           | <b>0,006</b>     | 0,028           | 0,046           | 0,046 | 0,046                   |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]    | RP             | 11             | 24     | 21              | <0,001 | <0,001          | <b>&lt;0,001</b> | <0,001          | 0,003           | 0,156 | <0,001                  |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]      | RP             | 12             | 11     | 9               | <0,001 | <0,001          | <b>&lt;0,001</b> | <0,001          | 0,009           | 0,020 | <0,001                  |
| pfl [^car/Um;Um/^car]        | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,004  | 0,005           | <b>0,007</b>     | 0,008           | 0,012           | 0,014 | 0,010                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]        | 6711           | -              | 4      | 1               | <0,001 | <0,001          | <b>0,004</b>     | 0,005           | 0,005           | 0,005 | 0,005                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]  | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,001  | 0,003           | <b>0,004</b>     | 0,006           | 0,010           | 0,011 | 0,007                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]         | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,003  | 0,006           | <b>0,008</b>     | 0,041           | 0,048           | 0,053 | 0,053                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]            | RP             | 16             | 11     | 8               | <0,001 | <0,001          | <b>&lt;0,001</b> | <0,001          | 0,011           | 0,011 | 0,011                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

<3,5 liegt, scheint Cr gemeinsam mit Eisen verlagert und in den B-Horizonten wieder angereichert zu werden (siehe Abb. 45 Profil 6). Unterhalb des Bodenbildungsbereichs sinkt der Gehalt häufig unter 5 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg.

Die höheren Gesamtgehalte der Böden im Muschelkalkgebiet spiegeln sich abgeschwächt auch in der organischen Auflage wider. Im Mittel enthalten sie 14 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg, wobei der Wert eine gewisse Unsicherheit birgt, da der Gesamtgehalt bei gleichzeitig geringer Fallzahl extrem schwankt (6-116 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg). Bei dem Höchstwert von 116 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg, der westlich von Höheischweiler festgestellt wurde, scheint es sich nicht um einen Zufall zu handeln, da in einer in der Nähe befindlichen Humusauflage mit 61 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg ebenfalls ein ungewöhnlicher hoher Wert festgestellt wurde. Seltsamerweise sind die zugehörigen Oberböden mit 2 bzw. 3 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg ausgesprochen Cr-arm. Für die hohe Cr-Belastung dieser organischen Auflagen fehlt eine Erklärung. Trotz der vereinzelt hohen Gesamtgehalte schwankt der Mobilgehalt in den Humusaufgaben nur zwischen 0,02 und 0,05 mg  $\text{Cr}_{\text{mob}}$ /kg. Im Mittel sind 0,3% des Gesamtgehaltes labil gebunden, was etwa der Situation in den organischen Auflagen des Buntsandsteingebietes entspricht.

Von den in der Humusaufgabe belasteten Standorten abgesehen steigt im Gebiet des Muschelkalk der  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ -Gehalt in den Waldoberböden meist an, liegt mit 17 mg  $\text{Cr}_{\text{ges}}$ /kg in der Substratgruppe „pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]“ aber deutlich unter den Gehalten der landwirtschaftlich genutzten Böden. In den überwiegend mehrschichtigen „Muschelkalkböden“ nimmt der Gesamtgehalt unterhalb der Oberböden zunächst überwiegend weiter zu und auffallende Konzentrationsänderungen stehen meist mit einem Schichtwechsel und sich ändernden Ton- und Eisengehalten im Einklang. In erster Linie geht dies auf

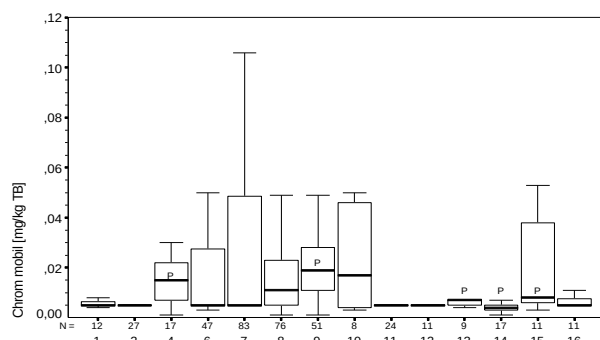


Abb. 42

NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

die unterschiedliche Substratzusammensetzung und nicht auf die rezente Bodenbildung zurück. In den Waldoberböden des Muschelkalkgebietes liegt der Mobilgehalt mit durchschnittlich 0,04 mg Cr<sub>mob</sub>/kg aufgrund der höheren Gesamtgehalte geringfügig höher als in den sandigen Waldböden. Der relative Mobilanteil am Gesamtgehalt beträgt im Mittel 0,3%. Da der pH-Wert meist mit der Tiefe ansteigt, wird der Einfluss des Gesamtgehaltes auf den absoluten Mobilgehalt mehr oder weniger stark überdeckt. Der prozentuale Anteil nimmt pH-bedingt mit der Tiefe stetig ab und erreicht im Unterboden sehr niedrige Werte.

Im Buntsandsteingebiet liegt der mittlere Gesamtgehalt in den landwirtschaftlich genutzten Böden mit 22 mg/kg auffallend höher als in den sandigen Waldböden. Dies ist jedoch nicht auf nutzungsbedingte Einträge zurückzuführen, sondern die Böden, die landwirtschaftlich genutzt werden, sind etwas toniger und eisenreicher. Bei im Mittel 15 Gew.% Ton und 1,5 Gew.% Fe liegen die gefundenen Gehalte im geogenen Erwartungsbereich (siehe Abb. 39). Da bei dieser Nutzung der natürliche pH-Wert durch Kalkung angehoben wird, beträgt die relative Mobilität nur 0,03%.

Die Ackerböden im Verbreitungsraums des Muschelkalk enthalten in den carbonatfreien Substraten im Mittel zwischen 26 und 33 mg Cr<sub>ges</sub>/kg, in den carbonatreichen und tonigeren Substraten 39 mg Cr<sub>ges</sub>/kg. Durch die hohen pH-Werte ist Cr weitgehend immobil, so dass die mittleren Mobilgehalte fast ausnahmslos unter 0,01 mg Cr<sub>mob</sub>/kg liegen. Typisch ist eine geringe relative Mobilität von nur 0,01-0,02%.

Tab. 49 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Chrom in der organischen Auflage  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 355    | 103             | <0,001 | <0,001          | <b>0,050</b>  | 0,325           | 0,740           | 1,977 | 1,977                   |
|                                         | 6711           | 61     | 0               | 0,011  | 0,027           | <b>0,034</b>  | 0,041           | 0,053           | 0,072 | 0,061                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 133    | 32              | <0,001 | 0,020           | <b>0,061</b>  | 0,445           | 0,920           | 1,977 | 1,056                   |
|                                         | 6711           | 28     | 0               | 0,019  | 0,027           | <b>0,033</b>  | 0,040           | 0,055           | 0,072 | 0,057                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 147    | 42              | <0,001 | <0,001          | <b>0,045</b>  | 0,228           | 0,612           | 1,425 | 1,425                   |
|                                         | 6711           | 31     | 0               | 0,011  | 0,026           | <b>0,034</b>  | 0,041           | 0,052           | 0,061 | 0,061                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 61     | 25              | <0,001 | <0,001          | <b>0,049</b>  | 0,213           | 0,475           | 1,163 | 1,163                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Bei einem mittleren Gesamtgehalt von 20 bzw. 29 mg Cr<sub>ges</sub>/kg und maximal 33 mg Cr<sub>ges</sub>/kg sind die anthropogenen Substrate (YS, YL) im Untersuchungsraum nicht oder nur gering belastet. Die Cr<sub>ges</sub>-Gehalte entsprechen vielmehr den Werten, die in natürlichen Böden der Umgebung zu finden sind. Eine nennenswerte Cr-Belastung wurde bei den untersuchten Siedlungsböden nicht beobachtet. Infolge der günstigen Bodenreaktion liegt der Mobilgehalt meist nur wenig über der Nachweisgrenze und der Mobilanteil am Gesamtgehalt überschreitet selten 0,03%.

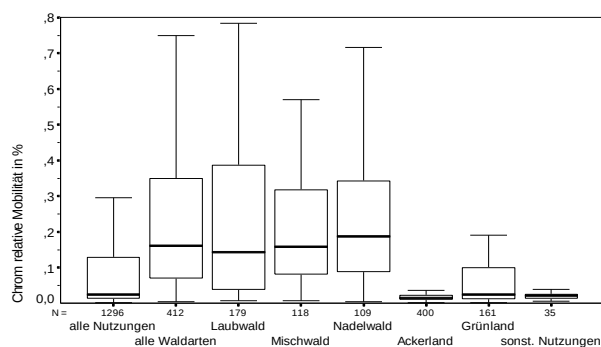


Abb. 43

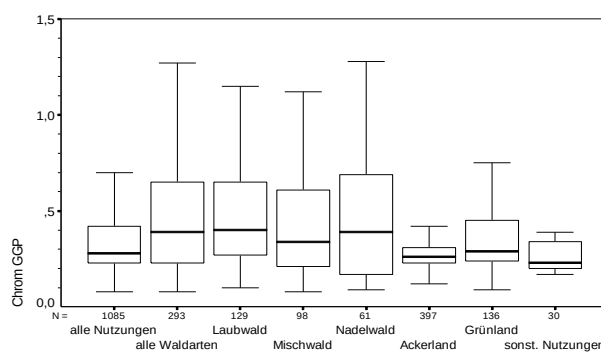
Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für die Bodenart Sand von 30 mg  $Cr_{ges}$ /kg wird in allen Substraten des Buntsandsteingebietes, also auch in den lößlehmreicheren Substraten (pfl [Lp(2)/<sup>s</sup>(2)]) und sandigen Solumsedimenten (Us) meist deutlich unterschritten. Die landwirtschaftlich genutzten Böden kommen am nächsten an diesen Wert heran, was aber - wie oben erwähnt - überwiegend natürliche Ursachen hat. Lediglich in einem Waldoberboden der Vorsorgewert erreicht. Dies ist auch jener Boden, bei dem andere Schwermetalle wie Cd, Pb und Hg erheblich erhöhte Gehalte aufweisen.

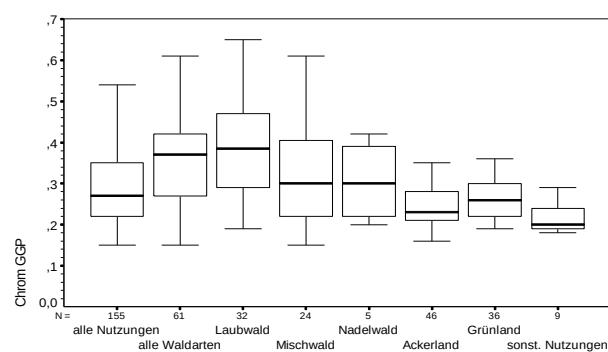
Für die überwiegend schluffreichen Böden im Muschelkalkgebiet gilt nach der BBodSchV der Vorsorgewert von 60 mg  $Cr_{ges}$ /kg bzw. kleinräumig in den tonigen Substraten der Wert von 100 mg  $Cr_{ges}$ /kg. Diese werden immer deutlich unterschritten.

Daher liegen die Gesamtgehalte in allen Ackerböden des Untersuchungsraums auch unter dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg  $Cr_{ges}$ /kg. Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Bodensickerwasser im Oberboden von 0,13 mg  $Cr_{mob}$ /kg wird ebenfalls in keinem der untersuchten Böden erreicht.

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) liegt in den Sandböden des Untersuchungsgebietes zu 14% im sehr geringen und zu 86% im geringen Bereich. Die Waldböden sind etwas ungünstiger als die landwirtschaftlich genutzten Böden bewertet, da die pH-bedingt höheren Mobilgehalte nicht vollständig von den geringen Gesamtgehalten kompensiert werden. Aber auch in ihnen wird ein GGP von 0,6 nicht überschritten. Das Gefährdungspotential (GP) der einzelnen Horizonte sinkt mit der Tiefe kaum ab, d.h. es ist innerhalb der oberen 30 cm des Mineralbodens relativ einheitlich. Wie die Grenzwertbetrachtung (siehe oben) weist auch die Bewertung durch das GGP auf die quasinatürlichen Cr-Gehalte in den Sandböden des Untersuchungsraums hin.



Rheinland-Pfalz



Pirmasens-Nord

Abb. 44 Gewichtetes Gefährdungspotential von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

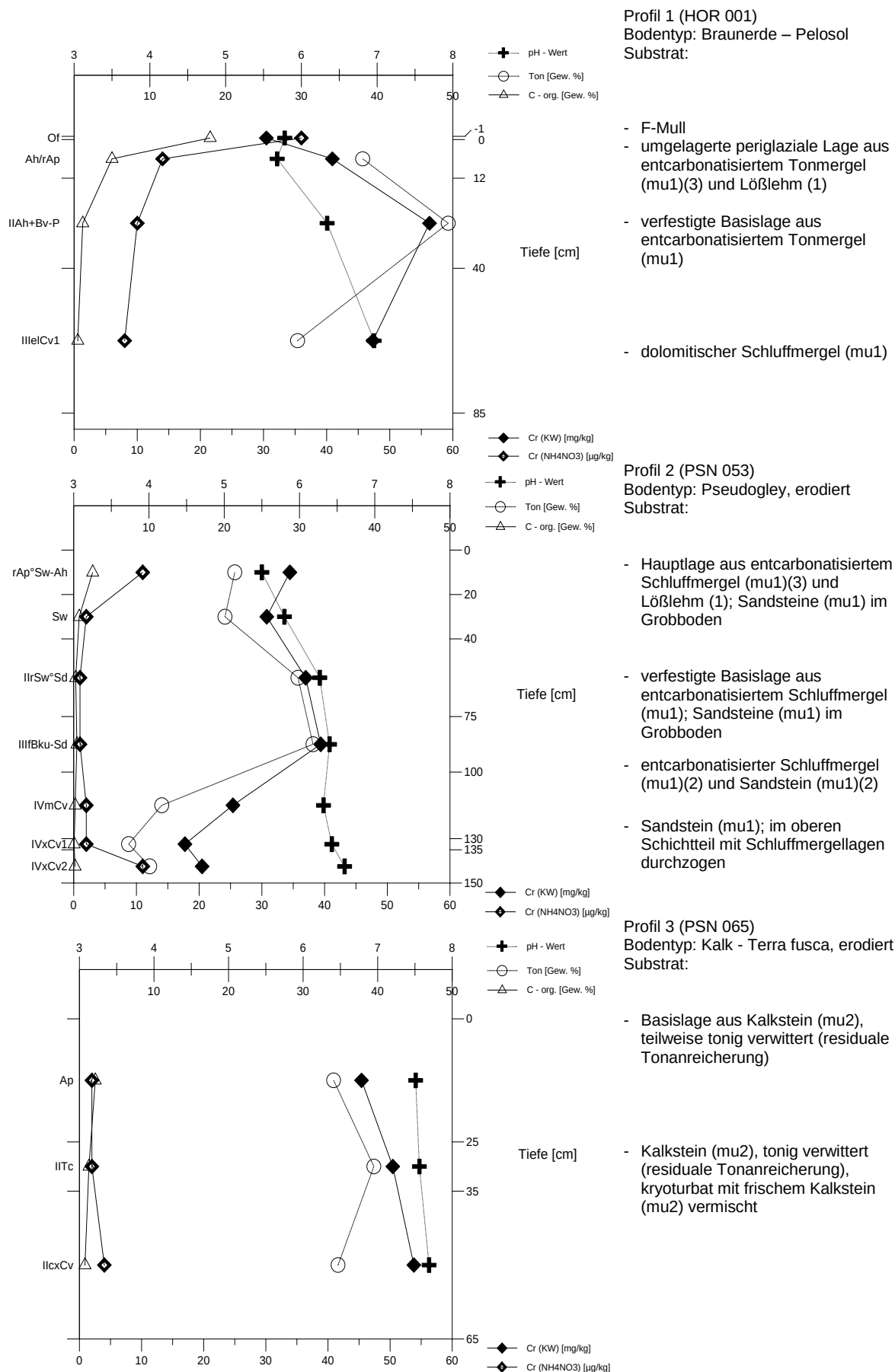
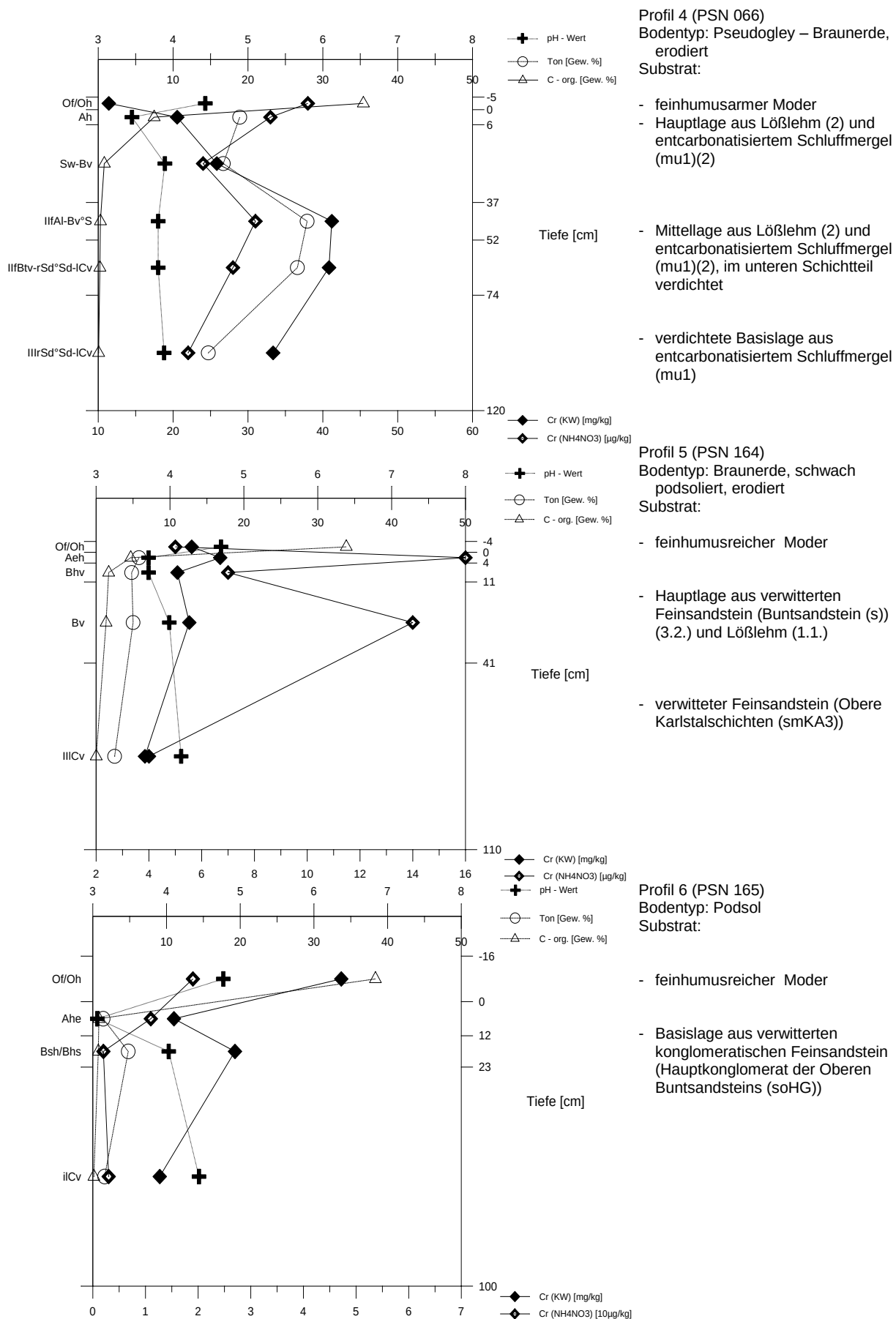


Abb. 45 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich



Trotz der höheren geogenen Gesamtgehalte ist dank der geringen Mobilgehalte auch die Situation in den Böden des Muschelkalkgebietes hinsichtlich des GGP günstig. Es liegt in diesem Raum in allen Substraten im Mittel bei 0,3, und somit im unteren Bereich der geringen Gefährdungsklasse. Landwirtschaftlich genutzte Böden liegen aufgrund der hohen pH-Werte meist noch etwas günstiger, und Waldböden weisen dementsprechend ein geringfügig höheres GGP auf. Die mittlere Gefährdungsklasse wird in keinem Boden erreicht.

Die  $Cr_{ges}$ -Gehalte der Böden bewegen sich in allen Substraten und Nutzungen weitgehend im geochemischen Erwartungsbereich und die Maximalwerte liegen innerhalb der Ausreißergrenze. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, wie z.B. in den belasteten Humusaufträgen, entspricht die Situation damit im gesamten Untersuchungsraum im wesentlichen naturnahen Verhältnissen.

#### 4.2.5. Kupfer

Die räumliche Verteilung der mittleren Kupfer-(Cu-)Gehalte im Oberboden zeigt deutlich die Abhängigkeit von der Zusammensetzung der bodenbildenden Substrate (siehe Kartenanlage). Zum einen sind es die sandigen, ausgesprochen Cu-armen Substrate im Bereich des Buntsandstein, zum anderen die überwiegend schluffigen Substrate im Muschelkalkgebiet mit meist geringen bis mittleren Cu-Gesamtgehalten ( $Cu_{ges}$ ) von 15 bis 27 mg  $Cu_{ges}$ /kg. In den tonigen Böden im südwestlichen Arbeitsgebiet treten kleinräumig auch Gehalte von  $\geq 30$  mg  $Cu_{ges}$ /kg auf. Sowohl die Anzahl und die Größe der Kreisdiagramme in der Cu-Karte als auch die statistischen Werte (siehe Tab. 50) belegen, dass die substratabhängigen Hintergrundwerte in den Oberböden des Untersuchungsgebietes im allgemeinen nicht oder nur unerheblich überschritten werden.

Der Gesamtgehalt ( $Cu_{ges}$ ) wird wie bei Chrom, Nickel und Zink maßgeblich vom Ton- und Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt des Substrats beeinflusst (siehe Abb. 46). Dies bedeutet, dass mit steigendem Eisen- und Tongehalt auch mit höheren Kupfergehalten zu rechnen ist.

Der Absolutgehalt an  $NH_4NO_3$ -extrahierbarem Kupfer ( $Cu_{mob}$ ) steigt im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente mit dem pH-Wert an (siehe Abb. 47). Dies liegt einerseits im amphoteren Chemismus des Kupfers, andererseits daran, dass zahlreiche Substrate mit hohem  $Cu_{ges}$ -Gehalt auch hohe pH-Werte aufweisen. Am niedrigsten ist der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) im Bereich zwischen pH 5 und pH 6 und steigt sowohl zum sauren als auch zum alkalischen Bereich an. Dieses amphotere Verhalten wird auch in der Literatur beschrieben (z.B. HORNBURG

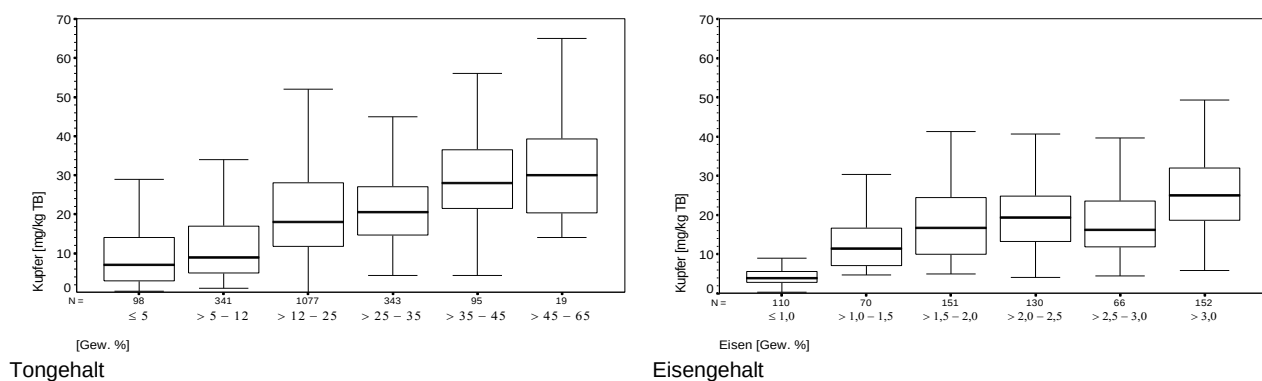


Abb. 46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

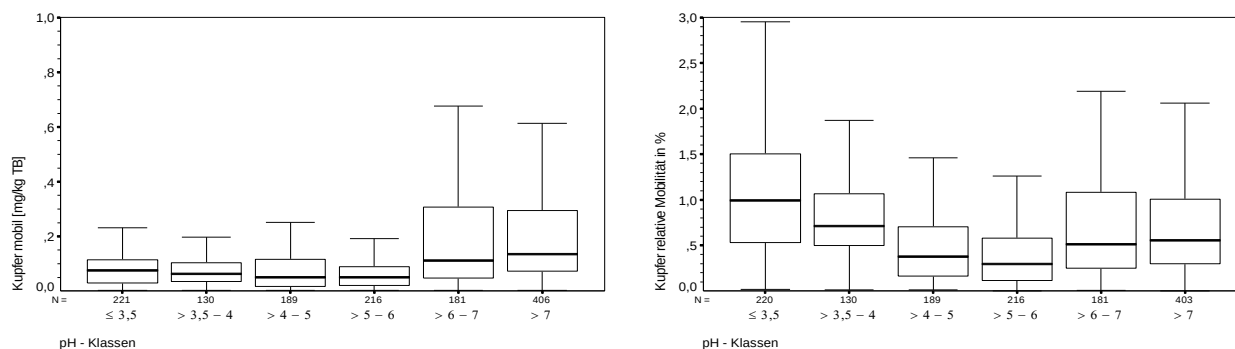


Abb. 47  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

1991, PRÜß 1994, HAUENSTEIN & BOR 1996). Die in Abb. 47 dargestellten Mediane stehen in sehr gutem Einklang mit dem Regressionsmodell von PRÜß (1994).

Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein weisen die sandreichen periglazialen Lagen und ihre Solum-sedimente ( $\text{^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)]}$ , Us) in der Hälfte der Oberböden Gesamtgehalte von  $\leq 5 \text{ mg/kg}$  auf. Neben den Sanden im Bereich des Speyerbachschwemmfächers und den carbonatfreien Flug-sanden der Oberrheinebene sind es die Cu-ärmsten Substrate, die bislang in Rheinland-Pfalz un-

Tab. 50 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Nr. Boxplot | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max. | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|-------------|--------|--------------|------|--------------|--------|--------------|--------------|------|----------------------|
| YS                                   | RP         | 1           | 123    | 0            | 1,7  | 9            | 15     | 30           | 87           | 880  | 61                   |
|                                      | 6711       | -           | 7      | 0            | 8,2  | 12           | 15     | 17           | 21           | 22   | 22                   |
| YL                                   | RP         | 2           | 176    | 0            | 7,3  | 16           | 22     | 38           | 64           | 318  | 64                   |
|                                      | 6711       | -           | 5      | 0            | 15,6 | 16           | 21     | 24           | 24           | 24   | 24                   |
| Us                                   | RP         | 3           | 25     | 0            | 1,8  | 4            | 6      | 8            | 18           | 43   | 10                   |
|                                      | 6711       | 4           | 17     | 0            | 2,1  | 3            | 5      | 7            | 9            | 18   | 10                   |
| Uu                                   | RP         | 5           | 23     | 0            | 6,9  | 12           | 14     | 23           | 25           | 82   | 27                   |
|                                      | 6711       | -           | 5      | 0            | 10,1 | 13           | 16     | 17           | 18           | 18   | 18                   |
| UI                                   | RP         | 6           | 102    | 0            | 3,9  | 12           | 16     | 24           | 52           | 332  | 38                   |
|                                      | 6711       | -           | 6      | 0            | 9,9  | 10           | 13     | 15           | 24           | 25   | 15                   |
| Al                                   | RP         | 7           | 91     | 0            | 2,2  | 15           | 26     | 43           | 68           | 284  | 75                   |
|                                      | 6711       | -           | 6      | 0            | 9,0  | 11           | 12     | 13           | 25           | 26   | 13                   |
| $\text{^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)]}$ | RP         | 8           | 76     | 0            | 0,3  | 3            | 4      | 6            | 8            | 67   | 8                    |
|                                      | 6711       | 9           | 51     | 0            | 0,5  | 3            | 4      | 6            | 13           | 67   | 8                    |
| pfl [Lp(2)/ $\text{^s(2)}$ ]         | RP         | 10          | 8      | 0            | 3,0  | 7            | 11     | 23           | 45           | 51   | 33                   |
|                                      | 6711       | -           | 4      | 0            | 13,0 | 13           | 23     | 42           | 51           | 51   | 51                   |
| $\text{^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]}$   | RP         | 11          | 25     | 0            | 5,3  | 11           | 17     | 31           | 74           | 105  | 48                   |
| $\text{^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]}$     | RP         | 12          | 11     | 0            | 9,4  | 17           | 27     | 36           | 52           | 72   | 38                   |
| pfl [ $\text{^car/Um;Um/^car}$ ]     | 6711       | 13          | 9      | 0            | 15,4 | 16           | 17     | 22           | 24           | 25   | 25                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]                | 6711       | -           | 4      | 0            | 23,2 | 23           | 25     | 30           | 34           | 34   | 34                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]          | 6711       | 14          | 17     | 0            | 9,8  | 12           | 14     | 21           | 29           | 53   | 31                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]                 | 6711       | 15          | 11     | 0            | 5,0  | 7            | 15     | 19           | 43           | 63   | 30                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]                    | RP         | 16          | 11     | 0            | 13,7 | 28           | 30     | 64           | 169          | 205  | 72                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

tersucht wurden. Die periglazialen Lagen mit mittleren Lößlehmanteil (pfl [Lp(2)/^s(2)]) enthalten deutlich mehr Cu. Trotz der Unsicherheit durch eine geringe Fallzahl ist dies vermutlich nicht allein auf den höheren Lößlehmanteil und damit höheren Tongehalt zurückzuführen, sondern möglicherweise auch darauf, dass diese Böden ungleich stärker landwirtschaftlich genutzt werden (siehe unten). In den Waldböden des Buntsandsteingebietes sind die höchsten Gesamt- und Mobilgehalte in der organischen Auflage zu finden. Der Median beträgt in ihnen 8 mg Cu<sub>ges</sub>/kg bzw. 0,12 mg Cu<sub>mob</sub>/kg. Dennoch unterschreitet selbst das 90.Perzentil mit 12 mg Cu<sub>ges</sub>/kg den landesweiten Mittelwert. Die geringen Gesamtgehalte zeigen, dass trotz der gegenüber dem Mineralboden 2-bis 5fach höheren Konzentrationen die Gehalte in Beziehung zum geringen Angebot im Mineralboden stehen. Es ist zwar davon auszugehen, dass ein Teil des Cu auch aus atmosphärischen Einträgen stammt, die ausgeprägte oberflächen nahe Anreicherung beim Cu aber im Wesentlichen über die natürliche Bioakkumulation erfolgt. Diese Einschätzung wird durch den Vergleich mit Cu-reichen Waldböden gestützt. In diesen enthalten die Humusaufgaben meist weniger Cu<sub>ges</sub> als die folgenden Mineralbodenhorizonte (HAUENSTEIN 2000).

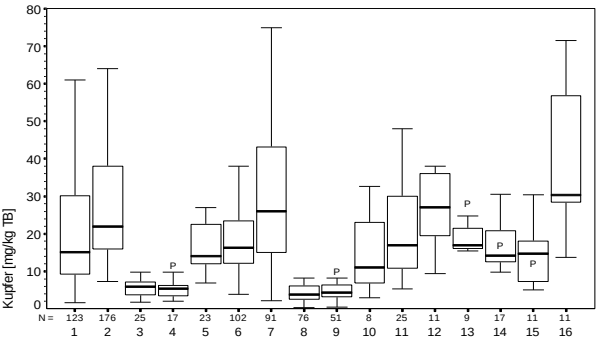


Abb. 48  
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Der mittlere Gesamtgehalt beträgt im Oberboden der sandreichen Substrate nur 3,7 mg Cu<sub>ges</sub>/kg. Er steigt zu den B-Horizonten oft geringfügig wieder an, was auf eine gewisse vertikale Verlagerung hinweist. Die Tiefenfunktion des Cu<sub>ges</sub> ähnelt dabei dem Tongehalt. Unterhalb 30 cm enthalten sie durchschnittlich nur noch 2,7 mg Cu<sub>ges</sub>/kg, bei einem Tongehalt von <10 Gew.% sogar nur 1,7 mg Cu<sub>ges</sub>/kg. Der Mobilanteil im Oberboden beträgt im Mittel trotz der tiefen pH-Werte nur 0,6% des Gesamtgehaltes, dies entspricht 0,025 mg Cu<sub>mob</sub>/kg. Damit liegen die Werte im unteren Erwartungsbereich (siehe Abb. 47). Die geringen Gesamt- und Mobilgehalten lassen eine schwache Versorgung an diesem Spurennährstoff vermuten, ein Mangel erscheint aber unwahrscheinlich. Die Cu<sub>ges</sub>-Gehalte der Waldböden entsprechen weitgehend natürlichen Verhältnissen.

Tab. 51 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max. | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|------|--------------|--------|--------------|--------------|------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 586    | 0            | 2,1  | 9            | 13     | 18           | 23           | 421  | 31                   |
|                                      | 6711       | 59     | 0            | 4,7  | 8            | 9      | 10           | 12           | 17   | 14                   |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 137    | 0            | 2,2  | 8            | 12     | 15           | 17           | 27   | 23                   |
|                                      | 6711       | 27     | 0            | 6,5  | 8            | 9      | 11           | 12           | 15   | 15                   |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 146    | 0            | 2,5  | 8            | 10     | 15           | 18           | 45   | 23                   |
|                                      | 6711       | 30     | 0            | 4,7  | 8            | 8      | 10           | 11           | 17   | 12                   |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 63     | 0            | 2,1  | 10           | 13     | 18           | 20           | 37   | 26                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

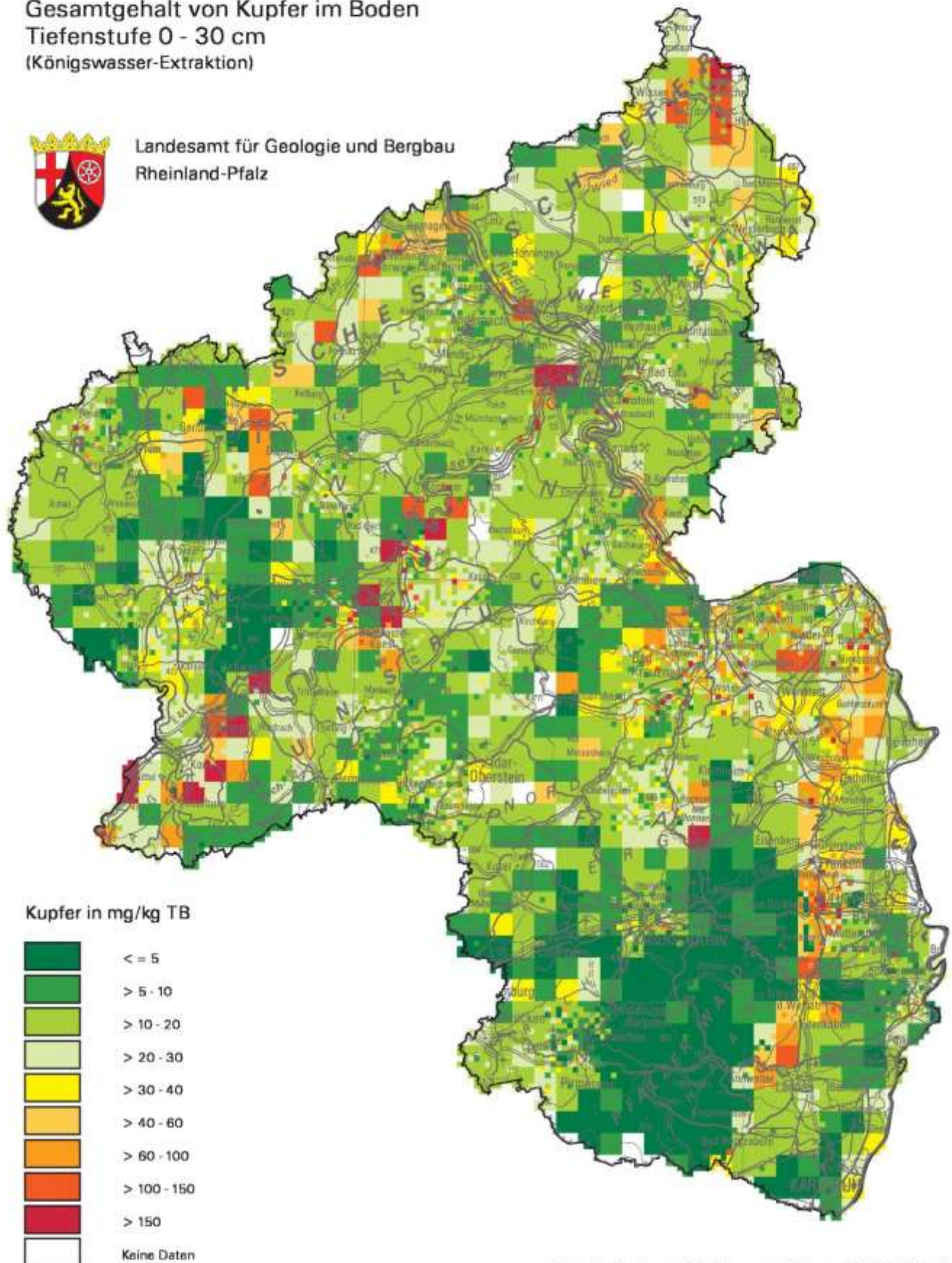


# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Kupfer im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 20   | 40           | 60  |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

Da die Böden im Bereich des Muschelkalk vorrangig landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen, stehen hier nur wenige Daten zu den Waldböden zur Verfügung. Die Waldoberböden in diesem Gebiet sind überwiegend in periglazialen Lagen aus lößlehmhaltigem entcarbonatisiertem Schluffmergel (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) entwickelt. Sie enthalten mit 7 mg Cu<sub>ges</sub>/kg deutlich geringere Gesamtgehalte als die entsprechenden Ackerböden. Bezogen auf einen mittleren Tongehalt von 19 Gew.% liegen die Gehalte unterhalb des Erwartungsbereichs (siehe Abb. 46). Auch hier weisen die organischen Auflagen höhere Gesamt- und Mobilgehalte als ihre Oberböden auf. Sie enthalten mit durchschnittlich 10 mg Cu<sub>ges</sub>/kg etwas mehr als jene aus dem Buntsandsteingebiet. Auch hier ist ein Zusammenhang mit dem Cu-Angebot im Mineralboden zu sehen. Der Mobilgehalt nimmt von der Humusaufgabe mit 0,25 mg Cu<sub>mob</sub>/kg zum Oberboden mit 0,06 deutlich ab. Dies entspricht trotz sinkender pH-Werte einer Halbierung der relativen Verfügbarkeit des Gesamtgehaltes auf 1,2%. Dies ist vermutlich auf den höheren Anteil mineralischer Bindungsplätze im Oberboden zurückzuführen. Unterhalb des Oberbodens ist in der Regel eine Abhängigkeit vom Tongehalt zu erkennen. Da der Tongehalt in mehrschichtigen Bodenprofilen in erster Linie von der Zusammensetzung der geologischen Schichten und weniger von der Bodenbildung bestimmt wird, sind auffallende Konzentrationsänderungen beim Cu<sub>ges</sub>-Gehalt ebenfalls an Schichtwechsel gebunden. Die Unterböden sind im Bereich der entcarbonatisierten Schluffmergel häufig etwas toniger, so dass dort auch der Cu<sub>ges</sub>-Gehalt ansteigt. Die geringe Probenanzahl lässt eine statistische Auswertung nicht zu, aber im Trend liegt der Tongehalt häufig um 25-30 Gew.% und der Cu-Gehalt zwischen 12 und 15 mg Cu<sub>ges</sub>/kg.

Tab. 52 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 12     | 0               | 0,008  | 0,029           | <b>0,081</b>  | 0,134           | 0,162           | 0,182 | 0,182                   |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,008  | 0,018           | <b>0,033</b>  | 0,065           | 0,108           | 0,119 | 0,119                   |
| YL                          | RP             | 2              | 27     | 1               | <0,005 | 0,030           | <b>0,073</b>  | 0,153           | 0,221           | 0,688 | 0,299                   |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,003  | 0,016           | <b>0,025</b>  | 0,026           | 0,030           | 0,030 | 0,030                   |
| Us                          | 6711           | 4              | 17     | 1               | <0,005 | 0,010           | <b>0,018</b>  | 0,035           | 0,060           | 0,167 | 0,066                   |
| Uu                          | 6711           | -              | 6      | 1               | <0,005 | 0,010           | <b>0,026</b>  | 0,058           | 0,090           | 0,093 | 0,093                   |
| UI                          | RP             | 6              | 47     | 8               | <0,005 | 0,009           | <b>0,040</b>  | 0,100           | 0,139           | 0,242 | 0,172                   |
|                             | 6711           | -              | 6      | 1               | <0,005 | 0,005           | <b>0,015</b>  | 0,030           | 0,058           | 0,061 | 0,061                   |
| AI                          | RP             | 7              | 84     | 1               | <0,005 | 0,052           | <b>0,096</b>  | 0,219           | 0,585           | 3,594 | 0,449                   |
|                             | 6711           | -              | 6      | 1               | <0,005 | 0,015           | <b>0,018</b>  | 0,020           | 0,025           | 0,025 | 0,025                   |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 13              | <0,005 | 0,005           | <b>0,020</b>  | 0,051           | 0,090           | 0,150 | 0,116                   |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 9               | <0,005 | 0,005           | <b>0,020</b>  | 0,039           | 0,083           | 0,150 | 0,086                   |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 0,008  | 0,009           | <b>0,068</b>  | 0,079           | 0,103           | 0,112 | 0,112                   |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,008  | 0,008           | <b>0,009</b>  | 0,046           | 0,081           | 0,081 | 0,081                   |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 24     | 2               | <0,005 | 0,011           | <b>0,067</b>  | 0,153           | 0,327           | 0,524 | 0,313                   |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 0,018  | 0,096           | <b>0,171</b>  | 0,260           | 0,475           | 0,568 | 0,413                   |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,005  | 0,010           | <b>0,030</b>  | 0,049           | 0,060           | 0,066 | 0,066                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,030  | 0,040           | <b>0,051</b>  | 0,054           | 0,056           | 0,056 | 0,056                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 5               | <0,005 | <0,005          | <b>0,010</b>  | 0,021           | 0,037           | 0,056 | 0,056                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 1               | <0,005 | 0,016           | <b>0,028</b>  | 0,058           | 0,209           | 0,231 | 0,061                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 0,033  | 0,049           | <b>0,083</b>  | 0,199           | 0,743           | 1,009 | 0,200                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

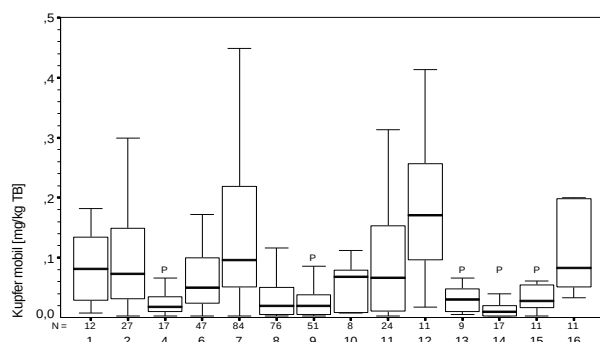


Abb. 49

$\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Eine Besonderheit ist in Profil 2 (Abb. 52) festzustellen. Im Grenzbereich der Gesteine des Muschelkalk zum Buntsandstein treten geringmächtige teilweise Eisen-reiche Sandsteinlagen mit ungewöhnlich hohen  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ -Gehalten auf. Bei den anderen Spurenelementen sind solche Anomalien hingegen nicht zu beobachten. In diesem stratigraphischen Grenzbereich wurden auch in einigen Ackerböden auffallend hohe Cu-Gehalte von bis zu 67 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg im Oberboden bzw. 214 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg im Unterboden gefunden. Möglicherweise hat dies geogene Ursachen.

In den im Untersuchungsraum seltenen tonigen Waldböden dürfte der typische Gesamtgehalt im Mineralboden bei ungefähr 40 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg liegen.

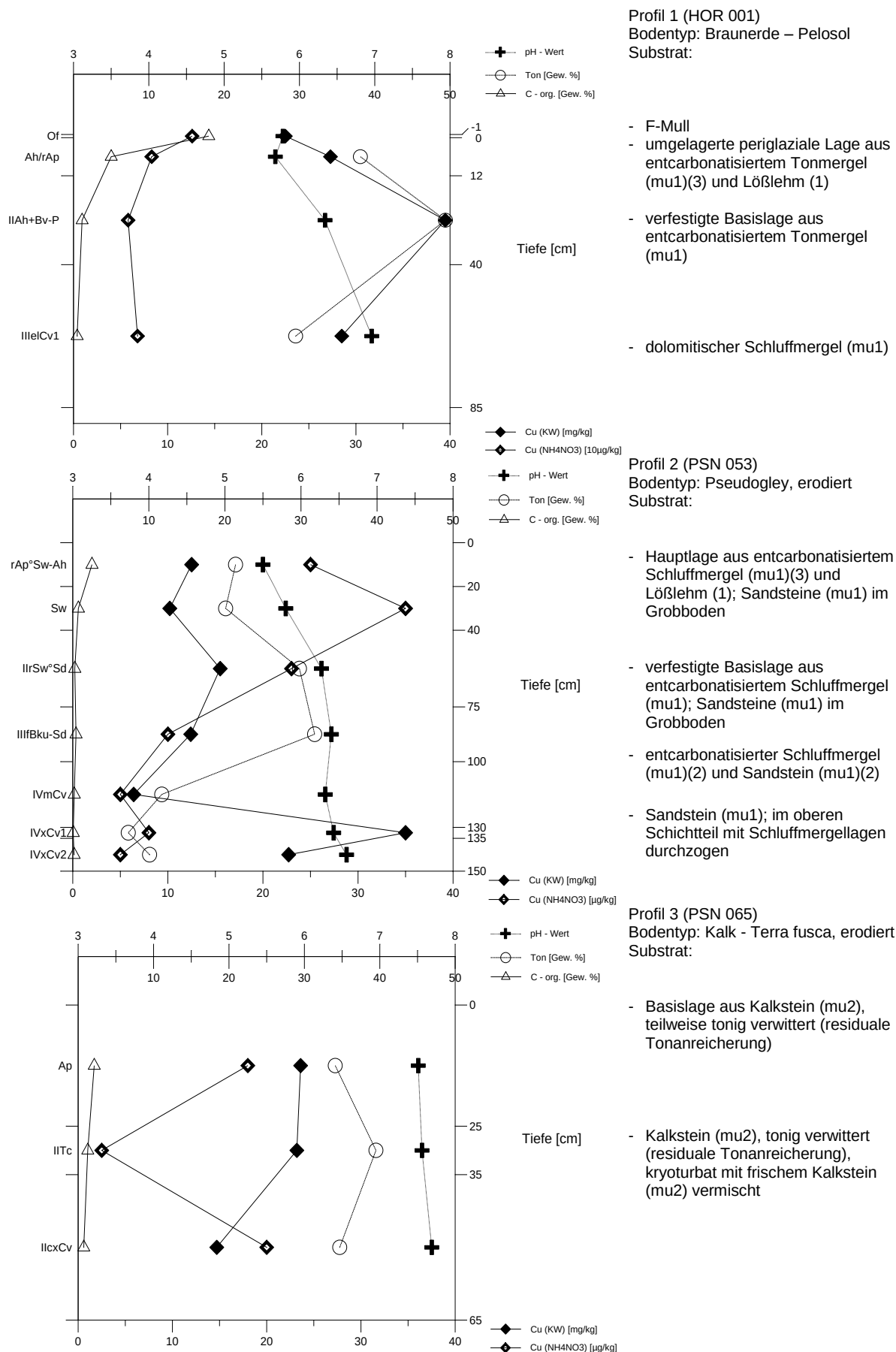
Im Bereich des Buntsandstein liegen die mittleren Cu-Gehalte in Grünlandböden mit 7 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg und insbesondere in den Ackerböden mit 10 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg deutlich über den entsprechenden Waldböden. Während sich dies in den Grünlandböden noch mit dem höheren Tongehalt erklären lässt, sind bei den Ackerböden vielleicht auch anthropogene Einträge mitverantwortlich. Bei Gesamtgehalten von >30 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg liegt mit Sicherheit eine Zusatzbelastung vor. Dies tritt in etwa 25% der Ackerböden auf. Möglicherweise wurden örtlich zur Vermeidung eines Cu-Mangels spezielle Cu-haltige Dünger eingesetzt, da die Mobilgehalte mit 0,010-0,015 mg  $\text{Cu}_{\text{mob}}$ /kg allgemein gering sind. Gerade die  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ -reichen Ackerböden sind aber relativ stark gekalkt, so dass sie sich in ihrem Mobilgehalt kaum von den Standorten mit normalen Gesamtgehalten unterscheiden.

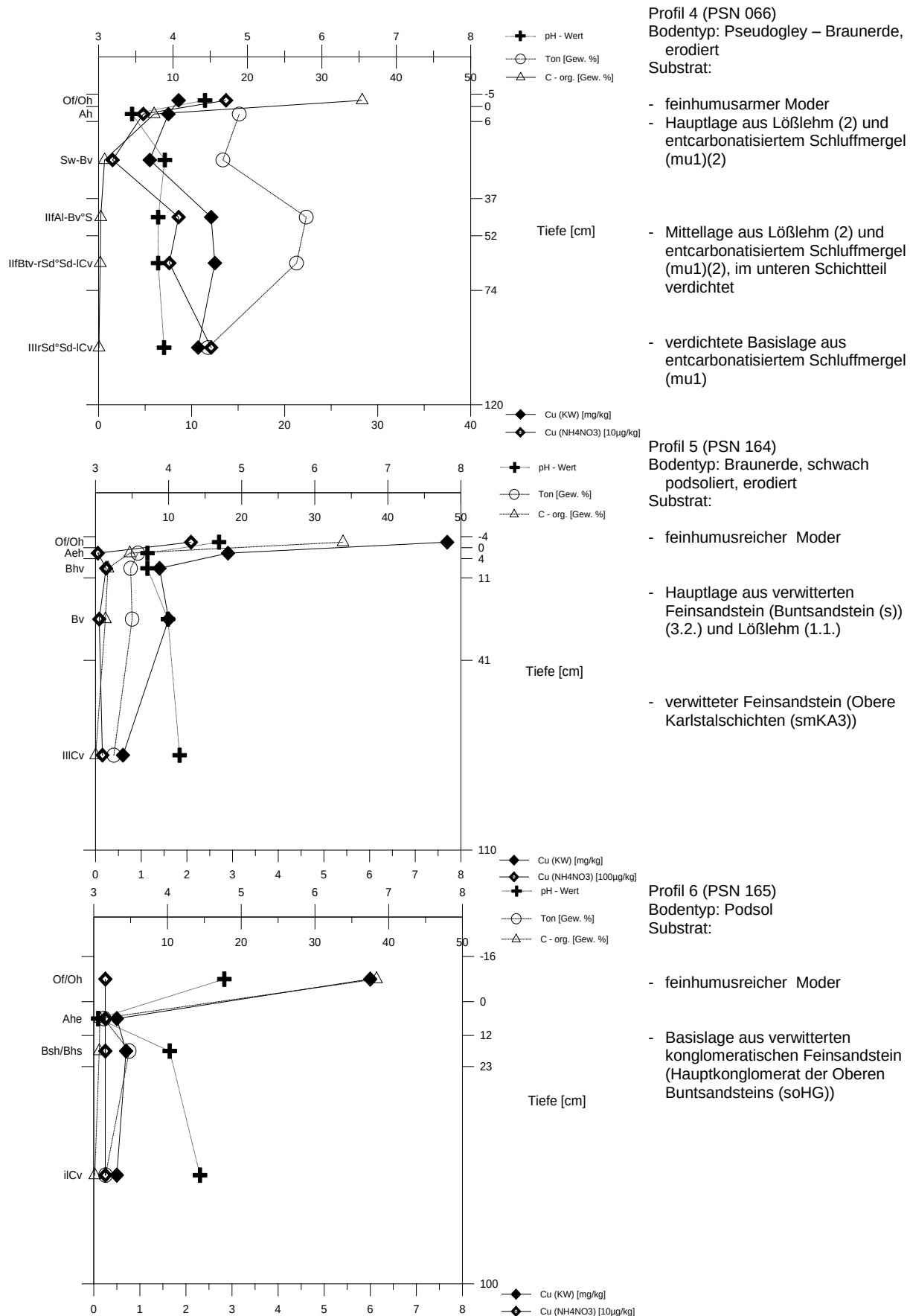
In den landwirtschaftlich genutzten Böden, die in lößlehmfreien bzw. armen entcarbonatisierten Schluffmergel (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]) entwickelt sind, ist der mittlere Gesamtgehalt mit 14 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg etwas niedriger als in den lößlehmhaltigen Substraten (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) mit 18 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg. Die carbonatreichen Ackerböden (pfl [car/Um;Um/car]) befinden sich mit 17 mg  $\text{Cu}_{\text{ges}}$ /kg auf ähnlichem Niveau. Mit durchschnittlich 0,01-0,03 mg  $\text{Cu}_{\text{mob}}$ /kg liegen in den Ackerböden des Muschelkalkgebietes

Tab. 53 Statistische Kennwerte:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min.   | Perzentil 25 | Median       | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 354    | 12           | <0,005 | 0,111        | <b>0,211</b> | 0,334        | 0,471        | 3,033 | 0,668                |
|                                      | 6711       | 59     | 4            | <0,005 | 0,072        | <b>0,137</b> | 0,231        | 0,332        | 0,612 | 0,468                |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 133    | 4            | <0,005 | 0,137        | <b>0,271</b> | 0,396        | 0,590        | 1,896 | 0,747                |
|                                      | 6711       | 27     | 0            | 0,014  | 0,076        | <b>0,136</b> | 0,240        | 0,455        | 0,612 | 0,475                |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 146    | 5            | <0,005 | 0,091        | <b>0,183</b> | 0,298        | 0,426        | 1,202 | 0,580                |
|                                      | 6711       | 30     | 4            | <0,005 | 0,050        | <b>0,144</b> | 0,209        | 0,285        | 0,468 | 0,303                |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 61     | 3            | <0,005 | 0,099        | <b>0,192</b> | 0,255        | 0,327        | 0,668 | 0,433                |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord





Fortsetzung Abb. 50 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich

nur 0,1-0,2% des Gesamtgehaltes in mobilen Bindungsformen vor, wobei die höheren Werte die carbonatreichen Böden erreichen. Dies entspricht dem leichten Anstieg der Mobilgehalte im alkalischen Milieu (siehe oben).

Die anthropogenen Substraten (YS, YL) im Untersuchungsraum weisen mit durchschnittlich 15 bzw. 21 mg Cu<sub>ges</sub>/kg nur relativ geringe Gesamtgehalte auf. Sie enthalten jedoch häufig etwas mehr Cu als die natürlichen Substrate der Umgebung mit vergleichbarer Korngrößenzusammensetzung. Die Mobilgehalte sind dennoch kaum höher als in den natürlichen Substraten, da der typische pH-Wert sich meist im Bereich der geringsten Cu-Mobilität befindet. Im Mittel stehen 0,15% des Gesamtgehaltes leicht mobilisierbar zur Verfügung.

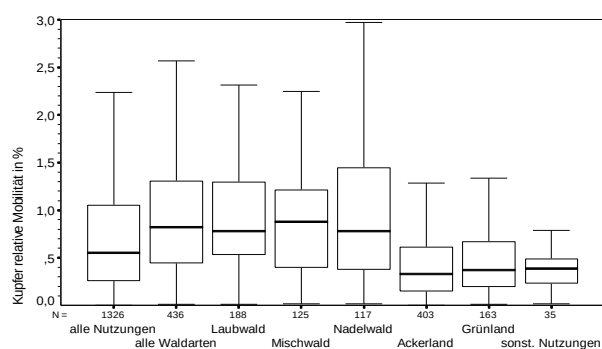


Abb. 51  
Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Die geringen Cu-Gehalte der sandigen Böden führen dazu, dass im Untersuchungsraum in nur 4% der Fälle der Gesamtgehalt über dem Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 20 mg Cu<sub>ges</sub>/kg liegt. Für die überwiegend schluffreichen Böden im Muschelkalkgebiet gilt nach der BBodSchV ein Vorsorgewert von 40 mg Cu<sub>ges</sub>/kg, der in 2 Böden überschritten wurde. An zwei Standorten wurde sogar der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 60 mg Cu<sub>ges</sub>/kg überschritten.

Bei den Böden mit erhöhten Gehalten handelt es sich ausnahmslos um Ackerböden, die sich alle im Übergangsbereich zwischen Buntsandstein und Muschelkalk befinden. Es ist zwar nicht auszuschließen, dass Cu-Dünger oder Cu-haltige Pflanzenschutzmittel ausgebracht wurden, aber letztere werden üblicherweise nur bei Sonderkulturen wie z.B. beim Weinbau appliziert. Es gibt allerdings Hinweise, dass es sich dabei um eine geogene Anomalie handelt (siehe oben). Leider kann dies hier nicht geklärt werden, da bei den Ackerböden meist nur der Oberboden beprobt wurde und die Datendichte ungünstig ist.

Bei 3 Waldböden ist der Vorsorgewert für die Bodenart Ton von 60 mg Cu<sub>ges</sub>/kg anzuwenden. Bei einem Maximalgehalt von 32 mg Cu<sub>ges</sub>/kg wird er aber nicht annähernd erreicht.

Die Mobilgehalte liegen in den Oberböden des Untersuchungsraums - auch in den sauren Waldböden und den stark alkalischen Ackerböden - immer um mindestens das 4-fache unter dem strengsten Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,8 mg Cu<sub>mob</sub>/kg.

Beim Cu weisen die Böden des Buntsandsteingebietes infolge sehr niedriger Gesamt- und Mobilgehalte mit durchschnittlich 0,06 das geringste gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) aller untersuchten Spurenelemente auf. Über 90% der Sandböden fallen in die niedrigste Gefährdungsklasse. Lediglich in 4 sandigen Ackerböden wird durch anthropogene Belastungen von >20 mg Cu<sub>ges</sub>/kg und in 2 Waldböden die nächste Stufe "geringes GGP" erreicht. Selbst die sauren geringmächtigen Waldoberböden fallen fast ausschließlich in die sehr niedrige Gefährdungsklasse.

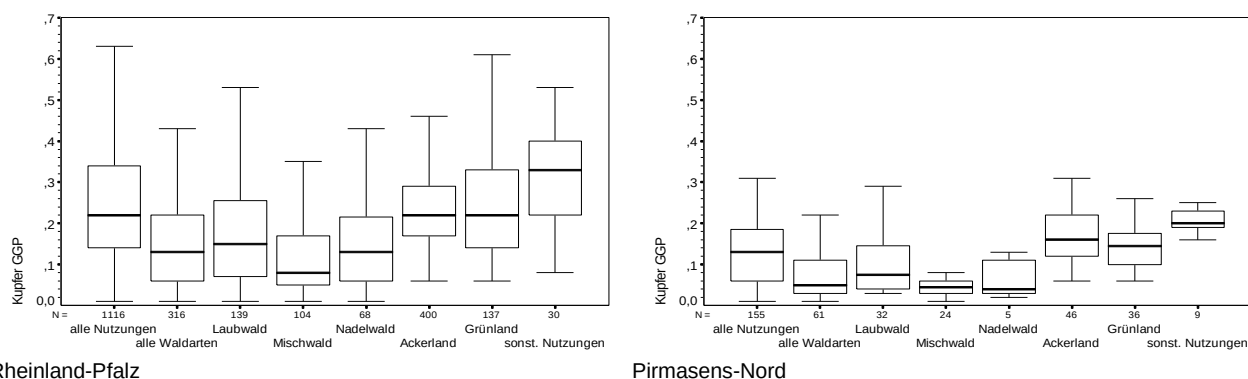


Abb. 52 Gewichtetes Gefährdungspotential von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Die Böden im Gebiet des Muschelkalk werden aufgrund höherer Gesamtgehalte hinsichtlich des GGP unwesentlich ungünstiger eingestuft. Mehr als 2/3 der Ackerböden sind, gleich in welchem Substrat sie entwickelt sind, als Böden mit sehr geringem GGP bewertet. Von einem Standort abgesehen, der mit 63 mg Cu<sub>ges</sub>/kg einen erhöhten Gesamtgehalt aufweist, überschreiten die übrigen landwirtschaftlich genutzten Böden nur knapp die Grenze zur nächst höheren Gefährdungskategorie. Die schluffigen Waldböden werden wie jene aus dem Buntsandsteingebiet sehr günstig bewertet. Ein geringfügig höheres GGP weisen die tonigen Waldböden durch ihre geogen bedingten höheren Gesamtgehalte auf. Von den untersuchten Böden geht im gesamten Arbeitsgebiet hinsichtlich der Grundwassergefährdung oder einer erhöhten Pflanzenaufnahme keine erkennbare Gefährdung aus. Schon der Vergleich mit den Grenz- und Prüfwerten zeigt für dieses Schwermetall die meist naturnahen Verhältnisse und die überwiegend sehr geringe Belastung der Böden an.

#### 4.2.6. Nickel

Die räumliche Verteilung der Nickelgesamtgehalte (Ni<sub>ges</sub>) im Oberboden zeigt ihre Abhängigkeit von der petrographischen Zusammensetzung der Substrate (siehe Kartenanlage). Im Gebiet des Buntsandstein besitzen Ni-arme sandige Substrate ( $\wedge$ s;s; pfl [ $\wedge$ s(3-4)/Lp(0-1)], Us) mit durchschnittlich 10-11 mg Ni<sub>ges</sub>/kg den größten Flächenanteil. Lediglich die flächenhaft weniger bedeutsamen Substrate mit einem höheren Lößlehm- und damit höheren Tongehalt (pfl [Lp(2)/ $\wedge$ s(2)]) enthalten im Mittel 19 mg Ni<sub>ges</sub>/kg. Die schluffigen und örtlich auch tonigen Substrate des Muschelkalkgebietes weisen einen mittleren Gesamtgehalt von 17 bis 40 mg/kg auf.

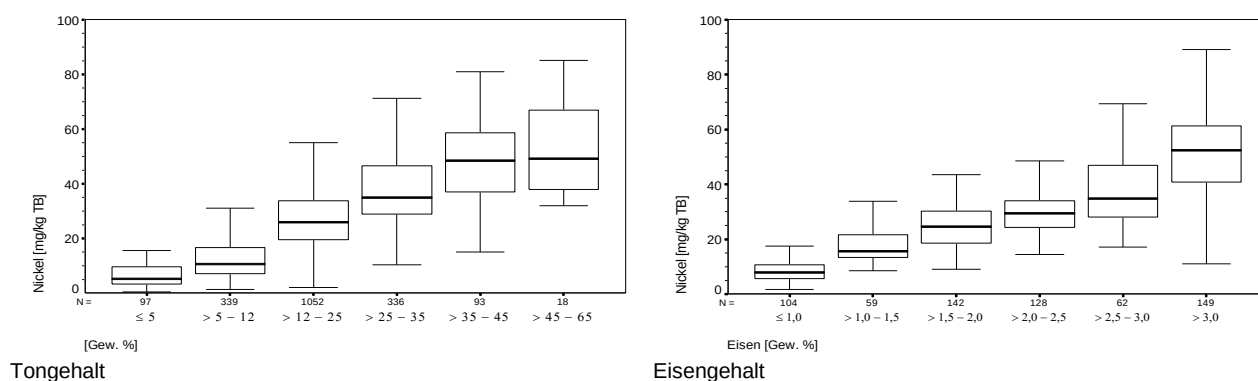


Abb. 53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

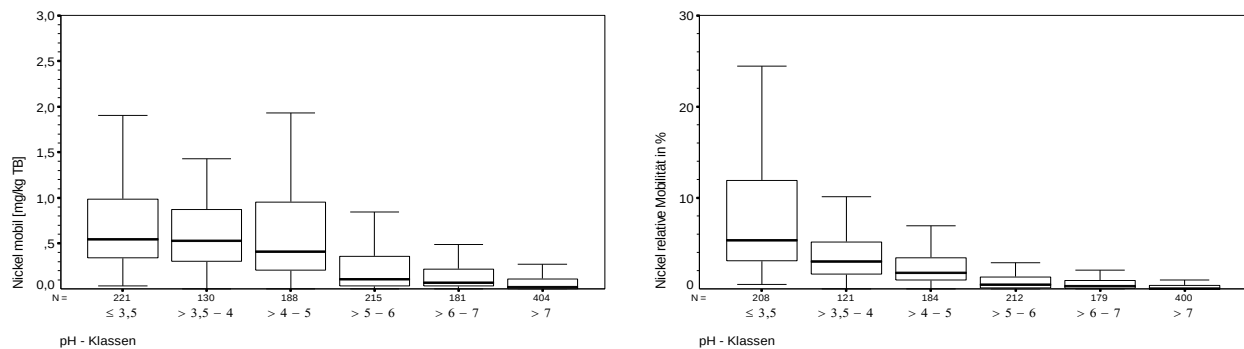


Abb. 54  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Der geogene  $\text{Ni}_{\text{ges}}$ -Gehalt nimmt in den Böden mit steigendem Ton- und Eisengehalt zu. Neben Chrom ist Nickel das Spurenelement, bei dem diese Abhängigkeit am ausgeprägtesten ist (siehe Abb. 53). Die Mobilgehalte von Nickel ( $\text{Ni}_{\text{mob}}$ ) als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt zeigen ein dem Blei vergleichbares Verhalten. Oberhalb pH 5 ist Ni weitgehend immobil. Die relative Mobilität liegt dann deutlich unter 1%. Erst bei niedrigeren pH-Werten steigt sowohl der absolute als auch der relative Anteil an  $\text{Ni}_{\text{mob}}$  deutlich an (siehe Abb. 54). Sinken die pH-Werte unter 3,5, sind im Mittel etwa 5% des Gesamtgehaltes labil gebunden.

Tab. 54 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                                              | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| YS                                                                    | RP             | 1              | 123    | 0               | 1,9  | 9               | <b>14</b>     | 23              | 35              | 162  | 43                      |
|                                                                       | 6711           | -              | 7      | 0               | 9,9  | 15              | <b>15</b>     | 16              | 17              | 17   | 17                      |
| YL                                                                    | RP             | 2              | 176    | 0               | 5,0  | 21              | <b>29</b>     | 39              | 47              | 66   | 63                      |
|                                                                       | 6711           | -              | 5      | 0               | 17,8 | 20              | <b>21</b>     | 24              | 29              | 29   | 29                      |
| Us                                                                    | RP             | 3              | 25     | 0               | 2,2  | 7               | <b>9</b>      | 12              | 17              | 56   | 18                      |
|                                                                       | 6711           | 4              | 17     | 0               | 6,9  | 8               | <b>11</b>     | 12              | 16              | 18   | 18                      |
| Uu                                                                    | RP             | 5              | 23     | 0               | 11,7 | 19              | <b>23</b>     | 33              | 35              | 37   | 37                      |
|                                                                       | 6711           | -              | 5      | 0               | 16,8 | 18              | <b>20</b>     | 23              | 23              | 23   | 23                      |
| UI                                                                    | RP             | 6              | 99     | 0               | 2,7  | 21              | <b>30</b>     | 45              | 58              | 97   | 76                      |
|                                                                       | 6711           | -              | 6      | 0               | 12,5 | 17              | <b>19</b>     | 26              | 34              | 35   | 35                      |
| AI                                                                    | RP             | 7              | 91     | 0               | 3,5  | 23              | <b>37</b>     | 49              | 64              | 89   | 74                      |
|                                                                       | 6711           | -              | 6      | 0               | 14,6 | 16              | <b>18</b>     | 20              | 32              | 33   | 20                      |
| $\wedge^s$ ;s; pfl [ $\wedge^s(3-4)/\text{Lp}(0-1)$ ]                 | RP             | 8              | 76     | 0               | 1,7  | 6               | <b>8</b>      | 11              | 15              | 22   | 18                      |
|                                                                       | 6711           | 9              | 51     | 0               | 1,7  | 7               | <b>10</b>     | 13              | 16              | 22   | 19                      |
| pfl [ $\text{Lp}(2)/\wedge^s(2)$ ]                                    | RP             | 10             | 8      | 0               | 4,1  | 10              | <b>17</b>     | 20              | 23              | 24   | 24                      |
|                                                                       | 6711           | -              | 4      | 0               | 16,2 | 17              | <b>19</b>     | 22              | 24              | 24   | 24                      |
| $\wedge^t$ ; pfl [ $\wedge^t(3-4)/\text{Lp}(0-1)$ ]                   | RP             | 11             | 25     | 0               | 10,1 | 24              | <b>32</b>     | 40              | 47              | 54   | 54                      |
| $\wedge^k$ ; pfl [ $\wedge^k(2-4)/\text{LO}(1)$ ]                     | RP             | 12             | 11     | 0               | 10,8 | 24              | <b>27</b>     | 34              | 44              | 45   | 45                      |
| pfl [ $\wedge^{\text{car}}/\text{Um};\text{Um}/\wedge^{\text{car}}$ ] | 6711           | 13             | 9      | 0               | 28,7 | 31              | <b>31</b>     | 32              | 34              | 34   | 34                      |
| Um; pfl [ $\text{Um}(3-4)/-.-$ ]                                      | 6711           | -              | 4      | 0               | 32,0 | 33              | <b>36</b>     | 49              | 60              | 60   | 60                      |
| Um;ve; pfl [ $\text{Um};\text{ve}(3-4)/-.-$ ]                         | 6711           | 14             | 17     | 0               | 15,7 | 19              | <b>22</b>     | 23              | 29              | 43   | 29                      |
| pfl [ $\text{Lp}(2)/\text{Um};\text{ve}(2)$ ]                         | 6711           | 15             | 11     | 0               | 11,5 | 15              | <b>17</b>     | 22              | 23              | 23   | 23                      |
| pfl [ $\text{LO}/\text{Tm};\text{Tm}/\text{LO}$ ]                     | RP             | 16             | 11     | 0               | 29,8 | 37              | <b>40</b>     | 59              | 68              | 73   | 73                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

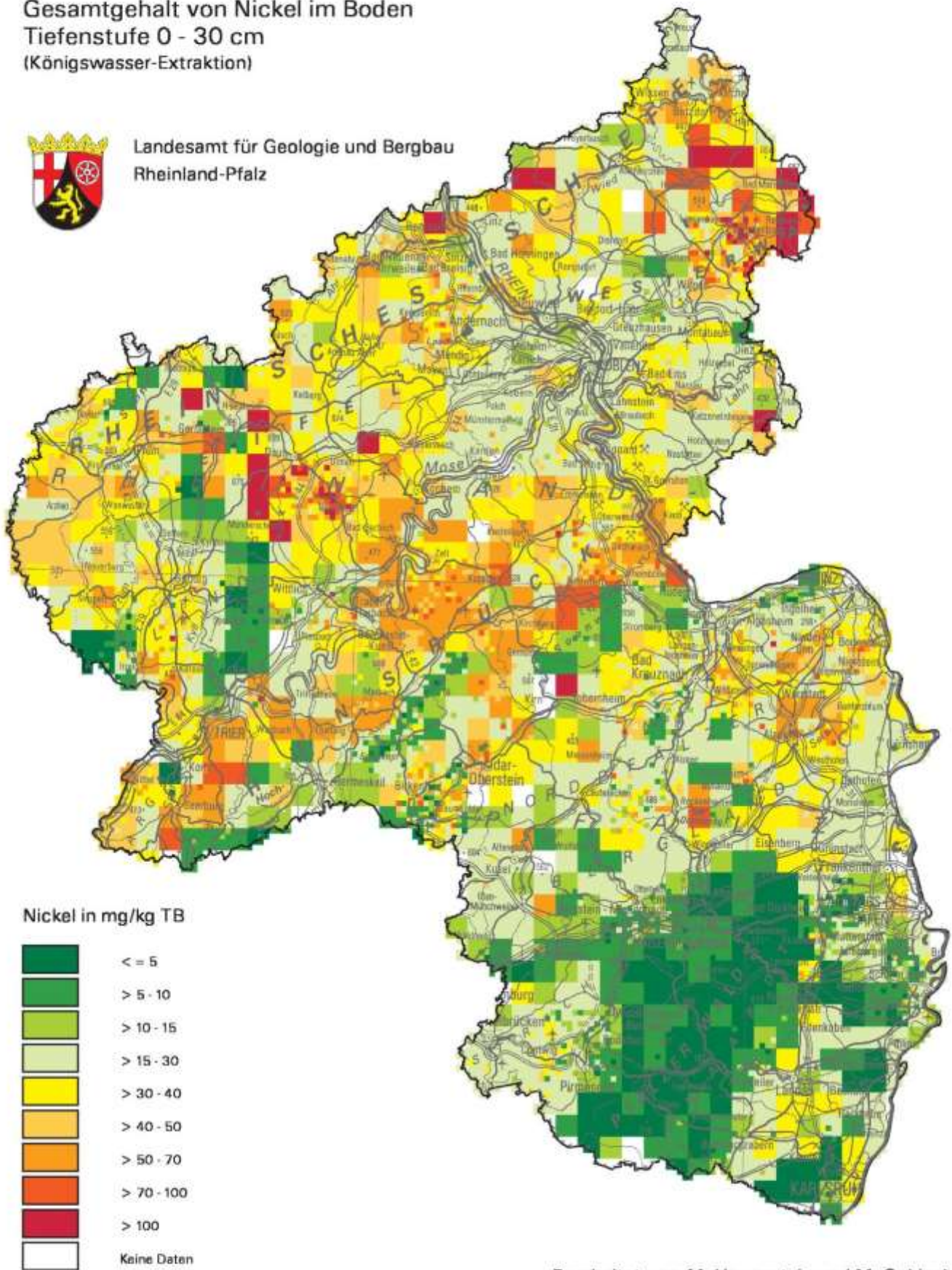


# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

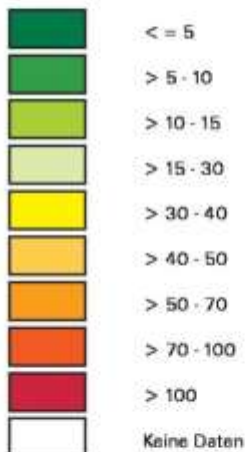
Gesamtgehalt von Nickel im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Nickel in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 15   | 50           | 70  |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht

Digitale Kartographie: M. Goldschmitt

Redaktion: M. Hauenstein

Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98

Stand: Februar 2015

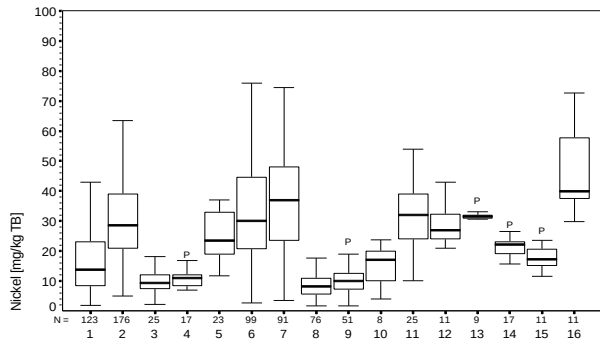


Abb. 55  
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im  
Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Bei einem mittleren Tongehalt von 10 Gew.% und durchschnittlich 0,8 Gew.% Fe sind in den sandsteinreichen Substraten ( $\wedge$ s;s; pfl [ $\wedge$ s(3-4)/Lp(0-1)]) etwa 5 bis 15 mg  $Ni_{ges}/kg$  zu erwarten. Der Hintergrundbereich im Untersuchungsraum liegt zwischen 7 und 19 mg  $Ni_{ges}/kg$  mit einem Median von 10 mg  $Ni_{ges}/kg$ . Die Bodennutzung beeinflusst den Gesamtgehalt nicht erkennbar. Zwar liegt in landwirtschaftlich genutzten Sandböden der Gesamtgehalt mit durchschnittlich 16 mg  $Ni_{ges}/kg$  etwa 50% höher als in den entsprechenden Waldböden, dies ist aber wie bei einigen anderen Spurenelementen nicht auf nutzungsbedingte Einträge, sondern auf ihre höheren Ton- und Fe-Gehalte (siehe auch 4.2.4 und Abb. 53) zurückzuführen. Da der pH-Wert gerade in den Ackerböden durch Kalkungen merklich angehoben wird, sind die Mobilgehalte deutlich niedriger als in den entsprechenden Waldböden. Etwa 0,5% (0,08 mg  $Ni_{mob}/kg$ ) des Gesamtgehaltes ist in Ackerböden leicht verfügbar. In den Grünlandböden liegt der Mobilanteil durch die tieferen pH-Werte höher, wobei dies allerdings aufgrund geringer Fallzahl statistisch nicht abgesichert ist.

Die Oberböden unter Wald weisen im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein einen mittleren Gehalt von 9 mg  $Ni_{ges}/kg$  auf. In deren Humusauflage sind durchschnittlich 11 mg  $Ni_{ges}/kg$  zu finden, d.h. Ni ist oberflächennah nur geringfügig angereichert. Die Bedeutung atmosphärischer Einträge ist demnach ohne spezifische Emittenten gering. Die im Landesvergleich leicht unterdurchschnittlichen Gehalte in der organischen Auflage stehen in Beziehung zum geringen Angebot im Mineralboden. Die Maximalgehalte in der Humusauflage und dem Oberboden liegen innerhalb der Ausreißergrenze, was ein weiterer Hinweis auf naturnahe Verhältnisse ist.

Tab. 55 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median    | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|-----------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 547    | 0               | 1,2  | 9               | <b>12</b> | 18              | 27              | 122  | 31                      |
|                                         | 6711           | 59     | 0               | 6,0  | 9               | <b>11</b> | 13              | 15              | 19   | 18                      |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 122    | 0               | 1,5  | 8               | <b>11</b> | 18              | 27              | 122  | 33                      |
|                                         | 6711           | 27     | 0               | 6,0  | 8               | <b>10</b> | 13              | 15              | 17   | 17                      |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 136    | 0               | 2,1  | 9               | <b>11</b> | 16              | 24              | 120  | 28                      |
|                                         | 6711           | 30     | 0               | 6,9  | 9               | <b>11</b> | 12              | 14              | 19   | 14                      |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 54     | 0               | 3,7  | 9               | <b>13</b> | 16              | 25              | 48   | 27                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Bei einem mittleren pH-Wert von 3,4 ist mit einer relativen Ni-Mobilität von 3 bis 6% zu rechnen (siehe Abb. 54). Der mittlere Mobilgehalt beträgt in den sandigen Waldoberböden 0,31 mg  $Ni_{mob}/kg$ , was einer relativen Verfügbarkeit von 4% des Gesamtgehalts entspricht. Trotz der gegenüber Ackerböden niedri-

geren Gesamtgehalte steht damit in ihnen deutlich mehr Ni direkt zur Verfügung. Aufgrund der durch Bodenschutzkalkungen höheren pH-Werte sinkt der Anteil labil gebundenen Ni in den O-Lagen auf 3%, da sie aber etwas mehr Ni<sub>ges</sub> enthalten als die Oberböden, liegt ihr mittlerer Mobilgehalt auf gleichem Niveau.

Unterhalb des Oberbodens sinkt der Gesamtgehalt und insbesondere der Mobilgehalt ab. Die vertikale Verteilung des Gesamtgehaltes ähnelt der des Tongehaltes, während der Mobilgehalt entgegengesetzt zum pH-Wert verläuft. In podsoligen Böden ist eine gewisse vertikale Verlagerung aus dem Oberboden in die B-Horizonte zu beobachten. Der Gesamtgehalt nimmt von der organischen Auflage zum Oberboden überproportional ab und steigt dann zum Unterboden wieder leicht an. Die niedrigsten Gehalte sind allgemein in den C-Horizonten zu finden. In den sandigen Substraten liegt der Gesamtgehalt häufig nur noch bei 3-5 mg Ni<sub>ges</sub>/kg.

Obwohl sie sich im Ton- und Eisengehalt kaum unterscheiden, enthalten die schluffigen lößlehmfreien bis –armen Substrate (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]) im Oberboden mit durchschnittlich 22 mg/kg mehr Ni<sub>ges</sub> als die Substrate mit mittleren Lößlehmgehalt (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) mit 17 mg Ni<sub>ges</sub>/kg. Der höhere Waldanteil hat sicher einen Einfluss in dieser Substratgruppe „pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]“, deren Oberböden bei einem unterdurchschnittlichen Fe-Gehalt im Mittel nur 15 mg Ni<sub>ges</sub>/kg enthalten. Die Acker- und Grünlandböden weisen unabhängig vom Lößlehmgehalt hingegen einheitlich einen Mittelwert von 21 mg Ni<sub>ges</sub>/kg auf. Obwohl nur wenige Waldstandorte für die Bewertung zur Verfügung stehen, scheint den-

Tab. 56 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | Median           | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 12     | 4               | <0,005 | <0,005          | <b>0,014</b>     | 0,030           | 0,124           | 0,193 | 0,193                   |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,008  | 0,012           | <b>0,017</b>     | 0,081           | 0,173           | 0,193 | 0,095                   |
| YL                          | RP             | 2              | 27     | 15              | <0,005 | <0,005          | <b>&lt;0,005</b> | 0,072           | 0,543           | 2,691 | 2,691                   |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,030  | 0,052           | <b>0,076</b>     | 0,311           | 0,424           | 0,424 | 0,424                   |
| Us                          | 6711           | 4              | 19     | 1               | <0,005 | 0,126           | <b>0,248</b>     | 0,277           | 0,444           | 0,626 | 0,470                   |
| Uu                          | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,145  | 0,269           | <b>0,587</b>     | 0,671           | 0,721           | 0,721 | 0,721                   |
| Ul                          | RP             | 6              | 47     | 4               | <0,005 | 0,131           | <b>0,433</b>     | 1,053           | 1,810           | 5,121 | 2,226                   |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,022  | 0,033           | <b>0,301</b>     | 0,546           | 0,559           | 0,560 | 0,560                   |
| Al                          | RP             | 7              | 83     | 0               | 0,007  | 0,307           | <b>0,727</b>     | 1,420           | 2,419           | 7,795 | 2,465                   |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,007  | 0,060           | <b>0,204</b>     | 0,253           | 0,432           | 0,452 | 0,452                   |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 2               | <0,005 | 0,149           | <b>0,264</b>     | 0,359           | 0,491           | 1,332 | 0,604                   |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,011  | 0,193           | <b>0,288</b>     | 0,396           | 0,517           | 1,332 | 0,688                   |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 0,036  | 0,075           | <b>0,198</b>     | 0,415           | 0,447           | 0,447 | 0,447                   |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,036  | 0,051           | <b>0,075</b>     | 0,266           | 0,447           | 0,447 | 0,447                   |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 24     | 4               | <0,005 | 0,022           | <b>0,050</b>     | 0,075           | 0,225           | 0,695 | 0,124                   |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 2               | <0,005 | 0,028           | <b>0,058</b>     | 0,080           | 0,215           | 0,406 | 0,088                   |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,005  | 0,011           | <b>0,014</b>     | 0,017           | 0,022           | 0,024 | 0,024                   |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 1               | <0,005 | <0,005          | <b>0,019</b>     | 0,022           | 0,024           | 0,024 | 0,024                   |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,011  | 0,024           | <b>0,057</b>     | 0,100           | 0,255           | 0,386 | 0,110                   |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,011  | 0,131           | <b>0,284</b>     | 0,648           | 0,851           | 0,919 | 0,919                   |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 4               | <0,005 | <0,005          | <b>0,013</b>     | 0,018           | 0,062           | 0,096 | 0,096                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

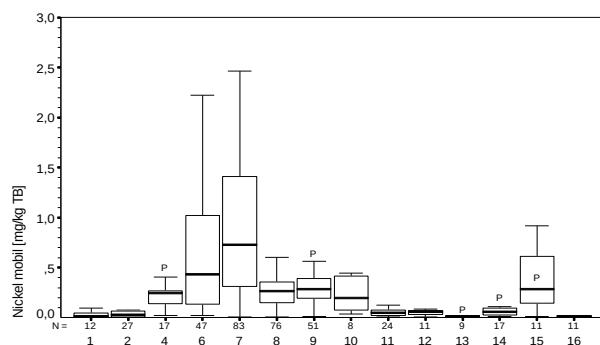


Abb. 56  
NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Nickel im  
Oberboden (Substratkürzel: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

noch die Bedeutung der Nutzung größer als der Einfluss des Lößlehmanteils zu sein. Bezogen auf ihren mittleren Ton- (19 Gew.%) und Eisengehalt (2 Gew.%) liegen die Ni<sub>ges</sub>-Gehalte insgesamt etwas unter dem Erwartungsbereich.

Die carbonatreichen (Um; pfl [Um(3-4)/-.-]; pfl [^car/Um;Um/^car]) und die tonigen Böden sind mit durchschnittlich 31 bis 40 mg Ni<sub>ges</sub>/kg die Böden mit den höchsten Ni<sub>ges</sub>-Gehalten, ohne aber im Untersuchungsraum einen großen Flächenanteil zu besitzen.

Die organischen Auflagen der Waldböden im Muschelkalkgebiet weisen mit durchschnittlich 13 mg Ni<sub>ges</sub>/kg geringfügig mehr Ni<sub>ges</sub> auf als jene der sandigen Waldböden. Dies ist auf das höhere Angebot im Mineralboden zurückzuführen. Der mittlere Mobilgehalt liegt bei 0,32 mg Ni<sub>mob</sub>/kg, was einem Anteil am Gesamtgehalt von 2,5% entspricht. Im Oberboden der schluffigen Waldböden steigt sowohl der Absolutgehalt mit 0,68 mg Ni<sub>mob</sub>/kg als auch der Relativgehalt mit 4% an. Es sind die Oberböden, in denen im Untersuchungsraum die höchsten Mobilgehalte zu erwarten sind.

Im Unterboden der schluffigen Waldböden steigt der Gesamtgehalt in direkter Abhängigkeit von Ton- und Eisengehalt meist auf 20-35 mg Ni<sub>ges</sub>/kg an. Da es sich im Muschelkalkgebiet überwiegend um mehrschichtige Profile handelt, sind auffallende Konzentrationsänderungen meist an Schichtwechsel gebunden. Der Einfluss der rezenten Bodenbildung auf den Gesamtgehalt scheint eher gering zu sein. Im Unterboden sinken die Mobilgehalte überwiegend auf 0,1 bis 0,2 mg Ni<sub>mob</sub>/kg und der Anteil am Gesamtgehalt beträgt meist weniger als 0,5%.

Obwohl die carbonatreichen Böden vergleichsweise hohe Ni<sub>ges</sub>-Gehalte besitzen, ist Ni durch die hohen pH-Werte weitgehend immobilisiert. Die Mobilgehalte liegen fast ausnahmslos unter 0,02 mg Ni<sub>mob</sub>/kg. Typisch ist die geringe relative Mobilität von unter 0,05%.

Tab. 57 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Nickel in der organischen Auflage  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.   | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 355    | 11              | <0,005 | 0,274           | <b>0,517</b>  | 1,100           | 2,239           | 48,308 | 2,329                   |
|                                         | 6711           | 61     | 0               | 0,054  | 0,164           | <b>0,310</b>  | 0,516           | 0,853           | 2,643  | 1,044                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 133    | 2               | <0,005 | 0,232           | <b>0,390</b>  | 0,701           | 1,505           | 48,308 | 1,322                   |
|                                         | 6711           | 28     | 0               | 0,061  | 0,167           | <b>0,299</b>  | 0,431           | 0,714           | 1,044  | 0,727                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 147    | 7               | <0,005 | 0,221           | <b>0,507</b>  | 1,146           | 2,242           | 11,602 | 2,254                   |
|                                         | 6711           | 31     | 0               | 0,054  | 0,144           | <b>0,299</b>  | 0,578           | 0,926           | 2,643  | 1,180                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 61     | 2               | <0,005 | 0,518           | <b>1,010</b>  | 1,967           | 3,388           | 5,315  | 3,869                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

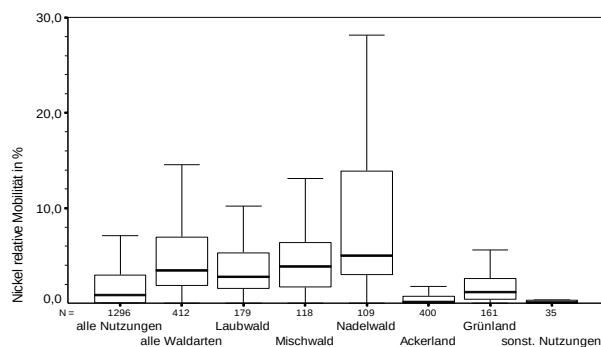


Abb. 57

Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Auch in den carbonatfreien Ackerböden des Muschelkalkgebietes sind die Mobilgehalte gering. Sie enthalten in Abhängigkeit vom pH-Wert zwischen 0,03 und 0,14 mg  $\text{Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ , womit sie sich weder im Gesamt- noch im Mobilgehalt signifikant von den Ackerböden im Buntsandsteingebiet unterscheiden.

In den anthropogenen Substraten (Y) der Siedlungsflächen entspricht der  $\text{Ni}_{\text{ges}}$ -Gehalt weitgehend den auf ihren jeweiligen Ton- und Eisengehalt bezogenen Erwartungswerten. Allenfalls ist eine geringfügige Belastung zu vermuten. In keinem der untersuchten Böden der anthropogenen Substrate wurde mehr als 29 mg  $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$  gefunden. Bei einem mittleren pH-Wert von 6 sind hier die Mobilgehalte mit im Mittel 0,05 mg  $\text{Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$  und einer relativen Mobilität von 0,2% gering.

Nach der BBodSchV (1999) gilt für schluffig/lehmmige Böden mit einem pH-Wert < 6 und für sandige Böden 15 mg  $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$  als Vorsorgewert. Ungeachtet dessen, dass der Gesamtgehalt in den landwirtschaftlich genutzten Böden weitgehend mit den natürlichen Gegebenheiten im Einklang steht, wird der (strenge) Vorsorgewert der BBodSchV (1999) in mehr als der Hälfte der Fälle leicht überschritten. Auch für die überwiegend schluffigen Böden des Muschelkalkgebietes ist aufgrund der vorherrschenden pH-Werte meist dieser niedrige Vorsorgewert anzuwenden. Da sie in der Mehrheit mehr als 18 Gew.% Ton enthalten, ist verständlich, dass allein der geogene  $\text{Ni}_{\text{ges}}$ -Gehalt in der Regel über 15 mg  $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$  liegt. Lediglich 14% dieser Oberböden enthalten geringfügig weniger  $\text{Ni}_{\text{ges}}$ . Im Sinne der BBodSchV sind diese Gehalte als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte anzusehen und daher unbedenklich. Bei pH-Werten von  $\geq 6$  liegen die Gesamtgehalte in den schluffigen/lehmmigen und den tonigen Böden immer unter den Vorsorgewerten von 50 bzw. 70 mg  $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ .

Der für Ackerböden relevante Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 50 mg  $\text{Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$  wird gleich welcher Nutzung und Substrat in keinem Oberboden des Untersuchungsraums erreicht.

Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Pflanzenwachstum und Bodenwasser von 1,2 mg  $\text{Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$  wird, von einem sandigen Waldboden abgesehen, in allen Oberböden unabhängig der Nutzung unterschritten.

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) zeigt in den Böden des Buntsandsteingebietes niedrige Werte und eine geringe Varianz. 90% der Böden weisen ein GGP zwischen 0,1 und 0,25 auf. Die etwas höheren Mobilgehalte in den Waldböden werden von den niedrigeren Gesamtgehalten kompensiert. Das höchste GGP ist wie schon in anderen Untersuchungsräumen in den Grünlandböden anzutreffen, da sie gegenüber den Waldböden ein etwas höheren (geogenen) Gesamtgehalt besitzen, sie aber weniger gekalkt werden als Ackerböden, so dass sie überdurchschnittliche Mobilgehalte aufweisen. Dies hat zur Folge, dass sie meist ein GGP von  $>0,2$  besitzen und damit überwiegend in die geringe Gefährdungsklasse fallen.

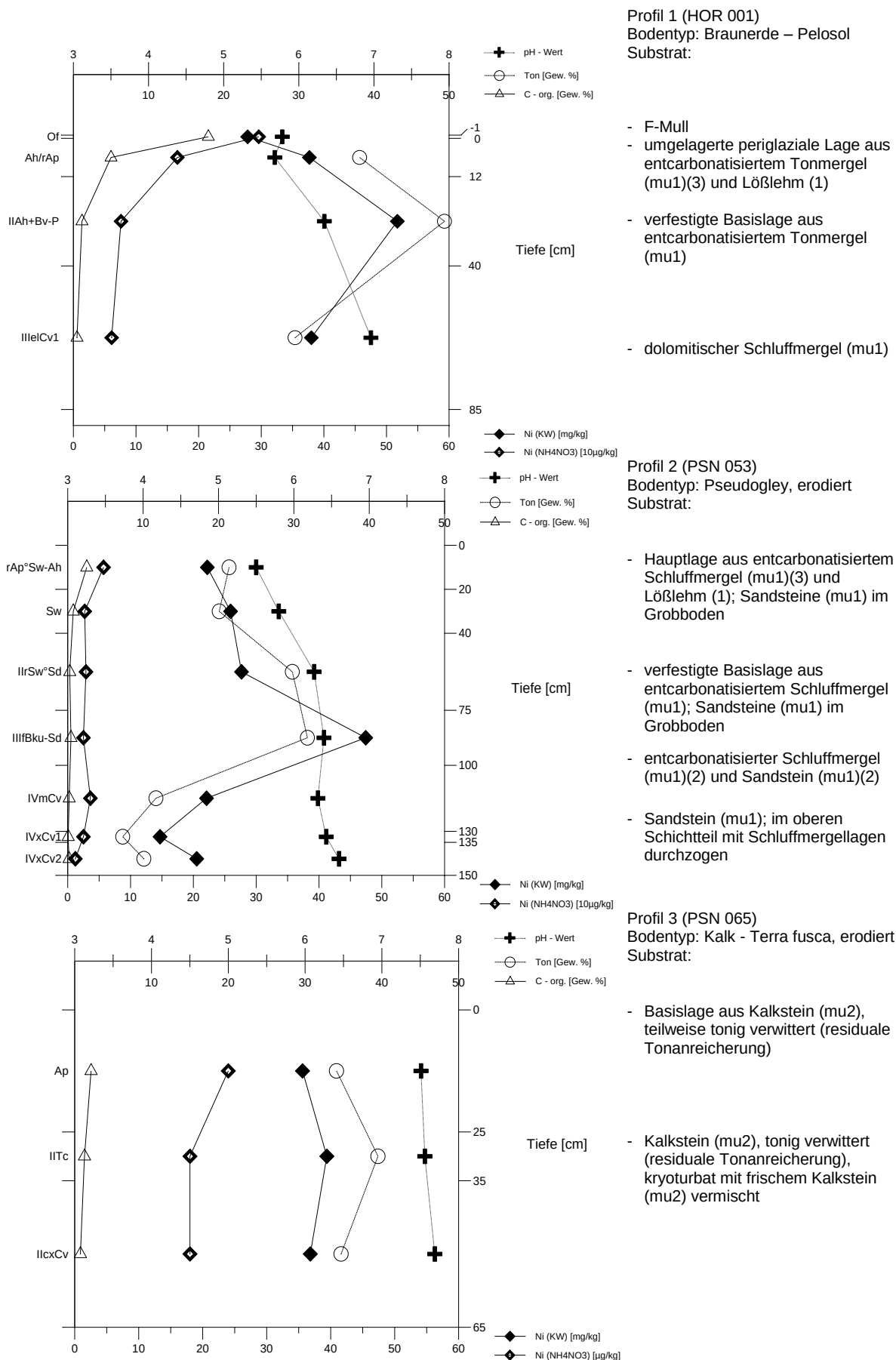
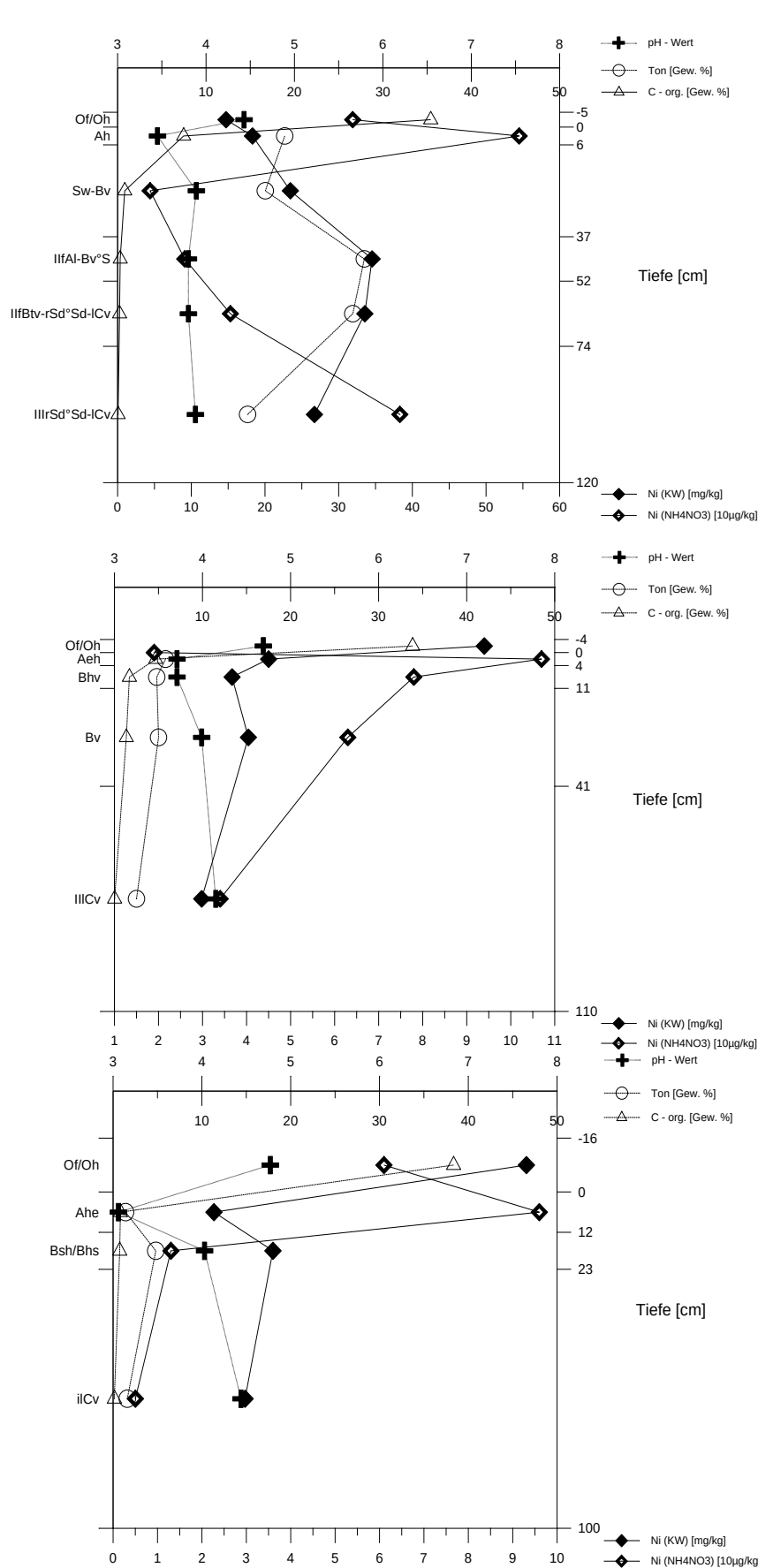


Abb. 58 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 58 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich



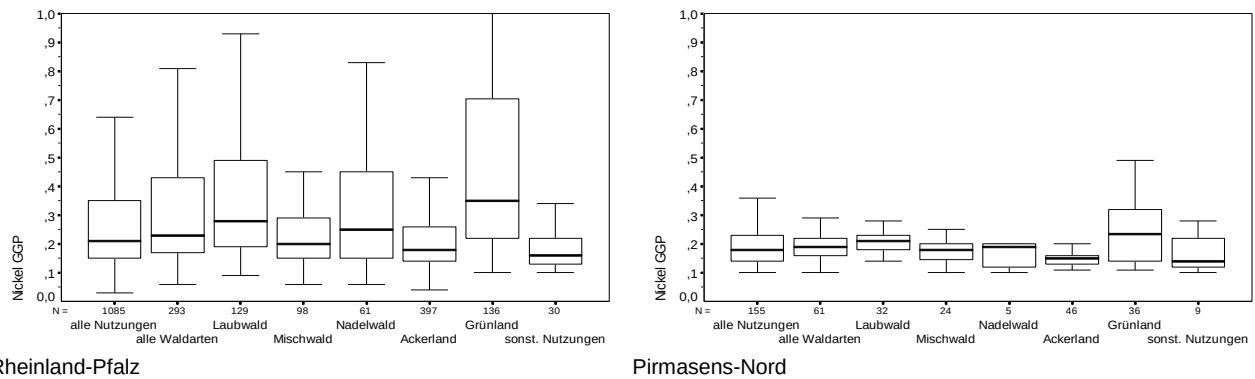


Abb. 59 Gewichtetes Gefährdungspotential von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Infolge des geringen Waldanteils im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk stehen nur wenige Boden-daten zur Verfügung. Daher kann das GGP der Waldböden nur abgeschätzt werden. Die tonigen Waldböden dürften trotz vergleichsweise hoher  $Ni_{ges}$ -Gehalte aufgrund der geringen Mobilität in die sehr ge-ringe Gefährdungskategorie fallen. Da die schluffigen und carbonatfreien Waldböden sehr niedrige pH-Werte und damit überdurchschnittliche Mobilgehalte aufweisen, werden sie etwas ungünstiger bewertet. Ein GGP von etwas über 0,2 dürfte in diesen Böden typisch sein, so dass sie in der geringen Gefähr-dungsklasse liegen.

In den landwirtschaftlich genutzten Böden des Muschelkalkgebietes ist Ni sehr immobil, so dass sie üblicherweise ein sehr geringes GGP aufweisen.

#### 4.2.7. Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist nach Blei das Spurenelement, das am stärksten über den Luftpfad in den Boden gelangt. Lediglich 0,4 % des in der Atmosphäre enthaltenen Hg stammt aus natürlichen Quellen (MERIAN 1984). Neben der starken Bindung an die organische Substanz führt der hohe anthropogene Anteil an atmosphärischem Hg zur starken Anreicherung dieses Schadstoffes im Oberboden. Daher übersteigen die Gehalte in den obersten Horizonten in der Regel die der tiefen Profilschnitte um ein Mehrfaches. Durch den überproportionalen anthropogenen Anteil werden die geogenen (natürlichen) Unterschiede im Oberboden überlagert. Dennoch ist eine schwache Abhängigkeit vom Tongehalt und eine enge Beziehung zum Humusgehalt erkennbar (siehe Abb. 60). Da Hg bevorzugt organische Bin-

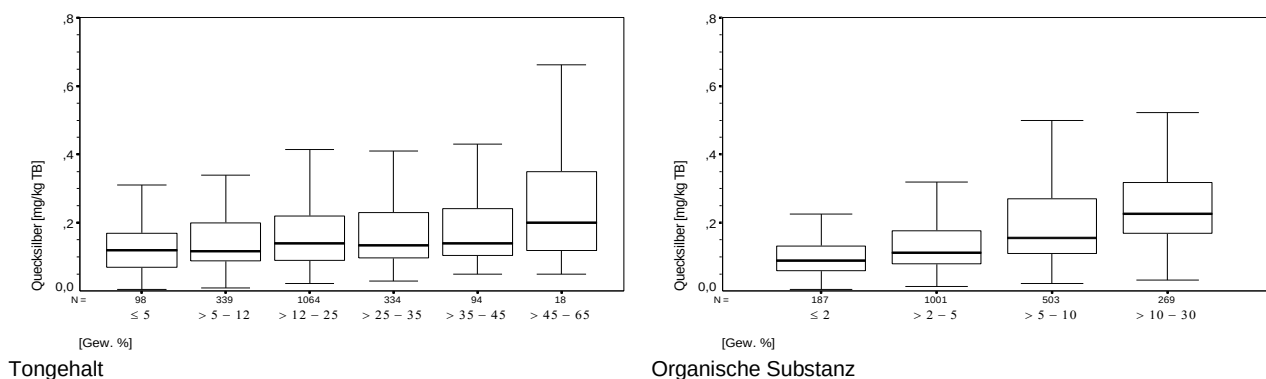


Abb. 60 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz



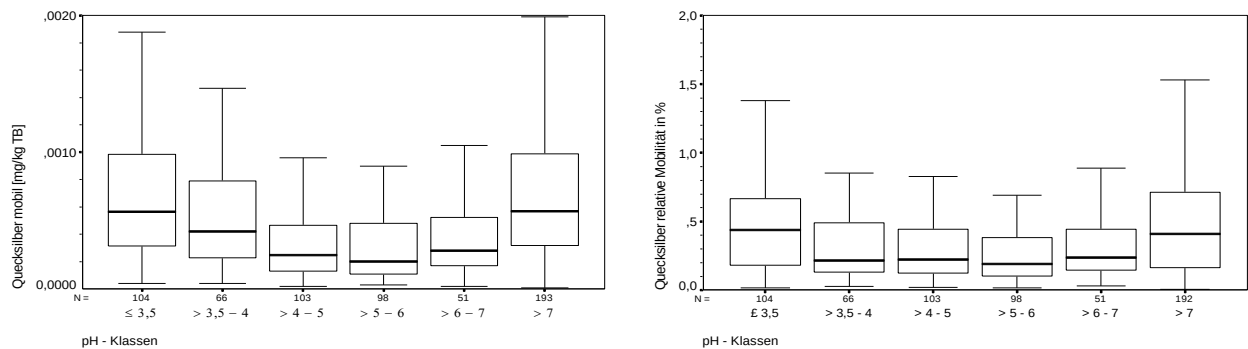


Abb. 61  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

dungen eingeht, würde es sich auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden anreichern. Die Dimension der Anreicherung in den obersten Bodenhorizonten ist aber nur durch Immissionen zu erklären. Im Gegensatz zu den meisten untersuchten Spurenelementen sind statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt nicht festzustellen.

Hg zählt zu den geringmobilen Elementen und weist wie Kupfer ein amphoteres Verhalten auf. Dies bedeutet, dass die höchste relative Mobilität, d.h. der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt, sowohl im stark bis extrem sauren als auch im alkalischen Bereich erzielt wird. In mäßig sauren bis neutralen Böden ist die Mobilität hingegen am geringsten (siehe Abb. 61). Durchschnittlich liegt dort der Mobilanteil bei nur 0,2% des Gesamtgehaltes. Auch in extrem sauren Böden stellt eine relative Mobilität von >1,4% die Ausnahme dar.

Bei keinem der untersuchten Spurenelementen sind die substratspezifischen Unterschiede so gering wie beim Hg. Sie sind weit geringer als die, die durch die Bodennutzung hervorgerufen werden. Dies wird durch den geringen Einfluss substrattypischer Parameter wie Ton- und Eisengehalt hervorgerufen. Da der Gehalt an organischer Substanz stark von der Bodennutzung beeinflusst wird und gleichzeitig der Hg-Gesamtgehalt ( $\text{Hg}_{\text{ges}}$ ) in Beziehung zum Humusgehalt steht, werden substratspezifische Abhängigkeiten überdeckt. Der im Buntsandsteingebiet ungleich höhere Waldanteil führt dazu, dass die sandreichen Oberböden in diesem Raum mit durchschnittlich 0,10 mg  $\text{Hg}_{\text{ges}}$ /kg geringfügig höhere Hg-Konzentrationen aufweisen als die weit stärker landwirtschaftlich genutzten Böden im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk.

Die durchschnittliche Hg-Belastung in der Humusauflage der Wälder ist im Raum Pirmasens mit 0,20 mg  $\text{Hg}_{\text{ges}}$ /kg und 0,0006 mg  $\text{Hg}_{\text{mob}}$ /kg niedriger als in den bisher untersuchten Gebieten. Die Gesamt- und Mobilgehalte sind in den organischen Auflagen der Laubwälder niedriger als in jenen der Nadelwälder. Im Gebiet des Buntsandstein übersteigt der  $\text{Hg}_{\text{ges}}$ -Gehalt der Humusauflage den des folgenden Mineralbodenhorizontes im Mittel um einen Faktor von 1,9 (typisch 1,5 bis 4,5). In sandreichen Waldböden sinkt der Gesamtgehalt von durchschnittlich 0,10 mg  $\text{Hg}_{\text{ges}}$ /kg im Oberboden mit zunehmender Tiefe weiter auf Konzentrationen von meist weniger als 0,05 mg  $\text{Hg}_{\text{ges}}$ /kg (siehe auch Abb. 66). Der mittlere Mobilgehalt liegt im Oberboden bei 0,0005 mg  $\text{Hg}_{\text{mob}}$ /kg, dies entspricht 0,5% des Gesamtgehaltes. Auch in sehr sauren durchlässigen Waldböden scheint dieses Element relativ immobil zu sein, denn auch in Podsolen ist keine nennenswerte vertikale Verlagerung zu erkennen.

Trotz der statistischen Unsicherheit geringer Fallzahlen bestehen bezüglich der Hg-Situation in den Waldböden des Muschelkalkgebietes keine merklichen Unterschiede zu den sandigen Waldböden. Die

Tab. 58 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.  | Perzentil<br>25 | Median      | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|-------|-----------------|-------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 123    | 1               | <0,01 | 0,09            | <b>0,14</b> | 0,26            | 0,69            | 17,30 | 0,50                    |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 0,05  | 0,06            | <b>0,09</b> | 0,14            | 0,34            | 0,39  | 0,16                    |
| YL                          | RP             | 2              | 176    | 0               | 0,03  | 0,09            | <b>0,14</b> | 0,25            | 0,48            | 2,40  | 0,48                    |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,03  | 0,05            | <b>0,09</b> | 0,17            | 0,21            | 0,21  | 0,21                    |
| Us                          | RP             | 3              | 25     | 0               | 0,05  | 0,05            | <b>0,09</b> | 0,11            | 0,20            | 0,60  | 0,20                    |
|                             | 6711           | 4              | 17     | 0               | 0,05  | 0,05            | <b>0,08</b> | 0,10            | 0,13            | 0,15  | 0,15                    |
| Uu                          | RP             | 5              | 23     | 0               | 0,05  | 0,08            | <b>0,10</b> | 0,16            | 0,25            | 0,41  | 0,26                    |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,08  | 0,09            | <b>0,10</b> | 0,13            | 0,21            | 0,21  | 0,11                    |
| UI                          | RP             | 6              | 99     | 0               | 0,04  | 0,10            | <b>0,14</b> | 0,20            | 0,32            | 0,78  | 0,34                    |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,05  | 0,06            | <b>0,06</b> | 0,06            | 0,10            | 0,11  | 0,06                    |
| AI                          | RP             | 7              | 91     | 0               | 0,05  | 0,10            | <b>0,13</b> | 0,22            | 0,41            | 3,02  | 0,40                    |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 0,05  | 0,05            | <b>0,24</b> | 0,45            | 0,53            | 0,54  | 0,54                    |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,01  | 0,07            | <b>0,10</b> | 0,16            | 0,23            | 0,82  | 0,30                    |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,01  | 0,07            | <b>0,09</b> | 0,14            | 0,20            | 0,82  | 0,23                    |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 0,06  | 0,06            | <b>0,11</b> | 0,17            | 0,24            | 0,27  | 0,27                    |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,06  | 0,06            | <b>0,06</b> | 0,12            | 0,18            | 0,18  | 0,18                    |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 25     | 0               | 0,05  | 0,10            | <b>0,13</b> | 0,21            | 0,26            | 1,44  | 0,26                    |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 0,03  | 0,07            | <b>0,10</b> | 0,26            | 0,38            | 0,40  | 0,40                    |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 0,04  | 0,05            | <b>0,07</b> | 0,15            | 0,23            | 0,25  | 0,25                    |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,06  | 0,07            | <b>0,08</b> | 0,09            | 0,09            | 0,09  | 0,09                    |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 0,05  | 0,06            | <b>0,07</b> | 0,09            | 0,21            | 0,42  | 0,11                    |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,07  | 0,08            | <b>0,09</b> | 0,11            | 0,16            | 0,20  | 0,13                    |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 0,06  | 0,09            | <b>0,13</b> | 0,31            | 0,32            | 0,33  | 0,33                    |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Humusaufgaben weisen zwar etwas geringere Gesamt- und Mobilgehalte auf, die Werte für den Oberboden sind aber sehr ähnlich. Der Gesamtgehalt liegt im Mittel bei 0,15 mg Hg<sub>ges</sub>/kg, wovon etwa 0,4% labil gebunden sind (0,0004 mg Hg<sub>mob</sub>/kg). Für Profiltiefen von mehr als 30 cm sind zwar kaum Daten vorhanden, aber es ist der Trend zu erkennen, dass der Gesamtgehalt in der Regel auf ein Drittel des Wertes im Oberbodens absinkt. Die Abnahme ist dabei nicht so kontinuierlich wie in den Sandböden, da die auf den Gesamtgehalt einflussnehmende Faktoren wie z.B. der Tongehalt schichtbedingt stärker wechseln.

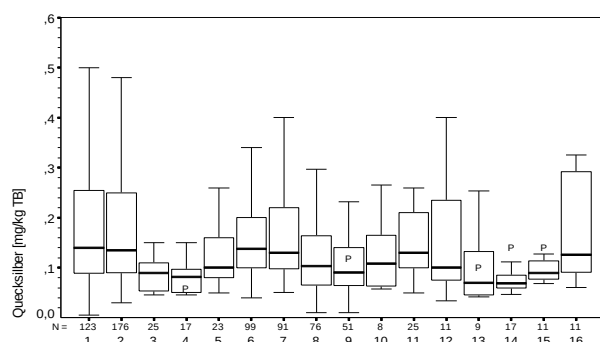


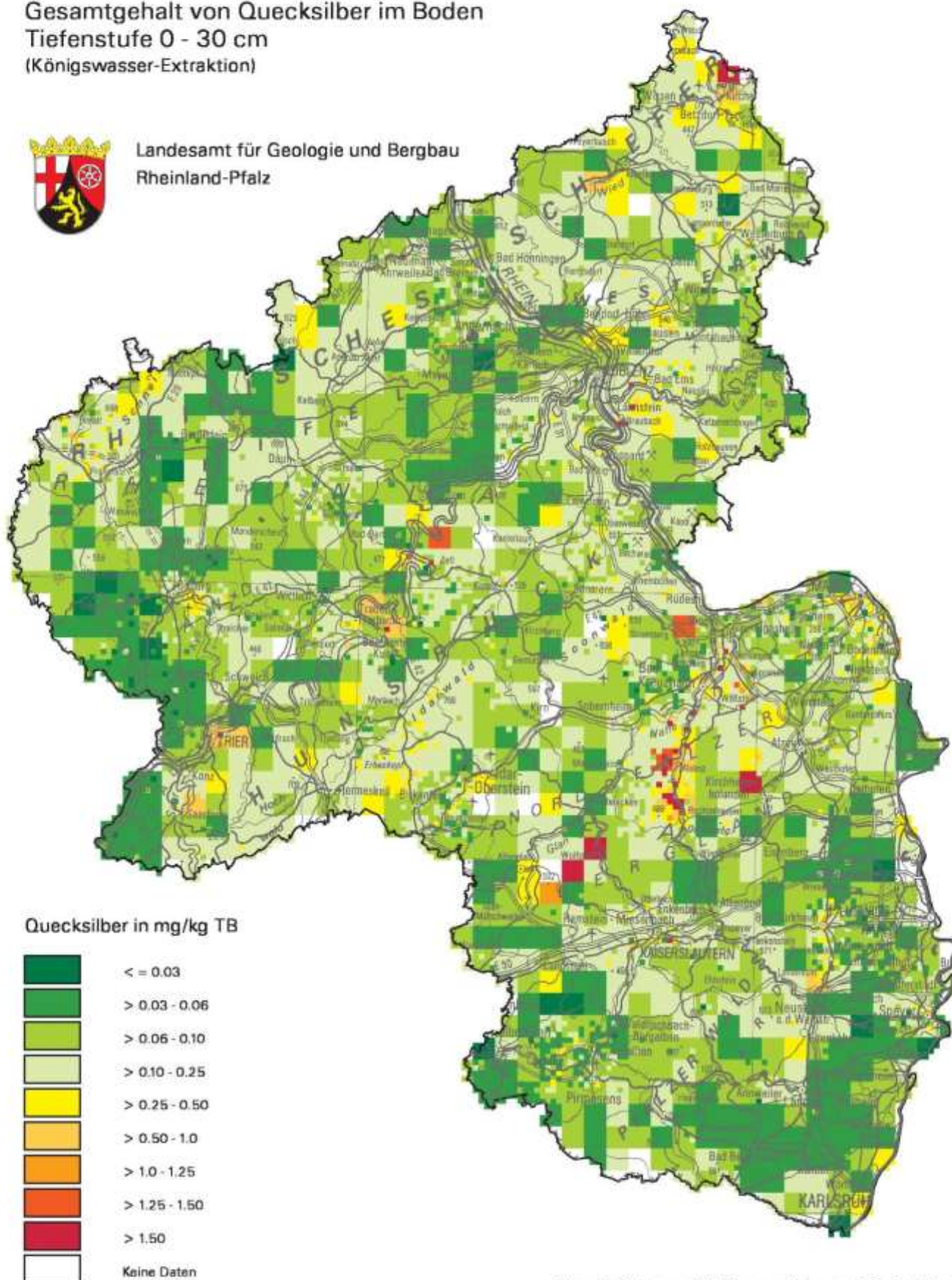
Abb. 62  
Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber  
im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Quecksilber im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 0.1  | 0.5          | 1.0 |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

Tab. 59 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median      | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 556    | 0            | 0,05 | 0,18         | <b>0,31</b> | 0,48         | 0,65         | 75,00 | 0,90                 |
|                                      | 6711       | 59     | 0            | 0,06 | 0,14         | <b>0,20</b> | 0,30         | 0,45         | 1,14  | 0,45                 |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 126    | 0            | 0,08 | 0,15         | <b>0,20</b> | 0,32         | 0,48         | 1,54  | 0,56                 |
|                                      | 6711       | 27     | 0            | 0,08 | 0,14         | <b>0,17</b> | 0,22         | 0,30         | 0,37  | 0,31                 |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 132    | 0            | 0,06 | 0,21         | <b>0,32</b> | 0,49         | 0,59         | 1,01  | 0,87                 |
|                                      | 6711       | 30     | 0            | 0,06 | 0,14         | <b>0,24</b> | 0,36         | 0,50         | 0,87  | 0,57                 |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 58     | 0            | 0,07 | 0,28         | <b>0,46</b> | 0,61         | 0,70         | 1,14  | 0,85                 |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Der mit 0,82 mg Hg<sub>ges</sub>/kg am stärksten belastete Oberboden wurde nördlich von Pirmasens in einem Mischwald gefunden. Organische Auflage und Unterboden sind dort hingegen unauffällig. Ein Zusammenhang mit der in der Nähe befindlichen militärischen Altlast liegt nahe, da hier auch weitere Schwermetalle in deutlich erhöhten Gehalten auftreten. Der Vergleich mit Standorten der weiteren Umgebung deutet darauf hin, dass es sich aber um ein räumlich begrenztes Problem handelt.

Auch in den landwirtschaftlich genutzten Böden sind die substratbedingten Unterschiede sehr gering. Die mittleren Gesamtgehalte schwanken zwischen 0,06 in den sandigen und 0,08 mg Hg<sub>ges</sub>/kg in den

Tab. 60 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-kunft* | Nr. Boxplot | Anzahl | Anzahl < NWG | Min.    | Perzentil 25 | Median         | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.    | max. Wert <Ausr.-gr. |
|-----------------------------|------------|-------------|--------|--------------|---------|--------------|----------------|--------------|--------------|---------|----------------------|
| YS                          | RP         | 1           | 12     | 0            | 0,00007 | 0,00016      | <b>0,00037</b> | 0,00056      | 0,00074      | 0,00080 | 0,00080              |
|                             | 6711       | -           | 7      | 0            | 0,00007 | 0,00015      | <b>0,00021</b> | 0,00040      | 0,00056      | 0,00059 | 0,00059              |
| YL                          | RP         | 2           | 27     | 0            | 0,00007 | 0,00015      | <b>0,00027</b> | 0,00078      | 0,00120      | 0,00127 | 0,00127              |
|                             | 6711       | -           | 5      | 0            | 0,00011 | 0,00012      | <b>0,00015</b> | 0,00024      | 0,00046      | 0,00046 | 0,00016              |
| Us                          | 6711       | 4           | 17     | 0            | 0,00002 | 0,00012      | <b>0,00022</b> | 0,00039      | 0,00047      | 0,00056 | 0,00056              |
| Uu                          | 6711       | -           | 5      | 0            | 0,00002 | 0,00012      | <b>0,00016</b> | 0,00024      | 0,00040      | 0,00040 | 0,00040              |
| UI                          | RP         | 6           | 37     | 0            | 0,00002 | 0,00016      | <b>0,00027</b> | 0,00048      | 0,00090      | 0,00342 | 0,00094              |
|                             | 6711       | -           | 6      | 0            | 0,00002 | 0,00002      | <b>0,00008</b> | 0,00014      | 0,00054      | 0,00058 | 0,00014              |
| AI                          | RP         | 7           | 33     | 0            | 0,00007 | 0,00023      | <b>0,00038</b> | 0,00074      | 0,00360      | 0,01091 | 0,00141              |
|                             | 6711       | -           | 6      | 0            | 0,00007 | 0,00014      | <b>0,00019</b> | 0,00022      | 0,00031      | 0,00032 | 0,00032              |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP         | 8           | 76     | 0            | 0,00002 | 0,00022      | <b>0,00037</b> | 0,00062      | 0,00108      | 0,01174 | 0,00109              |
|                             | 6711       | 9           | 51     | 0            | 0,00002 | 0,00025      | <b>0,00042</b> | 0,00059      | 0,00091      | 0,00137 | 0,00100              |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP         | 10          | 9      | 0            | 0,00001 | 0,00013      | <b>0,00020</b> | 0,00053      | 0,00081      | 0,00095 | 0,00095              |
|                             | 6711       | 11          | 4      | 0            | 0,00003 | 0,00010      | <b>0,00017</b> | 0,00026      | 0,00033      | 0,00033 | 0,00033              |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711       | 12          | 9      | 0            | 0,00005 | 0,00010      | <b>0,00013</b> | 0,00016      | 0,00057      | 0,00916 | 0,00019              |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711       | -           | 4      | 0            | 0,00003 | 0,00003      | <b>0,00004</b> | 0,00037      | 0,00069      | 0,00069 | 0,00069              |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711       | 14          | 17     | 0            | 0,00003 | 0,00007      | <b>0,00010</b> | 0,00014      | 0,00023      | 0,00026 | 0,00023              |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711       | 15          | 11     | 0            | 0,00003 | 0,00012      | <b>0,00020</b> | 0,00042      | 0,00067      | 0,00073 | 0,00073              |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP         | 16          | 11     | 0            | 0,00019 | 0,00033      | <b>0,00120</b> | 0,00153      | 0,00225      | 0,00281 | 0,00281              |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

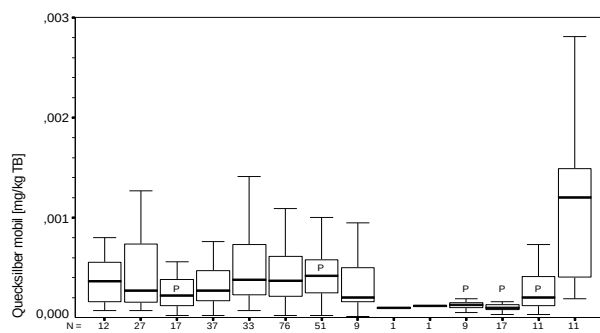


Abb. 63

NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

schluffig/lehmigen Böden. Die Mittelwerte liegen damit etwa 50% unter den Waldböden. Der Mobilgehalt beträgt durchschnittlich 0,0001-0,0002 mg Hg<sub>mob</sub>/kg, was einer relativen Mobilität von 0,1-0,2% entspricht.

Trotz gewisser nutzungsbedingter Unterschiede sind Einträge, die auf die Nutzung zurückzuführen sind, nicht ableitbar. Der Humusgehalt von Waldböden ist mehr als doppelt so hoch wie in den Acker- und Grünlandböden der entsprechenden Substratgruppen. Allein dieser Faktor und die fehlende Durchmischung der Waldböden durch Pflügen kann die Differenz erklären.

Mit einem mittleren Gesamtgehalt von 0,09 mg Hg<sub>ges</sub>/kg und einer Ausreißergrenze von 0,21 bzw. 0,39 mg Hg<sub>ges</sub>/kg sind die anthropogenen Substrate (YS, YL) nicht bzw. nur minder belastet. Die Gesamtgehalte liegen in diesen Substratgruppen unter dem Landesdurchschnitt. Auch der Mobilgehalt ist gegenüber den natürlichen Substraten der Umgebung mit durchschnittlich 0,0002 mg Hg<sub>mob</sub>/kg und einer relativen Verfügbarkeit von 0,2% unauffällig. Diese Werte decken sich mit den Daten der landwirtschaftlich genutzten Böden.

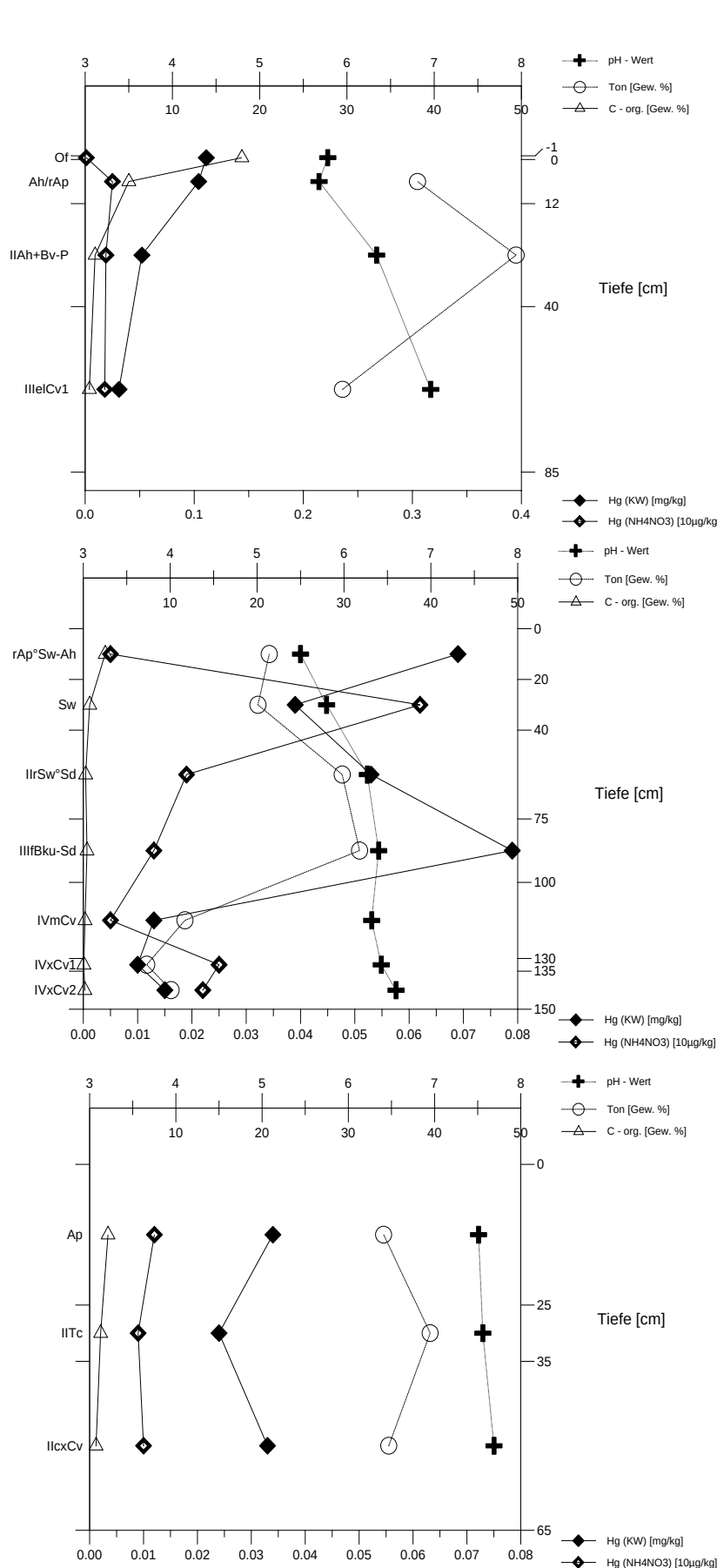
Tab. 61 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Quecksilber in der organischen Auflage

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Her-kunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min.     | Perzentil 25 | Median         | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.    | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|------------|--------|--------------|----------|--------------|----------------|--------------|--------------|---------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP         | 264    | 6            | <0,00001 | 0,00032      | <b>0,00077</b> | 0,00151      | 0,00322      | 0,03749 | 0,00326              |
|                                      | 6711       | 59     | 5            | <0,00001 | 0,00029      | <b>0,00062</b> | 0,00131      | 0,00192      | 0,00322 | 0,00249              |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP         | 102    | 1            | <0,00001 | 0,00031      | <b>0,00073</b> | 0,00148      | 0,00230      | 0,00654 | 0,00309              |
|                                      | 6711       | 27     | 0            | 0,00016  | 0,00029      | <b>0,00056</b> | 0,00141      | 0,00178      | 0,00222 | 0,00222              |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP         | 116    | 4            | <0,00001 | 0,00034      | <b>0,00078</b> | 0,00155      | 0,00326      | 0,03749 | 0,00330              |
|                                      | 6711       | 30     | 4            | <0,00001 | 0,00030      | <b>0,00073</b> | 0,00097      | 0,00195      | 0,00322 | 0,00175              |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP         | 38     | 1            | <0,00001 | 0,00028      | <b>0,00093</b> | 0,00148      | 0,00430      | 0,00989 | 0,00249              |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Trotz der im Landesvergleich unterdurchschnittlichen Hg-Belastung liegen die Gesamtgehalte von etwa 50% der sandigen Waldböden über dem (strengen) Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,1 mg Hg<sub>ges</sub>/kg (siehe oben). Allerdings sind die Vorsorgewerte für Bodenhorizonte mit einem Humusgehalt von >8 Gew.% nicht anzuwenden (siehe 4.2.). Mehr als die Hälfte der Waldoberböden sind jedoch humoser. An einem Standort nahe einer militärischen Altlast wird dieser Wert sogar um das 8-fache überschritten. Trotz der merklichen Belastungen ist nicht von einer akuten Gefährdung auszugehen, da die Prüfwerte der BBodSchV (1999) für Ackerböden von 5 bzw. für Grünland von 2 mg Hg<sub>ges</sub>/kg weit



Profil 1 (HOR 001)  
Bodentyp: Braunerde – Pelosol  
Substrat:

- F-Mull
- umgelagerte periglaziale Lage aus entcarbonatisiertem Tonmergel (mu1)(3) und Lößlehm (1)
- verfestigte Basislage aus entcarbonatisiertem Tonmergel (mu1)
- dolomitischer Schluffmergel (mu1)

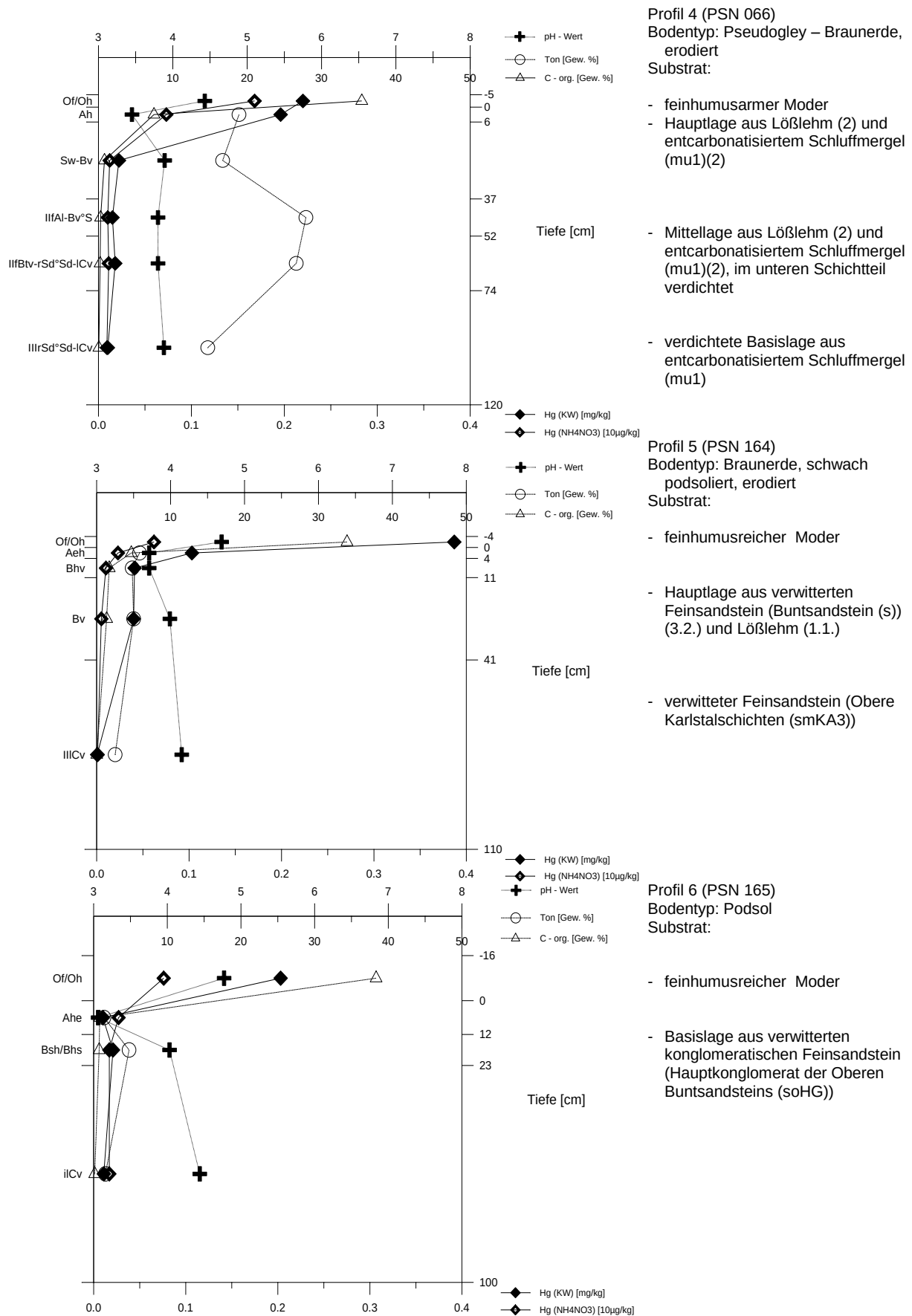
Profil 2 (PSN 053)  
Bodentyp: Pseudogley, erodiert  
Substrat:

- Hauptlage aus entcarbonatisiertem Schluffmergel (mu1)(3) und Lößlehm (1); Sandsteine (mu1) im Grobboden
- verfestigte Basislage aus entcarbonatisiertem Schluffmergel (mu1); Sandsteine (mu1) im Grobboden
- entcarbonatisierter Schluffmergel (mu1)(2) und Sandstein (mu1)(2)
- Sandstein (mu1); im oberen Schichtteil mit Schluffmergellagen durchzogen

Profil 3 (PSN 065)  
Bodentyp: Kalk - Terra fusca, erodiert  
Substrat:

- Basislage aus Kalkstein (mu2), teilweise tonig verwittert (residuale Tonanreicherung)
- Kalkstein (mu2), tonig verwittert (residuale Tonanreicherung), kryoturbar mit frischem Kalkstein (mu2) vermischt

Abb. 64 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich



Fortsetzung Abb. 64 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich

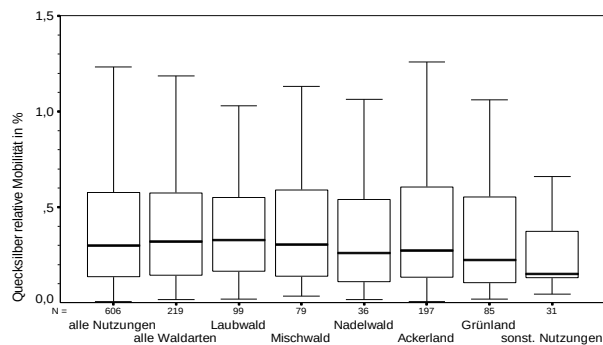


Abb. 65  
Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

höher liegen und zudem der Mobilgehalt mit 0,0007 mg  $Hg_{mob}/kg$  gering ist. In landwirtschaftlich genutzten Böden wurden nur zwei geringfügige Überschreitungen des Vorsorgewertes festgestellt.

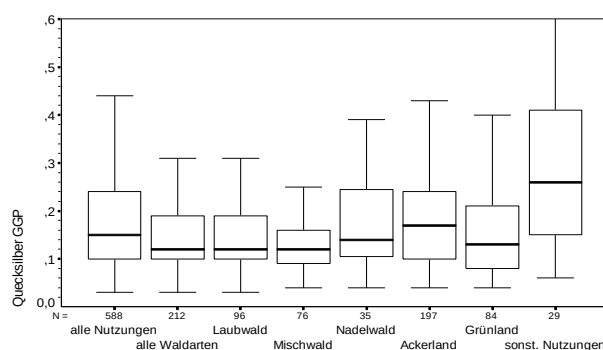
In den Böden des Muschelkalkgebietes wird der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für die Bodenart Schluff/Lehm von 0,5 mg  $Hg_{ges}/kg$  unabhängig der Nutzung fast ausnahmslos um mehr als die Hälfte unterschritten.

Die Hg-Gehalte liegen in allen Böden des Untersuchungsraumes ebenfalls immer weit unter dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 1 mg  $Hg_{ges}/kg$ .

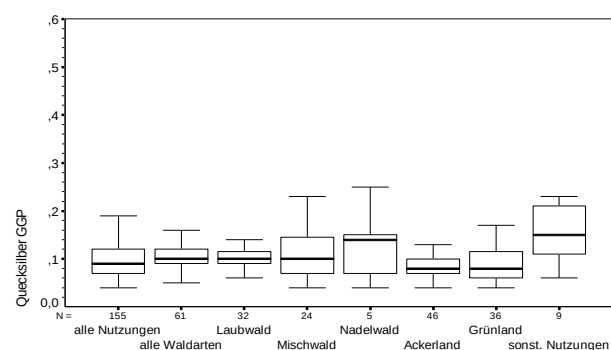
Die Mobilgehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden unterschreiten, gleich in welchem Substrat sie entwickelt sind, den Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,007 mg  $Hg_{mob}/kg$  meist um weit mehr als das 20fache. Auch in Waldböden wird dieser Prüfwert nicht annähernd erreicht.

Hg ist nach Cu das Schwermetall, das in den Sandböden mit durchschnittlich 0,09 das geringste gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) aufweist. Es überschreitet in keinem der sandigen Böden ein GGP von 0,25. Über 96% der Sandböden fallen damit in die niedrigste Gefährdungsklasse. Nutzungsbedingte Unterschiede sind kaum zu erkennen. Da Hg in den Waldböden im obersten Horizont angereichert ist und dort sehr tiefe pH-Werte herrschen, ist das Gefährdungspotential (GP) zwar um Faktor 1,7 höher, aber es sinkt mit der Tiefe rasch auf sehr niedrige Werte ab, so dass für die Gesamtheit der oberen 30 cm des Mineralbodens das GGP dem der landwirtschaftlich genutzten Sandböden entspricht. Obwohl der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) in diesen Waldböden häufig geringfügig überschritten wird (siehe oben), ist keine Gefährdung der Pflanzenqualität oder ein nennenswerter Eintrag ins Grundwasser zu erwarten.

Die Situation in den Böden des Muschelkalkgebietes ist mit der der Sandböden vergleichbar. Da hinsichtlich der Gesamt- und Mobilgehalte kaum Unterschiede bestehen, fallen auch die überwiegend



Rheinland-Pfalz



Pirmasens-Nord

Abb. 66 Gewichtetes Gefährdungspotential von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen



schluffigen Böden zu ca. 90% in die niedrigste Gefährdungsklasse. Zudem bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen landwirtschaftlich genutzten Böden und Waldböden.

Die in den Oberböden gefundenen Quecksilber- (Hg-) Gehalte stimmen weitgehend mit den Daten überein, die im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) festgestellt wurden. Da natürliche Hg-Gehalte durch den hohen anthropogenen Anteil nur schwer definierbar sind, sind die Daten wie beim Blei überwiegend als typisch ubiquitäre Hintergrundwerte zu bewerten.

#### 4.2.8. Zink

Die räumliche Verteilung der mittleren Zink-(Zn-)Gehalte im Oberboden zeichnet, wie schon bei anderen Spurenelementen beobachtet, deutlich die Zusammensetzung der bodenbildenden Substrate nach (siehe Kartenanlage). Der geogene Gesamtgehalt ( $Zn_{ges}$ ) wird in Böden vom Humusgehalt, vom Ton und wesentlich vom Eisen-(Fe-)Gehalt gesteuert, d.h. dass bei steigenden Anteilen dieser BodenkompONENTEN der natürliche  $Zn_{ges}$ -Gehalt zunimmt. Der leicht mobilisierbare Anteil ( $NH_4NO_3$ -extrahierbar;  $Zn_{mob}$ ) wird hingegen in erster Linie von der Bodenreaktion (pH-Wert) gesteuert. Sinkt der pH-Wert unter 5, steigt der Mobilgehalt exponentiell an (siehe Abb. 68).

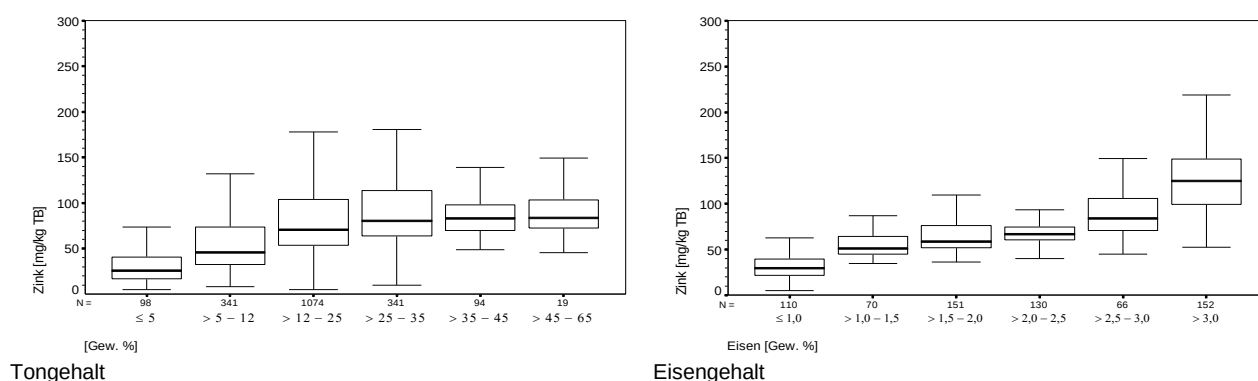


Abb. 67 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

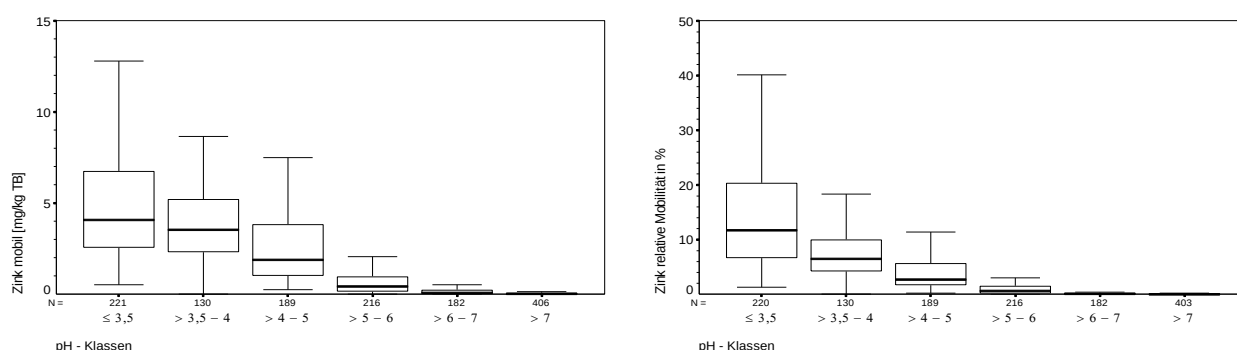


Abb. 68  $NH_4NO_3$ -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Tab. 62 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden  
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                    | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|
| YS                          | RP             | 1              | 123    | 0               | 10   | 45              | <b>66</b>     | 122             | 321             | 12380 | 217                     |
|                             | 6711           | -              | 7      | 0               | 51   | 82              | <b>107</b>    | 166             | 265             | 288   | 288                     |
| YL                          | RP             | 2              | 176    | 0               | 28   | 63              | <b>93</b>     | 141             | 270             | 5015  | 251                     |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 65   | 82              | <b>89</b>     | 123             | 134             | 134   | 134                     |
| Us                          | RP             | 3              | 25     | 0               | 16   | 33              | <b>45</b>     | 60              | 79              | 152   | 80                      |
|                             | 6711           | 4              | 17     | 0               | 22   | 33              | <b>49</b>     | 60              | 67              | 80    | 80                      |
| Uu                          | RP             | 5              | 23     | 0               | 35   | 53              | <b>65</b>     | 78              | 99              | 215   | 100                     |
|                             | 6711           | -              | 5      | 0               | 45   | 51              | <b>57</b>     | 66              | 67              | 67    | 67                      |
| UI                          | RP             | 6              | 102    | 0               | 8    | 71              | <b>88</b>     | 120             | 139             | 262   | 171                     |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 37   | 44              | <b>63</b>     | 68              | 81              | 83    | 83                      |
| AI                          | RP             | 7              | 91     | 0               | 5    | 67              | <b>112</b>    | 178             | 390             | 1857  | 308                     |
|                             | 6711           | -              | 6      | 0               | 54   | 59              | <b>63</b>     | 81              | 139             | 145   | 81                      |
| ^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)] | RP             | 8              | 76     | 0               | 5    | 23              | <b>32</b>     | 43              | 56              | 350   | 67                      |
|                             | 6711           | 9              | 51     | 0               | 6    | 30              | <b>40</b>     | 50              | 62              | 350   | 80                      |
| pfl [Lp(2)/^s(2)]           | RP             | 10             | 8      | 0               | 26   | 34              | <b>50</b>     | 58              | 62              | 63    | 63                      |
|                             | 6711           | -              | 4      | 0               | 50   | 53              | <b>58</b>     | 62              | 63              | 63    | 63                      |
| ^t; pfl [^t(3-4)/Lp(0-1)]   | RP             | 11             | 25     | 0               | 35   | 59              | <b>77</b>     | 90              | 112             | 190   | 112                     |
| ^k; pfl [^k(2-4)/LO(1)]     | RP             | 12             | 11     | 0               | 35   | 48              | <b>61</b>     | 97              | 191             | 238   | 159                     |
| pfl [^car/Um;Um/^car]       | 6711           | 13             | 9      | 0               | 55   | 66              | <b>78</b>     | 82              | 94              | 102   | 102                     |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]       | 6711           | -              | 4      | 0               | 58   | 59              | <b>68</b>     | 76              | 76              | 76    | 76                      |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-] | 6711           | 14             | 17     | 0               | 51   | 54              | <b>60</b>     | 67              | 94              | 109   | 77                      |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]        | 6711           | 15             | 11     | 0               | 40   | 48              | <b>54</b>     | 60              | 65              | 69    | 69                      |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]           | RP             | 16             | 11     | 0               | 49   | 75              | <b>90</b>     | 96              | 108             | 124   | 124                     |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Im Verbreitungsgebiet des Buntsandstein, das etwa 60% des Untersuchungsraums einnimmt, herrschen Zn-arme (sandige) Substrate vor. Die sandsteinreichen Substrate mit einem meist nur sehr geringem Lößlehmannteil (^s;s; pfl [^s(3-4)/Lp(0-1)]) weisen nutzungsunabhängig einen mittleren Gesamtgehalt ( $Zn_{ges}$ ) von 40 mg  $Zn_{ges}$ /kg auf. Die sandigen Solumsedimente (Us) und die lößlehmreicheren Substrate (pfl [Lp(2)/^s(2)]) sind etwas Zn-reicher. Die Ausreißergrenze, d.h. die Grenze bei der anormale Werte auftreten, befindet sich in den Substraten des Buntsandsteingebietes bei etwa 70 mg  $Zn_{ges}$ /kg. Tendenziell liegen die Gehalte in diesen Substratgruppen im Untersuchungsraum etwas über dem Landesdurchschnitt, was auf eine gewisse anthropogene Belastung hindeutet. Allerdings wurde in nur einem Fall die Ausreißergrenze mit 350 mg  $Zn_{ges}$ /kg erheblich überschritten, wobei im Gegensatz zu den geringfügigen Überschreitungen hier eine geogene Anomalie vermutet wird.

Die sandigen Waldoberböden enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 37 mg  $Zn_{ges}$ /kg, während die landwirtschaftlich genutzten Böden etwa 35% mehr Zn aufweisen. Eine nutzungsspezifische Belastung kann daraus nicht abgeleitet werden, da die sandigen Waldböden gegenüber entsprechenden Acker- und Grünlandböden im Mittel 4% weniger Ton und nur die Hälfte an Fe besitzen. Dies allein kann die Unterschiede erklären.

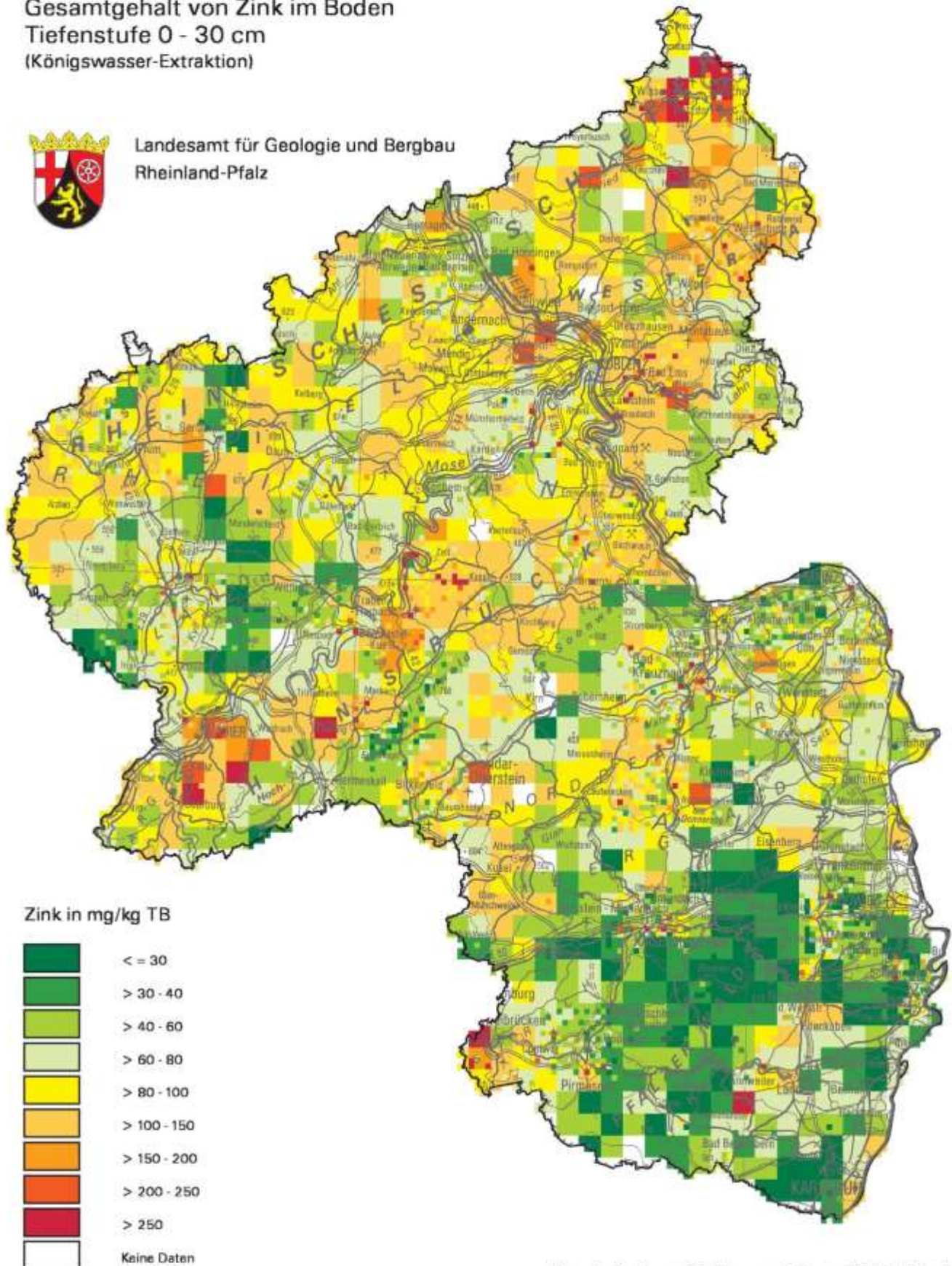
Der  $Zn_{ges}$ -Gehalt in der organischen Auflage der sandigen Waldböden ist mit einem Median von 57 und einem 90.Perzentil von 83 mg  $Zn_{ges}$ /kg im Landesvergleich unterdurchschnittlich. Die relativ niedrigen

# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

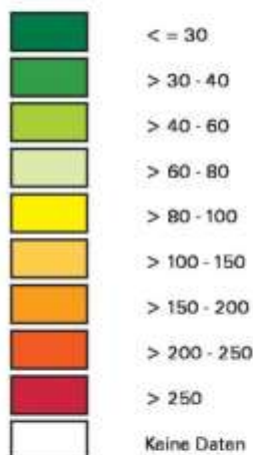
Gesamtgehalt von Zink im Boden  
Tiefenstufe 0 - 30 cm  
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Zink in mg/kg TB



Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

| Bodenart | Sand | Lehm/Schluff | Ton |
|----------|------|--------------|-----|
| mg/kg TB | 60   | 150          | 200 |



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau  
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht  
Digitale Kartographie: M. Goldschmitt  
Redaktion: M. Hauenstein  
Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für  
Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98  
Stand: Februar 2015

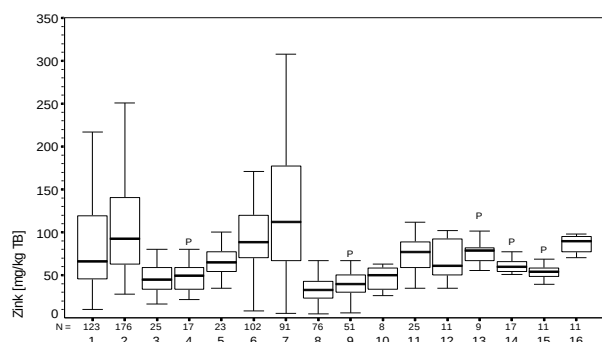


Abb. 69

Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden (Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Gehalte stehen in Zusammenhang mit den geringen Konzentrationen im Mineralboden. Dennoch liegt der Gehalt in der Humusaufgabe meist um das 2 bis 3fache höher als im folgenden Oberboden. Die Anreicherung ist Folge atmosphärischer Einträge und Bioakkumulation. Dass der Gehalt in der organischen Auflage vom Baumbestand beeinflusst wird, ist nicht erkennbar.

In sandigen Braunerden sinkt der  $Zn_{ges}$ -Konzentration mit der Tiefe meist weiter leicht ab, während mit zunehmender Podsolierung eine vertikale Verlagerung zu beobachten ist. Podsolierte Oberböden enthalten dann weniger  $Zn_{ges}$  als die folgenden Illuvialhorizonte (Bs, Bh, etc.). In den tieferen B- und C-Horizonten der sandreichen Schichten sind meist 10-35 mg  $Zn_{ges}$ /kg zu finden. Die Abhängigkeit des  $Zn_{ges}$ -Gehaltes vom Ton- und Eisengehalt ist klar erkennbar.

Nach Cadmium ist Zn das Element, das bezogen auf den Gesamtgehalt die höchste (relative) Mobilität aufweist. Aufgrund der geringen Gesamtkonzentrationen liegt der mittlere Mobilgehalt in den sandigen Waldböden bei nur 2,2 mg  $Zn_{mob}$ /kg, was einem durchschnittlichen Anteil am Gesamtgehalt von fast 6% entspricht. In den Humusaufgaben schwankt der Mobilgehalt und sein Anteil am Gesamtgehalt pH-bedingt in einem weiten Bereich. Bei einem typischen pH-Wert um 4,5 liegt der Mobilgehalt im Mittel bei 7,6 mg  $Zn_{mob}$ /kg, was einer relativen Verfügbarkeit von ca. 13% entspricht. Dies zeigt, dass nicht nur der Absolutgehalt deutlich höher als im Oberboden ist, sondern dass Zn in der Humusaufgabe auch deutlich leichter mobilisierbar ist. In den sehr sauren Humusaufgaben mit einem pH-Wert von  $\leq 3,5$  liegt der labil gebundene Anteil recht einheitlich sogar um 38%. Je nach Gesamtgehalt entspricht dies einem Mobilanteil von meist mehr als 15 mg  $Zn_{mob}$ /kg.

Da Ackerböden nutzungsbedingt erheblich höhere pH-Werte als vergleichbare Waldböden aufweisen, sind in ihnen trotz höherer Gesamtgehalte geringere  $Zn_{mob}$ -Konzentrationen zu finden. Der Median bei den sandigen Ackerböden liegt bei 0,7 mg  $Zn_{mob}$ /kg, womit nur etwa 1% des  $Zn_{ges}$  labil gebunden ist.

Tab. 63 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                             | Herkunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median    | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------------------------|-----------|--------|--------------|------|--------------|-----------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| V (Organische Auflage (allgemein))   | RP        | 586    | 0            | 16   | 56           | <b>74</b> | 95           | 123          | 13446 | 152                  |
|                                      | 6711      | 59     | 0            | 35   | 50           | <b>59</b> | 70           | 82           | 276   | 98                   |
| Vb (Organische Auflage (Laubwald))   | RP        | 137    | 0            | 21   | 54           | <b>63</b> | 78           | 97           | 285   | 107                  |
|                                      | 6711      | 27     | 0            | 36   | 49           | <b>56</b> | 70           | 78           | 85    | 85                   |
| Vbn (Organische Auflage (Mischwald)) | RP        | 146    | 0            | 22   | 51           | <b>64</b> | 80           | 111          | 321   | 120                  |
|                                      | 6711      | 30     | 0            | 35   | 50           | <b>59</b> | 70           | 98           | 276   | 98                   |
| Vn (Organische Auflage (Nadelwald))  | RP        | 63     | 0            | 16   | 53           | <b>69</b> | 82           | 110          | 181   | 121                  |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die tieferen pH-Werte und der höhere Anteil an Waldstandorten haben zur Folge, dass die Mobilgehalte im Bereich des Buntsandstein in den Böden trotz geringerer Gesamtgehalte höher sind als im Gebiet des Muschelkalk sind (siehe unten).

Die vertikale Verteilung der  $Zn_{mob}$ -Gehalte im Bodenprofil wird vom pH-Wert und dem Gesamtgehalt bestimmt. In den Waldböden sind die höchsten Mobilgehalte in der organischen Auflage, die höchste relative Mobilität im Oberboden zu finden.

Obwohl die Böden im Bereich des Muschelkalk mehr  $Zn_{ges}$  enthalten als die des Buntsandsteingebietes, weisen die organischen Auflagen der Waldböden mit durchschnittlich 60 mg  $Zn_{ges}$ /kg einen ähnlichen Gesamtgehalt auf. Zwar wurden in diesem Gebiet nur 12 Waldböden mit unterschiedlicher Zusammensetzung des Mineralbodens untersucht, wodurch eine statistische Unsicherheit besteht, aber die Gesamtgehalte schwanken mit 41-73 mg  $Zn_{ges}$ /kg vergleichsweise gering, so dass der Mittelwert durchaus als charakteristisch angesehen werden kann. Ansatzweise ist zu erkennen, dass mit sinkender Mächtigkeit der Humusaufgabe ihr  $Zn_{ges}$ -Gehalt steigt. Gegenüber dem Oberboden ist  $Zn_{ges}$  in der O-Lage nur unwesentlich angereichert. Durchschnittlich liegt der Gesamtgehalt nur um Faktor 1,1 höher. In tonigen Waldböden scheinen die Humusaufgaben sogar weniger  $Zn_{ges}$  als der folgende Mineralboden zu enthalten. Der Mobilgehalt schwankt durch die strenge Abhängigkeit vom pH-Wert in einem so weiten Bereich, so dass ein typischer Mittelwert nicht genannt werden kann. Bei den Humusaufgaben der tonigen Waldböden liegt er bei pH-Werten um 5,8 unter 1 mg  $Zn_{mob}$ /kg, während in den schluffigen Böden bei pH-Werten um 4,5 Gehalte bis zu 8,3 mg  $Zn_{mob}$ /kg festgestellt wurden. Dies deckt sich in etwa mit der Situation in den Humusaufgaben des Buntsandsteingebietes.

Tab. 64 Statistische Kennwerte:  $NH_4NO_3$ -extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                   | Her-<br>kunft* | Nr.<br>Boxplot | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min.  | Perzentil<br>25 | Median          | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|--------------------------------------------|----------------|----------------|--------|-----------------|-------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|
| YS                                         | RP             | 1              | 12     | 3               | <0,01 | <0,01           | <b>0,10</b>     | 0,53            | 2,94            | 4,49   | 2,27                    |
|                                            | 6711           | -              | 7      | 2               | <0,01 | <0,01           | <b>0,43</b>     | 1,85            | 4,04            | 4,49   | 4,49                    |
| YL                                         | RP             | 2              | 27     | 5               | <0,01 | 0,01            | <b>0,07</b>     | 1,17            | 2,51            | 5,06   | 2,65                    |
|                                            | 6711           | -              | 5      | 0               | 0,399 | 0,92            | <b>1,19</b>     | 2,56            | 4,42            | 4,42   | 4,42                    |
| Us                                         | 6711           | 4              | 17     | 1               | <0,01 | 0,89            | <b>1,91</b>     | 2,63            | 3,07            | 3,85   | 3,85                    |
| Uu                                         | 6711           | -              | 5      | 1               | <0,01 | 0,23            | <b>1,58</b>     | 1,83            | 1,94            | 1,94   | 1,94                    |
| Ul                                         | RP             | 6              | 47     | 5               | <0,01 | 0,68            | <b>2,25</b>     | 4,05            | 7,61            | 10,98  | 7,65                    |
|                                            | 6711           | -              | 6      | 1               | <0,01 | 0,13            | <b>1,44</b>     | 3,03            | 3,69            | 3,77   | 3,77                    |
| Al                                         | RP             | 7              | 84     | 1               | <0,01 | 0,35            | <b>1,38</b>     | 4,93            | 11,66           | 170,74 | 11,56                   |
|                                            | 6711           | -              | 6      | 1               | <0,01 | 0,51            | <b>1,30</b>     | 1,85            | 2,04            | 2,06   | 2,06                    |
| $\wedge s; s; pfl [\wedge s(3-4)/Lp(0-1)]$ | RP             | 8              | 76     | 0               | 0,055 | 1,21            | <b>1,86</b>     | 2,97            | 4,08            | 8,11   | 5,13                    |
|                                            | 6711           | 9              | 51     | 0               | 0,055 | 0,83            | <b>1,92</b>     | 3,01            | 4,19            | 8,11   | 5,13                    |
| $pfl [Lp(2)/\wedge s(2)]$                  | RP             | 10             | 8      | 0               | 0,051 | 0,74            | <b>2,41</b>     | 3,94            | 4,98            | 5,29   | 5,29                    |
|                                            | 6711           | -              | 4      | 0               | 0,051 | 0,39            | <b>0,74</b>     | 1,76            | 2,78            | 2,78   | 2,78                    |
| $\wedge t; pfl [\wedge t(3-4)/Lp(0-1)]$    | RP             | 11             | 24     | 5               | <0,01 | 0,03            | <b>0,07</b>     | 0,11            | 0,39            | 6,43   | 0,12                    |
| $\wedge k; pfl [\wedge k(2-4)/LO(1)]$      | RP             | 12             | 11     | 10              | <0,01 | <0,01           | <b>&lt;0,01</b> | <0,01           | <0,01           | 2,95   | <0,01                   |
| $pfl [\wedge car/Um; Um/\wedge car]$       | 6711           | 13             | 9      | 7               | <0,01 | <0,01           | <b>&lt;0,01</b> | <0,01           | 0,01            | 0,02   | <0,01                   |
| $Um; pfl [Um(3-4)/-.-]$                    | 6711           | -              | 4      | 4               | <0,01 | <0,01           | <b>&lt;0,01</b> | <0,01           | <0,01           | <0,01  | <0,01                   |
| $Um; ve; pfl [Um; ve(3-4)/-.-]$            | 6711           | 14             | 17     | 2               | <0,01 | 0,07            | <b>0,13</b>     | 0,55            | 0,97            | 1,13   | 1,13                    |
| $pfl [Lp(2)/Um; ve(2)]$                    | 6711           | 15             | 11     | 0               | 0,025 | 0,39            | <b>1,66</b>     | 3,00            | 4,47            | 5,02   | 5,02                    |
| $pfl [LO/Tm; Tm/LO]$                       | RP             | 16             | 11     | 3               | <0,01 | <0,01           | <b>0,03</b>     | 0,07            | 0,17            | 0,27   | 0,27                    |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

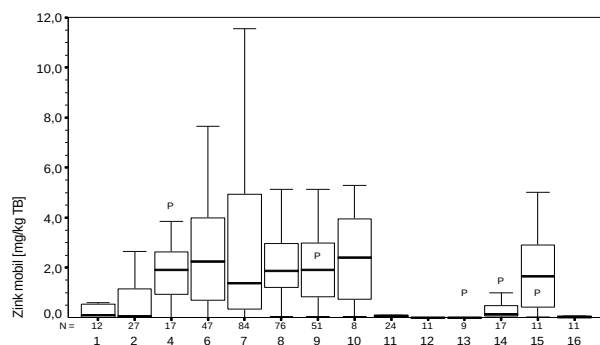


Abb. 70

NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden  
(Substratcode: siehe Tabelle oder Einlageblatt)

Der Gesamtgehalt in den carbonatfreien schluffigen Waldoberböden (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)], Uu) liegt um 50 mg Zn<sub>ges</sub>/kg und damit etwas unter den Gehalten der landwirtschaftlich genutzten Böden. Deutlich höhere Werte sind im Muschelkalkgebiet mit schätzungsweise 90 mg Zn<sub>ges</sub>/kg nur in den tonigen Waldböden zu erwarten. In den meist mehrschichtigen Böden in diesem Gebiet steigt der Gesamtgehalt unterhalb der Oberböden meist weiter an und Konzentrationssprünge sind an Schichtwechsel und sich ändernden Ton- und Eisengehalten gebunden. Häufig steigen die Gehalte auf 70-80 mg Zn<sub>ges</sub>/kg an. In erster Linie geht dies auf die unterschiedlichen Substratzusammensetzungen und nicht auf die rezente Bodenbildung zurück. Der Mobilgehalt variiert auch in den Waldoberböden in Abhängigkeit vom pH-Wert in einem sehr weiten Bereich von <0,1 bis 5 mg Zn<sub>mob</sub>/kg. Entsprechend weit schwankt der Anteil am Gesamtgehalt zwischen <0,1 und 13%. Der Einfluss des Gesamtgehalts auf den absoluten Mobilgehalt wird daher weitgehend überdeckt. Der Mobilgehalt nimmt mit der Tiefe stetig ab und erreicht im Unterboden sehr niedrige Werte.

Die landwirtschaftlich genutzten Böden im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk enthalten trotz vergleichbarer Tongehalte mehr Zn<sub>ges</sub> als die entsprechenden Waldböden. Trotz der Unsicherheit weniger untersuchter Waldböden scheint die Ursache in den höheren geogenen Fe<sub>ges</sub>-Gehalten der Acker- und Grünlandböden zu liegen. Die Oberböden der carbonatfreien schluffigen Substrate unterscheiden sich mit durchschnittlich 58 bzw. 60 mg Zn<sub>ges</sub>/kg kaum in ihrem Gesamtgehalt. Dass die Höhe des Lößlehmanteils den Zn<sub>ges</sub>-Gehalt beeinflusst, ist dabei nicht zu beobachten. Aufgrund der etwas tieferen pH-Werte sind hingegen die Mobilgehalte in den lößlehmhaltigen Substraten (pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]) mit durchschnittlich 0,42 mg Zn<sub>mob</sub>/kg geringfügig höher als in den lößlehmarmen bzw. freien Substraten (Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]) mit im Mittel 0,13 mg Zn<sub>mob</sub>/kg. Der Mobilanteil am Gesamtgehalt schwankt demnach zwischen 0,2 und 0,7%.

Tab. 65 Statistische Kennwerte: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares (mobiles) Zink in der organischen Auflage

(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

| Substrat                                | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.    | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-----------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|---------|-------------------------|
| V (Organische Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 354    | 0               | 0,17 | 7,17            | <b>12,12</b>  | 22,01           | 32,55           | 4009,36 | 43,62                   |
|                                         | 6711           | 59     | 0               | 0,67 | 3,72            | <b>7,28</b>   | 12,56           | 18,23           | 56,60   | 21,55                   |
| Vb (Organische Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 133    | 0               | 0,32 | 5,53            | <b>8,79</b>   | 14,58           | 21,60           | 82,96   | 27,82                   |
|                                         | 6711           | 27     | 0               | 1,78 | 4,50            | <b>6,99</b>   | 9,39            | 15,02           | 20,26   | 15,78                   |
| Vbn (Organische Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 146    | 0               | 0,17 | 7,17            | <b>12,60</b>  | 22,74           | 31,15           | 103,87  | 43,62                   |
|                                         | 6711           | 30     | 0               | 0,67 | 2,70            | <b>7,23</b>   | 13,43           | 19,99           | 56,60   | 29,15                   |
| Vn (Organische Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 61     | 0               | 1,36 | 12,74           | <b>19,43</b>  | 27,03           | 37,43           | 78,52   | 47,53                   |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die Ackerböden der carbonatreichen Substrate im Verbreitungsgebiet des Muschelkalk sind mit 68 bzw. 78 mg  $Zn_{ges}$ /kg etwas Zn-reicher als die carbonatfreien Böden. Ursache für die äußerst geringe Mobilgehalte von generell weniger als 0,01 mg  $Zn_{mob}$ /kg sind die sehr hohen pH-Werte.

Auch im Muschelkalkgebiet wurde an einem Standort in den oberen Horizonten anomal hohe  $Zn_{ges}$ -Gehalte von 238 und 282 mg  $Zn_{ges}$ /kg gefunden (siehe auch Profil 3, Abb. 73). Die Ursache liegt wahrscheinlich weder in einer anthropogenen Kontamination, noch in einer möglichen Vererzung, sondern in einer reliktschen Bodenbildung. Es handelt sich hierbei um den Bodentyp Kalk-Terra fusca, der am Naturschutzgebiet südwestlich von Maßweiler kleinflächig vorkommt und in Kalksteinresidualsedimenten entwickelt ist. Diese Paläoböden entstanden durch Lösungsverwitterung von Kalksteinen, wodurch neben Ton auch Zn residual angereichert wurde. Eine Unsicherheit bleibt dennoch, da in Terra fuscen anderer Landesteile zwar ebenfalls überdurchschnittliche Zn-Gehalte festgestellt wurden, jedoch nicht in dieser Höhe.

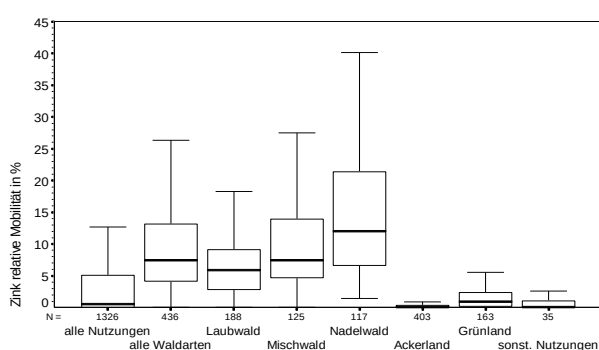


Abb. 71

Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Die vorwiegend im Siedlungsbereich befindlichen anthropogenen Substrate (Y) enthalten in der Regel mehr  $Zn_{ges}$  als die natürlichen. Gerade die sandigen anthropogenen Substrate (YS), die vornehmlich aus dem Stadtgebiet Pirmasens stammen, zeigen mit durchschnittlich 107 mg  $Zn_{ges}$ /kg deutlich erhöhte Konzentrationen. Selbst der Minimalwert überschreitet den Median der natürlichen Sandsubstrate, was trotz geringer Fallzahl als deutlicher Hinweis auf anthropogene Einträge zu werten ist.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) liegt für sandige Böden bzw. für schluffig/lehmige Böden mit einem pH-Wert von <6 bei 60 mg  $Zn_{ges}$ /kg. Bei einem Median von 51 mg  $Zn_{ges}$ /kg wird in den Acker- und Grünlandböden im Gebiet des Buntsandstein dieser Wert meist annähernd erreicht bzw. leicht überschritten. Der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 150 bzw. 200 mg  $Zn_{ges}$ /kg wird aber in keinem der untersuchten Ackerböden erreicht. In 88% der Waldböden im Buntsandsteingebiet liegen die Gesamtgehalte meist deutlich unterhalb des Vorsorgewertes. Nur an einem Standort östlich von Pirmasens wird wie oben erwähnt im Waldoberboden mit 350 mg  $Zn_{ges}$ /kg der Vorsorgewert deutlich überschritten. Die Gehalte steigen in 50 cm Profiltiefe weiter auf 705 mg  $Zn_{ges}$ /kg deutlich an. Ein Emittenteneinfluss ist nicht erkennbar. Möglicherweise handelt es sich hierbei um eine geochemische Anomalie (Vererzung?), da nicht nur die Gehalte mit der Tiefe ansteigen, sondern auch einige weitere Schwermetalle, insbesondere das geochemisch verwandte Cadmium bei gleichartigem vertikalen Konzentrationsverlauf erhöhte Gehalte zeigen.

Dass die Gehalte in den landwirtschaftlich genutzten Böden allgemein höher als unter Wald sind, dürfte geogene Ursachen haben (siehe oben).



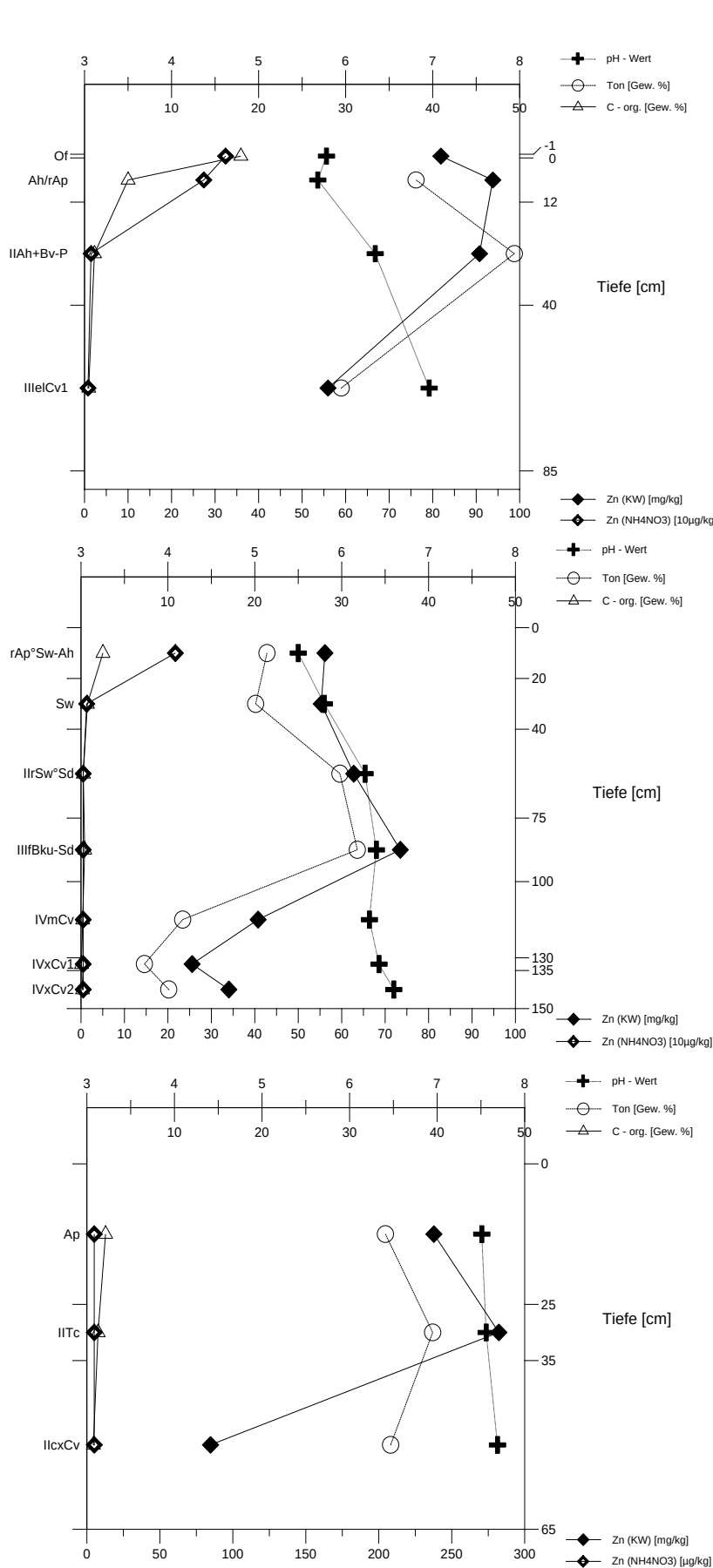
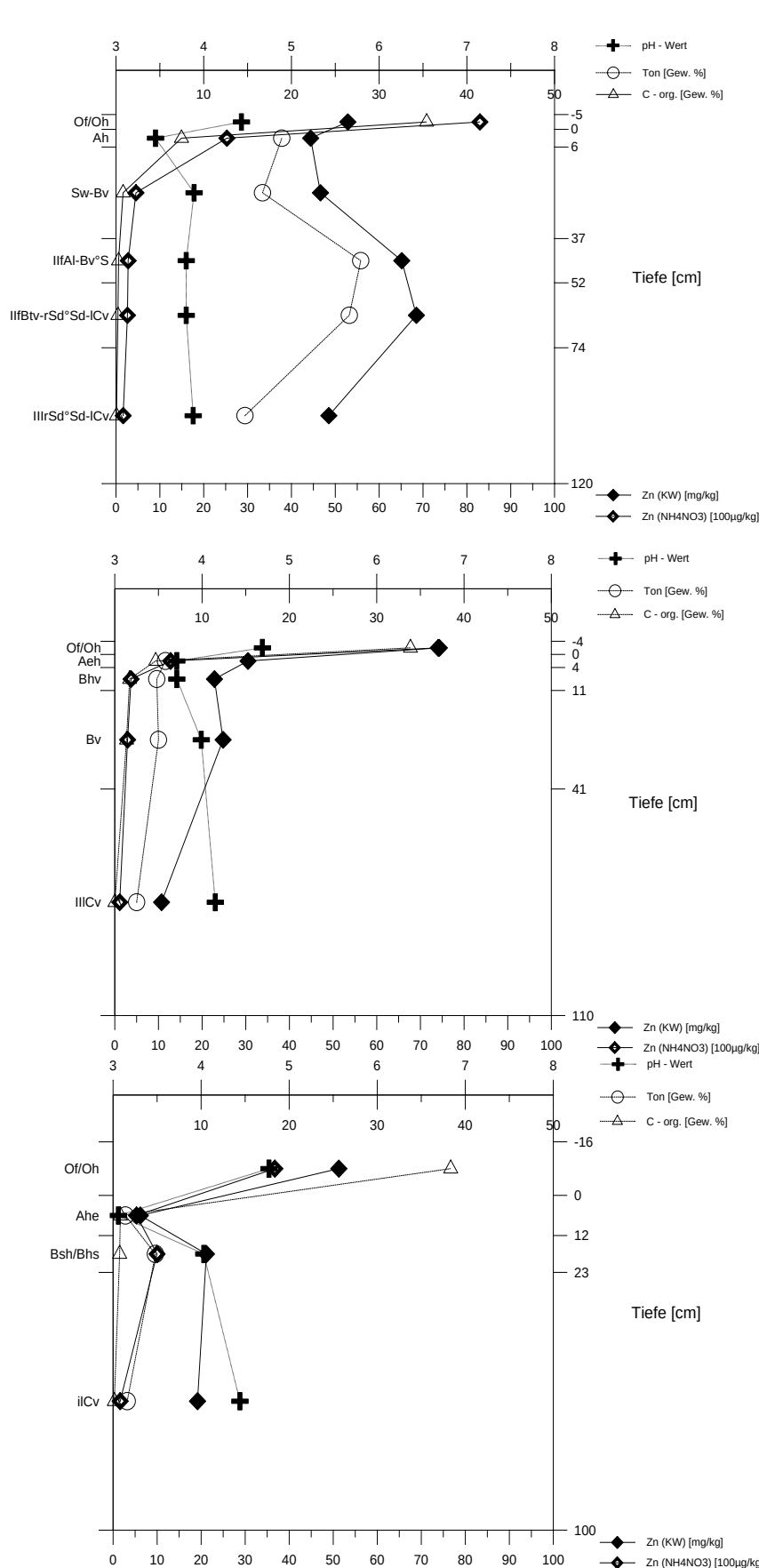


Abb. 72 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich





Fortsetzung Abb. 72 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich

Die Prüfwerte der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg  $Zn_{mob}/kg$  für Futterpflanzen bzw. 10 mg  $Zn_{mob}/kg$  für das Pflanzenwachstum werden in den Acker- und Grünlandböden des Buntsandsteingebietes bei einem Maximalgehalt von 3,9 bzw. einem 90. Perzentil von 2,7 mg  $Zn_{mob}/kg$  immer unterschritten. Trotz der tiefen pH-Werte sind auch in den Waldböden keine Überschreitungen des Prüfwerts für das Pflanzenwachstum feststellbar.

Typisch für die weitaus meisten Oberböden im Muschelkalkgebiet sind ihre sehr hohen Schluff- und Tongehalte um etwa 20 Gew.%. Hiervon weisen etwa 2/3 einen pH-Wert von <6 auf. Der Vorsorgewert der BBodSchV von 60 mg  $Zn_{ges}/kg$  wird in 30% dieser Böden geringfügig überschritten. Maximal sind es 69 mg  $Zn_{ges}/kg$ , wobei Überschreitungen bei allen Nutzungen vorkommen. Gemeinsam ist diesen Proben, dass sie einen für diese Substrate überdurchschnittlichen  $Fe_{ges}$ -Gehalt von meist >2,2 Gew.% aufweisen. Trotz der leichten Überschreitung des Vorsorgewertes kann eine besondere Belastung nicht erkannt werden, da bezogen auf Ton- und  $Fe_{ges}$ -Gehalt sogar mit ca. 70 mg  $Zn_{ges}/kg$  zu rechnen ist. Dass nicht mehr Oberböden den Vorsorgewert überschreiten, ist eine Folge von eher geringen geogenen Gesamtgehalten. In den Böden mit höherem pH-Wert und/oder höheren Tongehalten werden die Vorsorgewerte von 150 bzw. 200 mg  $Zn_{ges}/kg$  immer deutlich unterschritten.

Der höchste in einem Oberboden des Muschelkalkgebietes gemessene Mobilgehalt beträgt 5,0 mg  $Zn_{mob}/kg$ . Hierbei handelt es sich um einen sauren Waldboden. In landwirtschaftlich genutzten Böden waren es hingegen nie mehr als 1,7 mg  $Zn_{mob}/kg$ . Damit werden die Prüfwerte der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg  $Zn_{mob}/kg$  für Futterpflanzen bzw. 10 mg  $Zn_{mob}/kg$  für das Pflanzenwachstum in der Regel bei allen Nutzungsformen deutlich unterschritten.

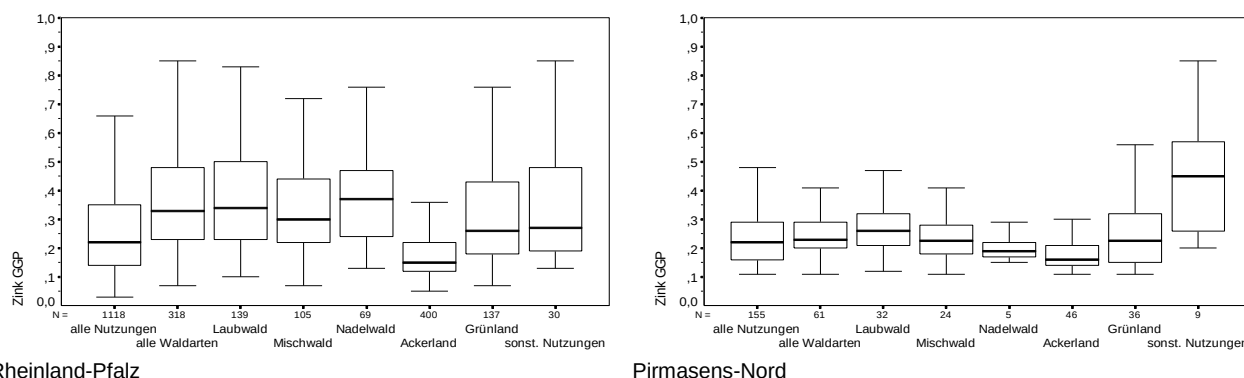


Abb. 73 Gewichtetes Gefährdungspotential von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) von Zn liegt in den Böden des Buntsandsteingebietes mit durchschnittlich 0,23 unter dem Landesdurchschnitt und auch die nutzungsbedingten Unterschiede sind geringer. ¼ der Sandböden fallen in die sehr niedrige Gefährdungsklasse, die übrigen Standorte in die niedrige Gefährdungsklasse. Lediglich der Waldboden mit der vermuteten geogenen Anomalie (siehe oben) zeigt mit einem GGP von 1,9 ein hohes Gefährdungspotential.

Erwartungsgemäß werden die Ackerböden etwas günstiger als die Grünland- und Waldböden bewertet. Aufgrund der oberflächennahen Anreicherung und tiefer pH-Werte wird in den geringmächtigen Waldoberböden in 16% der Fälle auch die mittlere Gefährdungsklasse erreicht, jedoch sinkt das GP in den tieferen Horizonten rasch ab, so dass das GGP, das sich auf 30 cm Profiltiefe bezieht, ebenfalls deutlich reduziert wird.

Wie auch der Vergleich mit den Grenz- und Prüfwerten gezeigt hat, können die Zn-Gehalte für die Sandböden als naturnah und typisch angesehen werden.

Hinsichtlich des GGP werden die Böden des Muschelkalkgebietes mit durchschnittlich 0,17 sogar etwas günstiger bewertet als die sandigen Böden. Das geringste GGP wurde bei den tonigen Waldböden festgestellt. Sie besitzen zwar die höchsten Gesamtgehalte im Untersuchungsraum, aber diese liegen im geogenen Erwartungsbereich und da im gesamten Bodenprofil hohe pH-Werte herrschen, ist das Zn weitgehend immobil.

Die sehr sauren Böden im Verbreitungsgebiet der entcarbonatisierten Schluffmergel werden infolge höherer Mobilgehalte mit einem mittleren GGP von 0,23 etwas ungünstiger eingestuft. Sie fallen sämtlich in die geringe Gefährdungskategorie. Sehr günstig werden allerdings die Ackerböden im Muschelkalkgebiet bewertet. Sie weisen zu 80% ein sehr geringes GGP auf. Die übrigen überschreiten die Grenze von 0,2 nur minimal. Demnach gilt allgemein, dass Böden mit pH-Werten von >5 in diesem Gebiet ein sehr geringes GGP besitzen.

#### 4.3. Organische Schadstoffe

Die meisten organischen Schadstoffe sind xenobiotisch, d.h. sie sind im Wesentlichen künstliche organische Verbindungen, die in der Natur nicht vorkommen. Vermutlich entsteht ein vernachlässigbar kleiner Teil der Kohlenwasserstoffe auch in der Natur. Der nutzungsbezogenen Betrachtung der Daten kommt daher die entscheidende Bedeutung zu. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung beeinflusst die Gehalte nicht direkt, wohl aber indirekt über die substratabhängige Bodenreaktion und den Gehalt an organischer Substanz.

Nach KUNTZE et al. (1988) existieren etwa 50000 bekannte umweltrelevante Verbindungen, und jährlich kommen etwa 1000-1500 hinzu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). 115 dieser Verbindungen werden von der OECD zu den Risikostoffen gezählt (KUNTZE et al. 1988). Zu den wichtigsten xenobiotischen organischen Stoffgruppen in Böden zählen chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Inhaltsstoffe der Kunststoffe (überwiegend Weichmacher → Phtalate). Bei etlichen der untersuchten organischen Schadstoffen handelt es sich um überwiegend schwerflüchtige CKW, die als Biozide und in der industriellen Fabrikation eingesetzt werden oder wurden.

PAK entstehen in erster Linie bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und organischer Substanz. Mit zunehmendem Molekulargewicht nimmt die Schädlichkeit der PAK zu. Das als krebserregend eingestufte Benzo(a)pyren gilt als Leitkomponente der PAK und hat einen mittleren Anteil von 10% am PAK-Gesamtgehalt (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995). Gewisse Verbindungen der PAK-Gruppe werden in der Industrie verwendet (z.B. Fluoranthren, Phenanthren, Pyren) und sind Bestandteil von Rohölprodukten.

Tab. 66 Organische Schadstoffe im Boden (KUNTZE et al. 1988)

|                             | PCB          | PAK       | PCP          | PCDD/F       | HCH          | HCB          |
|-----------------------------|--------------|-----------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Natürlicher Gehalt im Boden | < 0,1 µg     | -         | -            | -            | -            | -            |
| Produktion                  | nein         | ja        | ja           | (ja)         | nein         | (ja)         |
| Eintragsweg                 | KS*          | Luft      | PSM*         | Luft→MV*     | PSM*         | PSM*         |
| Persistenz                  | äußerst hoch | sehr hoch | hoch         | äußerst hoch | sehr hoch    | sehr hoch    |
| Mobilität                   | hoch         | hoch      | äußerst hoch | hoch         | sehr hoch    | äußerst hoch |
| pflanz. Aufnahme            | hoch         | hoch      | hoch         | hoch         | äußerst hoch | äußerst hoch |

\* KS = Klärschlamm; PSM = Pflanzenschutzmittel, MV = Müllverbrennung

Tab. 67 Vorsorgewerte für organische Stoffe (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 2 Satz 1)  
(in µg/kg Trockenmasse)

|                  | Polychlorierte Biphenyle<br>(PCB <sub>6</sub> ) | Benzo(a)pyren<br>(BaP) | Polycyclische Aromatische<br>Kohlenwasserstoffe (PAK <sub>16</sub> ) |
|------------------|-------------------------------------------------|------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| Humusgehalt > 8% | 100                                             | 1.000                  | 10.000                                                               |
| Humusgehalt ≤ 8% | 50                                              | 300                    | 3.000                                                                |

Dioxine und Furane (PCDD/F) gelangen in die Umwelt als Verunreinigungen chlorhaltiger organischer Chemikalien (z.B. PCB, PCP, HCH) sowie bei der unvollständigen Verbrennung bei Anwesenheit von Halogenen (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Bekanntester Vertreter dieser Stoffgruppe ist das hochtoxische 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD, „Seveso-Gift“).

Die untersuchten Stoffe sind in Böden überwiegend hoch persistent, d.h. es vergeht ein verhältnismäßig großer Zeitraum, bis der jeweilige Stoff auf chemischem oder mikrobiellem Weg abgebaut ist. Vom photochemischen Abbau abgesehen, kommt dem mikrobiellen Abbau die wesentliche Bedeutung zu (KUNTZE et al. 1988, BLUME et al. 1990). Organische Halogenverbindungen reichern sich, da sie meist fettlöslich sind, in der Nahrungskette an (CHRISTEN 1985). Der Abbau im Boden ist je nach Durchlüftungsgrad, Bodentemperatur, mikrobieller Aktivität, Gehalt an organischer Substanz und an Tonmineralen sehr unterschiedlich. Besonders Huminstoffe deaktivieren die Wirkung der Schadstoffe durch Sorption, was allerdings zu längeren Verweilzeiten im Boden führt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984, KUNTZE et al. 1988).

Wie bei den Spurenelementen erfolgt die Beurteilung nach gesetzlichen Regelwerken nicht mehr wie in den vorangegangenen Bodenzustandsberichten in gesonderten Kapiteln, sondern in den Beiträgen zu den untersuchten Stoffgruppen (4.3.ff). Zur Bewertung der Gehalte wird die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) und der strengste Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht herangezogen. Weitere Informationen zu den Vorsorge- und Prüfwerten der BBodSchV sind in Kapitel 4.2. enthalten.

Tab. 68 Prüfwerte für organische Stoffe (BBodSchV 1999; nach BBodSchG 1998 § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1)  
(Wirkungspfad Boden-Mensch) (in µg/kg Trockenmasse)

|                                   | Benzo-<br>(a)pyren | DDT     | HCB     | HCH-<br>Gemisch | PCP     | Σ-PCB  |
|-----------------------------------|--------------------|---------|---------|-----------------|---------|--------|
| Kinderspielflächen                | 2.000              | 40.000  | 4.000   | 5.000           | 50.000  | 400    |
| Wohngebiete                       | 4.000              | 80.000  | 8.000   | 10.000          | 100.000 | 800    |
| Park- u. Freizeitanlagen          | 10.000             | 200.000 | 20.000  | 25.000          | 250.000 | 2.000  |
| Industrie- und Gewerbegrundstücke | 12.000             | -       | 200.000 | 400.000         | 250.000 | 40.000 |

Tab. 69 Unter- und Überschreitungen des orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden

|                                                              | Stoffgruppe                | oSW1                 | < oSW1         |            | ≥ oSW1         |           | Σ      |
|--------------------------------------------------------------|----------------------------|----------------------|----------------|------------|----------------|-----------|--------|
|                                                              |                            |                      | Anzahl         | %          | Anzahl         | %         | Anzahl |
| Zielebene 1 (oSW1) (ALEX-02):<br>(multifunktionelle Nutzung) | Σ-PCB                      | 10 µg/kg TB          | 44             | <b>88</b>  | 6              | <b>12</b> | 50     |
|                                                              | Σ-PAK                      | 1000 µg/kg TB        | 34             | <b>68</b>  | 16             | <b>32</b> | 50     |
|                                                              | Σ-PCDD/F                   | 10 ng I-TEQ/kg TB    | 46             | <b>92</b>  | 4              | <b>8</b>  | 50     |
| Vorsorgewert für organische<br>Stoffe (BBodSchV 1999)        |                            | <b>Vorsorgewert*</b> | < Vorsorgewert |            | ≥ Vorsorgewert |           | Σ      |
|                                                              | Σ-PCB (PCB <sub>6</sub> )  | 50 µg/kg TB          | 35             | <b>100</b> | 0              | <b>0</b>  | 35     |
|                                                              |                            | 100 µg/kg TB         | 15             | <b>100</b> | 0              | <b>0</b>  | 15     |
|                                                              | BaP                        | 300 µg/kg TB         | 32             | <b>91</b>  | 3              | <b>9</b>  | 35     |
|                                                              |                            | 1000 µg/kg TB        | 15             | <b>100</b> | 0              | <b>0</b>  | 15     |
|                                                              | Σ-PAK (PAK <sub>16</sub> ) | 3000 µg/kg TB        | 31             | <b>89</b>  | 4              | <b>11</b> | 35     |
|                                                              |                            | 10000 µg/kg TB       | 15             | <b>100</b> | 0              | <b>0</b>  | 15     |

\* niedriger Wert für Humusgehalt ≤ 8%

#### 4.3.1. Biozide

Die Cyclodien-Insektizide Aldrin, Endrin, Heptachlor und Heptachlorepoxyd, deren Anwendung im Laufe der 80er Jahren verboten wurde, konnten wie bei den vorigen Bodenzustandsberichten in den Oberböden nicht nachgewiesen werden. In 14% aller Proben lag der Dieldrin-Gehalt über der Nachweisgrenze. Dies waren 6 Waldböden, in denen aber nur Spuren (<2µg/kg) gefunden wurden. Lediglich ein Ackerboden enthielt 11,2µg/kg. Dies ist der höchste Wert, der in den letzten 10 Jahren in diesem Untersuchungsprogramm festgestellt wurde. Entweder sind es hohe historische Belastungen oder das Anwendungsverbot wurde nicht eingehalten. Es handelt sich jedoch um einen Einzelfall.

|                  | < NWG  |     | ≥ NWG  |    |
|------------------|--------|-----|--------|----|
|                  | Anzahl | %   | Anzahl | %  |
| Aldrin           | 50     | 100 | 0      | 0  |
| Dieldrin         | 43     | 86  | 7      | 14 |
| Endrin           | 50     | 100 | 0      | 0  |
| Heptachlor       | 50     | 100 | 0      | 0  |
| o,p'-DDD         | 48     | 96  | 2      | 4  |
| p,p'-DDD         | 46     | 92  | 4      | 8  |
| o,p'-DDE         | 49     | 98  | 1      | 2  |
| p,p'-DDE         | 18     | 36  | 32     | 64 |
| o,p'-DDT         | 29     | 58  | 21     | 42 |
| p,p'-DDT         | 17     | 34  | 33     | 66 |
| α-HCH            | 50     | 100 | 0      | 0  |
| β-HCH            | 50     | 100 | 0      | 0  |
| γ-HCH (Lindan)   | 49     | 98  | 1      | 2  |
| δ-HCH            | 50     | 100 | 0      | 0  |
| HCB              | 40     | 80  | 10     | 20 |
| Pentachlorphenol | 49     | 98  | 1      | 2  |

Tab. 70 Blatt 6711 Pirmasens-Nord: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze

Im Arbeitsgebiet wurden niedrige Gehalte an Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) erwartet, weil einerseits der DDT-Einsatz seit über 25 Jahren vom Gesetzgeber untersagt ist, andererseits Sonderkulturen - wie z.B. Wein- und Obstbau – bedeutungslos sind. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Sonderkulturböden zu finden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998). Im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz wurden allerdings auch in Waldböden, insbesondere in Nadelwäldern, überdurchschnittliche Konzentrationen dieses Insektizids gefunden.

Der Wirkstoff setzt sich zu 70% aus p,p'-DDT und zu 30% aus o,p'-DDT zusammen. Beim Abbau bilden sich die inaktiveren Isomere DDE und DDD. Nach DOMSCH (1992) verlieren diese Abbauprodukte die insektizide Wirkung. Die Gesamtgehalte der DDT-Gruppe ( $\Sigma$ -DDX) liegen weit unter den Konzentrationen, die noch in vor 14 Jahren entnommenen Bodenproben festgestellt wurden (Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz 1996). In der Gesamtheit der aus dem Untersuchungsraum stammenden Proben liegt der Median bei 5  $\mu\text{g}$  bzw. das 90. Perzentil bei 39  $\mu\text{g}$   $\Sigma$ -DDX/kg. In 2/3 der untersuchten Böden war dieses Insektizid meist nur in Spuren nachweisbar. Im Vergleich zu den Bodenzustandsberichten der letzten Jahre liegen die Gehalte im Mittelfeld. Gegenüber dem Verdichtungsraum Mainz mit seinem sehr hohen Anteil an Sonderkulturen wie z.B. Wein- und Obstbau liegen die Gehalte um etwa 60% niedriger, gegenüber dem ländlich geprägten Raum der Hunsrückhochfläche aber um etwa das 2- bis 5-fache höher.

Tab. 71 Statistische Kennwerte: Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere ( $\Sigma$ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TB)

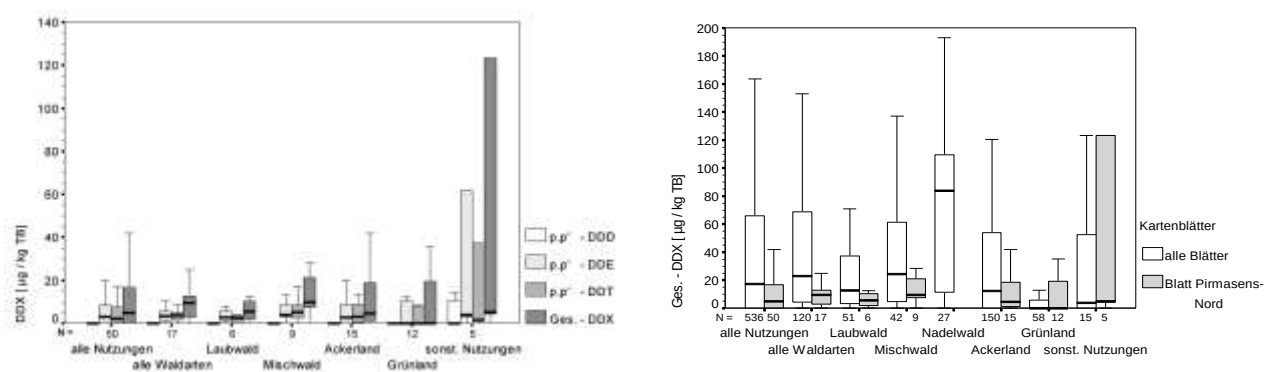
| Nutzungsklassen    | Herkunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median       | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------|-----------|--------|--------------|------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| alle Nutzungen     | RP        | 536    | 144          | <1   | <1           | <b>18</b>    | 66           | 190          | 24284 | 167                  |
|                    | 6711      | 50     | 16           | <1   | <1           | <b>5</b>     | 17           | 39           | 1176  | 42                   |
| alle Waldarten     | RP        | 120    | 15           | <1   | 5            | <b>23</b>    | 69           | 114          | 262   | 153                  |
|                    | 6711      | 17     | 2            | <1   | 3            | <b>10</b>    | 13           | 24           | 28    | 28                   |
| Laubwald           | RP        | 51     | 9            | <1   | 3            | <b>13</b>    | 38           | 60           | 220   | 71                   |
|                    | 6711      | 6      | 1            | <1   | 2            | <b>6</b>     | 10           | 13           | 13    | 13                   |
| Mischwald          | RP        | 42     | 4            | <1   | 5            | <b>25</b>    | 61           | 119          | 224   | 137                  |
|                    | 6711      | 9      | 1            | <1   | 6            | <b>10</b>    | 22           | 27           | 28    | 28                   |
| Nadelwald          | RP        | 27     | 2            | <1   | 10           | <b>84</b>    | 111          | 153          | 262   | 262                  |
| Ackerland          | RP        | 150    | 47           | <1   | <1           | <b>13</b>    | 54           | 154          | 1211  | 121                  |
|                    | 6711      | 15     | 4            | <1   | <1           | <b>5</b>     | 21           | 42           | 60    | 42                   |
| Grünland           | RP        | 58     | 37           | <1   | <1           | <b>&lt;1</b> | 6            | 30           | 208   | 17                   |
|                    | 6711      | 12     | 8            | <1   | <1           | <b>&lt;1</b> | 20           | 86           | 206   | 35                   |
| sonstige Nutzungen | RP        | 15     | 5            | <1   | <1           | <b>4</b>     | 57           | 123          | 1176  | 123                  |
|                    | 6711      | 5      | 1            | <1   | 3            | <b>5</b>     | 387          | 1176         | 1176  | 123                  |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Im Untersuchungsraum konnten in fast 90% der untersuchten Waldböden Spuren von DDT-Verbindungen nachgewiesen werden. Gegenüber anderen Nutzungsgruppen ist der Median mit 10  $\mu\text{g}$   $\Sigma$ -DDX/kg zwar am höchsten, aber die Gehalte schwanken geringer. Mehr als 28  $\mu\text{g}$   $\Sigma$ -DDX/kg wurden jedoch nicht festgestellt. Sowohl im Absolutgehalt als auch in der Streuung entsprechen die Daten etwa denen, die im letztjährigen Bodenzustandsbericht Kisselbach (HAUENSTEIN 2000) festgestellt wurden. Zwar lässt der geringe Datenbestand eine tiefere Untergliederung der Waldnutzung kaum zu, jedoch ist der schon früher beobachtete Trend, dass mit steigendem Nadelbaumanteil gleichfalls die DDX-Gehalte im Oberboden zunehmen, auch im Arbeitsgebiet festzustellen.

Sofern DDT in Wäldern nicht eingesetzt wurde, ist die Ursache für die überdurchschnittlichen Gehalte der Böden in der höheren Filterwirkung der Waldvegetation zu suchen. Hinzu kommt die im Gegensatz zu Ackerböden fehlende Durchmischung der oberen Bodenhorizonte durch Pflügen sowie der fehlende Ernteentzug. Einen Einfluss hat ferner auch die geringere Entnahmetiefe bei der horizontweisen Beprobung der Waldböden. Inwieweit der Abbau in Waldböden langsamer verläuft, kann hier nicht beurteilt werden. Diese Überlegungen gelten für alle untersuchten organischen Schadstoffe.

Offensichtlich handelt es sich um eine allgemeine ubiquitäre (Alt-)Belastung. Auch der Vergleich mit den Daten des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) weist darauf hin, dass es sich um eine abklingende "historische" Belastung handelt. Bei diesem landesweiten Projekt wurden vor ca. 15 Jahren u.a. 75 Waldböden untersucht. Durchschnittlich lagen die DDX-Gehalte damals noch 5-mal so hoch. Zudem hat sich seit dem das Isomeren-Verhältnis geändert. Wurde damals noch ein mittleres p,p'-DDT/p,p'-DDE-Verhältnis von 2:1 festgestellt, ist dieses heute in den Waldböden im Mittel ausgeglichen. Das heißt, dass sich das Verhältnis zu Gunsten des minder toxischen Abbauproduktes p,p'-DDE verschoben hat. Ein weiteres Indiz für den Abbau ist die Relation zwischen p,p'-DDT und o,p'-DDT. Während das Verhältnis bei der Applikation bei 2,3:1 liegt (siehe oben), verschiebt es sich durch die raschere Metabolisierung des o,p'-DDT zu höheren Verhältniszahlen. In den 11 Proben, in denen noch beide Verbindungen messbar waren, lag das Verhältnis bei 3,2:1. Vermutlich liegt es deutlich höher, jedoch ist o,p'-DDT analytisch kaum noch fassbar.



Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Abb. 74 p,p'-DDX-Isomere und Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

In den Ackerböden des Untersuchungsraums wurden im Mittel 5 µg Σ-DDX/kg und ein 90. Perzentil bzw. eine Ausreißergrenze von 42 µg Σ-DDX/kg festgestellt. Gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz liegen die DDX-Gehalte etwa um das 4-6-fache niedriger. Wie bei den Waldböden deuten die Isomeren-Verhältnisse auf eine Altbelastung hin. Da der Pflughorizont weit mächtiger als der ungestörte Waldoberboden ist, dürfte der Gesamtvorrat in den Ackerböden nicht geringer sein als in den Waldböden. Die heute feststellbaren Gehalte sind bezogen auf geltende Grenzwerte als gering einzustufen.

Wie bei den bisherigen Untersuchungen liegt der DDX-Gehalt in den Grünlandböden von allen Nutzungsformen am niedrigsten. In 2/3 dieser Böden konnte keines der Isomere nachgewiesen werden. Auffallend ist allerdings, dass an den 4 Standorten, an denen dieser Wirkstoff festgestellt wurde, die Nachweisgrenze deutlich überschritten wurde. Von einem Ausreißer abgesehen liegt der Gehalt zwischen 17 und 35 µg Σ-DDX/kg. Bemerkenswert ist vor allem der Gehalt im Oberboden einer Wiese nördlich von Höheinöd mit 206 µg Σ-DDX/kg. Dies ist der einzige Boden im Untersuchungsgebiet, bei dem ein Eintrag nach dem Anwendungsverbot vermutet wird, da der p,p'-DDT-Gehalt fast doppelt so

hoch wie der des p,p'-DDE ist. Allerdings besteht ein weites p,p'-DDT-o,p'-DDT-Verhältnis. Die Ursache für diesen ungewöhnlich hohen Wert ist unklar.

Ein typischer regionaler Hintergrundwert kann für die Böden in Ortslage nicht genannt werden, da einerseits die Fallzahl zu gering ist, andererseits die DDX-Konzentrationen in einem sehr weiten Bereich schwanken. Es wurden Gehalte von kleiner Nachweisgrenze bis 1176 µg Σ-DDX/kg angetroffen. Interessant ist, dass unweit der Stelle, an dem der Höchstwert festgestellt wurde, mit 123 µg Σ-DDX/kg ein weiterer ungewöhnlich hoher Gehalt gemessen wurde. Diese Punkte befinden sich innerhalb der Stadt Pirmasens. Die räumliche Variabilität ist offenbar groß, da an einem weiteren Punkt innerhalb der Stadtgrenze dieser Schadstoff nicht nachweisbar war. Das Isomeren-Verhältnis deutet auch bei diesen Böden immer auf eine Altbelastung hin. Selbst bei den Standorten mit ungewöhnlich hohen Gehalten besteht nach der BBodSchV (1999) kein Handlungsbedarf, da der für Kinderspielflächen geltende strengste Prüfwert von 40000 µg Σ-DDX/kg deutlich unterschritten wird.

Obwohl es sich bei den DDX-Verbindungen augenscheinlich um eine Altbelastung handelt und das Applikationsverbot eingehalten wird, wird es aber noch Jahrzehnte dauern, bis die (geringen) Belastungen durch DDX-Verbindungen vollständig abgeklungen sind.

Die Böden des Untersuchungsgebiets sind hinsichtlich Hexachlorcyclohexan (HCH) praktisch unbelastet. Lediglich in einem Ackerboden wurde mit 1 µg γ-HCH/kg Spuren dieses Wirkstoffes festgestellt, obwohl die Verwendung von chemisch reinem γ-HCH (Lindan) eingeschränkt zulässig ist. Dieses Insektizid fand vor allem Anfang der 80er Jahre auch in Wäldern zur Bekämpfung des Borkenkäfers Anwendung (JONECK & PRINZ 1993). Im Gegensatz zum Bodenbelastungskataster konnte HCH in den Waldböden des Arbeitsgebietes nicht nachgewiesen werden. Seit 1986 gilt ein landesweites und seit 1988 ein bundesweites Anwendungsverbot lindanhaltiger Forstschutzmittel.

Tab. 72 Statistische Kennwerte: Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung  
(Angaben in µg/kg TB)

| Nutzungsklassen    | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|--------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| alle Nutzungen     | RP             | 535    | 287             | <1   | <1              | <1            | 3               | 6               | 265  | 9                       |
|                    | 6711           | 50     | 40              | <1   | <1              | <1            | <1              | 2               | 8    | <1                      |
| alle Waldarten     | RP             | 120    | 79              | <1   | <1              | <1            | 2               | 5               | 102  | 8                       |
|                    | 6711           | 17     | 17              | <1   | <1              | <1            | <1              | <1              | <1   | <1                      |
| Laubwald           | RP             | 51     | 40              | <1   | <1              | <1            | <1              | 4               | 102  | <1                      |
|                    | 6711           | 6      | 6               | <1   | <1              | <1            | <1              | <1              | <1   | <1                      |
| Mischwald          | RP             | 42     | 28              | <1   | <1              | <1            | 2               | 3               | 28   | 5                       |
|                    | 6711           | 9      | 9               | <1   | <1              | <1            | <1              | <1              | <1   | <1                      |
| Nadelwald          | RP             | 27     | 11              | <1   | <1              | 3             | 6               | 11              | 48   | 13                      |
| Ackerland          | RP             | 149    | 31              | <1   | 1               | 2             | 5               | 7               | 48   | 11                      |
|                    | 6711           | 15     | 7               | <1   | <1              | 1             | 2               | 3               | 8    | 3                       |
| Grünland           | RP             | 58     | 38              | <1   | <1              | <1            | 2               | 4               | 15   | 5                       |
|                    | 6711           | 12     | 10              | <1   | <1              | <1            | <1              | 2               | 4    | <1                      |
| sonstige Nutzungen | RP             | 15     | 14              | <1   | <1              | <1            | <1              | <1              | 1    | <1                      |
|                    | 6711           | 5      | 5               | <1   | <1              | <1            | <1              | <1              | <1   | <1                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord



Der Nachweis des seit 1981 verbotenen Herbizids Hexachlorbenzol (HCB) gelang nur in landwirtschaftlich genutzten Böden. Hierbei handelt es sich fast ausnahmslos um Ackerböden. HCB wurde früher u.a. als Saatbeize verwendet. Es ist anzunehmen, dass HCB direkt in die Ackerböden gelangte. Dies zeigen auch Literaturhinweise (LABO 1998, JONECK & PRINZ 1993). Mit einem Median von 1 µg/kg und einem 90. Perzentil von 3 µg/kg liegen die Gehalte nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze. Diese Daten decken sich mit den Ergebnissen des letztjährigen Bodenzustandsberichtes Kisselbach. Tendenziell ist die HCB-Belastung gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz leicht gesunken. Gegenüber anderen Bundesländern sind die Gehalte im Untersuchungsgebiet insgesamt vergleichbar bis leicht unterdurchschnittlich (LABO 1998, JONECK & PRINZ 1993).

Pentachlorphenol (PCP) ist ein Biozid, das als Holzschutzmittel, Fungizid, Herbizid und Insektizid bis 1986 eingesetzt werden durfte. Der Einsatz erfolgte vor allem im industriellen Bereich (Holzverarbeitung, Papier, Zellstoff) und nicht in der Landwirtschaft. Der Abbau wird stark vom pH-Wert und der organischen Substanz beeinflusst. Die Halbwertszeit des mikrobiellen Abbaus schwankt bei günstigen Bedingungen zwischen 10 und 40 Tagen und gilt daher im Boden als wenig beständig (DOMSCH 1992). PCP wurde erst mit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Insgesamt lagen bislang erst in 10% der Böden die PCP-Gehalte geringfügig über der Nachweisgrenze.

Nur in einem Boden in Ortslage konnte PCP in Spuren von 1 µg/kg festgestellt werden. Da im Untersuchungsgebiet typische Emittenten fehlen und PCP im Boden relativ instabil ist, besitzt dieser Schadstoff im Untersuchungsraum keine Bedeutung. Auf Blatt Kisselbach wurden dagegen in 20% der Böden minimale PCP-Konzentrationen bis 3 µg/kg gemessen.

Von sehr wenigen Ausnahmen abgesehen, sind die Gehalte aller Biozide sehr gering und entsprechen jüngeren Vergleichsmessungen. Eine Σ-DDX-Belastung ist zwar noch angedeutet, aber die Daten zeigen, dass die Gehalte dieser hochpersistenten Schadstoffgruppe weiter rückläufig sind.

#### **4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)**

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen überwiegend durch Pyrolyse bei der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe.

Die toxische Wirkung der PAK ist sehr unterschiedlich und nicht abschließend geklärt. Neben gering toxischen Verbindungen existieren minder und hoch toxische PAK. In erster Linie sind es die Verbindungen mit mindestens vier zusammengeschlossenen (anellierten) Benzolringen, die infolge ihrer geringen Abbaubarkeit (Persistenz) und Toxizität eine besondere Umweltrelevanz aufweisen. Neben der Zahl der Ringe spielt die Struktur der Verbindung eine entscheidende Rolle. Benzo(a)pyren (BaP) gilt wegen seiner starken Kanzerogenität als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe, während hingegen Benzo(e)pyren (BeP) als minder toxisch eingestuft wird (ALLOWAY & AYRES 1996). Eine Einstufung nach Toxizitätsäquivalenten wie bei den Dioxinen/Furanen wäre begrüßenswert, um die Gesamtbelastung besser abschätzen zu können. Ferner ist zu berücksichtigen, dass die beim Abbau entstehenden Metaboliten eine höhere Toxizität aufweisen können als ihre Ausgangssubstanzen (ALLOWAY & AYRES 1996).

PAK werden in starkem Maß an die organische Substanz gebunden und reichern sich daher in den obersten Bodenhorizonten an. Eine vertikale Verlagerung erfolgt in größerem Umfang vermutlich durch Anlagerung an lösliche Huminstoffe in sauren Böden (HARTMANN 1995). Im Untersuchungsgebiet

kann dies bei Waldböden aufgrund tiefer pH-Werte nicht vollständig ausgeschlossen werden. Niederkondensierte PAK sind leichter flüchtig, besser verfügbar und werden stärker abgebaut. Aufgrund dieser Eigenschaften sinkt die Persistenz in Böden mit dem Molekulargewicht und dem Kondensationsgrad. Günstige mikrobielle Lebensbedingungen wie eine gute Nährstoffversorgung, ein niedriges CN-Verhältnis und eine schwach saure Bodenreaktion fördern im Boden den Abbau.

Tab. 73 Statistische Kennwerte: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden  
(Angaben in µg/kg TB)

|                         | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|-------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| Naphthalin**            | RP             | 95     | 25              | <1   | <1              | <b>2</b>      | 5               | 11              | 417  | 13                      |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <1   | 3               | <b>5</b>      | 10              | 13              | 417  | 19                      |
| Acenaphthylen**         | RP             | 135    | 99              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 1               | 3               | 233  | 4                       |
|                         | 6711           | 50     | 37              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 1               | 1               | 12   | 4                       |
| Acenaphthen**           | RP             | 135    | 77              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 2               | 6               | 72   | 7                       |
|                         | 6711           | 50     | 25              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 3               | 6               | 44   | 8                       |
| Fluoren**               | RP             | 135    | 42              | <1   | <1              | <b>2</b>      | 3               | 11              | 188  | 11                      |
|                         | 6711           | 50     | 15              | <1   | <1              | <b>2</b>      | 5               | 11              | 80   | 11                      |
| Phenathren**            | RP             | 135    | 1               | <1   | 9               | <b>21</b>     | 57              | 174             | 2690 | 121                     |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <1   | 10              | <b>28</b>     | 85              | 203             | 910  | 185                     |
| Anthracen**             | RP             | 135    | 55              | <1   | <1              | <b>2</b>      | 6               | 26              | 637  | 19                      |
|                         | 6711           | 50     | 19              | <1   | <1              | <b>3</b>      | 7               | 19              | 182  | 19                      |
| Fluoranthren**          | RP             | 135    | 0               | 3    | 32              | <b>66</b>     | 156             | 449             | 5754 | 307                     |
|                         | 6711           | 50     | 0               | 3    | 35              | <b>78</b>     | 265             | 560             | 1972 | 449                     |
| Pyren**                 | RP             | 135    | 0               | 3    | 24              | <b>46</b>     | 114             | 332             | 3979 | 226                     |
|                         | 6711           | 50     | 0               | 3    | 26              | <b>60</b>     | 169             | 411             | 1448 | 319                     |
| Benzo(a)anthracen**     | RP             | 135    | 1               | <3   | 12              | <b>25</b>     | 55              | 213             | 3827 | 97                      |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <3   | 10              | <b>25</b>     | 58              | 150             | 698  | 96                      |
| Chrysen**               | RP             | 135    | 1               | <3   | 15              | <b>28</b>     | 74              | 196             | 3321 | 155                     |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <3   | 15              | <b>35</b>     | 110             | 188             | 593  | 196                     |
| Benzo(b)fluoranthren**  | RP             | 135    | 0               | 6    | 31              | <b>49</b>     | 117             | 284             | 3699 | 243                     |
|                         | 6711           | 50     | 0               | 6    | 34              | <b>57</b>     | 169             | 282             | 1909 | 300                     |
| Benzo(k)fluoranthren**  | RP             | 135    | 1               | <4   | 11              | <b>19</b>     | 46              | 161             | 2054 | 88                      |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <4   | 11              | <b>24</b>     | 68              | 181             | 880  | 88                      |
| Benzo(a)pyren**         | RP             | 135    | 2               | <4   | 15              | <b>28</b>     | 61              | 202             | 3267 | 124                     |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <4   | 16              | <b>39</b>     | 79              | 180             | 775  | 124                     |
| Benzo(e)pyren           | RP             | 135    | 1               | <3   | 16              | <b>31</b>     | 65              | 189             | 2516 | 129                     |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <3   | 17              | <b>36</b>     | 88              | 169             | 1195 | 129                     |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren** | RP             | 135    | 1               | <5   | 16              | <b>29</b>     | 60              | 173             | 2588 | 96                      |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <5   | 16              | <b>29</b>     | 64              | 131             | 974  | 96                      |
| Dibenzo(a,h)anthracen** | RP             | 135    | 35              | <5   | <5              | <b>7</b>      | 13              | 41              | 820  | 32                      |
|                         | 6711           | 50     | 24              | <5   | <5              | <b>4</b>      | 9               | 21              | 144  | 23                      |
| Benzo(g,h,i)perylene**  | RP             | 135    | 1               | <4   | 13              | <b>24</b>     | 46              | 136             | 2080 | 82                      |
|                         | 6711           | 50     | 1               | <4   | 14              | <b>25</b>     | 57              | 102             | 806  | 81                      |
| Anthanthren             | RP             | 135    | 70              | <5   | <5              | <b>&lt;5</b>  | 6               | 17              | 471  | 17                      |
|                         | 6711           | 50     | 41              | <5   | <5              | <b>&lt;5</b>  | <5              | 6               | 42   | <5                      |

\* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

\*\* 16 Einzelkomponenten nach EPA

Bei den untersuchten Einzelkomponenten (siehe Tab. 73) wurden neben den in der EPA-Liste aufgeführten 16 PAK zusätzlich die Parameter Benzo(e)pyren und Anthanthren in den Untersuchungsumfang aufgenommen. Die Gesamtbelastung ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK<sub>16</sub>). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtbelastung der PAK zu beurteilen. Der Vergleich mit Ergebnissen anderer Untersuchungen gestaltet sich dennoch aufgrund verschiedenartiger PAK-Summenbildung teilweise schwierig ( $\Sigma$  nach TVO,  $\Sigma$  nach JONECK & PRINZ (1993)).

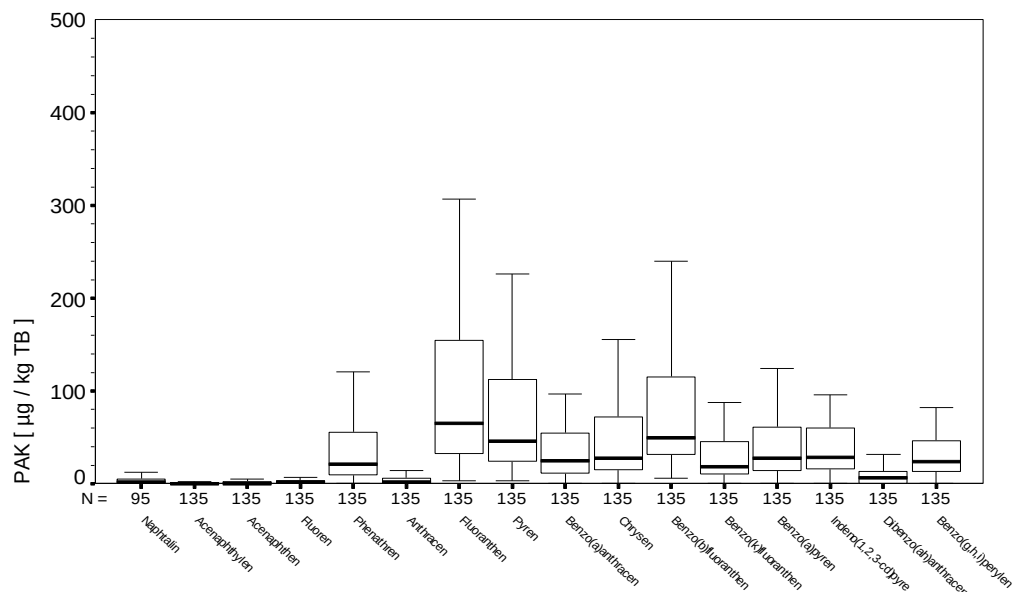
Neben der Gesamtbelastung charakterisiert auch das Verhältnis der Einzelkomponenten untereinander die Eintragungssituation. Ohne direkten Emittenteneinfluss stellt sich in den mitteleuropäischen Böden ein typisches ubiquitäres Hintergrundprofil ein. Da ein Vergleich aller Einzelkomponenten schwierig und unübersichtlich ist, kann zur Charakterisierung z.B. der BaP-Anteil am PAK<sub>16</sub>-Gehalt oder das Verhältnis zwischen nieder- und höhermolekularen PAK herangezogen werden. In Verdichtungsräumen besteht PAK<sub>16</sub> zu ca. 10% aus BaP (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995, HAUENSTEIN & BOR 1998), während der BaP-Anteil in ländlich geprägten Regionen geringer ist. Die Reihe der niedermolekularen PAK (PAK<sub>16n</sub>) bilden die ersten 8 Komponenten der EPA-Liste (Naphtalin-Pyren (C<sub>10</sub>H<sub>8</sub> – C<sub>16</sub>H<sub>10</sub>)). Zur Gruppe der höhermolekularen PAK (PAK<sub>16h</sub>) zählen die Komponenten Benzo(a)anthracen bis Benzo(g,h,i)perylene (C<sub>18</sub>H<sub>12</sub> – C<sub>22</sub>H<sub>12</sub>). Liegt das PAK<sub>16n</sub>/PAK<sub>16h</sub>-Verhältnis (PAK<sub>16n</sub>/h) kleiner 1 überwiegen höhermolekulare PAK. Tendenziell steigt der Index-Wert bei sinkender Gesamtbelastung. Die Betrachtung von PAK-Profilen und Komponentenverhältnissen sollte allerdings nutzungsbezogen erfolgen. In Waldböden verbleibt ein hoher Anteil der PAK-Immissionen in der organischen Auflage (JONECK & PRINZ 1993) und aufgrund der höheren Wasserlöslichkeit der PAK<sub>16n</sub> steigt ihr relativer Anteil im Mineralboden (HARTMANN 1995). Die günstigeren Abbaubedingungen und die vermutlich höheren Verdampfungsverluste führen in Ackerböden hingegen zur Verschiebung des PAK-Profiles zu Gunsten der PAK<sub>16h</sub>.

Die PAK werden erst seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) untersucht, womit mittlerweile Daten von insgesamt 135 Oberböden zur Verfügung stehen. Hinsichtlich der Bodennutzung unterscheiden sich die bislang untersuchten 3 Kartenblätter deutlich. Blatt Mainz ist ein städtisch geprägter Raum mit einem hohen Anteil Ackerflächen und Sonderkulturen, während Blatt Kisselbach (Hunsrückhochfläche) eine nur geringe Bevölkerungsdichte und einen hohen Anteil an Wald und landwirtschaftlich genutzten Flächen aufweist. Das jetzige Untersuchungsgebiet nimmt eine Zwischenstellung ein.

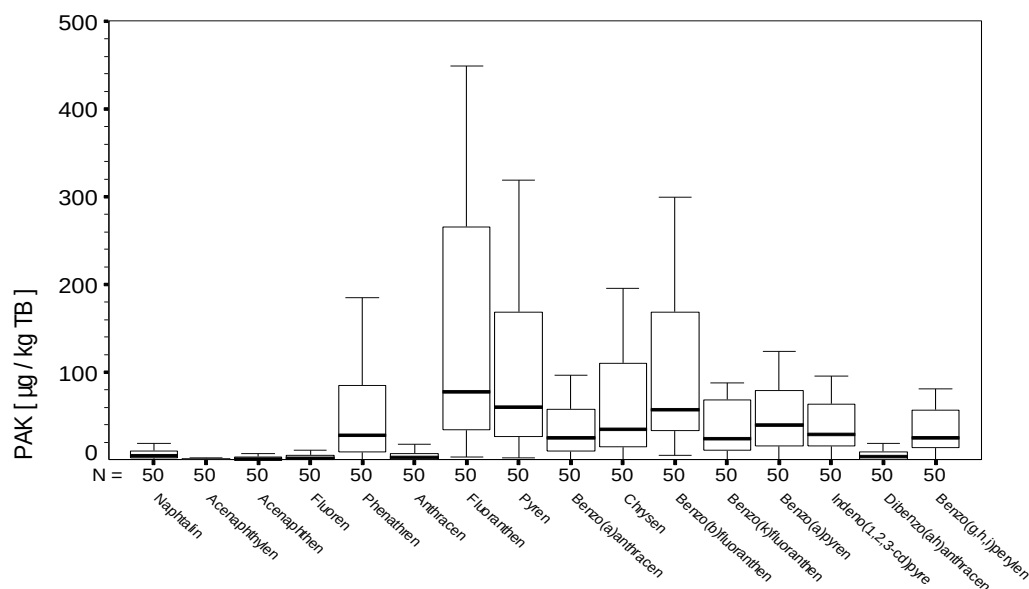
Für die Gesamtheit der untersuchten Böden wird folgende typische Konzentrationsfolge festgestellt, von der sich auch die Böden im Untersuchungsgebiet nicht signifikant unterscheiden (siehe auch Tab. 73, Abb. 75):

Fluoranthen >> Benzo(b)fluoranthen ≥ Pyren > Chrysen ≈ Benzo(a)pyren ≈ Indeno(1,2,3-cd)pyren ≥ Benzo(a)anthracen ≥ Benzo(g,h,i)perylene ≥ Phenanthren ≥ Benzo(k)fluoranthene > Dibenzo(a,h)anthracen > Anthracen > Fluoren ≈ Naphtalin > Acenaphthen ≈ Acenaphthylen

Eine vergleichbare Reihenfolge mit weniger Einzelkomponenten ermittelten auch TEBAAY et al. (1993) für wenig und unbelastete Böden. Sie sehen dieses PAK-Muster als charakteristisch für unspezifische Luftimmissionen an. Sofern ubiquitäre Einträge überwiegen, haben Niederschlagshöhe und die Zahl der Nebeltage einen Einfluss auf PAK-Immissionen und -Muster (HARTMANN 1995). Die drei bislang untersuchten Gebiete unterscheiden sich im durchschnittlichen Jahresniederschlag deutlich. Während die



Rheinland-Pfalz



Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Abb. 75 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden

Region Mainz mit etwa 550 mm/a sehr niederschlagsarm ist, werden im Untersuchungsgebiet Kisselbach ca. 700 mm/a und in der Umgebung von Pirmasens sogar 900 mm/a erreicht. Der  $\text{PAK}_{16}$ -Gehalt und der relative Anteil höhermolekularer PAK ist im Nebel deutlich höher als im Regen (HARTMANN 1995). Inwieweit sich die Untersuchungsgebiete hinsichtlich der Nebelhäufigkeit unterscheiden, ist hier aber nicht bekannt.

Schon die erste Sichtung der Daten zeigt, dass die PAK-Belastung der Böden im Untersuchungsgebiet über dem Landesdurchschnitt liegt. Ohne Nutzungsbezug befindet sich der Median bei  $441 \mu\text{g PAK}_{16}/\text{kg}$  und das 90. Perzentil bei  $2453 \mu\text{g PAK}_{16}/\text{kg}$ . Damit liegt der mittlere Gesamtgehalt nur unwesentlich niedriger als im Raum Mainz, jedoch etwa 70% höher als im Gebiet Kisselbach. Allerdings ist die Anzahl

Tab. 74 Statistische Kennwerte: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK<sub>16</sub>) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

| Nutzungsklassen    | Herkunft* | Anzahl | Anzahl < NWG | Min. | Perzentil 25 | Median      | Perzentil 75 | Perzentil 90 | Max.  | max. Wert <Ausr.-gr. |
|--------------------|-----------|--------|--------------|------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------|----------------------|
| alle Nutzungen     | RP        | 135    | 0            | 12   | 192          | <b>348</b>  | 805          | 2471         | 35208 | 1709                 |
|                    | 6711      | 50     | 0            | 12   | 201          | <b>441</b>  | 1197         | 2453         | 9387  | 1827                 |
| alle Waldarten     | RP        | 40     | 0            | 12   | 268          | <b>635</b>  | 1173         | 1682         | 9935  | 1827                 |
|                    | 6711      | 17     | 0            | 12   | 686          | <b>1160</b> | 1530         | 1803         | 3078  | 1827                 |
| Laubwald           | RP        | 16     | 0            | 216  | 317          | <b>627</b>  | 1081         | 1609         | 9935  | 1655                 |
|                    | 6711      | 6      | 0            | 331  | 518          | <b>1013</b> | 1197         | 1609         | 1655  | 1655                 |
| Mischwald          | RP        | 17     | 0            | 12   | 301          | <b>838</b>  | 1263         | 1803         | 3078  | 1827                 |
|                    | 6711      | 9      | 0            | 12   | 652          | <b>1160</b> | 1738         | 2578         | 3078  | 3078                 |
| Nadelwald          | RP        | 7      | 0            | 68   | 130          | <b>247</b>  | 1074         | 1410         | 1428  | 1428                 |
| Ackerland          | RP        | 47     | 0            | 75   | 163          | <b>253</b>  | 381          | 682          | 2474  | 695                  |
|                    | 6711      | 15     | 0            | 138  | 187          | <b>243</b>  | 381          | 499          | 628   | 628                  |
| Grünland           | RP        | 22     | 0            | 65   | 161          | <b>254</b>  | 391          | 1298         | 7733  | 398                  |
|                    | 6711      | 12     | 0            | 130  | 160          | <b>237</b>  | 586          | 2877         | 7733  | 795                  |
| sonstige Nutzungen | RP        | 10     | 0            | 658  | 2260         | <b>4413</b> | 8444         | 22298        | 35208 | 9387                 |
|                    | 6711      | 5      | 0            | 658  | 1067         | <b>3151</b> | 8680         | 9387         | 9387  | 9387                 |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

der Ausreißer geringer als im Verdichtungsraum Mainz. Ein ähnliches Bild zeigen die BaP-Gehalte, wobei der Unterschied zu Kesselbach noch deutlicher ausfällt. Der mittlere BaP-Anteil an den PAK<sub>16</sub> beträgt 8,1% (90.Perzentil =10,1%), während er im Bereich der Hunsrückhochfläche nur bei 5,9% liegt. Diese Parameter deuten zunächst auf eine ähnliche Immissionssituation im Untersuchungsraum wie in einem Ballungsgebiet hin. Das mittlere PAK<sub>16</sub>/h-Verhältnis ähnelt hingegen mit 0,77 (90.Perzentil= 1,13) dem offensichtlich gering belasteten Gebiet um Kesselbach. In den Böden auf Blatt Mainz liegt der Median mit 0,43 bzw. mit einem 90.Perzentil von 0,63 signifikant niedriger. Der höhere PAK<sub>16</sub>-Anteil in den Böden des Untersuchungsraums beruht vor allem im überdurchschnittlichen Fluoranthen- und Pyren-Gehalt. Der gegenüber dem Raum Mainz ungleich höhere Anteil an Waldböden führt natürlich zu einer Verzerrung.

Der Vergleich zwischen den bislang untersuchten Gebieten lässt sich am besten bei den Ackerböden ziehen, da nur bei dieser Nutzungsform für Gebiete eine ausreichende Fallzahl besteht.

Die Oberböden der landwirtschaftlichen Nutzflächen im Raum Pirmasens weisen erwartungsgemäß die geringsten PAK<sub>16</sub>-und BaP-Gehalte auf. Die mittleren Gesamtgehalte der Acker- und Grünlandböden

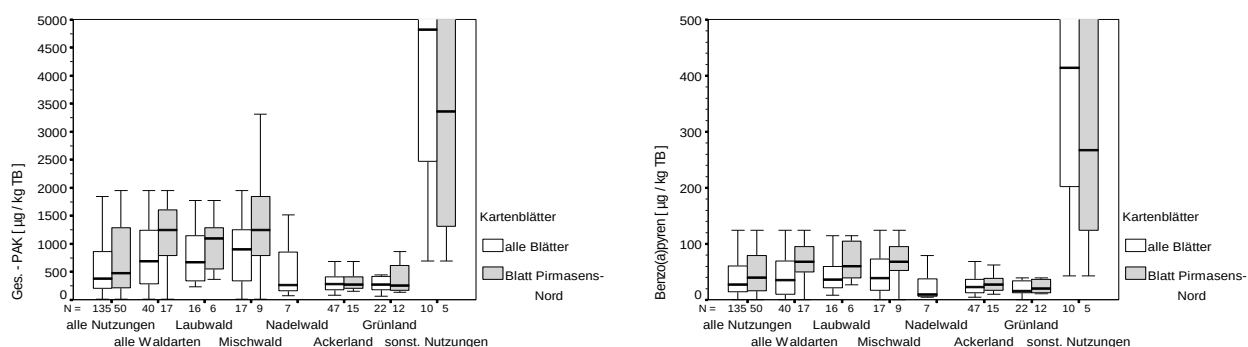


Abb. 76 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK<sub>16</sub>) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

unterschreiten mit 243 bzw. 237 µg PAK<sub>16</sub>/kg den Landesdurchschnitt geringfügig. Der mittlere BaP-Gehalt in Ackerböden von 28 µg BaP/kg bzw. einem 90. Perzentil von 41 µg BaP/kg erreicht etwa den Konzentrationsbereich, der beim Bodenzustandsbericht Mainz festgestellt wurde. Dies entspricht jeweils einem BaP-Anteil an den PAK<sub>16</sub> von ca. 9%, während dieser bei Blatt Kisselbach im Mittel knapp unter 7% liegt. Wie schon bei der Gesamtheit der Proben zeigt das PAK<sub>16</sub>n/h-Verhältnis (Median= 0,74) dagegen auf eine Verwandtschaft des PAK-Profiles zu Kisselbach. In den Ackerböden von Blatt Mainz liegt das mittlere PAK<sub>16</sub>n/h-Verhältnis bei 0,34, d.h. der PAK<sub>16</sub>h-Anteil an den PAK<sub>16</sub> ist deutlich höher.

Unter dem Vorbehalt einer geringen statistischen Sicherheit sind in landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums Konzentrationen zwischen 200 und 600 µg PAK<sub>16</sub>/kg bzw. 20 und 60 µg BaP/kg als typische Hintergrundbelastung anzusehen.

Im Vergleich mit Daten aus anderen Bundesländern liegen die PAK<sub>16</sub>-Gehalte der Ackerböden im mittleren bis unteren Bereich. Die Werte stimmen gut mit jenen aus Baden-Württemberg und Sachsen überein, während die Belastung gegenüber Nordrhein-Westfalen oder Thüringen geringer ist (LABO 1998). In Ackerböden ländlicher Regionen Bayerns wurden hingegen geringere BaP-Konzentrationen festgestellt (JONECK & PRINZ 1993).

Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) von 3000 µgPAK<sub>16</sub>/kg bzw. 300 µg BaP/kg werden in allen Ackerböden und den meisten Grünlandböden weit unterschritten. Eine deutliche Überschreitung der Vorsorgewerte besteht mit 7733 µgPAK<sub>16</sub>/kg und 676 µg BaP/kg im Boden einer Wiese östlich von Donsieders. Dies sind die höchsten Gehalte, die bislang für diese Nutzungsform festgestellt wurde. Die Ursache hierfür ist unklar, aber es dürfte sich um eine räumlich begrenzte Belastung handeln. Prüfwerte der BBodSchV (1999) werden aber auch hier nicht erreicht. Eine merkliche Belastung von 795 µgPAK<sub>16</sub>/kg und 91 µg BaP/kg wurde ferner in einem Grünlandboden in der rezenten Aue des Schwarzbachs bei Maßweiler festgestellt. Böden im Überflutungsbereich zeigen gerade bei größeren Flüssen und unterhalb größerer Siedlungen häufig überdurchschnittliche Werte, da neben atmosphärischen Immissionen PAK auch durch Hochwasser in die Böden gelangen.

Tab. 75 Statistische Kennwerte: Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

(Angaben in µg/kg TB)

| Nutzungsklassen    | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|--------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| alle Nutzungen     | RP             | 135    | 2               | <4   | 15              | <b>28</b>     | 61              | 202             | 3267 | 124                     |
|                    | 6711           | 50     | 1               | <4   | 16              | <b>39</b>     | 79              | 180             | 775  | 124                     |
| alle Waldarten     | RP             | 40     | 1               | <4   | 11              | <b>35</b>     | 69              | 110             | 951  | 124                     |
|                    | 6711           | 17     | 1               | <4   | 47              | <b>69</b>     | 98              | 122             | 235  | 124                     |
| Laubwald           | RP             | 16     | 0               | 8    | 21              | <b>36</b>     | 60              | 114             | 951  | 115                     |
|                    | 6711           | 6      | 0               | 27   | 39              | <b>60</b>     | 105             | 114             | 115  | 115                     |
| Mischwald          | RP             | 17     | 1               | <4   | 17              | <b>39</b>     | 79              | 118             | 235  | 124                     |
|                    | 6711           | 9      | 1               | <4   | 43              | <b>69</b>     | 102             | 191             | 235  | 124                     |
| Nadelwald          | RP             | 7      | 0               | 5    | 6               | <b>10</b>     | 51              | 76              | 79   | 79                      |
| Ackerland          | RP             | 47     | 0               | 5    | 13              | <b>23</b>     | 37              | 62              | 233  | 69                      |
|                    | 6711           | 15     | 0               | 10   | 16              | <b>28</b>     | 39              | 41              | 62   | 62                      |
| Grünland           | RP             | 22     | 1               | <4   | 13              | <b>16</b>     | 34              | 119             | 676  | 40                      |
|                    | 6711           | 12     | 0               | 11   | 13              | <b>20</b>     | 37              | 266             | 676  | 40                      |
| sonstige Nutzungen | RP             | 10     | 0               | 43   | 202             | <b>414</b>    | 735             | 2021            | 3267 | 775                     |
|                    | 6711           | 5      | 0               | 43   | 104             | <b>267</b>    | 745             | 775             | 775  | 775                     |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Von den Siedlungsböden abgesehen sind - wie bei allen untersuchten organischen Schadstoffen - die höchsten Konzentrationen in den Oberböden der Wälder zu finden. Eine wichtige Rolle spielt hierbei die höhere Filterwirkung der Waldvegetation gegenüber Luftverunreinigungen. Zusätzlich fehlt gegenüber Ackerböden die Verdünnung durch Einpfügen von minderbelasteten Unterboden und es fehlt der Erntezug. Hinzu kommt die geringere Entnahmetiefe bei der horizontweisen Beprobung der Waldböden. Allerdings wird durch die geringere Dichte und Mächtigkeit der Horizonte der Gesamtvorrat in Waldböden etwas überschätzt. Die nutzungsbezogenen Unterschiede sind geringer als beispielsweise bei den polychlorierten Biphenylen (PCB) oder den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Während Waldböden gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden im Mittel die fast 8-fache PCDD/F-Menge (siehe 4.3.4.) enthalten, liegt der Faktor bei den PAK<sub>16</sub> bei 4,8. In den Waldböden von Blatt Kesselbach betrug er sogar nur etwa 1,3. Die bislang untersuchten Waldböden stammen überwiegend von den Blättern Kesselbach und Pirmasens und unterscheiden sich im PAK<sub>16</sub>- und BaP-Gehalt auffallend. Die Waldböden im Untersuchungsgebiet weisen mit durchschnittlich 1160 µg PAK<sub>16</sub>/kg bzw. 69 µg BaP/kg etwa den 2- bis 4-fachen PAK<sub>16</sub>- und BaP-Gehalt auf.

Infolge geringerer Fallzahlen ist eine weitere Untergliederung nach Laub-, Misch- und Nadelwald statistisch problematisch. Der Trend, dass mit steigendem Nadelbaumanteil auch die PAK-Belastung leicht zunimmt, ist aber erkennbar. Dies wird auf die höhere Auskämmfähigkeit der Nadelbäume besonders im Winterhalbjahr zurückgeführt. Der mittlere BaP-Anteil liegt mit 6,4% niedriger als in Ackerböden, das mittlere PAK<sub>16</sub>n/h-Verhältnis mit 0,84 (90. Perzentil 1,10) hingegen etwas höher. Dies wurde auch schon bei den Böden auf Blatt Kesselbach beobachtet und wird auf die relative Anreicherung der höhermobilen PAK<sub>16</sub>n im Mineralboden zurückgeführt (siehe oben).

Die mittleren PAK<sub>16</sub>-Gehalte liegen in den Waldböden im Vergleich zu Bayern und Baden-Württemberg (LABO 1998) deutlich höher, jedoch entspricht die Obergrenze des Hintergrundbereichs, das 90. Perzentil, etwa den Angaben aus diesen Bundesländern. Bei der bundesweiten Bodenzustandserhebung Wald wurde bei BaP ein Median von 24 und ein 90. Perzentil von 127 µg/kg ermittelt (LABO 1998). Mit 69 bzw. 122 µg/kg sind auch die BaP-Gehalte in den Waldoberböden des Untersuchungsraums im Bundesvergleich überdurchschnittlich. Dies zeigt auch der Vergleich mit Daten einzelner Bundesländer. In Wäldern ländlicher Räume werden überwiegend geringere BaP-Gehalte festgestellt (LABO 1998). Die gefundenen Konzentrationen sind damit eher für Räume mit mittlerer Besiedlungsdichte und mäßigen industriellen Einfluss typisch.

Die im Untersuchungsraum gefundenen PAK<sub>16</sub>- und BaP-Gehalte liegen in der oberen Region des Hintergrundbereiches süddeutscher Waldböden.

Die in den Waldböden gemessenen Gehalte unterschreiten die Vorsorgewerte für humusreiche Böden von 10000 µg PAK<sub>16</sub>/kg bzw. 1000 µg BaP/kg (BBodSchV 1999) allerdings immer deutlich.

Aufgrund der geringen Probenanzahl lassen sich für Böden im unmittelbaren Siedlungsbereich keine gesicherten Aussagen treffen, allerdings fällt wie beim Bodenzustandsbericht Mainz auf, dass die PAK-Gehalte auffallend höher als im Umland sind. Die Belastung scheint in direktem Zusammenhang mit der Siedlungsdichte zu stehen. Gehalte über 3000 µg PAK<sub>16</sub>/kg werden in Siedlungsböden nur im Stadtgebiet von Pirmasens angetroffen. Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) werden örtlich nur knapp unterschritten. Solche hohen Konzentrationen sind typisch für den Kernbereich der Städte (Umweltministerium Baden Württemberg 1996, HAUENSTEIN & BOR 1998).

Die im Untersuchungsgebiet gefundenen Gehalte dürften in erster Linie auf regionale Immissionen zurückzuführen zu sein, wobei die überdurchschnittlichen Niederschläge im gewissen Maß die Zusam-

mensetzung dieser Schadstoffgruppe beeinflussen. Ob die räumliche Nähe zu den Industriegebieten des Saarlandes und Lothringens Einfluss auf die Gehalte hat, kann hier nicht abgeschätzt werden. Trotz erkennbarer PAK-Belastung ist die multifunktionelle Nutzung der untersuchten Böden durch diese Schadstoffgruppe nicht eingeschränkt.

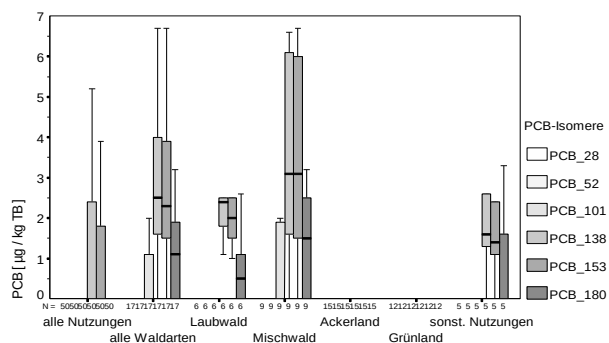
#### 4.3.3. Polychlorierte Biphenyle

Von den 210 möglichen Verbindungen (CHRISTEN 1985) der polychlorierten Biphenyle (PCB) wurden stellvertretend 6 Verbindungen analysiert. Diese Komponenten sind Bestandteil der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) und werden üblicherweise für die Beurteilung des PCB-Gehaltes in Umweltmedien herangezogen.

Das Ausmaß der Bindungskraft im Boden nimmt mit dem Chlorierungsgrad und sinkender Wasserlöslichkeit zu (BLUME et al. 1990), d.h., dass sie bei den untersuchten PCB von Nr. 28 nach Nr. 180 ansteigt.

Außer durch atmosphärischen Eintrag gelangen PCB durch Aufbringung von Klärschlamm und kommunalen Komposten in die Böden. In den Überflutungsgebieten industriell belasteter Fließgewässer können PCB auch durch Hochwasser in den Boden gelangen.

PCB werden seit 1929 hergestellt und vor allem in der Industrie eingesetzt (CHRISTEN 1985). Verwendet werden keine reinen Verbindungen, sondern mittel- bis hochchlorierte PCB-Gemische, die einen charakteristischen Chlor-Gehalt von 40-60 % besitzen (CHRISTEN 1985, KAMPE 1988). Die Produktion wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1983 eingestellt. Emissionen entstehen in erster Linie bei Störfällen, Müllverbrennungsanlagen und Mülldeponien (KAMPE 1988). Von besonderer Umweltrelevanz ist ferner, dass bei der Produktion und Verbrennung von PCB Furane und Dioxine (siehe 4.3.4.) entstehen können.



Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Abb. 77

Polychlorierten Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten

In den Oberböden des Untersuchungsraums lassen sich in 58% der Fälle keines der PCB-Isomere nachweisen. Die nieder- bis mittelchlorierten PCB Nr. 28, 52 unterschritten generell und PCB Nr. 101 meist die Nachweisgrenze. Dies deckt sich vollkommen mit den Ergebnissen des Bodenzustandsberichtes Kisselbach (HAUENSTEIN 2000). Zum einen ist dies darauf zurückzuführen, dass überwiegend mittel bis hochchlorierte PCB-Verbindungen produziert wurden, zum anderen darauf, dass niederchlorierte PCB-Isomere eine geringere Persistenz besitzen. In etwas stärker belasteten Böden ist die Dominanz der PCB Nr. 138 und 153 deutlicher ersichtlich (siehe Abb. 76). Die kontinuierliche Zunahme von PCB Nr. 28 nach Nr. 153 mit einem leichten Rückgang zu Nr. 180 ist typisch für ubiquitär



Tab. 76 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden  
(Angaben in  $\mu\text{g/kg TB}$ )

|               | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|---------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|--------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| PCB-Nr. 28    | RP             | 536    | 497             | <1   | <1              | <1     | <1              | <1              | 59   | <1                      |
|               | 6711           | 50     | 50              | <1   | <1              | <1     | <1              | <1              | <1   | <1                      |
| PCB-Nr. 52    | RP             | 536    | 499             | <1   | <1              | <1     | <1              | <1              | 27   | <1                      |
|               | 6711           | 50     | 50              | <1   | <1              | <1     | <1              | <1              | <1   | <1                      |
| PCB-Nr. 101   | RP             | 536    | 401             | <1   | <1              | <1     | 1               | 5               | 46   | 5                       |
|               | 6711           | 50     | 45              | <1   | <1              | <1     | <1              | <1              | 2    | <1                      |
| PCB-Nr. 138   | RP             | 536    | 250             | <1   | <1              | 1      | 5               | 15              | 161  | 15                      |
|               | 6711           | 50     | 29              | <1   | <1              | <1     | 2               | 5               | 7    | 7                       |
| PCB-Nr. 153   | RP             | 536    | 243             | <1   | <1              | 1      | 5               | 15              | 109  | 15                      |
|               | 6711           | 50     | 29              | <1   | <1              | <1     | 2               | 4               | 7    | 7                       |
| PCB-Nr. 180   | RP             | 536    | 308             | <1   | <1              | <1     | 3               | 9               | 118  | 10                      |
|               | 6711           | 50     | 38              | <1   | <1              | <1     | <1              | 2               | 3    | <1                      |
| $\Sigma$ -PCB | RP             | 536    | 235             | <1   | <1              | 3      | 16              | 44              | 422  | 42                      |
|               | 6711           | 50     | 29              | <1   | <1              | <1     | 4               | 12              | 18   | 11                      |

\* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

belastete Böden und deutet auf die Herkunft aus industriellen PCB-Gemischen hin. Das Isomeren-Verhältnis gleicht den PCB-Profilen im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz sowie den Bodenzustandsberichten Mainz und Kisselbach (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998, HAUENSTEIN 2000).

Am geringsten ist die PCB-Belastung in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Von den 25 im Bearbeitungsgebiet untersuchten Böden dieser Nutzungsgruppen gelang der Nachweis dieser Schadstoffgruppe nur in 2 Ackerböden. Ein Gehalt von mehr als  $3 \mu\text{g } \Sigma\text{-PCB/kg}$  wurde aber nicht erreicht. Im Vergleich zum Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996), bei dem die Probennahme vor etwa 15 Jahren erfolgte, sind die Gehalte in diesen Böden gesunken. Auch damals wiesen die landwirtschaftlich genutzten Böden die geringste Belastung auf, aber  $\Sigma$ -PCB wurde damals noch bei 32% der Standorte festgestellt. Das 90. Perzentil, als Obergrenze des Hintergrundbereichs, lag bei  $12 \mu\text{g/kg}$ .

Dass PCB-Einträge seit dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz stark zurückgegangen sind, zeigen auch die Gehalte der Waldoberböden. Zwar sind immer noch in ca. 90% dieser Böden mittel- und hochchlorierte PCB nachweisbar, jedoch sind alle statistischen Kennwerte drastisch gesunken. Im Gesamtdatenbestand, in den auch Daten des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz einfließen, liegt die Ausreißergrenze bei den Waldböden derzeit bei  $79 \mu\text{g } \Sigma\text{-PCB/kg}$ . Dieser Wert wird im Untersuchungsgebiet mit einem Maximalwert von  $18 \mu\text{g } \Sigma\text{-PCB/kg}$  nie erreicht. Ferner ist zu beobachten,

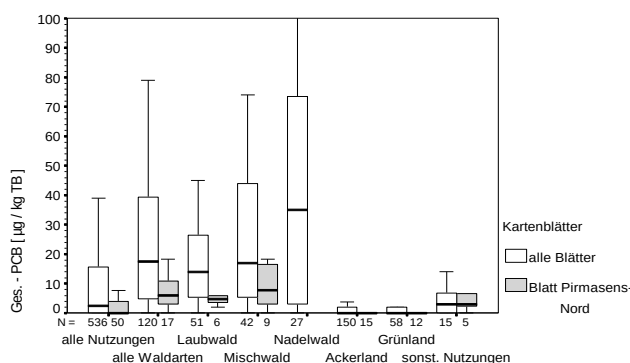


Abb. 78

Polychlorierten Biphenyle ( $\Sigma$ -PCB) im Oberboden - Vergleich der Gesamtdaten mit Daten des Untersuchungsgebietes, gegliedert nach Nutzung

dass mit steigendem Nadelbaumanteil auch die Bodenwerte leicht ansteigen. Die gegenüber anderen Nutzungsformen besonders ausgeprägte Anreicherung dieser Schadstoffgruppe ist auf die starke Auskämm- bzw. Filterleistung der Bäume und der gegenüber den Ackerböden fehlenden Durchmischung zurückzuführen.

Für Böden in Ortslagen liegen bislang nur wenige Informationen vor, allerdings gleichen die Daten denen aus anderen Untersuchungsgebieten. Gegenüber den landwirtschaftlich genutzten Böden des Umlandes sind die Werte geringfügig erhöht, so dass der Einfluss örtlicher Immissionen wahrscheinlich ist. Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999) werden allerdings immer weit unterschritten.

Eine auffallende räumliche Verteilung der Gehalte ist nicht erkennbar (siehe Anlage: Karte der PCB-Gehalte). Allenfalls weisen die Waldböden nordöstlich von Pirmasens und Rodalben leicht überdurchschnittliche Gehalte auf, was aber aufgrund der geringen Datendichte statistisch nicht belegbar ist.

Tab. 77 Statistische Kennwerte: Summe der polychlorierten Biphenyle ( $\Sigma$ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in  $\mu\text{g/kg}$  TB)

| Nutzungsklassen    | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|--------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| alle Nutzungen     | RP             | 536    | 235             | <1   | <1              | <b>3</b>      | 16              | 44              | 422  | 42                      |
|                    | 6711           | 50     | 29              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 4               | 12              | 18   | 11                      |
| alle Waldarten     | RP             | 120    | 16              | <1   | 5               | <b>18</b>     | 39              | 72              | 170  | 79                      |
|                    | 6711           | 17     | 2               | <1   | 3               | <b>6</b>      | 12              | 18              | 18   | 18                      |
| Laubwald           | RP             | 51     | 7               | <1   | 5               | <b>14</b>     | 27              | 39              | 149  | 45                      |
|                    | 6711           | 6      | 0               | 2    | 4               | <b>5</b>      | 6               | 16              | 18   | 6                       |
| Mischwald          | RP             | 42     | 4               | <1   | 5               | <b>17</b>     | 44              | 66              | 107  | 74                      |
|                    | 6711           | 9      | 2               | <1   | 2               | <b>8</b>      | 17              | 18              | 18   | 18                      |
| Nadelwald          | RP             | 27     | 5               | <1   | 3               | <b>35</b>     | 75              | 144             | 170  | 170                     |
| Ackerland          | RP             | 150    | 109             | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 2               | 8               | 89   | 8                       |
|                    | 6711           | 15     | 13              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | <1              | 3               | 3    | <1                      |
| Grünland           | RP             | 58     | 41              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | 2               | 10              | 49   | 7                       |
|                    | 6711           | 12     | 12              | <1   | <1              | <b>&lt;1</b>  | <1              | <1              | <1   | <1                      |
| sonstige Nutzungen | RP             | 15     | 6               | <1   | <1              | <b>3</b>      | 7               | 13              | 14   | 14                      |
|                    | 6711           | 5      | 1               | <1   | 1               | <b>3</b>      | 8               | 13              | 13   | 13                      |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Die PCB-Belastung der Böden im Untersuchungsgebiet entspricht in etwa den der Böden des Blattes Kisselbach und Angaben aus anderen Bundesländern (JONECK & PRINZ 1993, 1994, LABO 1998). Die Ackerböden scheinen leicht unterdurchschnittliche Gehalte aufzuweisen, während Waldböden gering darüber liegen. Ein Vergleich ist immer schwierig zu ziehen, da der Zeitpunkt der Probennahme in der Regel nicht angegeben wird. Die Daten zeigen jedoch, dass merkliche Veränderungen schon nach über einem Jahrzehnt feststellbar sind. Die Gehalte sind durch Immissionen und Abbau im ständigen Wandel, jedoch überwiegt mittlerweile dank Luftreinhaltemaßnahmen und Anwendungsverbieten offensichtlich der Abbau.

#### 4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)

Für die polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) wird üblicherweise der Überbegriff „Dioxine“ benutzt. Neben ausschließlich chlorierten Verbindungen sind auch bromierte bzw. Mischformen aus beiden Halogenen bekannt. Daraus ergeben sich über 5000 mögliche Einzelverbindungen (Kongeneren) (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Von den 210 potentiell vorkommenden PCDD/F sind die Komponenten, die Chlor in 2,3,7,8-Stellung angelagert haben, toxikologisch besonders bedeutsam. Dies gilt insbesondere für das 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (TCDD), das als „Seveso-Gift“ bekannt wurde. Die Toxizität sinkt mit der Zahl der substituierten Chloratome, d.h. von TCDD nach OCDD (Kürzel siehe Tab. 79). Um die Gesamtbelastung an 2,3,7,8-PCDD/F-Kongeneren aufgrund der unterschiedlichen Toxizität beurteilen zu können, werden die Absolutgehalte der einzelnen Komponenten mit Faktoren in Beziehung zur Toxizität des TCDD gesetzt (siehe 3.2.4.). Die Summe dieser berechneten Kongeneren ergibt das (Internationale) Toxizitätsäquivalent (I-TEq). PCDD/F mit einer gleichen Anzahl von Chloratomen werden als Homologe bezeichnet.

PCDD/F sind als ubiquitäre Schadstoffe anzusehen, die als unerwünschte Nebenprodukte der organischen Chlorchemie entstehen und bei der Produktion sowie bei der thermisch unkontrollierten Verbrennung halogenierter Organika in die Umwelt gelangen. Die Verbreitung erfolgt überwiegend atmosphärisch. Die Umweltbelastung durch PCDD/F stieg von der Mitte des Jahrhunderts bis in die 70-er Jahre rasch an. Seit dem ist jedoch durch bessere Filter, das Verbot zahlreicher Chlororganika sowie Verminderung bzw. Verbot bleihaltiger Treibstoffe ein Rückgang zu verzeichnen (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Die Böden ländlicher Räume zeigen bei gleicher Bodennutzung etwas geringere Gehalte als die der Ballungsräume (MÜLLER et al. 1991, LABO 1998).

In Böden eingetragene PCDD/F werden in erster Linie an die organische Substanz des Oberbodens gebunden und immobilisiert, so dass das Ausmaß der vertikalen Verlagerung gering ist. Es handelt sich um hochpersistente Schadstoffe mit einer Halbwertszeit im Boden von mehreren Jahren bis Jahrzehnten (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

Tab. 78 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in ng I-TEq/kg TB)

| Nutzungsklassen    | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|--------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|
| alle Nutzungen     | RP             | 136    | 0               | <0,1 | 0,7             | <b>1,1</b>    | 3,6             | 9,1             | 45,0 | 7,6                     |
|                    | 6711           | 50     | 0               | <0,1 | 0,6             | <b>0,9</b>    | 3,4             | 8,5             | 13,7 | 7,2                     |
| alle Waldarten     | RP             | 40     | 0               | <0,1 | 3,6             | <b>6,1</b>    | 9,5             | 14,2            | 45,0 | 15,8                    |
|                    | 6711           | 17     | 0               | <0,1 | 3,1             | <b>5,9</b>    | 10,0            | 13,5            | 13,7 | 13,7                    |
| Laubwald           | RP             | 16     | 0               | 2,2  | 4,6             | <b>6,5</b>    | 11,9            | 15,7            | 45,0 | 15,8                    |
|                    | 6711           | 6      | 0               | 2,2  | 2,2             | <b>4,6</b>    | 5,9             | 11,3            | 11,9 | 5,9                     |
| Mischwald          | RP             | 17     | 0               | <0,1 | 3,6             | <b>7,0</b>    | 10,3            | 13,7            | 15,2 | 15,2                    |
|                    | 6711           | 9      | 0               | <0,1 | 2,9             | <b>7,6</b>    | 13,4            | 13,6            | 13,7 | 13,7                    |
| Nadelwald          | RP             | 7      | 0               | 0,9  | 1,5             | <b>3,8</b>    | 4,7             | 6,1             | 6,4  | 6,4                     |
|                    | 6711           | 15     | 0               | 0,5  | 0,6             | <b>0,7</b>    | 0,8             | 1,1             | 1,9  | 0,9                     |
| Ackerland          | RP             | 48     | 0               | 0,3  | 0,6             | <b>0,8</b>    | 1,0             | 1,5             | 5,8  | 1,4                     |
|                    | 6711           | 15     | 0               | 0,5  | 0,6             | <b>0,7</b>    | 0,8             | 1,1             | 1,9  | 0,9                     |
| Grünland           | RP             | 22     | 0               | 0,4  | 0,7             | <b>0,9</b>    | 1,2             | 1,8             | 2,5  | 1,7                     |
|                    | 6711           | 12     | 0               | 0,4  | 0,6             | <b>0,7</b>    | 0,9             | 0,9             | 1,0  | 1,0                     |
| sonstige Nutzungen | RP             | 10     | 0               | 0,4  | 1,4             | <b>2,3</b>    | 2,8             | 4,0             | 4,7  | 4,7                     |
|                    | 6711           | 5      | 0               | 0,4  | 1,0             | <b>1,4</b>    | 2,3             | 3,3             | 3,3  | 3,3                     |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

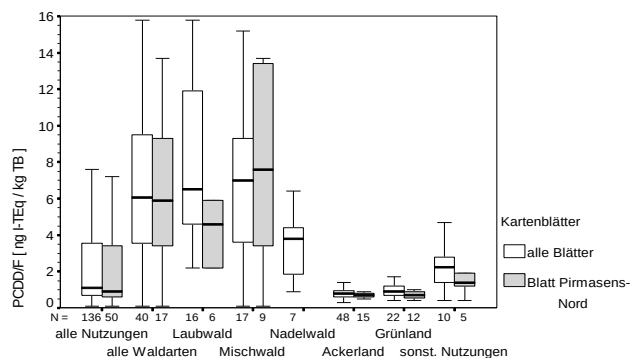


Abb. 79 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung

Die PCDD/F gehören wie die PAK erst seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) zum Analysespektrum. Im Rahmen der flächenhaften Untersuchungen zum Bodenzustand wurden bislang insgesamt 136 Oberböden auf diese Schadstoffgruppe untersucht. Hinsichtlich der Nutzungsverteilung und der Bevölkerungsdichte steht das Untersuchungsgebiet zwischen dem Ballungsgebiet Mainz und dem ländlichen geprägten Raum Kisselbach (Hunsrückhochfläche).

Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in den untersuchten Böden weitgehend mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren daher die Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere waren in allen Proben nachweisbar. Das Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD) stellt in allen untersuchten Proben die quantitativ mit Abstand wichtigste Einzelkomponente dar. Obwohl sie im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD als mindertoxisch eingestuft wird, geht die Belastung der Böden, auch unter Berücksichtigung der Toxizitätsäquivalente, in erster Linie auf die hochchlorierten PCDD/F zurück.

Die PCDD/F-Gesamtbelastung der Böden des Untersuchungsgebietes gleicht weitgehend der Situation, die beim Bodenzustandsbericht Kisselbach, d.h. in einer ländlich geprägten Region angetroffen wurde. Tendenziell ist sie geringfügig niedriger. Ohne dass die Nutzung berücksichtigt wird, liegt der Median bei 0,9 ng I-TEQ/kg und das 90. Perzentil bei 8,5 ng I-TEQ/kg.

Wie bei den meisten organischen Schadstoffen sind in den Oberböden der Wälder mit durchschnittlich 5,9 ng I-TEQ/kg die höchsten Konzentrationen zu finden. Sie weisen gegenüber landwirtschaftlich genutzte Böden im Mittel eine mehr als 8-fache Gesamtbelastung auf. Wie schon bei anderen Stoffen erwähnt wird die Ursache in der höheren Filterleistung der Bäume für Luftschadstoffe und der gegenüber Ackerböden fehlenden Durchmischung des Oberbodens gesehen. Für eine detaillierte Betrachtung der verschiedenen Waldformen ist der Datenbestand an sich zu gering; der Trend, dass mit steigendem Nadelbaumanteil die PCDD/F-Gehalte steigen, ist zwar ansatzweise erkennbar, allerdings schwanken die Gehalte stark. Im Arbeitsgebiet wurde bei den Mischwäldern mit <0,1 ng I-TEQ/kg sowohl der niedrigste als auch mit 13,7 ng I-TEQ/kg der höchste Gehalt gefunden. Das besonders toxische 2,3,7,8-TCDD kann in sehr geringen Konzentrationen bis 1,2 ng I-TEQ/kg in 70% der Waldböden nachgewiesen werden. Der typische Hintergrundgehalt schwankt in den Waldböden um Pirmasens zwischen 3 und 14 ng I-TEQ/kg. Gegenüber Daten aus Süddeutschland (LABO 1998) scheint die PCDD/F-Belastung der Waldböden im Untersuchungsgebiet leicht überdurchschnittlich zu sein.

Acker- und Grünlandböden enthalten im Mittel 0,7 ng I-TEQ/kg und auch bei der Streuung der Werte bestehen zwischen beiden Nutzungen kaum Unterschiede. 2,3,7,8-TCDD unterschreitet in allen landwirtschaftlich genutzten Böden die Nachweisgrenze. Gehalte >1 ng I-TEQ/kg stellen die Ausnahme dar. Für Ackerböden wurden beim Bodenzustandsbericht Kisselbach ähnliche Zahlen ermittelt. Die Belastung der Grünlandböden ist im Untersuchungsgebiet sogar etwas geringer. Der Vergleich mit Daten anderer Bundesländer (LABO 1998) zeigt, dass die in diesem Bericht gefundenen Werte typisch für ländliche Regionen sind.

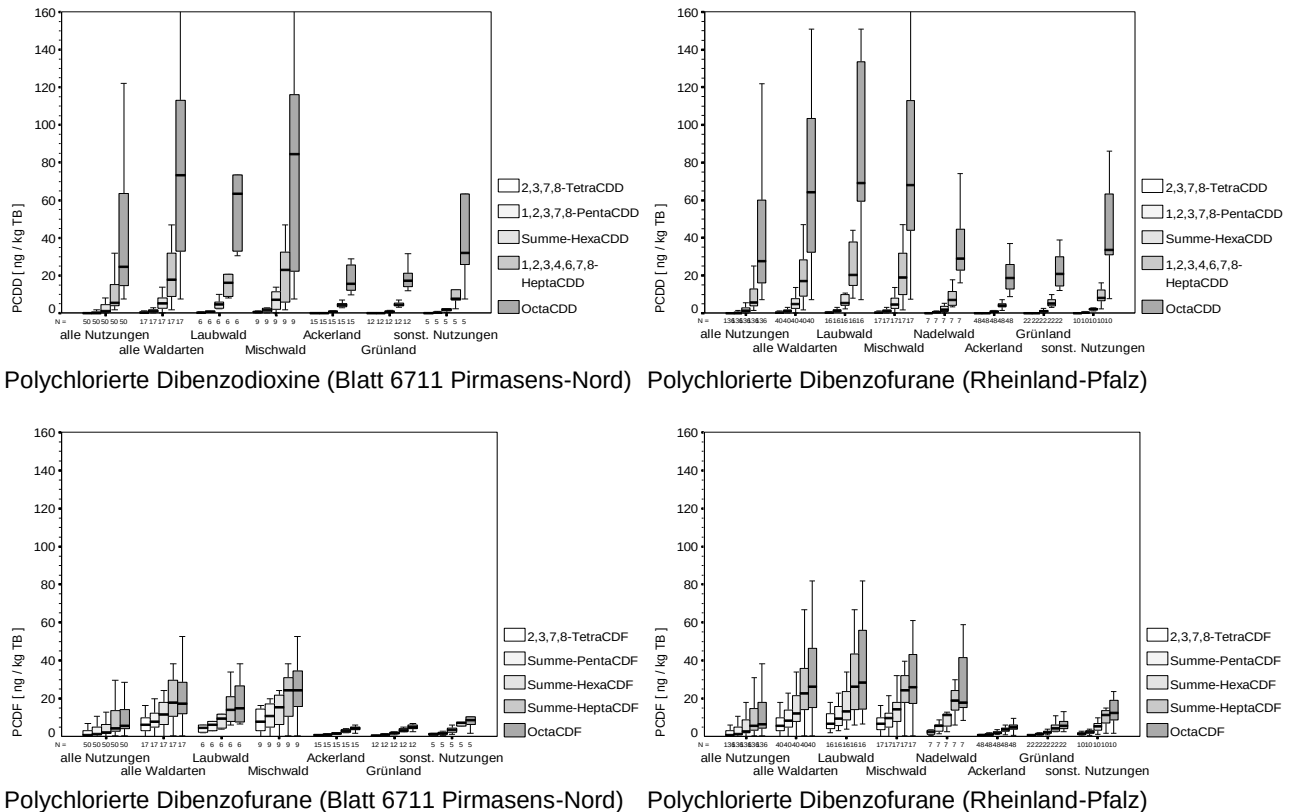


Abb. 80 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung

Die PCDD/F-Belastung der Siedlungsböden ist etwas höher als in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Bei einem Maximalwert von 3,3 ng I-TEQ/kg wird der strengste Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für Kinderspielflächen von 100 ng I-TEQ/kg immer weit unterschritten. Im Vergleich zu den Stadtböden von Mainz oder aus Baden-Württemberg (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995) ist der Grad der Belastung unterdurchschnittlich.

Sehr aufschlussreich ist der regionale Vergleich des PCDD/PCDF-Verhältnisses (D/F) und der einzelnen Homologen. Die bislang untersuchten Räume unterscheiden sich hinsichtlich der Bodennutzung und Bevölkerungsdichte so deutlich, dass gebietsbezogen nur die Ackerböden verglichen werden können. Beim Bodenzustandsbericht Kisselbach (HAUENSTEIN 2000) zeigte sich, dass die Böden in der ländlich geprägten Region nicht nur eine geringere PCDD/F-Belastung aufweisen, sondern auch ein niedrigeres D/F-Verhältnis. In den Ackerböden des Verdichtungsraums Mainz liegt das mittlere D/F-Verhältnis bei 2,3 im Raum Kisselbach bei nur 1,5. Die geringere Gesamtbelastung und das niedrigere D/F-Verhältnis wird weniger durch unterdurchschnittliche PCDF-Gehalte hervorgerufen, sondern in erster Linie durch die geringeren PCDD-Gehalte. Während die mittlere Gesamtbelastung der landwirtschaftlich genutzten Böden im Untersuchungsraum mit 32 ng  $\Sigma$ -PCDD/F/kg bzw. 0,7 ng I-TEQ/kg der von Blatt Kisselbach entspricht, liegt das mittlere D/F-Verhältnis mit 2,1 nur geringfügig niedriger als in den Ackerböden der Umgebung von Mainz. Die  $\Sigma$ -PCDD liegt mit 21 ng/kg im Untersuchungsgebiet um 16% höher als im Raum Kisselbach, die  $\Sigma$ -PCDF aber entsprechend niedriger.

In den Waldböden des Arbeitsgebietes verschiebt sich das mittlere D/F-Verhältnis mit 1,5 zu Gunsten der PCDF, d.h. der relative PCDF-Anteil ist höher als in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Dies wurde auch schon beim Bodenzustandsbericht Kisselbach beobachtet, wobei dort das mittlere D/F-Ver-

Tab. 79 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden  
(Angaben in ng/kg TB)

| Kongenere                                              | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br>< NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median         | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. |
|--------------------------------------------------------|----------------|--------|-----------------|------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|
| 2,3,7,8-Tetrachlor-di-<br>benzo-p-dioxin (-TCDD)       | RP             | 136    | 107             | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | <0,3            | 0,5             | 2,2    | <0,3                    |
|                                                        | 6711           | 50     | 38              | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | <0,3            | 0,6             | 1,2    | <0,3                    |
| 1,2,3,7,8-Pentachlor-di-<br>benzo-p-dioxin (-PeCDD)    | RP             | 136    | 77              | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | 0,6             | 1,4             | 3,1    | 3,1                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 31              | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | 0,7             | 1,7             | 3,0    | 3,0                     |
| 1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di-<br>benzo-p-dioxin (-HxCDD)   | RP             | 136    | 57              | <0,3 | <0,3            | <b>0,3</b>     | 0,7             | 1,3             | 3,6    | 3,6                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 27              | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | 0,7             | 1,4             | 2,5    | 2,5                     |
| 1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di-<br>benzo-p-dioxin (-HxCDD)   | RP             | 136    | 4               | <0,3 | 0,4             | <b>0,6</b>     | 1,3             | 3,1             | 17,0   | 2,5                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 2               | <0,3 | 0,4             | <b>0,6</b>     | 1,9             | 3,8             | 7,5    | 4,0                     |
| 1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di-<br>benzo-p-dioxin (-HxCDD)   | RP             | 136    | 11              | <0,3 | 0,3             | <b>0,5</b>     | 0,9             | 2,3             | 6,7    | 1,7                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 8               | <0,3 | 0,3             | <b>0,5</b>     | 1,5             | 2,6             | 4,4    | 3,2                     |
| 1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-di-<br>benzo-p-dioxin(-HpCDD) | RP             | 136    | 0               | 1,6  | 4,0             | <b>5,8</b>     | 12,9            | 29,7            | 244,0  | 25,0                    |
|                                                        | 6711           | 50     | 0               | 1,7  | 4,0             | <b>5,5</b>     | 15,3            | 31,1            | 47,0   | 31,9                    |
| Octachlor-dibenzo-p-<br>dioxin (OCDD)                  | RP             | 136    | 0               | 7,2  | 16,1            | <b>27,6</b>    | 60,1            | 115,7           | 3220,0 | 122,0                   |
|                                                        | 6711           | 50     | 0               | 7,4  | 14,6            | <b>24,5</b>    | 63,5            | 114,5           | 215,0  | 122,0                   |
| 2,3,7,8-Tetrachlor-di-<br>benzofuran (-TCDF)           | RP             | 136    | 2               | <0,3 | 0,6             | <b>0,9</b>     | 3,0             | 8,1             | 29,0   | 6,2                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 1               | <0,3 | 0,6             | <b>0,8</b>     | 3,1             | 9,0             | 16,4   | 6,8                     |
| 1,2,3,7,8-Pentachlor-di-<br>benzofuran (PeCDF)         | RP             | 136    | 3               | <0,3 | 0,5             | <b>0,7</b>     | 2,4             | 5,9             | 36,0   | 5,1                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 1               | <0,3 | 0,5             | <b>0,6</b>     | 2,4             | 5,6             | 10,6   | 5,1                     |
| 2,3,4,7,8-Pentachlor-di-<br>benzofuran (PeCDF)         | RP             | 136    | 2               | <0,3 | 0,5             | <b>0,8</b>     | 2,6             | 5,6             | 19,0   | 5,6                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 1               | <0,3 | 0,5             | <b>0,7</b>     | 2,7             | 6,0             | 9,3    | 5,6                     |
| 1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di-<br>benzofuran (-HxCDF)       | RP             | 136    | 2               | <0,3 | 0,8             | <b>1,1</b>     | 3,5             | 7,7             | 120,0  | 7,1                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 1               | <0,3 | 0,7             | <b>1,0</b>     | 2,7             | 6,3             | 9,8    | 5,1                     |
| 1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di-<br>benzofuran (-HxCDF)       | RP             | 136    | 3               | <0,3 | 0,5             | <b>0,7</b>     | 2,2             | 5,1             | 25,0   | 4,1                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 1               | <0,3 | 0,5             | <b>0,7</b>     | 1,9             | 4,6             | 7,7    | 3,8                     |
| 1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di-<br>benzofuran (-HxCDF)       | RP             | 136    | 104             | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | <0,3            | 0,9             | 3,0    | <0,3                    |
|                                                        | 6711           | 50     | 32              | <0,3 | <0,3            | <b>&lt;0,3</b> | 0,5             | 1,2             | 1,6    | 1,6                     |
| 2,3,4,6,7,8-Hexachlor-di-<br>benzofuran (-HxCDF)       | RP             | 136    | 3               | <0,3 | 0,5             | <b>0,8</b>     | 2,7             | 4,8             | 48,0   | 5,8                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 2               | <0,3 | 0,5             | <b>0,6</b>     | 1,7             | 4,4             | 6,1    | 3,4                     |
| 1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-<br>dibenzofuran (-HpCDF)     | RP             | 136    | 0               | 0,5  | 3,2             | <b>5,1</b>     | 13,6            | 29,9            | 165,0  | 28,6                    |
|                                                        | 6711           | 50     | 0               | 0,5  | 2,6             | <b>3,9</b>     | 12,8            | 25,2            | 36,3   | 27,7                    |
| 1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-<br>dibenzofuran (-HpCDF)     | RP             | 136    | 23              | <0,3 | 0,3             | <b>0,5</b>     | 1,1             | 2,4             | 17,0   | 2,1                     |
|                                                        | 6711           | 50     | 17              | <0,3 | <0,3            | <b>0,4</b>     | 0,9             | 1,9             | 2,7    | 2,7                     |
| Octachlor-dibenzofuran<br>(OCDF)                       | RP             | 136    | 0               | 0,5  | 4,4             | <b>6,6</b>     | 18,0            | 45,9            | 822,0  | 38,2                    |
|                                                        | 6711           | 50     | 0               | 0,5  | 4,3             | <b>5,8</b>     | 14,2            | 27,6            | 52,6   | 28,5                    |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

hältnis nur 0,9 betrug. Wie bei den Ackerböden gleicht die Gesamtbelastung, beim D/F-Verhältnis zeigen sich aber ebenfalls auffallende Unterschiede. Ein Zusammenhang zwischen D/F-Verhältnis und Gesamtbelastung ist nicht festzustellen.

Dass Acker- und Waldböden unterschiedliche D/F-Verhältnisse aufweisen, liegt möglicherweise an den unterschiedlichen Depositionsbedingungen, was zu einer Verschiebung des "Dioxinmusters" führen kann. Ferner ist auch eine zeitliche Verschiebung der Homologenprofile vorstellbar, die aus einer standortsbedingten unterschiedlichen Abbaugeschwindigkeit und Flüchtigkeit dieser Schadstoffe herrührt.

Trotz regionaler und nutzungsbedingter Unterschiede besteht aber eine grundsätzliche Übereinstimmung hinsichtlich des PCDD/F-Musters in den bislang untersuchten Räumen. Sowohl bei den PCDD als auch bei den PCDF steigen die Gehalte mit dem Chlorierungsgrad und OctaCDD stellt bei allen Nutzungsformen die quantitativ wichtigste Einzelkomponente dar. Bei den PCDF besitzen die minderchlorierten Verbindungen einen größeren Stellenwert als bei den PCDD (siehe Abb. 80). Dieses Muster deutet auf unspezifische Einträge hin, die vermutlich in erster Linie aus thermischen Prozessen (Autoabgase, Hausbrand, Müllverbrennung, etc.) stammen.

Die räumliche Verteilung der PCDD/F-Gehalte lässt keine spezifischen Emittenten erkennen. Ob die leichte Häufung überdurchschnittlicher Gehalte in den Waldböden nördlich von Pirmasens auf städtische Emissionen zurückzuführen sind, ist unsicher. Die Gehalte der Stadtböden und in den östlich gelegenen Waldböden sind hingegen niedriger (siehe Kartenanlage). In dieser Karte zu den Gehalten im Oberboden kommt die Abhängigkeit von der Nutzung deutlich zum Vorschein. Die Böden mit überdurchschnittlichen PCDD/F-Gehalten enthalten meist auch erhöhte PCB-Konzentrationen, was als weiteren Hinweis auf diffuse atmosphärische Einträge gewertet wird.

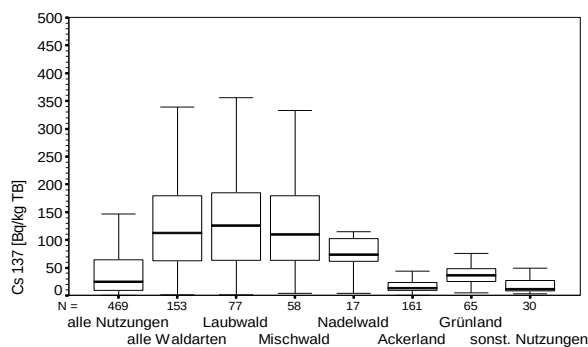
#### 4.4. Radionuklide

Künstliche Radionuklide gelangten in die Böden des Untersuchungsgebietes in erster Linie durch die oberirdischen Kernwaffenversuche in der Zeit zwischen dem 2. Weltkrieg und Mitte der 70er Jahre sowie durch den Kernkraftwerksunfall von Tschernobyl Ende April 1986. Während die künstlichen Nuklide  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{60}\text{Co}$  Halbwertszeiten zwischen 2 und 5 Jahren aufweisen und daher schon weitgehend zerfallen sind, beträgt die Halbwertszeit bei  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  etwa 30 Jahre. Während  $^{90}\text{Sr}$  in erster Linie aus den zahlreichen oberirdischen Kernwaffenversuchen stammt und als Altbelastung anzusehen ist, wurde der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt durch die 1986 hinzugekommenen Anteile um etwa das 8-fache erhöht (BUNZL, in BLUME et al. 1996). Dieses Radionuklid wird noch über Jahre im Boden nachweisbar bleiben. Das  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ -Verhältnis betrug zum Zeitpunkt der Tschernobyl-Katastrophe 2,1:1. Den größten Anteil am Tschernobyl-Fallout hatte  $^{131}\text{I}$ , das jedoch eine Halbwertszeit von nur 8 Tagen besitzt.

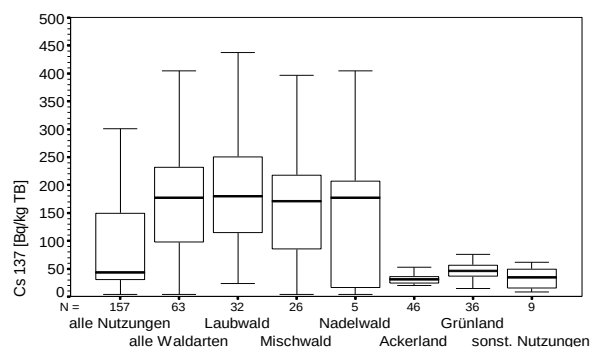
Die Radionuklid-Immissionen waren regional sehr unterschiedlich und der Eintrag wurde von der Menge der örtlichen Niederschläge bestimmt. In Oberbayern wurden im Mai 1986 um etwa 7,5fach höhere  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte festgestellt als in Unterfranken (LBP 1997). Bezogen auf den 01.05.1986 schwankt der Gehalt in bayrischen Böden zwischen 7 und 330 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$  (Median 29 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ ) (LBP 1997). Die auf die Kernwaffenversuche zurückgehende Hintergrundbelastung wird auf 2-9 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$  geschätzt. Radiocäsium ist recht immobil, so dass eine bedeutsame vertikale Verlagerung nicht stattfindet (BLOCK 1993, LBP 1997, 2000).  $^{137}\text{Cs}$  wird in erster Linie an Tonminerale gebunden und nur zu einem geringen Teil durch die Anlagerung an organische Substanz immobilisiert (BUNZL, in BLUME et al. 1996, LITZ & SATTELMACHER, in BLUME 1990, LBP 2000).

Aufgrund der nuklidspezifischen Halbwertszeiten besitzt  $^{137}\text{Cs}$  heute bei den künstlichen Radionukliden die größte radiotoxikologische Relevanz.

Die Untersuchung erfolgte auf künstliche Nuklide, die beim Zerfall  $\gamma$ -Strahlen emittieren ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{125}\text{Sb}$ ).  $^{137}\text{Cs}$  war in allen Proben nachweisbar. In fast 66% der Humusaufgaben bzw. 52% der Waldoberböden wurden noch Spuren von  $^{134}\text{Cs}$  gefunden. Die Nuklide  $^{60}\text{Co}$  und  $^{125}\text{Sb}$  lagen auch bei langer Messzeit (ca. 14h) immer unterhalb der Bestimmungsgrenze.



Rheinland-Pfalz



Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Abb. 81  $^{137}\text{Cs}$  im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Zur Vergleichbarkeit werden alle Daten der Bodenzustandsberichte auf das Datum 01.01.1997 normiert. Theoretisch ist die  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung seit der Katastrophe von Tschernobyl um etwa 25% zurückgegangen. Dabei wird aber vorausgesetzt, dass seit 1986 weder eine vertikale Verlagerung des  $^{137}\text{Cs}$  noch eine Umlagerung des Bodenmaterials stattgefunden hat. Gerade durch Pflügen erfolgte die Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz. Die in den Tabellen angegebenen zerfallskorrigierten Werte vom 01.05.1986 sind infolgedessen nur als Orientierungswert anzusehen. Flächendeckend stehen bislang außer aus dem Untersuchungsraum nur Daten aus den Bodenzustandsberichten Mainz und Kisselbach zur Verfügung. Weitere Daten wurden im Rahmen von Untersuchungen zur bodenkundlichen Landesaufnahme erhoben. Sie stammen aus verschiedenen Landesteilen. Bislang wurden 469 Böden auf Radionuklide untersucht, wovon 157 aus dem Untersuchungsgebiet stammen.

Um Böden unterschiedlicher Nutzung besser vergleichen zu können, wurden die Werte zusätzlich auf 30 cm normiert und gewichtet. Die Berechnung der Gewichtung erfolgt analog zum Gefährdungspotential der Spurenelemente (siehe 3.3.2.1.).

Von den in den Bodenzustandsberichten Rheinland-Pfalz untersuchten Räumen ist das Untersuchungsgebiet jenes mit der höchsten  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung der Böden. Bei allen Nutzungsformen wurden höhere Werte ermittelt als bei den Bodenzustandsberichten Mainz und Kisselbach. Nutzungsunabhängig enthalten die obersten Mineralbodenhorizonte im Mittel  $43,8 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ , während für den Gesamtdatenbestand  $24,6 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$  ermittelt wurden. Beim Bodenzustandsbericht Mainz waren dies  $8,5 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$  und beim Bodenzustandsbericht Kisselbach  $25,1 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ . Die höhere Belastung bestätigen auch die Ergebnisse der gewichteten Gehalte. Bei den auf die oberen 30 cm des Mineralbodens gemittelten Gehalte liegen die Konzentrationen im Gebiet Pirmasens-Nord durchschnittlich bei  $29,5 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ , während für den Gesamtdatenbestand ein Median von  $14,9 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$  berechnet wurde. Die gegenüber den bislang untersuchten Böden etwa doppelt so hohe Belastung bestätigen auch die nutzungsdifferenzierten Berechnungen. Die Niederschläge waren offensichtlich während des Tschernobyl-Fallout im südlichen Landesteil höher, da auch in weiter im Pfälzer Wald gelegenen Böden überdurchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte festgestellt wurden. Die höhere Belastung zeigen auch die Daten zum  $^{134}\text{Cs}$ -Gehalt. Während dieses Radionuklid aufgrund der geringen Halbwertszeit außerhalb des Untersuchungsraums im obersten Mineralbodenhorizont nur noch in 11% der Fälle in Spuren nachweisbar ist, liegt dieser Wert im Untersuchungsraum bei 20%.

Im Vergleich zu den hochbelasteten Böden im südlichsten Teil der Bundesrepublik sind die im Untersuchungsgebiet gemessenen Werte zwar erheblich niedriger, jedoch deutet bislang einiges darauf hin,



# Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

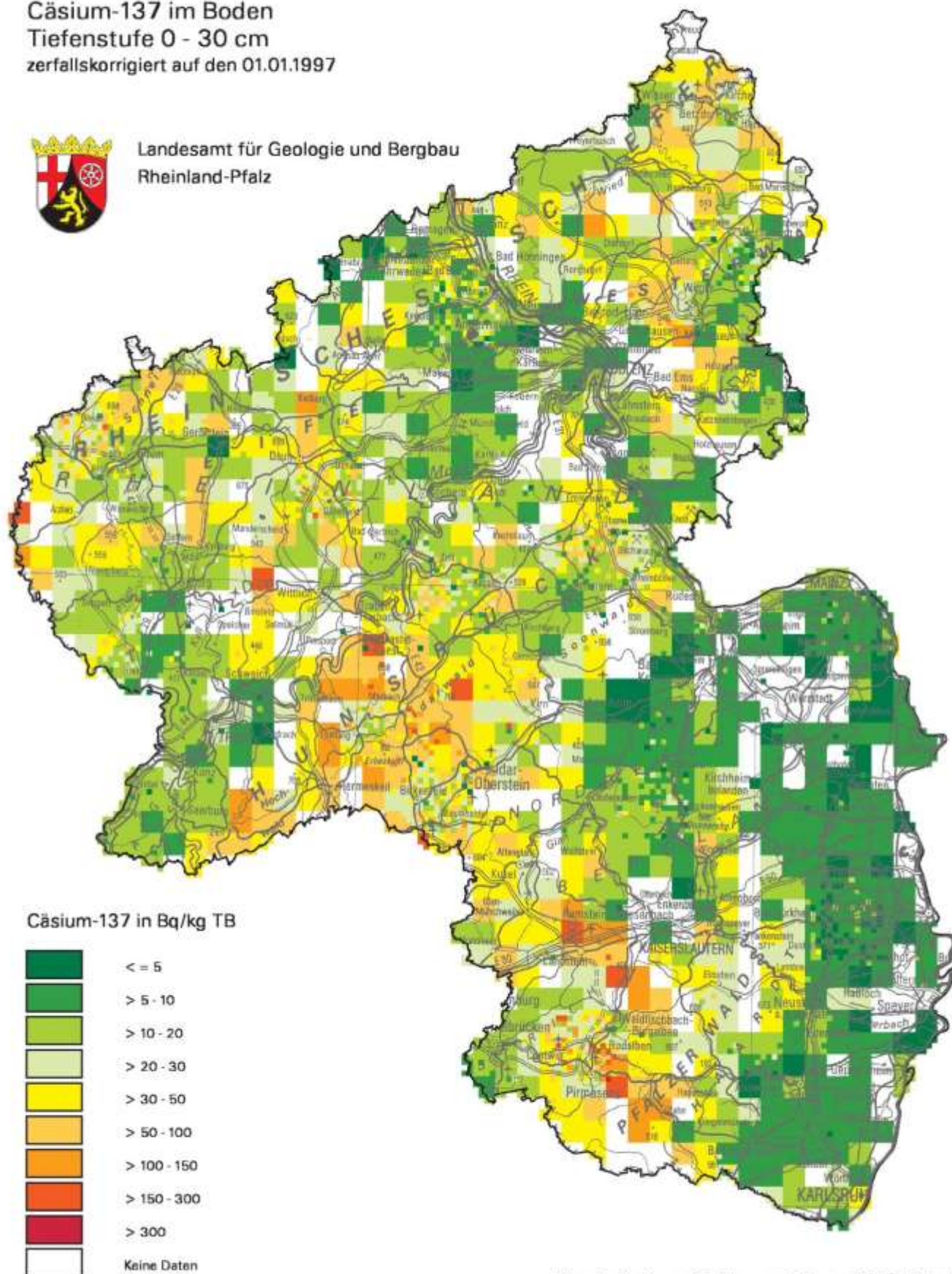
Cäsium-137 im Boden

Tiefenstufe 0 - 30 cm

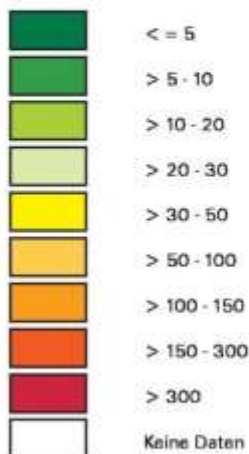
zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997



Landesamt für Geologie und Bergbau  
Rheinland-Pfalz



Cäsium-137 in Bq/kg TB



Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

© Landesamt für Geologie und Bergbau

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht

Digitale Kartographie: M. Goldschmitt

Redaktion: M. Hauenstein

Grundlage: Rasterdaten - D 1000; Bundesamt für

Kartographie und Geodäsie, Nr. 417/98

Stand: Februar 2015

Tab. 80 Statistische Kennwerte:  $^{137}\text{Cs}$  im Oberboden, gruppiert nach Nutzung  
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

| Nutzung               | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br><NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median       | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. | Median<br>01.05.1986 |
|-----------------------|----------------|--------|----------------|------|-----------------|--------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|----------------------|
| alle Nutzungen        | RP             | 469    | 2              | <2,0 | 9,7             | <b>24,6</b>  | 64,8            | 167,7           | 452,7 | 146,8                   | 31,4                 |
|                       | 6711           | 157    | 0              | 3,8  | 30,6            | <b>43,8</b>  | 149,8           | 232,9           | 452,7 | 301,0                   | 56,0                 |
| alle Waldarten        | RP             | 153    | 1              | <2,0 | 62,8            | <b>112,6</b> | 180,2           | 273,9           | 452,7 | 355,7                   | 143,9                |
|                       | 6711           | 63     | 0              | 3,8  | 97,2            | <b>177,0</b> | 232,7           | 363,5           | 452,7 | 405,1                   | 226,2                |
| Laubwald              | RP             | 77     | 0              | 1,1  | 63,2            | <b>125,8</b> | 185,2           | 281,1           | 437,3 | 355,7                   | 160,7                |
|                       | 6711           | 32     | 0              | 23,1 | 115,0           | <b>180,0</b> | 250,8           | 367,3           | 437,3 | 437,3                   | 230,0                |
| Mischwald             | RP             | 58     | 1              | <2,0 | 63,7            | <b>109,8</b> | 179,8           | 266,1           | 452,7 | 332,7                   | 140,3                |
|                       | 6711           | 26     | 0              | 3,9  | 85,5            | <b>171,5</b> | 217,9           | 329,5           | 452,7 | 396,9                   | 219,1                |
| Nadelwald             | RP             | 17     | 0              | 3,8  | 54,8            | <b>73,8</b>  | 105,4           | 200,9           | 405,1 | 177,0                   | 94,3                 |
|                       | 6711           | 5      | 0              | 3,8  | 13,2            | <b>177,0</b> | 256,5           | 405,1           | 405,1 | 405,1                   | 226,2                |
| Ackerland             | RP             | 161    | 1              | <2,0 | 8,9             | <b>13,5</b>  | 23,6            | 32,8            | 65,0  | 43,8                    | 17,2                 |
|                       | 6711           | 46     | 0              | 19,5 | 24,4            | <b>30,6</b>  | 35,7            | 41,6            | 65,0  | 52,5                    | 39,1                 |
| Grünland              | RP             | 65     | 0              | 4,5  | 24,9            | <b>35,9</b>  | 48,2            | 62,3            | 204,5 | 76,1                    | 45,9                 |
|                       | 6711           | 36     | 0              | 15,0 | 36,4            | <b>46,4</b>  | 56,1            | 69,9            | 204,5 | 76,1                    | 59,3                 |
| sonstige<br>Nutzungen | RP             | 30     | 0              | 3,0  | 8,6             | <b>11,3</b>  | 26,6            | 43,5            | 61,7  | 49,6                    | 14,4                 |
|                       | 6711           | 9      | 0              | 8,2  | 15,4            | <b>34,5</b>  | 51,9            | 60,5            | 61,7  | 61,7                    | 44,1                 |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

dass auch innerhalb von Rheinland-Pfalz ein von Nord nach Süd gerichteter Anstieg der Radiocäsiumbelastung zu beobachten ist.

Die höchsten Aktivitäten sind in der Humusaufgabe und in den nur geringmächtigen Oberböden der Wälder zu finden (siehe auch Kartenanlage). Im Mittel enthalten die organischen Auflagen im Untersuchungsraum 307 und die Oberböden 177 Bq  $^{137}\text{Cs}$ /kg und das 90. Perzentil liegt bei 704 bzw. 364 Bq  $^{137}\text{Cs}$ /kg. Damit liegt der mittlere Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont fast um das 6-fache über dem der Ackerböden. Diese verhältnismäßig hohen Gehalte beschränken sich aber auf den obersten Bereich der Waldböden. Schon nach wenigen Zentimetern nehmen die  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte rapide ab.

In den Ackerböden auf Blatt 6711 Pirmasens-Nord sind im Mittel 31 und in den Grünlandböden 46 Bq  $^{137}\text{Cs}$ /kg zu finden, womit die Böden dieser Nutzungsarten am geringsten belastet sind. Gerade bei den Ackerböden hat durch Pflügen eine Verdünnung mit geringbelasteten tieferen Bodenbereichen stattgefunden. Da die Pflugsohle oft 30 cm erreicht, unterscheiden sich die Gehalte des obersten Mineralbodenhorizontes nur wenig von den auf 30 cm gewichteten Gehalten. Bei den gewichteten Gehalten sind auch die Unterschiede zwischen Acker- und Grünlandböden nur noch gering.

Sollten die heute in den Böden zu findenden  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte in erster Linie auf den zeitlich engbegrenzten Tschernobyl-Fallout zurückzuführen sein, ist davon auszugehen, dass die regionale Belastung unabhängig der Nutzung ähnlich ist. Dies lässt sich mit dem gewichteten  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt überprüfen. Während bei der horizontbezogenen Betrachtung enorme Nutzungsunterschiede festzustellen sind, relativiert sich dies bei den gewichteten Gehalten. Dieser liegt in den Waldböden im Mittel bei 36 und bei den Grünland- und Ackerböden bei etwa 27 Bq  $^{137}\text{Cs}$ /kg. Damit liegen die gewichteten Gehalte der Waldböden nur noch ungefähr 35-65% höher als in den Ackerböden des Untersuchungsraums. Dies

Tab. 81 Statistische Kennwerte: Gewichteter  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

| Nutzung               | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br><NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median      | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.  | max. Wert<br><Ausr.-gr. | Median<br>01.05.198<br>6 |
|-----------------------|----------------|--------|----------------|------|-----------------|-------------|-----------------|-----------------|-------|-------------------------|--------------------------|
| alle Nutzungen        | RP             | 431    | 0              | 0,3  | 8,6             | <b>14,9</b> | 27,0            | 39,9            | 181,4 | 54,4                    | 19,0                     |
|                       | 6711           | 155    | 0              | 3,2  | 22,0            | <b>29,5</b> | 39,4            | 55,6            | 181,4 | 65,6                    | 37,7                     |
| alle Waldarten        | RP             | 124    | 0              | 1,6  | 12,2            | <b>21,7</b> | 41,8            | 57,1            | 181,4 | 81,6                    | 27,7                     |
|                       | 6711           | 61     | 0              | 3,2  | 23,8            | <b>35,8</b> | 53,8            | 66,5            | 181,4 | 81,6                    | 45,7                     |
| Laubwald              | RP             | 63     | 0              | 1,6  | 16,5            | <b>25,8</b> | 49,2            | 61,0            | 181,4 | 69,6                    | 33,0                     |
|                       | 6711           | 32     | 0              | 8,0  | 27,7            | <b>46,4</b> | 55,2            | 66,3            | 181,4 | 67,9                    | 59,3                     |
| Mischwald             | RP             | 47     | 0              | 2,5  | 11,9            | <b>17,2</b> | 38,3            | 53,4            | 112,3 | 68,7                    | 22,0                     |
|                       | 6711           | 24     | 0              | 3,2  | 14,0            | <b>34,5</b> | 49,2            | 69,8            | 81,6  | 81,6                    | 44,1                     |
| Nadelwald             | RP             | 13     | 0              | 3,2  | 6,3             | <b>9,3</b>  | 24,7            | 39,7            | 55,5  | 35,8                    | 11,9                     |
|                       | 6711           | 5      | 0              | 3,2  | 5,8             | <b>23,9</b> | 40,7            | 55,5            | 55,5  | 55,5                    | 30,5                     |
| Ackerland             | RP             | 161    | 0              | 0,3  | 8,6             | <b>13,2</b> | 21,7            | 30,6            | 55,7  | 37,1                    | 16,9                     |
|                       | 6711           | 46     | 0              | 16,0 | 23,2            | <b>27,5</b> | 32,2            | 36,9            | 55,7  | 43,8                    | 35,1                     |
| Grünland              | RP             | 63     | 0              | 4,5  | 12,6            | <b>20,8</b> | 27,8            | 36,1            | 95,9  | 46,0                    | 26,6                     |
|                       | 6711           | 36     | 0              | 10,6 | 21,3            | <b>27,0</b> | 33,1            | 45,5            | 95,9  | 46,0                    | 34,5                     |
| sonstige<br>Nutzungen | RP             | 28     | 0              | 3,0  | 8,8             | <b>11,6</b> | 28,1            | 36,5            | 61,7  | 37,4                    | 14,8                     |
|                       | 6711           | 9      | 0              | 7,2  | 14,3            | <b>29,7</b> | 42,7            | 60,5            | 61,7  | 61,7                    | 37,9                     |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

zeigt, dass in die Wälder zwar mehr Radiocäsium gelangte, jedoch deutlich weniger, als es der Vergleich rein horizontbezogener Daten anzeigt. Dies ist Folge der fehlenden Durchmischung der Waldböden durch Pflugarbeit, wodurch das Radiocäsium in den obersten Zentimetern des Mineralbodens verblieb. Das starke vertikale Konzentrationsgefälle lässt den Schluss zu, dass  $^{137}\text{Cs}$  in den 15 Jahren seit der Tschernobyl-Katastrophe auch in den sauren Waldböden nur äußerst langsam verlagert wird. Diese geringe Mobilität beobachtete auch BLOCK (1993) an anderen Waldstandorten von Rheinland-Pfalz bzw. die LBP (2000) in Bayern. Die potentielle Gefährdung des Grundwassers durch diesen Schadstoff dürfte daher nur gering sein.

Unabhängig von den relativ niedrigen gewichteten Gehalten der Waldböden sind die hohen Gehalte in der organischen Auflage und den obersten Zentimetern des Mineralbodens nicht unproblematisch, da in dieser Zone die Krautschicht wurzelt. Dies erklärt die überdurchschnittliche Radiocäsiumbelastung, die teilweise heute noch u.a. in Pilzen, Farnen und Moosen festzustellen ist. Die Aufnahme ist allerdings sehr spezifisch. Bei den Speisepilzen nehmen z.B. Pfifferlinge und Steinpilze im Vergleich zum Maronenhöhrling nur einen Bruchteil des Radiocäsiums auf (LBP 2000).

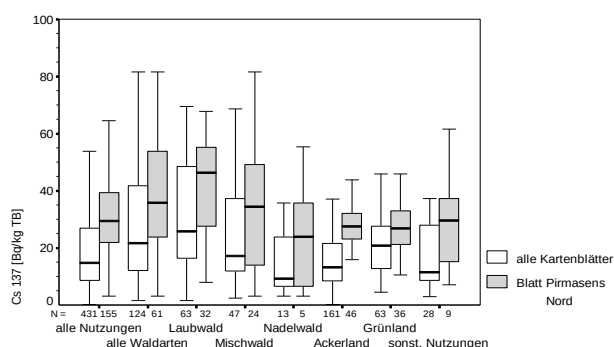


Abb. 82

Gewichteter  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Tab. 82 Statistische Kennwerte:  $^{137}\text{Cs}$  in der organischen Auflage  
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

| Substrat                         | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br><NWG | Min. | Perzentil<br>25 | <b>Median</b> | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max.   | max. Wert<br><Ausr.-gr. | Median<br>01.05.1986 |
|----------------------------------|----------------|--------|----------------|------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|--------|-------------------------|----------------------|
| V (Org. Auflage<br>(allgemein))  | RP             | 179    | 1              | <2,0 | 112,2           | <b>220,1</b>  | 379,0           | 607,8           | 1136,0 | 777,2                   | 281,2                |
|                                  | 6711           | 61     | 0              | 37,4 | 151,4           | <b>307,4</b>  | 438,5           | 703,7           | 1136,0 | 795,7                   | 392,8                |
| Vb (Org. Auflage<br>(Laubwald))  | RP             | 70     | 1              | <2,0 | 87,6            | <b>163,5</b>  | 284,4           | 427,9           | 712,9  | 492,5                   | 208,9                |
|                                  | 6711           | 28     | 0              | 37,4 | 124,6           | <b>219,2</b>  | 340,2           | 474,9           | 712,9  | 492,5                   | 280,1                |
| Vbn (Org.Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 85     | 0              | 2,9  | 143,6           | <b>272,5</b>  | 446,6           | 681,4           | 1136,0 | 899,4                   | 348,2                |
|                                  | 6711           | 31     | 0              | 39,4 | 250,1           | <b>393,7</b>  | 606,0           | 784,6           | 1136,0 | 1136,0                  | 503,0                |
| Vn (Org. Auflage<br>(Nadelwald)) | RP             | 24     | 0              | 12,8 | 150,3           | <b>219,3</b>  | 351,8           | 531,3           | 938,4  | 486,4                   | 280,2                |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt in den Waldböden wird ferner vom Baumbestand beeinflusst. Wie schon beim Boden-zustandsbericht Blatt Kisselbach (HAUENSTEIN 2000) weisen die Oberböden der Laubwälder die höchsten mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte auf. In den oberen 30 cm des Waldbodens sinkt der mittlere Gehalt von 46 im Laubwald auf 35 im Mischwald bzw. 24 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$  im Nadelwald, wobei die Angaben für den Nadelwald aufgrund der geringen Fallzahl (n=5) statistisch unsicher sind. In den Humusaufgaben der Waldböden sind die Verhältnisse hingegen genau umgekehrt. Bestehen diese vorwiegend aus Laubstreu, enthalten sie im Mittel 219 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ . Dieser Wert steigt in Mischwäldern auf 394 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ . Für Humusaufgaben aus reiner Nadelstreu liegen leider für den Untersuchungsraum zu wenig Daten vor. Zu berücksichtigen ist ferner, dass bei schlecht abbaubaren Pflanzenrückständen die Mächtigkeit der organischen Auflage meist größer ist und infolgedessen auch der Gesamtvorrat an  $^{137}\text{Cs}$  in der Humusaufgabe mit steigendem Nadelanteil zunimmt. In Laubwäldern gelangt durch Verlagerung bzw. Abbau ein größerer Anteil über die Humusaufgabe hinaus in den Mineralboden, als dies in den Waldböden der Nadelwälder geschieht. Um die Gesamtbelastung der verschiedenen Waldarten besser abschätzen zu können, wurden zu dem gewichteten Gehalt des Mineralbodens nach dem gleichen Rechenschritt die Gehalte der Humusaufgaben addiert. Es zeigte sich, dass der gewichtete Gehalt von 30 cm Mineralboden zuzüglich der Humusaufgabe in Laubwäldern des Untersuchungsraums im Mittel bei 66 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$  liegt und in Mischwäldern trotz geringerer Gehalte im Mineralboden auf 86 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$  ansteigt. Die gegenüber den gewichteten Gehalten des Mineralbodens deutlich höheren Werte weisen darauf hin, dass mit steigendem Nadelanteil der größte  $^{137}\text{Cs}$ -Vorrat in der Humusaufgabe und nicht im Mineralboden liegt.

Dass in den Oberböden der Wälder und deren organischen Auflagen Radionuklide besonders angereichert sind, zeigen auch die  $^{134}\text{Cs}$ -Gehalte. In Spuren ist dieses Radionuklid im Untersuchungsraum noch in etwa der Hälfte der Oberböden und in 2/3 der organischen Auflagen zu finden, während seine

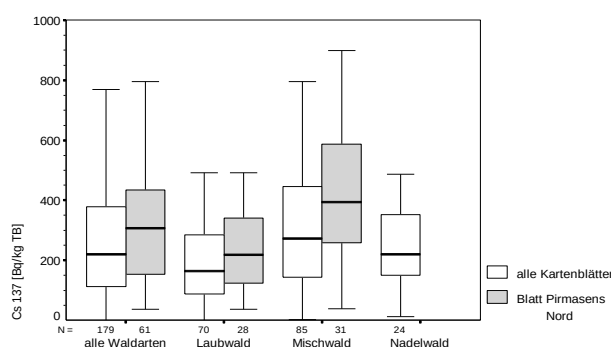


Abb. 83

$^{137}\text{Cs}$  in der organischen Auflage, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Tab. 83 Statistische Kennwerte: <sup>134</sup>Cäsium in der organischen Auflage

(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

| Substrat                          | Her-<br>kunft* | Anzahl | Anzahl<br><NWG | Min. | Perzentil<br>25 | Median         | Perzentil<br>75 | Perzentil<br>90 | Max. | max. Wert<br><Ausr.-gr. | Median<br>01.05.1986 |
|-----------------------------------|----------------|--------|----------------|------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|------|-------------------------|----------------------|
| V (Org. Auflage<br>(allgemein))   | RP             | 180    | 71             | <0,5 | <0,5            | <b>2,1</b>     | 4,7             | 9,4             | 18,8 | 14,5                    | 76,0                 |
|                                   | 6711           | 61     | 21             | <0,5 | <0,5            | <b>4,0</b>     | 6,2             | 11,3            | 18,8 | 14,5                    | 144,8                |
| Vb (Org. Auflage<br>(Laubwald))   | RP             | 71     | 37             | <0,5 | <0,5            | <b>&lt;0,5</b> | 3,2             | 6,2             | 11,7 | 10,0                    | -                    |
|                                   | 6711           | 28     | 14             | <0,5 | <0,5            | <b>2,0</b>     | 5,4             | 7,5             | 11,7 | 11,7                    | 72,4                 |
| Vbn (Org. Auflage<br>(Mischwald)) | RP             | 85     | 25             | <0,5 | <0,5            | <b>3,1</b>     | 6,1             | 10,9            | 18,8 | 17,8                    | 112,2                |
|                                   | 6711           | 31     | 6              | <0,5 | 2,3             | <b>4,7</b>     | 9,3             | 12,4            | 18,8 | 18,8                    | 170,1                |
| Vn (Org. Auflage<br>(Nadelwald))  | RP             | 24     | 9              | <0,5 | <0,5            | <b>2,2</b>     | 4,3             | 5,2             | 14,5 | 7,9                     | 79,6                 |

\*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 6711= Blatt 6711 Pirmasens-Nord

Radioaktivität in Böden anderer Nutzungsformen so weit abgeklungen ist, dass es nicht mehr nachweisbar ist.

Zwar besitzen Bäume allgemein eine höhere Filterleistung gegenüber Luftschadstoffen, jedoch ist anzunehmen, dass im Untersuchungsgebiet während der kurzfristigen Deposition des Tschernobyl-Fallouts ähnliche Niederschlagsverhältnisse herrschten, so dass auch in die Böden aller Nutzungsformen vergleichbare Gesamtmengen eingetragen wurden. Andeutungsweise scheint allenfalls der im Pfälzer Wald gelegene Teil des Untersuchungsraums geringfügig höher belastet zu sein als jener, der zum Westrich gezählt wird. Signifikante nutzungsbedingte Unterschiede dürften nur bei langanhaltenden Schadstoffdepositionen feststellbar sein. Möglicherweise sind in den Waldböden auch noch Spuren der über mehrere Jahrzehnte durchgeführten oberirdischen Atomwaffentests zu finden.

Die Radiocäsium-Gehalte in den Böden des Untersuchungsraums sind zwar erhöht, jedoch sind Nutzungseinschränkungen nicht erforderlich. Vielmehr unterschreiten die im Boden gefundenen Gehalte selbst die für Nahrungsmittel geltende Grenzwerte. Der EU-Grenzwert für Cäsiumisotope in Kleinkinder-nahrung und Milch beträgt 370 Bq/kg bzw. 600 Bq/kg für übrige Lebensmittel (LBP 2000).

## 5. Allgemeine Bewertungen

### 5.1. Erosionsgefährdung

Bodenerosion führt zur Beeinträchtigung bzw. im Extremfall zur irreversiblen Zerstörung natürlicher Bodenfunktionen. Die Schädigung der Bodenstruktur, der Verlust an Nährstoffen und die Verminderung der Filter- und Pufferfunktionen verursachen eine Veränderung des natürlichen Lebensraums für Flora und Fauna. Zu den ökonomischen Konsequenzen zählen sinkende Ertragsfähigkeit, Gewässerbelastung und im Extremfall ist mit Ernteverlusten und örtlich mit der Gefährdung der Siedlungsflächen zu rechnen. Erhebliche Kosten kann zudem der Bau von technischen Vorkehrungen (z.B. Auffangbecken, Kanalisation) verursachen, mit denen die unmittelbaren Auswirkungen der Erosion gemindert werden sollen.

Die Bewertung der Erosionsgefährdung erfolgt durch ein relativ einfaches Modell von CAPELLE & LÜDERS (1985; in HENNINGS 1994). Es kennzeichnet die *Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser nach bodenkundlichen und morphologischen Bedingungen* (Ebm). Als Eingangsdaten dienen allein Bodenart und Hangneigung. Weitere Faktoren wie Niederschlagsmenge, -verteilung, Grobboden-

Tab. 84 Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Nutzungsklassen

Blatt 6711 Pirmasens-Nord

| Erosionsgefährdung | Alle Nutzungen |             | Wald   |             | Ackerland |             | Grünland |             |
|--------------------|----------------|-------------|--------|-------------|-----------|-------------|----------|-------------|
|                    | Anzahl         | %           | Anzahl | %           | Anzahl    | %           | Anzahl   | %           |
| keine              | 19             | <b>12,3</b> | 3      | <b>4,8</b>  | 4         | <b>8,7</b>  | 7        | <b>19,4</b> |
| sehr gering        | 25             | <b>16,1</b> | 7      | <b>11,3</b> | 12        | <b>26,1</b> | 4        | <b>11,1</b> |
| gering             | 48             | <b>31,0</b> | 16     | <b>25,8</b> | 19        | <b>41,3</b> | 10       | <b>27,8</b> |
| mittel             | 16             | <b>10,3</b> | 0      | <b>0,0</b>  | 10        | <b>21,7</b> | 6        | <b>16,7</b> |
| hoch               | 27             | <b>17,4</b> | 20     | <b>32,3</b> | 1         | <b>2,2</b>  | 6        | <b>16,7</b> |
| sehr hoch          | 20             | <b>12,9</b> | 16     | <b>25,8</b> | 0         | <b>0,0</b>  | 3        | <b>8,3</b>  |

gehalt, Hanglänge, Bodennutzung etc. werden nicht berücksichtigt. Zudem ist dieses Modell auf Humusgehalte von ca. 2% eingeschränkt, womit an sich fast nur Ackerböden bewertet werden können. Um eine grobe Abschätzung der potentiellen Erosionsempfindlichkeit durchführen zu können, wurden dennoch alle untersuchten Standorte bewertet.

Die Bodennutzung hat auch im Untersuchungsraum schon seit Jahrhunderten zur Intensivierung der Bodenerosion geführt. Nur etwas weniger als die Hälfte der untersuchten Böden zeigen keine bzw. nur geringe Abtragungserscheinungen. Mehr als 1/3 der Bodenprofile werden als stark bis sehr stark erodiert bewertet, d.h., dass ihr ursprünglicher Oberboden vollkommen abgetragen ist und die rezente Bodenbildung in Resten des B-Horizonts oder im C-Horizont stattfindet (siehe auch 2.). Obwohl die mittlere Hangneigung bei den im Muschelkalkgebiet untersuchten Standorten nur etwa 3° beträgt (schwach geneigt), sind die überwiegend schluffigen Böden öfter stärker erodiert als die Sandböden des Buntsandsteingebietes, bei denen die durchschnittliche Hangneigung bei etwa 12° (stark geneigt) liegt. Insbesondere die periglazialen Lagen aus Schluffmergel und carbonatischen Festgesteinen (pfl  $[\wedge\text{car}/\text{Um}; \text{Um}/\wedge\text{car}]$ ) sind von starkem Bodenabtrag betroffen. Vermutlich ist ihr hoher Bodenskelettanteil von durchschnittlich 18% u.a. auf eine residuale Anreicherung zurückzuführen.

Ein weiterer Hinweis auf eine stattgefundene Erosion sind junge Solum- und Auensedimente, die etwa 8% des Untersuchungsraums einnehmen. Dies ist für die morphologische Situation des Untersuchungsraumes mit einem geringen Anteil an Akkumulationsbereichen ein relativ hoher Anteil.

Eine potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser besteht in weiten Teilen des Untersuchungsraums, da grobschluffreiche bzw. feinsandige Böden überwiegen und das Gebiet durch stark geneigte Hänge geprägt ist.

Tab. 85 Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Substratgruppen

Blatt 6711 Pirmasens-Nord

| Erosionsgefährdung | Sandige Substrate im Buntsandsteingebiet |             | Schluffige Substrate im Muschelkalkgebiet |             |
|--------------------|------------------------------------------|-------------|-------------------------------------------|-------------|
|                    | Anzahl                                   | %           | Anzahl                                    | %           |
| keine              | 4                                        | <b>5,6</b>  | 3                                         | <b>7,0</b>  |
| sehr gering        | 5                                        | <b>6,9</b>  | 14                                        | <b>32,6</b> |
| gering             | 22                                       | <b>30,6</b> | 18                                        | <b>41,8</b> |
| mittel             | 4                                        | <b>5,6</b>  | 6                                         | <b>14,0</b> |
| hoch               | 22                                       | <b>30,6</b> | 1                                         | <b>2,3</b>  |
| sehr hoch          | 15                                       | <b>20,7</b> | 1                                         | <b>2,3</b>  |

Ackerböden sind aufgrund der zumindest zeitweise fehlenden geschlossenen Vegetationsdecke real am stärksten gefährdet. Nach dem obengenannten Modell werden nur 35% der Ackerböden im Untersuchungsraum als nicht oder nur sehr gering erosionsgefährdet eingestuft. Bei etwa 24% der untersuchten Ackerböden besteht ein mittleres, teilweise auch hohes Erosionsrisiko. Es besteht vor allem bei jenen, die am Rande der Hochflächen im Grenzbereich zwischen Muschelkalk und Buntsandstein liegen. Gegenüber anderen Nutzungen sind die Ackerböden zwar am günstigsten eingestuft, jedoch liegt dies allein darin begründet, dass Ackerbau in steilen Hanglagen nicht betrieben wird.

Dass die Böden im Bereich des Muschelkalk, trotz der überwiegend nur sehr geringen bzw. geringen potentiellen Erosionsgefährdung, dennoch häufig stark erodiert sind, liegt an der seit historischer Zeit intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Hochflächen. Allein die Nutzungsdauer hat bei den erosionsempfindlichen schluffreichen Böden auch ohne größere Hangneigungen sicherlich zu einem merklichen Bodenabtrag geführt.

Potentiell weisen die Waldböden das höchste Erosionsrisiko auf, da gerade die steilen Talflanken eine anderweitige Nutzung ausschließt. Es handelt sich aber nur um eine potentielle und nicht um eine tatsächliche Gefährdung, da ein geschlossener Baumbestand den besten Erosionsschutz bietet. Allerdings sollte schon bei mittleren Hangneigungen bei den vorherrschenden Bodenarten im Sinne des vorbeugenden Bodenschutzes auf das Roden größerer zusammenhängender Waldflächen zwingend verzichtet werden.

Der hohe Waldanteil bei den Böden des Buntsandsteingebiet ist der Grund, warum sie trotz potentiell hoher Gefährdung vergleichsweise gering erodiert sind. Durch die ungünstige Nährstoff- und Wasserversorgung sowie aufgrund der häufig hohen Hangneigung waren und sind diese Böden kaum für eine landwirtschaftliche Nutzung geeignet, so dass auch in früherer Zeit diese Standorte vermutlich meistens durch eine geschlossene Vegetationsdecke vor starker Erosion geschützt waren.

## 5.2. Filter- und Puffervermögen

Böden besitzen die Fähigkeit, in unterschiedlichem Maß eingetragene Fremdstoffe zu binden. Diese Eigenschaft als Schadstoffsene ist begrenzt und kann z.B. durch Säureeinträge abnehmen. Durch Überlastung der Böden steigt das Risiko, dass sie zunehmend zur Schadstoffquelle werden, von der Stoffe über den Bodenbildungsbereich hinaus in tiefere Schichten oder in die Nahrungskette gelangen. Das Stoffrückhaltevermögen eines Bodens wird im Wesentlichen von der Korngrößenzusammensetzung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenreaktion (pH-Wert) beeinflusst. Das Filtervermögen der Böden beruht in der Fähigkeit, partikuläre Stoffe mechanisch zu binden. Bei der Pufferung erfolgt die Immobilisierung von gasförmigen und gelösten Stoffen durch Adsorption.

Die relative Bindungsstärke für Schwermetalle im Oberboden kann mit dem in HENNINGS (2000) beschriebenen Auswertemodell berechnet werden. Hierbei wird das Rückhaltevermögen elementspezifisch für die oberen 30 cm eines Bodenprofils einschließlich der organischen Auflage berechnet und gewichtet. Eingangsdaten sind Bodenart, Humusgehalt und pH-Wert. Das Ergebnis wird als ordinal skalierte Kennwert von 0 ("sehr gering") bis 5 ("sehr hoch") ausgedrückt.

Trotz der im Buntsandsteingebiet vorherrschenden tonarmen Böden und den in den Waldböden tiefen pH-Werten weisen die geringmobilen Schwermetalle wie Blei, Quecksilber, Chrom und Kupfer, insbesondere wenn sie bevorzugt organisch gebunden werden, im gesamten Untersuchungsraum bei allen Nutzungsformen eine hohe bis sehr hohe relative Bindungsstärke auf.



Am labilsten sind Cadmium und Zink im Oberboden gebunden. Lediglich die Ackerböden und die Grünlandböden des Muschelkalkgebietes werden diesbezüglich günstig bewertet. Die Waldböden im Muschelkalkgebiet und die sandigen Grünlandböden fallen hingegen mit Kennwerten von 2,5 bis 3,0 nur in die Klasse mit mittlerer relativer Bindungsstärke. Die geringste Bindungsstärke besitzen diese Schwermetalle in den sandigen Waldböden, wo meist nur das Klassenniveau „geringe relative Bindungsstärke“ erreicht wird. Dies deckt sich mit den hohen Mobilgehalten dieser Stoffe. Allerdings konnte in der vorliegenden Untersuchung eine bedeutsame vertikale Verlagerung nicht nachgewiesen werden, da die Mobilgehalte im Unterboden trotz der meist nur gering steigenden pH-Werte überwiegend rasch abnehmen.

Nickel besitzt in den sauren Waldböden eine geringfügig höhere relative Bindungsstärke als die zuvor genannten Schwermetalle, da es nach dem Auswertemodell von HENNINGS (2000) etwas stärker in humusreichen Böden immobilisiert wird. Ansonsten wird Nickel bei den anderen Nutzungsarten wie Cadmium oder Zink eingestuft.

Die großräumige Kalkung der Waldböden wird auf die Bindungsstärke im Mineralboden nur einen geringen Einfluß besitzen, da der pH-Wert in erster Linie in der Humusaufgabe und nur geringfügig im Oberboden erhöht wird. Die Kalkgaben dürften den pH-Wert im obersten Bereich des Bodens jedoch über einem gewissen Zeitraum stabil halten.

Ein sehr hohes Filter- und Rückhaltevermögen weisen bei allen Nutzungsarten die carbonatreichen und/oder tonigen Böden des Untersuchungsraumes auf, da hier die Mobilgehalte bei allen Elementen sehr gering sind und die tonigen Böden eine hohe Sorptionskapazität besitzen.

Gerade die überwiegend sandigen Böden im Buntsandsteingebiet und die carbonatfreien schluffigen Waldböden im Muschelkalkgebiet dürften infolge der geringen Basensättigung und der geringen Austauschkapazität trotz relativ niedriger Schwermetallgehalte sensibel auf zusätzliche Stoffeinträge reagieren. Die Fähigkeit, Schwermetalle zu immobilisieren, ist in den tonigen und/oder carbonatreichen Böden sowie in den landwirtschaftlich genutzten Böden im Bereich des Muschelkalk hingegen sehr ausgeprägt.



## Schriftenverzeichnis

- ALLOWAY, B.J. & AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt.- 382 S.; Heidelberg (Spektrum).
- AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung.- 319 S., 4.Aufl.; Stuttgart (Ulmer).
- ANLAUF, R. & KERSEBAUM, K.C. (1988): Modelle für Prozesse im Boden.- Stuttgart.
- ATZBACH O. (1970): Geologische Übersichtskarte der Pfalz.- Pfalzatlas, Textband **15**: 545-552; (Eigenverlag Pfälz. Ges. Förd. Wiss.) Speyer.
- BACHMANN, G. & OLTMANN, J. & KONIETZKA, R. & SCHNEIDER, K. (1999): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten.- Umweltbundesamt [Hrsg.]; Berlin (Schmidt).
- BALLSCHMITTER, KH. & BACHER, R. (1996): Dioxine.- 507 S.; Weinheim (VCH).
- BAUER, I. & BOR J. (1995): Lithogene, geogene und anthropogene Schwermetallgehalte von Lößböden an den Beispielen von Kupfer, Zink, Nickel, Blei, Quecksilber und Cadmium.- Mainzer geowiss. Mitt., **24**: 47-70; Mainz.
- (1996): Vertikale Bilanzierung von Schwermetallen in Böden. Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden, gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von lithogenem Grundgehalt, pedogener An- und Abreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung, Teil 2. UBA-F+E 107 01 001/02, 199 S.; Berlin
- & SPRENGER, M. & BOR J. (1992): Die Berechnung lithogener und geogener Schwermetallgehalte von Lößböden am Beispiel von Kupfer, Zink und Blei.- Mainzer geowiss. Mitt., **21**: S. 7-34; Mainz.
- BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 24/93, 287 S.; Trippstadt.
- BLUME, H.P. [Hrsg.] (1990): Handbuch des Bodenschutzes.- 686 S.; Landsberg/Lech (ecomod).
- BLUME, H.P. & FELIX-HENNINGSSEN, P. & FISCHER, W.R. & FREDE, H.G. & HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.] (1996): Handbuch der Bodenkunde.- Losebl.-Ausg.; Landsberg/Lech (ecomod).
- BOR, J. (1984): Untersuchungen zur Pedogenese und Chemismus von Sandböden in Rheinland-Pfalz.- Geol. Jb., R. F, **18**: 143 S.; Hannover.
- BOR, J. & KRZYŻANOWSKI, J. (1987): Rechenmodelle zur Schwermetallbilanzierung in Böden.- Mainzer geowiss. Mitt., **16**: 307-326; Mainz.
- BORCHERT, H. (1993): Der Eintrag von Luftschadstoffen in die Waldgebiete von Rheinland-Pfalz.- In: Ministerium für Umwelt, Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten [Hrsg.]: Waldschäden, Boden- und Luftversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, 167 S.; Mainz.
- BORSCHDORF, H. & MÖDER, M. & OPP, C. & STACH, J. BÖHLMANN, W. (1995): Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **76**: 221-224; Oldenburg.
- BORSCHDORF, K.H. & MALINOWSKI, D. & NAUMANN, M. (1995): Radiologische Belastung von Böden in Sachsen.- Z. angew. Geol., **41**: 111-117.
- BROSIUS, G. & BROSIUS, F. (1995): SPSS. Base System und Professional Statistics.- Bonn.
- CHRISTEN, H.R. (1985): Grundlagen der organischen Chemie.- 6. Aufl., 1158 S.; Frankfurt a.M, Aarau (Salle, Sauerländer).
- CLAUß, G. & EBNER, H. (1979): Grundlagen der Statistik.- 530 S.; Frankfurt a.M. (Harri Deutsch).
- CRÖßMANN, G. & LIPHARD, K.G. & EUSTERMANN, K. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen, Bd. 2 Untersuchungsergebnisse.- 69 S.; Essen (Kommunalverband Ruhrgebiet).
- DOMINIK, P. & PAETZ, A. (1994): Methodenhandbuch Bodenschutz - [Entwurf].- 149 S.; Berlin (DIN).
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden.- 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).

- EDER, W. & GAUER, J. (1991): Zustand von Waldböden des Pfälzerwaldes.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **66,II**: 617-620; Oldenburg.
- EIKMANN, T. & KLOKE, A. (1991): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden.- VDLUFA-Mitt., **1**:19-26.
- FAUTH, H. & HINDEL, R. (1979): Geochemische Prospektion im Linksrheinischen Schiefergebirge.- Ber. 72, Geowiss. Gemein.-Aufg., 51 S., 4 Anl.; Hannover.
- FAUTH, H. & HINDEL, R. & SIEWERS, U. & ZINNER, J. (1985): Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland, Verteilung von Schwermetallen in Wässer und Bachsedimenten.- 79 S.; Hannover.
- FIEDLER, H. & HUTZINGER, R. (1991): Literaturstudie: Polychlorierte Dibenzo-*p*-Dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF).- Organohalogen Compounds, Vol. 5, 87 S.
- FIEDLER, H.J. & RÖSLER, H.J. (1988): Spurenelemente in der Umwelt.- 278 S, 54 Abb. 139 Tab.; Stuttgart (Enke).
- FINK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten.- 3. Aufl., 200. S.; Kiel (Hirt).
- GRYSCHKO, R. & KUHNLE, R. & TERYTZE, K. (2000): Methodenevaluierung zur Extraktion von mobilen Spurenelementen mit 1 molarer  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Lösung nach DIN 19730.- 61 S., Stuttgart (Grauer).
- HARTMANN, R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden.- Bayreuther Bodenkdl. Ber., **44**: 117 S.; Bayreuth.
- HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1996): Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz.- 286 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1998): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6015 Mainz.- 128 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2000): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 5911 Kisselbach.- 163 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HEIN, H. & SCHWEDT, G. (1992): Richt- und Grenzwerte, Wasser-Boden-Abfall-Chemikalien-Luft.- 3. Aufl., Losebl. Ausg.; Würzburg (Vogel).
- HEITEL, H. (2000): Geologischer Aufbau und Grundwasserfließvorgänge im Nordwestteil der Pfälzer Triasmulde (Sickingen Höhe und Westpfälzische Moorniederung im Bereich der TK25 Blatt 6610 Homburg).- (Manuskript für Mainzer Geowiss. Mitt.), 24 S.; Mainz [unveröff.].
- HENNINGS, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde, Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jb., **F 31**: 5-242, 28 Abb., 123 Tab.; Hannover.
- HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden.- Bonner Bodenkdl. Abh., Bd. 2, 228 S. 30 Abb.; Bonn.
- & BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität.- Z. Pflanzenern. Bodenkde., **158**:137-145; Weinheim (VCH).
  - & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ .- Z. Pflanzenern. Bodenkde. **158**:137-145; Weinheim (VCH).
- HINDEL, R. & FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland, geogene und anthropogene Anteile.- Texte, **13/91**: 1-137, 25 Abb., 29 Tab.; Berlin (Umweltbundesamt).
- JONECK, M. & PRINZ, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation.- GLA Fachber., **9**: 1-155; München (Bayerisches GLA).
- (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen.- GLA Fachber., **12**: 1-55, 5 Abb., 39 Tab.; München (Bayerisches GLA).

- KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils and Plants.- 365 S.; Boca Raton, Florida (CRC Press).
- KAMPE, W. (1988): Chlorkohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle in Ackerböden von Rheinland-Pfalz und des Saarlandes.- Wasser und Boden, **1**: 22-26; Hamburg, Berlin (Parey).
- KICK, H. (1962): Gedanken zur Spurenelementversorgung der Kulturpflanzen.- Landwirt. Forsch., **16**. SH: 1-17.
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte 80 - Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- VDLUFA-Mitt., **1**: 9-11.
- (1981): Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich / gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten?.- Mitt. forstl. B.-Versuchsanst., **1**: 241-246; Wien.
- KOCH, D. & GRUPE, M. (1993): Mobilität von Schwermetallen geogener/anthropogener Herkunft.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **72**: 385-388; Oldenburg.
- KONRAD, H.-J. (1975): Geologische Karte von Rheinland-Pfalz 1:25000; Erläuterungen Blatt 6711 Pirmasens-Nord.- 67 S.; Mainz.
- (1979): Geologische Karte von Rheinland-Pfalz 1:25000; Erläuterungen Blatt 6811 Pirmasens-Süd.- 63 S.; Mainz.
- (1983): Geologische Karte von Rheinland-Pfalz 1:25000; Erläuterungen Blatt 6710 Zweibrücken.- 84 S.; Mainz.
- KRASEL, G. & PESTEMER, G.W. (1991): Belastung der bodennahe Atmosphäre mit Pflanzenschutzmittel.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 123-126; Oldenburg.
- KUNTZE, H. & FLEIGE, H. & HINDEL, R. & WIPPERMANN, T. & FILIPINSKI, M. & GRUPE, M. & PLUQUET, E. (1991): Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlung für die Praxis.- In: ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.-M. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **1530**: 1-86; Berlin (E. Schmidt).
- & ROESCHMANN, G. & SCHWERTDFEGER, G. (1988): Bodenkunde.- 4. erw. Aufl., 568 S., 150 Abb., 157 Tab.; Stuttgart (Ulmer).
- LIEDTKE, H. (1984): Namen und Abgrenzungen von Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland gemäß der amtlichen Übersichtskarte 1:500000 (ÜK 500).- Forsch. dt. Landeskd. **222**:1-96, 1 Kt.; Trier (Zentralaus. dt. Landeskd. Selbstverlag).
- LOTHHAMMER, H. (1996): Die Böden des mesozoischen Schichtstufenland der Rheinpfalz.- Mainzer geowiss. Mitt., **25**: 183-204; Mainz.
- MERIAN, E. [Hrsg.] (1984): Metalle in der Umwelt.- 722 S.; Weinheim (Verlag Chemie).
- MÜLLER, U. & HENNINGS, V. & HORN, A. (1991): Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I**: 365-368.
- (1992): Hintergrundbelastung niedersächsischer Böden mit polychlorierten Biphenylen und Polychlordibenzodioxinen/-furanen.- Wasser und Boden, **9**: 571-576; Hamburg, Berlin (Parey).
- NORUSIS, M.J. (1994): SPSS 6.0 für Windows, Anwenderhandbuch für das Base System.- 527 S.; Chicago.
- OTTOW, J. (1991): Mikrobiologische und chemisch-physikalische Wechselwirkungen beim Abbau organischer Schadstoffe in Böden.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 19-25; Oldenburg.
- PEMÖLLER, A. (1969): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 160 Landau.- Geogr. L.-aufnahme 1:200000, 47 S.; Bonn-Bad Godesberg (B.-forsch.-anst. Landeskd. Raumordnung Selbstverlag).
- PRÜß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden.- 145 S.; Wendlingen (Grauer).

- (1994) : Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden.- In: ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.-M. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **3600**: 1-59; Berlin (E. Schmidt).
- & TURIAN, G. & SCHWEIKLE, V. (1991): Ableitung kritischer Gehalte an  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I**: 385-388.
- ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.M. [Hrsg.] (1988): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.- Losebl.-Ausg.; Berlin (Schmidt).
- RUPPERT, H. (1994): Einfluß periglazialer Deckschichten auf die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 21-33; Berlin (Springer).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns.- GLA Fachber., **2**: 1-97, 3 Abb., 89 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. & SCHMIDT, R. (1991): Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **5**: 49-73; München (Bayerisches GLA).
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik.- 6. Aufl., S.; Berlin (Springer).
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde.- 11. Aufl., 442 S.; Stuttgart (Enke).
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen.- 249 S.; Weinheim (VCH).
- SCHÖLER, H.F. & FÄRBER, H. (1994): Die Verlagerung von Pestiziden in landwirtschaftlich genutzten Böden.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 69-77; Berlin (Springer).
- SCHUBERT, A. (1995): Verteilung von Schwermetallen auf Bayerischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen.- In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg.]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 63-73; München.
- SCHÜLER, G. (1994): Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 30/94, 291 S.; Trippstadt.
- SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43 (1)**: 471-476; Göttingen.
- SCHWARZ, H. U. (1970): Zur Sedimentologie und Fazies des Unteren Muschelkalks in Südwestdeutschland und angrenzenden Gebieten.- Diss., Eberhard-Karls-Univ., Tübingen, 297 S., Tübingen.
- SEMMELE, A. (1985): Periglazialmorphologie.- Erträge Forsch. Bd. 231, 116 S., 58 Abb.; Darmstadt (Wiss. Buchgesell.).
- STEUBING, L. & VOGEL, A. & HAMMEL, W. (1996): Bindung und Mobilität ökotoxischer Metalle und Metalloide im Bereich von ehemaligen Quecksilber-Bergwerken im Nordpfälzer Bergland - Bestimmung der mobilen Fraktionen von Quecksilber, Arsen und Antimon in Böden mittels Ammoniumnitrat.- Forsch.-vorhaben Mini. Umwelt. Rheinland-Pfalz.- 46 S.; Giessen (Justus-Liebig-Univ.) [unveröff.].
- STÖHR, W. Th. (1970): Bodenübersichtskarte der Pfalz.- Pfalzatlas, Textband **15**: 553-588; (Eigenverlag Pfälz. Ges. Förd. Wiss.) Speyer.

- SUTTNER, Th. (1995): Ermittlung von Hintergrundwerten anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns.- In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 16-21; München.
- SUTTNER, Th. & AUßENDORF, M. & MARTIN, W. (1998): Hintergrundwerte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns.- GLA Fachber., **16**: 158 S.; München (Bayerisches GLA).
- TEBAAY, R.H. (1994): Untersuchung zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens.- Bonner Bodenkdl. Abh., **14**: 262 S..
- TEBAAY, R.H. & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1991): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden unterschiedlicher Nutzung.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **63**: 157-160.
- TEBAAY, R.H. & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1993): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belastete Böden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenkde **156**: 1-10.
- THIELE, S. (1997): PAK in belasteten Böden: Untersuchung zur Charakterisierung, Optimierung und Prognose des mikrobiellen PAK-Abbaus sowie zur Abschätzung der für Pflanzen verfügbaren PAK-Fraktion.-Bonner Bodenkdl. Abh., **22**: 318 S..
- WELP, G. & HAMER, M. & BRÜMMER, G.W. & LICHTFUß, R. (1995): Mobilität und Bindungsformen von Cd, Cr, As und V in urbanen Böden unterschiedlicher Belastung.- Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **76**: 487-490; Oldenburg.
- WEYER, T. (1993): Kalkungsversuche mit carbonatisch und silicatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern; Initialeffekte auf versauerten Waldböden Nordrhein- Westfalens.- Bonner Bodenkdl. Abh., **12**, 299 S., Bonn.
- WILL, D. (1987): Die Bodenschätzung in Theorie und Praxis sowie als bodenkundliche Datenquelle.- Nachrichtenbl. Vermess.- Katasterverw. Rheinland-Pfalz, 4: 310-332. Koblenz.
- WITTENBECHER, M. (1999): Mobilisierbare Schwermetalle in forstwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns.- GLA Fachber., **18**: 1-35, 8 Abb., 8 Tab.; München (Bayerisches GLA).
- ZAUNER, G. & JAHN, R. & STAHR, K. (1994): Abschätzung geogener Schwermetallgehalte von Böden der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 35-40; Berlin (Springer).
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **59 I**: 505-510.
- Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., 392 S., 33 Abb. 91 Tab.; Hannover.
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil I: Einführung, Stoffbestand des Boden-Nährstoffe, Schadstoffe.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 4/97, S. 1-77; Freising-München.
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil II: Stoffeinträge, Stoffausträge, Schwermetall-Bilanzierung verschiedener Betriebstypen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 5/97, S. 85-190; Freising-München.
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**) [Hrsg.] (2000): Strahlenschutzvorsorge in der Landwirtschaft; Organisation, Ergebnisse und Maßnahmen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 2/00, 56 S.; Freising-München.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (**LABO**) (1998): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden.-; Berlin.

- DECHEMA [Hrsg.] (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate.- 615 S.; Frankfurt a.M..
- Deutscher Wetterdienst (1957): Klimaatlas von Rheinland-Pfalz.- 77 Kt., 9 Diagr., 37 S. Erl.; Bad Kissingen.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (**MUF**) [Hrsg.] (1994): Forstatlas.- Mitt. Landesforstverwalt. Rheinland-Pfalz **12**: 1-104.; Mainz.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (**MUF**) [Hrsg.] (1998): 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinlandpfälzischen Wäldern.- 25 S., [www.uni-kl.de/FVA/](http://www.uni-kl.de/FVA/); Mainz.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1991): Rheinland-Pfalz heute 1991.- 20 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1992): Rheinland-Pfalz seine kreisfreien Städte und Landkreise.- 669 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1994): Rheinland-Pfalz heute 1993/94.- 20 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1996): Rheinland-Pfalz heute 1995/96.- 20 S.; Bad Ems.
- Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1997): Rheinland-Pfalz heute 1996/97.- 20 S.; Bad Ems.
- Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Karlsruhe, Schadstoffgehalte der Böden.- Ber. UM-14-95, 68 S.; Stuttgart.
- Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Pforzheim, Schadstoffgehalte der Böden.- Ber. UM-15-95, 62 S.; Stuttgart.
- Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Kehl, Schadstoffgehalte der Böden.- Ber. UM-16-95, 59 S.; Stuttgart.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (**VDLUFA**) (1996): Methodenbuch VII, Umweltanalytik.- 1.Aufl., 1.Teilliefer.; Darmstadt (VDLUFA).

## Normen

- DIN 19683 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Physikalische Laboruntersuchungsverfahren, Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat; (1973).
- DIN 19684 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Chemische Laboruntersuchungsverfahren, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden; (1977).
- DIN 19730, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung; (1997).
- DIN 38406 Teil 22, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (DEV E 22), Bestimmung der 33 Elemente Ag, Al, As, B, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Ti, V, W, Zn und Zr durch Atomemissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES); (1988).
- DIN 38407 Teil 2, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen (DEV F 2), Gaschromatographische Bestimmung von schwerflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen; (1993).

- DIN 38414 Teil 7, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (DEV S 7), Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen; (1983).
- DIN ISO 10390, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des pH-Wertes; (1997).
- DIN ISO 10693, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Carbonatgehaltes, Volumetrisches Verfahren; (1997).
- DIN ISO 11261, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung von Gesamt-Stickstoff, Kjeldahl-Verfahren unter Verwendung von Titandioxid als Katalysator; (1997).
- E DIN ISO 11464, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen; (1994).

### Richtlinien, Verordnungen und Gesetze

- Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (1997): Altablagerungen, Altstandorte und Grundwasserschäden, Merkblatt **ALEX-02**: Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung.- 10 S.; Oppenheim.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): Klärschlammverordnung [**AbfKlärV**], BGBl. Teil I, S. 912-934; Bonn.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundes-Bodenschutzgesetz) [**BBodSchG**], BGBl. Teil I, Nr. 16; Bonn.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung [**BBodSchV**], BGBl. Teil I, Nr. 36; Bonn.
- Umweltministerium Baden-Württemberg (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden [**VwV Anorganische Schadstoffe**], GABl. des Landes Baden-Württemberg, S. 1029-1036; Stuttgart.

**Abkürzungsverzeichnis****Allgemeine Abkürzungen:**

|          |                                                                                                                 |
|----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AbfKlärV | Klärschlammverordnung                                                                                           |
| ATKIS    | Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem                                                     |
| BBodSchG | Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz) |
| BBodSchV | Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung                                                                     |
| EPA      | Umweltbehörde der USA                                                                                           |
| GP       | Gefährdungspotential                                                                                            |
| GGP      | gewichtetes Gefährdungspotential                                                                                |
| LABO     | Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz                                                                     |
| LNF      | Landwirtschaftliche Nutzfläche                                                                                  |
| mNN      | Meter über Normalnull                                                                                           |
| NSG      | Naturschutzgebiet                                                                                               |
| VwV      | Verwaltungsvorschrift                                                                                           |
| TK25     | Topographische Karte Maßstab 1:25000                                                                            |
| TVO      | Trinkwasserverordnung (TrinkwV)                                                                                 |

**Chemische/Physikalische Abkürzungen:**

|                                 |                                                                                                                        |
|---------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Al                              | Aluminium                                                                                                              |
| As                              | Arsen                                                                                                                  |
| Ca                              | Calcium                                                                                                                |
| Cd                              | Cadmium                                                                                                                |
| Co                              | Cobalt                                                                                                                 |
| Cr                              | Chrom                                                                                                                  |
| Cs                              | Cäsium                                                                                                                 |
| Cu                              | Kupfer                                                                                                                 |
| C/N                             | Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis                                                                                      |
| DDT                             | Dichlor-diphenyl-trichlorethan                                                                                         |
| $\Sigma$ -DDX                   | Summe der Isomere der DDT-Gruppe                                                                                       |
| Flammen-AAS                     | Flammen-Atomabsorptionsspektrometer                                                                                    |
| G-AAS                           | Graphitrohrföfen-Atomabsorptionsspektrometer                                                                           |
| HCB                             | Hexachlorbenzol                                                                                                        |
| HCH                             | Hexachlorcyclohexan                                                                                                    |
| Hg                              | Quecksilber                                                                                                            |
| ICP-AES                         | Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma                                                              |
| KAK <sub>pot</sub>              | potentielle Kationenaustauschkapazität                                                                                 |
| Mg                              | Magnesium                                                                                                              |
| MHS-AAS                         | Metallhydridsystem- Atomabsorptionsspektrometer                                                                        |
| NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> | Ammoniumnitrat                                                                                                         |
| N <sub>ges</sub>                | Gesamt-Stickstoff                                                                                                      |
| Ni                              | Nickel                                                                                                                 |
| PAK                             | Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe                                                                           |
| Pb                              | Blei                                                                                                                   |
| PCB                             | polychlorierte Biphenyle                                                                                               |
| PCDD                            | polychlorierte Dibenzo-p-dioxine                                                                                       |
| PCDD/F                          | polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane                                                                     |
| PCDF                            | polychlorierte Dibenzofurane                                                                                           |
| PCP                             | Pentachlorphenol                                                                                                       |
| SE <sub>ges</sub>               | Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbarer Gehalt) SE = jeweiliges Element (z.B. Cd <sub>ges</sub> )                    |
| SE <sub>mob</sub>               | Mobilgehalt (NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -extrahierbarer Gehalt) SE = jeweiliges Element (z.B. Pb <sub>mob</sub> ) |
| TB                              | Trockenboden                                                                                                           |
| Zn                              | Zink                                                                                                                   |



|       |                                        |
|-------|----------------------------------------|
| Bq    | Becquerel                              |
| I-TEq | (Internationales) Toxizitätsäquivalent |
| mg    | Milligramm                             |
| µg    | Mikrogramm                             |
| ng    | Nanogramm                              |

### Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

|                                                      |                                                                                        |
|------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| <sup>^</sup> car                                     | carbonatisches Festgestein                                                             |
| <sup>^</sup> k                                       | Kalkstein                                                                              |
| <sup>^</sup> s                                       | Sandstein                                                                              |
| <sup>^</sup> s;s                                     | Sandstein des Buntsandstein                                                            |
| <sup>^</sup> s;s; pfl [ <sup>^</sup> s(3-4)/Lp(0-1)] | Sandstein;(Buntsandstein (s)) oder Periglaziale Lage [Sandstein;s(3-4)/Lößlehm(0-1)]   |
| <sup>^</sup> t                                       | Tonstein                                                                               |
| Al                                                   | Auenlehm (carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)                         |
| As                                                   | Auensand (carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)                         |
| LO                                                   | Lößderivat                                                                             |
| Lp                                                   | Lößlehm                                                                                |
| mu                                                   | Unterer Muschelkalk                                                                    |
| pfl                                                  | periglaziale Lage                                                                      |
| pfl [ <sup>^</sup> car/Um;Um/ <sup>^</sup> car]      | Periglaziale Lagen [Schluffmergel und carbonatische Festgesteine]                      |
| pfl [LO/Tm;Tm/LO]                                    | Periglaziale Lagen [Tonmergel und Löß(-derivate)]                                      |
| pfl [Lp(2)/ <sup>^</sup> s(2)]                       | Periglaziale Lagen [Lößlehm(2)/Sandstein(2)]                                           |
| pfl [Lp(2)/Um;ve(2)]                                 | Periglaziale Lagen [Lößlehm(2) und entcarbonatisierter Schluffmergel(2)]               |
| Tm                                                   | Tonmergel                                                                              |
| Ul                                                   | Solumsediment (lehmig; carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)            |
| Um                                                   | Schluffmergel                                                                          |
| Um; pfl [Um(3-4)/-.-]                                | Schluffmergel oder Periglaziale Lagen [Schluffmergel (-reich)]                         |
| Um;ve                                                | Schluffmergel, entcarbonatisiert                                                       |
| Um;ve; pfl [Um;ve(3-4)/-.-]                          | Schluffmergel (entcarbonatisiert (ve)) oder Periglaziale Lagen [Schluffmergel;ve(3-4)] |
| Us                                                   | Solumsediment (sandig; carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)            |
| Uu                                                   | Solumsediment (schluffig; carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)         |
| Uuc                                                  | Solumsediment (schluffig; carbonathaltig) (ohne petrographische Differenzierung)       |
| V                                                    | Organische Auflage (undifferenziert)                                                   |
| Vb                                                   | Organische Auflage aus Blattstreu                                                      |
| Vbn                                                  | Organische Auflage aus Blatt- und Nadelstreu                                           |
| Vn                                                   | Organische Auflage aus Nadelstreu                                                      |
| YL                                                   | Anthropogene Substrate (lehmig)                                                        |
| YS                                                   | Anthropogene Substrate (sandig)                                                        |
| fU                                                   | Feinschluff                                                                            |
| mU                                                   | Mittelschluff                                                                          |
| gU                                                   | Grobschluff                                                                            |
| U                                                    | Schluff                                                                                |
| fS                                                   | Feinsand                                                                               |
| mS                                                   | Mittelsand                                                                             |
| gS                                                   | Grobsand                                                                               |
| S                                                    | Sand                                                                                   |

**Mathematisch / Statistische Abkürzungen**

|          |                                                  |
|----------|--------------------------------------------------|
| Ausr.gr. | Außreißergrenze                                  |
| Max      | Maximum                                          |
| Med      | Median (Zentralwert, 50. Perzentil, 50. Quartil) |
| Min      | Minimum                                          |
| n        | Größe der Stichprobe                             |
| $\Sigma$ | Summe                                            |

**Tabellenverzeichnis**

|                                                                                                                                               | Seite |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 1 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum                                                                                                | 15    |
| 2 Mehrjährige Temperatur- und Niederschlagsmittelwerte                                                                                        | 19    |
| 3 Flächennutzung im Untersuchungsraum                                                                                                         | 20    |
| 4 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)                                                                                        | 23    |
| 5 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Biozide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)                                              | 24    |
| 6 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)                                     | 24    |
| 7 Mittlere Nachweisgrenzen, Faktoren der Toxizitätsäquivalente und Summenformeln der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)          | 25    |
| 8 Mittlere Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide                                                                               | 25    |
| 9 Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte und allgemeine Prüfwerte für mobile Spurenelemente                                       | 28    |
| 10 Ermittlung des gewichteten Gefährdungspotential (GGP) an einem Beispielprofil                                                              | 29    |
| 11 Mediane der Kornfraktionen im Oberboden und deren typische Bodenart                                                                        | 31    |
| 12 Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) im Oberboden                                                                                             | 34    |
| 13 pH-Wert im Oberboden                                                                                                                       | 35    |
| 14 Mittlerer pH-Wert im Oberboden; gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen                                                               | 36    |
| 15 pH-Wert in der organischen Auflage                                                                                                         | 37    |
| 16 Carbonate im Oberboden                                                                                                                     | 38    |
| 17 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden                                                                                              | 39    |
| 18 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden; Mediane gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen                                        | 40    |
| 19 Stickstoff im Oberboden                                                                                                                    | 41    |
| 20 Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden                                                                                        | 43    |
| 21 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen im Oberboden                                               | 44    |
| 22 Potentielle Kationenaustauschkapazität in der organischen Auflage                                                                          | 44    |
| 23 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in der organischen Auflage                                 | 45    |
| 24 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Oberboden                                                                          | 46    |
| 25 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat in der organischen Auflage                                                            | 47    |
| 26 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Oberboden                                                                            | 48    |
| 27 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium in der organischen Auflage                                                              | 49    |
| 28 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares Magnesium im Oberboden                                                                            | 49    |
| 29 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares Magnesium in der organischen Auflage                                                              | 50    |
| 30 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden | 51    |
| 31 Vorsorgewerte für Metalle                                                                                                                  | 52    |
| 32 Prüfwerte für Metalle                                                                                                                      | 52    |

|                                                                                                                                                                                            | Seite |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 33 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) im Oberboden                                                                                       | 53    |
| 34 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden                                                                                                                                | 56    |
| 35 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen in der organischen Auflage                                                                                                                  | 57    |
| 36 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden                                                                                                                   | 57    |
| 37 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen in der organischen Auflage                                                                                                     | 59    |
| 38 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden                                                                                                                                 | 64    |
| 39 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei in der organischen Auflage                                                                                                                   | 65    |
| 40 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden                                                                                                                    | 66    |
| 41 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei in der organischen Auflage                                                                                                      | 67    |
| 42 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden                                                                                                                              | 74    |
| 43 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium in der organischen Auflage                                                                                                                | 75    |
| 44 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden                                                                                                                 | 76    |
| 45 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium in der organischen Auflage                                                                                                   | 77    |
| 46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden                                                                                                                                | 82    |
| 47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom in der organischen Auflage                                                                                                                  | 84    |
| 48 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden                                                                                                                   | 85    |
| 49 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Chrom in der organischen Auflage                                                                                                     | 86    |
| 50 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden                                                                                                                               | 91    |
| 51 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer in der organischen Auflage                                                                                                                 | 92    |
| 52 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden                                                                                                                  | 94    |
| 53 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer in der organischen Auflage                                                                                                    | 95    |
| 54 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden                                                                                                                               | 100   |
| 55 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel in der organischen Auflage                                                                                                                 | 102   |
| 56 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden                                                                                                                  | 103   |
| 57 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Nickel in der organischen Auflage                                                                                                    | 104   |
| 58 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden                                                                                                                          | 110   |
| 59 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber in der organischen Auflage                                                                                                            | 112   |
| 60 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden                                                                                                             | 112   |
| 61 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber in der organischen Auflage                                                                                               | 113   |
| 62 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden                                                                                                                                 | 118   |
| 63 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink in der organischen Auflage                                                                                                                   | 120   |
| 64 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden                                                                                                                    | 121   |
| 65 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Zink in der organischen Auflage                                                                                                      | 122   |
| 66 Organische Schadstoffe im Boden                                                                                                                                                         | 127   |
| 67 Vorsorgewerte für organische Stoffe                                                                                                                                                     | 128   |
| 68 Prüfwerte für organische Stoffe                                                                                                                                                         | 128   |
| 69 Unter- und Überschreitungen des orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und des Vorsorgewertes der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden | 129   |
| 70 Blatt 6711 Pirmasens-Nord: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweiskategorie                                                                                        | 129   |
| 71 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere ( $\Sigma$ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                                                                              | 130   |
| 72 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                                                                                                              | 132   |
| 73 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden                                                                                                                         | 134   |
| 74 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ( $\text{PAK}_{16}$ ) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                                                     | 137   |
| 75 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                                                                                                                | 138   |
| 76 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden                                                                                                                                             | 141   |

|                                                                                                  | Seite |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 77 Summe der polychlorierten Biphenyle ( $\Sigma$ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung     | 142   |
| 78 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung           | 143   |
| 79 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden                                   | 146   |
| 80 $^{137}$ Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                          | 150   |
| 81 Gewichteter $^{137}$ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung | 151   |
| 82 $^{137}$ Cäsium in der organischen Auflage                                                    | 152   |
| 83 $^{134}$ Cäsium in der organischen Auflage                                                    | 153   |
| 84 Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Nutzungsklassen            | 154   |
| 85 Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Substratgruppen            | 154   |

## Abbildungsverzeichnis

|                                                                                                                                     | Seite |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums                                                                                  | 11    |
| 2 Die triassische Schichtenfolge im Bereich des Blattes Pirmasens-Nord                                                              | 12    |
| 3 Blick vom Orleberg (SE von Donsieders) in den Pfälzer Wald                                                                        | 13    |
| 4 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen                                                                            | 14    |
| 5 Wölbacker nördlich von Petersberg                                                                                                 | 18    |
| 6 Polygonmuster eines Braunerde-Pelosols                                                                                            | 18    |
| 7 Mardelle nördlich von Petersberg                                                                                                  | 18    |
| 8 Schema eines Boxplots                                                                                                             | 29    |
| 9 Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Periglaziale Lagen der Sandsteingebiete)                                                  | 32    |
| 10 Korngrößenzusammensetzung im Oberboden (Periglaziale Lagen der Muschelkalkgebiete)                                               | 33    |
| 11 pH-Wert im Oberboden                                                                                                             | 36    |
| 12 Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden                                                                                    | 40    |
| 13 Stickstoff im Oberboden                                                                                                          | 41    |
| 14 C/N-Verhältnis im Oberboden                                                                                                      | 42    |
| 15 Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden                                                                              | 43    |
| 16 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen                                          | 45    |
| 17 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden                                                                                     | 47    |
| 18 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                             | 54    |
| 19 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen | 54    |
| 20 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden                                                                         | 56    |
| 21 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden                                                            | 58    |
| 22 Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                         | 58    |
| 23 Gewichtetes Gefährdungspotential von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                           | 59    |
| 24 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich                                                                                 | 60    |
| 25 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                              | 62    |
| 26 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen   | 62    |
| 27 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden                                                                          | 65    |
| 28 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden                                                             | 67    |
| 29 Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                          | 68    |
| 30 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich                                                                                  | 69    |
| 31 Gewichtetes Gefährdungspotential von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                            | 71    |

|                                                                                                                                                 | Seite |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 32 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                                       | 71    |
| 33 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen         | 72    |
| 34 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden                                                                                   | 74    |
| 35 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden                                                                      | 76    |
| 36 Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                                   | 77    |
| 37 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich                                                                                           | 78    |
| 38 Gewichtetes Gefährdungspotential von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                     | 80    |
| 39 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                                         | 81    |
| 40 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen             | 81    |
| 41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden                                                                                     | 84    |
| 42 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden                                                                        | 86    |
| 43 Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                                     | 87    |
| 44 Gewichtetes Gefährdungspotential von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                       | 87    |
| 45 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich                                                                                             | 88    |
| 46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                                        | 90    |
| 47 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen           | 91    |
| 48 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden                                                                                    | 92    |
| 49 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden                                                                       | 95    |
| 50 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich                                                                                            | 96    |
| 51 Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                                    | 98    |
| 52 Gewichtetes Gefährdungspotential von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                      | 99    |
| 53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                                        | 99    |
| 54 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen           | 100   |
| 55 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden                                                                                    | 102   |
| 56 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden                                                                       | 104   |
| 57 Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                                    | 105   |
| 58 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich                                                                                            | 106   |
| 59 Gewichtetes Gefährdungspotential von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                      | 108   |
| 60 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                                   | 108   |
| 61 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen | 109   |
| 62 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden                                                                               | 110   |
| 63 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden                                                                  | 112   |
| 64 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich                                                                                       | 114   |
| 65 Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                               | 116   |
| 66 Gewichtetes Gefährdungspotential von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                 | 116   |
| 67 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen                                          | 117   |

|                                                                                                                                                     | Seite |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 68 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen                   | 117   |
| 69 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden                                                                                          | 120   |
| 70 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden                                                                             | 122   |
| 71 Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                                          | 123   |
| 72 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich                                                                                                  | 124   |
| 73 Gewichtetes Gefährdungspotential von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungsklassen                                                            | 126   |
| 74 p,p'-DDX-Isomere und $\Sigma$ -DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                                                          | 131   |
| 75 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden                                                                                        | 136   |
| 76 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ( $\text{PAK}_{16}$ ) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung            | 137   |
| 77 Polychlorierten Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten                                                      | 140   |
| 78 Polychlorierten Biphenyle ( $\Sigma$ -PCB) im Oberboden - Vergleich der Gesamtdaten mit Daten des Untersuchungsgebietes, gegliedert nach Nutzung | 141   |
| 79 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung                                                                                                           | 144   |
| 80 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung                                                                                                  | 145   |
| 81 $^{137}\text{Cs}$ im Oberboden, gruppiert nach Nutzung                                                                                           | 147   |
| 82 Gewichteter $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung                                                 | 150   |
| 83 $^{137}\text{Cs}$ in der organischen Auflage, gruppiert nach Nutzung                                                                             | 151   |

## Kartenverzeichnis

### Übersichtskarten 1:1.000.000

In dieser Online-Fassung von 2015 geben die nachfolgend aufgeführten Übersichtskarten abweichend zur Druckfassung von 2001 den aktuell vorhandenen und ggfs. erweiterten Kenntnisstand zum landesweiten geochemischen Zustand der Oberböden wieder. Für das hier relevante Gebiet des Bodenzustandsberichts ist diese Information aber deckungsgleich.

|                                                                                     | Seite |
|-------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| 1 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Arsen</b> in den Oberböden       | 55    |
| 2 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Blei</b> in den Oberböden        | 63    |
| 3 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Cadmium</b> in den Oberböden     | 73    |
| 4 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Chrom</b> in den Oberböden       | 83    |
| 5 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Kupfer</b> in den Oberböden      | 93    |
| 6 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Nickel</b> in den Oberböden      | 101   |
| 7 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Quecksilber</b> in den Oberböden | 111   |
| 8 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von <b>Zink</b> in den Oberböden        | 119   |
| 9 Geochemische Übersichtskarte; <b>Cäsium-137</b> im Oberboden                      | 149   |

### Kartenanlage

Die Kartenanlagen dieser Online-Fassung stehen in mehreren Dateien gesondert als download zur Verfügung.

|                                                                                                        |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1 Karte der obersten Substratschicht 1:50.000                                                          |
| 2 Bodennutzung 1:50.000                                                                                |
| 3 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Arsen</b> im Oberboden                                               |
| 4 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Blei</b> im Oberboden                                                |
| 5 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Cadmium</b> im Oberboden                                             |
| 6 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Chrom</b> im Oberboden                                               |
| 7 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Kupfer</b> im Oberboden                                              |
| 8 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Nickel</b> im Oberboden                                              |
| 9 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Quecksilber</b> im Oberboden                                         |
| 10 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Zink</b> im Oberboden                                               |
| 11 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Gefährdungspotential</b> durch Spurenelemente                       |
| 12 Geochemische Karte 1:50.000: <b>DDX - Gesamt-DDT</b> (DDT und Metaboliten) im Oberboden             |
| 13 Geochemische Karte 1:50.000: <b>PAK</b> , Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden |
| 14 Geochemische Karte 1:50.000: <b>PCB</b> , Polychlorierte Biphenyle im Oberboden                     |
| 15 Geochemische Karte 1:50.000: <b>PCDD/F</b> , Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane im Oberboden     |
| 16 Geochemische Karte 1:50.000: <b>Cäsium-137</b> ( <sup>137</sup> Cs) im Oberboden                    |

Allen, die im Laufe dieser Arbeit mit Ratschlägen, Hilfsbereitschaft und Geduld zur Seite standen, sei an dieser Stelle herzlichst gedankt.

Mein Dank gilt im besonderen Herrn Dr. Hoffmann und Herrn Dr. Backes vom Ministerium für Umwelt und Forsten durch deren Einsatz und Interesse dieses Projekt ermöglicht wurde.

Für die konstruktive und vertrauensvolle Zusammenarbeit und Projektbetreuung möchte ich mich herzlich bei Herrn Fickus, Herrn Chudziak und Herrn Allmoslöchner vom Landesamt für Umwelt und Gewerbeaufsicht bedanken.

Dem Leiter der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer Herrn Prof. Dr. Aldag und seinen Mitarbeiter Herrn Dr. Jobst und Herrn Dr. Züricher danke ich für die rasche und gewissenhafte Durchführung der Analytik der organischen Schadstoffe.

Ich möchte mich bei den Verwaltungen der Stadt Pirmasens und den Verbandsgemeinden Waldfischbach-Burgalben, Wallhalben, Thaleischweiler-Fröschen, Rodalben, Zweibrücken-Land und Pirmasens-Land sowie bei den Forstverwaltungen Pirmasens, Waldfischbach-Burgalben, Zweibrücken und Merzalben für die bereitwillige Unterstützung der Geländearbeiten bedanken.

Hervorheben möchte ich hierbei die große Hilfsbereitschaft von Herrn Leitinger vom Grünamt Pirmasens.

Für die unverzichtbare Unterstützung durch den Direktor des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz Herrn Prof. Dr. K.-H. Emmermann und seinem Nachfolger Herrn Dr. H. Ehses danke ich ganz herzlich.

Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (TERRA PLAN HOFFMANN, Frankfurt) und Herrn K. Prinz vom Geologischen Landesamt Rheinland-Pfalz möchte ich meinen Dank für die zügigen und sorgsamten Geländearbeiten aussprechen.

Meinen Kollegen vom geochemischen-bodenchemischen Labor des Geologischen Landesamtes Frau D. Detmann, Herrn H. Becker, Herrn M. Greller, Herrn U. Helsper, Herrn Dr. K. Mauersberger, Herrn M. Nastali und Herrn K. Prinz danke ich für ihr großes Engagement bei der Durchführung der umfangreichen Laborarbeiten und nicht zuletzt für das freundliche Arbeitsklima.

Für die Erstellung der thematischen Karten sowie für die Bereitstellung räumlicher Daten und Geländekarten gilt mein freundschaftlicher Dank Herrn M. Goldschmitt.

Bei Herrn Dr. K. Agsten, Herrn Dr. M. Krimmel, Herrn Dr. E.-D. Spies und Herrn K. Prinz möchte ich mich ganz herzlich für die große fachliche Unterstützung, den Anregungen und der kritischen Durchsicht des Manuskripts bedanken. Dies trug ganz wesentlich zum Gelingen der Arbeit bei.



Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Landesregierung von Rheinland-Pfalz im Rahmen ihrer verfassungsgemäßen Verpflichtung zur Unterrichtung der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern während eines Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Mißbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Information oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme der Herausgeberin zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist es jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.



Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR  
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,  
ENERGIE UND  
LANDESPLANUNG

---

Stiftsstraße 9  
55116 Mainz

[www.mwkel.rlp.de](http://www.mwkel.rlp.de)