

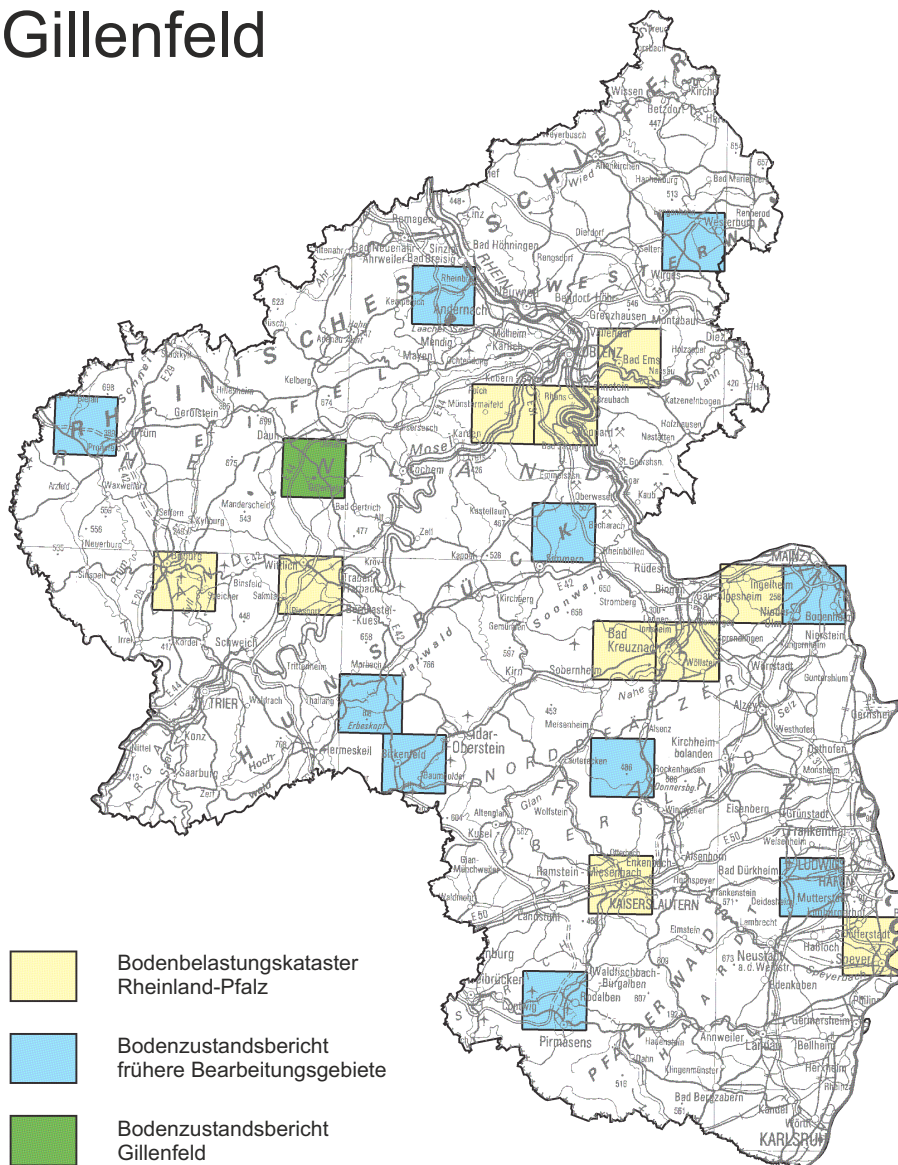


Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR UMWELT,
ENERGIE, ERNÄHRUNG
UND FORSTEN

BODENZUSTANDS- BERICHT RHEINLAND-PFALZ

Gillenfeld



BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

GILLENFELD

VERFASSTER M. HAUENSTEIN & I. EMRICH

BEITRÄGE VON J. HOFFMANN, K. PRINZ, U. ZOLLFRANK

KARTOGRAPHIE M. GOLDSCHMITT

PROFILAUFNahme UND BEPROBUNG J. HOFFMANN

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU
RHEINLAND-PFALZ

AUFTRAGGEBER LANDESAMT FÜR UMWELT
RHEINLAND-PFALZ

HERAUSGEBER MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE,
ERNÄHRUNG UND FORSTEN
RHEINLAND-PFALZ

MAINZ 2016

Karte des Deckblattes

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

IMPRESSUM

Herausgeber:

Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz
Kaiser-Friedrich-Straße 1
55116 Mainz

Projektkoordination

Dr. Josef Backes

Projektbetreuung

Michael Chudziak ¹

Bearbeiter:

Dipl.-Geogr. Isabell Emrich²

Dipl.-Geogr. Matthias Hauenstein²

Dipl.-Geogr. Joachim Hoffmann³

Dipl.-Biol. Kai Prinz²

Dr. U. Zollfrank²

Kartographische Bearbeitung:

Dipl.-Geogr. Michael Goldschmitt¹

¹ Landesamt für Umwelt

² Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

Emy-Roeder-Straße 5

55129 Mainz-Hechtsheim

³ Fa. TERRAPLAN HOFFMANN; Frankfurt a.M.

Bezug über:

Bodenschutz@mueef.rlp.de

oder

Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz

Pressestelle

Postfach 3160

55021 Mainz

Telefon: 06131/16-4468

Telefax: 06131/16-4646

www.mueef.rlp.de

1. Auflage, 2016

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

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	3
1. Einleitung	10
2. Untersuchungsraum	10
2.1. Naturräumliche Gliederung	10
2.2. Geologie und Böden	11
2.2.1. Paläozoische (prävulkanische) Landschaftsentwicklung und Geologie	11
2.2.2. Kreidezeitliche bis tertiäre Landschaftsentwicklung und Verwitterungsbildungen	13
2.2.3. Vulkanismus und vulkanische Gesteine	14
2.2.4. Pleistozäne Landschaftsentstehung, fluviatile Sedimente und äolische Ablagerungen	19
2.2.5. Pleistozäne Deckschichten	21
2.2.6. Holozäne Landschaftsentstehung und Sedimente	26
2.3. Klima	26
2.4. Bevölkerung und Flächennutzung	27
3. Untersuchungsmethodik	28
3.1. Beprobung und Beprobungsraster	28
3.2. Analytik	29
3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung	29
3.2.2. Allgemeine Analytik	29
3.2.3. Spurenelemente	30
3.2.4. Organische Schadstoffe	30
3.2.5. Radionuklide	32
3.3. Auswertung	33
3.3.1. Bildung von Datenkollektiven	33
3.3.2. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze	35
3.3.3. Statistische Auswertung	35
3.3.4. Graphische Darstellung	37
3.3.5. Kartographische Darstellung	37
4. Ergebnisse	38
4.1. Allgemeine Parameter	38
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung	38
4.1.2. pH-Wert und Carbonate	44
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff	49
4.1.4. Kationenaustauschkapazität	55
4.1.5. Nährstoffe	64
4.2. Spurenelemente	71
4.2.1. Arsen	74
4.2.2. Blei	83

4.2.3. Cadmium	92
4.2.4. Chrom	102
4.2.5. Kupfer	111
4.2.6. Nickel	120
4.2.7. Quecksilber	129
4.2.8. Zink	138
4.3. Organische Schadstoffe	148
4.3.1. Pflanzenschutzmittel	150
4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	155
4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)	162
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	165
4.4. Radionuklide	173
4.4.1. Allgemeine Grundlagen	173
4.4.2. Auswertung	176
Schriftenverzeichnis	184
Normen	187
Richtlinien, Verordnungen und Gesetze	188
Abkürzungsverzeichnis	188
Tabellenverzeichnis	190
Abbildungsverzeichnis	194
Kartenverzeichnis	197
Kartenanlage	

Zusammenfassung

Untersuchungsraum

Der vorliegende Bodenzustandsbericht beschreibt die stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet der Topographischen Karte 5807 Gillenfeld. Wesentliche Teile des 132 km² großen Untersuchungsraums liegen in den Naturräumen *Östliche Moseleifel* und *Östliche Hocheifel*. Weite Teile des Projektgebietes befinden sich im Landkreis Vulkaneifel, der mit 67 Einw./km² relativ dünn besiedelt und ländlich geprägt ist.

Im Untersuchungsgebiet liegt die mittlere Jahrestemperatur überwiegend zwischen 7 und 8°C und jährlich fallen Niederschläge zwischen 730 und 930 mm. 56% der Fläche wird landwirtschaftlich genutzt, wobei aufgrund der klimatischen Verhältnisse Grünlandnutzung überwiegt. Wald hat einen Anteil von knapp unter 40%.

Rund 2/3 des Untersuchungsraums nehmen die vor rund 400 Mill. Jahren abgelagerten Sedimentgesteine des Unterdevon ein. Sie bilden das Grundgebirge, das sich heute als wellige Hochfläche darstellt. Landschaftsprägend waren aber weit jüngere vulkanische Aktivitäten, die vor ca. 42 Mill. Jahren im Tertiär begannen und bis in das jüngere Quartär anhielten. Das Vulkanfeld durchzieht das Projektgebiet in NW-SE-Richtung. Hier finden sich vielfältige vulkanische Landschaftsformen wie Kuppen, Calderen, Schlackenkegel und die geologisch jungen Maare, für die die Vulkaneifel bekannt ist.

Das devonische Grundgebirge besteht aus carbonatfreien klastischen Gesteinen. Es überwiegen Pelite aus feinen Ton- und Schluff-Bändern, in die schmale feinsandige Schichten eingeschaltet sein können. Sie sind durchweg nur wenig bis schwach metamorph. Ebenfalls treten Tonschiefer und Bänderschiefer auf. Insbesondere im NW-Untersuchungsraum treten zudem sehr schwach metamorphe Psammite aus dem Devon auf. Häufig sind es Sandsteine mit unterschiedlichen Bindemitteln, die mit Peliten vergesellschaftet sind. Nur kleinräumig sind auch quarzitisches

Sandsteine oder Quarzite an der Oberfläche anzutreffen.

Während Oberkreide und Tertiär sind die devonischen Gesteine in tropischen bis subtropischen Klimaphasen intensiv verwittert. Es bildete sich eine tiefreichende kaolinitische, tonige Zersatz- (Saprolith-)decke, die insbesondere im Pleistozän („Kaltzeit“) wieder flächig abgetragen wurde. Saprolithisches Material ist aber immer noch häufiger Bestandteil der Schuttdecken (siehe unten).

Etwa 20% des Untersuchungsraums ist von vulkanischen Gesteinen geprägt. Überwiegend sind sie SiO₂-untersättigt, alkalireich und basisch. Als Festgestein wie Foidit, Basanit, Basalt, basischer Tuff bzw. Tuffit kommen sie oberflächennah nur kleinräumig vor. Typisch sind hingegen basische Tephren. Ca. 13% der Böden entwickelten sich in Substraten, die (fast) ausschließlich aus diesem Gestein bestehen. Mit wachsender Entfernung vom Fördergebiet sind sie in den Schuttdecken aber auch zunehmend mit Lösslehm und insbesondere devonischen Gesteinen vermischt.

Maare sind die jüngsten vulkanischen Bildungen im Untersuchungsraum und bildeten sich durch oberflächennahe Wasserdampfexplosionen. Die Krater sind heute oft nicht wassergefüllt, sondern vermoort oder gänzlich trocken gefallen. Die Maare umgebende Wälle bestehen nicht nur aus pyroklastischen sondern örtlich auch aus epiklastischen Ablagerungen. Letztere bestehen fast nur aus zertrümmerten Gesteinen des devonischen Grundgebirges und bildeten sich, wenn bei diesen phreatomagmatischen Eruptionen nur wenig Magma gefördert wurde.

Kaltzeitliche Lockergesteinsdecken bestehen außerhalb des Vulkanfeldes hauptsächlich aus zersetzten Devongesteinen mit überwiegend nur (sehr) geringem Lösslehm-Anteil. Insbesondere wenn sie hauptsächlich aus devonischen Sandsteinen/Quarziten bestehen, handelt es sich um nährstoffarme Böden. Eine bessere natürliche Nährstoffversorgung besitzen die weit verbreiteten Böden, in deren Substrat die feinkörnigeren

devonischen Pelite/Schiefer dominieren. Sind diese Gesteine allerdings stark saprolithisiert, neigen sie zur Stauwasserbildung. Sofern es die Hangneigung zulässt, werden die Böden aus pyroklastischen Ablagerungen dank ihrem günstigen Nährstoffangebot vorrangig landwirtschaftlich genutzt. Die lang andauernde Nutzung hatte dann aber häufig starke Erosion zur Folge.

Neben den Torfen der Maarkrater sind Solum- und Auensedimente die jüngsten Substrate im Untersuchungsraum. Ihre Bildung fand vor allem im Mittelalter statt. Die starke räumliche Ausdehnung der Landwirtschaft hatte eine erhebliche Bodenerosion zur Folge. Abgeschwemmtes Bodenmaterial lagerte sich wieder an Unterhängen bzw. in Tiefenbereichen ab (Solumsediment) oder gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in Auen sedimentierte. Ungefähr 25 % des Untersuchungsraums nehmen Solum- und Auensedimente ein. Die Übergänge sind meist fließend.

Methodik

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens erfolgte im 1 km²-Raster. Aus 150 möglichst repräsentativen Bodenprofilen wurden Proben entnommen. 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 (NH₄NO₃-Extraktion) der Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Eine weitere untersuchte anorganische Schadstoffgruppe sind die Radionuklide. Zudem wurde bei 67 ausgewählten Oberböden der Gehalt an organischen Schadstoffen wie Pflanzenschutzmittel und Verbindungen aus diffusen Emissionsquellen wie PAK, PCB und „Dioxine“ analysiert.

Waldböden

Trotz petrographisch sehr unterschiedlicher Substrate ist die Korngrößenzusammensetzung rela-

tiv einheitlich. Im Oberboden fallen 84% der untersuchten Proben in die Bodenartengruppen Schluff und Lehm. Bei 38% aller untersuchten Proben wurde die Bodenart *schluffiger Lehm* festgestellt. Die Bodenarten *schwach sandiger Lehm* und *schwach toniger Lehm* kommen in 21% bzw. 11% der Fälle vor. Sandige Böden sind selten und nur im Gebiet der Magmatite anzutreffen und dort vor allem in den tiefer liegenden Horizonten. Tendenziell sind sie etwas sandiger als pelitisch dominierte Böden.

Bei einem hohen Anteil intensiv verwitterter Pelite und Lösslehm treten auch tonige Bodenarten auf. Die Aussagen zur Korngrößenzusammensetzung treffen auf alle Nutzungen zu.

Fast die Hälfte der Waldoberböden ist stark *steinig*. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Grobbodenanteil (>2 mm) erwartungsgemäß stark zu. Bei den Untergrundhorizonten sind annähernd alle Horizonte zu gleichen Teilen sehr stark bis extrem *steinig*.

Von den Humusaufgaben abgesehen sind alle Waldböden sauer und somit carbonatfrei. Die fast flächendeckend vorgenommenen Waldbodenkalkungen erhöhen in erster Linie den pH-Wert der Humusaufgabe. Da die Kalkungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten stattfanden, streut der pH-Wert mit Werten von pH 3,7 bis 5,9 stark. Der mittlere pH-Wert liegt in dieser Schicht im Laubwald bei günstigen pH 5,1.

Die niedrigsten pH-Werte sind in den Oberböden mit durchschnittlich pH 4,1, also direkt unterhalb der Humusaufgabe, zu finden. Mit durchschnittlich pH 4,6 ist dabei die Bodenreaktion im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite am günstigen. Oberböden, die devonische Gesteine wie Pelite und Sandsteine enthalten, sind hingegen merklich saurer. Mit zunehmender Tiefe steigt der pH-Wert in Waldböden wieder etwas an und schwankt zudem geringer als im Oberboden.

Hohe Humusgehalte sind für Waldoberböden kennzeichnend. Bei einer mittleren Mächtigkeit von nur 6 cm enthält der oberste Mineralbodenhorizont durchschnittlich 10 Masse-% Humus. Er schwankt dabei in einem weiten Bereich von 2 bis 13 Masse-%. Waldböden im Gebiet der basischen Magmatite sind oft etwas humusärmer als im Ge-

biet der devonischen Gesteine. Allerdings ist das C/N-Verhältnis enger, was auf günstigere Humuseigenschaften und bessere biotische Bedingungen schließen lässt. Unterhalb des geringmächtigen Oberbodens folgt meist gleich der Unterboden, der noch 1 bis 2 Masse-% Humus enthält.

In sauren Waldoberböden wird die Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) maßgeblich vom Humusgehalt bestimmt. Daher sind nur geringe substratbedingte Unterschiede zu beobachten.

Bodenschutzkalkungen verbessern die Basensättigung (BS) vor allem in der Humusauflage, bei der die BS überwiegend zwischen 50 und 70% liegt. In abgeschwächten Maß beeinflussen Kalkungen auch noch die oberen Zentimeter des Waldbodens. Die Höhe der Basensättigung wird direkt vom pH-Wert gesteuert. Im Gebiet der Pelite und Schiefer wurde in den Waldoberböden eine mittlere BS von 29% gemessen. Sie variiert sehr stark, aber ist für diese Substratgruppe noch relativ günstig. Mit zunehmender Tiefe nimmt die BS deutlich ab. Mit 45% (27 - 62) haben die Waldoberböden im Gebiet der basischen Magmatite eine merklich bessere BS. Mit zunehmender Tiefe steigt die BS sogar weiter an. Die Situation ist damit erheblich besser als in den pelitischen Waldböden.

Die höchsten Nährstoffgehalte sind in Waldböden generell in ihren geringmächtigen Humusauflagen und Oberböden zu finden. Die Oberböden der basischen Magmatite zeigen eine etwas bessere Kaliumversorgung als die pelitischen Waldböden. Mit der Tiefe gehen die Gehalte an verfügbarem Kalium und Phosphor in allen Substraten auf sehr geringe Werte zurück. Geogen bedingt trifft dies nicht auf die Magnesiumversorgung im Gebiet der basischen Magmatite zu. Dort ist der gesamte Bodenbildungsbereich sehr gut mit diesem Nährstoff versorgt.

Die untersuchten Spurenelemente sind natürlicher Bestandteil aller Böden und zum Teil sind es essentielle Spurennährstoffe. Ohne anthropogene Einträge bestimmt das Substrat den Gesamtgehalt im Boden. Die den Untersuchungsraum bestimmenden Gesteine Pelite, Schiefer und basische Magmatite, weisen gerade bei Nickel und

Chrom überdurchschnittliche bis hohe natürliche (*geogene*) Gesamtgehalte auf.

Die Höhe des Mobilgehaltes wird wesentlich vom pH-Wert und erst nachgeordnet vom Gesamtgehalt gesteuert. Daher sind beim Mobilgehalt nutzungsbedingte Unterschiede meist größer als zwischen verschiedenen Substraten. Der Mobilgehalt der meisten Spurenmetalle steigt mit zunehmend saurer Bodenreaktion überwiegend deutlich an.

Die Verteilung der Spurenelemente in Böden ist element- und substratspezifisch. In Substraten mit überdurchschnittlichen Spurenelementgehalten steigt der Gesamtgehalt mit der Tiefe meist an. Stoffe mit merklichem anthropogenen Anteil und/oder einer Affinität zur organischen Substanz können in der Humusauflage in höheren Konzentrationen als im folgenden Oberbodenhorizont vorliegen. Insbesondere in nährstoffarmen Böden mit mächtigen Humusauflagen enthalten die Humusauflagen oft noch höhere Gehalte an Cadmium, Quecksilber und Zink als der Oberboden. Der Konzentrationsunterschied ist umso ausgeprägter je mächtiger die Humusauflage und je geringer der natürliche Stoffgehalt des Ausgangsgesteins ist. Luftreinhaltemaßnahmen führen zu sinkenden Gehalten in den Humusauflagen. Gerade das langjährige Verbot Pb-haltiger Treibstoffe zeigt seine Wirkung. Insgesamt zeigen die Humusauflagen im landesweiten Vergleich bei allen Stoffen unauffällige Werte.

Die Humusauflagen der Laubwälder enthalten weniger Cadmium, Blei, Quecksilber und Zink als die der Nadelwälder. Bei den anderen untersuchten Spurenelementen ist dieser Effekt nicht erkennbar.

Grundsätzlich führen Waldbodenkalkungen bei allen untersuchten Spurenmetallen in der Humusauflage zu sinkenden Mobilgehalten. Dennoch ist dies die Schicht im Waldboden mit den höchsten Chrom-, Kupfer- und Zink-Mobilgehalten.

Der leicht mobilisierbare Anteil am Gesamtgehalt ist elementspezifisch sehr unterschiedlich. Bei Zink ist in der Humusauflage im Mittel etwa 9% Gesamtgehaltes leicht verfügbar, während dieser Wert bei Blei, Chrom und Quecksilber bei $\leq 0,2\%$ liegt. Einen mittleren Mobilanteil von etwa 1 bis

1,5% zeigen Arsen, Cadmium, Kupfer und Nickel. Die pH-Werte und damit auch die Mobilgehalte sind in der Humusaufgabe allerdings so variabel, dass Mittelwerte eine nur eingeschränkte Aussagekraft haben.

Bei gleicher Substratzusammensetzung weisen Waldoberböden meist geringere Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zinkgehalte auf als die landwirtschaftlich genutzten Böden. Geringe pH-Werte haben im Wald eine vertikale Verlagerung aus dem Oberboden zur Folge. Da der pH-Wert mit zunehmender Tiefe meist wieder leicht ansteigt, wird die Verlagerung dieser Schwermetalle gebremst oder sogar gestoppt. Dies führt häufig zu einem Anstieg der Konzentration in tieferliegenden Horizonten. Die in den Waldoberböden des Untersuchungsraums vorgefundenen Gehalte an Arsen, Blei, Kupfer und Quecksilber entsprechen in Mittelwert und Streuung weitgehend den Werten, die auch in anderen Landesteilen für die entsprechenden Substratgruppen festgestellt wurden. Der Cadmiumgehalt liegt in den Waldoberböden aller Substrate meist über den jeweiligen landesweiten Mittelwerten, wobei die Ursache hierfür unklar ist. Hingegen sind die Chrom-, Nickel- und Zinkgehalte in den Böden aus devonischen Peliten leicht unterdurchschnittlich.

Die Waldoberböden aus Substraten der basischen Magmatite weisen etwa doppelt so hohe Chrom- und Nickelgehalte auf als die der pelitischen Substrate. Fast umgekehrt ist dies bei Arsen und Blei.

Da die Oberböden bei tieferem pH-Wert meist mehr Arsen, Blei, Chrom und Nickel enthalten als ihre Humusaufgaben, liegt dort der Mobilgehalt in der Regel höher als in der Humusaufgabe. Dies gilt trotz sinkender Gesamtgehalte auch für Cadmium. Bei diesen Stoffen ist der Waldoberboden der Horizont mit den höchsten Mobilgehalten. Die Mobilgehalte von Kupfer, Quecksilber und insbesondere Zink sind im Oberboden hingegen geringer als in ihren Humusaufgaben.

Unterhalb des Oberbodens nimmt in den Waldböden des Untersuchungsraums der Mobilgehalt als auch der Anteil am Gesamtgehalt mit zunehmender Tiefe bei den untersuchten Elementen überwiegend deutlich ab.

In den Unterboden- und Untergrundhorizonte der basischen Magmatite sind überwiegend hohe geogene Gesamtgehalte an Chrom und Nickel zu finden. Da dort aber häufig vergleichsweise günstige pH-Werte vorliegen, sind die Mobilgehalte dennoch erstaunlich gering. Der pH-Wert hat einen weit größeren Einfluss auf die Mobilgehalte als der Gesamtgehalt.

Das Projektgebiet zählt zu den vom Fallout der Tschernobyl-Katastrophe Anfang 1986 stärker betroffenen Regionen von Rheinland-Pfalz. Von den überwiegend aus diesem Ereignis in die Böden gelangten künstlichen Radionukliden ist heute aber nur noch ¹³⁷Cäsium in den Böden nachweisbar. Die kurzlebigen Nuklide ¹²⁵Antimon, ¹³⁴Cäsium und ⁶⁰Kobalt sind weitgehend zerfallen.

30 Jahre nach der Tschernobyl-Katastrophe ist insbesondere im Laubwald eine merkliche Verlagerung des eingetragenen ¹³⁷Cäsiums aus den Humusaufgaben in den Oberboden zu beobachten. Der Austrag des ¹³⁷Cäsiums führt in den Humusaufgaben im landesweiten Vergleich zu unterdurchschnittlichen Werten. In den Waldoberböden des Untersuchungsraums ist die mittlere ¹³⁷Cäsium-Aktivität hingegen etwa doppelt so hoch wie im Landesdurchschnitt. Unterhalb des Oberbodens ist in den Waldböden größtenteils kein ¹³⁷Cäsium zu finden. Bis dieses Radionuklid in Grundwassernähe gelangt, dürfte es in der Regel zum stabilen Isotop ¹³⁷Ba zerfallen sein.

Die wichtigste radioaktive Quelle in allen Böden ist das natürlich vorkommende Radionuklid ⁴⁰K, das einen Anteil von 0,0117% am essentiellen Nährstoff Kalium hat.

Der Nachweis organischer Schadstoffe gelingt in den Oberböden der Laubwälder häufiger und in höheren Konzentrationen als im Nadelwald. Jüngere Untersuchungen zeigen, dass organische Schadstoffe im Nadelwald bevorzugt in deren Humusaufgabe gebunden werden und diese damit eine wirksame Barriere gegenüber einer vertikalen Verlagerung darstellen. Im Laubwald hingegen steigen die Konzentrationen von der Humusaufgabe zum Oberboden hin an.

Im Projektgebiet wurden vorwiegend Laubwaldstandorte untersucht. Abgesehen von DDT und dessen Abbauprodukten wurden in den Waldoberböden Pflanzenschutzmittel praktisch nicht nachgewiesen. Vom DDT sind allgemein nur noch sehr geringe Rückstände zu finden, die den landesweit üblichen Konzentrationen entsprechen. Nur im Wald sind im Oberboden regelmäßig noch sehr geringe Gehalte an PCB-Verbindungen zu finden. Die Konzentrationen an Pflanzenschutzmitteln und PCB sind allerdings in den letzten 30 Jahren in rheinland-pfälzischen Böden stark rückläufig. Bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK₁₆) und deren gefährlichster Einzelverbindung Benzo(a)pyren (BaP) liegen die mittleren Gehalte in den Laubwaldoberböden im Projektgebiet rund 30% unter den landesweiten Werten. Die PCDD/F („Dioxine“)-Gehalte der Laubwaldoberböden entsprechen hingegen dem Landesdurchschnitt. Das toxischste Dioxin, das 2,3,7,8-TCDD wurde fast nie nachgewiesen. Das 2,3,4,7,8-PeCD-Furan hat den größten Anteil am Toxizitätsäquivalent mit einem typischen Anteil von 35 bis 45 %.

Ackerböden

Knapp über 40% der landwirtschaftlichen Nutzfläche sind Ackerstandorte. Mehr als die Hälfte der Ackerböden sind in pelitischen Substraten entwickelt. Vermutlich durch ihre naturbedingt höhere Ertragsfähigkeit werden aber die Substrate der basischen Magmatite bezogen auf ihren Flächenanteil überproportional häufig ackerbaulich genutzt.

Ein Drittel der Ackerböden sind stark – sehr stark *steinig*. Diese sind überwiegend in Pelit-reichen Substraten entwickelt. Wahrscheinlich führte Bodenerosion zur residualen Anreicherung des Grobbodens an der Oberfläche.

Auch die Ackerböden sind bis auf wenige Ausnahmen carbonatfrei. Die für eine landwirtschaftliche Nutzung erforderliche Kalkung führt zu einem mittleren pH-Wert von 5,2. Werte zwischen 4,8 und 6,3 sind typisch. Jeder 4. Ackerboden weist einen pH-Wert von <5 auf. Im Hinblick auf

Ertragsfähigkeit und geringer Schadstoffmobilisierung sollten diese Böden gekalkt werden.

Durchschnittlich enthalten die Ackeroberböden 2,9 Masse% Humus. Typisch sind Werte zwischen 2,2 und 3,8 Masse%. Das C/N-Verhältnis bewegt sich zwischen 8 und 9 in einem sehr günstigen Bereich.

Die mittlere KAK_{pot} beträgt 12 cmol+/kg (9 - 16). Weder bei der KAK_{pot} noch bei der BS bestehen substratbedingte Unterschiede. Aufgrund der nutzungsbedingt günstigen pH-Werte liegt eine relativ hohe Basensättigung von durchschnittlich 75% (60 - 82) vor.

Düngung überdeckt in Ackerböden bei den Nährstoffen substratbedingte Unterschiede. Pelitische Ackerböden sind mit den essentiellen Nährstoffen Kalium und Phosphor besser versorgt als jene, die in Substraten der basischen Magmatite entwickelt sind. Möglicherweise werden pelitische Ackerböden als ertragsärmer angesehen und man versucht, dies zu kompensieren. Eine Überversorgung mit diesen Nährstoffen tritt in allen Substraten deutlich häufiger als ein Nährstoffmangel auf. An keinem Standort lag ein Magnesium-Mangel vor.

Die untersuchten Ackerböden weisen Spurenelementgehalte auf, die typisch für die jeweiligen Substrate sind. Spezielle Belastungen wurden im Untersuchungsraum nicht festgestellt. Häufig ist der Gesamtgehalt höher als in entsprechenden Waldoberböden, da dank günstiger pH-Werte diese Stoffe in Ackerböden weitgehend immobil sind. Eine merkliche Verlagerung wie in den sauren Waldoberböden findet hier nicht statt.

Ackerböden im Gebiet der basischen Magmatite enthalten deutlich mehr Chrom und Nickel als pelitische Ackerböden. Bei den übrigen Spurenelementen sind die Unterschiede zwischen beiden Substratgruppen eher gering.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmige, schluffige Böden wird bei Blei, Kupfer und Quecksilber in allen untersuchten Ackerböden unterschritten. Während die pelitischen Ackerböden den Vorsorgewert für Chrom immer einhalten, kommen im Gebiet der basischen Magmatite vereinzelt geringfügige Überschreitungen vor.

90% der Ackerböden besitzen so geringe pH-Werte, dass bei Cadmium, Nickel und Zink der strengere Vorsorgewert für sandige Böden zu verwenden ist. Obwohl die Zinkgehalte für die vorherrschenden Substrate eher gering sind, wird der strengere Vorsorgewert in quasi allen Ackeroberböden überschritten. Für 75% der Fälle trifft dies auch auf Cadmium zu.

Nickel ist das einzige Element, bei dem flächenhaft der Vorsorgewert von 15 mg/kg erheblich um bis das 8-fache überschritten wird. Die pelitischen Ackerböden enthalten im Untersuchungsraum im Mittel 47 mg Ni_{ges}/kg, im Gebiet der basischen Magmatite sind es 83 mg Ni_{ges}/kg. Dies entspricht aber der natürlichen Ausstattung der Substrate an diesem Element.

Bei den Prüf- bzw. Maßnahmenwerten der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze werden fast immer Mobilgehalte betrachtet. Alle Ackerböden des Untersuchungsraums unterschreiten die elementspezifischen Schwellenwerte überwiegend deutlich.

Trotz der teilweise deutlichen Überschreitungen von Vorsorgewerten sind die in den Ackerböden vorgefundenen Gehalte unbedenklich, da es sich um naturbedingt erhöhte Gehalte handelt und es keine Hinweise auf eine erhöhte Freisetzung dieser Stoffe gibt.

Der für ¹³⁷Cäsium auf 30 cm Bodentiefe gewichtete Mittelwert liegt in den untersuchten Ackerböden mit 19 Bq ¹³⁷Cs/kg etwa um das 1,5-fache über dem Landesdurchschnitt.

In etwa 40% der untersuchten Ackerböden wurden noch Spuren von Verbindungen, die auf den früheren Einsatz von DDT und Hexachlorbenzol (HCB) zurückgehen, gefunden. Die gefundenen Werte stehen im Einklang mit landesweiten Daten und sind als rückläufige ubiquitäre (Alt-)Belastung anzusehen. Der Nachweis weiterer hochpersistenter Pflanzenschutzmittel gelang im Untersuchungsraum nicht. Die PAK₁₆- und die PCDD/F („Dioxine“)-Gehalte liegen in den untersuchten Ackerböden hingegen deutlich unter dem Landesdurchschnitt.

Grünlandböden

Außerhalb der Auengebiete sind die Grünlandböden überwiegend in Substraten aus devonischen Peliten/Schiefern entwickelt. Substrate aus basischen Magmatiten kommen seltener als bei den Ackerböden vor.

Mit einem Anteil von 40% bzw. 30% dominieren die Bodenarten *schluffiger Lehm* und *schwach sandiger Lehm*.

Eine weniger intensive Bewirtschaftung der Grünlandböden führt üblicherweise zu pH-Werten, die zwischen denen der Wald- und Ackerböden liegen. Im Untersuchungsraum jedoch gleicht der Durchschnittswert von pH 5,1 fast dem der Ackerböden. Die pH-Werte schwanken in den Grünlandböden mit Werten zwischen pH 4,7 und 5,7 jedoch stärker.

Außerhalb der Auengebiete enthalten die Grünlandböden im obersten Horizont im Mittel 4,3 Masse% Humus (3,0 - 8,8). Ihr C/N-Verhältnis ist mit Werten zwischen 9 und 10 ähnlich günstig wie in Ackerböden. Unterhalb dieses Horizonts folgt meist ein weiterer Oberbodenhorizont, der Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung aufweist, allerdings merklich weniger humos ist.

Für den obersten Mineralbodenhorizont der pelitischen Grünlandböden wurden etwa die gleichen Werte für KAK_{pot} und BS wie in den Ackerböden gefunden. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite ist die KAK_{pot} in den Grünlandböden höher und sie enthalten mehr austauschbare Basen.

Bei den außerhalb der Auen liegenden Grünlandböden im Untersuchungsraum wurde in jedem 4. Oberboden ein Kalium- und in jedem 2. ein Phosphatmangel festgestellt. Die Einstufung bezieht sich auf eine intensive Mähwirtschaft. Mit Magnesium sind diese Böden meist gut versorgt. Die Auenböden sind ebenfalls gut mit Magnesium versorgt, aber die Kalium- und insbesondere die Phosphatversorgung ist dort ausgesprochen gering. Sie scheinen extensiv bewirtschaftet zu werden.

Die Spurenelementgehalte der Grünlandböden unterscheiden sich nicht signifikant von denen der Ackerböden. Daher werden auch hier die Vorsor-

gewerte der BBodSchV für Cadmium, Chrom und Zink überwiegend leicht und für Nickel erheblich überschritten. Die für Grünlandböden geltenden Maßnahmenwerte der BBodSchV unterschreiten aber alle Elemente bei weitem.

Die Grünlandböden der Auen weisen ähnliche Gesamt- und Mobilgehalte wie die pelitischen Grünlandböden auf. Typisch für feuchte bzw. nasse Böden ist allein der merklich höhere Mobilgehalt von Nickel. Die für diese Nutzung relativ günstigen pH-Werte führen im Projektgebiet allerdings sonst zu überwiegend geringen Mobilgehalten.

Die im Untersuchungsraum vorgefundenen Gesamt- und Mobilgehalte sind landesweit typisch für Grünlandböden, die in devonischen Sedimentgesteinen und basischen Magmatiten entwickelt sind, und entsprechen der natürlichen Ausstattung an diesen Elementen.

Die ¹³⁷Cäsium-Belastung der Grünlandoberböden liegt mit 29 Bq ¹³⁷Cs/kg etwa 20% über dem Landesdurchschnitt. Wie bei den Waldböden sind eine oberflächennahe Anreicherung und eine starke vertikale Abnahme zu beobachten.

In etwa 30% der Grünlandböden wurden noch Spuren von DDT bzw. dessen Abbauprodukte gefunden. Etwas häufiger gelang der Nachweis von Hexachlorbenzol (HCB). Die Gehalte dieser früher zugelassenen Pflanzenschutzmittel übersteigen aber nur selten die Nachweisgrenze von 1 µg/kg. Weitere Pflanzenschutzmittel wie „Lindan“ oder PCP konnten nicht nachgewiesen werden.

Für die Grünlandoberböden des Projektgebietes sind geringe PAK₁₆-Gehalte und PCDD/F („Dioxine“)-Gehalte kennzeichnend. Das Muster der gefundenen Einzelverbindungen ist bei beiden Schadstoffgruppen charakteristisch für allgemeine ubiquitäre Einträge. Neben der sehr geringen Gesamt-Belastung fallen die geringen Konzentrationen der toxischsten Verbindungen auf. Bei den PAK₁₆ ist der BaP-Anteil ungewöhnlich gering und bei den PCDD/F wurden die toxischsten Dioxine, das 2,3,7,8-TCDD und das 1,2,3,7,8-PeCDD nicht nachgewiesen.

1. Einleitung

Das 1998 begonnene Programm der Bodenzustandsberichte beschreibt die stoffliche Beschaffenheit der Böden in ausgewählten Regionen. Der *Bodenzustandsbericht Gillenfeld* ist der neunte Bericht in dieser Reihe.

Generell werden im Projekt der Bodenzustandsberichte die Böden auf kennzeichnende Bodenparameter wie Korngrößenverteilung, pH-Wert, Humusgehalt etc. sowie auf den Gesamtgehalt und den leicht mobilisierbaren Anteil potentiell ökotoxischer Spurenelemente untersucht. Die Messung Gammastrahlen-emittierender Radionuklide wird an allen Proben der oberen 30 cm durchgeführt.

Bei einer Teilstichprobe der Oberböden erfolgt die Analyse auf besonders umweltrelevante langlebige organische Schadstoffe wie Pflanzenschutzmittel, PCB, PAK und Dioxine.

Für den *Bodenzustandsbericht Gillenfeld* stehen bodenphysikalische und -chemische Kennwerte von insgesamt 164 Bodenprofilen für die Beschreibung des stofflichen Bodenzustandes zur Verfügung.

Der Gesamtdatenbestand des Landes, mit denen die regionalen Werte verglichen werden, umfasst Bodendaten von mittlerweile fast 5.900 Bodenprofilen. Sie verteilen sich auf fast 5000 Rasterflächen von je 1 km², was etwa einem Viertel der Landesfläche entspricht.

Die Dokumentation des aktuellen Stoffbestandes des Bodens ist ein wichtiger Aspekt des vorsorgenden Bodenschutzes. Die Ergebnisse dienen der Information der Öffentlichkeit über den Zustand der Böden, sollen aber insbesondere als regionale Hintergrundwerte für kleinräumige Untersuchungen (z.B. bei Schadensfällen) und Planungsvorhaben genutzt werden.

Die blattbezogenen Ergebnisse flossen auch in den Bericht "Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz" (2013) ein, in dem der aktualisierte landesweite Datenbestand systematisch ausgewertet wird.

2. Untersuchungsraum

Das Untersuchungsgebiet mit einer Größe von rund 132 km² entspricht der Fläche der Topographischen Karte 1:25.000 (TK25) Blatt 5807 Gillenfeld.

2.1. Naturräumliche Gliederung (KAI PRINZ)

Naturräumlich gesehen werden hier zwei Teilbereiche der Osteifel, die Östliche Moseleifel und die Östliche Hocheifel, angeschnitten. Von dem Naturraum Östliche Hocheifel mit den Untereinheiten Mittleres Üßbachtal, Üßbachbergland und Müllenbacher Riedelland ist hier nur der Südwestsaum vertreten, der aber immerhin einen Flächenanteil von über 30% ausmacht. Auf dieser Hochfläche finden sich 35% aller Profile im Wesentlichen im Wald, aber auch auf landwirtschaftlichen Flächen, wobei hier das Grünland dominiert. Weiter nach Osten hin fällt das Gelände allmählich von durchschnittlich 400 bis 450 Höhenmeter zur Mosel hin ab.

Die Östliche Moseleifel mit den Untereinheiten Daun-Manderscheider Vulkanberge, Dauner Maargebiet und Öfflinger Hochfläche schließt sich westlich an und mit nach Nordwesten steigenden Höhenmetern

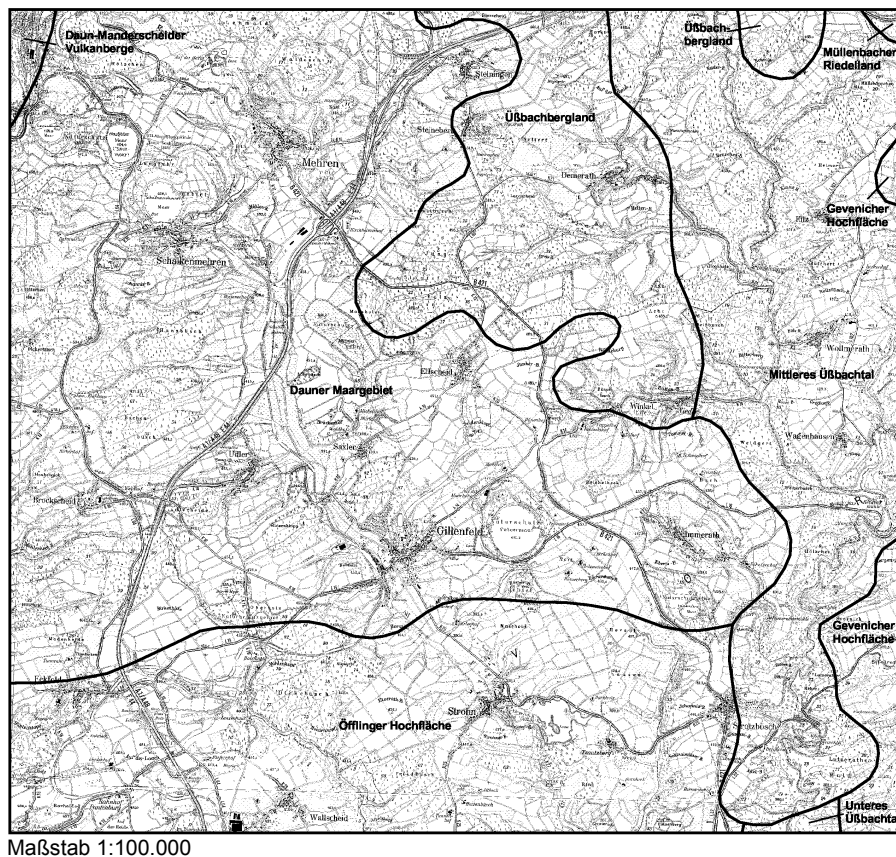


Abb. 1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums (nach FISCHER & GRAAFEN (1974))

vermittelt dieser Naturraum zur eigentlichen Hocheifel. Diese Hochflächen-Landschaft wird geprägt vom Vulkanismus mit seinen Maaren und Vulkanbergen sowie von tief eingeschnittenen Bächen, die zur Mosel hin das Gelände entwässern. Die Hälfte aller Profile findet sich im Naturraum Dauner Maargebiet hauptsächlich auf landwirtschaftlicher Nutzfläche mit Dominanz des Grünlandes; größere Waldpartien sind nur im Nordwesten des Kartenblattes vertreten.

Im Bereich der Öfflinger Hochfläche im Süden sind die meisten Profile (immerhin 14%) auf Ackerflächen angelegt, obwohl flächenmäßig Grünland dominiert. Auch hier tritt der Wald mehr in den Hintergrund.

2.2. Geologie und Böden (JOACHIM HOFFMANN)

2.2.1. Paläozoische (prävolkanische) Landschaftsentwicklung und Geologie

Im Untersuchungsraum erstreckt sich der Südostabschnitt des fast 50 km langen und ca. 20 km breiten Westeifeler Vulkanfeldes. Es ist Teil des zentraleuropäischen Störungs- und Grabensystems, das eines der jüngsten Vulkangebiete Deutschlands darstellt. Die tertiären bis quartären Vulkanite und Pyroklastitablagerungen trennen im Ausschnitt der Substratkarte die Eifel-typischen, devonischen Sedimentgesteine diagonal in nordwest-südöstlicher Richtung.

Diese Devongesteine entstanden durch Abtragung des Old-Red-Kontinents und wurden aus nördlicher Richtung in ein Meer im Bereich der heutigen Eifel eingeschwemmt. Während der variszischen Gebirgsbildung im Karbon wurden diese Gesteine in wellenförmige Faltenformen mit Sätteln (Antiklinalen) und

Tab. 1: Stratigraphische Gliederung der devonischen Gesteine im Untersuchungsraum

Stufen	Unterstufen	Lage im Untersuchungsraum, Einheit in GÜK300 (LGB 2003)	Lokale Schichtbezeichnung (MEYER 1994)
Unteremsium	"Graues Unterems"	Westen: Graue klastische Fazies	Stadtfeld-, Beinhausen- & Biederburg-Schichten
	Singhofen	Süden und Südosten: Singhofen-Schichten	Singhofen-Schichten (Tuffite nicht nachgewiesen in der Moseleifel)
	Ulmen ("Ulmen-Gruppe")	Nordwesten: Graue klastische Fazies Nord, Mitte: Graue klast. Fazies	Reudelsterz-Schichten; Oberer Eifel-Hunsrückschiefer Eckfeld-Schichten; Hunsrückschiefer
Siegenium	Obersiegen / Herdorf	Mitte: Graue klastische Fazies	Saxler-Schichten; Mittlerer und Unterer Eifel-Hunsrückschiefer

Mulden (Synklinalen) zusammengeschoben und überkippt. Dabei orientierten sich die Faltenachsen in Südwest-Nordost-Richtung ("variszisch"). Eine bedeutende Störung, die Siegener Hauptaufschiebung, trennt ein Antiklinorium aus mehreren Sätteln, den sogenannten Manderscheid-Sattel mit älteren, nur selten schiefrigen Gesteinen im Westen des Untersuchungsraumes von den stark geschieferten der Südosteifel (MEYER 1994). Das namensgebende Gesteinsmerkmal, die intensive Schieferung der siltig-tonigeren Fazies, gibt Hinweise auf die ursprüngliche Tiefenlage der Schichten (MEYER 1994). Die Schätzung der Mindestbedeckung nach paläogeographischen Gesichtspunkten lässt den Schluss zu, dass bei einer Überdeckung von weniger als 3000 m Mächtigkeit keine Deformation und Schieferung der Gesteine in tonigem Material stattfand.

Aufschmelzvorgänge im Erdmantel in etwa 100 km Tiefe sind Ursache aufsteigender Schmelzen, die Voraussetzung der vulkanischen Aktivität, wobei die variszischen Faltenstrukturen nur kanalisierend in den obersten Kilometern wirkten (MEYER 1994).

Die Saxler-Schichten sind die ältesten Gesteine des Untersuchungsgebietes und zählen zur oberen Siegenstufe. Diese marinen, fossilreichen Ablagerungen tauchen im Bereich des Manderscheid-Sattels im West- bis Zentralteil des Kartenausschnittes weitflächig in schmalen Aufsattelungen zwischen jüngeren Schichten auf. In einer Fläche zwischen dem Ostrand des Kartenausschnittes im Tiefenbachtal und der Ortschaft Filz kommen südöstlich der Siegener Aufschiebung Gesteine des Südost-Eifeler Hunsrückschieferzuges substratbestimmend vor. Aufgrund der Lagerungsverhältnisse zählen der untere und mittlere Teil zur Siegenstufe, der obere Teil zur Unteremsstufe. Der obere Eifeler Hunsrückschiefer ist mit sandigen Schichten der "Grauen klastischen Fazies" aus der Ulmen-Unterstufe verzahnt.

Großflächig sind im Untersuchungsraum Gesteine aus der Unteremsstufe und dort besonders aus der Ulmengruppe verbreitet, von denen bis auf den Hunsrückschiefer in der Geologischen Übersichtskarte 1:300.000 (LGB 2003) als "Graue klastische Fazies" zusammengefasst werden. Die biostratigraphisch dem Unterems zugehörigen marinen Eckfeld-Schichten liegen über dem fossilführenden Leithorizont der Saxler-Schichten. Sie bilden den Hauptteil des devonischen Gesteinsareals zwischen Weinfelder Maar im Nordwesten bis nördlich von Steinigen und im Süden bis zur Siegener Hauptaufschiebung (zwischen Filz und Wollmerath). Untergeordnet verbreitet sind die schwach marinen bis brackischen Reudelsterz-Schichten, die im Nordwesten im Gebiet des Dauner Mühlenbergs den geologischen Untergrund bilden. Die stratigraphisch von der Ulmengruppe zu trennenden, schiefrigen Singhofen-Schichten sind im Südosten in der Moseleifel zwischen Strohn und dem Kartenrand verbreitet. Von dem jüngsten, über hundert Meter mächtigen Gesteinskomplex des sogenannten "Grauen Unterems" (insbesondere Stadtfeld-Schichten) ist nur die Basis in der Gegend um Brockscheid vorhanden (MEYER

1994). Von den Singhofen-Schichten abgesehen, handelt es sich bei den Gesteinen der Grauen klassischen Fazies und den Saxler Schichten petrographisch häufig um hellgraue-graubraune bzw. hell gelbgraue, sehr schwach metamorphe **Psammite** (^{^sa}). Sie sind v.a. fein- bis mittel-sandig (^{^s}) bzw. siltig-feinsandig (^{^s;f}), quarzitisch gebunden (^{^s;q}) oder tonig-ferritisch gebunden (^{^s;tf}). Die tonig-ferritischen Sandsteine sind primär rote Varietäten und zeigen küstennahe Ablagerungsbedingungen in den Saxler- und Reudelsterz-Schichten an. Oft sind sie nur akzessorische und nur selten substratprägende Gesteine.

Mit den Sandsteinen sind in denselben Schichtgliedern wenig metamorphisierte **Pelite** (^{^to}), z.T. Siltsteine, (^{^u}) mit hell grünlichgrauer bis z.T. olivgraugrüner Färbung vergesellschaftet. Auch rot gefärbte Siltsteine kommen von Saxler-Schichten bis ins Graue Unterems vor. Oberflächlich stehen rote Siltsteine nie an. In rötlichen polymikten Verwitterungsdecken sind sie aber substratprägend.

Quarzitischer Sandstein und Quarzit (^{^s;q} / ^{^q}) der Herdorf- bzw. Ulmen-Unterstufe (Saxler-, Eckfeld-, Reudelsterz-Schichten) kommt im tieferen Untergrund der Böden auf Erhebungen bei ca. 500 mNN bei Steiningen und Daun im Norden des Untersuchungsraumes vor. Kaltzeitliche Erosion ist verantwortlich für die morphologische Herauspräparierung dieser Härtlingsgesteine, die kaum von chemisch intensiver Verwitterung betroffen sind. In-situ anstehende quarzitische Sandsteine an der Oberfläche wurden nur kleinstflächig und dann nur unter Wald in Steiltälern um Demerath angetroffen. Sie sind auf der Substratkarte in Flächen mit der ID 194 enthalten (siehe auch Tab. 5 und Kartenanhang). In der Eifel werden im lokalen Sprachgebrauch alle ungeschieferten Gesteine als Wacke bezeichnet. Grau gefärbte Psammite werden oftmals Grauwacke genannt, obwohl diese als meist quarzitische Sandsteine, selten als Arkosen, allenfalls in einigen Fällen als Subgrauwacke (weniger als 2 bis 2,5 Masse-% K₂O bzw. Na₂O) anzusprechen wären (MEYER 1994).

Schiefer ist das typische Gestein der Singhofen-Schichten und der nur lokal vorkommenden Eifel-Hunsrückschieferfazies im Süden bzw. Osten des Untersuchungsraumes, aber nur selten in Gesteinen aus der Herdorf- oder Ulmen-Unterstufe anzutreffen. Die geschieferten Pelite der Singhofen- und Hunsrückschiefer sind durchweg anchimetamorph.

In den Reudelsterz-Schichten treten rötliche und in den Eckfeld-Schichten gelbgrünlichgraue Tonschiefer eingeschaltet auf. Je höher der Tonanteil desto dunkelgrauer sind die **Tonschiefer** (^{^tsf}). Teilweise treten in ihnen kohlige Lagen auf.

Dünnlagige, dunkelgraue **Bänderschiefer** (^{^tfl}) bestehen aus millimeter- bis maximal zentimeterdicken Silt-/Sandstein-Abfolgen und gleichfarbigen tonigen Lagen (in gesamter Grauer klastischer Fazies). Die Singhofen-Schichten und Saxler-Schichten enthalten vereinzelt rötliche Bänderschiefer. Die Struktur der Schiefer wurde bei Temperaturen zwischen ca. 200 und 350°C gebildet und damit unterhalb des Niveaus der eigentlichen Gesteinsmetamorphose (MEYER 1994).

2.2.2. Kreidezeitliche bis tertiäre Landschaftsentwicklung und Verwitterungsbildungen

Die Landschaftsentwicklung während Oberkreide und Tertiär ist mit einer etliche Zehnermeter tiefreichenden, intensiven chemischen Verwitterung verbunden, die unter dem Fachbegriff **Saprolithisierung** (Saprolith = "Faulstein") zusammengefasst wird (FELIX-HENNINGSSEN et al. 1991). Unter subtropischem bis tropischem Klima bildete sich eine kaolinitische, tonige Verwitterungsdecke, deren Tiefe lagerungsabhängig ist. In steilstehenden Schichten reichte sie tiefer herab als in flacheren (MEYER 1994). Durch Hebung des Rheinisch-Ardennischen Schildes sank sukzessiv die Verwitterungsbasis.

Am Kraterhang des Weinfelder Maares, südöstlich von Daun, steht bei etwa 500 – 530 mNN das feste Gestein aus Bänderschiefer (Ulmen-Gruppe) an. Die Saprolithzone ist dort erodiert. Einen Kilometer westlich, außerhalb des Tephra-Areals, liegen diese Schichten bei etwa 490 – 500 mNN und damit kaum tiefer, was den starken Abtrag der Saprolithzone vor Ausbruch der Dauner Maare im Spätpleistozän anzeigt. Der vollständige ehemalige Tertiärboden wurde flächig bis zur basalen Zersatzzone in der Weichsel-/ Würm-Kaltzeit erodiert.

Alttertiäre Talzüge befinden sich in unmittelbarer Umgebung des Untersuchungsgebiets auf den westlich gelegenen Höhen beidseitig der Lieser ("Manderscheider Talung") und im Süden ("Hasborner Talung"). Diesen Tiefenzonen folgen meist die heutigen Täler, wie Lieser- oder Ueßbach-Tal. Die variszische Streichrichtung und lithologische Gesteinsmerkmale wirkten steuernd bei der Talbildung.

Residualtone der saprolithischen Verwitterung finden sich im Untersuchungsraum in Lagen von etwa 420 – 480 mNN (Süd- bzw. Nordteil). Aus tertiärem Alkaliolivinbasalt gebildete Residualtone kommen auf der Steineberger Ley bei ca. 550 mNN vor. Auf der Kulminationsfläche steht im Untergrund der Böden ein unter kaltzeitlichen Bedingungen solimixtiv umgelagerter dunkel-gelbgrauer bis dunkel-grünlichgrauer Ton an.

Häufiger als der Basaltton, prägt solifluidal verlagertes, pelitisches oder schiefriges Saprolithmaterial die Deckschichten. Dann sind die ursprünglich vorhandenen Böden erodiert und nur noch als (Braunerde-) Regosole ausgebildet. Bodenartlich sind es Lehmtone, Schlufftone, z.T. schwach tonige Lehme. Selten sind in kaltzeitlich umgelagerten Deckschichten spärliche Relikte der tertiären, ferallitischen oder fersialitischen Böden zu finden, die durch geflammte, rötliche Farbtöne (dunkel rot-grau, rötlich braun bzw. rötlich-graubraun) erkennbar sind. Sie sind auf der Substratkarte in Flächen mit der ID 194 enthalten (siehe auch Tab. 5).

Kiesige Lockergesteine mit fluviatilen bzw. limnisch-fluviatilen Tertiärsedimentanteilen liegen im Gebiet kryogenetisch hangverzogen und vermischt mit saprolithisiertem, devonischem Untergrundgestein auf Hangverebnungspositionen. Es handelt sich um graubraune bis intensiv braune, kiesige, sandig-tonige Lehme bzw. intensiv gelblichbraun bis rötlichgrau-braune kiesige Lehmtone oder Schlufftone unter abweichender Deckschicht (Substratgruppe **201**).

2.2.3. Vulkanismus und vulkanische Gesteine

Vor ca. 42 Millionen Jahren begann im Tertiär die landschaftsprägende Umgestaltung der Eifel durch den Vulkanismus. Dieser dauerte bis ins untere Miozän, das vor ca. 16 - 20 Millionen Jahre endete (MEYER 1994). Seit dem Mitteloligozän ist im Rheinischen Schiefergebirge die NW-SE orientierte Ausrichtung der Vulkanerscheinungen bestimmend, wie auch magnetische Anomalien im quartären Osteifel-Vulkanfeld zeigen (MEYER 1994). Nördlich des Untersuchungsraumes hat in der Hocheifel basaltischer Vulkanismus landschaftstypische Vulkankuppen entstehen lassen, wie mit knapp 750 mNN. den höchsten Berg der Eifel, die Hohe Acht (REBSKE 1980).

Die **tertiären Schicht- oder Stratovulkane** überdecken mit ihren Vulkaniten bzw. Tuffen oder Tuffiten den Gesteinssockel aus devonischen Gesteinen. Etwas nördlich der Blattmitte und vermutlich im Bereich einer Störung liegt die Erhebung Steineberger Ley (558 mNN). Hierbei handelt es sich um einen vulkanischen Tuffschlot in dem zuletzt Magma gangförmig intrusiv eindrang (BÜCHEL 1994; MEYER 1994). Durch Frostsprengung und solifluidaler Erosion erhielt die nach oben steil ansteigende Kuppe ihre heutige Form. Der Gipfel des Berges besteht aus Alkaliolivinbasalt (Hawaiiit, Mugearit, (+aoB)) und zählt zu den größeren Basaltvorkommen der Eifel. Ringförmig ist er von basaltischen Tuff (+VTb) umgeben (RAHM 1955, 1958; MEYER 1994).

Tab. 2 Petrographische Einteilung quartärer Vulkanite des Untersuchungsgebietes

Überbegriff	Festgesteine	Lockergesteine	Definition, Grenzwerte
Magmatite	Basische Magmatite (+Krb)		Effusive bzw. intrusive auskristallisierte Gesteinsschmelzen; SiO ₂ -Gehalt <52 Masse-%
Effusive Vulkanite	Basanitische Agglutinate (+Vb)		Kugelig-längliche Lavafetzen aus Bomben (über 64mm Durchmesser); mit Feldspat / Olivin
	Basischer Agglomerat-Tuff (+VTb) Basische Schlackenagglomerate (Schweißschlacke) (+Vb) Schlackenbrekzie (+Vb)		Vulkaniklastische, später verfestigte Magmatite: 1: Klasten mind.z.T. >63mm; 2: Klasten porös, blasig, rissig; 3: Kantig, Klasten 2-63mm
	Leucit-Nephelinit-Lava, Nephelin-Leucit-Lava (+B)		Erkaltete Lava (auskristallisiert aus Gesteinsschmelzen; SiO ₂ : 45-52%), feldspatarm
	Tuffite ¹ (+Vt) Vulkaniklastische Brekzien ² (+VE- ^Λ b)		Diagenetisch verfestigte epi- / pyroklastische Sedimente; 1: 25-75% pyroklast.Magmatit; 2: <25 % pyroklast.Magmatit
Pyroklastite		Tephra bzw. basische Tephra (+LT, +LTb)	Vulkanogenes Sediment (allgemein), Magmaanteil >75 %
		Aschen-Tephra, basisch (+LTb; a)	>75% authigener Magmaanteil <2mm groß (Sand, Schluff)
		Lapilli-Tephra, basisch, asche-reich (+LTb; l - +LTb; a)	>75% authigener Magmaanteil; Größe v.a. 2-63mm (Grus)
		Tuffitische Sedimente (schuttig, sandig, schluffig, oder ohne Fraktionsangabe) (+L-Vt;x; +L-Vt;s; +L-Vt)	Je 25-75% authigener Magmaanteil und epiklastischer Anteil devonischer Gesteine; Vorwiegend b.vulkanischer Aktivitätsphase umgelagert, Schutt: V.a. Auswürflinge ab 63mm
		Epiklastische Sedimente (blockschuttartig bzw. ohne Fraktionsangabe) (+L-VE;x; +L-VE)	<25% authigener Magmaanteil und >75% epiklastischer Anteil devonischer Gesteine; Primär pyroklastische Genese, während Aktivität umgelagert
Locker-sedimente (allgemein)		Aschenreiche Sande bzw. Laharartige Schlammablagerungen (LKs)	Vulkanische Matrix, epiklastische Schiefer o.a.Anteile; Transport als Suspension

Quartärer Vulkanismus ist zeitlich an die starke Hebung des Rheinischen Schildes ab der altquartären Hauptterrassen-Bildungsphase an Rhein und Mosel und räumlich an Schwächezonen gekoppelt. Der untersuchte Abschnitt des Vulkanfeldes der Westeifel, zwischen Daun an der Grenze zur Hocheifel und Bad Bertrich in der Moseleifel, stellt das Gebiet der jüngeren Ausbruchsstellen dar (BÜCHEL & MERTES 1982; LORENZ & BÜCHEL 1980; MEYER 1994).

Maare und Schlackenkegel sind morphologisch auffällige Vulkan-Formen des Südostabschnitts des quartären Vulkanfeldes der Westeifel und prägen das Landschaftsbild im Untersuchungsraum. Im Zentrum des Vulkanfeldes nordwestlich des Kartenausschnittes kommen dagegen gehäuft ältere, lavafördernde Vulkane vor.

In der nordwestlichsten Ecke des Untersuchungsraums befindet sich unmittelbar bei Daun der Firmerich-Vulkan. Er zählt nach radiometrischer Altersbestimmung mit ca. 600.000 Jahren (Mittelpleistozän) zu den ältesten quartären Vulkanen der Eifel (FUHRMANN 1983 zit.in MEYER 1994).

Für keines der Maare im Untersuchungsgebiet ist ein höheres Alter als würm-/ weichselzeitlich durch pollenanalytische oder Radiokohlenstoff-Datierung der organischen Sedimente aus den Maarkesseln belegt worden (MEYER 1994).

Tab. 3 Bedeutende Vulkane und vulkanartige Erhebungen im Untersuchungsraum

Name und Lage (Gemarkung)	Typ	Form	Geologie / Gesteine, fazielle Ausbildung; Besonderheiten	Höhenlage (mNN)
Hardt (Mehren)	Schlackenkegel	Gestört	Aktueller Steinbruchbetrieb	558 m
Hoher List (Schalkenmehren)	Schlackenkegel	Kegelförmig	Schlackenbrekzie, basischer Agglomerattuff	549 m
Altburg (Schalkenmehren)	Schlackenkegel	Kegelförmig	Schweißschlacke (basisch)	530 m
Firmerich (Daun)	Schlackenkegel	Kegelförmig	Schweißschlackenbrekzie, Tephra (basische Asche, schlackige Lapilli)	489 m
Römerberg (Strohn)	Schlackenkegel	Wallförmig	Von Strohnner Maarkessel aufge-löster (erodierter) Vulkankegel	469 m
Roter Berg (Wollmerath)	Schlackenkegel	Kegelförmig / gestört	Schweißschlacke (basisch, z.T. lavenartig geflossen); Altabbau	415 m
Weidgert (Winkel)	Schlackenring	Halbmondförmig	Schweißschlacke mit Tephra (basisch); Schlot erodiert	425 m
Wartberg (Strohn)	Ehemalige Schlackenkegel	+Zerstört (min. 3 Schlote); Kegelförmiger letzter Vulkan	Reste: Schweißschlacken (am Körperichberg), Agglomerattuff (im Alftal-Durchbruch); Tuffitische Pyroklastite; Aktueller Steinbruch teilverfüllt	418 m
Mäuseberg (Schalkenmehren)	unklare Genese	Kulmination ohne typische Vulkanform	Aschen-Lapilli-Maartephra (sehr mächtige Bedeckung vermutlich aus Gemündener Maartephra)	561 m
Maar am Hohen List (Schalkenmehren)	Kesseltal	Weiter Talkessel	Pyroklastite erodiert, wenig Epiklastische Sedimente	455 m
Steineberger Maar (Steineberg / Ellscheid)	Kesseltal	Weiter Talkessel	Eigene Pyroklastite erodiert, wenig Tephra	445 m
Mehrener Maar (Mehren-Kirchheimer Hof)	Kesseltal	Beckenförmig	Pyroklastite (basische Tephra) meist erodiert; Großer ebener Maarkesselgrund	420 m
Maar westlich Hoher List (Schalkenmehren)	Kesseltal	Weiter Talkessel	Eigene Pyroklastite erodiert; Vulkanform stark verändert	400 m
Wollmerather Maar (Wollmerath)	Kesseltal	Talanfang	Eigene Pyroklastite total erodiert; Vulkanform stark verändert	355 m

Angaben aus eigener Erhebung, sowie BÜCHEL & MERTES (1982), BÜCHEL (1994), MEYER (1994)

Die **Maare** sind wesentlich jünger. Das Holzmaar ist nach warvenchronologischer Auswertung vor 12.660 bis knapp 13.000 Jahren am Ende des trockenkalten Würmhochglazials entstanden (ZOLITSCHKA 1989). Ebenfalls zählen auch die tiefen Maarkrater der Dauner Gruppe im NW, das Immerather Maar im SE und das große Pulvermaar in der Mitte des Untersuchungsgebietes zu den erdgeschichtlich jungen Vulkanen (MEYER 1994).

Maare sind selbständige Gasvulkane mit trichter- bis schüsselförmigem Kraterkessel und einem oftmals nur relativ kleinen, oft flachen, den Krater umgebenden sogenannten Pyroklastitwall. Nicht mehr durchweg vorhanden sind die nach Erlöschen der Aktivität im Krater entstandenen Maarseen. Maare müssen in den unterlagernden Gesteinssockel eingetieft sein, was sie wesentlich von Calderen bzw. Schichtvulkanen mit Vulkankraterseen unterscheidet (BÜCHEL 1994; LORENZ & BÜCHEL 1980b). Ihr Name leitet sich wahrscheinlich aus dem lateinischen Begriff "mare" (Meer) ab (LORENZ & BÜCHEL 1980b: 49). Häufig werden im lokalen Sprachgebrauch der Eifel so auch kleinere Weiher bezeichnet, deren vulkanischer Ursprung aber unsicher ist.

Früher ging man davon aus, dass es sich bei den Maaren um gasreichere Vulkaneruptionen handelt, die während der Aktivitätsschlussphase gebildet wurden. Sie wären damit jünger als andere Vulkanbildungen. Dabei wurde vermutet, dass zuletzt durch Zustrom flüchtiger Stoffe in die Magmenkammer plötzliche Gasausbrüche für das Mitreißen von Neben-/Deckgebirgsgestein verantwortlich sei. Bei eini-

Tab. 4 Maare im Untersuchungsraum

Name und Lage (Gemarkung)	Größe Wasserfläche / Kraterdurchmesser)	Kratertyp (ggf. Wassertiefe)	Morphologie, Besonderheit; Geologie: Sedimenttypen	Höhenlage (mNN) ¹
Pulvermaar (Gillenfeld)	> 30 ha bzw. 950m x 900m	Maarsee, 73m	Krater/Wall: Tuffitische Pyroklastite, Tephra (basische Aschen); Wasserspiegel 5 m abgesenkt (1940er Jahre)	411 m
Weinfelder- / Totenmaar (Schalkenmehren)	> 5 ha	Maarsee, 51m	Krater/Wall: Tuffitische Pyroklastite, epiklastischer Schutt	484 m
Gemündener Maar zwischen Daun-Gemünden und Schalkenmehren	> 5 ha	Maarsee, 38m	Krater/Wall: Tephra (basische Aschen), tuffitische Pyroklastite bis tuffitischer Schutt	407 m
Schalkenmehrener Maare (Schalkenmehren)	> 5 ha (See) bzw. ca. 800m x 500m	W-Krater: Maarsee, 21m; E-Krater: Trockenmaar	Doppelmaar (zwei Krater); Krater/ Wall: Tuffitische Pyroklastite, Tephra (basische Aschen); Trockenmaar (85m tief): Moore	421 m
Holzmaar im Oberholz zwischen Eckfeld und Gillenfeld (Gillenfeld)	> 5 ha	Maarsee, 21m	Krater/Wall: Epiklastische Schutte (geringe Fördermenge, überdeckt Dürre Maar-Pyroklastika); Seefläche aufgestaut	425 m
Immerather Maar, NE der B 421, (Immerath)	> 5 ha	Maarsee, 3m	Krater/Wall: Tuffitische Pyroklastite, epiklastische Schutte; Stark verkleinerter, abgesenkter Seewasserspiegel	365 m
Mürmes, zwischen Ellscheid u. Schalkenmehren (Ellscheid / Mehren)	1500m x 800m	Verlandeter Maarsee	Kraterhänge: Erosierte tuffitische Pyroklastite; Kraterkessel (30m tief): An/Niedermoor; Ehemals Fischteich	406 m
Immerather Risch um gleichnamige Ortschaft (Immerath)	1300m x 900m	Trockenmaar	Kraterkessel (80m tief): Lokallösslehm; Krater/Wall: Tuffitische Pyroklastite, Epiklastische Schutte	375 m
Oberwinkeler Maar (Winkel)	ca. 800m	Trockenmaar	Kraterkessel (65m tief): Stark erodierte tuffitische Pyroklastite bzw. epiklastische Sedimente	375 m
Ellscheider Maar, zwischen Ellscheid und Pulver-maar (Gillenfeld)	700m x 600m	Trockenmaar	Kraterwall: Stark erodierte tuffitische Pyroklastite; Kraterkessel (50m tief): Lokallösslehm	415 m
Sprinker Maar im Alfal, SW Trautzberg (Strohn)	ca. 500 m	Trockenmaar	Kraterkessel (60m tief, Westteil im Alfal liegend); Krater/Wall: Tuffitische Pyroklastite, z.T. Schutte, Tephra (basische Aschen)	345 m
Dürres Maar, zwischen Holzmaar und Hitsche (Gillenfeld)	250 - 300m	Verlandeter Maarsee	Große Pyroklastitfördermenge; Kraterwall: Tuffitische Pyroklastite; Kraterkessel: Übergangsmoor (12m Torfmächtigkeit,	455 m
Strohner Maar, südlich Römerberg (Strohn)	250m	Verlandeter Maarsee	Kraterwall: LapilliTephra (aschenreich); Kraterkessel: Hochmoor (10m Torf, rezent wachsend)	426 m
Trautzberger Maar, nördlich von Trautzberg (Strohn)	ca. 100m	Trockenmaar	Kraterkessel (20m tief) mit Pyroklastitdecke der Wartberg- Vulkangruppe; Trockengelegt (1820)	445 m
Hitsche, nordwestlich vom Holzmaar (Schalkenmehren)	ca. 70-100 m	Trockenmaar	Kraterwall: Pyroklastite erodiert; Kraterkessel (abflusslos, 5m tief): Mächtige Lokallösslehme	460 m

Angaben aus eigener Erhebung, sowie BÜCHEL & MERTES (1982), BÜCHEL (1994), MEYER (1994)

¹ Höhe von Kraterkessel/ Wasserspiegel

gen Ausbruchsstellen soll später ein Einbruch über dem sukzessiv sich vergrößernden Förderkanal samt der entleerten Magmakammer stattgefunden haben. Caldera-artige Einstürze wurden wegen der starken Diskrepanz zwischen kleinen Pyroklastitwällen und wesentlich größerem Volumen der Maar-krater als Erklärung angenommen.

Aufgrund vielfältiger neuer Untersuchungen und Datierungen der Gesteinsablagerungen wird die Maar-genese seit den 1980er Jahren durch phreatomagmatische Eruptionen erklärt. Diese entstehen bei Kontakt von aufsteigendem Magma mit Wasser (Grund-/ Tiefen- oder Oberflächenwasser von Gewässern oder Seen). Der starke Druckaufbau führt dann zur explosiven Entladung. Der Explosionsort lag primär nur wenige hundert Meter tief und Deckgesteinsmaterial wurde gleichzeitig mit dem Magma durch Förderspalten an die Oberfläche transportiert. Wie an rezente Beispiele in Alaska zeigen, kann die Anfangsphase in nur wenigen Tagen durchlaufen werden (MEYER 1994). Danach kommt es oft in hochenergetischen, radial vom Ausbruchspunkt nach außen fließenden Eruptionswolken zu boden-nahem Transport der Förderprodukte in sogenannten "base surges". BÜCHEL & KRAWCZYK (1986) nehmen dies anhand der Ablagerungen auch für die Dauner Maargruppe an. "Air-fall"-Ablagerungen entstehen dagegen nach Aufstieg der feineren, ausgeworfenen Pyroklastite bis in große Höhen und Windverdriftung über größere Strecken, sowie anschließendes Ausregnen mit Bildung von gut sortierten Sedimenten (LORENZ & BÜCHEL 1980b). Vermutlich sind die deckenförmig im Gebiet zwischen der Römerberg-Strohner Maar-Gruppe und dem Immerather Maar verbreiteten Pyroklastite auf diesen Entstehungsprozess zurückzuführen. Dagegen finden sich ballistisch transportierte größere Pyroklasten nahe am Kraterwall und an dessen Aussenhang. Durch polyzyklische gravitative Deckgebirgseinbrüche bei anfänglich kleinem Maarkrater wurde bei anhaltender Vulkantätigkeit die Explosionskammer sukzessiv immer weiter unter die Oberfläche verschoben und der Kraterdurchmesser vergrößert.

Eine häufige Erscheinung sind sogenannte **Kesseltäler**. Dies sind beckenförmige Talweitungen im Bereich ehemaliger Maare, welche die maartypischen Pyroklastitwälle aufgrund späterer kaltzeitlicher Erosion verloren haben und daher abgerundete Krateroberhänge aufweisen. Das spricht für ein höheres Alter dieser vulkanischen Ausbruchspunkte (LORENZ & BÜCHEL 1982).

Die **Schlackenkegel** sind der häufigste Typ des basischen Vulkanismus. Sie haben kleine Krater über dem Förderkanal und einen kegelartigen Umriss. An der Erdoberfläche wird das in der Schmelze gelöste Gas schnell freigesetzt und das dadurch in Fragmente zerfetzte Magma auf den Vulkankegel ausgeworfen. Diese Magmatitform, sogenannte Schlacken, sind durch schaumartig-poröse Gestalt und scharfkantige Umrisse gekennzeichnet. In Nähe des Auswurfpunktes sind die aufprallenden Schlacken heißer als weiter entfernt und bei hohen Förderraten des Vulkans können sie miteinander verschmelzen und sogar in Form von Lavaströmen fließen (LORENZ & BÜCHEL 1980b).

Im untersuchten Gebiet ist ein solitärer **Schlackenring** ausgebildet. Bei diesen Maar-ähnlichen Vulkanen wurde der anfängliche Maarkrater während der Schlussphase des Vulkanismus durch überwiegende Schlackenförderung verfüllt und der Pyroklastitwall überdeckt (BÜCHEL 1994).

Eine Übersicht der vorkommenden Maare im Untersuchungsraum ist der Tab. 4 zu entnehmen. Die bedeutendsten anderen Vulkanformen wie Schlacken-Kegel, -Ringe etc. sind in der Tab. 3 zusammengestellt.

Mit der Entstehung der Maare fand die vulkanische Aktivität in der Westeifel nicht ihren Abschluss. Vulkanische Ereignisse sind auch künftig nicht auszuschließen (BÜCHEL & LORENZ 1982). Die gleichzeitige Entstehung von Maaren, Schlackenkegeln und Schlackenringen wurde im Untersuchungsraum mit verschiedenster Methoden der Altersbestimmung vom Pleistozän bis ins Spätglazial belegt.

Die **Vulkanischen Gesteine** sind SiO₂-untersättigt, alkalireich und basisch. Meistens handelt es sich um Foidite (Nephelinite, Leuzitite und basanitische Leuzit-Nephelinite) und Sodalith-Melilith-Foidit

(MEYER 1994). Das Fördersystem des je nach Abgrenzung ehemals 4 bis 7 Schlote umfassenden Wartgesberg-Vulkankomplexes war durch Basanite gekennzeichnet. Die Tephra der Wartgesberg-Vulkangruppe enthielt vor ihrem Abbau auch ultrabasische Mafite (MEYER 1994).

Verfestigte **basische Magmatite** des Quartärs können genetisch durch Ausfluss von Lava (effusiv) und anschließende Abkühlung mit Auskristallisation (= Eruptivgesteine, Vulkanite) oder Eindringen in umliegende Kontaktgesteine (= Intrusivgesteine) unterschieden werden.

Schweißschlacke bzw. Schlackenagglomerat (schlackenartig-poröse Vulkanite, schwammähnlich) und **Schlackenbrekzie** (eckig-kantige Vulkanitfetzen, z.T. mit wenig akzessorischen Gesteinsbruchstücken) entstanden nach dem Magmaausstoß beim Aufprall auf den Vulkan durch "Verschweißen".

Agglutinate sind bankförmige Vulkanite, die durch Zusammenschmelzen von glutflüssigen Bomben beim Aufprall auf die Vulkanoberfläche gebildet wurden. Diese können auch ohne Kontakt zu nachfolgend austretenden Laven eigenständig über eine kürzere Distanz, oder auch weiter als base-surge abgefließen sein bevor sie abkühlten und erstarrten.

Agglomeratische Tuffe haben ihre deutliche Verfestigung erst nach der Ablagerung von magmatischen Auswurfsmassen erhalten und können geringe Mengen an zertrümmertem (vulkanfremdem) Nebengestein des Devon enthalten.

Pyroklastite sind zwar bei der Vulkanaktivität gebildete, aber ballistisch oder weiträumig äolisch transportierte und danach sedimentierte Trümmergesteine ("klastisch"), die wegen dieser vorwiegend mechanischen Zerstörungsgenese aus anderem Gestein von den Vulkaniten unterschieden werden.

Ein locker gelagertes unverfestigtes Auswurfsprodukt mit mehr als 75% magmatischem (vulkanischem) Anteil ist die **Tephra**. Je nach Korngröße spricht man von **Aschen** (feinkörnig), **Lapilli** (erbsengroß, eckig-unregelmäßige Gestalt) oder **Bomben** (Größe von cm^3 - m^3). Sie treten sowohl als heterogene Gemische als auch gut sortiert auf.

Der magmatische Anteil in **tuffitischen Sedimenten** beträgt nur 25 bis 75%. Ansonsten enthält es mitgerissenes oder eingemischtes Gesteinsmaterial des devonischen Deckgebirges.

Epiklastische Sedimente bestehen zu über 75% aus Gesteinen des (devonischen) Deckgebirges, das bei plötzlichen Maarexplosionen mitgerissen wurde. Der vulkanische Anteil ist in diesen Sedimenten entsprechend gering.

Umgelagerte **pyroklastische Lockersedimente** sind ähnlich zusammengesetzt wie die Epiklasten oder Tuffitischen Sedimente. Diese überwiegend feinkörnigen Sedimente, wurden in Suspensionen mit dem die Eruptionen auslösenden externen Grund-/Oberflächenwasser in die Täler verspült. Epiklastische Aschensande waren an Schlammströmen (laharartigen Bildungen) beteiligt und verfüllten zeitweise die Täler des Nier- und Ueßbachs.

Tuffite, vulkaniklastische bzw. epiklastische Brekzien kommen nur im Untergrund der Deckschichten vereinzelt vor und bestehen aus verfestigten, ehemals lockeren pyroklastischen bzw. durchweg epiklastischen Auswürflingen.

2.2.4. Pleistozäne Landschaftsgenese, fluviatile Sedimente und äolische Ablagerungen

Das heutige Landschaftsbild wurde maßgeblich im Pleistozän („Eiszeitalter“) geformt. Dieser Zeitschnitt begann vor 2,6 Mill. Jahren und endete vor erst etwa 12.000 Jahren. Durch die starke Hebung des Rheinischen Schiefergebirges ab dem älteren Pleistozän und durch den sich wiederholenden Wechsel von Warm- und Kaltzeiten überwog letztlich starker Abtrag, was ein markantes Einschneiden der Fließgewässer in die präpleistozäne Landoberfläche zur Folge hatte. Alle tributären Fließgewässer stellten sich auf den Hauptvorfluter Mosel bzw. Rhein ein und vertieften ebenfalls ihre Talsysteme.

Ältere Terrassenablagerungen sind in Originalposition im Untersuchungsraum nicht erhalten und nur gelegentlich ist in den Böden der Steiltalhänge eine schwache Kiesbeimengung, meist aus Quarzit oder Gangquarz in der Grobbodenfraktion festzustellen. Die jüngsten Lieser-Schotter (würmzeitliche Niederterrasse) verbergen sich westlich der Lieser im Untergrund der Fläche zwischen Daun und ehemaligem Eisenbahnviadukt. Die Reste der Ueßbach-Niederterrasse sind oberhalb ihres Steiltalabschnitts zwei Meter über dem heutigen Talgrund zu suchen (QUITZOW in MEYER 1994).

Einige junge Eruptionspunkte beeinflussten durch Lavaströme und Sedimente magmatischer Herkunft die Talbildung im Jüngeren Pleistozän. Vulkanisches Material füllte die Täler und führte örtlich zum Aufstau. So flossen z.B. die Auswurfsmassen des "Immerather Maares" durch das kleine Nierbachtal und ergossen sich in Form eines Lahar-artigen Sedimentstroms ins Ueßbachtal. Im Mündungsbereich beider Täler sind Reste dieser Sedimente unterhalb der Deckschichten vorhanden. Ein weiteres Beispiel findet sich im Alftal nördlich von Strohn. Dort liegen Lavaströme unter fünf bis sechs Meter mächtigen Kiesablagerungen (Niederterrasse) bzw. spätwürmzeitlichen Schwemm-Tephren (MEYER 1994) und holozänen Auensedimenten.

Die eiszeitlichen **Lokallösse** nahmen beim Überwehen saprolithischer Zersatzdecken aus Verwitterungsmaterial auf. Sie waren primär lehmiger als die Lössen in Nähe der großen Flusstäler. Carbonatfreie **Lokallösslehme** (Symbol lok) kommen süd- / westlich in Richtung Moseltal und Bitburger Gutland vor. Der Begriff **polygenetische Lössderivate** (Symbol Lp) der äolischen Hauptkomponente bezeichnet die Herkunft aus primär kalkfreier Lokallösslehmfazies. Allerdings gibt es örtlich eindeutige Hinweise auf ehemals vorhandenes Carbonat, sodass die äolische Hauptkomponente dort nicht eindeutig Löss oder primär kalkfreiem Lokallöss zugeordnet werden kann (Symbol LO). Ein charakteristisches Unterscheidungsmerkmal gegenüber kalkhaltigen reinen Lössen im Schiefergebirge, z.B. denen des Neuwieder Beckens, ist das Verhältnis Grob- zu Mittelschluff, das im Lokallösslehm deutlich niedriger liegt. Lokallösse mit Restcarbonat kommen im Untersuchungsgebiet jedoch nicht vor.

Verlehnte Lokallösse sind jünger als einige Maare, da sie kleinere Formen fast nivellieren. Beispielsweise ist das kleine, hochwürmzeitliche „Hitsche Maar“ noch als flache Senke erhalten. Die Zusammensetzung der Sedimente ist teilweise komplex, da verschiedene Lockergesteine durch kaltzeitliche Prozesse vermischt wurden.

Auf der Hochfläche bei Strotzbüsch liegen bei etwa 400 mNN. nahe der Geländeoberfläche z.B. kryogen veränderte **Lokallösslehme** der aus carbonatischem Lokallöss hervorging. Etwa zeitgleich mit der Sedimentation gelangte zudem lokale Tephraasche in dieses äolische Sediment. Später wurde auch noch saprolitisierter Schiefer bei kryogenen Umlagerungsvorgängen eingepresst.

Der würmzeitliche Vulkanismus verursachte Abspülvorgänge. In den Tiefenzonen, zum Beispiel im Talgrund des Ueßbachtals bei Meiserich, lagerte sich der von Hängen erodierte Lokallösslehm ab und ist dort örtlich noch heute erhalten.

In den älteren, kesselartigen Trockenmaaren liegen, wie auf einigen Hochflächen im "Airfall"-Areal der Vulkanablagerungen, intensiv gelbbraune bis gelblichgraue Lösslehme über sandig-(tonigen) Pyroklastiten. Während der letzten Eiszeit wurden sie von den steilen Kraterhängen vollständig in die Kessel verschwemmt oder solifluidal umgelagert. Sie nahmen dabei z.T. farblich erkennbares Fremdmaterial auf. Bereits zu diesem Zeitpunkt dürften sie angewittert bzw. entkalkt gewesen sein und können von Lösslehm oder Solumsediment überdeckt sein.

Die Deckschichten und die umgelagerten Lokallösslehme haben Bodenarten von schluffigem bis tonigem Lehm, d.h. sie sind meistens toniger als nicht verspülte Lokallösslehme. Der äolische, verlehnte Lokallöss hat eine gelblich-braune Farbe (10YR 5/4 bis 5/5). Es handelt sich um einen Lehm mit geringem Sandanteil (ca. 10 - <20 %) mit meist erkennbarem Grobbodenanteil von ca. 10-15 %.

2.2.5. Pleistozäne Deckschichten

Die natürliche (geogene) Elementzusammensetzung der Böden als oberster und jüngster Teil der Erdkruste geht primär auf die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung zurück. Die Böden sind jedoch fast ausnahmslos nicht unmittelbar in Verwitterungsprodukten der Festgesteine entwickelt. Vielmehr fand die Bodenbildung meist in kaltzeitlichen (pleistozänen) oder holozänen Lockersubstratdecken (Deckschichten) statt. Überwiegend sind es Ablagerungen, die durch Abschwemmungen, Verwehungen und/oder durch Durchmischungen und Verlagerungen unter kaltzeitlichem Klima entstanden. Bei diesen Prozessen entstanden eigenständige geologische Schichten, die neben den Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsbildungen (Lokale Komponente) auch ortsfremde Lockersedimente wie Löss(-lehm) enthalten können und als periglaziale Lagen (Symbol: pfl) bezeichnet werden. Es sind allochtone, solifluidale und -mixtive Lockersedimente. Die Bildung der heute vorhandenen periglazialen Lagen fand überwiegend in der Weichsel-(Würm-) Eiszeit statt. Sie entstanden durch oberflächennahes Auftauen des kaltzeitlichen 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, (vulkanische) Tephren) vermischten sich mit dem Material der an der Oberfläche liegenden Schicht und/oder mit im Einzugsgebiet der Solifluktionsdecken anstehenden Gesteinen.

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. Basalte, Schiefer) wirkt das Fremdmaterial „verdünnend“, d.h. es senkt in Abhängigkeit von seinem Anteil mehr oder weniger den Gesamtgehalt. Der entgegengesetzte Effekt tritt natürlich in Lagen auf, die spurenelementarme Gesteine wie beispielsweise Sandsteine oder Quarzite enthalten.

Die periglazialen Lockergesteinsdecken bestehen außerhalb des Vulkanfeldes hauptsächlich aus zersetzten Devongesteinen. Der Lösslehm-Anteil ist meist nur gering bis sehr gering (Anteilklassen 1.1 –

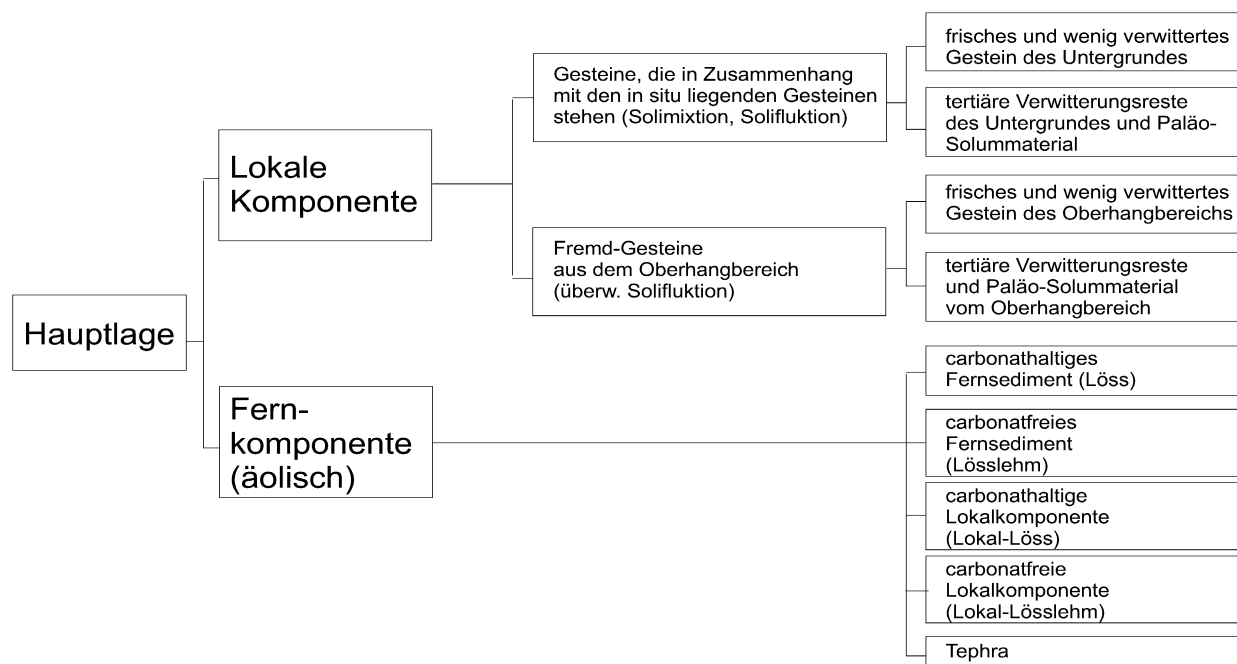


Abb. 2 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

1.2). Seltener sind mittlere bis hohe Löss(lehm)-Anteile zu finden. Dies ist in Mulden der Hochflächen und z.T. in Steiltälern im Süden, sonst auch in Trockenmaaren der Fall (Substratgruppe **199**). Dort sind auch typische Lösslehme in umgelagerter Form anzutreffen. Extreme Übernutzung führte zu weiträumiger Erosion, sodass in geneigten Hangexpositionen lösslehmfreie periglaziale Basislagen aus devonischen Gesteinen oberflächlich die Regel sind (Substratgruppe **200**, z.T. **194**, **198**). Trotz ungünstig hohem Grobbodenanteil wird Substratgruppe **200** auch ackerbaulich genutzt. Die Erosionsböden (Regosole, Braunerde-Regosole) haben Bodenarten aus schluffigem bis schwach sandigem Lehm. Durch die pleistozäne Steiltalbildung gelangten **Schiefer, teils mit psammitischen Lagen** im Pleistozän an die Oberfläche. Dort finden sich auch gering entwickelte Böden wie Ranker oder Ranker Braunerden. Auf steileren Felsen mit schütterem Eichen- bzw. Strauchbewuchs sind initiale Syrosem- oder Felshumusböden ausgebildet, in denen Humus- oder Feinerdeakkumulation kaum möglich sind.

Im Verbreitungsgebiet der periglazialen **Basislagen aus devonischen Sandsteinen und Quarziten** findet man die am geringsten nährstoffversorgten, oligotrophen Waldstandorte (Substratgruppe 194). Sie verarmten durch historischer Intensivnutzung an Nährstoffen oder befinden sich auf exponierten Steilhängen. Unter Laubwald sind auf kaum geneigten Hochflächen jedoch lösslehmarme, **periglaziale Hauptlagen** mit mehr oder weniger erodierten Braunerden ausgebildet. Gute Moder-Humusformen deuten auf mesotrophe Standortsbedingungen hin.

Typisch für das Untersuchungsgebiet sind Braunerden aus **Lösslehm-armen, pelitischen Periglaziallagen (Hauptlage)** (Substratgruppe 198). Sie kommen meist im Forst vor, wurden aber dort in historischer Zeit auch ackerbaulich genutzt. Es fällt auf, dass hier günstige Moderhumusformen der Waldstandorte vorkommen. Unter Ackerland ist dort nur die **periglaziale Basislage aus reinem Pelitzersatz** mit schwach tonigem Lehm erhalten. Darin sind Regosole und Braunerde-Regosole entwickelt. Wenn in tonigeren Unterbodenhorizonten örtlich saprolithischer Schiefertone enthalten ist, führt die Deckschicht in niederschlagsreichen Perioden zeitweise Stauwasser. Daher werden diese Pseudogley-Regosole oder Pseudogley-Braunerden als Grünland genutzt.

In Substratgruppe 197 sind **psammitisch-pelitische, lösslehmführende Periglaziallagen** aus schluffigem bis schwach sandigem Lehm, teilweise schwach tonigem Lehm ausgewiesen. Überwiegend sind es Waldböden mit zunehmend günstigerer Nährstoffversorgung, was auf höhere Lösslehmanteile zurückzuführen ist. Unter Waldbnutzung sind Braunerden typisch.

In den überwiegend **löss(lehm)-geprägten Periglaziallagen aus devonischen Schiefer und Peliten** (Substratgruppe **199**) kommen in der Moseleifel im Wald fast nur mullartige Moder- und sogar gute F-Mull-Humusformen auf den meso- bis schwach eutrophen, sehr gut nährstoffversorgten Waldstandorten vor. Bei hohen Lösslehmgehalten tritt in dieser Einheit örtlich **solifluidaler Lösslehm mit geringem Anteil an Schiefer und Peliten und z.T. basischen Tephren** auf. Typisch sind stark entwickelten Braunerden, in denen gelegentlich eine schwache Tonverlagerung auftritt. Kolluvial überdeckte, tiefhumose, erodierte Braunerden sind unter derzeitiger Wald- und Grünlandnutzung an Unterhängen und in Mulden anzutreffen.

In dem ackerbaulich am häufigsten genutzten **Deckschichtsubstrat aus zersetzten devonischen Peliten, Psammiten und Lösslehm** (Substratgruppe **201**) kommen fast nur Erosionsböden, Regosole und Braunerde-Regosole vor. Die gepflügte, zumeist lösslehmhaltige Deckschicht enthält den ehemaligen Verbraunungshorizont. Im Grünland in Dellentälchen und Mulden kommen eingespülte Solumsedimente mit Stau-/ Grundwassereinfluss vor. Die Bodentypen dort sind Kolluvisol-Gleye, Pseudogley-Gleye, Nassgleye.

Tertiäre Basalte sind komplett von stark lösslehmgeprägten Deckschichten verhüllt (Substratgruppe 221). In deren periglazialen Lagen sind tiefhumose Braunerden und Braunerde-Regosole entwickelt. Im Gipfelbereich der Steineberger Ley kommen sie über kryogenen fersiallitischen Paläobodenresten (Re-

Tab. 5 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum
(Flächenanteile abgeleitet aus der Substratkarte)

Substratgruppen	Kurzbezeichnung	ID.*	km ²	%
Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)	Au/Al	162	1,8	1,4
Auen- und Solumsedimente [Lösslehm (2-3) / Pelite; Schiefer (Devon) (1-2) / Tephren (Quartär-Tertiär) (1-2)]	A; U [Lp (2-3) / ^to; ^tsf; ^tfl (d) (1-2) / +LT (q-t) (0-1)]	226	8,5	6,4
Moor oder Anmoor	H; AH	31	0,3	0,2
Sandstein; Quarzite (Devon) / Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Sandstein; Quarzite (Devon) (3-4) / äolische Sedimente (0-1)]	^s (d); ^q (d); pfl/U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp (0-1)]	194	2,9	2,2
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Lösslehm (1-2) / Sandstein; Quarzite (Devon) (1-2) / Pelite und Schiefer (Devon) (1)]	pfl/U [Lp (1-2) / ^s; ^q (d) (1-2) / ^to; ^tsf; ^tfl (d) (1)]	197	5,1	3,9
Pelite und Schiefer (Devon) / Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Pelite und Schiefer (Devon) (3-4) / Lösslehm (0-1)]	^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl/U [^to; ^tsf (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]	198	15,4	11,6
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Lösslehm (2-3) / Pelite; Schiefer (Devon) (1-2)]	pfl/U [LO;Lp (2-3) / ^to; ^tsf; ^tfl (d) (1-2)]	199	1,8	1,4
Periglaziale Lagen / Solumsediment [Pelite; Schiefer (Devon) (2-3) / Sandstein; Quarzit (Devon) (1-2)]	pfl/U [^to; tsf; ^tfl (d) (2-3) / ^s; ^q (d) (1-2)]	200	3,4	2,5
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Pelite; Schiefer (Devon) (2-3) / Lösslehm (1-2) / Sandstein; Quarzite (Devon) (1)]	pfl/U [^to; ^tsf; ^tfl (d) (2-3) / Lp (1-2) / ^s; ^q (d) (1)]	201	24,4	18,4
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Pelite; Schiefer (Devon) (2-3) / Lösslehm (1-2) / Tephren (Quartär-Tertiär) (1-2)]	pfl/U [^to; ^tsf; ^tfl (d) (2-3) / Lp (1-2) / +LT (q-t) (1-2)]	224	35,1	26,5
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Löss(-lehm) (2-3) / Basische magmatische Festgesteine (Quartär-Tertiär) (1-2)]	pfl/U [LO;Lp (2-3) / +Krb (q-t) (1-2)]	221	0,4	0,3
Periglaziale Lagen / Solumsedi. [Basische magmatische Fest- und Lockergesteine (Quartär-Tertiär) (3-4) / div. Nebenkomp. (0-1)]	pfl/U [+Krb; +LTb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]	223	1,4	1,1
Basische Tephren (in situ und natürlich umgelagert) / Kippsubstrate [Basische Tephren (3-4) / div. Nebenkomp. (0-1)]	+LTb; +L-Vt; pfl/U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]	218	17,6	13,3
Periglaziale Lagen / Solumsedimente / Kippsubstrate [Löss(-lehm) (2-3) / Basische Tephren (1-2)]	pfl/U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]	219	6,3	4,8
Periglaziale Lagen / Solumsedimente [Lösslehm (1-2) / Tephren (Quartär-Tertiär) (1-2) / Sandstein; Quarzite (Devon) (1-2)]	pfl/U [Lp (1-2) / +LT (q-t) (1-2) / ^s; ^q (d) (1-2)]	225	4,6	3,4
Vulkanogene epiklastische Ablagerung; vorherrschend aus karbonatfreien devonischen Sedimentgesteinen	+L-VE/^seg	222	1,1	0,8
nicht kartierte Flächen (Siedlungen; Gewerbe; Gewässer; etc.)			2,5	1,9
Gesamtfläche	Summe		132,6	100,0

* ID. = Identifikationsnr. der Substratgruppe in der Substratkarte (siehe auch Kartenanlage)

in Klammern gesetzte Zahlen = Mengenanteilklassen

Kürzel	Einstufung	Definition
1	gering	< 35 % Anteil am Feinboden
2	mittel	35 - 65 % Anteil am Feinboden
3	hoch	> 65 % Anteil am Feinboden
4	ausschließlich	100 % Anteil am Feinboden

sidualtone) vor. Wenig unterhalb des Gipfels nimmt in der Deckschicht Stauwassereinfluss zu, da basaltischer Tuff in den Unterboden in lösslehmreichen Tonfließerden eingemischt ist. Die dort verbreiteten Pseudogley-Braunerden bildeten sich vermutlich erst nach Rodung des Waldes, da der frühere Baumbestand eine höhere Verdunstung hatte und die tuffhaltigen Unterböden keine extremen Stausohlen darstellen.

Durch den Airfall pyroklastischen Materials aus dem quartären Vulkanismus wurden in der unmittelbar postvulkanisch einsetzenden Verspülungs- und späteren Solifluktuationsphase in alle damals an der Geländeoberfläche ausgebildeten Sedimente deutliche, feine pyroklastische Anteile eingemischt. Wegen der damit einhergehenden Abtragung reiner Pyroklastitschichten sind Deckschichten älterer Maare und Kesseltäler nur wenig von Deckschichten der reinen Devonareale außerhalb der pyroklastischen Airfallgrenze unterscheidbar.

In den Substratgruppen **218** und **219** sind Deckschichten ausgewiesen, in denen pyroklastisches Material mit Löss(-lehm) und örtlichen Spuren aus devonischer, teils epiklastischer Gesteinsverwitterung vermischt ist.

Die Maare und Schlackenkegel an deren Hängen sich die **pyroklastischen Ablagerungen** erhalten haben und das meist hochflächenartige Umfeld der Vulkane, das sich durch den pyroklastischen Fallout durch teilweise bis weit über zehn Meter mächtige Sedimentpakete bildete, sind die Kernflächen der vulkanischen Haupteinheit (Substratgruppe **218**). Sie umfasst Deckschichten die genetisch innerhalb der Gruppe zum Teil deutlich unterscheidbar sind, jedoch petrographisch miteinander verwandt und substrattypologisch sehr ähnlich zusammengesetzt sind. Allgemein treten die pyroklastischen Substrate dieser Substratgruppe als schwach bis stark sandige Lehme und stark lehmige Sande in Erscheinung, etwas untergeordnet sind auch oberflächennahe Lehmsande anzutreffen. Sehr auffallend sind die dunkel braungrauen bis schwarzgrauen Bodenfarben. Solch sandige Bodenarten sind außerhalb des Vulkanfeldes in devonischen Substraten ungewöhnlich und ein deutliches Unterscheidungsmerkmal zu letzteren Deckschichten.

In den Arealen der pyroklastischen "Air-fall"-Zone liegen in Flächen der dargestellten Substratgruppe **225** komplex zusammengesetzte Decksubstrate, die örtlich im Untergrund erhalten gebliebene tuffitische Sedimente oder epiklastische Schutte überdecken. In den meisten Fällen jedoch ist der Untergrund durch Basislagen aus zersetzten Devongesteinen aufgebaut. Die vorkommenden Braunerden unterscheiden sich im Hauptlagenabschnitt jedoch nicht wesentlich. Als Hauptkomponenten besitzen sie Lösslehm, Tephren und devonische Sandsteine. Örtlich treten auch devonische Pelite als Nebenanteil auf. Kolluvisole aus **Solumsediment** und Regosol-Braunerden aus gravitativ verlagertem Hauptlagen-substrat kommen in alten Kesseltälern oder an Maarkesselhängen vor.

In der Substratgruppe **224** sind Tephren oder tuffitische Sedimente selten das Ausgangsgestein, meist sind es devonisch geprägte Basislagen. Die Decksubstrate sind genetisch vergleichbar mit der Einheit **225**. Regelmäßig kommt eine Lösslehm-führende **Periglaziallage** vor, die petrographisch ebenfalls komplex zusammengesetzt aber pelitisch geprägt ist. Darin sind Braunerden aus schluffigem Lehm, selten schwach sandigem Lehm entwickelt. Der maximal mittlere Grobbodenanteil setzt sich aus Devongestein und z.T. magmatischen Lapilli zusammen. In kleineren Tälern wurde das von angrenzenden Hängen abgeschwemmte Material akkumuliert. Dort kommen Kolluvisole aus **Solumsediment** mit gleicher Bodenart vor.

Auf den zuletzt aktiven Vulkanen liegen bei vollständig erhaltener Abfolge als Decke zuoberst **lösslehmarme, lapilliarme basische Tephraaschen** (Symbol +LTb;a) und **lösslehm- bzw. lapilli-arme, tuffitische Sedimente** (+L-Vt). Sie gehen über in gravitativ verlagerte bzw. verschwemmte basische Tephraaschen.

Anders als die spätwürmzeitlichen Maaren Dürres Maar und Gemündener Maar besitzen die allerjüngsten Pyroklastite des Pulver- und Immerather Maares keine Hauptlage, die per Definition als Auftauschicht anzusehen ist. Während ihres Bildungszeitraumes war die Konsolidierung der vulkanischen Lockersedimente und z.T. die Vulkanaktivität noch nicht abgeschlossen. Bodenartlich kommen oberflächlich schluffig-lehmige bis (stark) lehmige Sande vor. Mäßig verbrauchte Regosol-Braunerden sind in weniger geneigten Reliefpositionen die typische, vollständige Bodenform. Bei forstlicher Nutzung (Laub-

oder Mischwald) ist die Streuzersetzung dort durchweg optimal und das Vorjahreslaub wird komplett in einer Vegetationsperiode abgebaut (L-Mull). Eine gute bis sehr gute Nährstoffversorgung auf diesen fast durchweg voll eutrophen Standorten ist die Regel. **Basislagen** aus älterer basischer lapilliführender Tephraasche oder mit verwitterter basischer Schlackenbrekzie sind stärker verwittert. In ihnen sind typische Braunerden bis ferritische Braunerden entwickelt mit schwach sandigen bis schwach tonigen Lehmen in der Deckschicht. Unter Laubwald ist auf eu- bis mesotrophen Standorten die Streuzersetzung geringfügig schlechter (mullartige Moder-, feinhumusarme Moder-Humusformen).

Dank ihrem günstigen Nährstoffangebot werden die Böden aus **pyroklastischen Ablagerungen** (Substratgruppe **218**) vorrangig landwirtschaftlich genutzt. Die bereits lange andauernde Nutzung hatte häufig starke Erosion der lösslehmführenden Hauptlagen zur Folge. Braunerden degradierten zu Regosolen bis Braunerde-Regosolen, die nun teilweise in Lösslehm-freien Basislagen entwickelt sind. Für weniger geneigte Bereiche sind Kolluvisole aus lapilligrusigen Lehmsanden die typischen Bodenform.

In einigen spätwürmzeitlichen Maaren sind Lösslehm-reiche Substrate anzutreffen, die aufgrund des geringeren Alters der Maare (z.B. im „Mürmes“-Maar) nicht dem hochwürmzeitlichen Lokallösslehm entsprechen können. Oft ist die Deckschicht als deutlich tephraführende **Hauptlage** ausgebildet oder es handelt sich um älteren solifluidalen oder verschwemmten **Sandlösslehm**. Derart zusammengesetzten Substrate bilden gemeinsam die Substratgruppe **219**. An gering geneigten Maakessel- wie auch an Vulkankegelhängen bildeten sich in diesen Substraten Parabraunerde-Braunerden. In Richtung Maakesseltiefenzone gehen sie in Kolluvisole über. Typische Bodenarten reichen von schluffig-lehmigem Sand bis zum schwach sandigen Lehm. Die Böden dieser Substratgruppe werden fast durchweg landwirtschaftlich genutzt.

Bei der Substratgruppe **222** handelt es sich um **epiklastische Schutte**. Der Anteil devonischer Gesteine liegt daher bei über 75% und der Anteil vulkaneigener Tephra ist entsprechend gering (siehe oben). Sie ist in Kesseltälern und alten Maaren (z.B. Immerather Risch) und auf pyroklastischen Fächern (z.B. nördlich des Holzmaars) zu finden. Örtlich, z.B. in der Nähe des spätwürmzeitlichen Holzmaars sind sie Lösslehm-reich und als periglaziale Lage (Hauptlage) anzusehen. Bei geringem Lösslehm-Anteil sind es grusführende, sandige Lehme bis Gruslehme. In ihnen sind Regosolen bis Regosol-Braunerden entwickelt. Sie bilden mesotrophe Waldstandorte mit feinhumusarmen Moderhumusformen bei hohem Steingehalt in der Deckschicht.

An steilen Kraterhängen (z.B. am Steinbruch oberhalb Immerath) sind diese jüngeren Deckschichten durch Übernutzung erodiert. Dort bilden ältere **schuttreiche Basislagen** aus älteren, ehemals schwach verfestigten epiklastischen Brekzien (+VE-^ab) die Deckschicht. In ihnen sind Braunerde-Ranker aus Sandschutt bis (Braunerde-) Regosole aus Lehmschutt, z.T. bis Schuttlehm entwickelt.

Vertreter vulkanischer Festgesteine sind in der Substratgruppe **223** zusammengefasst. Darunter fallen Nephelin-Leucitit-Laven bzw. Schlackenagglomerate und basische Schlackenbrekzien, sowie basische Agglomerat-Tuffe sowie Tuffite. Die dortigen **Basislagen** werden ferner durch lockere Pyroklastite in Form von Aschen und Lapilli aufgebaut. Die Tephren wurden von jüngeren Vulkanen ausgeworfen und mit dem verwitterten Festgesteinsmaterial solifluktiv vermischt. In Hauptlagen wurden Lokallösslehm bzw. polygenetische Lössderivate in geringem Anteil eingemischt. Das Bodenformeninventar reicht unter Acker- bzw. Grünland von locker gelagerten Braunerden aus grusführenden Lehmen bis Gruslehm (Hauptlagen über Basislagen) bis zu Regosolen aus Gruslehm oder Lehmgrus (Basislagen). Die älteren verfestigten Ablagerungen sind örtlich (z.B. am Kraterand des Oberwinkler Maars, im Alftal) durch historische Bodenerosion wieder fast an die Oberfläche geraten. Kleinflächig stehen unter Wald im Durchbruchstal des Alfbaches südlich von Strohn verwitterte basanitische Agglutinate (+Vb), basische Agglomerattuffe (+VTb) und auch basaltische Lava (+B) des Wingertsberg-Vulkanes mit flachgründigen Braunerde-Ranker-Bodenbildungen in Basislagen an.

2.2.6. Holozäne Landschaftsgenese und Sedimente

Im Untersuchungsgebiet ist seit dem Ende des Atlantikums mit anthropogenen Eingriffen in die Umwelt zu rechnen. Die Zuwachsraten der Mikrolagen in Maarseesedimenten zeigen einen Sprung von Werten zwischen vormals 0,4 bis 0,7 mm pro Jahr auf 1 mm. Durch Feinstratigrafie und Sedimentanalysen der Seeablagerungen im Holzmaar deutet ZOLITSCHKA die festzustellenden Stoffeinträge und Holzkohlenanreicherungen aus Bohrkernen in 6 m Tiefe in die Zeit der frühesten neolithischen Besiedlungen zwischen 3400 und 3200 Jahren v.Chr. (ZOLITSCHKA 1989). Mit Einführung des Ackerbaus (Eifel-Hunsrück-Kultur) nahmen Bodenerosion und Sedimenteintrag auf Raten von bis zu 12 mm pro Jahr zu. Dies geschah wahrscheinlich erst recht unter der römerzeitlichen Besiedlung mit Gutshöfen ab dem ersten Jh. n.Chr..

Das in Fließgewässer eingetragene Solummaterial wurde bei Hochwasserablauf in den Auen fluvial aufgelandet. In breiteren Abschnitten des Ueßbach, Sammetbach, Ulmenerbach ist eine starke Mäanderbildung in den Auen zu beobachten. Die Alfaue ist in einigen Abschnitten (zwischen Mehren und Gillenfeld) und ihre Zuflüsse bei Saxler und Udlar (untere Bachaue) sowie einige Maarkessel (z.B. "Mürmes") während kurfürstlich-trierischer Besitzphase und bis weit ins 19.Jh. in Fischteichanlagen umgewandelt worden. Im 20. Jh. wurden Abschnitte der Alf begradigt und vertieft. Dies sollte vor Hochwasser schützen und das nach Aufgabe der Teichwirtschaft versumpfte Grünland trocken legen.

Die **Solumsedimente** und **carbonatfreien Auensedimente** der Täler sind schluffige und schluffig-tonige Lehme und bestehen aus dem erodierten Bodenmaterial ihres Einzugsgebietes. Im Alf-Tal und im Ulmener Bachtal verzahnen sich fluviale Auensedimente und Solumsedimente, die seitlich in die zwei breiteren Täler als teils deutliche Schwemmfächer eingeschwenkt wurden (Substratgruppe **226**). In Abschnitten, die durch Aufstau als Fischteiche phasenweise kaum Gefälle hatten, lagerten sich tonige und fein- bis mittelschluffige Fraktionen bei Hochwässern ab. Dort sind die tonigsten Sedimente des Untersuchungsraums zu finden. Zudem sind sie reich an organischer Substanz.

In schmaleren Tälern, z.B. des Tiefen- oder Sammetbachs, wechseln sich durch Solumsedimente dominierte Streckenabschnitte und solche mit Auenablagerungen im Tallängsverlauf ab.

Die Lieser- und Ueßbach-Auen und der obere Abschnitt der Alf weisen durchgängig **carbonatfreie Auenschluffe bis -lehme** mit schluffiger bis lehmiger Bodenart auf (Substratgruppe **162**).

Bis auf die anmoorigen Randzonen dominieren bei den verlandeten Maarseen (siehe Tab. 4) flächenmäßig die **Nieder- und Übergangsmoore**. (Substratgruppe **31**). In den zwei kleineren Maaren "Dürres Maar" und "Strohner Maar" ist eine sehr kleine, aber deutlich gewölbte 10 bis 12 Meter große Kernzone aus **Hochmoortorf** ausgebildet. Aus Naturschutzgründen unterblieb die Beprobung dieser Moorflächen.

2.3. Klima (ULRIKE ZOLLFRANK)

Die Beschreibung der Klimasituation im Untersuchungsgebiet ist mit Schwierigkeiten behaftet. Auf dem Blatt selbst konnte auf keine Station des DWD zurückgegriffen werden. Deshalb wurden zur weiteren Orientierung die Station Dreis-Brück des Agrarmeteorologischen Messnetzes Rheinland-Pfalz, die jedoch auch außerhalb des Untersuchungsgebietes liegt und damit nicht unmittelbar repräsentativ sein kann, sowie interpolierte Niederschlagsdaten hinzugezogen (siehe Tab. 6)

Die durch den Vulkanismus überprägte Hochflächen-Landschaft des Untersuchungsraums hat eine mittlere Höhe um 440 mNN. Typisch sind Höhen zwischen 380 und 480 mNN. Die höchsten Erhebungen wie Mäuseberg oder Steineberger Ley erreichen Höhen um 560 mNN. Der tief in die Hochfläche

Tab. 6 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur und Niederschlagssummen sowie der klimatischen Wasserbilanz (Auswertezeitraum 1994 - 2005) des Agrarmeteorologischen Messnetzes Rheinland-Pfalz und langjährige Mittelwerte des DWD (1951 - 1980)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Station: Dreis-Brück (526 mNN)													
Niederschlag (mm)	74	51	58	65	58	61	70	77	75	79	67	65	802
Mitt. Temp. (°C)	0,1	1,2	3,9	6,7	11,1	14,2	15,9	16,1	12,0	8,4	3,8	0,6	7,8
Max. Temp (°C)	12,0	15,5	21,2	25,8	30,7	31,5	32,6	36,0	28,2	25,3	16,1	11,1	36,0
Min. Temp (°C)	-17,4	-16,3	-13,6	-7,7	-2,0	1,2	4,4	2,1	-0,1	-6,9	-10,4	-17,0	-17,4
Klim. Wasserbilanz	71	47	31	13	-18	-30	-13	8	26	63	66	59	323
Station: Nürburg (618 mNN) (DWD)													
Niederschlag (mm)	72	60	70	65	74	79	81	83	64	66	78	80	870
Mitt. Temp. (°C)	-1,3	-0,7	2,1	5,5	10,0	13,1	14,8	14,7	11,9	7,9	2,7	0,3	6,7

eingeschnittene Ueßbach verlässt im Süden das Blatt Gillenfeld auf einer Höhe von nur etwa 250 mNN. Der Höhenlage entsprechend herrscht im Untersuchungsgebiet ein feucht gemäßigtem Klima vor. Die Jahresdurchschnittstemperaturen liegen überwiegend zwischen 7 und 8°C, können aber Relief- bedingt kleinräumig stärker schwanken. Oberhalb von 500 mNN treten auch Jahresdurchschnittswerte unterhalb von 7 C auf. So ergibt sich im Beobachtungszeitraum von 11 Jahren bei der Station Dreis-Brück Extremwerte -17,4 °C im Winter bis 36,0°C im Hochsommer. Nur die Monate Juni bis August sind lang-jährig frostfrei (siehe Tab. 6).

Der mittlere interpolierte Jahresniederschlag betrug im Untersuchungsraum für den Zeitraum 1951-1980 830 mm. Die Niederschläge schwanken zwischen 730 und 930 mm, wobei der etwas größere Teil davon im Winterhalbjahr fällt. Durch die kühl-feuchte Witterung besitzt die Station Dreis-Brück eine positive Wasserbilanz von mehr als 320 mm/a. Nur in den Monaten Mai, Juni und Juli ist die potentielle Verdunstung größer als der Niederschlag. Die Wasserbilanz ist im restlichen Jahr durchweg positiv. Für das gesamte Untersuchungsgebiet ist von einer merklichen Grundwasserneubildung auszugehen.

2.4. Bevölkerung und Flächennutzung

Weite Bereiche des Untersuchungsraums Gillenfeld liegen im Landkreis Vulkaneifel. Er weist mit 67 Einw./km² neben dem Eifelkreis Bitburg-Prüm (59 Einw./km²) die geringste Bevölkerungsdichte aller rheinland-pfälzischen Landkreise auf (Statistisches Landesamt 2015). Im Osten berührt der Landkreis Vulkaneifel den Landkreis Cochem Zell und im Südwesten den Landkreis Bernkastel-Wittlich. Auch sie zählen mit einer Bevölkerungsdichte <100 Einw./km² zu den bevölkerungsarmen Landkreisen in Rheinland-Pfalz. Diese Landkreise weisen aufgrund negativer Geburtenrate und geringer Zuwanderung eine negative Bevölkerungsentwicklung auf.

Überwiegend gehören die Gemeinden zur Verbandsgemeinde (VG) Daun (Lk. Vulkaneifel). Die östlichen Gemeinden Wagenhausen, Wollmerath und Filz zählen zur VG Ulmen (Lk. Cochem-Zell), die Gemeinde Eckfeld zur VG Wittlich-Land (Lk. Bernkastel-Wittlich).

Die Stadt Daun mit durchschnittlich 163 Einw./km² ist bezüglich der Landesplanung ein Mittelzentrum. Mit zunehmender Entfernung zum Mittelzentrum nehmen die Einwohnerzahlen bis auf 30 Einw./km² ab. Im Zeitraum von 1992 bis 2014 veränderten sich die Flächenanteile der Landwirtschaft von 44,5% auf

Tab. 7 Flächennutzung im Untersuchungsraum (Flächenanteile aus der Nutzungskarte abgeleitet)

Nutzung	km ²	%
Wald- und Gehölzfläche, davon:	50,5	38,0
Laubwald	15,8	11,9
Laub- und Nadelwald	15,8	11,9
Nadelwald	18,9	14,2
Ackerland	30,8	23,2
Grünland	43,8	33,0
Feuchtgebiete	0,5	0,4
Siedlungsflächen	4,3	3,3
Siedlungsfreiflächen	0,4	0,3
Industrie und Gewerbe	0,4	0,3
Bergbau	0,4	0,3
Wasserflächen	1,0	0,8
Sonstige Nutzungen	0,5	0,4
Gesamtfläche	132,6	100,0

42,9%, die Waldflächen mit 42% auf 43,4% und die Siedlungsflächen mit 11,8% auf 12,3% nur gering. Der schon seit vielen Jahren anhaltende Trend zu steigenden Betriebsgrößen in der Landwirtschaft besteht auch im Untersuchungsraum. Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe verringerte sich in der VG Daun im Zeitraum von 1971 bis 2010 von fast 1500 auf knapp über 200 Betriebe (-85%). Gleichzeitig stieg die landwirtschaftlich genutzte Fläche je Betrieb von 9 auf 47 ha. Die landwirtschaftliche Nutzfläche veränderte sich damit aber nicht wesentlich. Aufgrund des feucht-kühlen Klimas ist der Anteil an Dauergrünland sehr hoch und beträgt in der VG Daun fast 70% (Stand 2010). Der Anteil beim Ackerland ist mit 30% entsprechend gering. Beim Viehbestand gab es im Zeitraum 1950-2010 deutliche Veränderungen. Insbesondere die Schweinehaltung ging drastisch zurück. Die größte Bedeutung hat heute die Rinderhaltung, wobei der Anteil der Milchkühe in dem Zeitraum merklich zurückging. Die Anzahl der Schafe liegt weit über dem Landesdurchschnitt. Bis etwa 1990 nahm die Anzahl der Tiere deutlich zu, ist seit dem aber wieder rückläufig.

Die Landschaft ist durch den Vulkanismus geprägt und ist wegen ihrer geologischen Erscheinungsform einzigartig in Deutschland. Daher zählt der Tourismus zu den wichtigen Erwerbszweigen. Die Landkreise Vulkaneifel, Cochem Zell und Bernkastel-Wittlich zählen mit 9500 und mehr Übernachtungen je 1000 Einwohner zu den rheinland-pfälzischen Landkreisen mit den höchsten Übernachtungszahlen. Die Verbandsgemeinde Daun verzeichnete 17 Orte mit Fremdenverkehrsprädi-katen im Jahr 2016 (Statistisches Landesamt).

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 Gitter-

punkte der TK 25 vorgegebene Raster von 1 km². 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 135 Profile im Kernuntersuchungsgebiet aufgenommen. Weitere 15 Profile stammen von an das Untersuchungsgebiet angrenzenden Rasterflächen. Die Bodenprofile wurden 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. Im Arbeitsgebiet liegen weitere 14 Profile aus unterschiedlichen Untersuchungsprogrammen. Es stehen 608 bodenkundlich beschriebene Horizonte zur Verfügung, von denen 418 beprobt und analysiert wurden. Die horizontbezogene Beprobung der ersten 30 cm des Mineralbodens erfolgte überwiegend in kleinen Schürffgruben. Bei Waldböden wurde zusätzlich aus den O-Horizonten der organischen Auflage eine Mischprobe entnommen.

Die Proben bestanden aus mindestens 0,8-1 kg Feinboden (<2mm) bzw. 1 l organischer Auflage. Bei 67 Profilen wurde für die Analytik auf organische Schadstoffen aus dem obersten Mineralbodenhorizont zusätzlich ca. 1 l Probenmaterial entnommen, das umgehend gekühlt wurde.

Die Beprobung und Aufnahme der Geländesituation erfolgte durch Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (Fa. TERRA PLAN HOFFMANN; Frankfurt a.M.).

3.2. Analytik

Die allgemeine Analytik, die Untersuchungen auf anorganische Spurenelemente und Radionuklide führte das Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz durch. Die Analyse der organischen Schadstoffe erfolgte durch die Fa. CHEMLAB (Bensheim).

3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung

- Anorganische Parameter: nach DIN ISO 11464 (1996) (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 verschließbaren Kunststoffgefäßen.
- Organische Schadstoffe: Transport der homogenisierten, feldfrischen Probe in gekühlten Glasflaschen, Abtrennung des Grobbodens (8 mm Sieb), Bestimmung der organischen Schadstoffe und der Bodenfeuchte an Teilproben.

3.2.2. Allgemeine Analytik

- Korngrößenzusammensetzung: nach DIN ISO 11277 (2002) (Sieb- und Pipettverfahren nach KÖHN); Zerstörung der org. Substanz bei Gehalten > 1,5 Masse-%.
- pH-Wert: nach DIN ISO 10390 (1997) (elektrometrische Bestimmung in 0,01 mol/l CaCl₂).
- Carbonate: nach DIN ISO 10693 (1997) (volumetrische Bestimmung nach SCHEIBLER).
- Gesamtkohlenstoff: nach DIN ISO 10694 (1996) (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung)

- Organischer Kohlenstoff: indirekte Bestimmung nach DIN ISO 10694 (1996) (berechnet aus Gesamtkohlenstoffgehalt und Carbonatgehalt ($C_{org} = C_t - (0,12 \times CaCO_3)$))
- Gesamt-Stickstoff: nach DIN ISO 13878 (1998) (Wärmeleitfähigkeitsdetektion nach trockener Verbrennung).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (1997) (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-AES (Ca, Mg, Al) (Nachweisgrenzen siehe Tab. 8).
- Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen: DIN 19684 Teil 8, Bestimmung: Flammenphotometer (Ca, K, Na), Flammen-AAS (Mg), elektrometrisch (H-Wert), $KAK_{pot} =$ Summe der austauschbaren Kationen.
- Phosphor, Kalium: DL-Methode nach VDLUFA (1991), Bestimmung mit ICP-AES.

3.2.3. Spurenelemente

- mobile Spurenelemente:
nach DIN 19730 (1997) (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-AES (Cu, Ni, Zn), G-AAS (As, Cd, Cr, Pb), FIMS (Hg)
- Spurenelemente (*Gesamtgehalt*):
Königswasser-Extraktion nach DIN ISO 11466 (1997); Bestimmung: Flammen-AAS (Cr, Cu, Ni, Pb), G-AAS (As, Cd), FIMS (Hg), ICP-AES (Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Zn)

Tab. 8 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)

(Die Nachweisgrenzen beziehen sich auf den Gehalt im Boden)

Element	Mittlere Nachweisgrenze in mg/kg TB	
	Königswasser-Extraktion	NH_4NO_3 -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

3.2.4. Organische Schadstoffe

- Organochlorpestizide: nach E DIN ISO 10382 (1998); Trocknung mit Natriumsulfat, Extraktion (8 h) mit Petrolether am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Kieselgel, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polychlorierte Biphenyle (PCB): nach DIN 38414 Teil 20 (1996); Trocknung mit Natriumsulfat, Extraktion (8 h) mit Hexan am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Silbernitrat/Kieselgel, Einengen des Extraktes, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Pentachlorphenol (PCP): nach E DIN ISO 14154 (1998); Trocknung mit Natriumsulfat, nach Ansäuerung mit Salzsäure Extraktion (8 h) mit Aceton/Hexan am Soxhlet, Einengen des Extraktes, Derivatisierung eines Aliquotes mit Essigsäureanhydrid, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.

Tab. 9 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Organochlorpestizide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)

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

Tab. 10 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)

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

Tab. 11 Mittlere Nachweisgrenzen, Summenformeln und Faktoren der Toxizitätsäquivalente der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)
(Faktoren der Toxizitätsäquivalente (TE) aus AbfKlärV (1992))

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

- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): nach Merkblatt Nr. 1, LUA-NRW (1994); Trocknung mit Natriumsulfat, Ultraschall-Extraktion (2 h), Einengen des Extraktes, Reinigung des Extraktes über Kieselgel, Messung per Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F): nach EPA 8280, E DIN 38414 Teil 24 (1998); Gefriertrocknung, Zugabe von ¹³C-Dioxinstandards, Extraktion (8 h) mit Toluol am Soxhlet, Reinigung des Extraktes über Aluminiumoxid, Messung per hochauflösender Gaschromatographie 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. 11 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.

3.2.5. Radionuklide

Im Rahmen der Untersuchungen zum Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz werden die in Tab. 12 aufgeführten künstlichen und natürlichen, primordialen Radionuklide gemessen. Von den drei natürlichen Zerfallsreihen, Uran-Radium, Thorium und Actinium, liefern die beiden erstgenannten Zerfallsreihen den größten Beitrag zur natürlichen Strahlenexposition. Die Probenvorbereitung erfolgt nach E DIN ISO 11464 (Lufttrocknung, manuelle Vorzerkleinerung, Trockensiebung mit 2 mm Sieb zur Abtrennung des Grobbodens). Die Probenlagerung geschieht bei Raumtemperatur.

Die Probe wird vor der Messung in normierte Kunststoffdosen (Marinelli-Becher) eingewogen. Die gammaspektrometrische Messung findet mit einem koaxialen Reinst-Germanium-Detektor statt.

Tab. 12 Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der messbaren Radionuklide

	²³² Th	²³⁸ U	⁶⁰ Co	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Potentielle Quelle des Isotops	Natürliche Thorium-Zerfallsreihe	Natürliche Uran-Radium-Zerfallsreihe	Fall-/Washout durch Atomwaffenversuche und Tschernobyl - GAU				Natürlich
Mittlere Nachweisgrenze (NWG) [Bq/kg] (Anz. < NWG)	12 (5)	69 (212)	0,6 (347)	1,5 (347)	0,5 (347)	0,6 (37)	-
NWG-Minimum [Bq/kg]	-	10	0,1	0,3	0,1	0,2	-
NWG-99.Perzentil [Bq/kg]	-	108	1,0	3,4	0,8	1,9	-
Median [Bq/kg] (Anz.)	44 (347)	<69 (347)	<0,6 (347)	<1,5 (347)	<0,5 (347)	22,3 (347)	590 (347)
Halbwertszeiten*	1,405E+10	4,47E+9	5,27	2,76	2,07	30,03	1,26E+9

* Halbwertszeiten aus: <http://www.nndc.bnl.gov/nudat2/chartNuc.jsp> (National Nuclear Data Center (NNDC)). Wenn nicht anders angegeben, wird die Halbwertszeit in Jahren angegeben.

Die Tab. 12 zeigt die Messwerte der Radionuklide aller beprobten Horizonte im Untersuchungsgebiet. Die Nachweisempfindlichkeit kann nicht pauschal angegeben werden, da sie im Wesentlichen von der Messzeit und von der Dichte der Probe abhängt. Die Messdauer schwankt zwischen 3,5 und 72 Stunden. Die Schüttdichte der getrockneten Proben liegt allgemein zwischen 0,2 und 1,6 g/cm³. Die Messzeiteinteilung der Proben erfolgt nach den Kriterien Schüttdichte und Erwartungswert. Die Messdauer von Proben mit einer Schüttdichte < 0,8 g/cm³ beträgt typisch > 13 h. In Klammer ist die Anzahl der Proben angegeben, die die Nachweisgrenze unterschreiten bzw. die den Median bilden.

3.3. Auswertung

3.3.1. Bildung von Datenkollektiven

Die Redaktionsgruppe Hintergrundwerte der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat Regeln erstellt, wie Horizonte zur Ableitung von Hintergrundwerten zusammengefasst werden können. Durch Anforderungen, die sich aus der BBodSchV (1999) und hinsichtlich der Fragestellung ergeben, wird von den streng pedogenetischen Definitionen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (**KA4**; AG Boden 1994) teilweise abgewichen (siehe unten).

Horizont(-gruppen)bezogene Hintergrundwerte werden nur für anorganische Stoffe berechnet. Für die organischen Schadstoffe liegen ausschließlich Werte für den obersten Mineralbodenhorizont vor. Diese sind im Oberboden so intensiv gebunden, dass mit einer nennenswerten vertikalen Verlagerung nicht zu rechnen ist. Sie werden ausschließlich nach Nutzungsarten differenziert.

Das Substrat ist das wichtigste Differenzierungskriterium für naturbedingte Gehalte anorganischer Stoffe in Böden. Daher muss vor der Bildung von Horizontgruppen der Datenbestand zunächst in Substratgruppen unterteilt werden. Sofern noch eine ausreichende Fallzahl besteht, ist eine tiefere Untergliederung der Gruppe der Oberbodenhorizonte in Nutzungsklassen sinnvoll.

Wesentliches Kriterium bei der Zuordnung eines Horizontes zu einer in Tab. 13 (Spalte 2) aufgeführten Horizontgruppe ist das Hauptmerkmal der Horizontbezeichnung. Übergangshorizonte zwischen angrenzenden Horizontgruppen (z.B. Ah-Bv, Al+Bt, Cv-Bv) werden gemäß den Regeln, die für das Hauptmerkmal (letzter Symbolteil) gelten, zugeordnet. Zusätzlich werden auch nutzungsabhängige Tiefen-

stufen, wie sie die BBodSchV (Anhang 1) vorgibt, berücksichtigt. Daher ergeben sich bei der Gruppenbildung Abweichungen zu den streng pedogenetischen Definitionen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (**KA4**; AG Boden 1994).

Organische Auflage

Bei forstlicher Nutzung liegen dem Mineralboden i.d.R. organische Horizonte auf, die mit dem Hauptsymbol L oder O gekennzeichnet sind. Sie werden als eigenständige Substratgruppe behandelt. Durch Bioturbation und Nährstoffkreislauf kann die stoffliche Zusammensetzung vom unterlagernden Mineralboden beeinflusst sein. Daher wird das direkt folgende Substrat als Gliederungsmerkmal berücksichtigt.

Oberboden

Zu den Proben aus Oberbodenhorizonten zählen **alle** obersten Mineralbodenhorizonte und alle Horizonte, die als Hauptsymbol ein „A“, „H“, „R“ oder „M“ besitzen, sofern sie innerhalb nutzungsspezifischer Untergrenzen liegen:

- Acker-, Sonderkulturen (z.B. Wein, Obstbau): Oberster Mineralbodenhorizont und weitere A-, H-, R-, oder M-Horizonte, deren Untergrenze ≤ 30 cm ist. Horizonte, die diese Anforderungen erfüllen, deren Untergrenze jedoch 30 cm überschreiten, zählen ebenfalls zum Oberboden, sofern mehr als die Hälfte der Horizontmächtigkeit innerhalb ≤ 30 cm liegen.
- Grünland-, Forstnutzung: Oberster Mineralbodenhorizont und weitere A-, H-, R-, oder M-Horizonte, deren Untergrenze ≤ 10 cm ist. Horizonte, die diese Anforderungen erfüllen, deren Untergrenze jedoch 10 cm überschreiten, zählen ebenfalls zum Oberboden, sofern mehr als die Hälfte der Horizontmächtigkeit innerhalb ≤ 10 cm liegen.
- Horizonte mit den obengenannten Hauptsymbolen, die die genannten Untergrenzen unterschreiten, können dem Unterboden zugeschlagen werden, sofern es sich um gering humose Horizonte (z.B. Ae- oder Al-Horizonte) handelt.

Unterboden

Die Horizonte, die zwischen Oberboden und Untergrund entwickelt sind, zählen zur Gruppe der Unterböden. Dies sind im Wesentlichen die Horizonte mit den Hauptsymbolen B-, P-, T-, S- und G-Horizonte. Unter bestimmten Voraussetzungen können Oberbodenhorizonte – abweichend zur KA4 – ebenfalls in diese Gruppe fallen. Dies sind vor allem tieferliegende Horizonte, in denen Abreicherungsprozesse vorherrschen (Ae- oder Al-Horizonte). R- und M-Horizonte, die sich unterhalb der für Oberböden geltenden Tiefenstufen befinden, können zu den Unterböden gezählt werden, wenn sie nur gering humos sind (Humus < 1 Gew.%).

Unterbodenhorizonte, die einer dauerhaften oder langanhaltenden Vernässung unterliegen (Hauptsymbol: Gr, Gw, Srw, Srd), sollen in Zukunft gesondert behandelt werden. Durch beständige oder überwiegend reduzierende Verhältnisse weisen sie eine besondere Elementmobilisierung auf.

(Paläo-)Unterböden der Residualsedimente der Carbonatgesteine (T-Horizonte) sowie fersialitische bzw. ferrallitische Unterböden (Bu, Bku, Buk, Bj) werden in der vorliegenden Arbeit hingegen nicht zu den Unterböden gezählt, da in ihnen hohe bis extreme Stoffanreicherungen stattfinden können, womit ihre Stoffdynamik erheblich von der jüngerer Böden abweicht.

Untergrund

Untergrundhorizonte sind alle Horizonte mit dem Hauptsymbol „C“, sowie Unterbodenhorizonte unterhalb von 120 cm, die keiner dauerhaften oder langanhaltenden Vernässung unterliegen.

Tab. 13 Anorganische Stoffe: Gliederungsschema für die Bildung von Hintergrundwerten

1. Gliederungsmerkmal Substratgruppen	2. Gliederungsmerkmal Horizontgruppen	3. Gliederungsmerkmal Nutzung
Substrat	(Auflagehorizonte)	(Wald)
	Oberboden	Wald
		Acker
		Grünland
		Wein
		Sonderkulturen (ohne Wein)
	Unterboden	-
	Untergrund	-

3.3.2. 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. Für statistische Berechnungen, in denen konkrete Zahlenwerte benötigt werden (z.B. bei der Summenbildung von Stoffgruppen), wird bei Unterschreitung der Nachweisgrenze der Wert 0 eingesetzt.

3.3.3. Statistische Auswertung

Folgende statistische Kenngrößen wurden für einzelne Datenkollektive ermittelt:

- Anzahl der Messwerte
- Prozentualer Anteil der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze
- 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 Perzentile herangezogen (siehe auch DIN ISO 19258 (2006)). 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

v: Stellung des Perzentils im aufsteigend sortierten Datenkollektiv

n: Probenanzahl

k: Rangplatz, ganzzahliger Teil von v

f: Dezimalteil von v

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 ≥ 20 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 der höchste Messwert angegeben, der im jeweiligen Datenkollektiv die berechnete Ausreißergrenze noch unterschreitet.

In den Kapiteln der *Allgemeinen Parameter* und *Spurenelemente* werden nur die Ergebnisse für das gesamte Land Rheinland-Pfalz (*landesweit*) angegeben. Bei den *Organischen Schadstoffen* und *Radionukliden* erfolgt zudem der Vergleich der statistischen Daten des Untersuchungsraumes mit den landesweiten Daten. In den Tabellen sind in den mit „Herkunft RP“ gekennzeichneten Zeilen die Nutzungen aufgeführt, die sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in anderen Landesgebieten vorkommen. Die statistischen Kennwerte des Untersuchungsraums sind in den Zeilen mit „5703“ markiert.

Bei den künstlichen Radionukliden erfolgt zudem die Berechnung von auf 30 cm Bodentiefe normierten gewichteten Gehalten. Dieses besteht aus einem arithmetischen Mittel, in das die elementspezifischen Gehalte der einzelnen Horizonte innerhalb der oberen 30 cm Bodentiefe, gewichtet um ihre jeweiligen Horizontmächtigkeiten, eingehen. Der Rechenweg ist an einem Beispielpprofil in Tab. 14 aufgeführt.

Dieses Maß berücksichtigt nicht nur den obersten Mineralbodenhorizont, der besonders in Waldböden oft nur geringmächtig und erheblich höher belastet ist als die unterlagernden Horizonte. Es relativiert somit die häufig hohen Konzentrationen des obersten geringmächtigen Mineralbodenhorizonts der Waldböden und verbessert die Vergleichbarkeit zu den bearbeiteten Oberböden der landwirtschaftlich genutzten Standorte.

Tab. 14 Ermittlung von gewichteten Gehalten an einem Beispielpprofil

Horizont	Obergrenze	Untergrenze	Mächtigkeit in cm	Gehalt des Horizontes	Gehalt x Mächtigkeit		Gewichteter Gehalt
Ahe	0	4	4	8,4	33,6	/30	2,8
Ah-Bv	4	19	15	2,6	39,0		
Bv	19	42	(23) 11*	0,9	9,9		
					Σ 82,5		

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

3.3.4. Graphische Darstellung

Der Boxplot (siehe Abb. 3) 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.

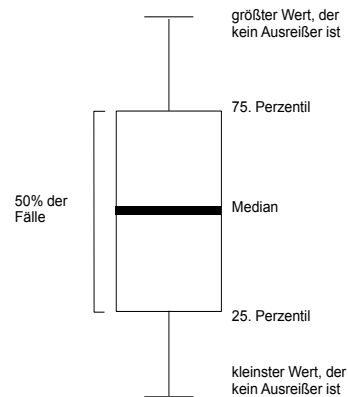


Abb. 3 Schema eines Boxplots

3.3.5. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50.000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50.000 hinterlegt.

Die Nutzungskarte basiert auf ATKIS-Daten des Digitalen Landschaftsmodells (DLM) der Ausbaustufe 25/2. Für den Bodenzustandsbericht weniger wichtige Objektgruppen sind zusammengefasst.

Die Nutzungskarte wird den Karten, die die Gehalte an organischen Schadstoffen und an künstlichen Radionukliden darstellen, hinterlegt, da es sich um xenobiotische Stoffe handelt. Deren Konzentrationen sind im Boden überwiegend von der Bodennutzung bestimmt. 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 1:50.000, 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.

Falls die Farbe des Kreisdiagramms sich erheblich von der Hintergrundfarbe abhebt und/oder der Anteil über dem 90. Perzentil dargestellt wird, ist in der Regel von einer deutlichen anthropogenen Komponente auszugehen.

Die Lagegenauigkeit der Kreisdiagramme ist im Mittel schlechter als 50 m, um aus Datenschutzgründen eine parzellen- bzw. personenbezogene Lokalisierung nicht zu ermöglichen.

4. Ergebnisse

4.1. Allgemeine Parameter

4.1.1. KorngröÙenzusammensetzung

Die KorngröÙenzusammensetzung (Textur) eines Bodens und ihre vertikale Verteilung innerhalb eines Bodenprofils bestimmt maßgeblich das Ausgangsmaterial der Bodenbildung. 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 Bodeneinhaltsstoffe 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 Masse% Ton (KUNTZE et al. 1988).

Weitere wichtige Bodeneigenschaften wie Erodierbarkeit und Ertragsfähigkeit werden von der KorngröÙenzusammensetzung 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 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 ($\varnothing 0,002\text{-}0,06 \text{ mm}$)) und Sand (S ($\varnothing 0,06\text{-}2 \text{ mm}$)) charakterisiert. Die Bodenart Lehm (L) kennzeichnet Feinböden, in denen alle drei Kornfraktionen einen erheblichen Anteil besitzen.

In der BBodSchV (1999) definiert die Bodenart neben der Bodenreaktion den Anwendungsbereich der Vorsorgewerte für Metalle (siehe 4.2.).

Sofern Substrate keine ortsfremden Komponenten enthalten, wird die KorngröÙenzusammensetzung von den Gesteinen des Untergrundes und deren Verwitterungsgrad bestimmt. Da bei eingewehten ortsfremden Komponenten wie Löss meist eine Kornfraktion stark dominiert, können sie bei hohem Anteil die ursprüngliche KorngröÙenzusammensetzung erheblich verändern. Im Untersuchungsraum handelt es sich wahrscheinlich aber meist um Lokallösslehm, der überwiegend aus verwehten Verwitterungsbildungen der näheren Umgebung besteht (siehe 2. und unten).

Obwohl das Ausgangssubstrat der Bodenbildung im Untersuchungsraum überwiegend aus so unterschiedlichen Gesteinen wie devonischen Schiefer und/oder magmatischen Lockergesteinen besteht, ist ihre KorngröÙenzusammensetzung dennoch relativ einheitlich. Im Oberboden fallen 84% der untersuchten Proben in die Bodenartenhauptgruppen Schluff und Lehm. Bei 38% aller untersuchten Proben wurde die Bodenart schluffiger Lehm (Lu) festgestellt. Die im KorngröÙendreieck benachbarte Bodenart schwach sandiger Lehm (Ls2) kommt mit 21 % ebenfalls häufig vor. Mit Abstand folgen die Bodenarten schwach toniger Lehm (Lt2) mit einer Häufigkeit von 11% und mittel sandiger Lehm (Ls3) mit 7%. Verbreitet enthalten die Oberböden zwischen 17 und 30 Masse-% Ton und 37 und 56 Masse-% Schluff. Mehr als 50 Masse-% Sand wurden nur in 5% der Oberböden festgestellt. Dabei handelt es sich immer um Böden der basischen Magmatite.

Die Böden im Untersuchungsraum weisen meist einen merklichen Grobbodenanteil ($>2 \text{ mm}$) am Gesamtboden auf. Fast 40% der untersuchten Oberböden besitzen einen Grobbodenanteil zwischen 10 und 25 Vol.-%. In etwa 1/3 der Fälle liegt der Grobbodenanteil noch höher. Nur etwa jeder 5. Oberboden

Tab. 16 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge_{to}$; $\wedge_{tsf}$; $\wedge_{tfl}$ (d); pfl; U [$(\wedge_{to}; \wedge_{tsf}; \wedge_{tfl})$ (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]									Angaben in Masse % <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	478	26,2	13,7	17,6	15,4	6,9	7,0	9,8	Lehm	Lt2
Unterboden	381	25,1	13,9	17,0	15,3	7,2	7,1	10,1	Lehm	Lt2
Untergrund	516	21,3	13,1	16,1	14,3	8,1	9,0	13,0	Lehm	Ls2
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ($\wedge_{to}$; $\wedge_{tsf}$; $\wedge_{tfl}$) (d) (1-2)]										
Oberboden	674	25,2	13,4	18,5	17,1	7,4	6,7	7,1	Lehm	Lt2
Unterboden	737	25,3	13,1	18,7	18,7	7,1	6,0	6,4	Lehm	Lt2
Untergrund	40	20,3	10,0	16,3	20,6	6,8	6,2	9,1	Lehm	Ls2

schluffiger Lehm (Lu) mit 24% und schwach sandiger Lehm (Ls2) mit 15% immer noch die am häufigsten vorkommenden Bodenarten. Gut 1/4 der Proben aus dem Untergrund befinden sich in der Bodenartenhauptgruppe Sand. Ausnahmslos sind es Schichten aus basischen Locker- und Festgesteinen. Vereinzelt tritt dort die Bodenart mittelsandiger Grobsand auf. Ansonsten sind es Lehmsande. Im Verbreitungsgebiet der devonischen Sandsteine und Quarzite weisen Ober- wie Unterböden mit 50 bis 60 Masse-% einen für diese Substratgruppe ungewöhnlich hohen Schluffgehalt auf (vgl. Tab. 15). Eine Abhängigkeit von der Höhe des Lösslehmanteils ist dabei nicht zu erkennen. Die Bodenartenhauptgruppe Lehm besitzen 2/3 der Proben. Im Übrigen handelt es sich meist um schwach sandigen Lehm (Ls2).

Pelite des Unterdevon besitzen im Untersuchungsraum den größten Flächenanteil. Diese schwach metamorphen klastischen Gesteine setzen sich aus feinwechselnden tonigen und schluffreichen Bändern zusammen (siehe 2.). Daneben können auch (fein- bis mittel-)sandige Lagen eingeschaltet sein. Die Pelit-reichen Ober- und Unterböden enthalten durchschnittlich 24 Masse-% Ton, wobei der Tongehalt in einem Bereich von 19 bis 28 Masse-% nur wenig variiert. Ihr mittlerer Schluffgehalt beträgt 51 Masse-% und auch bei dieser Kornfraktion bewegt sich der Gehalt nur in einem engen Rahmen von 42 bis 58 Masse-%. Der Sandgehalt streut mit 20 bis 36 Masse-% etwas stärker. Durchschnittlich enthalten sie 26 Masse-% Sand. In diesen Horizonten dominiert der schluffige Lehm (Lu), gefolgt von schwach tonigem Lehm (Lt2) und schwach sandigem Lehm (Ls2).

Ober- bzw. Unterböden sowie Untergrundhorizonte unterscheiden sich nicht im Tongehalt. Die Untergrundhorizonte enthalten etwas weniger Schluff und sind etwas sandiger, so dass die Bodenarten schwach toniger Lehm (Lt2) und schwach sandiger Lehm (Ls2) überwiegen.

Sofern die Untergrundgesteine nicht selbst einen hohen Grobschluffanteil besitzen, kann die Dominanz dieser Kornfraktion ein Indiz für das Vorhandensein von Fernlöss sein. In den Lösslehm-freien bis -führenden Schichten ist das Verhältnis zwischen Mittel- und Grobschluff im Mittel mit jeweils etwas weniger als 20 Masse-% fast ausgeglichen. Während der Mittelschluffanteil in allen Tiefenzonen etwa gleich hoch ist, liegt der Grobschluffgehalt in den Untergrundhorizonten mit 16 Masse-% etwas unter den darüber liegenden Horizonten.

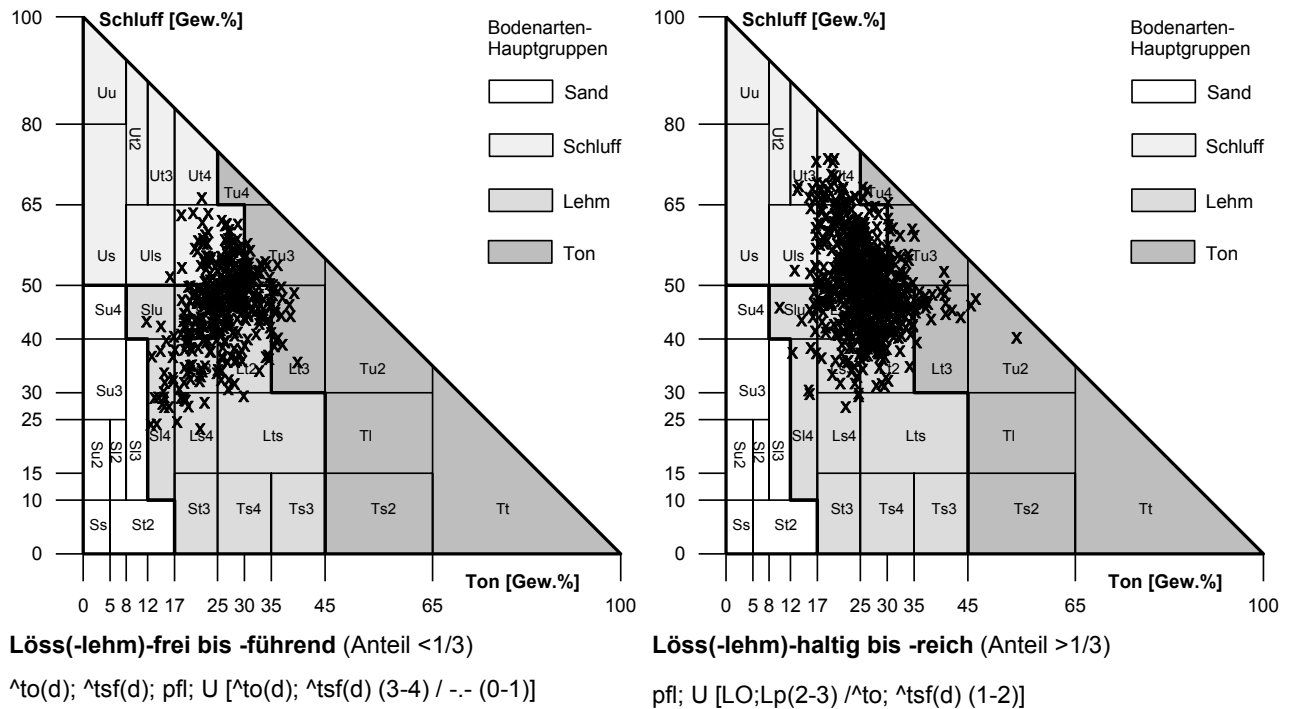


Abb. 5 Bodenarten des Oberbodens in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)
 Daten aus Rheinland-Pfalz

Im Vergleich zu den unterdevonischen Schiefer-reichen Böden des Hunsrücks besitzen die Böden im Untersuchungsraum einen höheren Schluff- und einen entsprechenden geringeren Sandgehalt. Während im Hunsrück in diesen Substraten die Bodenart schwach toniger Lehm (Lt2) dominiert, ist es in den Pelit-reichen Böden der Eifel die Bodenart schluffiger Lehm (Lu). Ihr höherer Schluffgehalt ist auf die Zusammensetzung der Ausgangsgesteine zurückzuführen.

Die Lösslehm-reicheren Böden unterscheiden sich im Verbreitungsgebiet der Pelite in ihrer Korngrößenzusammensetzung kaum von den Lösslehm-armen bzw. -freien Böden. Sowohl im Grobschluff- als auch im Feinsandgehalt unterscheiden sich beide Substratgruppen nicht signifikant. Auch die Verteilung der Bodenarten ist mit den Pelit-reichen Ober- und Unterböden grundsätzlich vergleichbar. Einzig dass bei den Lösslehm-reicheren Böden bei etwa jeder 5. Probe die Bodenarten mittel sowie schwach schluffiger Ton (Tu3/Tu2) vorkommen, ist ein Unterschied zu den Pelit-reichen Böden. Es sind neben den Auentonen die tonigsten Böden im Untersuchungsraum.

Die Daten zeigen keinen Hinweis auf einen merklichen Fernlössanteil. Vielmehr dürfte der Lösslehm tatsächlich weitgehend aus den Verwitterungsbildungen der unmittelbaren Umgebung stammen und somit in seinen chemischen Eigenschaften den Untergrundgesteinen ähneln. Abseits lössgeprägter Beckenlandschaften scheint das weitgehende Fehlen von Fernlöss für Böden im Rheinischen Schiefergebirge typisch zu sein.

Weit weniger einheitlich ist die Korngrößenzusammensetzung der Böden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Insbesondere die Substrate, die hauptsächlich aus magmatischen Festgesteinen bestehen, zeigen sehr unterschiedliche Korngrößenzusammensetzungen. Im Untersuchungsraum variiert in Ober- und Unterböden der Sandanteil zwischen 21 und 72 Masse-%, der Schluffanteil zwischen 20 und 51 Masse-% sowie der Tonanteil zwischen 8 und 28 Masse-%. Entsprechend unterschiedlich

Tab. 17 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]									Angaben in Masse % Daten aus Rheinland-Pfalz	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	59	24,0	10,7	19,9	26,0	7,2	6,9	3,4	Schluff	Lu
Unterboden	41	23,7	10,1	16,6	22,6	9,0	7,6	3,1	Schluff	Lu
Untergrund	42	20,4	10,0	14,9	17,2	9,9	10,4	6,5	Lehm	Ls2
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]										
Oberboden	87	24,2	9,7	21,7	30,4	4,3	4,3	2,0	Schluff	Lu
Unterboden	89	23,0	9,7	21,1	32,5	4,7	3,6	1,9	Schluff	Lu

sind die Bodenarten. Am häufigsten treten die Bodenarten schwach-stark sandiger Lehm und mittel lehmiger Sand auf. Bei mittlerem bis hohem Lösslehmanteil streuen die Anteile der einzelnen Fraktionen weit geringer und der Sandanteil sinkt zugunsten des Schluffs. Schluffgehalte zwischen 50 und 60 Masse-% sind charakteristisch. Überwiegend treten die Bodenarten schwach sandiger und schluffiger Lehm auf.

Die sandigsten Schichten sind im Untersuchungsraum die Lösslehm-freien Untergrundhorizonten der magmatischen Festgesteine. Überwiegend sind sie mit Gehalten bis 12 Masse-% arm an Ton. Der typische Sandgehalt bewegt sich zwischen 55 und über 90 Masse-%. Der Schluffgehalt variiert mit

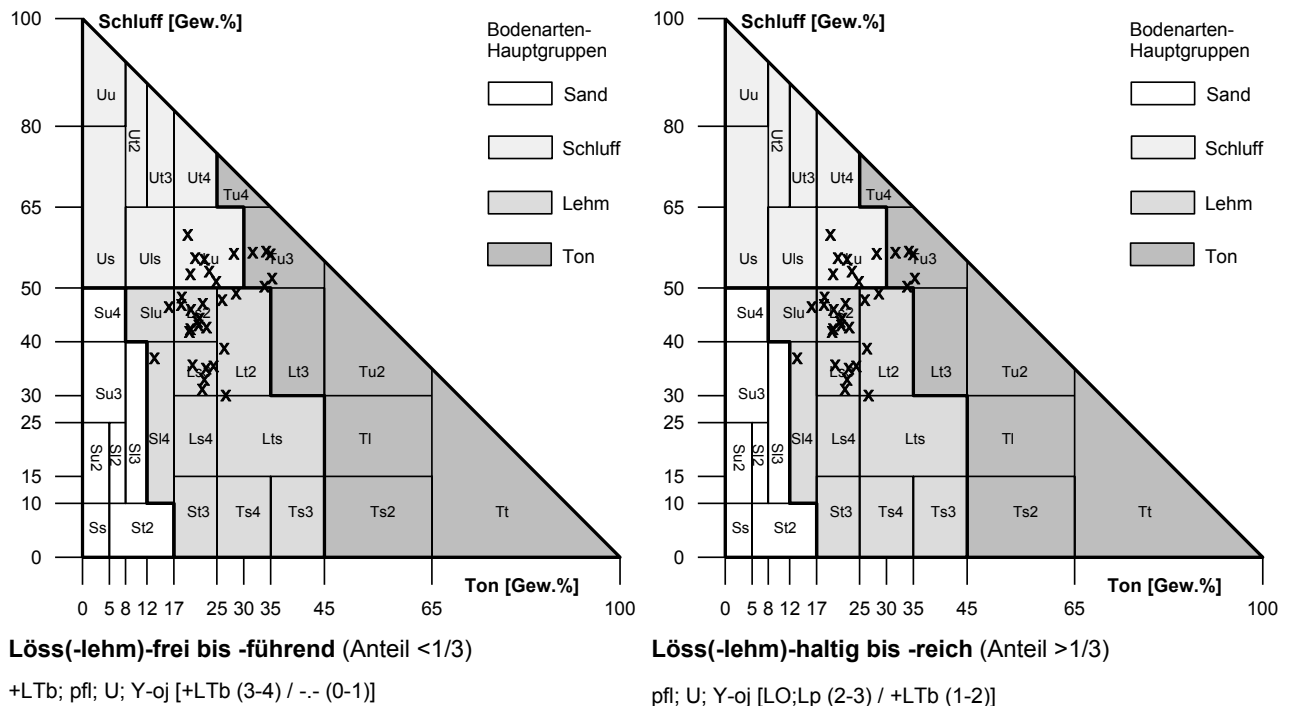


Abb. 6 Bodenarten des Oberbodens in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine (Daten aus Rheinland-Pfalz)

Tab. 18 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)										
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-ol [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]									Angaben in Masse % <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	48	20,1	9,5	14,0	15,0	10,1	14,4	13,3	Lehm	Ls3
Unterboden	23	18,1	10,5	13,3	13,7	11,0	13,4	13,5	Lehm	Ls3
Untergrund	12	18,1	9,0	10,6	12,1	10,9	18,4	16,4	Lehm	Ls3
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-ol [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]										
Oberboden	30	22,5	10,8	16,5	17,5	8,8	11,8	8,6	Lehm	Ls2
Unterboden	23	25,1	11,7	17,8	18,4	6,8	8,2	7,3	Lehm	Lt2

Werten zwischen 2 und 40 Masse-% sehr stark. Dies zeigt auch, dass der Schluff auch erheblich vom verwitterten Festgestein stammen kann und nicht unbedingt ein Hinweis auf die Anwesenheit von Löss (-lehm) zu sehen ist. Überwiegend handelt es sich um Lehmsande, eher selten um Reinsande.

Anders als bei magmatischen Festgesteinen ist die Korngrößenzusammensetzung in den Sedimenten der magmatischen Lockergesteine gleichmäßiger. Die Mittelwerte der einzelnen Fraktionen sind zwar ähnlich, aber die Werte streuen geringer. Der typische Tonanteil des Ober- und Unterbodens bewegt sich bei geringem Lösslehmgehalt zwischen 13 und 24 Masse-%. Ihr mittlerer Schluffgehalt beträgt 41 Masse-% und streut zwischen 32 und 53 Masse-%. Die Lösslehm-armen bis -freien Ober- und Unterböden der magmatischen Lockergesteine sind zu über 80% lehmig. 63% dieser Horizonte liegen in der Bodenartengruppe Normallehm und bei 18% handelt es sich um Sandlehme. Schluffige und insbesondere sandige Böden kommen nur selten vor.

Die Lösslehm-reicheren Standorte sind mit Gehalten zwischen 17 und 34 Masse-% Ton und 46 und 62 Masse-% Schluff etwas toniger und schluffiger. Entsprechend geringer ist ihr Sandgehalt mit durchschnittlich 39 Masse-% (28 - 53). 43% der untersuchten Proben aus Ober- und Unterboden liegen in der Bodenartenhauptgruppe Schluff, wobei die Bodenart schluffiger Lehm dominiert. Die übrigen Proben liegen zu gleichen Teilen in den benachbarten Bodenarten mittel schluffiger Ton und schwach sandiger Lehm.

Die Untergrundhorizonte der magmatischen Lockergesteine sind in der Regel deutlich toniger und schluffiger und entsprechend ärmer an Sand als die der magmatischen Festgesteine. Bodenartlich sind es überwiegend Sand- und Normallehme. Selten treten auch Reinsande auf.

Tab. 19 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart im Auenschluff und -lehm

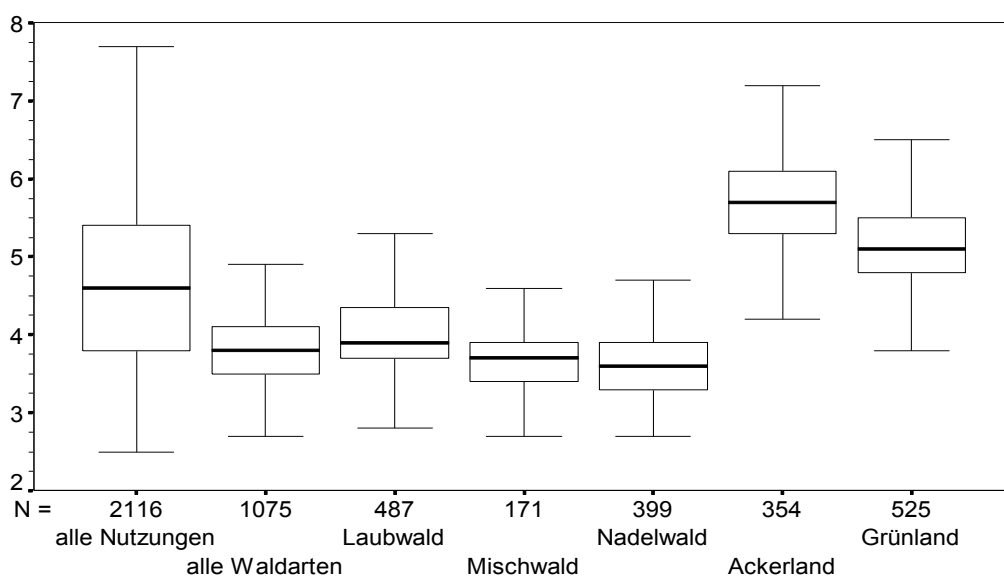
Auenschluff und -lehm										
carbonatfrei (Holozän)									Angaben in Masse % <i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>	
	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart Haupt- gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
Oberboden	249	19,1	8,7	14,6	20,8	15,5	11,1	2,5	Lehm	Ls2
Unterboden	256	18,7	10,4	15,5	19,6	14,8	10,3	2,8	Lehm	Ls2

Die Auenböden des Untersuchungsraums sind überwiegend schluffig, örtlich auch lehmig und tonig. Am häufigsten tritt die Bodenart schluffiger Lehm auf. Typisch sind Schluffgehalte zwischen 45 und 60 Masse-%. An allen Standorten dominiert die Fraktion Grobschluff. Der Sandanteil bewegt sich zwischen 10 und 29 Masse-%. Der Grobbodenanteil ist in allen untersuchten Auenböden im Oberboden mit weniger als 10 Vol-% gering.

4.1.2. pH-Wert und Carbonate

In der humiden gemäßigten Klimazone liegt der pH-Wert (Bodenreaktion) der Böden normalerweise im sauren Bereich ($\text{pH} < 7$). 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 ungekalkten Böden in deren obersten Horizonten (organische Auflage und/oder Oberboden) am niedrigsten und steigt mit zunehmender Profiltiefe an. Hinsichtlich einer optimalen Pflanzenernährung bei gleichzeitig geringer Schadstoffmobilisierung ist eine schwach saure Bodenreaktion ($\text{pH} 6-7$) als optimal anzusehen. Viele Standorte wie z.B. Waldböden weisen naturbedingt deutlich niedrigere pH-Werte auf. Jede anthropogen verursachte Veränderung des natürlichen pH-Wertes, sei es ein Anstieg oder ein Absinken, stellt einen Eingriff in ein Ökosystem dar und hat Auswirkungen auf Fauna und Flora.

Bei gleichem Substrat und gleichen klimatischen Bedingungen zeigen Waldböden deutlich niedrigere pH-Werte als landwirtschaftlich genutzte Böden. Zum einen sind bodenverbessernde Maßnahmen in einem Umfang wie bei landwirtschaftlicher Nutzung weder möglich noch sinnvoll, zum anderen findet durch die Zersetzung der Laub- und Nadelstreu eine erhöhte Produktion organischer Säuren statt. Um den durch Luftschadstoffe erhöhten Säureeintrag zu puffern, werden seit vielen Jahren Waldböden landesweit mit gemahlenem Dolomit gekalkt. Die übliche Aufbringungsmenge für mäßig versauerungs-



Daten aus Rheinland-Pfalz

Abb. 7 pH-Wert im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

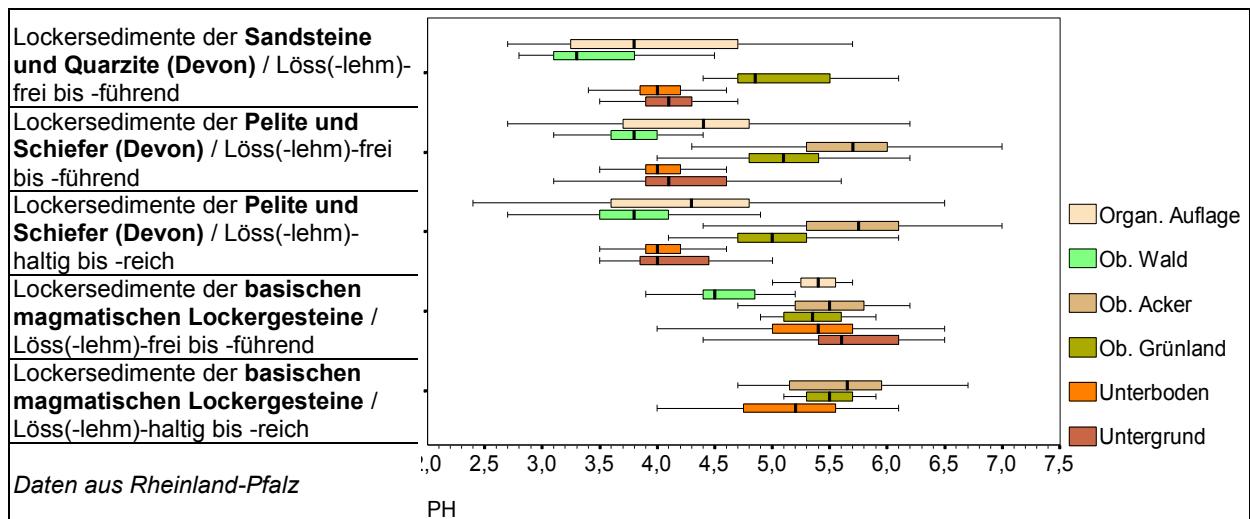


Abb. 8 pH-Wert in Böden

gefährdete Standorte beträgt 3t/ha (= 300g/m²). Das Calcium-/Magnesium-Carbonat Dolomit wird nur langsam von Säuren angegriffen. Dies ist insbesondere im Wald gewünscht, um extreme Schwankungen der Bodenreaktion zu vermeiden und eine Langzeitwirkung zu erzielen. Zudem wird insbesondere Magnesium als Nährstoff zugeführt.

In carbonatfreien Böden beeinflussen Nutzung und bodenverbessernde Maßnahmen daher die Bodenreaktion stärker als das Substrat. Die substratabhängigen Werte sind infolgedessen ohne Berücksichtigung der Nutzung nicht interpretierbar.

Die Böden des Untersuchungsraumes sind fast ausnahmslos in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Die pH-Werte bewegen sich im gesamten Gebiet in einem Bereich zwischen pH 3,5 und 6,9. Lediglich in einem grundwasserbeeinflussten Untergrundhorizont aus Lapillilagen des Maares von Oberwinkel wurde ein pH-Wert von 7,6 und Spuren an Carbonaten festgestellt.

In den **Humusauflagen** des Untersuchungsraumes bewegen sich die pH-Werte gewöhnlich im Bereich zwischen pH 4,0 und 5,4, können selten aber auch bis auf pH 3,7 sinken oder pH 5,9 erreichen. Der mittlere pH-Wert liegt in dieser Schicht im Laubwald bei pH 4,9 und im Nadelwald bei pH 4,5. Diese Werte decken sich gut mit Daten aus anderen Landesteilen. Im Laubwald wurden im Untersuchungsraum Tiefstwerte von pH 4,0 und im Nadelwald von pH 3,7 festgestellt.

Bei Humusauflagen mit einem pH-Wert < 3,5 ist anzunehmen, dass sie ungekalkt sind bzw. dass schon seit längerer Zeit nicht mehr gekalkt wurden. Die vorgefundenen pH-Werte lassen darauf schließen, dass Bodenschutzkalkungen im Untersuchungsraum flächendeckend vorgenommen wurden.

Als Folge der Bodenschutzkalkungen sind etwa 40% der untersuchten Humusauflagen mit Werten bis zu 1,2 Masse-% leicht carbonatisch. Diese Humusauflagen weisen einen ungewöhnlich hohen pH-Wert von > 5 auf und wurden häufiger im Laubwald, als im Nadelwald vorgefunden. Entsprechend hoch sind die Calcium- und Magnesium-Gesamtgehalte, die etwa um das 3- bis 5-fache über dem der carbonatfreien Humusauflagen liegen. Dass mit zunehmendem Nadelanteil der pH-Wert sinkt, dürfte u.a. mit der verstärkten Bildung organischer Säuren zusammenhängen, die beim Abbau der schlecht zersetzbaren Nadeln entstehen.

Tab. 20 pH-Wert in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	49	3,4	4,0	4,7	5,2	5,7
Oberboden, Wald	60	3,1	3,4	4,0	4,3	4,8
Unterboden	110	3,8	4,0	4,2	4,3	4,6
Untergrund	152	3,9	4,1	4,2	4,3	4,6

Die Kalkung der Wälder beeinflusst aber vor allem die Bodenreaktion der Organischen Auflage. Die tiefsten pH-Werte sind fast ausnahmslos in den **Waldoberböden** also direkt unterhalb der Humusauf-lage zu finden. Sämtliche Waldoberböden im Untersuchungsraum sind sauer und damit carbonatfrei. Der mittlere pH-Wert der Oberböden in Laub- und Mischwäldern liegt wenig über 4 und bewegt sich typischerweise zwischen pH 3,6 und 5,3. In den wenigen untersuchten Oberböden der Nadelwälder wurden Werte zwischen 3,5 und 4,3 festgestellt. Die Waldoberböden des Untersuchungsraums werden damit zu 33% als stark sauer und 40% als sehr stark sauer eingestuft. Im Laubwald sinkt der pH-Wert von der Humusauf-lage zum Oberboden im Mittel um 0,7, im Mischwald um 0,6 und im Nadelwald um 0,9 pH-Einheiten.

Tab. 21 pH-Wert in Lockersedimenten in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	198	3,7	4,4	4,9	5,3	6,5
Oberboden, Wald	212	3,6	3,8	4,0	4,1	4,5
Oberboden, Acker	95	5,2	5,6	6,0	6,4	7,1
Oberboden, Grünland	97	4,8	5,1	5,4	5,6	6,2
Unterboden	358	3,9	4,0	4,4	5,6	5,1
Untergrund	506	3,9	4,2	5,0	5,8	6,6
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	385	3,7	4,3	4,8	5,3	6,3
Oberboden, Wald	405	3,5	3,8	4,0	4,3	4,7
Oberboden, Acker	112	5,3	5,7	6,1	6,5	7,0
Oberboden, Grünland	132	4,7	5,0	5,3	5,5	6,1
Unterboden	640	3,8	4,0	4,1	4,4	4,5
Untergrund	42	3,9	4,4	7,3	7,6	7,9

Tab. 22 pH-Wert in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	5,3	5,4	5,6	5,7	5,9
Oberboden, Grünland	24	4,9	5,3	5,6	5,8	6,3
Unterboden	45	4,5	4,7	5,4	6,2	6,5
Untergrund	41	4,6	5,4	5,8	6,0	7,4
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
pH-Wert						
Auflage, Wald	38	3,4	4,7	5,3	5,4	5,8
Oberboden, Wald	46	3,7	4,0	4,5	5,0	5,3
Oberboden, Grünland	30	4,6	5,0	5,2	5,5	5,7
Unterboden	90	4,0	4,5	5,1	5,3	6,0

Mit durchschnittlich pH 4,6 ist die Bodenreaktion in den Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite am günstigen. Saurer sind die Oberböden, die devonische Gesteine wie Pelite/Schiefer und Sandsteine/Quarzite enthalten. Der mittlere pH-Wert liegt bei ihnen um pH 4,1. Bodenschutzkalkungen scheinen in diesen Substraten den pH-Wert auch im Oberboden leicht erhöht zu haben, da sie einen merklichen günstigeren pH-Wert als im Landesdurchschnitt besitzen (siehe Tab. XX und XX). Mit zunehmender Tiefe steigt in diesen Substraten der pH-Wert nicht an und zeigt in Unterboden- und Untergrundhorizonten dann landesweit übliche Werte um pH 4,0. Erheblich günstiger ist der pH-Wert in den tieferen Bodenhorizonten im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Dort sind pH-Werte um pH 4,9 kennzeichnend.

Dem Flächenanteil entsprechend sind **Grünlandböden** im Untersuchungsraum überwiegend in Substraten der devonischen Pelite/Schiefer entwickelt. Aber auch Grünlandböden aus den Lockersedimenten der basischen Magmatite haben im Raum Gillenfeld einen nicht unerheblichen Anteil. Ferner ist diese Nutzung für Auenböden typisch.

Da auch Grünlandböden gekalkt werden, tritt der Einfluss des Substrates auf den pH-Wert zurück. Eine weniger intensive Bewirtschaftung der Grünlandflächen führt in der Regel zu pH-Werten, die zwischen denen der Wald- und Ackerböden liegen. Wie erwartet sind die substratbedingten Unterschiede nicht ausgeprägt. Die Grünlandoberböden im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer besitzen im Untersuchungsraum einen mittleren pH-Wert von 5,0 (4,7 - 5,3). Sind sie in Lockersedimenten der basischen Magmatite entwickelt, liegt der mittlere pH-Wert bei 5,3 (5,0 - 5,8).

Auenschluffe und -lehme wurden überwiegend in den Bachauen der Alf und des Ueßbaches beprobt. Diese Standorte werden sämtlich als Grünland genutzt. Mit einem pH-Wert von 5,1 entspricht der pH-Wert dem landesweiten Durchschnitt dieser Substrate und unterscheidet sich auch nicht wesentlich von den außerhalb der Auen befindlichen Grünlandböden.

Tab. 23 pH-Wert in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	5,2	5,4	5,6	5,6	5,7
Oberboden, Wald	14	4,3	4,5	4,8	4,9	5,2
Oberboden, Acker	20	5,2	5,5	5,7	6,0	6,2
Oberboden, Grünland	12	5,1	5,4	5,7	5,8	5,9
Unterboden	24	5,0	5,5	5,9	6,3	6,5
Untergrund	15	5,4	5,7	6,5	6,6	7,5
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
pH-Wert						
Oberboden, Acker	12	5,2	5,7	6,0	6,2	6,7
Unterboden	22	4,8	5,2	5,6	5,9	6,1

Häufiger als bei den Grünlandböden sind **Ackerböden** in Substraten aus basischen Magmatiten entwickelt. Ansonsten befinden sie sich überwiegend im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer.

Obwohl üblicherweise im Ackerbau die Böden am stärksten gekalkt werden, unterscheiden sie sich im Untersuchungsraum im pH-Wert nicht von den Grünlandböden. Da die flächenhaft verbreiteten Substrate primär carbonatfrei sind, wurden in diesen Böden nur sehr selten Spuren an Carbonaten gefunden. Substratunabhängig beträgt der mittlere pH-Wert 5,2. Typisch sind Werte zwischen pH 4,8 und 6,3. Für diese Nutzungsform sind dies vergleichsweise geringe pH-Werte. Jeder 4. Ackerboden weist sogar einen pH-Wert von <5 auf. Im Hinblick auf Ertragsfähigkeit und geringer Schadstoffmobilisierung sollten diese Böden gekalkt werden. Die Bewirtschaftung der Ackerböden überdeckt beim pH-Wert substratbedingte Unterschiede vollständig.

Tab. 24 pH-Wert in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und –lehm						
carbonatfrei (<u>Holozän</u>)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
pH-Wert						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	144	4,9	5,2	5,8	6,5	7,1
Unterboden	250	4.8	5,1	5.5	6.1	6.5

4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff

Neben Korngrößenzusammensetzung und pH-Wert kommt dem Gehalt an organischer Substanz und deren Qualität die größte Bedeutung bei der Betrachtung der Elementkonzentrationen in Böden zu. Sowohl Tonminerale als auch organische Kohlenstoffverbindungen (C_{org}) können erhebliche Stoffmengen immobilisieren. Unter der organischen Substanz versteht man die Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie die bei deren Zersetzung entstehenden Umwandlungsprodukte. Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) nehmen eine Sonderstellung ein, da sie in erster Linie durch biotische Prozesse und nicht wie die meisten Elemente durch die Verwitterung in den Boden gelangen.

Der Gesamtstickstoff (N_{ges}) ist im Oberboden zu ca. 95 % organisch gebunden und relativ immobil. Aussagen zur Stickstoffversorgung der Pflanzen und der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrate können mit der Bestimmung des N_{ges} nicht getroffen werden.

Durch Bildung des C/N-Verhältnisses - dem Quotienten aus C_{org} - und N_{ges} -Gehalt - kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeschätzt werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte (≤ 15) auf günstige 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).

Die natürliche organische Substanz des Bodens enthält im Mittel 58% C. Durch Multiplikation der in den Tabellen aufgeführten Kohlenstoff-Werte mit dem Faktor 1,724 kann näherungsweise der Humusgehalt des Bodens berechnet werden. Bei Torfen, Anmooren oder der organischen Auflage ist der Faktor 2 (50%) zu verwenden (AG Boden 2005).

Bodenverbessernde Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöhen die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (C_{org} -ärmeren) Profilbereichen. Dagegen wird mit der Streu den Waldböden eine erhebliche Menge organischer Stoffe zugeführt. Daher liegen der C_{org} - und entsprechend auch der N_{ges} -Gehalt in landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich niedriger als in Waldböden.

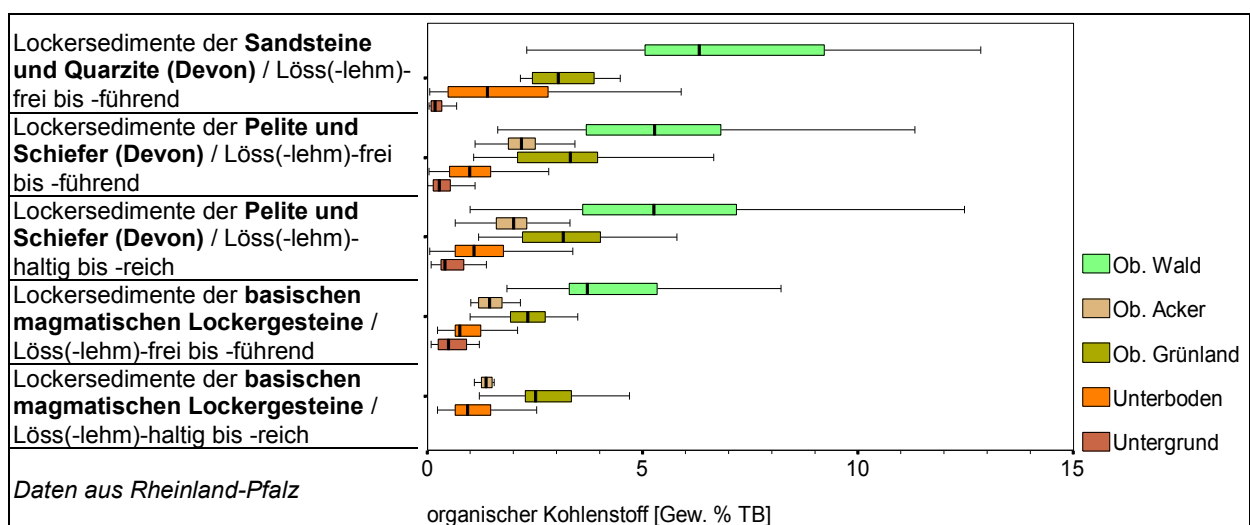


Abb. 9 Organischer Kohlenstoff im Boden

Tab. 25 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Organischer Kohlenstoff				Angaben in Masse %		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	49	28,9	34,9	38,5	41,7	51,8
Oberboden, Wald	57	4,6	5,6	8,0	10,2	12,9
Unterboden	125	0,4	1,1	2,4	3,7	5,2
Untergrund	163	0,1	0,1	0,3	0,4	0,6
Stickstoff				Angaben in Masse %		
Auflage, Wald	48	1,30	1,57	1,68	1,83	1,98
Oberboden, Wald	55	0,20	0,31	0,39	0,46	0,64
Unterboden	116	0,06	0,09	0,13	0,16	0,22
Untergrund	165	0,03	0,04	0,07	0,09	0,12

Zu berücksichtigen ist, dass die Probennahme horizontbezogen erfolgt und Waldoberböden eine weit geringere Mächtigkeit als landwirtschaftlich genutzte Böden besitzen. Der oberste Mineralbodenhorizont weist im Wald meist eine Mächtigkeit von nur 2 bis 10 cm auf. In Grünlandböden ist dieser Horizont meist zwischen 10 und 20 cm und in Ackerböden um die 30 cm mächtig. Aber auch bei einer tiefenbezogenen Berechnung des Vorrates bleiben Unterschiede zwischen verschiedenen Bodennutzungen. Das Substrat nimmt indirekt über Nährstoffangebot und physikalische Eigenschaften Einfluss auf den Humusgehalt. Nährstoffarmut, niedrige pH-Werte, ungünstige Durchlüftung und Wasserübersättigung führen zum gehemmten Abbau organischer Substanzen und damit zu einer Akkumulation von Huminstoffen.

Die den Waldboden bedeckende **Humusauflage** weist im Untersuchungsraum übliche Kohlen- und die Stickstoffwerte auf. Der mittlere Kohlenstoffgehalt beträgt 35 Masse-% C_{org} (28 – 39), was einem Humusgehalt von etwa 70 Masse-% entspricht. Typisch ist ein Humusgehalt von 50 bis 80 Masse-%. Der mittlere Gesamtstickstoffgehalt liegt bei 1,5 Masse-% N_{ges} und bewegt sich in einem typischen Bereich von 1,2 bis 1,7 Masse-% N_{ges} . Dies entspricht einem mittleren C/N-Verhältnis von 24 (20 – 30) und dem landesweiten Mittel. Der Baumbestand hat einen relativ geringen Einfluss auf die Werte. Üblicherweise ist das C/N-Verhältnis im Laubwald etwas günstiger als im Nadelwald. Dies wurde im Untersuchungsraum allerdings nicht beobachtet.

Die Mächtigkeit der Humusauflagen schwankt im Untersuchungsraum zwischen 2 und 5 cm relativ gering. Tendenziell ist die Humusauflage im Laubwald mit 3 cm etwas geringmächtiger als im Misch- und Nadelwald, bei denen die Humusauflage im Mittel 1 cm mächtig ist. Die Kohlenstoffvorräte dürften daher auch ähnlich sein.

Auch die **Waldoberböden** zeigen im Untersuchungsraum typische Kohlenstoffgehalte. Bei einer mittleren Mächtigkeit von 6 cm enthält der oberste Mineralbodenhorizont durchschnittlich 5,5 Masse-% C_{org} (~10,3 Masse-% Humus). Der Kohlenstoffgehalt schwankt dabei in einem weiten Bereich von 2,4 bis 12,5 Masse-%. Häufig zeigen Waldböden in Rheinland-Pfalz Merkmale einer früheren landwirtschaft-

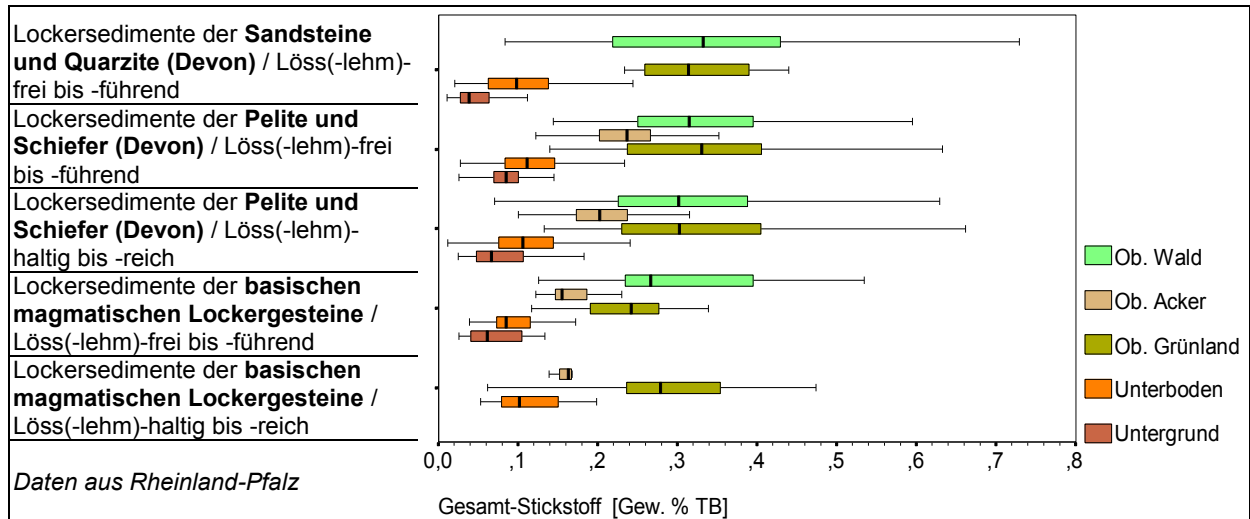


Abb. 10 Gesamt-Stickstoff im Boden

lichen Nutzung. Dann folgt dem obersten Mineralbodenhorizont oft ein weiterer Oberbodenhorizont. Im Untersuchungsraum wurden solche Horizonte allerdings kaum angetroffen, sondern unterhalb des geringmächtigen Oberbodens folgt meist gleich der Unterboden. Dennoch enthält auch dieser im Mittel noch 1,3 Masse-% C_{org} (~2,3 Masse-% Humus). Die Werte bewegen sich typisch zwischen 0,7 und 1,2 Masse-% C_{org} .

Da Stickstoff im Boden weitgehend organisch gebunden ist, stehen Schwankungen in unmittelbarem Bezug zu den variierenden C_{org} -Gehalten. Der Mittelwert beträgt 0,37 Masse-% N_{ges} und Werte zwischen 0,1 und 0,6 Masse-% sind typisch.

Bessere Bedingungen für Bodenlebewesen, wie günstigere pH-Werte und ein höheres Nährstoffangebot, fördern die Mineralisation der organischen Substanz. Dies führt zu geringeren Humusgehalten aber auch zu günstigeren C/N-Verhältnissen. Daher ist der Humusgehalt der Waldoberböden im Gebiet der

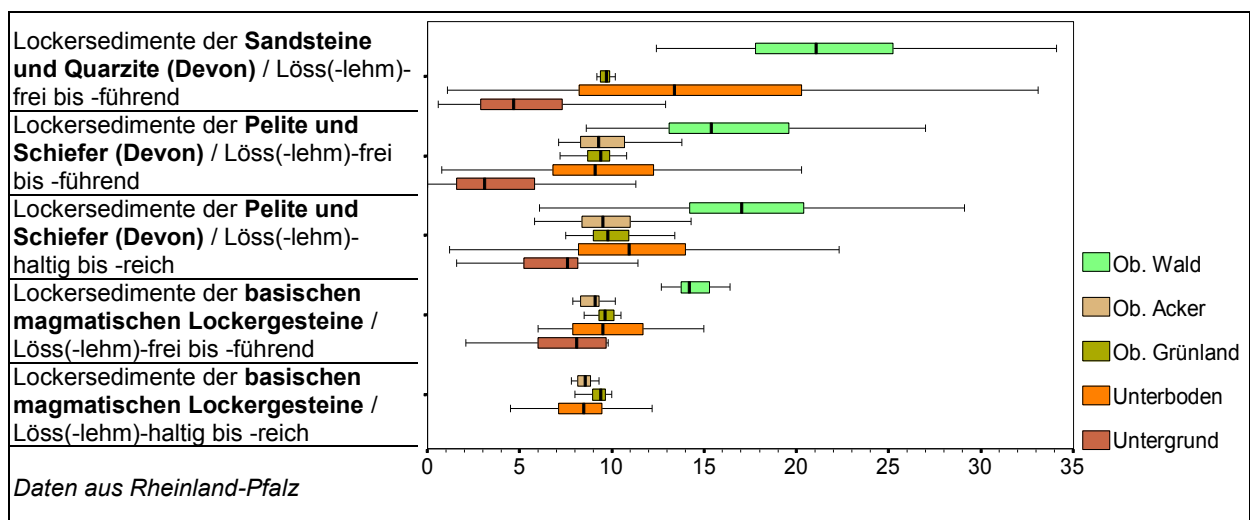


Abb. 11 CN-Verhältnis im Boden

Tab. 26 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer
 (**Devon**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	194	31,1	35,6	39,2	41,7	50,9
Oberboden, Wald	228	3,7	5,2	6,7	8,9	11,1
Oberboden, Acker	98	1,7	2,1	2,5	2,8	3,4
Oberboden, Grünland	96	2,0	2,7	3,8	4,5	6,0
Unterboden	373	0,5	0,9	1,3	1,9	2,6
Untergrund	483	0,1	0,2	0,4	0,7	0,9
Stickstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	195	1,31	1,49	1,68	1,80	2,11
Oberboden, Wald	229	0,25	0,31	0,40	0,48	0,60
Oberboden, Acker	97	0,19	0,23	0,26	0,29	0,36
Oberboden, Grünland	97	0,23	0,29	0,39	0,46	0,63
Unterboden	312	0,09	0,12	0,14	0,18	0,22
Untergrund	370	0,07	0,08	0,10	0,11	0,15
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Organischer Kohlenstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	384	29,1	34,6	39,3	44,2	53,2
Oberboden, Wald	409	3,6	5,3	7,1	9,2	12,0
Oberboden, Acker	112	1,6	2,0	2,3	2,7	3,3
Oberboden, Grünland	128	2,2	3,1	4,0	4,8	6,2
Unterboden	711	0,6	1,0	1,6	2,2	3,1
Untergrund	39	0,2	0,3	0,5	0,8	0,9
Stickstoff Angaben in Masse %						
Auflage, Wald	379	1,25	1,46	1,61	1,72	2,14
Oberboden, Wald	413	0,23	0,30	0,39	0,48	0,63
Oberboden, Acker	112	0,17	0,20	0,24	0,26	0,32
Oberboden, Grünland	133	0,23	0,31	0,41	0,49	0,68
Unterboden	559	0,08	0,10	0,14	0,18	0,23
Untergrund	33	0,03	0,06	0,09	0,12	0,15

basischen Magmatite mit durchschnittlich 4,6 Masse-% (3,1 – 9,8) geringer als im Verbreitungsgebiet der Pelite/ Schiefer, bei denen der Mittelwert bei 6,2 Masse-% (3,5 – 10,7) liegt. Die Unterschiede beim Stickstoffgehalt sind weit geringer. Aus diesem Grund ist das mittlere C/N-Verhältnis in Waldoberböden auf magmatischen Lockergesteinen mit 14 (13 - 17) günstiger als im Verbreitungsgebiet der Quarzite und Pelite, wo ein Mittelwert von 16 (13 – 20) beobachtet wurde (siehe Abb. 11).

Grundsätzlich nimmt der C_{org}-Gehalt in den Waldböden mit der Tiefe deutlich ab und substratbedingte Unterschiede sind nur angedeutet. In einer Tiefe zwischen 20 und 60 cm enthalten die **Unterboden**horizonte des Untersuchungsraums durchschnittlich 1,3 Masse-% C_{org} (~2,2 Masse-% Humus) und 1,1 Masse-% N_{ges}. Dies entspricht einem mittleren C/N-Verhältnis von 11.

Tab. 27 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Organischer Kohlenstoff				Angaben in Masse %		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	1,6	1,8	2,3	2,6	2,6
Oberboden, Grünland	24	1,8	2,1	2,6	3,0	3,8
Unterboden	41	0,4	0,9	1,2	1,9	2,3
Untergrund	39	0,2	0,3	0,5	0,8	1,0
Stickstoff				Angaben in Masse %		
Oberboden, Acker	13	0,16	0,19	0,23	0,26	0,27
Oberboden, Grünland	23	0,17	0,20	0,24	0,28	0,32
Unterboden	37	0,05	0,08	0,11	0,15	0,19
Untergrund	33	0,03	0,04	0,05	0,08	0,09
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Organischer Kohlenstoff				Angaben in Masse %		
Auflage, Wald	38	29,4	38,0	40,4	41,5	52,4
Oberboden, Wald	46	4,1	5,6	7,6	9,1	11,8
Oberboden, Grünland	29	1,8	2,7	3,9	5,2	6,2
Unterboden	87	0,6	1,2	1,8	2,4	3,0
Stickstoff				Angaben in Masse %		
Auflage, Wald	36	1,30	1,57	1,70	1,84	1,95
Oberboden, Wald	47	0,31	0,38	0,51	0,65	0,77
Oberboden, Grünland	30	0,19	0,26	0,38	0,49	0,61
Unterboden	80	0,06	0,10	0,16	0,21	0,30

Für die **Untergrund**horizonte sind Gehalte um die 0,7 Masse-% C_{org} und 0,09 Masse-% N_{ges} typisch. Das C/N-Verhältnis wird damit in der Tiefe immer enger, so dass in den tiefen Bodenhorizonten Verhältnisse unter 10 charakteristisch sind. Dies ist ein Hinweis darauf, dass dort der Anteil anorganischer Stickstoffverbindungen relativ ansteigt.

In den **Ackerböden** beträgt der mittlere C_{org} -Gehalt im Oberboden 1,7 Masse-% (ca. 2,9 Masse-% org. Substanz). Die Werte bewegen sich üblicherweise zwischen 1,3 und 2,2 Masse-%. Substratbedingte Unterschiede bestehen nicht. Der mittlere N_{ges} -Gehalt beträgt 0,19 Masse-% und variiert dabei typisch zwischen 0,15 und 0,24 Masse-%. Daraus ergeben sich günstige C/N-Verhältnisse zwischen 8 und 10. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Gehalt an Kohlenstoff und Stickstoff ab, so dass im Unterboden der Ackerböden der mittlere C_{org} -Gehalt 0,8 Masse-% und der mittlere N_{ges} -Gehalt 0,10 Masse-% beträgt.

Außerhalb der Auengebiete sind die **Grünlandböden** überwiegend in Substraten entwickelt, die einen hohen Anteil an Peliten/Schiefen und/oder basische Magmatiten enthalten. Die Substrate besitzen ähnliche Humus- und Stickstoffgehalte. Der oberste Horizont, der eine durchschnittliche Mächtigkeit von

Tab. 28 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Organischer Kohlenstoff				Angaben in Masse %		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	33,0	36,8	38,6	42,1	43,0
Oberboden, Wald	13	3,0	3,7	4,7	6,2	5,6
Oberboden, Acker	21	1,2	1,4	1,7	2,0	2,2
Oberboden, Grünland	11	1,8	2,3	2,5	3,0	2,7
Unterboden	21	0,6	0,7	0,9	1,3	1,3
Untergrund	15	0,4	0,6	1,0	1,2	1,4
Stickstoff				Angaben in Masse %		
Auflage, Wald	11	1,36	1,48	1,77	1,92	1,95
Oberboden, Wald	14	0,23	0,26	0,36	0,55	0,54
Oberboden, Acker	21	0,15	0,16	0,19	0,20	0,23
Oberboden, Grünland	11	0,19	0,24	0,25	0,30	0,34
Unterboden	21	0,07	0,08	0,09	0,14	0,10
Untergrund	15	0,05	0,06	0,11	0,13	0,14
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Organischer Kohlenstoff				Angaben in Masse %		
Oberboden, Acker	10	1,3	1,3	1,4	1,5	1,6
Unterboden	24	0,5	0,8	1,4	1,8	2,5
Stickstoff				Angaben in Masse %		
Oberboden, Acker	9	-	-	-	-	-
Unterboden	23	0,07	0,09	0,13	0,18	0,20

20 cm besitzt, enthält im Mittel 4,3 Masse-% Humus (3,0 - 8,8). Der mittlere N_{ges} -Gehalt beträgt 0,27 Masse-% und variiert dabei typisch zwischen 0,19 und 0,53 Masse-%. Ihr C/N-Verhältnis ist mit Werten zwischen 9 und 10 ähnlich günstig wie in Ackerböden. Unterhalb dieses Horizonts folgt meist ein weiterer Oberbodenhorizont, der teilweise Merkmale einer früheren ackerbaulichen Nutzung aufweist. Er enthält im Mittel noch 1,9 Masse-% Humus (0,4 - 2,5) und 0,13 Masse-% N_{ges} (0,09 – 0,28). Wie in den Waldböden geht das C/N-Verhältnis mit der Tiefe leicht auf durchschnittlich 8 (6 – 10) zurück.

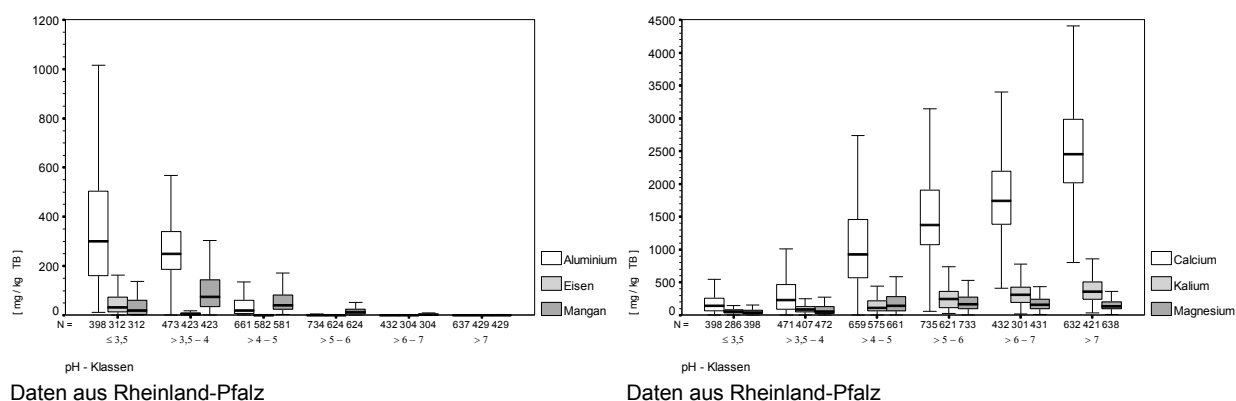
Die Grünlandböden der Bachauen des Alf und des Ueßbaches zeigen vergleichbare Werte wie die Grünlandböden außerhalb der Auen. Ihr oberster Horizont enthält zwischen 1,6 und 5,1 Masse-% C_{org} (ca. 2,7 bis 8,6 Masse-% org. Substanz). Der Stickstoffgehalt beträgt im Mittel 0,29 Masse-% und bewegt sich typisch zwischen 0,20 und 0,53 Masse-%. Das mittlere C/N-Verhältnis von 9 gleicht anderen landwirtschaftlich genutzten Böden im Untersuchungsraum. Auch in den Auenböden folgt meist ein weiterer humoser Horizont, der im Mittel 1,75 Masse-% C_{org} (ca. 3 Masse-% org. Substanz) enthält und vergleichbare C/N-Verhältnisse aufweist.

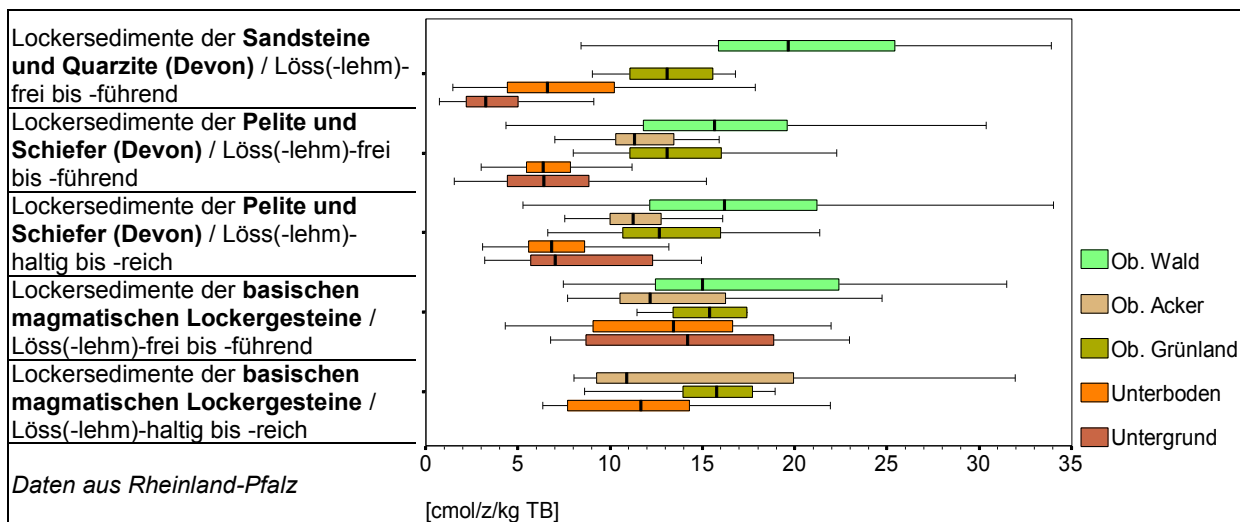
Tab. 29 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Organischer Kohlenstoff				Angaben in Masse %		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	140	2,2	2,8	3,7	4,3	5,7
Unterboden	253	0,7	1,1	1,6	2,1	2,8
Stickstoff				Angaben in Masse %		
Oberboden, Grünland	138	0,20	0,27	0,32	0,37	0,49
Unterboden	203	0,09	0,14	0,18	0,23	0,31

4.1.4. Kationenaustauschkapazität

Die Fähigkeit des Bodens, an seinen negativ geladenen Oberflächen Kationen reversibel anzulagern, wird als Kationenaustausch (-adsorption) bezeichnet. Derart 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 von über 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 (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) 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 basische 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 und die Zusammensetzung des Kationenbelags liefert Hinweise zum Rückhaltevermögen der Böden gegenüber kationischen Schadstoffen, der Nährstoffversorgung sowie dem Puffervermögen gegenüber Säureinträgen.

Abb. 12 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Abb. 13 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Böden

Bei den meisten Tonmineralen überwiegen permanente Ladungen, d.h. der pH-Wert beeinflusst ihre KAK weit geringer als die der organischen Substanz. Für Böden mit einem hohen Anteil des Tonminerals Illit kann mit der Gleichung: $KAK_{pot} [cmol+/kg] = (0,5 \cdot \text{Ton}) + (0,05 \cdot \text{Schluff})$ (AG Boden 2005) die maximal mögliche KAK (potentielle KAK; KAK_{pot}) des humusfreien Mineralbodens abgeschätzt werden. Für die Oberböden im Verbreitungsgebiet der Pelite/Schiefer ergibt die Gleichung für den humusfreien Mineralkörper eine mittlere KAK_{pot} von 15 cmol+/kg (13 - 18 cmol+/kg). Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite beträgt die rechnerische KAK_{pot} 12 cmol+/kg (8 - 14 cmol+/kg). Rechnerisch beträgt die mittlere KAK_{pot} in den Pelit-reichen Untergrundhorizonten 15 cmol+/kg. Tatsächlich erreicht die gemessene KAK_{pot} in der Regel aber nur 50 bis 85% des theoretischen Wertes. Das ist ein deutlicher Hinweis, dass Tonminerale mit geringer KAK_{pot} wie Kaolinit oder Chlorit vorherrschen. Diese sind typische Produkte der langwährenden chemischen Tiefenverwitterung der Gesteine des Mittelgebirgsraums. Entgegengesetzt ist die Situation in den Böden der basischen Magmatite. Die rechnerische KAK_{pot} liegt bei ihnen in den Untergrundhorizonten im Mittel zwar bei nur 7 cmol+/kg (3 - 13 cmol+/kg), 90% dieser Proben weisen aber eine reale KAK_{pot} auf, die z.T. weit über dem theoretischen Wert liegt. Dies zeigt, dass die beiden wichtigsten Substrate des Untersuchungsraums sehr unterschiedliche mineralische Zusammensetzung besitzen müssen.

Tab. 30 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge^s(d)$; $\wedge^q(d)$; pfl; U [$\wedge^s$; $\wedge^q$](d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})						Daten aus Rheinland-Pfalz
Angaben in cmol+/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	45	57,47	77,07	87,14	98,04	111,73
Oberboden, Wald	53	14,09	17,84	22,50	27,47	33,90
Unterboden	114	4,68	7,12	10,21	13,08	17,91
Untergrund	150	2,46	3,66	6,85	9,42	13,29

Tab. 31 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge s(d)$; $\wedge q(d)$; pfl; U [$(\wedge s; \wedge q)(d)$ (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen									
Angaben in cmol+/kg									
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen- sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+ , Al^{3+})	Calcium	Magne- sium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	45	77,07	32,03	39	34,76	22,51	6,38	0,99	0,11
Oberboden, Wald	53	17,84	1,87	13	13,82	1,06	0,76	0,12	0,03
Unterboden	114	7,12	0,36	5	3,33	0,14	0,14	0,04	0,01
Untergrund	150	3,66	0,21	7	1,01	0,06	0,07	0,06	0,01

Nur etwa 10% der im Untersuchungsraum untersuchten **Humusauflagen** befinden sich im Nadelwald. Mehrheitlich wurden Laubwaldstandorte beprobt. In den überwiegend 2 bis 5 cm mächtigen Humusauf-lagen der Waldböden schwankt die KAK_{pot} typisch zwischen 50 und 90 cmol+/kg und die Basensätti-gung zwischen 50 und 70%. Die günstige Basensättigung ist typisch für gekalkte Humusauf-lagen im Laubwald. Ihre mittlere KAK_{pot} übersteigt mit 71 cmol+/kg die KAK_{pot} der folgenden Horizonte über-wiegend um etwa das 3- bis 6-fache. Bei allen Waldformen wurde eine mittlere KAK_{pot} um 1,0 cmol+/kg je Masse-% Humus festgestellt, was landesweit typisch für diese Schicht ist.

Durch die im Wald flächenhaft vorgenommenen Bodenschutzkalkungen sind nicht nur die pH-Werte recht günstig, vielmehr führten sie den Humusauf-lagen der Waldböden erhebliche Mengen an Calcium und Magnesium zu. Das bei der Kalkung verwendete Dolomitmehl löst sich langsam auf, was die Zu-sammensetzung des Kationenbelags verändert bzw. zu einer höheren Basensättigung der Humusauf-lagen führt. Neben der Aufbringungsmenge bestimmt auch die Zeitspanne zwischen Kalkung und Be-probung ganz wesentlich die momentane chemische Situation. Bei einem mittleren pH-Wert von 4,9 enthalten fast 40% der untersuchten Humusauf-lagen noch Spuren nicht vollständig gelöster Carbonate. In aller Regel liegt der Carbonatgehalt aber unter 1 Masse-%. Sie enthalten mit durchschnittlich 37 cmol+ Ca_{aust} /kg und 15 cmol+ Mg_{aust} /kg nicht nur höhere austauschbare Gehalte, sondern auch die Reserve ist höher. Bei einem Gesamtgehalt von durchschnittlich 10.500 mg Ca_{ges} /kg (8.700 - 14.200) sind zwischen 57 und 77% des Ca_{ges} ($\varnothing$ 68%) austauschbar gebunden. Der Gesamtgehalt an Magne-sium beträgt im Mittel 2.800 mg Mg_{ges} /kg (1.900 - 4200). Der austauschbare Anteil ist ähnlich dem des Calciums.

In carbonatfreien Humusauf-lagen betragen die austauschbaren Gehalte im Mittel 27 cmol+ Ca_{aust} /kg und 8 cmol+ Mg_{aust} /kg.

Nur in Ausnahmefällen liegt der pH-Wert bei 4 oder tiefer. Die Basensättigung beträgt dann nur noch ca. 40% und fast das gesamte Calcium liegt in austauschbarer Form vor. Reserven sind dann fast nicht mehr vorhanden.

Die Zusammensetzung des Kationenbelags in der Humusauf-lage ist aber aufgrund höherer pH-Werte insgesamt weit günstiger als im mineralischen Waldboden. Ein direkter Vergleich der austauschbaren Basen mit Al, Fe und Mn ist aus analytischen Gründen nicht möglich. Einen Hinweis bieten jedoch die Daten der Ammoniumnitrat-Extraktion, die eine ähnliche Extraktionskraft wie Verfahren zur Bestimmung

Tab. 32 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$ (d); pfl; U [$\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$] (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})				Angaben in cmol+/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	156	51,70	60,34	70,68	84,37	98,95
Oberboden, Wald	194	11,84	15,68	19,61	23,81	30,78
Oberboden, Acker	89	10,36	11,50	13,31	14,86	16,02
Oberboden, Grünland	90	10,98	12,67	15,71	17,64	22,29
Unterboden	335	5,57	6,79	8,61	10,66	13,11
Untergrund	426	4,64	6,58	8,88	11,40	15,22
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ($\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$) (d) (1-2)]						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})				Angaben in cmol+/kg		
Auflage, Wald	330	47,42	61,03	74,66	84,53	107,71
Oberboden, Wald	343	12,24	16,24	20,81	25,89	32,87
Oberboden, Acker	96	9,89	11,21	12,76	13,84	16,11
Oberboden, Grünland	104	10,67	12,67	15,94	19,10	21,81
Unterboden	629	5,58	6,82	8,57	10,84	13,05
Untergrund	40	5,83	8,12	13,09	14,55	23,11

der effektiven Kationenaustauschkapazität besitzt. Anders als der Mineralboden enthalten Humusauf-lagen in der Regel weit mehr Ammoniumnitrat-extrahierbare Basen (Ca_{mob} , Mg_{mob} , K_{mob} , Na_{mob}) als ver-sauernd wirkende Metalle (Al_{mob} , Fe_{mob} , Mn_{mob}). Die Basen überwiegen immer und das wichtigste Ele-ment ist wie erwähnt Calcium gefolgt von Magnesium. Bis zu einem pH-Wert von 4 ist von den ver-sauernd wirkenden Metallen fast allein Mangan nachweisbar. Erst bei tieferen pH-Werten nimmt die Bedeutung von Aluminium stark zu. Damit verhalten sich diese Stoffe ähnlich wie im Mineralboden (siehe Abb. 12). Insbesondere in Nährstoff-armen Waldböden haben Humusauf-lagen damit eine be-sondere Bedeutung als Nährstoffspeicher. Allerdings darf ihre Bedeutung aufgrund der geringen Mäch-tigkeit nicht überschätzt werden.

Die Höhe der KAK_{pot} ist nicht unerheblich vom Humusgehalt abhängig. Der für **Walddoberböden** cha-rakteristisch hohe Gehalt an organischer Substanz führt daher zu einer höheren KAK_{pot} als in Ober-böden anderer Nutzungsformen. Entsprechend weisen die Walddoberböden aus Pelite und Schiefer mit 19 cmol+/kg eine höhere mittlere KAK_{pot} als die landwirtschaftlich genutzten Böden der gleichen Sub-stratgruppe auf. Die KAK_{pot} bewegt sich typisch in einem Bereich von 13 und 28 cmol+/kg. Die Höhe des Lösslehm-Anteils hat keinen merklichen Einfluss auf die KAK_{pot} . Die Summe aller austauschbaren Ka-tionen beträgt im Mittel allerdings nur 4,8 cmol+/kg und bewegt sich in einem weiten Bereich von 1,6 bis 18 cmol+/kg. Die Ausstattung an Basen ist damit merklich schlechter als in den landwirtschaftlich ge-nutzten Böden. Der Basensättigungsgrad liegt in den Walddoberböden bei 29% und schwankt ebenfalls stark zwischen 11 und 77%. Im landesweiten Vergleich zeigen die pelitischen Walddoberböden im Unter-suchungsraum für diese Substratgruppe dennoch eine relative günstige Basensättigung. Im landes-weiten Durchschnitt sind es lediglich 10%.

Tab. 33 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (**Devon**)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$ (d); pfl; U [($\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen									
Angaben in cmol+/kg									
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen- sättigung (%)	H-Wert (H^+ , Al^{3+})	Calcium	Magne- sium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	156	60,34	28,80	54	28,19	21,51	5,10	1,34	0,11
Oberboden, Wald	194	15,68	1,59	10	11,76	0,75	0,73	0,15	0,03
Oberboden, Acker	89	11,50	9,51	77	2,58	7,08	0,98	0,83	0,02
Oberboden, Grünland	90	12,67	8,41	69	3,89	6,37	1,33	0,22	0,06
Unterboden	335	6,79	1,06	18	2,71	0,61	0,43	0,06	0,02
Untergrund	426	6,58	3,40	58	0,00	1,88	0,99	0,10	0,02
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ($\wedge to$; $\wedge tsf$; $\wedge tfl$) (d) (1-2)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Auflage, Wald	330	61,03	26,86	50	27,81	20,05	4,29	1,24	0,14
Oberboden, Wald	343	16,24	1,95	12	12,23	1,03	0,69	0,14	0,03
Oberboden, Acker	96	11,21	9,09	80	2,22	7,08	1,01	0,67	0,01
Oberboden, Grünland	104	12,67	8,22	65	4,60	6,44	1,23	0,15	0,04
Unterboden	629	6,82	0,65	11	3,84	0,22	0,29	0,05	0,02
Untergrund	40	8,12	4,65	65	1,59	2,89	1,07	0,12	0,04

Die Höhe der Basensättigung wird direkt vom pH-Wert gesteuert. In diesen Böden treten pH-Werte <4 relativ häufig auf. In diesen relativ sauren Böden beträgt die mittlere Basensättigung nur noch 18% (9 - 29). Die wichtigste Base Calcium zeigt mit durchschnittlich 1,9 cmol+/kg (0,2 - 3,1) auch nur noch geringe Gehalte. Der mittlere Calcium-Gesamtgehalt beträgt nur noch 930 mg Ca_{ges} /kg (521 - 1.430). Weisen diese Böden hingegen einen ungewöhnlich hohen pH-Wert von über pH 5 auf, so ist mit einer Basensättigung von über 75% und einem Gehalt an austauschbarem Calcium von über 7,3 cmol+/kg zu rechnen. Der Calcium-Gesamtgehalt überschreitet dann 5.000 mg Ca_{ges} /kg.

In den Unterbodenhorizonten der pelitischen Waldböden beträgt die KAK_{pot} im Mittel 7,7 cmol+/kg, dabei bewegt sie sich typisch zwischen 5,7 und 10,2 cmol+/kg. Mit einem Basensättigungsgrad von 6% (3 - 16) sind diese Unterböden basenarm. Austauschbares Calcium und Magnesium sind im Mittel nur noch mit 0,2 cmol+/kg zu finden. Der mittlere Gesamtgehalt beträgt noch 370 mg Ca_{ges} /kg bzw. 3.700 mg Mg_{ges} /kg. Diese potentiell vorhandene Reserve ist intensiv gebunden und weitgehend nicht austauschbar.

Die Untergrundhorizonte der pelitischen Waldböden haben eine mittlere KAK_{pot} von 8,2 cmol+/kg, und bewegen sich typisch zwischen 5,7 und 9,5 cmol+/kg. Im Mittel beträgt der S-Wert lediglich 0,6 cmol+/kg und die Basensättigung nur 8%. Fast alle pelitischen Untergrundhorizonte sind wie die Unterböden basenarm.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite besitzt der oberste Mineralbodenhorizont der Waldböden wie in den pelitischen Böden eine mittlere KAK_{pot} von 19 cmol+/kg (13 - 32). Die mittlere Basensättigung ist mit 45% (27 - 62) allerdings wesentlich besser. Die Summe der austauschbaren Basen (S-Wert) liegt bei durchschnittlich 7,2 cmol+/kg. Sie streut mit Werten zwischen 3,9 und 17 cmol+/kg

Tab. 34 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})				Angaben in cmol+/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	11	16,39	20,39	21,39	22,74	25,71
Oberboden, Grünland	24	21,08	26,66	31,38	35,25	37,03
Unterboden	33	17,44	24,42	37,62	51,89	65,75
Untergrund	36	15,60	28,01	36,43	53,96	55,33
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})				Angaben in cmol+/kg		
Auflage, Wald	37	53,01	66,41	75,65	86,20	96,39
Oberboden, Wald	45	19,80	24,05	29,32	33,51	38,11
Oberboden, Grünland	28	15,65	17,85	22,26	25,15	31,23
Unterboden	84	11,05	14,36	20,49	25,66	32,61

ebenfalls erheblich. Bei einem Gesamtgehalt von durchschnittlich 4.300 mg Ca_{ges} /kg sind zwischen 15 und 40% des Ca_{ges} austauschbar gebunden. Der Magnesium-Gesamtgehalt ist substratbedingt mit Werten zwischen 4.700 und 21.700 mg Mg_{ges} /kg oft sehr hoch. Etwa 2 bis 9% des Gesamtgehaltes liegen in austauschbarer Bindung vor.

Tab. 35 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-) (3-4) / -.- (0-1)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen					Angaben in cmol+/kg				
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen-sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H ⁺ , Al ³⁺)	Calcium	Magne-sium	Kalium	Natrium
Oberboden, Acker	11	20,39	15,74	78	4,41	12,16	2,06	1,12	0,02
Oberboden, Grünland	24	26,66	20,89	80	4,75	14,47	4,41	0,19	0,06
Unterboden	33	24,42	20,04	75	2,10	11,85	4,90	0,11	0,11
Untergrund	36	28,01	21,74	79	0,00	13,44	6,30	0,24	0,12
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Auflage, Wald	37	66,41	32,10	60	25,03	24,46	5,29	1,85	0,11
Oberboden, Wald	45	24,05	6,42	27	15,38	3,93	1,96	0,21	0,05
Oberboden, Grünland	28	17,85	11,89	69	5,90	8,78	2,19	0,15	0,06
Unterboden	84	14,36	7,60	56	4,63	5,19	1,75	0,06	0,06

Tab. 36 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-øj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})				Angaben in cmol+/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	64,62	80,92	95,21	107,98	109,19
Oberboden, Wald	13	11,57	14,68	20,34	24,87	31,50
Oberboden, Acker	21	10,36	12,18	16,34	19,71	24,75
Oberboden, Grünland	10	12,97	14,42	16,73	17,26	17,42
Unterboden	23	8,92	13,45	17,29	31,94	21,99
Untergrund	15	8,06	19,23	24,66	35,53	39,39
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-øj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})				Angaben in cmol+/kg		
Oberboden, Acker	12	9,29	10,91	19,96	25,92	31,95
Unterboden	24	8,46	12,86	16,97	21,40	27,86

Im folgenden Mineralbodenhorizont der teilweise noch Merkmale eines Oberbodens aufweist, sinkt die mittlere KAK_{pot} durch den geringeren Humusgehalt auf 13 cmol+/kg (7 -18) ab, gleichzeitig steigt die mittlere Basensättigung mit 53% noch etwas an. Der S-Wert liegt im Mittel bei 5,8 cmol+/kg und schwankt wie im obersten Mineralbodenhorizont mit Werten zwischen 2,3 und 11 recht stark.

Tab. 37 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)									
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-øj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen					Angaben in cmol+/kg				
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen- sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H ⁺ , Al ³⁺)	Calcium	Magne- sium	Kalium	Natrium
Auflage, Wald	11	80,92	57,30	79	14,60	39,98	14,81	2,54	0,16
Oberboden, Wald	13	14,68	8,55	55	8,08	4,21	2,22	0,42	0,06
Oberboden, Acker	21	12,18	10,15	77	2,85	6,62	1,48	0,86	0,06
Oberboden, Grünland	10	14,42	11,60	80	3,73	8,53	2,60	0,47	0,08
Unterboden	23	13,45	8,03	73	1,97	5,64	1,84	0,28	0,08
Untergrund	15	19,23	16,89	81	0,00	10,22	3,19	0,50	0,12
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-øj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Oberboden, Acker	12	10,91	7,53	73	3,21	6,03	1,11	0,92	0,05
Unterboden	24	12,86	8,57	79	0,00	5,42	2,59	0,26	0,07

Mit weiter zunehmender Tiefe sinkt die KAK_{pot} kaum noch. In den Unterbodenhorizonten aus basischen Magmatiten beträgt die KAK_{pot} im Mittel 12 cmol+/kg. Dies entspricht der rechnerischen (theoretischen) Höhe der KAK_{pot} des humusfreien Mineralbodens (siehe oben). Die mittlere Basensättigung ist mit 56% vergleichsweise günstig. Der mittlere S-Wert beträgt 6,5 cmol+/kg. Austauschbares Calcium ist im Mittel mit 3,4 und Magnesium mit 2,5 cmol+/kg enthalten. Die Reserve an diesen Basen ist sehr hoch. Im Mittel liegt der Gesamtgehalt mit 7.100 mg Ca_{ges} /kg um das 10-fache über dem austauschbaren Gehalt. Beim Magnesium ist es mit 15.500 mg Mg_{ges} /kg sogar das 50-fache.

Die Untergrundhorizonte der basischen Magmatite haben eine mittlere KAK_{pot} von 11 cmol+/kg. Der mittlere S-Wert liegt mit 6,3 cmol+/kg 10-fach so hoch wie in den pelitischen Untergrundhorizonten. Entsprechend ist die mittlere Basensättigung mit 64% ungleich günstiger.

In den 47 untersuchten **Ackerböden** liegt die mittlere KAK_{pot} in den Oberböden bei 12 cmol+/kg und die Werte bewegen sich typisch zwischen 9 und 16 cmol+/kg. Zwischen den verschiedenen Substraten bestehen weder bei der KAK_{pot} noch bei der Basensättigung signifikante Unterschiede. Aufgrund der nutzungsbedingt günstigen pH-Werte liegt eine relativ hohe Basensättigung von durchschnittlich 75% (60 - 82) vor. Diese Werte sind mit den landesweiten Daten vergleichbar.

Auch bei der Belegung der Austauschplätze bestehen keine Unterschiede bei den wichtigsten Substratgruppen. Sowohl die Ackerböden im Verbreitungsgebiet der Pelite/Schiefer als auch im Gebiet der basischen Magmatite ist im Mittel die Hälfte der Austauschplätze mit Calcium und 11% mit Magnesium belegt. Absolut sind dies 6,1 cmol+/kg austauschbares Calcium und 1,4 cmol+/kg austauschbares Magnesium.

Die Calcium-Reserven der pelitischen Ackerböden sind für diese Substratgruppe vergleichsweise hoch, da im Mittel nur 60% (30 - 70%) des Gesamtgehaltes (Ca_{ges}) austauschbar gebunden sind. In anderen Untersuchungsgebieten waren die Calcium-Reserven in pelitischen Substraten geringer. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite ist die Calcium-Reserve in den Ackerböden aber deutlich höher. In ihnen sind durchschnittlich 30% des Calciums (15-64) des Gesamtgehaltes austauschbar gebunden. Entsprechend liegt die Calcium-Reserve im Mittel bei etwa 70%.

In den **Grünlandböden** ist aufgrund höherer Humusgehalte mit einer geringfügig höheren KAK_{pot} als in den Ackerböden zu rechnen. Von den Auengebieten abgesehen sind die Grünlandböden häufiger in Pelit-haltigen Substraten als in Substraten der basischen Magmatite entwickelt. Anders als bei den Ackerböden unterscheiden sich diese beiden wichtigsten Substratgruppen. Für den obersten Mineralbodenhorizont der pelitischen Grünlandböden wurden etwa die gleichen Werte wie für die Ackerböden ermittelt. Die mittlere KAK_{pot} in den Oberböden beträgt ebenfalls 12 cmol+/kg (10 - 26) und die mittlere Basensättigung liegt bei 73% (63 - 79). Eine Basensättigung von über 70% wird immer erreicht, wenn der pH-Wert >5 ist. Die Summe der austauschbaren Basen (S-Wert) liegt bei durchschnittlich 9 cmol+/kg. Sie streut aber mit Werten zwischen 6 und 20 cmol+/kg deutlich. Werte >15 cmol+/kg treten aber fast nur dann auf, wenn der Tongehalt >30 Masse-% und der pH-Wert >5 liegt. Die Ca-Reserven liegen etwa auf dem Niveau der Ackerböden. Bei einem Gesamtgehalt von durchschnittlich 2.050 mg Ca_{ges} /kg sind zwischen 45 und 90% des Ca_{ges} (Ø 66%) austauschbar gebunden. Beim Magnesium hingegen liegen nur 3 bis 26% des Gesamtgehaltes in austauschbarer Bindung vor.

Im folgenden Mineralbodenhorizont sinkt die mittlere KAK_{pot} durch den geringeren Humusgehalt auf 10 cmol+/kg (8 - 24) ab, gleichzeitig steigt die mittlere Basensättigung auf 79% (69 - 90). Der S-Wert liegt im Mittel bei 8 cmol+/kg und schwankt wie im obersten Mineralbodenhorizont mit Werten zwischen 5 und 17 recht stark.

Tab. 38 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot})	Angaben in cmol+/kg					
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	111	12,07	14,49	17,07	19,58	23,92
Unterboden	215	7,64	10,11	11,95	13,81	17,98

Die Grünlandböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite weisen mit durchschnittlich 17 (13 - 25) eine etwas höhere KAK_{pot} als die entsprechenden Ackerböden auf. Der S-Wert liegt mit durchschnittlich 13 cmol+/kg (6 - 20) rund 40% höher als in den pelitischen Substraten. Dies entspricht einer mittleren Basensättigung von 76% (61 - 86). Dies war aufgrund der relativ günstigen pH-Werte von durchschnittlich pH 5,3 zu erwarten gewesen. Die Ca-Reserven der Grünlandböden sind in den Substraten der basischen Magmatite ungleich höher als in jenen, die Pelite/Schiefer enthalten. Bei einem Gesamtgehalt von durchschnittlich 7.800 mg Ca_{ges} /kg sind zwischen 14 und 63% des Ca_{ges} ($\bar{\sigma}$ 21%) austauschbar gebunden. Charakteristisch für basische Magmatite ist ihr hoher Magnesium-Gesamtgehalt. Der mittlere Gesamtgehalt beträgt fast 10.000 mg Mg_{ges} /kg. Davon liegen 1 bis 11% bzw. 2,0 - 5,3 cmol+/kg in austauschbarer Bindung vor.

Im folgenden Mineralbodenhorizont sinkt die KAK_{pot} durch den geringeren Humusgehalt zwar auf durchschnittlich 14 cmol+/kg (9 - 21), dafür steigt aber die mittlere Basensättigung auf 82% (67 - 89) an.

Die als Grünland genutzten Oberböden der **Auen** weisen ähnliche KAK_{pot} auf wie jene im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Typisch sind Werte zwischen 14 und 26 cmol+/kg. Ein direkter Zusammenhang zwischen Höhe der KAK_{pot} und dem Ton- und/oder Humusgehalt ist nur angedeutet. Da der pH mit Werten zwischen 4,5 und 5,1 vergleichsweise wenig schwankt, variiert auch die Basensättigung mit Werten zwischen 66 und 84% vergleichsweise gering. Bei pH-Werten >5 ist von einer Basensättigung >70% auszugehen. Der absolute Gehalt austauschbarer Basen reicht von 10 bis 22 cmol+/kg. Bei etwa 60-70% der austauschbaren Basen handelt es sich um Calcium. Wie bei den pelitischen Grünlandböden beträgt der mittlere Gesamtgehalt etwas über 2000 mg Ca_{ges} /kg.

Tab. 39 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm									
carbonatfrei (Holozän)									
Daten aus Rheinland-Pfalz									
Mediane der KAK_{pot} und der austauschbaren Kationen	Angaben in cmol+/kg								
	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basensättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+, Al^{3+})	Calcium	Magnesium	Kalium	Natrium
Oberboden, Grünland	111	14,49	9,96	71	4,11	7,19	1,90	0,14	0,06
Unterboden	215	10,11	5,74	61	0,00	4,00	1,62	0,08	0,06

4.1.5. Nährstoffe

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 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, wodurch es ein gegenüber Kationen abweichendes pedochemisches Verhalten hat. 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 (K_{lakt} , P_{lakt}). Zur Abschätzung der Mg-Versorgung wird üblicherweise die CaCl_2 -Methode angewendet. In dieser Untersuchung wurde Mg aus der vorhandenen Ammoniumnitratlösung gemessen (Mg_{mob}), deren Extraktionsstärke aber in einer ähnlichen Größenordnung liegen dürfte.

Die staatliche Pflanzenbauberatung Rheinland-Pfalz gibt für eine optimale Pflanzenversorgung von Acker- und Grünlandböden einen Phosphat- und Kaliumgehalt von jeweils 12 - 20 mg/100g an (DLR 2007). Sofern der Steinanteil über 30% liegt, ist dieser Wertebereich um jeweils 2 mg/100g anzuheben (DLR 2007). Innerhalb dieser Gehaltsklasse ist lediglich eine Erhaltungsdüngung zum Ausgleich von Ernteeinbußen erforderlich. Ackerböden mit hohem Steingehalt, treten vor allem im Verbreitungsgebiet der Pelite/Schiefer auf.

Düngung überdeckt in Acker- und Grünlandböden grundsätzlich substratbedingte Unterschiede, dennoch wurden im Untersuchungsraum substratspezifische Unterschiede beobachtet. Substratunabhängig enthalten die **Ackerböden** im Untersuchungsraum im Mittel 34 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (18 - 63) und 20 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (7 - 35 mg/100g). Die Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite enthielten mit durchschnittlich 28 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (10 - 55) und 12 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (6 - 30) deutlich weniger dieser Nährstoffe als die pelitischen Ackerböden. Bei Letzteren lagen die Mittelwerte bei 40 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (22 -

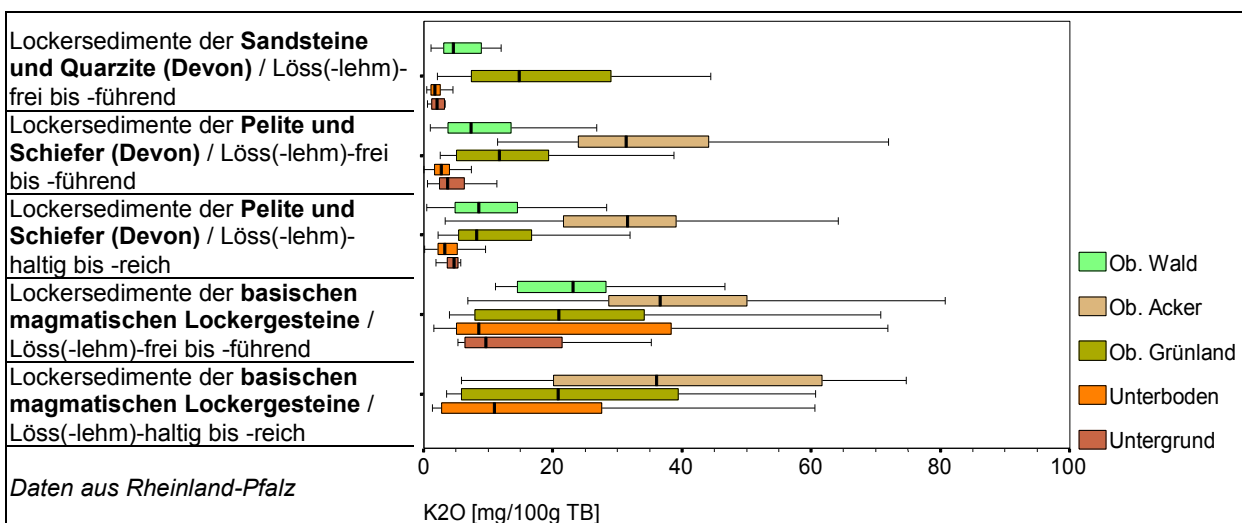


Abb. 14 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Boden

Tab. 40 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge\text{s(d)}$; $\wedge\text{q(d)}$; pfl; U [$\wedge\text{s}$; $\wedge\text{q}$] (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat						
Angaben in mg P_2O_5 / 100g						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	44	16,3	23,2	31,6	36,7	53,9
Oberboden, Wald	53	1,7	3,0	4,3	5,8	7,0
Unterboden	75	0,3	0,7	1,5	2,0	3,2
Untergrund	19	0,2	0,4	0,5	0,7	0,9
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium						
Angaben in mg K_2O / 100g						
Auflage, Wald	42	23,4	39,2	59,3	69,8	109,5
Oberboden, Wald	52	2,6	4,4	8,2	11,6	12,6
Unterboden	77	1,1	1,7	2,6	3,6	4,7
Untergrund	21	1,1	1,4	2,7	3,2	4,7
NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	43	469	689	1261	1863	2330
Oberboden, Wald	54	44	108	228	344	494
Unterboden	106	7	13	43	103	88
Untergrund	139	2	7	57	123	140

63) und 25 P_2O_5 /100g (12 - 44). Möglicherweise werden pelitische Ackerböden als grundsätzlich ertragsärmer angesehen und man versucht dies im Übermaß zu kompensieren.

In knapp 10% der Fälle herrscht ein schwacher K-Mangel vor, wovon fast nur Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite betroffen sind. Bei etwa 60% der pelitischen Ackerböden und 35% der Ackerböden aus Lockersedimenten der basischen Magmatite wurde mit ≥ 33 mg K_2O /100g ein (meist schwacher) Überschuss festgestellt, so dass bei diesen Böden zeitweise ein Aussetzen der K-

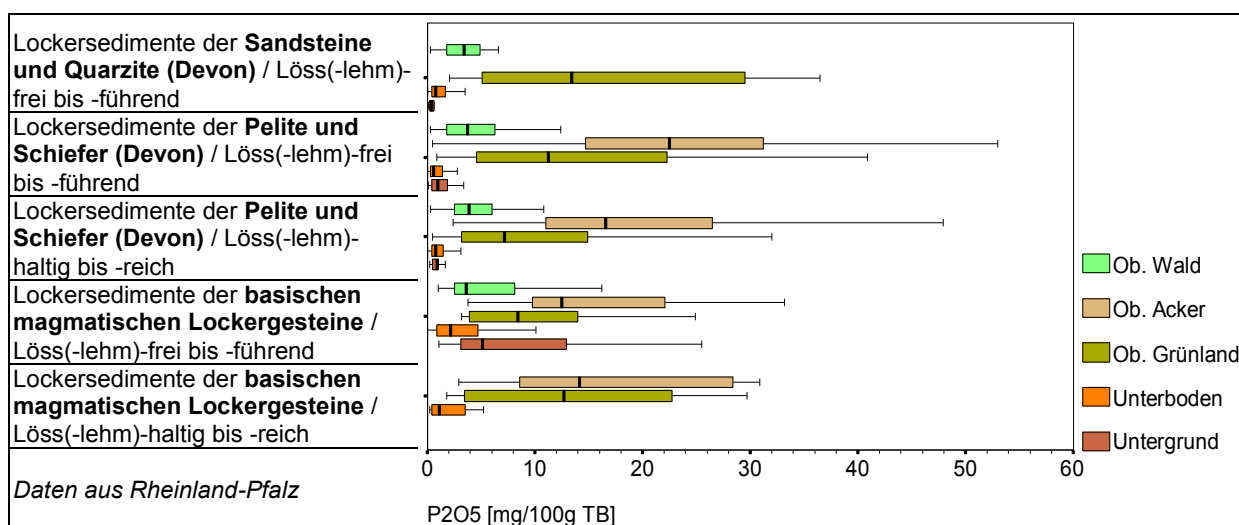


Abb. 15 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Boden

Tab. 41 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P ₂ O ₅ / 100g		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	181	21,7	32,9	45,9	63,0	81,0
Oberboden, Wald	207	1,8	3,6	5,3	7,4	10,0
Oberboden, Acker	88	15,1	22,6	31,8	43,6	53,0
Oberboden, Grünland	90	4,3	10,8	19,9	28,5	40,9
Unterboden	213	0,3	0,6	1,1	1,8	2,2
Untergrund	166	0,3	0,7	1,2	2,3	2,5
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K ₂ O / 100g		
Auflage, Wald	160	41,6	69,1	93,6	121,9	164,0
Oberboden, Wald	190	4,0	7,7	13,4	19,0	26,8
Oberboden, Acker	84	24,4	31,4	43,7	54,3	72,0
Oberboden, Grünland	85	5,0	9,4	16,0	25,2	32,3
Unterboden	227	1,7	2,7	3,8	5,3	6,3
Untergrund	165	2,5	3,6	5,2	7,0	9,2
NH ₄ NO ₃ -extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	161	410	719	1187	1561	2233
Oberboden, Wald	185	26	48	123	196	263
Oberboden, Acker	97	73	104	158	223	278
Oberboden, Grünland	94	118	167	242	315	411
Unterboden	348	10	32	123	189	268
Untergrund	424	20	97	195	307	451
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P ₂ O ₅ / 100g		
Auflage, Wald	342	23,3	33,1	47,9	64,4	84,6
Oberboden, Wald	342	2,4	3,8	5,6	7,6	9,9
Oberboden, Acker	99	10,9	16,5	26,2	33,8	47,9
Oberboden, Grünland	118	3,0	6,0	13,0	18,6	25,9
Unterboden	510	0,4	0,7	1,2	2,0	2,3
Untergrund	12	0,3	0,7	1,0	1,3	1,7
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K ₂ O / 100g		
Auflage, Wald	329	39,9	62,1	93,9	123,9	172,2
Oberboden, Wald	337	4,9	8,2	14,3	19,1	28,3
Oberboden, Acker	96	21,0	31,6	39,2	45,2	64,2
Oberboden, Grünland	102	5,0	7,5	13,7	21,5	26,7
Unterboden	543	2,1	3,2	4,7	6,3	8,4
Untergrund	11	3,7	4,7	4,9	5,6	5,8
NH ₄ NO ₃ -extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	322	352	647	1057	1472	2060
Oberboden, Wald	334	32	69	148	260	317
Oberboden, Acker	107	77	110	150	182	253
Oberboden, Grünland	124	85	142	202	271	375
Unterboden	567	9	17	42	96	92
Untergrund	38	42	108	154	192	317

Düngung zu empfehlen ist. Fast 20% der Ackerböden ist mit Werten $>50 \text{ mg K}_2\text{O}/100\text{g}$ erheblich überdüngt.

Ähnlich ist die Situation beim Phosphat. Etwa 10% der untersuchten Ackerböden besitzen mit Werten $< 6 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ eine deutliche Unterversorgung an diesem Nährstoff, so dass eine erhöhte Düngung erforderlich ist. Wie beim Kalium waren dies meist Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Auf der anderen Seite wurde bei fast jedem 5. Ackerboden Bodengehalte $\geq 33 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ gemessen, womit sie als überversorgt eingestuft werden. Dabei handelte es sich fast ausschließlich um pelitische Ackerböden. Häufig sind es jene Standorte, die auch hohe Kaliumgehalte aufweisen.

Nach DLR (2007) ist für eine optimale Pflanzenversorgung ein verfügbarer Mg-Gehalt in lehmigen Ackerböden mit erhöhtem Steinanteil zwischen 70 und 110 mg/kg anzustreben. Substratunabhängig enthalten sie im Untersuchungsraum durchschnittlich 164 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Typisch sind Werte zwischen 102 und etwa 316 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$. Bei Konzentrationen $>170 \text{ mg Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ gelten Ackerböden als überversorgt, so dass die Düngung vorübergehend ausgesetzt werden sollte. An keinem Standort lag ein Mangel vor.

Obwohl basische Magmatite meist einen natürlichen hohen Magnesium-Gesamtgehalt aufweisen, unterscheiden sich die Ackerböden aus Lockersedimenten devonischer Gesteine und jene der basischen Magmatite nicht wesentlich. Die Ackerböden im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich 160 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (109 - 276), was auch im landesweiten Vergleich recht hohe Werte sind. Üblich sind die gefundenen Gehalte in den Ackerböden der basischen Magmatite mit 194 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (101 - 339).

Bei mittleren Konzentrationen von 11 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (4 - 46) und 7 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (2 - 21) ist die Nährstoffversorgung der außerhalb der Auen liegenden **Grünlandböden** im Untersuchungsraum erwartungsgemäß deutlich geringer als in den Ackerböden. Insbesondere für Mähwiesen, bei denen ein ähnlicher Nährstoffbedarf wie beim Anbau von Hackfrüchten besteht, sollte für eine optimale Versorgung der pflanzenverfügbare Gehalt beider Nährstoffe über 14 mg/100g liegen (DLR 2007). Etwa jeder 4. der außerhalb der Auen untersuchten Grünlandböden enthält weniger als 7 mg/100g pflanzenverfügbares Kalium, womit diese Standorte eine mangelhafte Kaliumversorgung aufweisen. Noch ungünstiger ist die Phosphatversorgung. Etwa die Hälfte der untersuchten Grünlandböden weist eine mangelhafte Versorgung auf. Bei jedem 4. dieser Standorte herrscht ein Mangel an beiden Nährstoffen vor. Eine Überversorgung kommt insbesondere beim Phosphat nur selten vor. Beim Kalium wurde dies immerhin bei 20% der Standorte festgestellt.

In der Landwirtschaft werden gezielt Mg-Dünger zur Vermeidung der Weidetetanie, einer Mg-Mangelerscheinung bei Weidetieren, eingesetzt. Zur Vorbeugung dieses Mangels sollte nach AMBERGER (1996) der verfügbare Mg-Gehalt $>150 \text{ mg/kg}$ betragen. Diesen Schwellenwert unterschreiten weniger als 10% aller untersuchten Grünlandoberböden. Die staatliche Pflanzenbauberatung Rheinland-Pfalz gibt für eine optimale Pflanzenversorgung von Grünlandböden mit 70 und 110 mg/kg hingegen den gleichen Wertebereich wie in Ackerböden an. Keiner der untersuchten Standorte enthielt weniger als 70 mg/kg. Die pelitischen Grünlandböden enthalten mit durchschnittlich 219 mg/kg (146 - 860) zwar weniger verfügbares Magnesium als jene, die in Substraten der basischen Magmatite entwickelt sind ($\emptyset$ 357 mg/kg), aber die Gehalte streuen bei allen Substraten so stark, dass Prognosen kaum möglich sind. In pelitischen Grünlandböden wurden sowohl der geringste als auch der höchste Gehalt im Untersuchungsraum gemessen. Die festgestellten Konzentrationen hängen damit unmittelbar von der Intensität der Düngung ab.

Tab. 42 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen Magmatite (Perm-Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-) (3-4) / -.- (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat			Angaben in mg P_2O_5 / 100g			
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	12,8	16,0	25,7	28,8	31,7
Oberboden, Grünland	22	3,4	5,9	10,1	14,4	16,6
Unterboden	22	1,4	2,4	3,0	4,5	5,3
Untergrund	17	1,3	2,8	6,7	9,9	11,6
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium			Angaben in mg K_2O / 100g			
Oberboden, Acker	13	38,5	47,0	55,9	60,7	62,7
Oberboden, Grünland	23	7,3	9,7	22,2	33,4	41,1
Unterboden	24	2,9	3,9	8,3	14,9	14,7
Untergrund	16	4,0	6,8	14,1	34,3	20,3
NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium			Angaben in mg/kg			
Oberboden, Acker	13	152	260	450	757	853
Oberboden, Grünland	24	328	607	891	1052	1306
Unterboden	28	127	771	1369	1964	2571
Untergrund	32	222	836	1660	2298	2846
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat			Angaben in mg P_2O_5 / 100g			
Auflage, Wald	36	23,6	50,6	77,9	95,0	109,8
Oberboden, Wald	42	4,0	6,1	8,4	10,2	13,3
Oberboden, Wald	28	2,1	3,3	5,9	9,9	10,1
Unterboden	69	0,7	1,0	1,8	2,7	3,0
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium			Angaben in mg K_2O / 100g			
Auflage, Wald	36	36,9	89,9	151,2	194,1	264,1
Oberboden, Wald	42	5,9	11,5	17,3	23,3	32,2
Oberboden, Wald	25	5,3	7,6	9,4	12,5	14,1
Unterboden	71	2,0	3,4	5,6	6,9	9,8
NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium			Angaben in mg/kg			
Auflage, Wald	29	491	847	1225	1429	2092
Oberboden, Wald	37	83	236	395	692	805
Oberboden, Wald	26	214	285	414	617	661
Unterboden	64	30	235	400	634	936

Insgesamt zeigt sich, dass die Nährstoffversorgung der Grünlandböden nur unzureichend kontrolliert wird. Mangel wie Überversorgung kommen in allen Substraten vor.

Die Grünlandböden der Auen sind zwar gut mit Magnesium versorgt, aber die Kalium- und insbesondere die Phosphatversorgung sind ausgesprochen gering. Sie enthielten im Oberboden durchschnittlich 8 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (3 - 16) und 4 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (1 - 7). Möglicherweise sollen die Überschwemmungsgebiete nur extensiv bewirtschaftet werden, um den ungewünschten Nährstoffeintrag in Fließgewässer zu minimieren.

Tab. 43 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	10	45,1	52,0	58,5	73,0	77,2
Oberboden, Wald	14	2,5	3,6	7,2	10,0	9,3
Oberboden, Acker	21	9,6	12,5	22,7	30,7	33,2
Oberboden, Grünland	12	3,8	8,4	12,0	15,6	18,5
Unterboden	22	0,9	2,2	4,7	8,9	10,1
Untergrund	8	-	-	-	-	-
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Auflage, Wald	11	126,6	137,2	157,9	160,8	163,1
Oberboden, Wald	14	13,8	20,1	24,7	42,3	31,8
Oberboden, Acker	21	27,7	36,6	51,9	68,9	83,5
Oberboden, Grünland	12	7,0	19,7	30,2	47,9	54,8
Unterboden	21	5,1	7,4	35,9	48,1	71,9
Untergrund	8	-	-	-	-	-
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	1307	1694	1856	2073	2090
Oberboden, Wald	15	153	216	511	791	862
Oberboden, Acker	21	145	169	271	318	339
Oberboden, Grünland	10	188	288	394	422	423
Unterboden	21	114	211	317	507	547
Untergrund	14	223	382	664	977	1136
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat				Angaben in mg P_2O_5 / 100g		
Oberboden, Acker	12	8,6	14,2	28,4	30,3	30,9
Unterboden	20	0,4	0,8	2,0	3,6	4,1
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium				Angaben in mg K_2O / 100g		
Oberboden, Acker	12	20,1	36,1	61,7	73,8	74,7
Unterboden	22	2,8	12,0	27,1	46,8	60,6
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	11	92	144	173	275	257
Unterboden	23	197	288	437	571	653

Die höchsten Nährstoffgehalte sind in den **Waldböden** generell in den **Humusauflagen** zu finden. Während der Mineralboden den Nährstoffgehalt der organischen Auflage nicht spürbar beeinflusst, zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Baumbestand. Die Humusauflagen der Laubwälder besitzen höhere Nährstoffgehalte als die der Nadelwälder. Im Untersuchungsraum wurde in den Auflagen der Laubwälder eine mittlere Versorgung von 113 mg K_2O /100g (86 - 158) und 48 mg P_2O_5 /100g (33 - 78) festgestellt. Im Mischwald liegen die mittleren Konzentrationen etwa 25% und im Nadelwald etwa 50% niedriger. Die Durchschnittsgehalte der Humusauflagen im Laubwald befinden sich über den landesweiten Mittelwerten.

Tab. 44 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)			<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>			
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat			Angaben in mg P_2O_5 / 100g			
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	130	2,5	4,6	9,0	12,7	17,1
Unterboden	197	0,4	0,8	1,5	2,8	3,0
Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium			Angaben in mg K_2O / 100g			
Oberboden, Grünland	107	4,7	7,0	10,8	22,3	18,9
Unterboden	179	2,4	3,4	4,6	7,3	7,8
NH_4NO_3-extrahierbares Magnesium			Angaben in mg/kg			
Oberboden, Grünland	139	141	206	289	380	496
Unterboden	227	107	152	198	255	330

Die **Humusaufgaben** des Untersuchungsraums liegen hinsichtlich Mittelwert und Streuung über den landesweit üblichen Gehalten an pflanzenverfügbarem Magnesium. Die mittlere Mg-Versorgung beträgt in den Humusaufgaben der Laubwälder 1300 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (680 – 2.000). Ähnlich wie bei Kalium und Phosphor enthalten auch die Humusaufgaben der Misch- und Nadelwälder weniger Magnesium. Deutlich erhöhte Mg-Gehalte treffen immer mit überdurchschnittlichen pH-Werten zusammen. Dies ist direkt auf die Bodenschutzkalkungen zurückzuführen und zeigt nicht die natürliche Ausstattung an diesem Nährstoff.

Bei einer mittleren Mächtigkeit von 6 cm enthält der oberste Mineralbodenhorizont der **Walddoberböden** generell deutlich geringere Nährstoffgehalte als die Humusaufgaben. Unabhängig vom Baumbestand weist dieser Horizont im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer einen mittleren pflanzenverfügbaren Gehalt von 14 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (7 - 24) und 5 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (3 - 9) auf. Die Kalium-Versorgung ist günstiger als landesweit üblich, während der Phosphatgehalt dem üblichen Wertebereich für Walddoberböden aus devonischer Pelite und Schiefer entspricht. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite ist die Versorgung mit Kalium mit 17 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ (11 - 32) erwartungsgemäß noch etwas günstiger. Bei der Phosphatversorgung unterscheiden sich die Walddoberböden der verschiedenen Substrate hingegen kaum.

Auch der verfügbare Magnesiumgehalt nimmt unterhalb der Humusaufgabe deutlich ab. Im Untersuchungsraum enthalten die Walddoberböden durchschnittlich 292 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (55 – 602). Die Oberböden der Laubwälder enthalten durchschnittlich 354 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (56 - 665) und im Nadelwald sind es tendenziell im Mittel 147 mg $\text{Mg}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (74 - 403). Mittelwert wie auch die erhebliche Streuung der Gehalte entsprechen in etwa den landesweit üblichen Werten für Walddoberböden. Wie in den Humusaufgaben führen die Bodenschutzkalkungen auch im Oberboden zu einer erheblichen Variabilität der Mg_{mob} -Gehalte, so dass diese erforderliche Maßnahme natürliche Zusammenhänge fast vollständig überdeckt. Dass die Walddoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite eine bessere Magnesiumversorgung besitzen, ist nur angedeutet. Die starke Streuung der Messwerte führt zu einer eingeschränkten Aussagekraft der Mittelwerte.

Mit der Tiefe gehen die Gehalte an verfügbarem Kalium und Phosphor weiter deutlich zurück. In **Unterböden und -grund** stehen nur noch wenig dieser Nährstoffe zur Verfügung. In den Unterböden der Wälder sind im Untersuchungsraum durchschnittlich lediglich 0,8 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (0,2 – 1,4) vorhanden.

Auch das pflanzenverfügbare Kalium geht auf niedrige Gehalte von durchschnittlich 2,8 mg K₂O/100g (2 - 6) zurück. Solche geringen Konzentrationen sind aber durchaus typisch für Waldböden aus stark verwitterten Peliten und Schiefern. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite ist der Phosphatgehalt ähnlich gering, während der Kaliumgehalt etwas höher ist.

Unterhalb des Oberbodens treten dann die substratbedingten Unterschiede der Magnesiumversorgung deutlich hervor. Während die pelitischen Unterböden im Mittel nur noch 27 mg Mg_{mob}/kg (10 - 46) enthalten, steht im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite in diesen Horizonten etwa die 10-fache Magnesiummenge den Pflanzen zur Verfügung. In den Untergrundhorizonten scheinen sich die Unterschiede noch zu verstärken.

Insgesamt sind die Waldböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite im gesamten Bodenbildungsbereich weit besser mit Magnesium versorgt als im Gebiet der devonischen Gesteine. Deutlich abgeschwächt gilt dies auch für die Kaliumversorgung. Bei der Phosphatversorgung bestehen keine substratbedingten Unterschiede.

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/cm³.

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. 45), besitzen diese Spurenelemente keine negativen 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).

Tab. 45 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)

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 - 1.500	0,01 - 0,1
Cu	1 - 20	60	200 - 400	0,1 - 1
Hg	0,01 - 1	1	10 - 1.000	0,01 - 0,1
Ni	2 - 50	50	200 - 2.000	0,1 - 1
Pb	0,1 - 20	100	500 - 1.500	0,01 - 0,1
Zn	3 - 50	*200/150	500 - 5.000	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 (1992)

Tab. 46 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 70	pH < 6 1,0			pH < 6 50		pH < 6 150
Lehm/Schluff/ stark schluffiger Sand	70	1,0	60	40	50	0,5	150
	pH < 5 40	pH < 6 0,4			pH < 6 15		pH < 6 60
Sand	40	0,4	30	20	15	0,1	60
Böden mit naturbedingt und großflächig sied- lungsbedingt erhöhten 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.

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 Böden in Folge von Überschwemmungsereignissen zu nennen.

Bewertungsgrundlagen

Die Bewertung der Bodeneinhaltsstoffe hinsichtlich gesetzlicher Regelungen erfolgt 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). Die BBodSchV legt neben den Anforderungen 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. 46). Allerdings ist der Anwendungsbereich auf Böden mit einem Humusgehalt von ≤ 8 Gew.% eingeschränkt, womit sie in Waldoberböden häufig nicht anwendbar sind.

Für Arsen gibt die BBodSchV kein Vorsorgewert an. Zur Bewertung wurde hier der strengste orientierende Sanierungswert des Merkblattes **ALEX-02** (1997) herangezogen. Bei Unterschreitung von 20 mg As_{ges}/kg sollen quasinatürliche Gehalte erreicht werden, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Er deckt sich mit dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992).

Tab. 47 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. Freizeitanlagen	125	1.000	50	1.000	-	350	50	-
Industrie- und Gewerbegrundstücke	140	2.000	60	1.000	-	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.

Die Prüfwerte der BBodSchV beziehen sich hingegen auf den Wirkungspfad und wurden „gefahrenbezogen“ abgeleitet. Werden die in Tab. 47 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.

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. 48 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums

Element	Grenzwert in mg/kg	< Grenzwert		≥ Grenzwert		Σ
		Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl
Arsen	20*	43	100	0	0	43
Blei	100	43	100	0	0	43
Cadmium	1,0	39	100	0	0	39
	1,5	4	100	0	0	4
Chrom	100	43	100	0	0	43
Kupfer	60	43	100	0	0	43
Nickel	50	18	42	25	58	15
Quecksilber	1	43	100	0	0	43
Zink	150	39	100	0	0	39
	200	4	100	0	0	4

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

* Grenzwert nach KLOKE (1980)

4.2.1. Arsen

Der Arsen-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; As_{ges}) steht in Böden häufig in Beziehung zum Ton- und Eisengehalt. Daher nehmen die As_{ges} -Gehalte mit dem Anstieg dieser Parameter meist zu (siehe Abb. 16). In weiten Teilen des Untersuchungsraums herrschen lehmige und schluffige Substrate vor (siehe 4.1.1). Fast 90 % der im Untersuchungsraum untersuchten Bodenproben weisen Tongehalte zwischen 12 und 35 Masse-% auf. 2/3 davon enthalten zwischen 12 und 25 Masse-% Ton. Der mittlere Eisengehalt beträgt 3,6 Masse-% und die Gehalte bewegen sich in einem weiten Bereich von 1,2 bis 5,3 Masse-%. Daher sind ohne spezielle Faktoren - wie z.B. Vererzungen - großräumig Gehalte von 7 bis <20 mg As_{ges} /kg zu erwarten.

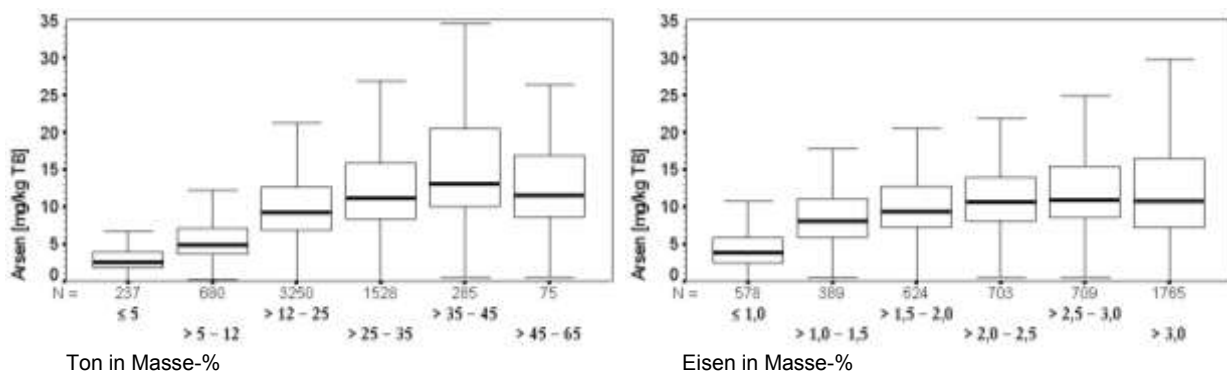


Abb. 16 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

Unterboden und -grundhorizonte der Tonsteine, zu denen i.w.S. auch die Gesamtheit der Pelite und Schiefer zählen, enthalten nach einer bundesweiten Studie durchschnittlich 9 bis 10 mg As_{ges} /kg (UTERMANN et al. 2008). Das 90. Perzentil bewegt sich in diesen Horizonten zwischen 20 und 23 mg As_{ges} /kg. Dies ist ein ähnliches Konzentrationsniveau, wie es in Rheinland-Pfalz festgestellt wurde.

Die im Untersuchungsgebiet ebenfalls verbreitet vorkommenden Böden aus basischen Magmatiten sind nach dieser Studie ausgesprochen As_{ges} -arm. Der mittlere Gehalt beträgt nur 3 bis 5 mg As_{ges} /kg und mehr als 8 mg As_{ges} /kg sind ungewöhnlich. Dies deckt sich in etwa mit dem Konzentrationsbereich, der in diesen Böden im Untersuchungsraum festgestellt wurde. Tendenziell liegen die Gehalte der Böden aus basischen magmatischen Lockergesteinen leicht über diesen Werten (siehe unten).

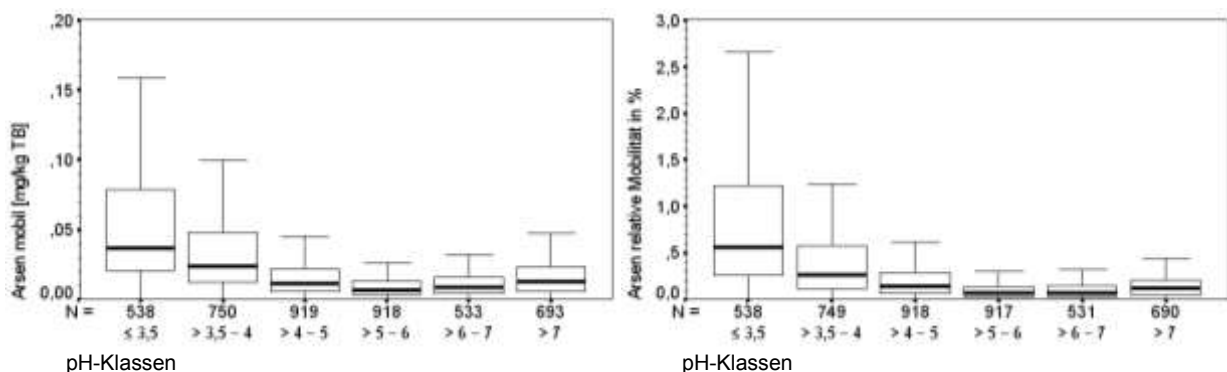


Abb. 17 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

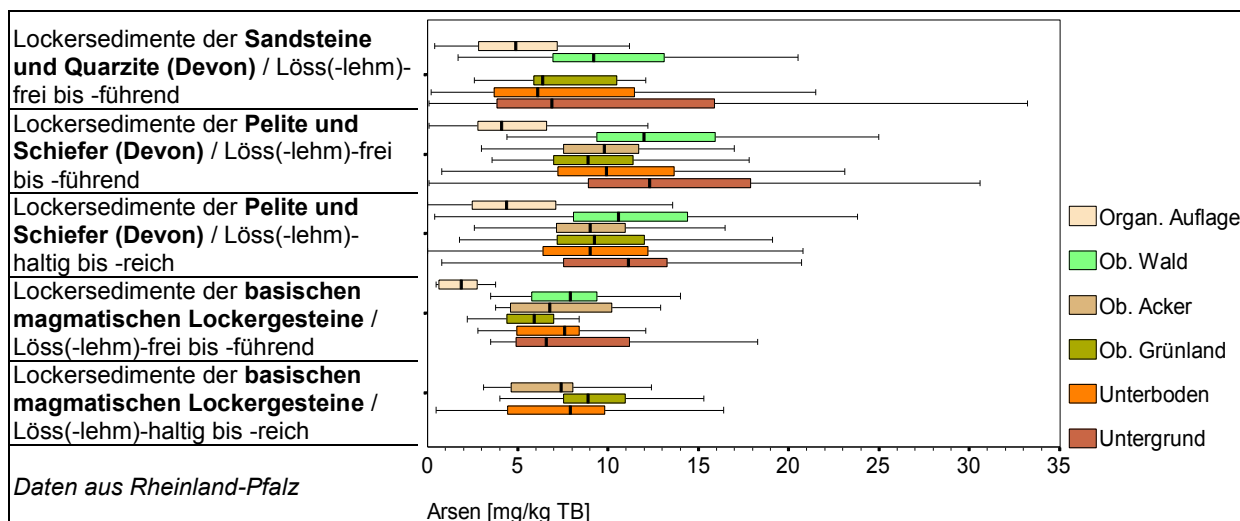


Abb. 18 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Boden

Der leicht mobilisierbare Anteil (NH_4NO_3 -extrahierbar; As_{mob}) wird in erster Linie vom pH-Wert gesteuert. Ein progressiver Anstieg des Mobilgehaltes ist erst bei pH-Werten < 4 , wie sie für Waldböden typisch sind, zu erwarten (siehe Abb. 17). Da die Nutzung direkt den pH-Wert beeinflusst, wirkt sie indirekt auch auf den Mobilgehalt.

Bei einem Mittelwert von 2 mg As_{ges} /kg bewegen sich die Gehalte in den **Humusaufgaben** der **Waldböden** im Untersuchungsraum in einem typischen Bereich von 1 bis 5 mg As_{ges} /kg. Annähernd alle untersuchten Humusaufgaben enthalten deutlich weniger As_{ges} als der folgende Mineralboden. Durchschnittlich steigt der Gesamtgehalt zum Waldoberboden um 8 mg As_{ges} /kg (4 - 11) an. Humusaufgaben bestehen nicht ausschließlich aus organischer Substanz, sondern enthalten auch eingemischte mineralische Komponenten. Der Humusgehalt von Humusaufgaben beträgt etwa 60 bis 80 Masse-%. Dies

Tab. 49 Arsen in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil $< 1/3$) $\wedge s(d)$; $\wedge q(d)$; pfl; U [$(\wedge s; \wedge q)(d)(3-4)$ / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert $< \text{Ausr.gr.}$
Auflage, Wald	47	2	5	7	10	11
Oberboden, Wald	53	6	9	12	14	18
Unterboden	112	4	6	9	13	18
Untergrund	163	4	8	15	20	30
NH_4NO_3 -Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	41	0,019	0,042	0,079	0,100	0,168
Oberboden, Wald	53	0,020	0,036	0,081	0,119	0,166
Unterboden	103	0,004	0,011	0,023	0,036	0,048
Untergrund	132	$< 0,001$	0,003	0,007	0,011	0,365

Tab. 50 Arsen in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) [^] to; [^] tsf; [^] tfl (d); pfl; U [([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	189	2	4	6	8	11
Oberboden, Wald	221	9	12	15	18	23
Oberboden, Acker	90	7	10	11	13	14
Oberboden, Grünland	95	6	8	10	13	16
Unterboden	360	7	10	14	20	24
Untergrund	495	9	12	16	21	26
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	149	0,019	0,037	0,060	0,085	0,115
Oberboden, Wald	175	0,011	0,020	0,040	0,084	0,084
Oberboden, Acker	96	0,003	0,007	0,014	0,018	0,025
Oberboden, Grünland	94	0,004	0,008	0,015	0,025	0,030
Unterboden	323	0,003	0,009	0,033	0,067	0,075
Untergrund	369	0,001	0,005	0,015	0,034	0,032
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	369	2	4	6	9	12
Oberboden, Wald	398	8	10	14	17	22
Oberboden, Acker	106	7	9	10	12	14
Oberboden, Grünland	129	7	9	12	13	19
Unterboden	707	6	9	11	15	19
Untergrund	40	7	10	13	16	21
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	302	0,027	0,049	0,070	0,094	0,135
Oberboden, Wald	307	0,013	0,025	0,041	0,066	0,084
Oberboden, Acker	102	0,003	0,005	0,008	0,012	0,014
Oberboden, Grünland	119	0,005	0,008	0,013	0,019	0,026
Unterboden	553	0,003	0,007	0,015	0,027	0,033
Untergrund	36	0,003	0,007	0,018	0,024	0,033

bedeutet, dass mit einem mineralischen Anteil von 20 bis 40 Masse-% zu rechnen ist. Damit beeinflusst der Mineralboden die As_{ges} -Konzentration der Humusauflage zumindest indirekt. Die Baumart hat keinen erkennbaren Einfluss auf den As_{ges} -Gehalt der Humusauflage.

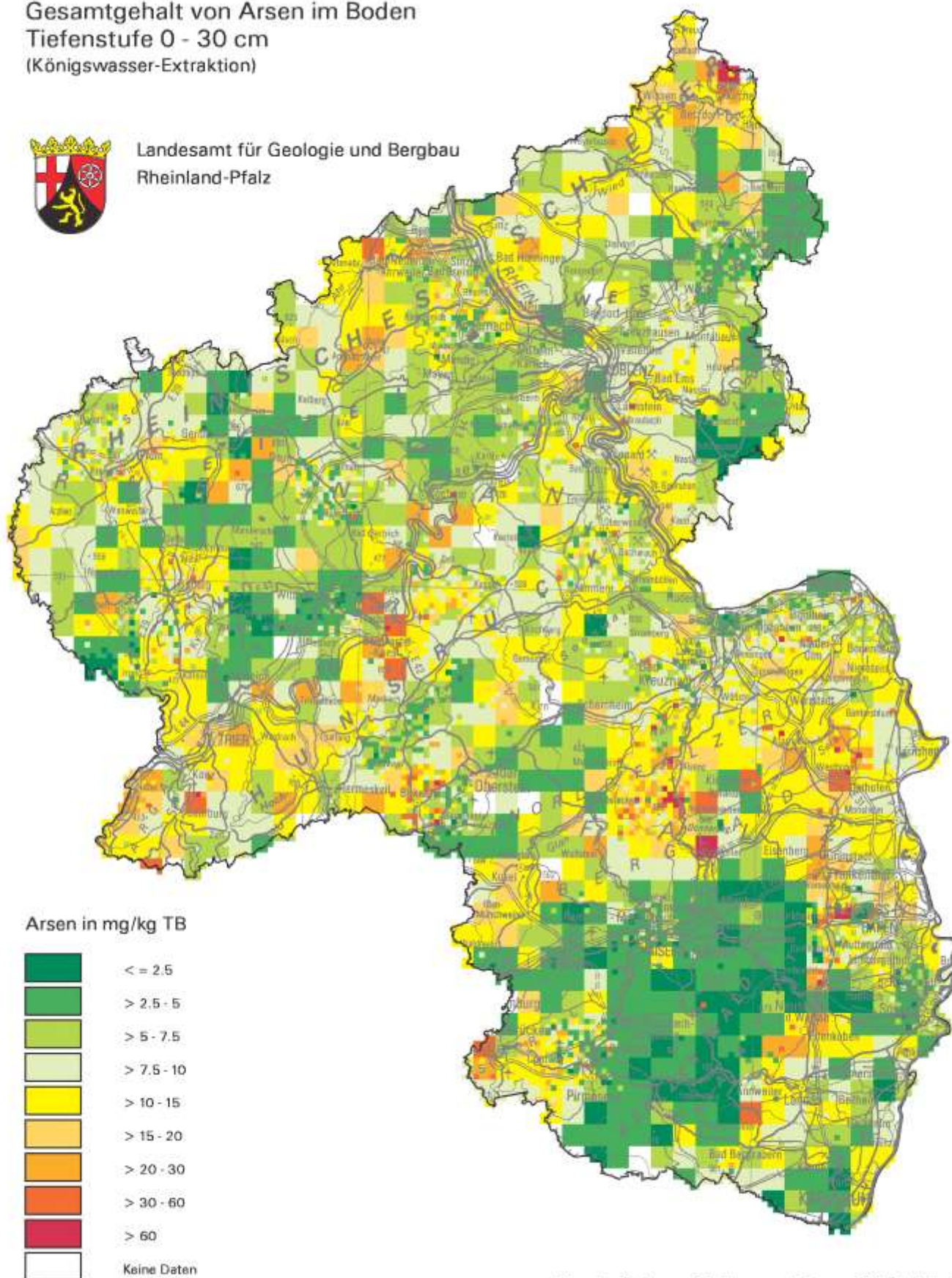
Da Bodenschutzkalkungen in den Humusaufgaben zu sehr unterschiedlichen pH-Werten führen, sind die Mobilgehalte ebenfalls recht variabel. Im Mittel liegt der Mobilgehalt in den Humusaufgaben des Untersuchungsraums bei 0,01 mg As_{mob} /kg und die Werte reichen allgemein von 0,01 bis 0,05 mg As_{mob} /kg. Üblicherweise liegen 0,3 bis 2,2% (Mittel 0,8%) des Gesamtgehaltes in mobiler Form vor.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

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



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



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

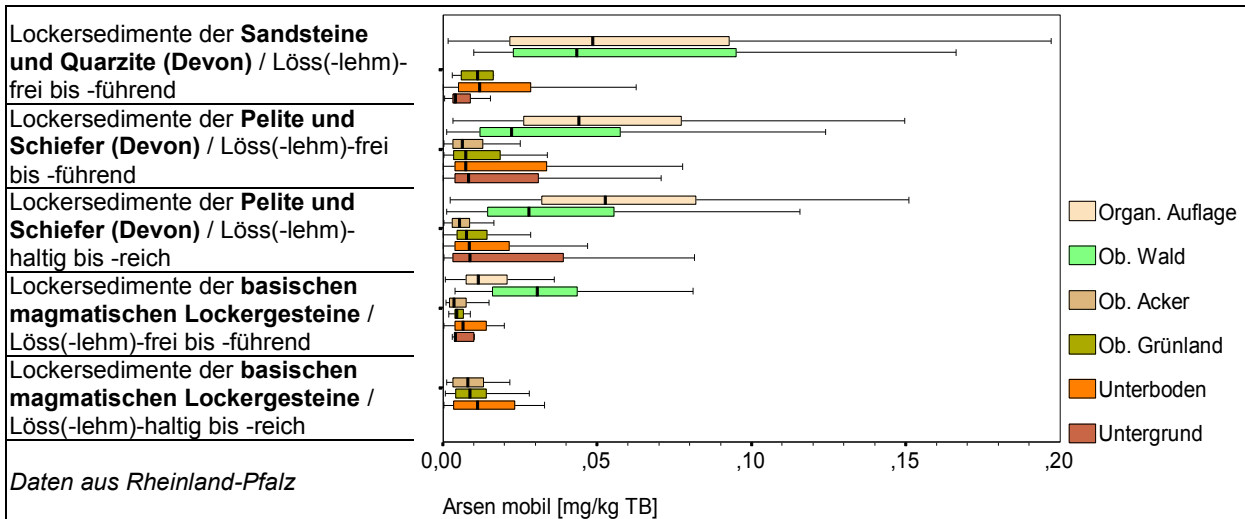


Abb. 19 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Boden

Obwohl der pH-Wert in den Humusauflagen meist höher als im Mineralboden und der Gesamtgehalt überwiegend gering ist, besitzt immerhin etwa jede 5. Humusauflage einen höheren Mobilgehalt als der folgende Mineralboden. Dies ist auch auf die geringere Affinität des Arsens auf organische Bindungsformen zurückzuführen.

Bei den As_{ges} -Gehalten bestehen in den **Waldoberböden** erwartungsgemäß [signifikante](#) Substratunterschiede. Die überwiegend Lösslehm-armen Waldoberböden im Gebiet der basischen Magmatite sind vergleichsweise As_{ges} -arm. Im Mittel enthalten sie nur 5 mg As_{ges} /kg und die Gehalte bewegen sich typisch zwischen 4 und 12 mg As_{ges} /kg.

Mit durchschnittlich 11 mg As_{ges} /kg (7 - 17) enthalten die pelitischen/schiefrigen Waldoberböden hingegen mehr als doppelt so viel As_{ges} . Diese Werte sind landesweit üblich und entsprechen der natürlichen Ausstattung an diesem Spurenelement.

Die BBodSchV (1999) definiert für das Spurenelement As keinen Vorsorgewert. Als Ersatz für den Vorsorgewert kann der im Merkblatt ALEX-02 (2011) angegebene Orientierungswert von 20 mg As_{ges} /kg der Sanierungszielebene 1 herangezogen werden. Unterhalb dieses Wertes werden quasinatürliche Gehalte erreicht, die eine multifunktionale Nutzung des Standortes gewährleisten.

Nahe der Strotzbüschermühle befindet sich der einzige untersuchte Oberboden in dem dieser Orientierungswert überschritten wurde. Dieser Waldboden ist in einem Lösslehm-freien Substrat entwickelt, das neben einem geringen Sandstein-Anteil maßgeblich aus unterdevonischen Flaserschiefern besteht. In dessen Unterboden steigt der As_{ges} -Gehalt weiter auf über 40 mg As_{ges} /kg an. Es liegen eindeutig geogene Ursachen vor. Vermutlich steht der erhöhte Wert in Zusammenhang mit einer besonderen geologischen Situation, worauf eine nahe liegende Mineralquelle hinweist.

Tab. 51 Arsen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (**Quartär-Tertiär**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	4	5	6	8	9
Oberboden, Grünland	23	4	5	5	6	6
Unterboden	42	3	5	8	11	15
Untergrund	38	3	5	7	8	12
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Acker	13	0,007	0,009	0,013	0,015	0,016
Oberboden, Grünland	22	0,005	0,009	0,017	0,032	0,034
Unterboden	27	<0,001	0,007	0,030	0,040	0,043
Untergrund	27	0,001	0,002	0,006	0,026	0,010
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	34	1	3	5	8	8
Oberboden, Wald	46	4	7	12	16	24
Oberboden, Grünland	29	5	6	8	9	11
Unterboden	85	3	5	6	7	10
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	29	0,020	0,044	0,061	0,078	0,106
Oberboden, Wald	36	0,007	0,022	0,057	0,074	0,126
Oberboden, Grünland	26	0,006	0,009	0,013	0,017	0,019
Unterboden	57	0,002	0,005	0,009	0,019	0,018

Auch die sonst eher Spurenelement-armen quarzitischen Waldoberböden enthalten mit durchschnittlich 10 mg As_{ges}/kg (9 - 13) deutlich mehr As_{ges} als jene, die in Substraten der basischen Magmatite entwickelt sind. Diese Konzentrationen entsprechen ebenfalls den landesweit üblichen Werten (siehe Tab. 49).

Maßgeblich wird die Höhe des Mobilgehaltes vom pH-Wert und nicht vom Substrat und dem Gesamtgehalt gesteuert.

Da sich die Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der devonischen Sandsteine, Schiefer bzw. Pelite sowohl im pH-Wert als auch im As_{ges}-Gehalt ähneln, sind beim Mobilgehalt keine größeren Unterschiede zu erwarten. Bei einem mittleren pH-Wert von 4,1 beträgt der mittlere Mobilgehalt in den pelitischen/schiefrigen Waldoberböden 0,05 mg As_{mob}/kg (0,01 - 0,23). Mit durchschnittlich 0,03 mg As_{mob}/kg (0,02 - 0,12) bewegt sich der Mobilgehalt in den quarzitischen Waldoberböden (Ø pH 4,2) auf geringfügig niedrigerem Niveau. Der prozentuale Mobilanteil am As_{ges}-Gehalt beträgt bei beiden Substratgruppen um die 0,5%. In Abhängigkeit vom pH-Wert schwankt dieser Wert typisch zwischen 0,1 und 2 %.

Tab. 52 Arsen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	1	2	3	3	4
Oberboden, Wald	14	5	7	9	13	14
Oberboden, Acker	19	5	6	10	11	13
Oberboden, Grünland	12	4	5	7	8	8
Unterboden	24	4	7	8	11	12
Untergrund	15	4	8	11	14	18
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	0,007	0,012	0,024	0,032	0,036
Oberboden, Wald	14	0,014	0,029	0,037	0,054	0,051
Oberboden, Acker	21	0,002	0,004	0,008	0,014	0,015
Oberboden, Grünland	12	<0,001	0,005	0,007	0,008	0,009
Unterboden	22	0,002	0,006	0,012	0,020	0,020
Untergrund	14	0,003	0,005	0,010	0,030	0,010
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	11	5	7	8	10	12
Unterboden	24	4	8	10	15	16
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	0,003	0,008	0,013	0,017	0,022
Unterboden	21	0,004	0,006	0,018	0,023	0,033

Die Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite weisen im Mittel etwas höhere pH-Werte auf. Da zudem ihre As_{ges}-Gehalte gering sind, ist dort ebenfalls nicht mit hohen Mobilgehalten zu rechnen. Der Mobilgehalt in den magmatischen Waldoberböden beträgt im Mittel 0,03 mg As_{mob}/kg (<0,01 - 0,11). Dies entspricht einem mittleren Anteil am Gesamtgehalt von 0,3% (0,2-3,1%).

In den tieferen Horizonten der Waldböden gleichen sich die As_{ges}-Gehalte der verschiedenen Substrate an. Die substratbedingten Unterschiede sind daher in den tieferen Bodenhorizonten nur noch gering. Im Gebiet der basischen Magmatite enthalten die Unterböden im Mittel 7 mg As_{ges}/kg (3-10) und in den Untergrundhorizonten 6 mg As_{ges}/kg (3-10). Dies ist etwa der Konzentrationsbereich, der auch für den Oberboden festgestellt wurde.

As_{ges}-Gehalte in dieser Höhe wurden im Untersuchungsraum auch in den Unterböden der pelitischen/schiefrigen Substrate gefunden. Ihre Untergrundhorizonte weisen mit durchschnittlich 8 mg As_{ges}/kg (4-18) dann wieder einen geringfügig höheren As_{ges}-Gehalt auf als jene aus basischen Magmatiten.

Mit zunehmender Tiefe gehen bei allen untersuchten Waldböden auch die Mobilgehalte deutlich zurück. Dies ist charakteristisch für die Mobilgehalte in Waldböden und kann ebenfalls bei den landesweiten Daten beobachtet werden.

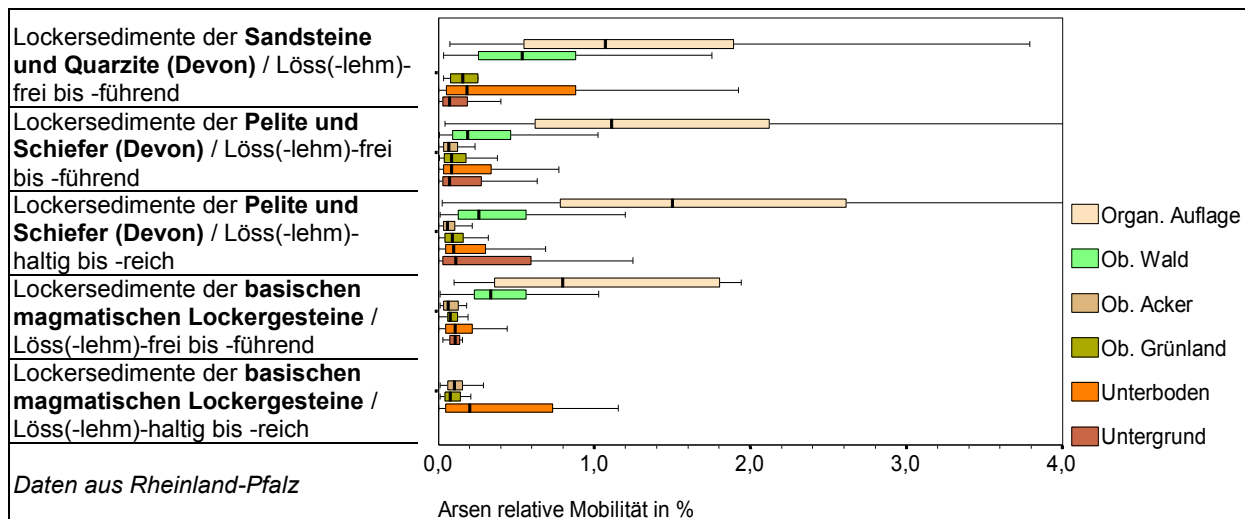


Abb. 20 Relative Mobilität von Arsen im Boden

Ausgesprochen geringe Mobilgehalte besitzen die Waldböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Während in den Oberböden der mittlere Mobilgehalt noch bei 0,03 mg As_{mob}/kg lag (siehe oben), sinkt er im Unterboden auf durchschnittlich 0,007 mg As_{mob}/kg ($<0,0004 - 0,02$) und im Untergrund weiter auf 0,002 mg As_{mob}/kg ($<0,01 - 0,02$).

Ähnlich verhalten sich die Mobilgehalte auch in den pelitischen/schiefrigen Substraten. Von durchschnittlich 0,05 mg As_{mob}/kg im Oberboden geht der Mittelwert in den Untergrundhorizonten auf 0,02 mg As_{mob}/kg ($<0,01 - 0,18$) zurück.

Ackerbau wird im Untersuchungsraum fast ausschließlich im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer und der basischen Magmatite betrieben. Überwiegend sind sie Lösslehm-arm. Die As_{ges} -Gehalte sind in den **Ackerböden** eher gering. Im Durchschnitt wurde in ihren Oberböden 7 mg As_{ges}/kg gefunden. Die typischen Konzentrationen bewegen sich zwischen 4 und 11 mg As_{ges}/kg . Kein Boden enthielt mehr als 11 mg As_{ges}/kg .

Die Ackerböden der pelitischen Substrate enthalten mit durchschnittlich 8 mg As_{ges}/kg (5-11) naturbedingt etwas mehr Arsen als die Ackerböden aus Substraten der basischen Magmatiten. Solche Konzentrationen befinden sich aber sogar etwas unterhalb der landesweit gültigen Hintergrundwerte. Ausgesprochen Arsen-arm sind die Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Diese enthalten im Mittel 5 mg As_{ges}/kg und Werte zwischen 4 und 8 mg As_{ges}/kg liegen im Normalbereich.

Da die pH-Werte der Ackerböden des Untersuchungsraums im Bereich der geringsten As-Verfügbarkeit liegen, sind die Mobilgehalte entsprechend gering. Bei einem Mittelwert von 0,007 mg As_{mob}/kg und einem typischen Konzentrationsbereich von 0,002 bis 0,02 mg As_{mob}/kg ist die Verfügbarkeit auch im Vergleich mit den landesweit gültigen Werten normal bis gering. Im Mittel liegt in den untersuchten Ackerböden die Verfügbarkeit des As_{ges} -Gehalt bei 0,1%. In annähernd allen untersuchten Ackerböden liegt die Verfügbarkeit unter 0,4% des As_{ges} -Gehaltes ($<0,1-0,4$). Aufgrund wenig variierender pH-Werte ist die relative Verfügbarkeit des Arsens bei den pelitisch als auch den magmatisch geprägten Ackerböden ähnlich. Die etwas geringeren Gesamtgehalte der Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite haben gegenüber den pelitischen Ackerböden entsprechend geringere absolute Mobilgehalte zur Folge.

In keinem Ackerboden liegt der Mobilgehalt über 0,04 mg As_{mob}/kg. Damit wird der Prüfwert der BBodschV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Pflanze (Ackerbau) von 0,4 mg As_{mob}/kg nicht annähernd erreicht. Die Situation ist in diesen Böden daher günstig.

Wie in den Ackerböden sind auch in den 61 untersuchten **Grünlandböden** die Arsengehalte insgesamt eher gering und es bestehen ebenfalls keine größeren substratbedingten Unterschiede. Den größten Anteil besitzen Grünlandböden, deren Substrate reich an Peliten bzw. Schiefern oder an basischen Magmatiten sind. Einen nennenswerten Anteil der Grünlandböden ist zudem in Auensedimenten entwickelt.

Tab. 53 Arsen in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)			<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>			
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	136	8	10	15	20	25
Unterboden	248	9	12	17	22	28
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	99	0,004	0,007	0,013	0,017	0,025
Unterboden	199	0,002	0,005	0,011	0,021	0,025

Die Gesamtheit der als Grünland genutzten Oberböden enthält im Mittel 8 mg As_{ges}/kg (5-11). Der mittlere Mobilgehalt beträgt 0,008 mg As_{mob}/kg (0,001-0,02), was einer Verfügbarkeit am Gesamtgehalt von durchschnittlich 0,1% (<0,1-0,2) entspricht.

Leicht über diesen substratübergreifenden Mittelwerten liegen die Grünlandoberböden im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer. Dies gilt vor allem für den Mobilgehalt aber auch für die relative Verfügbarkeit, da die Oberböden dieser Substratgruppe bei Grünlandnutzung im Mittel etwas saurer als die übrigen relevanten Substratgruppen sind. Sehr günstig sind die mittleren Mobilgehalte der Grünlandböden der magmatischen Substrate und die der Auen. In ihnen wurden durchschnittlich nur 0,008 mg As_{mob}/kg (0,001-0,02) bzw. 0,007 mg As_{mob}/kg (0,001-0,02) gemessen. Dies ist ein Niveau, das auch in den Ackerböden besteht.

Insgesamt sind die Gesamt- und Mobilgehalte typisch für die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Substrate.

Bei einem Maximalwert von 14 mg As_{ges}/kg wird der Maßnahmenwert der BBodSchV (1999) für die Pflanzenqualität auf Grünlandflächen von 50 mg As_{ges}/kg in den Grünlandoberböden immer erheblich unterschritten.

Die im Untersuchungsraum vorgefundenen Gesamt- und Mobilgehalte sind bei allen Nutzungen landesweit typisch für Böden, die in devonischen Sedimentgesteinen und basischen Magmatiten entwickelt sind, und entsprechen der natürlichen Ausstattung an diesem Element.

4.2.2. Blei

Der natürliche Blei-(Pb-)Gehalt der Gesteine streut vergleichsweise gering. Die mittlere Konzentration der Erdkruste beträgt 14 mg/kg. Von den im Untersuchungsraum verbreitetsten Gesteinen besitzen Pelite und Schiefer den höchsten lithogenen Pb-Gehalt. Dieser wird um die 20 -30 mg/kg liegen. Sandsteine, Quarzite und basische Magmatite zählen hingegen zu den Pb-ärmeren Gesteinen. Deren lithogener Gehalt dürfte sich zwischen 3 und 10 mg/kg bewegen (RÖSLER & LANGE 1976, KABATA-PENDIAS & KABATA 1992).

Pb reicherte sich seit der Industrialisierung insbesondere durch atmosphärische Einträge in den Oberböden stark an. Bei keinem anderen der hier untersuchten Spurenelemente war im letzten Jahrhundert der anthropogene Anteil in der Atmosphäre so hoch. Natürliche Pb-Gehalte sind für die oberen Bodenhorizonte folglich nur schwer zu definieren. Die in den Tabellen dargestellten Daten sind daher insbesondere für die Humusaufgaben und Waldoberböden als ubiquitäre Hintergrundwerte zu verstehen.

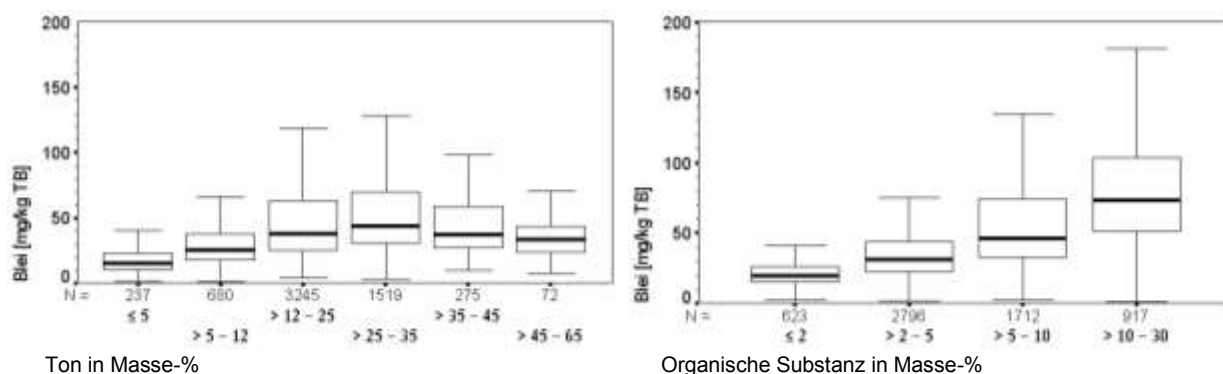


Abb. 21 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Dass der Pb-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Pb_{ges}) mit dem Tongehalt ansteigt, ist in Oberböden nur bis etwa 35 Masse-% Ton zu erkennen. Signifikante positive Beziehungen bestehen zur organischen Substanz (siehe Abb. 21). Pb wird bevorzugt organisch gebunden, so dass eine oberflächennahe Anreicherung auch ohne anthropogene Einträge stattfindet. Das Ausmaß der Anreicherung

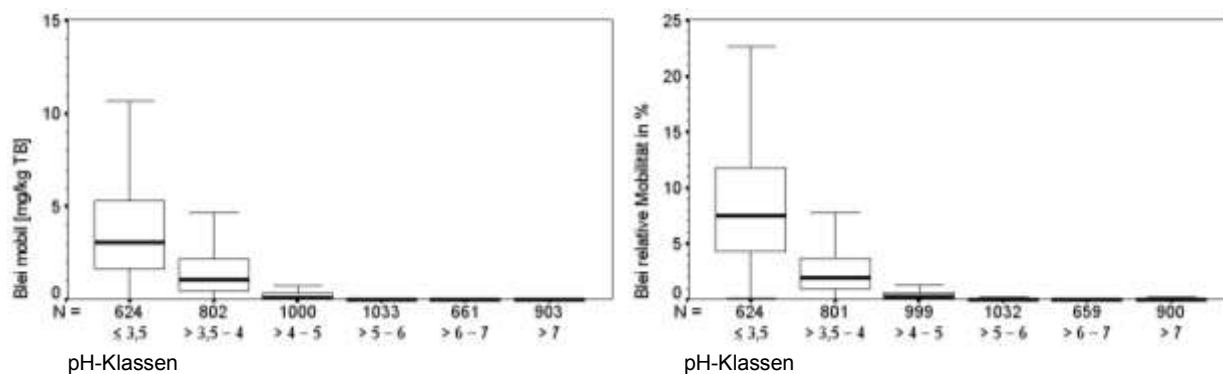


Abb. 22 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

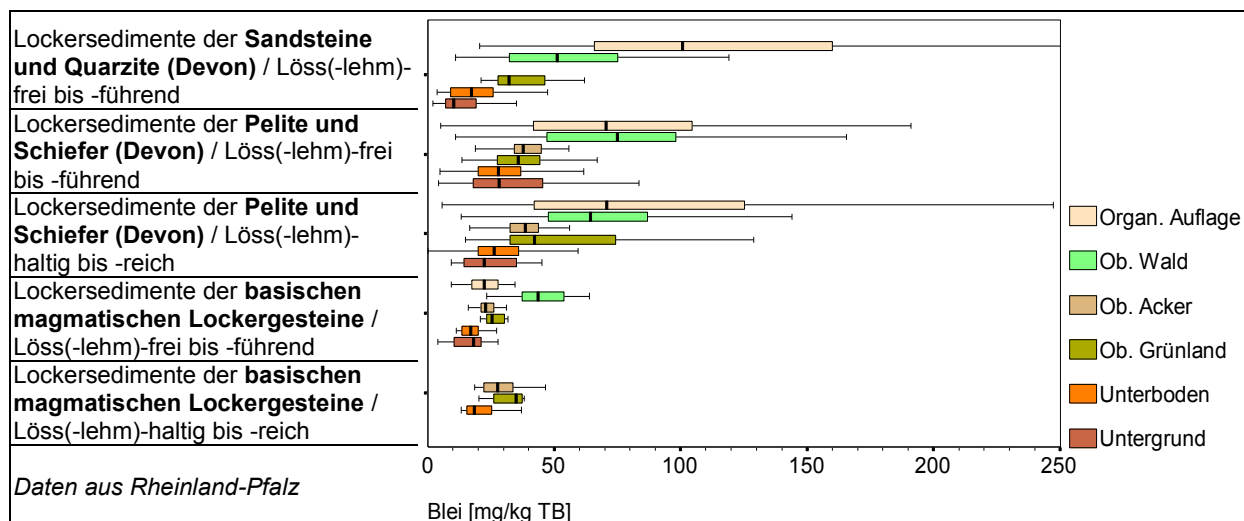


Abb. 23 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Boden

ist aber nur durch Pb-Immissionen zu erklären. Dies beeinflusst sicherlich auch die statistischen Beziehungen zwischen Pb_{ges} und Humusgehalt.

Die Bodenreaktion steuert maßgeblich die Höhe des Mobilgehalts (Pb_{mob}). Während Pb bei pH-Werten > 5 weitgehend immobil ist, steigt der labil gebundene Anteil mit zunehmender Versauerung exponentiell an (siehe Abb. 22).

In Böden, bei denen keine besondere Eintragungssituation besteht, beeinflusst die Nutzung den Gesamtgehalt im Oberboden stärker als die Substratzusammensetzung. Wie im gesamten Land weisen Waldböden höhere Gehalte als landwirtschaftlich genutzten Böden auf. Zum einen käumen Bäume eine größere Menge an Luftschadstoffen aus, zum anderen fehlt den Waldböden die künstliche Durchmischung durch Pflügen und somit die Verdünnung mit Material aus tieferen Bodenzonen.

Allen Nutzungen ist gemein, dass die Pb_{ges} -Gehalte in Mineralböden aufgrund der geringen Mobilität des Pb und seiner Affinität zu organischen Bindungsformen mit der Tiefe deutlich abnehmen.

Tab. 54 Blei in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	48	57	98	160	242	293
Oberboden, Wald	55	30	48	72	80	119
Unterboden	120	10	17	25	33	47
Untergrund	165	7	10	18	27	34
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	41	0,075	0,27	1,61	4,90	3,71
Oberboden, Wald	54	0,498	2,22	3,96	5,42	6,32
Unterboden	102	0,033	0,11	0,28	0,53	0,65
Untergrund	142	0,022	0,06	0,17	0,29	0,39

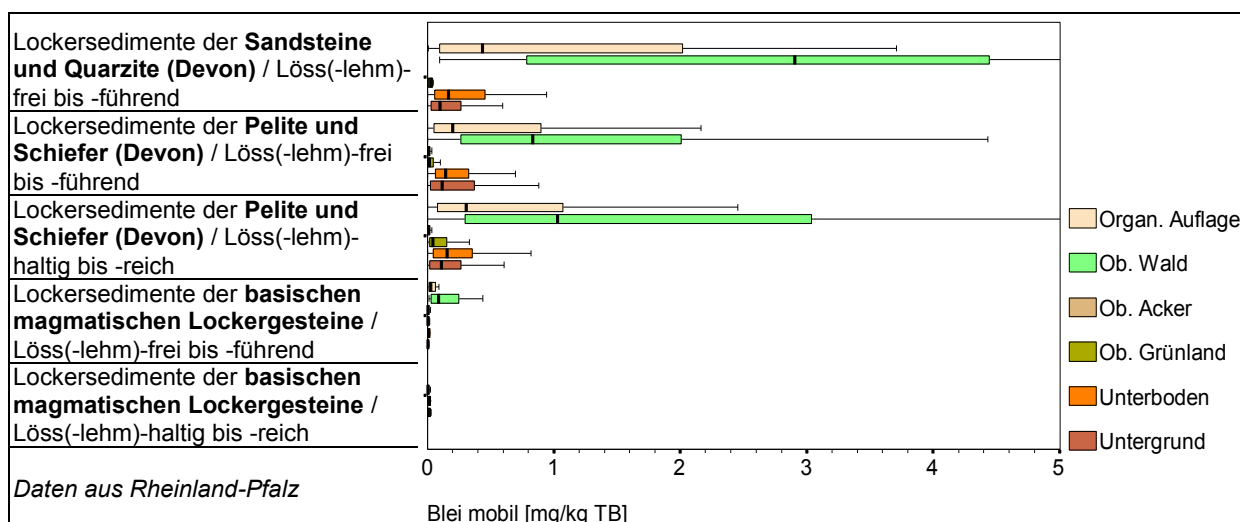


Abb. 24 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Boden

Seit Einführung Pb-freier Kraftstoffe ist eine langsame Abnahme der Pb_{ges} -Gehalte in den **Humusauf-lagen** der **Waldböden** zu beobachten. Noch vor etwa 25 Jahren waren die höchsten Pb-Konzentrationen in Waldböden mehrheitlich in der organischen Auflage zu finden. In einer landesweiten Untersuchung, bei der die Beprobung vor fast 30 Jahren stattfand, wurden in den Humusauf-lagen der Laubwälder durchschnittlich 88 mg Pb_{ges} /kg (41 - 360) und in jenen der Nadelwälder 114 mg Pb_{ges} /kg (55 - 328) gefunden (HAUENSTEIN & BOR 1996). Für den Beprobungszeitraum 1998 - 2011 sanken die Mittelwerte auf 41 mg Pb_{ges} /kg (17 - 98) bzw. 98 mg Pb_{ges} /kg (34 - 205). Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass der Pb_{ges} -Gehalt in den Waldoberböden im letzten Jahrzehnt tendenziell leicht anstieg. Pb verschwindet nicht aus den Waldböden, sondern wird langsam vertikal verlagert. Ob der Pb_{ges} -Gehalt in der Humusauf-lage oder im Oberboden höher ist, hängt maßgeblich von der Mächtigkeit der Humusauf-lage ab. Bei Mächtigkeiten unter 4 cm sind die höchsten Pb_{ges} -Gehalte im Bodenprofil heute meist im Oberboden und nicht mehr in der Humusauf-lage zu finden. Dies trifft auch für den Untersuchungsraum zu. Geringmächtige Humusauf-lagen sind oft im Laubwald, insbesondere bei günstiger Nährstoffversorgung zu finden. Mächtigere Humusauf-lagen sind hingegen meist weiterhin die Schicht mit dem höchsten Pb_{ges} -Gehalt. Dies trifft insbesondere auf nährstoffarme Nadelwaldstandorte zu.

Im Untersuchungsraum enthalten die Humusauf-lagen der Laubwälder durchschnittlich nur 34 mg Pb_{ges} /kg (18 - 73). Erwartungsgemäß liegt der mittlere Gehalt in den Humusauf-lagen der Laubwälder mit 29 mg Pb_{ges} /kg (18 - 49) dabei niedriger als in Mischwäldern, wo ein Mittelwert von 36 mg Pb_{ges} /kg (21 - 88) festgestellt wurde. Damit sind die Gehalte im Untersuchungsraum sogar niedriger als im aktuellen landesweiten Durchschnitt (siehe oben). Es konnten im Untersuchungsraum nur wenige Nadelwaldstandorte untersucht werden, so dass der Mittelwert von 78 mg Pb_{ges} /kg (71 - 120) statistisch sehr unsicher ist. Dennoch zeigt sich das übliche Bild, dass mit zunehmenden Nadelanteil mit höheren Pb_{ges} -Gehalten zu rechnen ist. Auffallend sind aber die im Vergleich mit den landesweiten Daten geringen Pb_{ges} -Gehalte bei allen Waldarten.

Es zeigt sich eine gewisse Abhängigkeit vom mineralischen Substrat, auf dem sich die Humusauf-lage befindet. Im Verbreitungsgebiet der Pelite/Schiefer enthalten sie im Mittel 32 mg Pb_{ges} /kg (18 - 49), während dieser Wert im Gebiet der basischen Magmatite bei nur 21 mg Pb_{ges} /kg (14 - 35) liegt. Aufgrund geringer Fallzahlen ist allerdings die statistische Sicherheit für die Humusauf-lagen im Gebiet der ba-

Tab. 55 Blei in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) [^] to; [^] tsf; [^] tfl (d); pfl; U [([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	189	39	64	99	126	189
Oberboden, Wald	224	44	72	92	117	157
Oberboden, Acker	88	30	36	41	49	56
Oberboden, Grünland	92	26	34	42	49	67
Unterboden	354	19	27	36	49	60
Untergrund	486	16	25	35	50	63
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	140	0,032	0,13	0,39	0,95	0,90
Oberboden, Wald	179	0,218	0,56	1,33	2,25	2,79
Oberboden, Acker	91	0,004	0,01	0,02	0,03	0,03
Oberboden, Grünland	87	0,006	0,02	0,03	0,06	0,06
Unterboden	324	0,013	0,09	0,21	0,35	0,49
Untergrund	384	0,014	0,05	0,20	0,38	0,48
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (1-2)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	369	40	66	114	160	224
Oberboden, Wald	393	47	63	81	98	129
Oberboden, Acker	102	30	38	42	49	56
Oberboden, Grünland	118	28	38	51	82	84
Unterboden	694	19	25	33	42	53
Untergrund	40	14	18	29	39	46
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	294	0,063	0,20	0,61	1,37	1,42
Oberboden, Wald	319	0,220	0,80	2,18	3,89	5,04
Oberboden, Acker	104	0,004	0,01	0,02	0,03	0,04
Oberboden, Grünland	118	0,011	0,03	0,08	0,17	0,18
Unterboden	591	0,037	0,12	0,27	0,42	0,59
Untergrund	38	0,006	0,04	0,12	0,26	0,26

sischen Magmatite nicht gegeben. Eine gewisse Einmischung von Material aus dem Oberboden wird hierbei eine Rolle spielen, aber auch dass in den nährstoffreicheren Waldböden der basischen Magmatite ein schnellerer Abbau der Blattstreu stattfindet und damit das Blei rascher in den Oberboden verlagert wird.

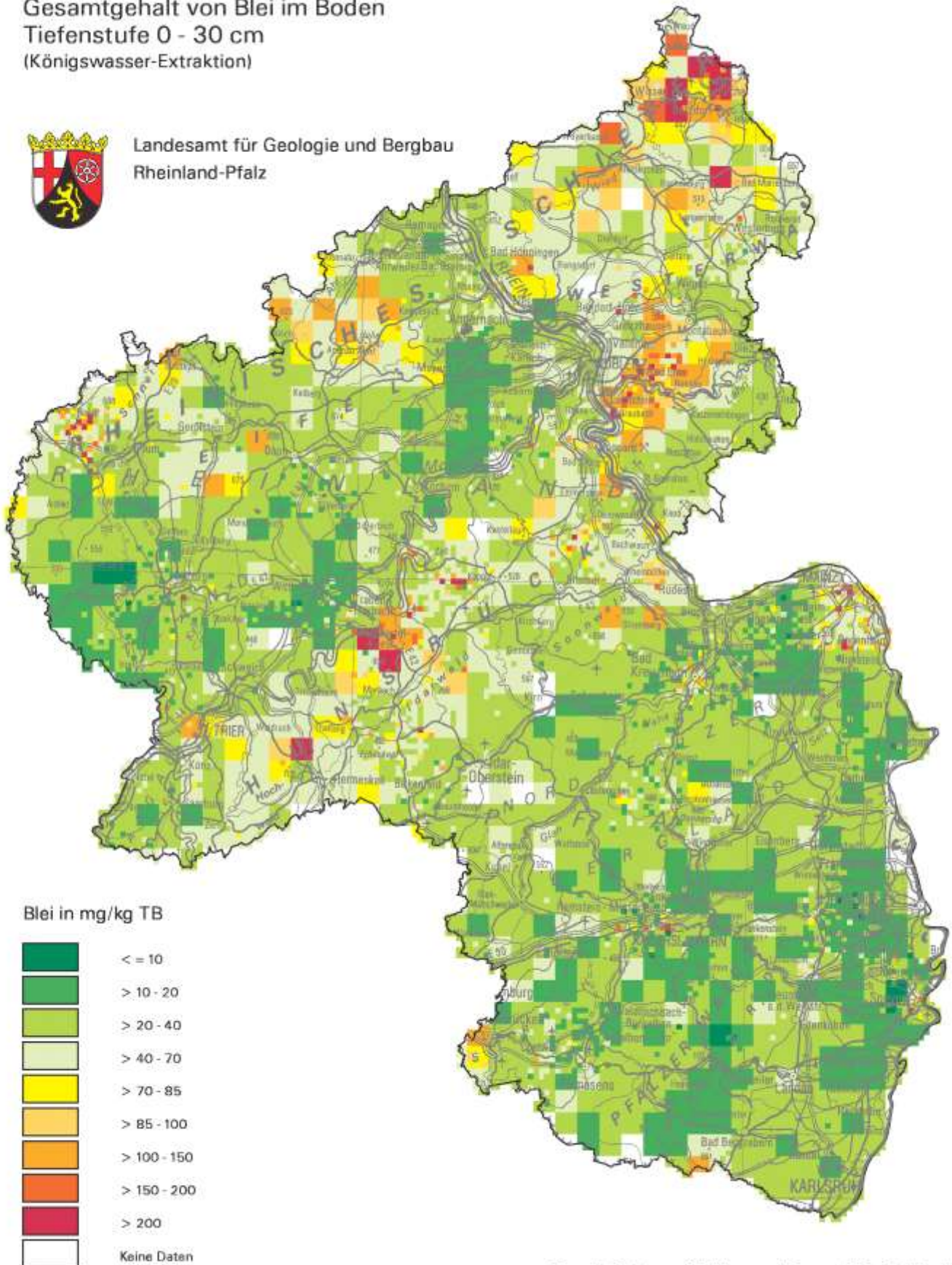
Von Nadelwäldern abgesehen, sind die Humusaufgaben heute nicht mehr jener Horizont in dem üblicherweise die höchsten Pb_{ges}-Gehalte zu finden sind, sondern der Oberboden. Bei fast allen untersuchten Waldböden enthält die Humusaufgabe weniger Pb_{ges} als der folgende oberste Mineralbodenhorizont. Sowohl im Verbreitungsgebiet der Pelite/Schiefer als auch im Gebiet der basischen Magmatite liegt im Mittel der Pb_{ges}-Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont etwa doppelt so hoch wie in deren Humusaufgabe.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

Gesamtgehalt von Blei 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	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

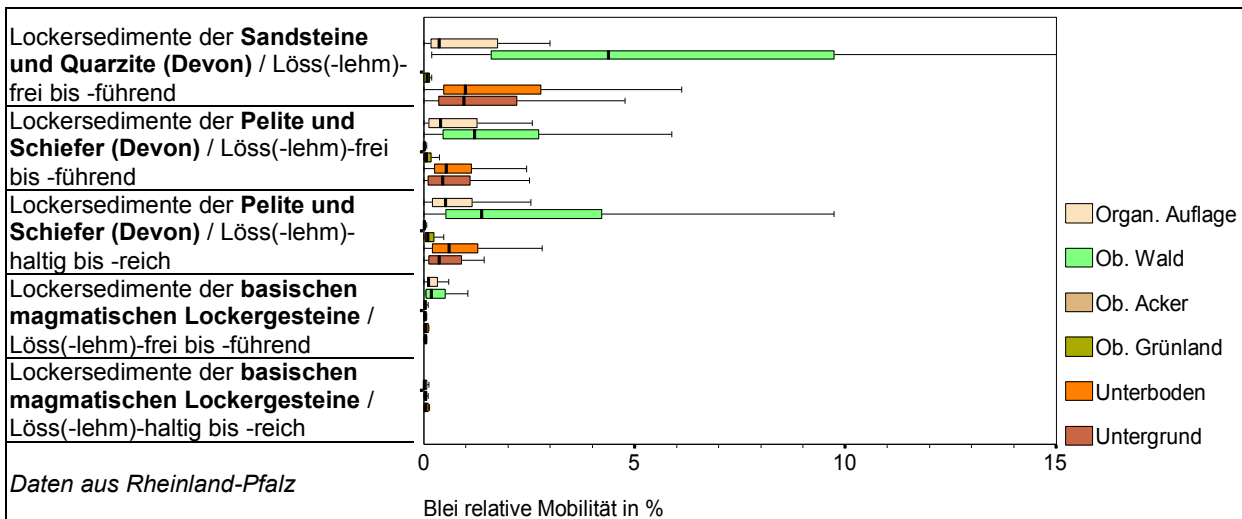


Abb. 25 Relative Mobilität von Blei im Boden

Pb ist wie Chrom und Quecksilber in der organischen Auflage vergleichsweise gering verfügbar. Der Mobilanteil am Pb_{ges} -Gehalt liegt in organischen Auflagen des Untersuchungsraums durchschnittlich bei nur 0,06% (0,01 - 0,25%). Dies entspricht einem mittleren Mobilgehalt von 0,02 mg Pb_{mob} /kg (0,003 - 0,106). Dies deckt sich in etwa mit den Werten, die für Humusaufgaben der pelitisch/schieferigen Substrate gelten. Noch geringer scheinen die Mobilgehalte im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite zu sein. Dies ist zu erwarten, da in ihnen sowohl der Pb_{ges} -Gehalt geringer als auch der pH-Wert im Mittel um 0,2 pH-Einheiten höher ist.

Grundsätzlich gilt, dass in Waldböden der Pb_{ges} -Gehalt mit zunehmender Tiefe rasch abnimmt und dass Böden mit hohem Pelit-Anteil in allen Mineralbodenhorizonten mehr Pb_{ges} enthalten als die Waldböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. In den oberen Zentimeter der **Waldoberböden** wird der Pb_{ges} -Gehalt aber in erheblichem Umfang von der Mächtigkeit der Humusaufgabe und damit indirekt auch vom Baumbestand bestimmt, wobei zu berücksichtigen ist, dass die Humusaufgabe im Untersuchungsraum im Mittel nur 3 cm mächtig ist.

Der oberste Mineralbodenhorizont Pelit-reicher Waldböden ist im Mittel 6 cm mächtig und enthält ohne Berücksichtigung des Baumbestandes durchschnittlich 66 mg Pb_{ges} /kg. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 33 und 104 mg Pb_{ges} /kg. Der Mittelwert und auch die Spannweite des Wertebereiches decken sich weitgehend mit den landesweiten Hintergrundwerten dieser Substrate. Zum folgenden Horizont, der überwiegend ebenfalls noch zum Oberboden gezählt wird, sinken die Pb_{ges} -Gehalte im Mittel um über 40 mg Pb_{ges} /kg (17 – 87) erheblich ab. Mit durchschnittlich 21 mg Pb_{ges} /kg (12 – 37) enthalten sie nur noch etwa 1/3 des Pb_{ges} -Gehaltes des geringmächtigen darüber liegenden Horizontes. Vergleichbar sind die Verhältnisse in den Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der devonischen Sandsteine/Quarzite.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite ist der oberste Mineralbodenhorizont im Wald mit durchschnittlich 14 cm deutlich mächtiger und Pb-ärmer als im Gebiet der Pelite und Schiefer. Er enthält im Mittel nur 42 mg Pb_{ges} /kg, die Werte streuen zwischen 35 und 66 mg Pb_{ges} /kg. Auch bei diesen Waldböden ist immer eine starke vertikale Abnahme des Pb_{ges} -Gehaltes zu beobachten. Der folgende Mineralbodenhorizont ist mit einem mittleren Gehalt von 17 mg Pb_{ges} /kg (11 – 27) ausgesprochen Pb-arm.

Unterschiedliche Pb_{ges} -Gehalte und pH-Werte führen auch beim Mobilgehalt zu signifikanten Substratunterschieden.

Die Waldoberböden, die in Substraten devonischer Gesteine wie Pelite/Schiefer und Sandsteine/Quarzite entwickelt sind, weisen ähnliche Pb_{ges} -Gehalte und pH-Werte auf. Entsprechend vergleichbar sind auch ihre Pb -Mobilgehalte. Der mittlere Mobilgehalt beträgt in diesen Substraten im obersten Mineralbodenhorizont 0,43 mg Pb_{mob}/kg und bewegt sich in markanter Abhängigkeit vom pH-Wert in einem weiten Bereich von 0,02 bis 1,92 mg Pb_{mob}/kg . Der deutliche Anstieg des Mobilgehaltes bei pH-Werten ≤ 4 führt zu einem Durchschnittswert von 1 mg Pb_{mob}/kg , was einem Anteil am Pb_{ges} von 1,5% entspricht. In den gleichen Waldoberböden, die aber einen günstigeren pH-Wert von >4 aufweisen, ist Pb weitgehend immobil. Der mittlere Mobilgehalt liegt in ihnen bei nur 0,13 mg Pb_{mob}/kg ($<0,01 - 0,45$) und der Anteil am Pb_{ges} sinkt auf nur 0,2% ($<0,1 - 0,8$). Bodenschutzkalkungen führen in Humusaufgaben aber auch in Waldoberböden zur signifikanten Abnahme der Mobilgehalte.

Im folgenden Mineralbodenhorizont sinkt in diesen Substraten der Mobilgehalt auf durchschnittlich 0,16 mg Pb_{mob}/kg (0,07 - 0,50) ab. Dies ist vor allem auf die deutlich abnehmenden Pb_{ges} -Gehalte zurückzuführen, da die pH-Werte unterhalb des obersten Mineralbodenhorizontes sich kaum ändern.

Geringe Pb_{ges} -Gehalte und vergleichsweise günstige pH-Werte haben im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite entsprechend geringe Mobilgehalte in deren Waldoberböden zur Folge. Im Mittel liegt der Mobilgehalt bei nur 0,28 mg Pb_{mob}/kg (0,02 - 0,45) und der Anteil am Pb_{ges} beträgt 0,5% ($<0,1 - 1,0$).

Durch den hohen Humusgehalt dürfen bei fast $\frac{3}{4}$ der untersuchten Waldoberböden die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) an sich nicht angewendet werden. Für eine grobe Orientierung sollen sie dennoch dienen. Obwohl im Untersuchungsraum die Pb_{ges} -Gehalte bei allen Substraten den landesweiten Hintergrundwerten gleichen oder sie sogar leicht unterdurchschnittlich sind, wird der Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg in lehmigen Böden in über 70% der Fälle übertroffen. Selbst den günstigeren Vorsorgewert von 70 mg Pb_{ges}/kg überschreiten etwa $\frac{1}{3}$ der Oberböden. Dies ist aber üblich und weit über die Landesgrenzen hinweg in allen Waldoberböden zu beobachten. Zudem ist von Gehalten in dieser Höhe nicht von nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen auszugehen.

Nach der starken Abnahme des Pb_{ges} -Gehalts unterhalb des obersten Mineralbodenhorizonts verändert sich die Pb_{ges} -Konzentration nicht mehr wesentlich. Im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer enthalten die Unterbodenhorizonte im Mittel 21 mg Pb_{ges}/kg . Der Wertebereich variiert dabei typisch zwischen 10 und 41 mg Pb_{ges}/kg . Dies ist etwa der Wertebereich, der auch schon im 2. Mineralbodenhorizont besteht. Der Wertebereich variiert dabei typisch zwischen 10 und 41 mg Pb_{ges}/kg . Der Lösslehmanteil im Substrat beeinflusst dabei kaum merklich den Pb_{ges} -Gehalt. Diese Zahlen liegen leicht unter den landesweiten Werten. In den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten steigt der mittlere Gehalt auf 29 mg Pb_{ges}/kg wieder etwas an. In einem pelitischen Untergrundhorizont wurde auf Blatt Gillenfeld mit 376 mg Pb_{ges}/kg ein einzelner ungewöhnlicher hoher Wert gefunden. Auch bei einigen anderen Schwermetallen ist dort ein leichter Anstieg in dieser Probe zu beobachten. Der Grund hierfür ist unklar, aber eine natürliche Ursache scheint plausibel.

In Unterboden- wie Untergrundhorizonten liegen im Mittel etwa 0,8% des Pb_{ges} in mobilen Bindungsformen vor. Dies entspricht einem Mobilgehalt von durchschnittlich 0,18 mg Pb_{mob}/kg (0,05 - 0,51) für die Unterböden und 0,24 mg Pb_{mob}/kg (0,07 - 0,32) für die Untergrundhorizonte.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite wurden in den Unterböden im Mittel 16 mg Pb_{ges}/kg (11 - 24) gefunden. Fast unverändert sind die Pb_{ges} -Gehalte in den Untergrundhorizonten, in denen durchschnittlich 18 mg Pb_{ges}/kg (18 - 24) festgestellt wurden.

Tab. 56 Blei in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	26	39	42	46	47
Oberboden, Grünland	22	38	40	45	49	56
Unterboden	44	9	17	30	35	58
Untergrund	41	9	11	26	30	34
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Acker	13	0,007	0,01	0,02	0,03	0,03
Oberboden, Grünland	22	0,006	0,01	0,03	0,07	0,05
Unterboden	24	0,010	0,01	0,03	0,04	0,06
Untergrund	32	0,011	0,02	0,04	0,06	0,07
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	37	28	52	121	200	257
Oberboden, Wald	45	61	101	126	187	216
Oberboden, Grünland	30	33	49	56	69	81
Unterboden	86	16	25	32	38	55
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	26	0,085	0,17	0,22	0,49	0,40
Oberboden, Wald	37	0,106	0,54	3,01	5,54	7,27
Oberboden, Grünland	24	0,011	0,02	0,03	0,07	0,04
Unterboden	61	0,011	0,02	0,06	0,10	0,12

Dank deutlich höherer pH-Werte sind die Mobilgehalte in tiefer liegenden Horizonten der basischen Magmatite sehr gering. Mit durchschnittlich 0,02 mg Pb_{mob}/kg (0,01 – 0,14) sind in den Unterböden nur 0,1% (<0,1 - 0,8) des Pb_{ges} leicht mobilisierbar. Ähnlich erscheint die Situation in den Untergrundhorizonten.

Insgesamt decken sich die Gesamt- wie Mobilgehalte in Unterböden und Untergrund gut mit den landesweiten Hintergrundwerten.

Die **Ackerböden** auf Blatt Gillenfeld sind fast ausschließlich in Substraten aus devonischen Peliten/Schiefern und basischen Magmatiten entwickelt. Landesweit sind in ackerbaulich genutzten Böden dieser Substrate Werte zwischen 20 bis 50 mg Pb_{ges}/kg typisch. Die Ackerböden im Untersuchungsgebiet enthalten im Mittel nur 35 mg Pb_{ges}/kg und es wurden typische Konzentrationen zwischen 18 und 30 mg Pb_{ges}/kg vorgefunden. Von einer Ausnahme abgesehen, lag in allen 43 untersuchten Ackerböden der Gehalt bei <35 mg Pb_{ges}/kg.

Die substratbedingten Unterschiede sind gering. Tendenziell enthalten die Ackerböden im Gebiet der basischen Magmatite mit durchschnittlich 22 mg Pb_{ges}/kg (19 – 27) erwartungsgemäß etwas weniger Pb_{ges} als im Gebiet der Pelite und Schiefer, in denen im Mittel 26 mg Pb_{ges}/kg (17 – 33) vorgefunden wurde.

Tab. 57 Blei in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	16	22	28	31	35
Oberboden, Wald	14	35	43	50	60	64
Oberboden, Acker	19	20	22	26	28	31
Oberboden, Grünland	11	24	26	30	31	32
Unterboden	24	13	17	20	24	27
Untergrund	13	13	16	18	20	24
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	0,014	0,03	0,07	0,11	0,14
Oberboden, Wald	14	0,029	0,08	0,20	0,34	0,44
Oberboden, Acker	21	0,002	0,01	0,02	0,02	0,03
Oberboden, Grünland	12	0,002	0,01	0,02	0,02	0,02
Unterboden	22	0,001	0,01	0,02	0,02	0,02
Untergrund	13	0,002	0,01	0,01	0,01	0,02
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	22	28	34	43	47
Unterboden	24	16	20	25	31	37
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	0,001	0,01	0,02	0,03	0,03
Unterboden	21	0,002	0,01	0,02	0,03	0,04

Die gegenüber anderen Nutzungen vergleichsweise günstigen pH-Werte führen einheitlich zu geringen Mobilgehalten. Der mittlere Mobilgehalt beträgt in Ackerböden lediglich 0,007 mg Pb_{mob}/kg (0,002 – 0,03) und entspricht damit den landesweiten Zahlen dieser Substrate. Der Anteil am Pb_{ges} beträgt im Mittel nur 0,03% (<0,01 – 0,12).

Alle untersuchten Ackerböden unterschreiten im Arbeitsgebiet den für diese Nutzung geltenden Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Pflanzenqualität) von 0,1 mg Pb_{mob}/kg deutlich.

Etwa 2/3 der untersuchten Ackerböden weisen einen pH-Wert ≥5 auf. Der für diese Böden gültige Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 70 mg Pb_{ges}/kg wird in keinem Fall überschritten. Dies trifft auch auf die Ackerböden mit geringerem pH-Wert zu, für die der Vorsorgewert von 40 mg Pb_{ges}/kg gilt.

Außerhalb der Bachauen sind auch die **Grünlandböden** überwiegend in Substraten aus devonischen Peliten/Schiefen und basischen Magmatiten entwickelt. Die 53 im Untersuchungsraum beprobten Grünlandböden enthalten im Oberboden durchschnittlich nur 26 Pb_{ges}/kg (17 – 36) und sind damit sogar etwas Pb_{ges}-ärmer als die Ackerböden. Insgesamt sind die substratbedingten Unterschiede erwartungsgemäß relativ gering. Auch bei den Grünlandböden ist im Verbreitungsgebiet der Pelite im Oberboden

Tab. 58 Blei in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)			<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>			
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	124	29	44	97	152	190
Unterboden	225	26	44	109	185	214
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	116	0,011	0,03	0,07	0,12	0,14
Unterboden	205	0,020	0,05	0,19	0,45	0,44

mit durchschnittlich 29 mg Pb_{ges}/kg (17 – 39) geringfügig mehr Pb zu finden als in den Grünlandoberböden im Gebiet der basischen Magmatite, die im Mittel 25 mg Pb_{ges}/kg (22 – 34) enthalten. Bei beiden Substratgruppen ist keine nennenswerte vertikale Ab- oder Zunahme der Gehalte vom obersten Mineralbodenhorizont zum folgenden Horizont zu beobachten.

Die Grünlandböden der Bachauen weisen keine höheren Pb_{ges}-Gehalte als die übrigen Grünlandoberböden auf. Im Mittel enthalten sie 27 mg Pb_{ges}/kg und die Werte bewegen sich typisch zwischen 23 und 36 mg Pb_{ges}/kg.

Da etwa 1/3 der Grünlandoberböden einen pH-Wert < 5 besitzen, gilt für sie der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Pb_{ges}/kg. In nur 2 dieser Proben wurden leichte Überschreitungen von 42 und 62 mg Pb_{ges}/kg festgestellt. Bei den Grünlandoberböden mit höherem pH-Wert wurde eine Überschreitung des Vorsorgewertes von 70 mg Pb_{ges}/kg nicht festgestellt. Dem entsprechend wird der Maßnahmenwert für Grünlandböden der BBodSchV (1999) von 1.200 mg Pb_{ges}/kg für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze in keinem Boden auch nur annähernd erreicht.

Die Mobilgehalte in den Grünlandoberböden sind mit durchschnittlich 0,009 Pb_{mob}/kg (0,001 – 0,02) so gering wie in den Ackerböden. Der Anteil am Pb_{ges} beträgt im Mittel ebenfalls nur 0,03% (<0,01 - 0,10). Signifikante Substratunterschiede sind nicht festzustellen. Maßgeblich bestimmt der pH-Wert die Höhe des Mobilgehaltes.

4.2.3. Cadmium

Cadmium (Cd) gehört neben Quecksilber zu den toxischsten der hier untersuchten Schwermetalle und zählt mit einem mittleren Gehalt in der Erdkruste von 0,11 mg/kg zu den seltenen Elementen. Der lithogene Cd-Gehalt in Schiefen/Peliten und basischen Magmatiten dürfte zwischen 0,2 und 0,3 mg Cd/kg liegen. Sandsteine bzw. Quarzite sind ausgesprochen Cd-arm und ihr lithogener Gehalt befindet sich bei <0,1 mg Cd/kg (RÖSLER & LANGE 1976).

Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch der Cd-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Cd_{ges}) leicht ansteigt. In Humus-reichen Böden sind die Cd_{ges}-Gehalte allerdings oft etwas rückläufig. Sie sind häufig sehr sauer, wodurch Cd nur labil gebunden ist und vermutlich vertikal verlagert wird.

Der Gehalt an NH₄NO₃-extrahierbarem (mobilem) Cd (Cd_{mob}) und vor allem der relative Anteil am Gesamtgehalt zeigen die ausgeprägte Abhängigkeit von der Bodenreaktion (siehe Abb. 27). Anders als bei

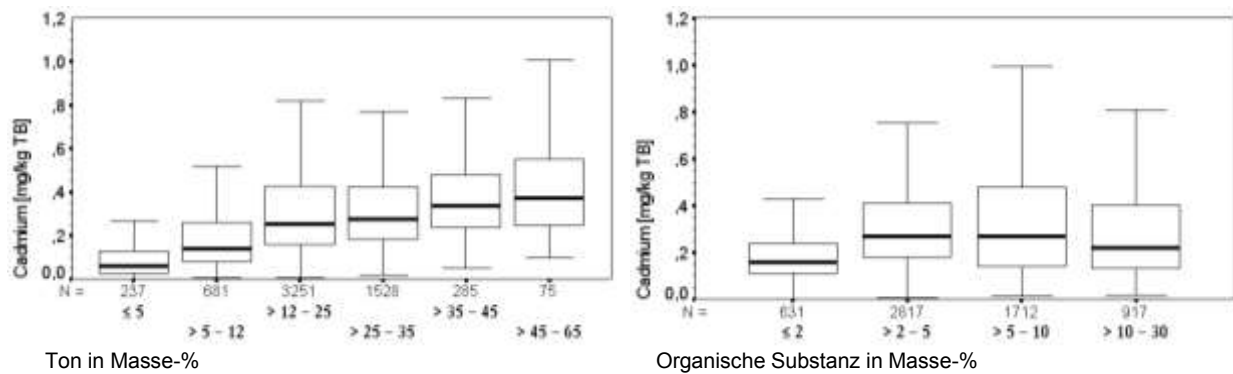


Abb. 26 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

den übrigen untersuchten Spurenelementen beginnt eine merkliche Steigerung der Mobilgehalte schon bei pH-Werten < 6 und der mobile Anteil am Gesamtgehalt ist ungleich höher. Unterhalb pH 4, wie es für Waldoberböden typisch ist, liegen üblich 30-90% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

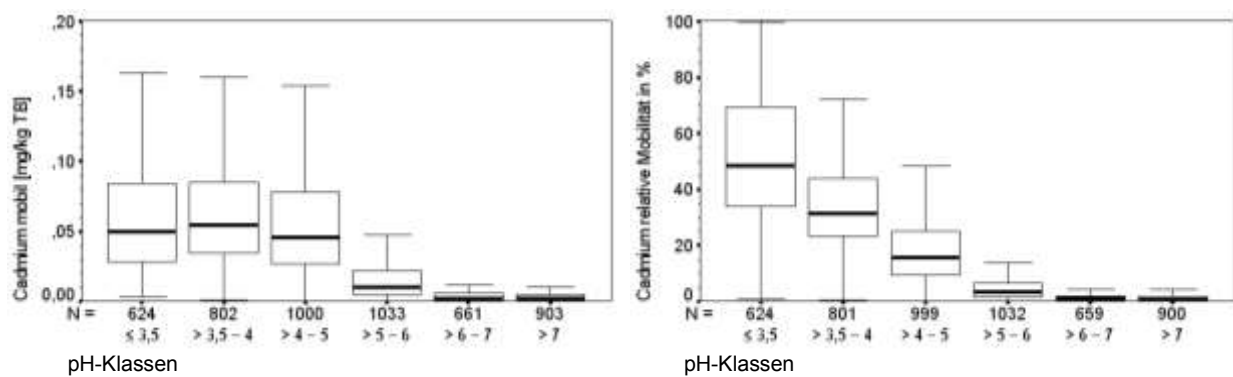


Abb. 27 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Im Mittel sind in den **Humusauflagen** der **Waldböden** des Untersuchungsraums 1,11 mg Cd_{ges} /kg zu finden. Typisch ist ein Wertebereich von 0,61 bis 1,80 mg Cd_{ges} /kg. Diese Werte liegen deutlich über dem Landesdurchschnitt.

Wie beim Blei hat der Baumbestand auch beim Cadmium einen signifikanten Einfluss auf den Cd_{ges} -Gehalt der Humusauflage. Im Laubwald enthält sie im Mittel 1,03 mg Cd_{ges} /kg. Im Mischwald sind es 1,27 mg Cd_{ges} /kg (0,93 - 1,80) und im Nadelwald steigt der Gehalt weiter auf durchschnittlich 1,72 mg Cd_{ges} /kg (1,48 - 2,13). Die Daten für den Nadelwald sind aufgrund geringer Fallzahl für den Untersuchungsraum allerdings generell statistisch unsicher.

Bei der großen Mehrheit der untersuchten Waldböden weisen die Humusauflagen deutlich höhere Cd_{ges} -Gehalte als die folgenden Oberböden auf. Anscheinend immobilisiert die mächtigere Humusauflage im Nadelwald trotz tiefer pH-Werte Cd stärker als jene im Laubwald. Im Laubwald liegt der Cd_{ges} -Gehalt der Humusauflage im Mittel um 0,30 mg Cd_{ges} /kg (1,03 - 0,87) höher als im folgenden Oberboden. Im Mischwald enthält die Humusauflage durchschnittlich den 4-fachen, im Nadelwald sogar den 6-fachen Cd_{ges} -Gehalt des Oberbodens.

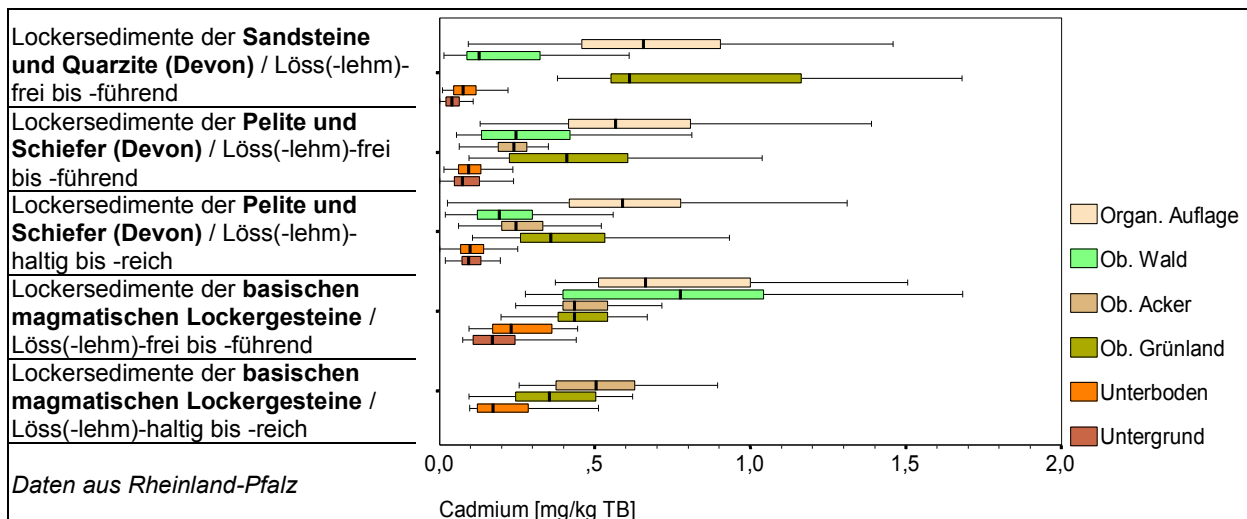


Abb. 28 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Boden

Anders als der Baumbestand beeinflusst die Zusammensetzung des Mineralbodens den Cd_{ges} -Gehalt der Humusauflage nicht signifikant.

Trotz der deutlichen Cd_{ges} -Anreicherung stellen Humusauflagen aufgrund der geringen Mächtigkeit von durchschnittlich 3 cm und der geringen Dichte bezogen auf den gesamten Standort keinen erheblichen Speicher für dieses Schwermetall dar.

Der mittlere Mobilgehalt von 0,014 mg Cd_{mob} /kg (0,005 - 0,028) entspricht einer relativen Verfügbarkeit von durchschnittlich 1,2% (0,3 - 2,1). Die Mobilgehalte und die relative Verfügbarkeit sind in den Humusauflagen wesentlich geringer als in ihren Oberböden (siehe unten). Dies ist nur z.T. auf die etwas günstigeren pH-Werte in den Humusauflagen zurückzuführen. Offensichtlich wird Cd merklich durch Huminstoffe immobilisiert, da humusärmere Mineralböden auch bei gleichem pH-Wert eine wesentlich höhere Verfügbarkeit aufweisen.

Tab. 59 Cadmium in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

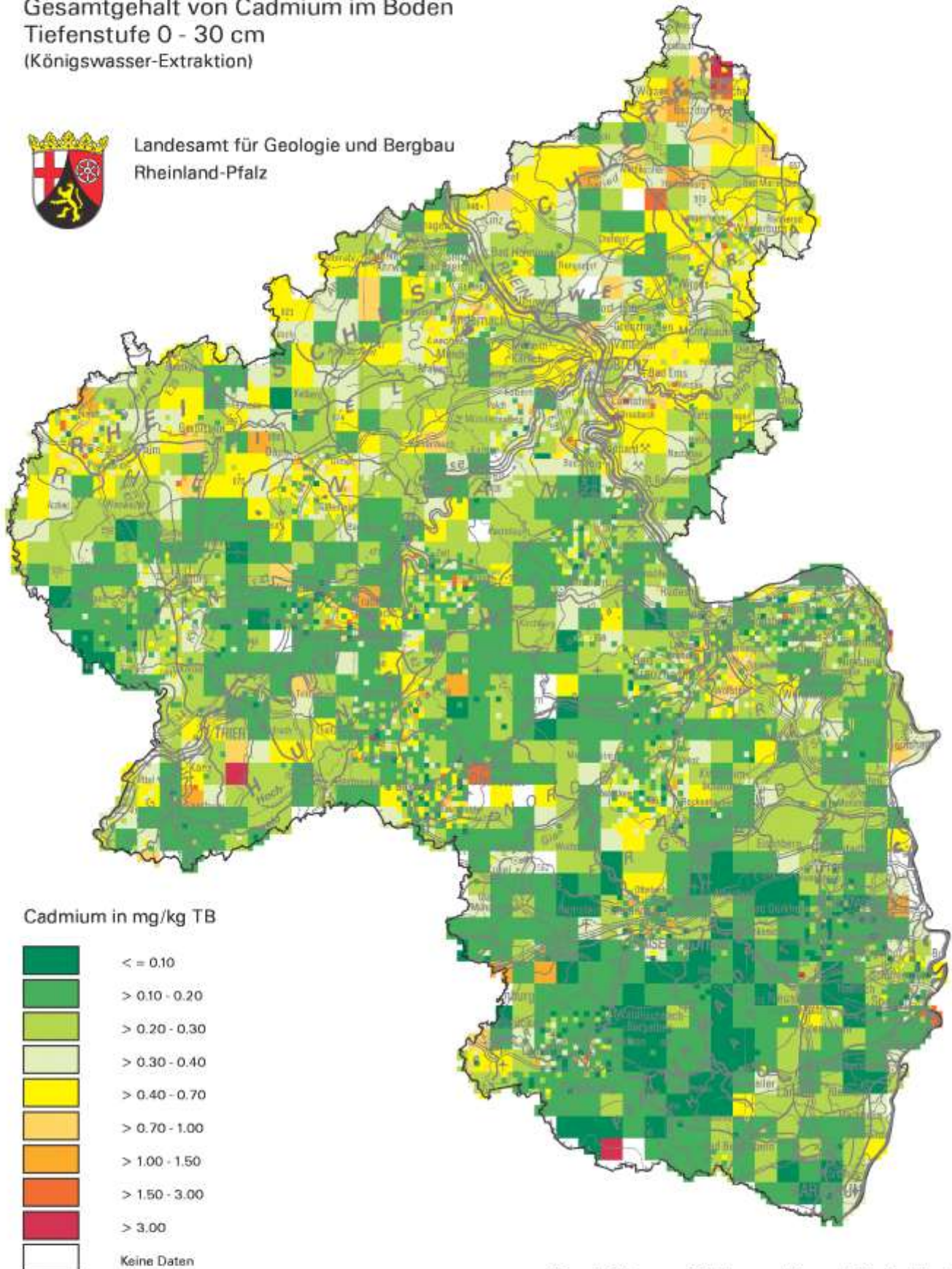
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	48	0,45	0,66	1,06	1,25	1,80
Oberboden, Wald	59	0,09	0,14	0,33	0,47	0,68
Unterboden	112	0,04	0,07	0,11	0,14	0,20
Untergrund	163	0,02	0,04	0,06	0,09	0,12
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	44	0,017	0,050	0,127	0,189	0,245
Oberboden, Wald	53	0,027	0,042	0,073	0,095	0,126
Unterboden	111	0,009	0,018	0,029	0,043	0,053
Untergrund	138	0,002	0,004	0,008	0,012	0,015

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

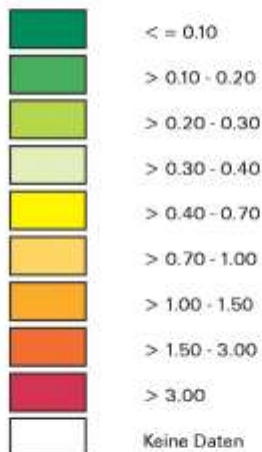
Gesamtgehalt von Cadmium im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Cadmium in mg/kg TB



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

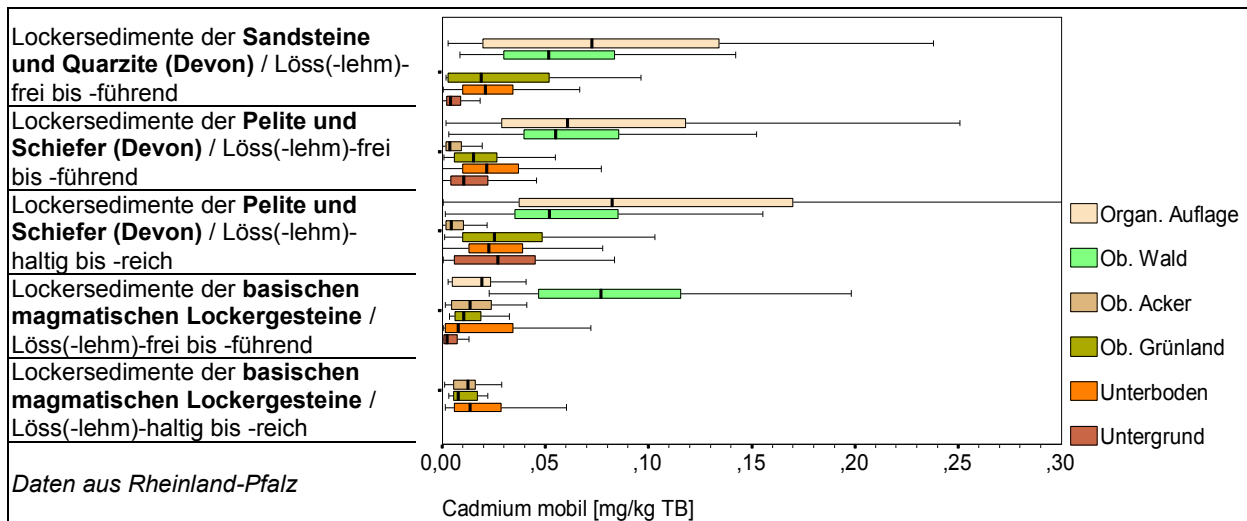


Abb. 29 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Boden

Zwar liegt der Mobilgehalt in den Humusaufträgen der Laubwälder mit $0,011 \text{ mg Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,004 - 0,022$) etwas niedriger als in denen der Mischwälder $0,015 \text{ mg Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,009 - 0,023$) oder Nadelwälder $0,019 \text{ mg Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,017 - 0,119$), dies ist aber maßgeblich auf den Cd_{ges} -Gehalt zurückzuführen. Obwohl der pH-Wert in den Humusaufträgen der Laubwälder im Mittel höher als in Misch- und Nadelwälder ist, bestehen bei der relativen Verfügbarkeit kaum Unterschiede.

Die **Waldoberböden** im Untersuchungsraum enthalten wie die landwirtschaftlich genutzten Oberböden im Mittel $0,46 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Die Cd_{ges} -Gehalte bewegen sich dabei in einem typischen Konzentrationsbereich von $0,21$ bis $0,92 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Wie schon zuvor erwähnt, enthalten die Waldoberböden merklich weniger Cd_{ges} als ihre Humusaufträge und mit zunehmender Mächtigkeit der Humusauflage gelangt weniger Cd_{ges} bis in den Oberboden. Daher drehen sich die Verhältnisse um. Im Oberboden sind die höchsten Cd_{ges} -Gehalte mit durchschnittlich $0,51 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$ ($0,32 - 1,04$) im Laubwald zu finden. Im Mischwald beträgt der Mittelwert nur noch $0,34 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$ ($0,21 - 0,92$) und im Nadelwald scheint er bei nur noch $0,27 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$ zu liegen.

Während in den landwirtschaftlich genutzten Böden nur geringe substratbedingte Unterschiede beobachtet wurden (siehe unten), fallen die Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite durch höhere Cd_{ges} -Gehalte als bei den devonischen Peliten/Schiefern oder Sandsteinen auf.

Die pelitischen Waldoberböden enthalten im Mittel $0,39 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Der Wertebereich schwankt typisch zwischen $0,21$ und $0,80 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Der mittlere Mobilgehalt beträgt $0,047 \text{ mg Cd}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,018 - 0,128$), somit liegen in den pelitischen Waldoberböden durchschnittlich 14% des Cd_{ges} -Gehaltes ($2 - 28$) in labiler Bindungsform vor. Sehr deutlich ist die Abhängigkeit des Mobilgehaltes vom pH-Wert zu erkennen. In den seltenen Fällen, in denen der pH-Wert in den Waldoberböden >5 liegt, überschreitet der Anteil des Mobilgehaltes am Gesamtgehalt nicht 2%. In den stark sauren pelitischen Waldoberböden mit einem pH-Wert <4 , ist fast $\frac{1}{4}$ des Cd_{ges} -Gehaltes nur labil gebunden. Der mittlere Mobilgehalt wie auch die Spannweite des Mobilgehaltes decken sich in etwa mit den landesweiten Daten. Der mittlere Cd_{ges} -Gehalt hingegen liegt deutlich über dem landesweiten Mittel pelitischer Substrate (vgl. Tab. 60).

Die Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite enthalten im Mittel $0,92 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$, wobei sich die Werte typisch zwischen $0,54$ und $1,31 \text{ mg Cd}_{\text{ges}}/\text{kg}$ bewegen. Der Cd_{ges} -Gehalt ist somit in den Waldoberböden im Verbreitungsgebiet der Magmatite nahezu doppelt so hoch wie in

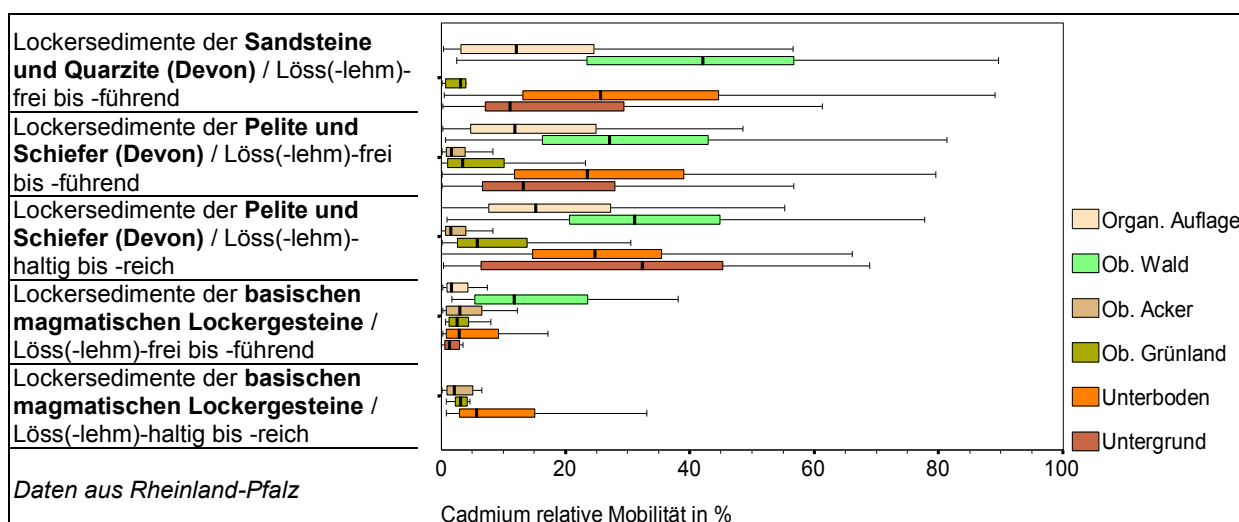


Abb. 30 Relative Mobilität von Cadmium im Boden

den pelitischen Waldoberböden und auch über dem landesweiten Durchschnitt. Ein gewisse Rolle wird dabei spielen, dass die Böden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite fast ausschließlich im Laubwald lagen, während bei den pelitischen Substrate auch nennenswert Misch- sowie Nadelwaldstandorte untersucht wurden. Abgeschwächt setzen sich die Unterschiede aber auch in den Unterboden- und Untergrundhorizonten fort. Den höheren Cd_{ges} -Gehalten entsprechend, liegen auch die Mobilgehalte höher als in den pelitischen Waldoberböden. Der mittlere Mobilgehalt beträgt $0,070 \text{ mg } Cd_{mob}/\text{kg}$ ($0,023 - 0,173$). Vermutlich führen höhere pH-Werte zu einer vergleichsweise geringen Verfügbarkeit von durchschnittlich „nur“ 7% des Cd_{ges} -Gehaltes. Dies ist nur halb so hoch wie in den pelitischen Waldoberböden.

Im Verbreitungsgebiet der devonischen Sandsteine und Quarzite beträgt der mittlere Cd_{ges} -Gehalt in den Waldoberböden $0,33 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$. Tendenziell bewegen sich die Werte zwischen $0,13$ und $0,51 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$. Der mittlere Mobilgehalt beträgt $0,040 \text{ mg } Cd_{mob}/\text{kg}$ ($0,022-0,052$). Dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit von durchschnittlich 12%. Im Vergleich zum landesweiten Datenbestand liegen die mittleren Cd_{ges} -Gehalte im Verbreitungsgebiet der Quarzite über den Hintergrundwerten, die Mobilgehalte gleichen hingegen den landesweiten Werten.

Alle untersuchten Waldoberböden weisen einen $pH < 6$ auf, so dass für die überwiegend lehmigen Böden der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von $0,4 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ anzusetzen ist. In etwas mehr als der Hälfte der Fälle wird dieser Wert überschritten. Bei einem Maximalgehalt von $1,58 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ enthalten 8% der untersuchten Standorte mehr als den nächsthöheren Vorsorgewert von $1 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$.

Weit geringer sind bei Nutzungs-unabhängiger Betrachtung die Substratunterschiede des Cd_{ges} -Gehaltes im Unterboden. Im Mittel enthalten sowohl die pelitischen Substraten als auch die basisch magmatischen Substraten $0,15 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$. Auch der Wertebereich verhält sich ähnlich. In den pelitischen Substraten schwanken die Werte tendenziell zwischen $0,09$ und $0,39 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$ und in den magmatischen zwischen $0,10$ und $0,42 \text{ mg } Cd_{ges}/\text{kg}$. Andeutungsweise scheinen die Unterböden im Wald insbesondere im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite etwas höhere Cd_{ges} -Gehalte als unter landwirtschaftlicher Nutzung zu besitzen. Dies ist aufgrund zu geringer Fallzahlen statistisch jedoch nicht abgesichert.

Tab. 60 Cadmium in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) [^] to; [^] tsf; [^] tfl (d); pfl; U [([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	189	0,42	0,60	0,82	1,10	1,42
Oberboden, Wald	214	0,13	0,23	0,39	0,49	0,77
Oberboden, Acker	93	0,19	0,25	0,32	0,43	0,50
Oberboden, Grünland	94	0,25	0,45	0,61	0,76	1,08
Unterboden	359	0,06	0,10	0,14	0,19	0,24
Untergrund	497	0,04	0,07	0,11	0,17	0,22
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	154	0,021	0,053	0,106	0,179	0,230
Oberboden, Wald	198	0,037	0,053	0,079	0,113	0,140
Oberboden, Acker	89	0,002	0,004	0,007	0,013	0,012
Oberboden, Grünland	93	0,006	0,013	0,024	0,039	0,050
Unterboden	338	0,005	0,015	0,031	0,044	0,070
Untergrund	398	0,002	0,007	0,016	0,028	0,036
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	368	0,41	0,58	0,75	0,96	1,26
Oberboden, Wald	396	0,12	0,19	0,28	0,40	0,53
Oberboden, Acker	105	0,20	0,24	0,30	0,38	0,46
Oberboden, Grünland	131	0,26	0,36	0,54	0,78	0,93
Unterboden	691	0,07	0,09	0,13	0,18	0,23
Untergrund	39	0,06	0,09	0,13	0,19	0,21
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	324	0,032	0,077	0,153	0,222	0,328
Oberboden, Wald	337	0,033	0,049	0,079	0,115	0,147
Oberboden, Acker	102	0,002	0,004	0,008	0,014	0,018
Oberboden, Grünland	125	0,010	0,025	0,040	0,064	0,085
Unterboden	618	0,011	0,021	0,034	0,049	0,069
Untergrund	39	0,001	0,005	0,032	0,048	0,074

Beim Mobilgehalt und der Verfügbarkeit des Cd unterscheiden sich die Substrate hingegen erheblich. Sowohl unter landwirtschaftlicher als auch unter forstlicher Nutzung sind die Unterböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite mit einem mittleren pH-Wert von 5,4 weit weniger sauer als jene, deren Substrat devonische Pelite/Schiefer oder Sandstein/Quarzite enthalten. Bei den letztgenannten Substratgruppen liegt der Mittelwert um pH 4. In den Pelit-reichen Unterböden liegt der Mobilgehalt durchschnittlich bei 0,023 mg Cd_{mob}/kg (0,007 - 0,043), was einem Anteil am Gesamtgehalt von 16% entspricht. Deutlich geringer ist der relative Mobilgehalt in den Unterböden der basischen Magmatite. Im Mittel beträgt der Mobilgehalt dort nur 0,004 mg Cd_{mob}/kg (0,001 – 0,029), womit durchschnittlich nur 2% des Gesamtgehaltes leicht verfügbar ist.

Tab. 61 Cadmium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	12	0,35	0,44	0,52	0,62	0,56
Oberboden, Grünland	23	0,44	0,53	0,68	0,94	0,96
Unterboden	41	0,14	0,18	0,26	0,49	0,34
Untergrund	39	0,10	0,14	0,19	0,28	0,31
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Acker	13	0,013	0,020	0,034	0,052	0,053
Oberboden, Grünland	23	0,012	0,065	0,088	0,141	0,185
Unterboden	28	0,002	0,024	0,096	0,169	0,199
Untergrund	30	0,001	0,004	0,015	0,035	0,026
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	36	0,44	0,57	0,87	1,38	1,46
Oberboden, Wald	45	0,24	0,38	0,60	0,88	1,13
Oberboden, Grünland	28	0,38	0,46	0,64	0,70	1,01
Unterboden	84	0,13	0,22	0,28	0,36	0,48
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	27	0,031	0,058	0,084	0,159	0,111
Oberboden, Wald	38	0,046	0,102	0,149	0,214	0,283
Oberboden, Grünland	28	0,041	0,078	0,116	0,151	0,173
Unterboden	65	0,018	0,035	0,070	0,116	0,142

Ähnliche Verhältnisse sind auch in den Untergrundhorizonten zu beobachten. Im Mittel liegt der Cd_{ges}-Gehalt substratunabhängig mit 0,11 mg Cd_{ges}/kg (0,04 – 0,29) noch etwas niedriger als in den Unterböden. Substratbedingte Unterschiede sind beim Cd_{ges}-Gehalt fast nicht vorhanden. Auch hier scheinen die Untergrundhorizonte im Wald bei allen Substraten etwas höhere Cd_{ges}-Gehalte als unter landwirtschaftlicher Nutzung zu besitzen. Dies könnte möglicherweise auf eine tieferreichende vertikale Verlagerung dieses Schwermetalls hinweisen. Aufgrund viel zu geringer Fallzahlen lässt sich dies statistisch jedoch nicht belegen.

Da mit zunehmender Tiefe in den meisten Substraten die pH-Werte weiter ansteigen und gleichzeitig die Cd_{ges}-Gehalte zurückgehen, sind die tiefsten Bodenhorizonte der Bereich im Boden mit den geringsten Mobilgehalten und der geringsten Verfügbarkeit. Wie in den Unterbodenhorizonten bestehen zwischen den Substraten Unterschiede beim Mobilgehalt und vor allem bei der Verfügbarkeit. Sie werden maßgeblich vom pH-Wert verursacht. Die Untergrundhorizonte der basischen Magmatite weisen einen mittleren Mobilgehalt von nur 0,002 mg Cd_{mob}/kg (<0,001 – 0,028) auf, was einem Anteil am Gesamtgehalt von 1% (0,2- 12) entspricht. Bei den Pelit-reichen Untergrundhorizonten hingegen sind mit durchschnittlich 0,005 mg Cd_{mob}/kg (0,002 - 0,051) im Mittel rund 11% des Cd_{ges}-Gehaltes labil gebunden.

Tab. 62 Cadmium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	0,49	0,66	1,05	1,36	1,51
Oberboden, Wald	15	0,38	0,78	1,04	1,58	1,68
Oberboden, Acker	20	0,38	0,43	0,50	0,65	0,58
Oberboden, Grünland	11	0,39	0,41	0,53	0,74	0,67
Unterboden	22	0,16	0,22	0,33	0,39	0,44
Untergrund	14	0,12	0,18	0,29	0,42	0,44
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	0,005	0,019	0,024	0,033	0,041
Oberboden, Wald	15	0,045	0,077	0,119	0,161	0,198
Oberboden, Acker	20	0,004	0,011	0,023	0,034	0,041
Oberboden, Grünland	12	0,006	0,010	0,019	0,024	0,033
Unterboden	22	0,001	0,004	0,031	0,052	0,072
Untergrund	13	0,001	0,002	0,006	0,008	0,013
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	0,38	0,51	0,63	0,84	0,89
Unterboden	23	0,13	0,18	0,27	0,34	0,48
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	0,006	0,013	0,016	0,029	0,029
Unterboden	22	0,004	0,010	0,021	0,040	0,043

Die **Ackerböden** des Untersuchungsraums enthalten im Oberboden durchschnittlich 0,46 mg Cd_{ges}/kg (0,33 - 0,71). Zwischen den Substraten bestehen beim Cd_{ges}-Gehalt keine deutlichen Unterschiede.

Die Oberböden, deren Substrate devonische Schiefer oder Pelite enthalten, weisen landesweit Durchschnittsgehalte um 0,25 mg Cd_{ges}/kg (0,19 – 0,43) auf (siehe Tab. 60). Im Untersuchungsraum wurden in diesen Böden durchschnittlich 0,43 mg Cd_{ges}/kg gefunden, was dem landesweiten 90. Perzentil entspricht. Typisch sind Konzentrationen zwischen 0,28 und 0,59 mg Cd_{ges}/kg. Im Untersuchungsgebiet Bleialf, das in der Westeifel an der Grenze zu Belgien liegt, wurden in den pelitischen Ackerböden ebenfalls überdurchschnittliche Cd_{ges}-Gehalte vorgefunden. Dies scheint in der Eifel für die Böden aus devonischen Peliten üblich zu sein. Der mittlere Mobilgehalt beträgt 0,014 mg Cd_{mob}/kg (<0,001-0,022), dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit des Cd von durchschnittlich 3% (0,2 – 6,7).

Im Verbreitungsgebiet der Magmatite enthalten die Ackerböden im Mittel 0,48 mg Cd_{ges}/kg, die Werte bewegen sich typisch zwischen 0,32 und 0,71 mg Cd_{ges}/kg. Die Mobilgehalte und die relative Verfügbarkeit des Cd sind fast deckungsgleich mit den Werten der pelitischen Ackerböden. Gesamt- und Mobilgehalte entsprechen weitgehend den landesweiten Daten.

In fast 90% der untersuchten Ackerböden liegt der pH-Wert unter 6. Für lehmige Böden ist daher der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von nur 0,4 mg Cd_{ges}/kg anzuwenden. Diese relativ

sauren Ackerböden enthalten typisch zwischen 0,46 und 0,71 mg Cd_{ges}/kg. In 75 % der Fälle wird dieser Schwellenwert überwiegend leicht überschritten.

Die Ackerböden mit höherem pH-Wert weisen Gehalte zwischen 0,36 und 0,65 mg Cd_{ges}/kg auf. Der dann geltende Vorsorgewert von 1 mg Cd_{ges}/kg wird damit immer merklich unterschritten.

Bei einem Maximalgehalt von 0,84 mg Cd_{ges}/kg liegt kein Ackerboden über dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 1 mg Cd_{ges}/kg.

Dass bei den vorherrschenden pH-Werten etwa 0,4 – 6 % des Gesamtgehaltes leicht mobilisierbar gebunden ist, entspricht dem natürlichen Verhalten dieses Schwermetalls.

Bei tiefen pH-Werten ist nicht nur wegen der erhöhten Mobilgehalte, sondern allein schon wegen der Ertragsfähigkeit der Ackerböden, eine Kalkung zu empfehlen.

Der oberste Mineralbodenhorizont der **Grünlandböden** im Untersuchungsraum enthält außerhalb der Auengebiete durchschnittlich 0,48 mg Cd_{ges}/kg. Typisch sind Werte zwischen 0,24 und 0,76 mg Cd_{ges}/kg. In quasi allen Fällen sinkt der Cd_{ges}-Gehalt zum folgenden Horizont ab. Im Mittel geht die Konzentration um 0,23 mg Cd_{ges}/kg deutlich zurück. Die mittlere Konzentration beträgt im folgenden Horizont daher nur noch 0,18 mg Cd_{ges}/kg (0,05 – 0,41).

Dass Grünlandböden häufig höhere Cd_{ges}-Gehalte als Waldböden besitzen, wurde in allen Landesteilen auch schon bei früheren Bodenzustandsberichten beobachtet.

Die Substratunterschiede sind relativ gering. Pelitische Grünlandböden enthalten im Oberboden durchschnittlich 0,48 mg Cd_{ges}/kg (0,28 - 0,85) und im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite 0,36 mg Cd_{ges}/kg (0,23 - 0,80). Dies sind substratbezogen landesweit übliche Werte für Oberböden im Grünland.

Da der pH-Wert in allen untersuchten Grünlandböden außerhalb der Auengebiete unter 6 liegt, gilt auch bei dieser Nutzung flächig der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg. Etwa 40 % der Grünlandböden halten den Vorsorgewert ein. Bei einem Maximalgehalt von 1,0 mg Cd_{ges}/kg sind Überschreitungen in der Regel nur geringfügig. Dem entsprechend wird der Maßnahmenwert für Grünlandböden der BBodSchV (1999) von 20 mg Cd_{ges}/kg für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze in keinem Boden auch nur annähernd erreicht.

Die Mobilgehalte in den pelitischen Grünlandböden liegen mit durchschnittlich 0,021 mg Cd_{mob}/kg über dem landesweiten Mittelwert von 0,013 mg Cd_{mob}/kg. Andererseits entspricht der typische Konzentrationsbereich von 0,008 bis 0,039 mg Cd_{ges}/kg fast exakt den landesweit gültigen Werten für dieses Substrat. Der mittlere Anteil am Cd_{ges}-Gehalt beträgt 4 % (1 – 8).

Die Grünlandoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite weisen mit durchschnittlich 0,008 mg Cd_{mob}/kg (0,004 - 0,029) vergleichsweise geringe Mobilgehalte auf. Dies ist Folge etwas geringerer Cd_{ges}-Gehalte und günstigerer pH-Werte, die in der Regel merklich über pH 5 liegen. Dies sind durchschnittlich 3 % (0,7 – 9 %) des Cd_{ges}-Gehaltes.

Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,025 mg Cd_{mob}/kg wird bei etwa einem 1/4 der untersuchten Grünlandoberböden überschritten. Dies tritt immer dann ein, wenn der pH-Wert unter 5 sinkt. Für solche Standorte ist eine Kalkung zu empfehlen.

Die **Grünlandoberböden der Auensedimente** weisen im Untersuchungsraum durchschnittlich 0,42 mg Cd_{ges}/kg auf. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 0,23 und 0,54 mg Cd_{ges}/kg. Dies sind Konzentrationen, wie sie etwa auch in den pelitischen Grünlandoberböden gefunden werden. Einen Eintrag von Cd durch Überschwemmungen ist nicht erkennbar.

Der Vorsorgewert für Cadmium der BBodSchV (1999) von 0,4 mg Cd_{ges}/kg wird im Untersuchungsraum in 60 % dieser Grünlandoberböden mit einem Maximalwert von 0,69 mg Cd_{ges}/kg immer nur geringfügig überschritten.

Tab. 63 Cadmium in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)			<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>			
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)			Angaben in mg/kg			
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	133	0,27	0,48	0,72	1,06	1,34
Unterboden	230	0,12	0,19	0,30	0,49	0,57
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)			Angaben in mg/kg			
Oberboden, Grünland	134	0,012	0,032	0,064	0,097	0,137
Unterboden	221	0,007	0,017	0,030	0,048	0,063

Der mittlere Mobilgehalt beträgt 0,019 mg Cd_{mob}/kg (0,009 - 0,056), was einem Anteil am Gesamtgehalt von 6% (2 - 16%) entspricht. Dies deckt sich in etwa mit den landesweiten Daten. Geringere pH-Werte im Unterboden führen dazu, dass die Mobilgehalte mit der Tiefe nicht so deutlich wie die Gesamtgehalte abnehmen. In ihnen wurden durchschnittlich 0,005 mg Cd_{mob}/kg (<0,001 - 0,03) gemessen. Auch bei den Grünlandböden der Auensedimente wurden Überschreitungen des Prüfwertes der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) (siehe oben) nur bei pH-Werten <5 festgestellt.

4.2.4. Chrom

Der Chrom-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Cr_{ges}) steht in Sedimentgesteinen und Böden in engem Zusammenhang zum Ton- und Eisengehalt (siehe Abb. 31). Basische Magmatite zählen mit Gesamtgehalten von 150 bis 200 mg/kg zu den Cr-reichsten Gesteinen. Mit typischen Konzentrationen von 60 - 120 mg/kg sind Tonsteine und Schiefer ebenfalls Gesteine mit überdurchschnittlichem Cr-Gehalt (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Die Gesteinsgruppe der Pelite umfasst neben Tonsteinen auch die deutlich Cr-ärmeren Schluffsteine. Je nach Mischungsverhältnis schwankt entsprechend der lithogene Gehalt dieser Sedimentgesteine. Die ebenfalls im Untersuchungsraum kleinräumig vorkommenden Sandsteine und Quarzite sind mit lithogenen Gehalten von 20 bis 40 mg/kg hingegen vergleichsweise Cr-arm. Bei der in der BBodSchV (1999) vorgeschriebenen und in diesem Bericht verwendeten Königswassermethode werden gerade silikatische Bindungsformen nicht vollständig erfasst, was insbesondere beim Chrom zu geringeren Befunden führt.

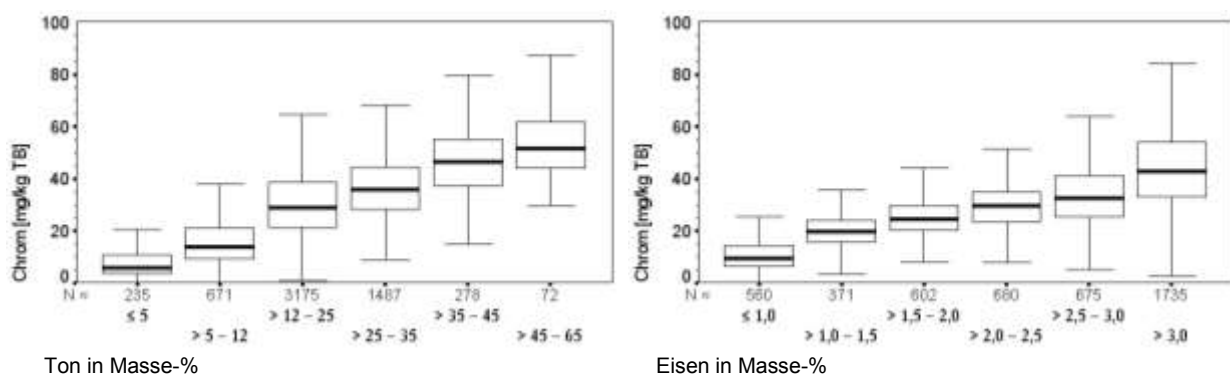


Abb. 31 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

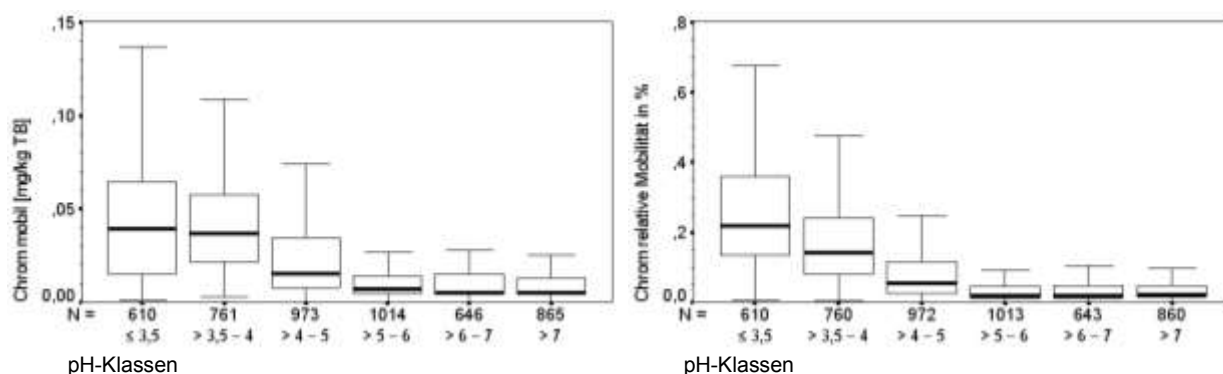


Abb. 32 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

In weiten Teilen des Untersuchungsraums herrschen lehmige Substrate mit Tongehalten zwischen 22 und 30 Masse-% vor. Der mittlere Eisengehalt beträgt 3,1 Masse-% (2,2 - 3,9). Daher sind großräumig Gehalte zwischen 20 und 60 mg Cr_{ges} /kg zu erwarten.

Chrom ist ein vergleichsweise immobiles Schwermetall. Nur ein geringer Anteil des Cr_{ges} ist leicht verfügbar. Wie bei den meisten Elementen steigt der absolute Mobilgehalt (Cr_{mob}) als auch der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (relative Verfügbarkeit) mit sinkendem pH-Wert zunächst an, jedoch stagniert der absolute Mobilgehalt bei pH-Werten unter 3,5 bzw. nimmt sogar wieder ab. Die relative Verfügbarkeit steigt allerdings weiter leicht an. Ein ähnliches Verhalten zeigt auch das - allerdings hochmobile - Cadmium. Vermutlich wird Chrom, sofern es in labile Bindungsformen übergeht, bei solch niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert, was eine Abnahme in den obersten Horizonten zur Folge hat. Auch bei pH-Werten < 3,5, in dem die maximale Mobilität erreicht wird, liegt der mittlere Mobilanteil am Gesamtgehalt bei nur 0,2% (0,1 - 0,8%).

Die **Humusauflagen** der Waldböden enthalten im Untersuchungsraum im Mittel nur 6 mg Cr_{ges} /kg. Die Werte bewegen sich dabei typisch zwischen 2 und 19 mg Cr_{ges} /kg. Dies sind vergleichsweise geringe Werte für diese organische Schicht. Der Baumbestand beeinflusst den Cr_{ges} -Gehalt in den Humusauf-

Tab. 64 Chrom in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge s(d)$; $\wedge q(d)$; pfl; U [$\wedge s$; $\wedge q$] (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	49	8	14	19	22	26
Oberboden, Wald	60	12	17	22	28	36
Unterboden	125	19	24	33	40	53
Untergrund	176	21	28	38	48	63
NH_4NO_3-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	40	0,013	0,019	0,024	0,034	0,039
Oberboden, Wald	50	0,019	0,026	0,040	0,050	0,064
Unterboden	112	0,016	0,026	0,045	0,062	0,087
Untergrund	142	0,008	0,015	0,026	0,038	0,051

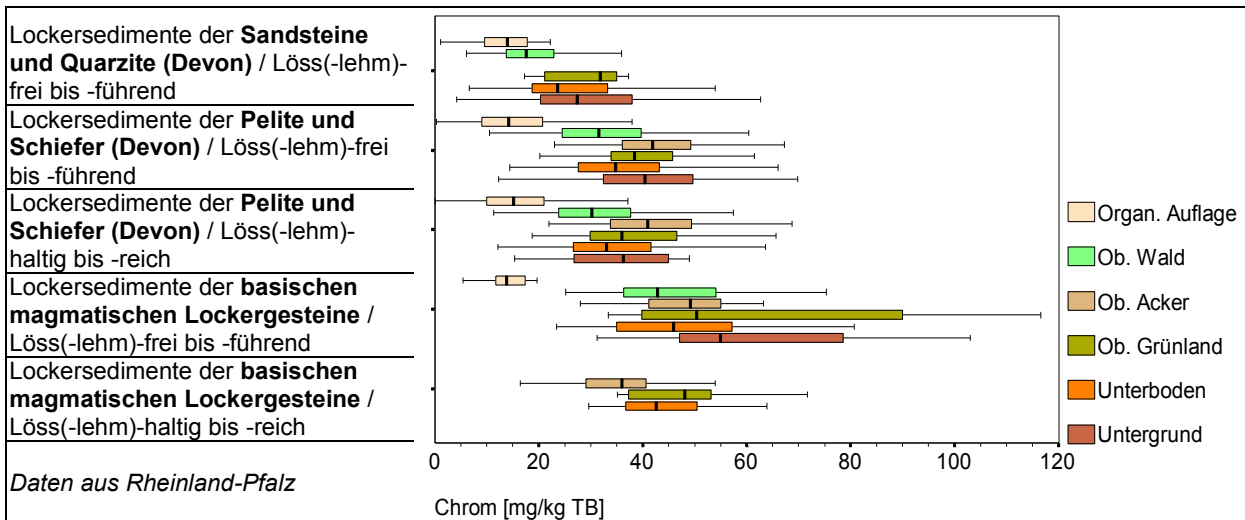


Abb. 33 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Boden

lagen nicht erkennbar. Sowohl im Mittelwert als auch in der Streuung unterscheiden sich Laub- und Nadelwaldstandorte kaum. Der Cr_{ges} -Gehalt der Humusauflage ist meist weit geringer als im folgenden Oberboden. Im Verbreitungsgebiet der Pelite/Schiefer enthält die Humusauflage im Mittel nur die Hälfte des Cr_{ges} als der folgende Oberbodenhorizont. Weit ausgeprägter ist dies, im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Zwar haben ihre Humusauflage mit durchschnittlich 16 mg Cr_{ges} /kg schon vergleichsweise hohe Gehalte, im folgenden Oberbodenhorizont liegt der Cr_{ges} -Gehalt allerdings im Mittel um 31 mg Cr_{ges} /kg höher.

Dass die Elementzusammensetzung des Mineralbodens sich abgeschwächt auch in der Humusauflage widerspiegelt, liegt daran, dass kleine Mengen des Mineralbodens auf natürliche Weise in die Humusauflagen eingemischt werden. Verunreinigungen bei der schwierigen Probennahme können eine weitere Ursache sein.

Obwohl der Cr_{ges} -Gehalt in den Humusauflagen geringer als im Oberboden ist und zudem der pH-Wert günstiger ist, sind die höchsten Mobilgehalte in Waldböden oft in der Humusauflage zu finden. Er beträgt im Mittel 0,013 mg Cr_{mob} /kg (0,010 - 0,028). Der Mobilanteil am Cr_{ges} -Gehalt ist mit durchschnittlich 0,23% merklich höher als im Mineralboden. Diese Werte wurden in Laub- wie in Nadelwälder beobachtet und liegen im landesweit üblichen Bereich.

Ein gegenüber landwirtschaftlich genutzten Böden und Unterböden geringerer Cr_{ges} -Gehalt ist typisch für saure **Waldoberböden**. Geringe pH-Werte führen im Boden zur vertikal gerichteten Verlagerung von Chrom. Insbesondere in stark sauren Waldböden steigen die Cr_{ges} -Gehalte mit zunehmender Tiefe leicht an, da oft auch ein leichter Anstieg des pH-Wertes stattfindet, wodurch die Verlagerung des Cr gebremst oder gestoppt wird.

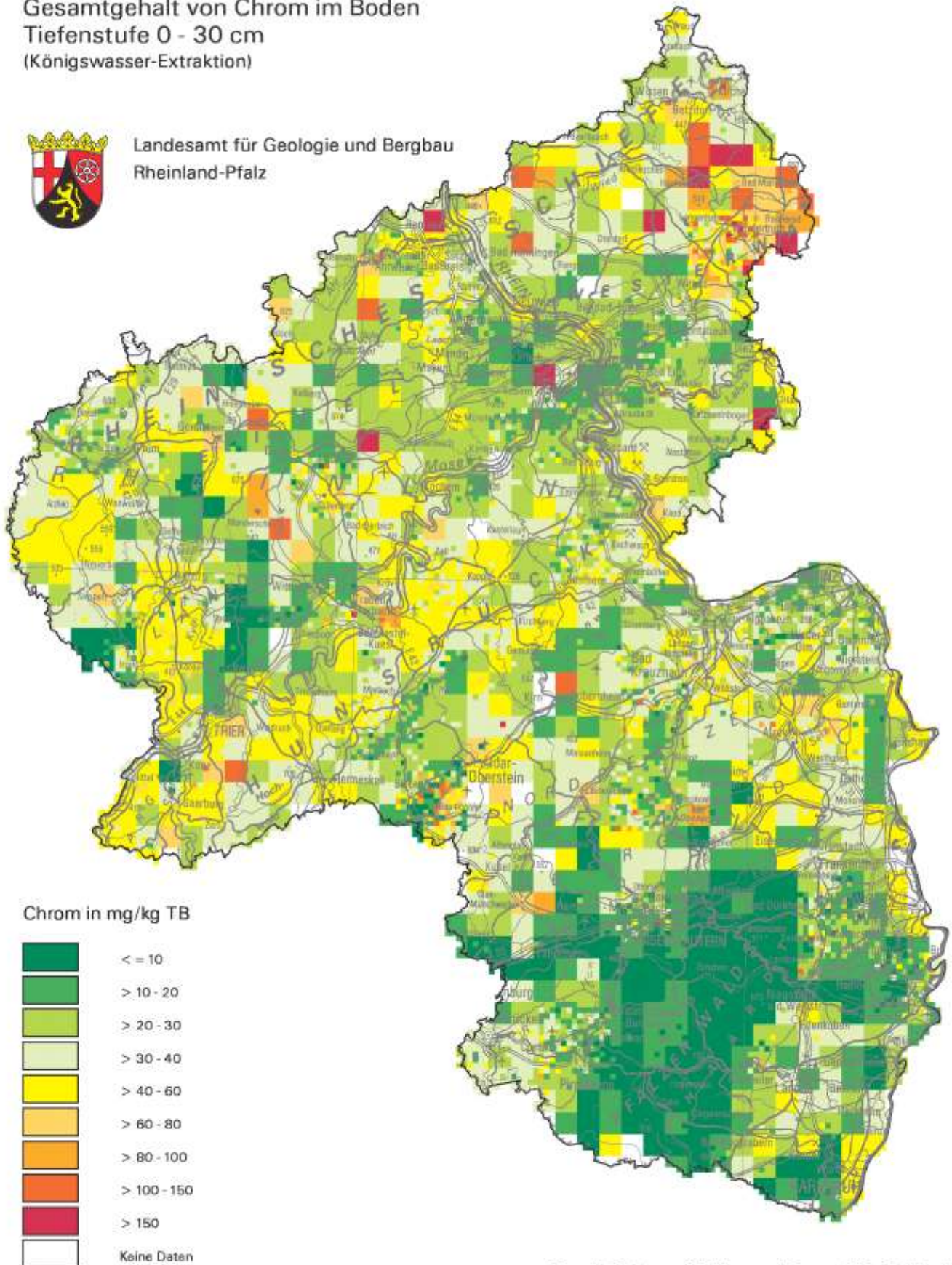
Die Waldoberböden mit dem geringsten Cr_{ges} -Gehalt sind im Untersuchungsraum in Lösslehm-freien bis -armen Substraten entwickelt, die vorwiegend aus devonischen Sandsteinen/Quarziten bestehen. Da sie im Untersuchungsraum nur relativ gering verbreitet sind, stehen nur wenige Werte zur Verfügung und eine statistische Absicherung fehlt. Der mittlere Gehalt scheint im obersten Mineralbodenhorizont bei etwa 11 mg Cr_{ges} /kg zu liegen. Dies ist auch im landesweiten Vergleich relativ wenig. Im folgenden Horizonten ist ein Anstieg auf ungefähr 16 mg Cr_{ges} /kg zu beobachten.

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

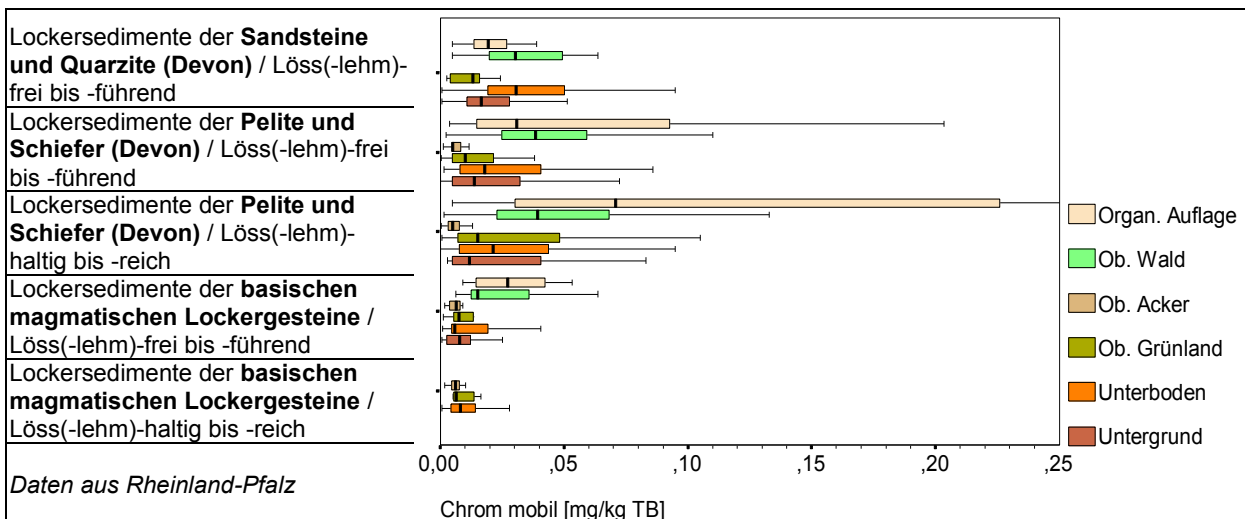


Abb. 34 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Boden

Im Verbreitungsgebiet der Pelite beträgt der mittlere Cr_{ges} -Gehalt im durchschnittlich nur 6 cm mächtigen obersten Mineralbodenhorizont 20 mg Cr_{ges} /kg und die Werte bewegen sich typisch zwischen 12 und 29 mg Cr_{ges} /kg. Der Mittelwert ist damit rund 40% geringer als in den landwirtschaftlich genutzten Böden dieser Substratgruppe. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,030 mg Cr_{mob} /kg (0,016 - 0,06) sind durchschnittlich 0,16 % (0,08 - 0,33) des Cr_{ges} labil gebunden. Die Cr_{ges} -Gehalte liegen im Vergleich mit den landesweiten Daten dieser Substrate unter den Hintergrundwerten, während die Mobilgehalte den landesweiten Hintergrundwerten entsprechen. Zwischen den lösslehmfreien /-führenden und lösslehmhaltigen /-reichen pelitischen Substraten bestehen beim Cr-Gehalt keine signifikanten Unterschiede.

Die vertikale Verlagerung scheint schon nach wenigen Zentimeter abgeschwächt. Im 2. Mineralbodenhorizont steigt der Mittelwert um 5 mg Cr_{ges} /kg auf 25 mg Cr_{ges} /kg (12 - 32) an. Aus diesem Grund nimmt auch der Mobilgehalt auf durchschnittlich 0,035 mg Cr_{mob} /kg (0,014 - 0,052) leicht zu. Der Anteil am Gesamtgehalt bleibt dabei mit durchschnittlich 0,15% (0,05 - 0,21) quasi unverändert. In den darunter folgenden Unterbodenhorizonten verändern sich Gesamt- und Mobilgehalt nur marginal. Tendenziell steigt der Gesamtgehalt minimal und der Mobilgehalt sinkt leicht. Die relative Verfügbarkeit geht dadurch im Mittel auf 0,13% (0,06 - 0,21) zurück.

In den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten ist der Cr_{ges} -Gehalt sehr variabel. Wenn Sandsteine/Quarzite als Nebenbestandteile beigemischt sind, wurden eher geringe Gehalte von 10 bis 25 mg Cr_{ges} /kg beobachtet. In Schichten, die allein aus Peliten/Schiefen bestehen, wurden überwiegend Werte um 36 mg Cr_{ges} /kg vorgefunden.

Erwartungsgemäß sind die Waldböden mit den höchsten Cr_{ges} -Gehalten im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite zu finden. Im obersten Mineralbodenhorizont beträgt der mittlere Cr_{ges} -Gehalt 46 mg/kg. In diesen Substraten schwankt der Cr_{ges} -Gehalt allerdings sehr stark. Im Untersuchungsraum wurden Werte zwischen 35 und 127 mg Cr_{ges} /kg vorgefunden. Weder der Lösslehmanteil noch die Art des Magmatits (Locker- oder Festgestein) erklären diese große Spanne.

Auch in diesen Substraten steigt im folgenden Horizont der Cr_{ges} -Gehalt auf durchschnittlich 49 mg Cr_{ges} /kg (37 - 81) an. Deutlich geringer ist in diesem Horizont hingegen der Mobilgehalt. Im Mittel liegt er nur noch bei 0,009 mg Cr_{mob} /kg (0,002 - 0,044). Die relative Verfügbarkeit geht auf durchschnittlich 0,03% (0,01 - 0,06) zurück. Ob allein der geringfügig höhere pH-Wert dies verursacht ist unklar.

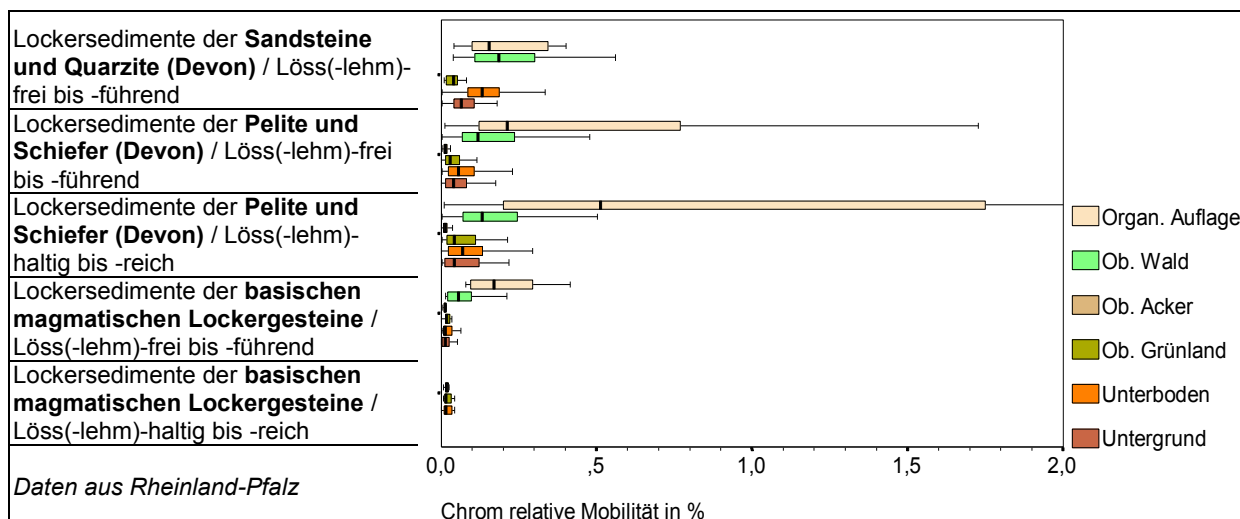


Abb. 35 Relative Mobilität von Chrom im Boden

In den darunter folgenden Unterbodenhorizonten ist eine Änderung von Gesamt- und Mobilgehalt nicht zu erwarten. Erst in den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten ist überwiegend mit einem merklichen Ansteigen von Gesamt- und damit auch vom Mobilgehalt zu rechnen. In diesen am tiefsten liegenden Horizonten wurden Werte zwischen 47 und 62 mg Cr_{ges}/kg gemessen. In einem Einzelfall waren es sogar 138 mg Cr_{ges}/kg . Die pH-Werte bewegen sich in diesen Schichten zwischen 4,1 und 5,7. Treffen niedrige pH-Werte und hoher Gesamtgehalt zusammen, kann der Mobilgehalt auf 0,06 bzw. die relative Verfügbarkeit auf 0,09% ansteigen. Insgesamt ist die Anzahl der Daten aus Unterboden und Untergrund für gesicherte Aussagen aber zu gering.

Der Vorsorgewert für Chrom der BBodSchV (1999) für lehmige, schluffige Böden von 60 mg/kg wird in den Waldoberböden des Untersuchungsraumes nur im Verbreitungsgebiet der Magmatite überschritten. Schätzungsweise wird in jedem 5. Boden mit einer leichten Überschreitung zu rechnen sein. Nur in Ausnahmefällen kommt es zu deutlichen Überschreitungen, wie bei einem Bodenprofil am Steineberger Ley, wo bis zu 132 mg Cr_{ges}/kg vorgefunden wurden.

Die **Ackerböden** des Untersuchungsraums enthalten im Oberboden substratunabhängig durchschnittlich 38 mg Cr_{ges}/kg und die Gehalte schwanken in einem Bereich von 28 bis 57 mg Cr_{ges}/kg . Die häufigste Substratgruppe, auf der im Untersuchungsraum Ackerbau betrieben wird, sind die Böden aus devonischen Schiefer bzw. Pelite. Im Mittel enthalten Ihre Oberböden 34 mg Cr_{ges}/kg (25 - 40). Im landesweiten Vergleich sind dies eher leicht unterdurchschnittliche Cr_{ges} -Gehalte. Mehr als 45 mg Cr_{ges}/kg wurde in keinem der untersuchten Ackerböden gefunden. Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmige, schluffige Böden von 60 mg Cr_{ges}/kg wird in diesen Böden damit immer deutlich unterschritten.

Die Ackerböden besitzen im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite naturgemäß höhere Cr_{ges} -Gehalte. Mit einem Mittelwert von 51 mg Cr_{ges}/kg (31 - 65), liegen sie im Bereich der landesweiten Hintergrundwerte. Durch eine zu geringe Fallzahl fehlt die statistische Absicherung, jedoch hat es den Anschein, dass in den Lösslehm-armen basischen Festgesteinen etwas mehr Cr_{ges} zu finden ist als in den basischen Lockergesteinen. In den Böden der basischen Festgesteine wurden Werte zwischen 61 und 71 mg Cr_{ges}/kg gefunden. Der zuvor genannte Vorsorgewert wird in ihnen meist geringfügig über-

Tab. 65 Chrom in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) [^] to; [^] tsf; [^] tfl (d); pfl; U [([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	193	8	13	20	25	37
Oberboden, Wald	229	23	30	37	48	58
Oberboden, Acker	94	34	40	46	55	60
Oberboden, Grünland	86	32	38	42	45	54
Unterboden	381	27	35	44	52	69
Untergrund	525	32	39	47	54	70
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	137	0,012	0,021	0,041	0,079	0,081
Oberboden, Wald	185	0,023	0,034	0,050	0,069	0,088
Oberboden, Acker	98	<0,001	0,005	0,008	0,014	0,057
Oberboden, Grünland	85	0,005	0,009	0,015	0,021	0,027
Unterboden	345	0,008	0,017	0,035	0,051	0,074
Untergrund	417	0,004	0,015	0,030	0,046	0,067
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	374	9	14	20	25	35
Oberboden, Wald	415	23	30	37	46	57
Oberboden, Acker	112	34	41	49	54	69
Oberboden, Grünland	133	30	36	46	52	66
Unterboden	744	26	33	42	49	64
Untergrund	40	22	36	41	48	60
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	304	0,026	0,050	0,162	0,294	0,364
Oberboden, Wald	333	0,022	0,037	0,061	0,091	0,116
Oberboden, Acker	99	0,001	0,003	0,006	0,009	0,013
Oberboden, Grünland	130	0,008	0,014	0,041	0,062	0,079
Unterboden	639	0,007	0,020	0,040	0,061	0,086
Untergrund	41	0,004	0,015	0,026	0,044	0,058

schritten. Im Verbreitungsgebiet der basischen Lockergesteine werden in den Ackerböden 60 mg Cr_{ges}/kg meist nicht ganz erreicht.

Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 100 mg Cr_{ges}/kg in allen untersuchten Ackerböden deutlich unterschritten.

Obwohl die Ackerböden im Untersuchungsraum für diese Nutzung verhältnismäßig geringe pH-Werte aufweisen, sind die Mobilgehalte elementtypisch gering. Bei vergleichbaren pH-Werten sind substratbedingte Unterschiede praktisch nicht vorhanden. Der mittlere Mobilgehalt beträgt substratunabhängig 0,006 mg Cr_{mob}/kg (0,003 - 0,010). Dies entspricht einem Anteil am Cr_{ges} von durchschnittlich 0,02% (0,01 - 0,04). In keinem der untersuchten Ackerböden wurden mehr als 0,016 mg Cr_{mob}/kg gefunden.

Tab. 66 Chrom in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	12	47	57	66	78	71
Oberboden, Grünland	22	53	69	90	122	132
Unterboden	44	78	149	197	229	256
Untergrund	41	61	101	167	230	320
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	13	0,005	0,007	0,008	0,011	0,013
Oberboden, Grünland	20	0,006	0,010	0,016	0,021	0,024
Unterboden	26	0,005	0,014	0,033	0,046	0,061
Untergrund	32	0,006	0,009	0,042	0,054	0,078
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	36	17	23	40	52	72
Oberboden, Wald	45	59	79	113	131	192
Oberboden, Grünland	29	53	61	83	106	108
Unterboden	82	57	70	109	139	185
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	23	0,026	0,041	0,058	0,082	0,091
Oberboden, Wald	39	0,040	0,064	0,104	0,128	0,149
Oberboden, Grünland	25	0,007	0,010	0,013	0,017	0,017
Unterboden	67	0,008	0,034	0,058	0,103	0,131

In den **Grünlandoberböden** wurde etwa die gleiche Situation wie in den Ackerböden vorgefunden. Auch bei ihnen gibt es beim Cr_{ges} merkliche substratbedingte Unterschiede, während die Mobilgehalte unter Berücksichtigung des pH-Wertes praktisch gleich sind.

Der oberste Mineralbodenhorizont der pelitischen Grünlandböden enthält im Mittel 32 mg Cr_{ges} /kg (17 - 44). Mehr als 51 mg Cr_{ges} /kg wurden in diesen Böden nicht gefunden. Der Mobilgehalt beträgt in diesen Horizonten durchschnittlich 0,008 mg Cr_{mob} /kg (0,005 - 0,015), dies entspricht einem Anteil am Gesamtgehalt von 0,03% (0,01-0,05). Im folgenden Horizont steigt der Cr_{ges} -Gehalt geringfügig auf durchschnittlich 36 mg Cr_{ges} /kg (23 - 46) an. Die Mobilgehalte und die Verfügbarkeit gehen hingegen minimal zurück.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite liegt der Mittelwert im obersten Mineralbodenhorizont bei 52 mg Cr_{ges} /kg, dabei schwankt der Wertebereich typisch zwischen 35 und 84 mg Cr_{ges} /kg. Mit durchschnittlich 0,006 mg Cr_{mob} /kg (0,003-0,017) sind im Mittel 0,01% (<0,01-0,04) des Gesamtgehaltes mobil vorhanden. Zum folgenden Horizont steigt der Cr_{ges} -Gehalt im Mittel um 3 mg Cr_{ges} /kg auf 54 mg Cr_{ges} /kg (38 - 100) an. Mobilgehalt und Verfügbarkeit nehmen hingegen geringfügig ab.

In knapp einem Drittel dieser Grünlandböden wird der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmige, schluffige Böden von 60 mg Cr_{ges} /kg aufgrund natürlicher Ursachen überschritten. Der Maximalwert beträgt im obersten Mineralbodenhorizont 90 und im folgenden Horizont 102 mg Cr_{ges} /kg.

Tab. 67 Chrom in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	12	14	18	22	26
Oberboden, Wald	15	36	43	55	70	75
Oberboden, Acker	21	40	49	55	59	63
Oberboden, Grünland	10	34	42	51	55	57
Unterboden	22	33	43	55	61	81
Untergrund	14	35	47	55	61	62
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	10	0,013	0,023	0,036	0,051	0,053
Oberboden, Wald	15	0,012	0,015	0,037	0,056	0,064
Oberboden, Acker	20	0,004	0,006	0,008	0,008	0,009
Oberboden, Grünland	12	0,006	0,008	0,026	0,042	0,047
Unterboden	21	0,004	0,006	0,009	0,028	0,017
Untergrund	13	0,007	0,009	0,012	0,020	0,014
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	29	36	41	49	54
Unterboden	23	39	44	48	55	60
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	11	0,005	0,006	0,007	0,009	0,010
Unterboden	22	0,004	0,008	0,012	0,019	0,020

In den Grünlandoberböden der **Auensedimente** beträgt der mittlere Cr_{ges}-Gehalt 35 mg Cr_{ges}/kg, dabei streuen die Werte typisch zwischen 18 und 59 mg Cr_{ges}/kg. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,006 mg Cr_{mob}/kg (0,004-0,019) sind durchschnittlich 0,02% Cr verfügbar. Diese Werte entsprechen den landesweiten Daten (vgl. Tab. 68). Mit zunehmender Tiefe steigt der mittlere Cr_{ges}-Gehalt in den Unterbodenhorizonten auf 39 mg Cr_{ges}/kg. Die Werte bewegen sich dabei typisch zwischen 33 und 58 mg Cr_{ges}/kg. Der mittlere Mobilgehalt beträgt 0,004 mg Cr_{mob}/kg (0,002-0,013), somit liegen <0,01% des Cr_{ges} in verfügbarer Bindungsform vor. Obwohl sich im Einzugsgebiet der Fließgewässer die vergleichsweise Cr-reichen basischen Magmatite befinden, stimmen die Gehalte der Auensedimente eher mit den pelitischen Grünlandoberböden überein.

Der in Baden-Württemberg geltende Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Boden-sickerwasser im Oberboden von 0,13 mg Cr_{mob}/kg wird in allen landwirtschaftlich genutzten Böden weit unterschritten. Das 90. Perzentil beträgt in den Oberböden nur 0,015 mg Cr_{mob}/kg.

Tab. 68 Chrom in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	138	26	35	42	49	64
Unterboden	253	27	34	39	43	56
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	141	<0,001	0,009	0,035	0,065	0,302
Unterboden	228	<0,001	0,006	0,024	0,049	0,178

4.2.5. Kupfer

Kupfer (Cu) ist wie Zink ein essentieller Spurennährstoff. Während die mittlere Cu-Konzentration in der Erdkruste 50 mg/kg beträgt (EMSLEY 1994), ist in basischen Magmatiten mit lithogenen Cu-Gehalten von 60 bis 120 mg/kg zu rechnen. Schiefer und Tonsteine zählen mit lithogenen Gehalten von 40 bis 60 mg/kg zu den Cu-reichen Sedimentgesteinen. Quarzite und Sandsteine hingegen sind Cu-arm. Bei ihnen sind Gesamtgehalte von 5 bis 30 mg/kg zu erwarten (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

In Böden aus sedimentären Gesteinen besteht wie bei Chrom, Nickel und Zink eine positiv signifikante Beziehung zum Ton- und Eisen-(Fe-)Gehalt. Daher gilt vereinfacht, dass beim Anstieg dieser Parameter auch mit höheren Gesamtgehalten (Königswasser-extrahierbar; Cu_{ges}) zu rechnen ist (siehe Abb. 36). Die oben aufgeführten Gehalte der Ausgangsgesteine werden in Böden oft nicht erreicht. Dies hat im Wesentlichen analytische Gründe. Bei der in der BBodSchV (1999) vorgeschriebenen Königswasser-methode werden gerade silikatische Bindungsformen nicht vollständig erfasst, was wie beim Chrom zu geringeren Befunden führt.

Der Absolutgehalt an NH₄NO₃-extrahierbarem Kupfer (Cu_{mob}) steigt im Gegensatz zu den meisten der hier untersuchten Spurenelemente bei einem pH-Wert > 6 wieder an (siehe Abb. 37). Dies liegt einerseits am amphoteren Chemismus des Kupfers, andererseits daran, dass zahlreiche Substrate mit hohem Cu_{ges}-Gehalt auch hohe pH-Werte aufweisen. Am niedrigsten ist der NH₄NO₃-extrahierbare Anteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität/Verfügbarkeit) zwischen pH 5 und pH 6, in dem im Mittel nur

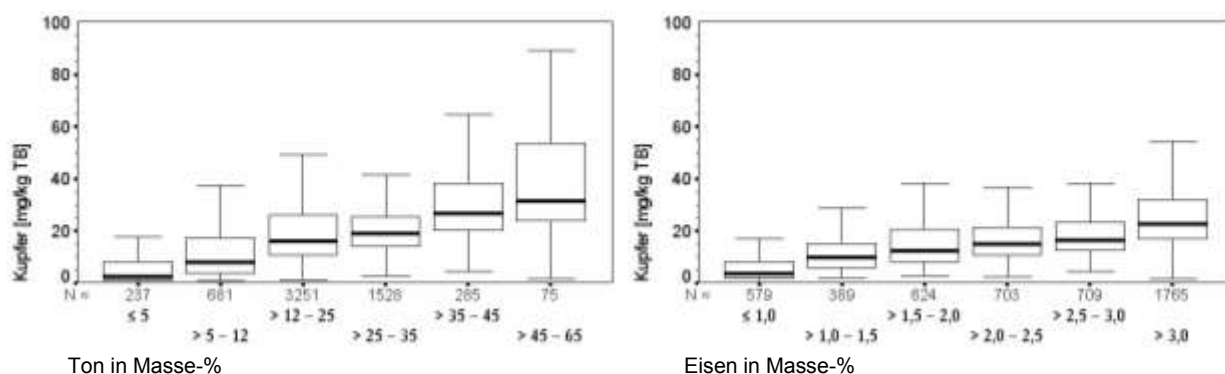


Abb. 36 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen

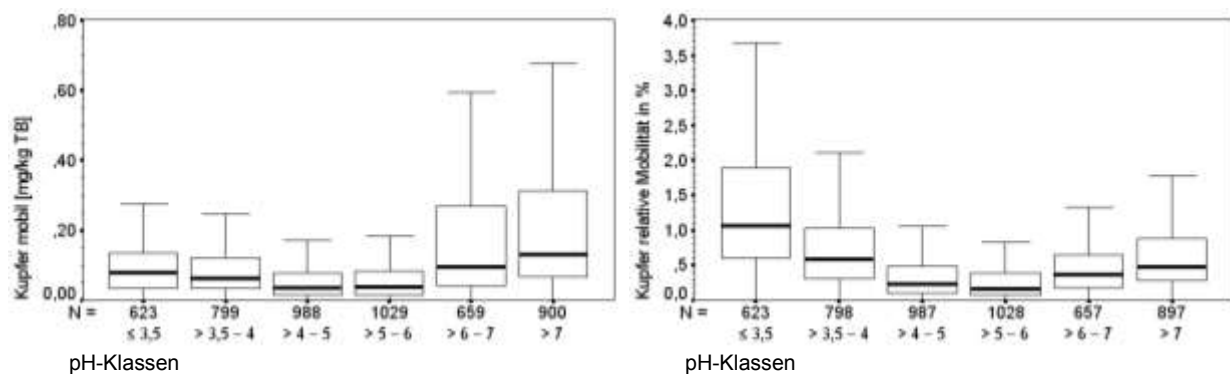


Abb. 37 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

etwa 0,3% des Cu_{ges} in labilen Bindungsformen vorliegt. Bei höheren pH-Werten und insbesondere in sauren Böden steigt die relative Mobilität an.

Die **Humusauflagen** enthalten im Untersuchungsraum im Mittel 10 mg Cu_{ges} /kg. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 8 und 13 mg Cu_{ges} /kg. Mehr als 16 mg Cu_{ges} /kg wurden in keiner Humusaufgabe gefunden. Weder das Cu-Angebot des Mineralbodens noch der Baumbestand haben einen erkennbaren Einfluss auf den Cu_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe. Die Humusaufgaben von Laub-, Misch- und Nadelwald besitzen annähernd den gleichen Mittelwert und die gleiche Streuung. In der Regel ist der Cu_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe geringer als der im folgenden Oberboden. Im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer steigt der Cu_{ges} -Gehalt zum Oberboden durchschnittlich um 3 mg Cu_{ges} /kg und im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite um 8 mg Cu_{ges} /kg an. Im Vergleich mit den landesweiten Werten sind Cu_{ges} -Gehalte der Humusaufgaben im Untersuchungsraum unterdurchschnittlich.

Der Mobilgehalt in den Humusaufgaben beträgt durchschnittlich 0,18 Cu_{mob} /kg (0,10 - 0,32), dies entspricht einem mittleren Anteil am Gesamtgehalt von 1,5% (0,9 - 3,0). Trotz geringerem Cu_{ges} -Gehalt und

Tab. 69 Kupfer in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

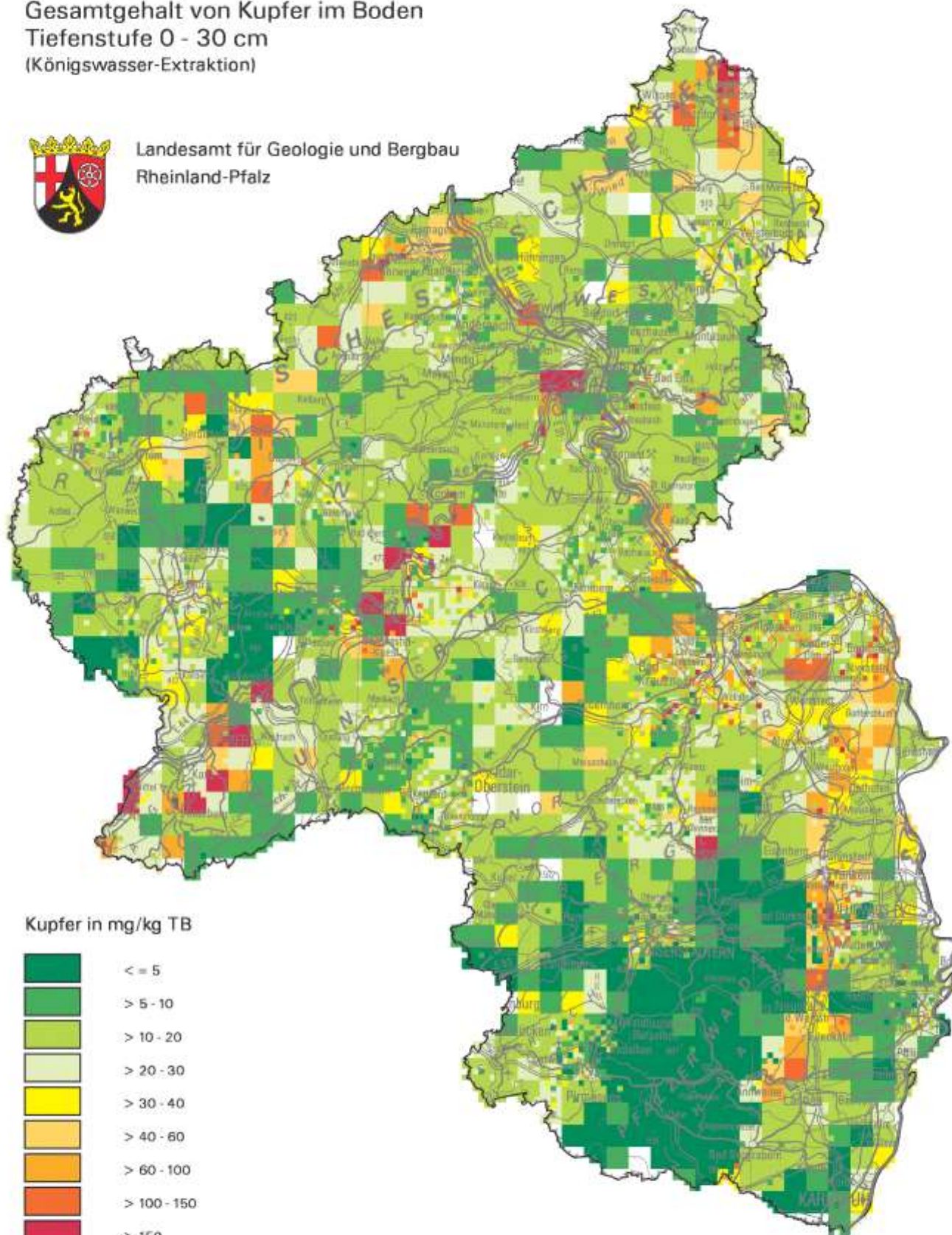
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	46	11	14	17	19	20
Oberboden, Wald	59	5	8	12	15	18
Unterboden	122	4	8	13	19	24
Untergrund	170	6	11	16	21	32
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	42	0,10	0,13	0,23	0,33	0,42
Oberboden, Wald	52	0,03	0,06	0,10	0,13	0,20
Unterboden	99	0,01	0,02	0,05	0,11	0,10
Untergrund	134	0,01	0,03	0,06	0,12	0,15

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

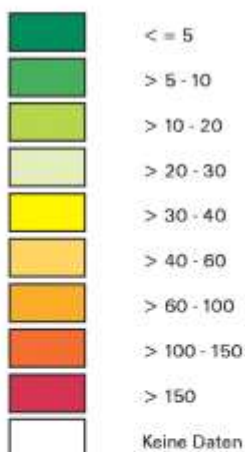
Gesamtgehalt von Kupfer im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Kupfer in mg/kg TB



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

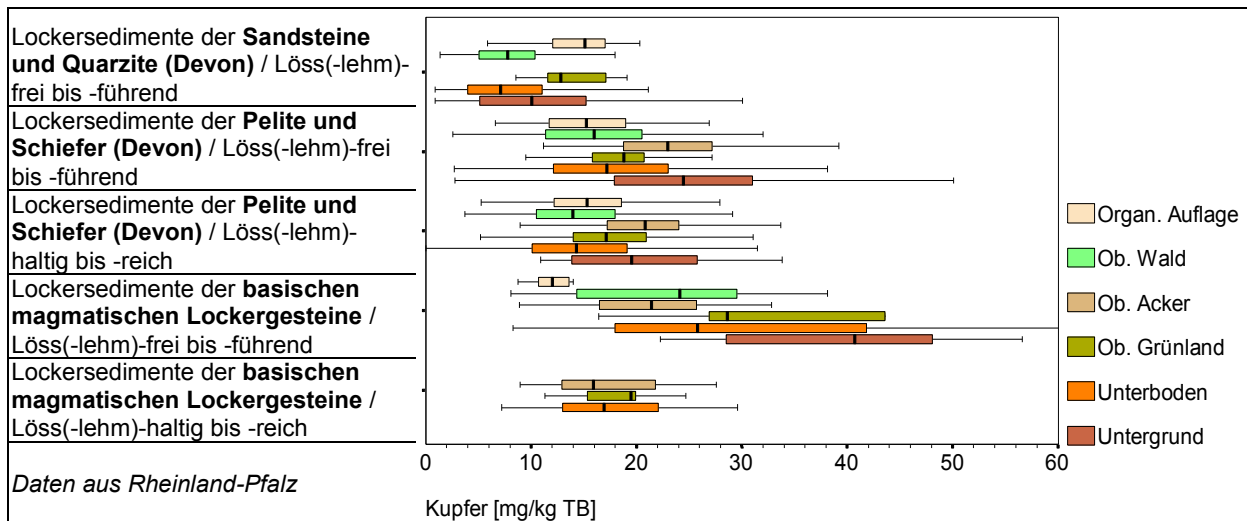


Abb. 38 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Boden

höheren pH-Werten sind damit der mittlere Mobilgehalt und der Anteil am Gesamtgehalt um etwa das 10-fache höher als im Oberboden. Humusaufgaben sind üblicherweise die Schicht im Waldboden mit den höchsten Mobilgehalten. Die genannten mittleren Mobilgehalte entsprechen etwa den Werten von Laub- und Mischwald.

Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Spurenelementen steigt der Mobilgehalt mit zunehmenden pH-Wert leicht an. Dies ist nicht nur im Untersuchungsraum, sondern im gesamten Land zu beobachten. Bodenschutzkalkungen führen beim Cu daher zu einem leichten Anstieg des Mobilgehaltes. Da der mittlere pH-Wert in den Humusaufgaben der Nadelwälder um 0,6 pH-Einheiten geringer als im Laubwald ist, sind Mobilgehalt und relative Verfügbarkeit im Nadelwaldhumusaufgaben geringer.

Der Cu_{ges} -Gehalt der **Waldoberböden** ist etwas geringer als in landwirtschaftlich genutzten Böden der gleichen Substratgruppe. Vermutlich führen geringe pH-Werte zur vertikal gerichteten Verlagerung des Kupfers. Insbesondere in stark sauren Waldböden steigen Schwermetallgehalte mit zunehmender Tiefe oft wieder leicht an, da oft auch ein leichter Anstieg des pH-Wertes stattfindet, wodurch die Verlagerung gebremst oder gestoppt wird. Dies ist aber bei Kupfer weniger eindeutig als z.B. bei Chrom oder Nickel.

Die pelitischen Waldoberböden enthalten im geringmächtigen obersten Mineralbodenhorizont im Mittel 13 mg Cu_{ges} /kg (8 - 18). Diese Werte entsprechen den landesweiten Cu_{ges} -Gehalten der Waldoberböden dieser Substratgruppe. Dies sind erstaunlicherweise auch etwa die Werte, die in den weit seltener vorkommenden Waldoberböden aus devonischen Sandsteinen/Quarziten vorkommen. Landesweit sind für diese Substrate merklich geringere Gehalte üblich.

Lösslehm-freie/-führende und lösslehmhaltige pelitische Substrate unterscheiden sich nicht im Cu_{ges} -Gehalt.

Der Anteil des mittleren Mobilgehaltes von 0,02 mg Cu_{mob} /kg (<0,01 - 0,05) am Gesamtgehalt beträgt 0,15% (<0,01 - 0,32). Tendenziell sind Mobilgehalt und relative Verfügbarkeit in den Lösslehm-freien/-führenden pelitischen Waldoberböden etwas geringer als bei höherem Lösslehmanteil. Die Unterschiede sind gering, aber auch landesweit zu beobachten.

Im folgenden Horizont, der oft noch zum Oberboden zählt, sowie im folgenden Unterboden verändern

Tab. 70 Kupfer in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	188	11	14	18	21	27
Oberboden, Wald	222	11	15	19	24	30
Oberboden, Acker	95	18	22	26	31	37
Oberboden, Grünland	91	15	18	20	23	27
Unterboden	345	12	17	23	32	39
Untergrund	508	16	23	29	34	47
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	155	0,10	0,19	0,31	0,42	0,59
Oberboden, Wald	190	0,01	0,05	0,11	0,16	0,25
Oberboden, Acker	90	0,01	0,03	0,07	0,10	0,14
Oberboden, Grünland	96	<0,01	0,02	0,07	0,12	0,68
Unterboden	318	0,02	0,05	0,13	0,20	0,29
Untergrund	409	0,02	0,05	0,14	0,25	0,34
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	373	12	15	18	22	27
Oberboden, Wald	407	10	14	17	22	28
Oberboden, Acker	107	17	21	24	27	34
Oberboden, Grünland	126	13	17	20	24	31
Unterboden	727	10	14	18	23	31
Untergrund	41	13	19	23	27	34
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	308	0,13	0,22	0,32	0,49	0,60
Oberboden, Wald	333	0,05	0,08	0,13	0,19	0,26
Oberboden, Acker	110	0,02	0,04	0,08	0,11	0,16
Oberboden, Grünland	120	0,02	0,03	0,07	0,11	0,14
Unterboden	593	0,02	0,05	0,10	0,16	0,23
Untergrund	37	0,01	0,04	0,11	0,15	0,20

sich Gesamt- und Mobilgehalte praktisch nicht. Auch diese tieferliegenden Horizonte enthalten durchschnittlich 13 mg Cu_{ges}/kg. Sogar die Streuung der Werte von 8 - 18 mg Cu_{ges}/kg ist identisch. Beim Mobilgehalt und relativer Verfügbarkeit bestehen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zum Oberboden.

Wie beim Chrom ist auch in den Lösslehm-freien pelitischen Untergrundhorizonten der Cu_{ges}-Gehalt sehr variabel. Wenn Sandsteine/ Quarzite als Nebenbestandteile beigemischt sind, wurden teilweise sehr geringe Gehalte von nur 3 bis 10 mg Cu_{ges}/kg beobachtet. Andererseits wurden dort auch Werte von 25 mg Cu_{ges}/kg vorgefunden. Untergrundhorizonte, die allein aus Peliten/Schiefen bestehen, enthalten bei Waldstandorten durchschnittlich 22 mg Cu_{ges}/kg (16 - 59). Dies ist merklich mehr als in den darüber liegenden Horizonten. Möglicherweise endet in diesen Schichten die Verlagerung zumindest

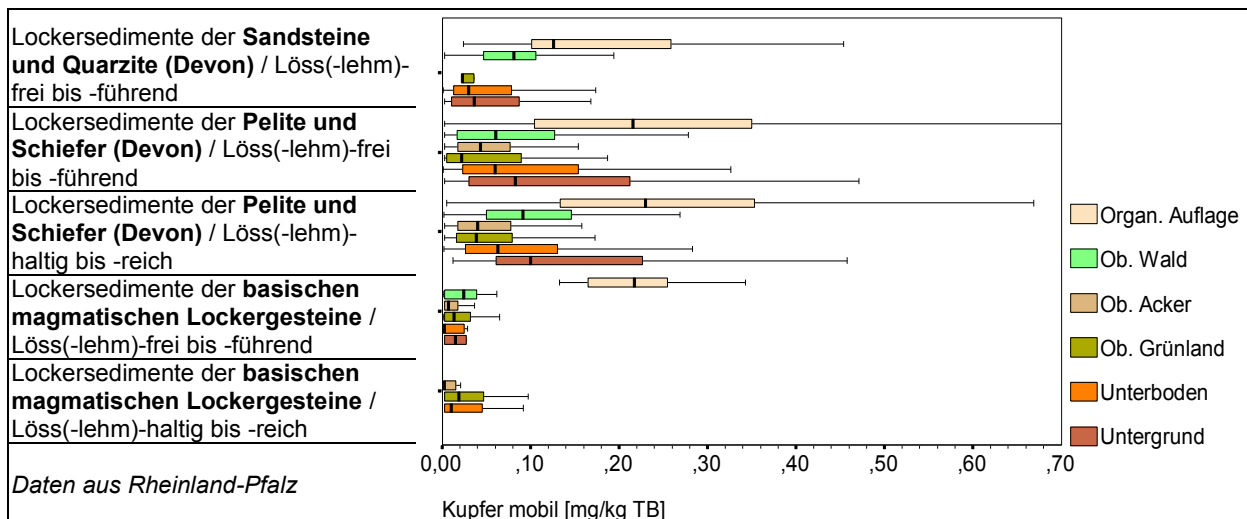


Abb. 39 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Boden

eines Teils des Kupfers. Bei landwirtschaftlich genutzten Böden ist von einer nennenswerten vertikalen Verlagerung nicht auszugehen. Da passt es, dass die Untergrundhorizonte dieser Böden im Mittel nur 9 mg Cu_{ges} /kg enthalten.

Solch stark schwankenden Werte wurden auch in den Untergrundhorizonten der Schieferböden des Hunsrücks beobachtet.

Im Wald liegt der Mobilgehalt in den Untergrundhorizonten der Pelite/Schiefer bei durchschnittlich 0,031 mg Cu_{mob} /kg (0,011 - 0,171). Damit sind dort 0,10% (0,07 – 0,72) des Gesamtgehaltes leicht verfügbar.

Mit einem mittleren Cu_{ges} -Gehalt von 19 mg Cu_{ges} /kg bewegen sich die Werte in den Waldoberböden aus Substraten im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite typisch zwischen 9 und 25 mg Cu_{ges} /kg. Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt 0,03 mg Cu_{mob} /kg (0,01 - 0,06), somit liegen im Mittel 0,14% (0,05 – 0,68) des Cu_{ges} -Gehaltes in labiler Bindungsform vor. Im folgenden Horizont ist ein leichtes Ansteigen des Cu_{ges} -Gehaltes auf durchschnittlich 24 mg Cu_{ges} /kg (11 - 40) zu beobachten. Gleichzeitig gehen aber Mobilgehalt und relative Verfügbarkeit zurück. Die Mittelwerte liegen bei 0,016 mg Cu_{mob} /kg (0,003 - 0,099) bzw. 0,09% (0,01 – 0,61). In den darunter folgenden Unterboden- und Untergrundhorizonten verändern sich im Wald die Gesamt- und Mobilgehalte nicht mehr wesentlich. Insbesondere für Untergrundhorizonte basischer Magmatite sind dies recht geringe Gehalte. Unklar ist, warum in den Untergrundhorizonten der landwirtschaftlich genutzten Böden hingegen die Gesamtgehalte wesentlich höher sind. Dort scheinen Werte zwischen 38 und 65 mg Cu_{ges} /kg typisch zu sein. An zwei Standorten wurden sogar Werte zwischen 112 und 155 mg Cu_{ges} /kg festgestellt.

Am häufigsten sind im Untersuchungsraum **Ackerböden** in Substraten entwickelt, die devonische Pelite/Schiefer enthalten. Ihre Oberböden enthalten im Mittel 16 mg Cu_{ges} /kg (10 - 23). Mit einem durchschnittlichen Mobilgehalt von 0,01 Cu_{mob} /kg (<0,01 - 0,09) liegen im Mittel 0,04% des Cu_{ges} in labiler Bindungsform vor. Sowohl Gesamt- als auch Mobilgehalt liegen etwas unter den landesweiten Werten (siehe Tab. 70).

Ähnlich wie bei den Waldoberböden liegt der Cu_{ges} -Gehalt in den Ackerböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite nicht wesentlich höher. Der Mittelwert liegt in deren Oberboden bei 19 mg

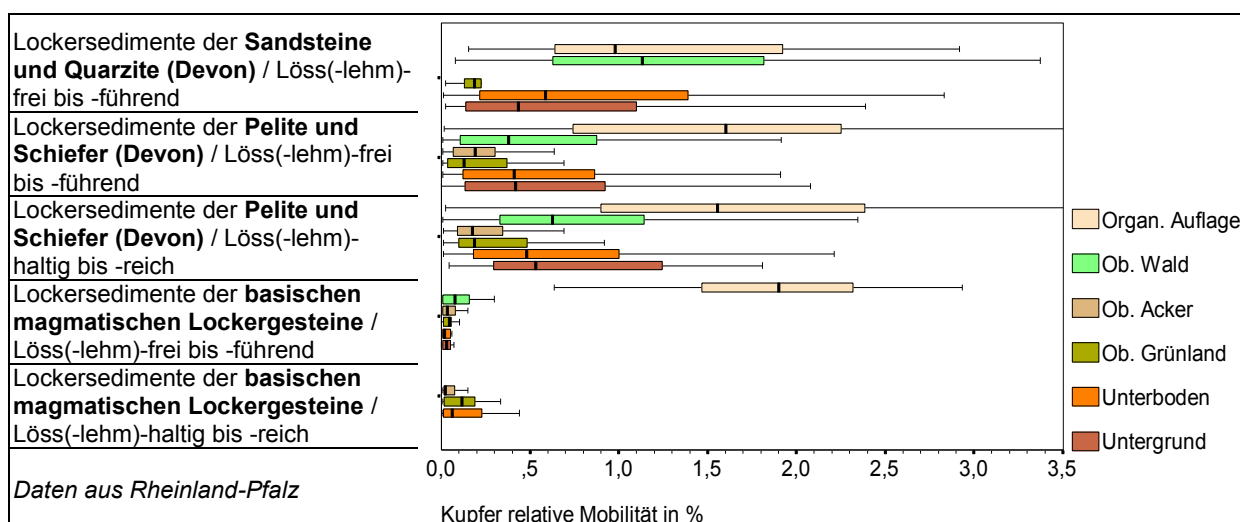


Abb. 40 Relative Mobilität von Kupfer im Boden

Tab. 71 Kupfer in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**)
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	12	21	29	33	41	43
Oberboden, Grünland	22	29	34	42	50	53
Unterboden	44	29	43	53	58	78
Untergrund	41	35	46	68	87	105
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Oberboden, Acker	11	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03
Oberboden, Grünland	23	0,03	0,05	0,07	0,09	0,09
Unterboden	25	0,01	0,02	0,06	0,08	0,10
Untergrund	29	0,01	0,03	0,07	0,10	0,12
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	34	15	18	25	31	38
Oberboden, Wald	41	14	21	28	34	40
Oberboden, Grünland	29	18	23	30	36	39
Unterboden	81	12	18	26	36	46
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	29	0,18	0,31	0,50	0,60	0,84
Oberboden, Wald	38	0,03	0,08	0,13	0,22	0,26
Oberboden, Grünland	27	0,01	0,03	0,06	0,10	0,13
Unterboden	63	0,02	0,04	0,09	0,14	0,18

Cu_{ges}/kg, dabei schwankt der typische Wertebereich mit 11 bis 30 mg Cu_{ges}/kg allerdings relativ stark. Einzelne Böden waren mit 9 - 10 mg Cu_{ges}/kg sogar ausgesprochen Cu_{ges}-arm. Wie bei den pelitischen Ackerböden beträgt der Mobilgehalt durchschnittlich 0,01 Cu_{mob}/kg (<0,01 - 0,03), was einem Anteil von 0,04% am Gesamtgehalt entspricht. Beim Mobilgehalt unterscheiden sich die beiden wichtigsten Substratgruppen folglich fast nicht.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmige, schluffige Böden von 40 mg/kg wird in keinem Ackeroberboden im Untersuchungsraum übertroffen. Entsprechend wird auch der Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 60 mg Cu_{ges}/kg fast immer um mindestens die Hälfte unterschritten.

Trotz niedriger pH-Werte wird der für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Wachstumsbeeinträchtigung) von 1 mg Cu_{mob}/kg in allen untersuchten Ackerböden weit unterschritten. In 90% der Fälle liegt der Mobilgehalt unter 5% des Prüfwertes.

Anders als bei den Ackerböden sind bei den **Grünlandböden** merkbare substratbedingte Unterschiede beim Cu_{ges} vorhanden. Die Mobilgehalte hingegen sind substratübergreifend ähnlich.

Der oberste Mineralbodenhorizont der pelitischen Grünlandböden enthält wie die Ackerböden im Mittel 16 mg Cu_{ges}/kg (12 - 22). Diese Werte entsprechen fast dem landesweiten Mittel von 18 mg Cu_{ges}/kg.

Tab. 72 Kupfer in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	9	-	-	-	-	-
Oberboden, Wald	14	12	24	29	37	38
Oberboden, Acker	19	16	21	25	28	33
Oberboden, Grünland	12	22	28	73	142	147
Unterboden	22	18	25	41	53	76
Untergrund	15	29	49	99	155	165
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	0,16	0,22	0,26	0,33	0,34
Oberboden, Wald	14	<0,01	0,03	0,04	0,05	0,06
Oberboden, Acker	20	<0,01	0,01	0,02	0,06	0,12
Oberboden, Grünland	12	<0,01	0,01	0,02	0,05	0,07
Unterboden	24	<0,01	<0,01	0,04	0,10	0,18
Untergrund	14	<0,01	0,02	0,09	0,12	0,15
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	13	16	22	27	28
Unterboden	22	14	19	21	23	30
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	<0,01	<0,01	0,02	0,03	0,04
Unterboden	23	<0,01	<0,01	0,03	0,07	0,10

Der Maximalgehalt liegt bei 39 mg Cu_{ges}/kg. Bei einem durchschnittlichen Mobilgehalt von 0,02 Cu_{mob}/kg (<0,01-0,06) liegen im Mittel 0,10% (0,02 – 0,29) des Cu_{ges} in labiler Bindungsform vor. Auch dies deckt sich weitgehend mit den landesweiten Werten. Im darauf folgenden Horizont verändert sich der Cu_{ges}-Gehalt weder beim Mittelwert noch bei der Streuung signifikant. In diesem Horizont wurden durchschnittlich 15 mg Cu_{ges}/kg (6 - 25) gefunden. Auch die Mobilgehalte und die Verfügbarkeit bleiben auf den Niveau des obersten Mineralbodenhorizonts.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite liegt der Mittelwert im obersten Mineralbodenhorizont mit 27 mg Cu_{ges}/kg merklich höher als in den Ackerböden dieser Substratgruppe. Dies ist landesweit zu beobachten. Die Werte bewegen sich in einem typischen Bereich von 18 bis 51 mg Cu_{ges}/kg. Maximal wurde ein Wert von 106 mg Cu_{ges}/kg gefunden. Mit durchschnittlich 0,01 mg Cu_{mob}/kg (<0,01 - 0,07) sind im Mittel 0,07% (0,01 – 0,20) des Gesamtgehaltes nur labil gebunden. Im folgenden Horizont liegen annähernd die gleichen Gesamt- und Mobilgehalte vor. Im Boden, bei dem der höchste Wert im Oberboden gemessen wurde, steigt mit zunehmender Tiefe der Cu_{ges}-Gehalt sogar noch etwas weiter auf 112 mg Cu_{ges}/kg an. Dies scheint jedoch natürliche Ursachen zu haben.

Der Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 40 mg Cu_{ges}/kg für die Bodenartenhauptgruppe Lehm/Schluff wird in den pelitischen Grünlandböden immer eingehalten. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite überschreitet fast jeder 3. Grünlandoberboden diesen Wert. Von dem einen genannten Standort abgesehen, handelt es sich bei Werten bis 56 mg Cu_{ges}/kg aber um eher leichte Überschreitungen.

Tab. 73 Kupfer in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	130	16	23	32	52	55
Unterboden	231	14	21	29	43	51
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	126	0,03	0,07	0,12	0,19	0,24
Unterboden	211	0,01	0,04	0,07	0,12	0,16

Die Grünlandoberböden der **Auensedimente** enthalten im Mittel 14 mg Cu_{ges}/kg (12 - 17). Dies entspricht in etwa den Werten der pelitischen Grünlandböden. Mit einem durchschnittlichen Mobilgehalt von 0,01 Cu_{mob}/kg (<0,01-0,02) liegen im Mittel 0,05% des Cu_{ges} in labiler Bindungsform vor. Im Unterboden liegen etwa die gleichen Gesamtgehalte vor, während die Mobilgehalte anscheinend noch etwas zurückgehen.

Die mittleren Gesamt- und Mobilgehalte liegen deutlich unter den Werten des landesweiten Datenbestandes (vgl. Tab. 73).

4.2.6. Nickel

Der Nickel-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Ni_{ges}) wird im Boden maßgeblich vom Ausgangsgestein bestimmt. Basische Magmatite gehören mit typischen Nickel (Ni)-Gehalten von 130-160 mg Ni_{ges} /kg zu den Ni-reichen Gesteinen. Die im Untersuchungsraum ebenfalls verbreitet vorkommende Gesteinsgruppe der devonischen Pelite umfasst neben Tonsteine auch die Ni-ärmeren Schluffsteine. Je nach Mischungsverhältnis schwankt entsprechend der lithogene Gehalt in den bodenbildenden Substraten. Schiefer und Tonsteine zählen mit Werten zwischen 40 und 90 mg/kg zu den Ni-reicheren Gesteinen. Schluffsteine sind normalerweise deutlich Ni-ärmer. Sandsteine und Quarzite sind mit lithogenen Gehalten von 3 bis 20 mg/kg hingegen relativ Ni-arm (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992).

Wie bei Chrom, Nickel und Zink besteht eine geochemische Affinität zum Eisen und eine ausgeprägte Abhängigkeit zum Tongehalt. Der geogene Ni_{ges} -Gehalt nimmt daher mit steigendem Eisen- und/oder Ton-Gehalt deutlich zu (siehe Abb. 41).

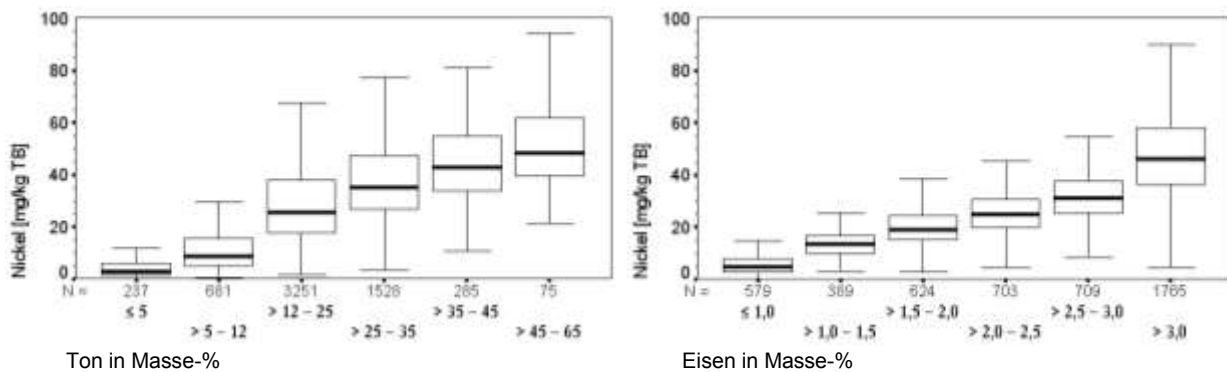


Abb. 41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltssklassen

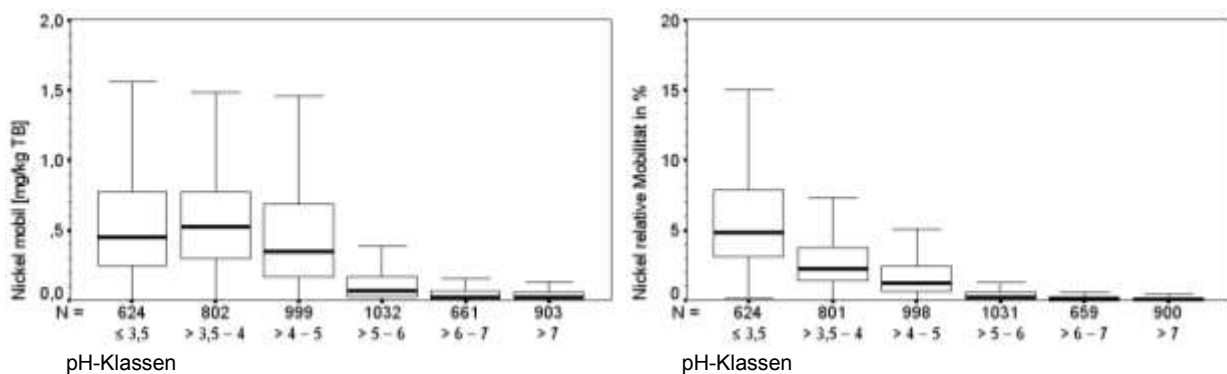


Abb. 42 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Die Mobilgehalte von Nickel (Ni_{mob}) als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt steigen ab einem pH-Wert von < 5 deutlich an. Bei höheren pH-Werten ist Ni weitgehend immobil und die relative Mobilität liegt dann weit unter 1%. Unter pH 5 steigt der mobile Anteil am Ni_{ges} kontinuierlich an. Sinkt der pH-Wert unter 3,5, liegt die relative Verfügbarkeit im Mittel bei 5% des Ni_{ges} . Bei diesen niedrigen pH-Werten stagniert allerdings der absolute Mobilgehalt, d.h. er steigt im Mittel nicht weiter an (siehe Abb. 42). Wie bei Chrom und Cadmium ist anzunehmen, dass Ni bei solch niedrigen pH-Werten in tiefere Bodenzonen verlagert wird, was zu Verlusten im Oberboden führt.

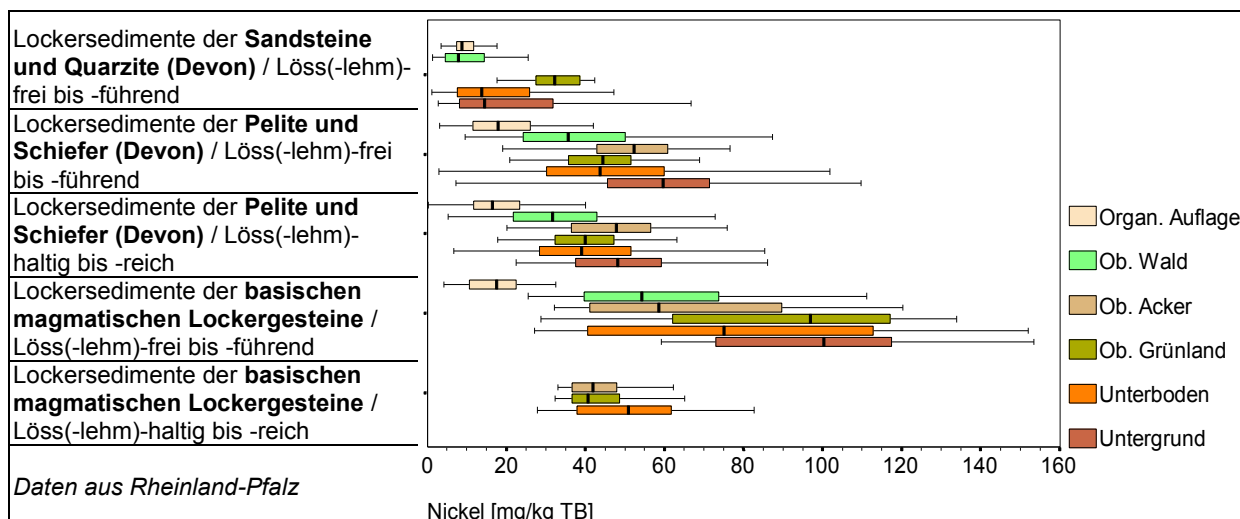


Abb. 43 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Boden

Der mittlere Ni_{ges} -Gehalt in den **Humusauflagen** der **Waldböden** beträgt im Untersuchungsraum 17 mg Ni_{ges}/kg und bewegt sich in einem typischen Wertebereich von 11 - 25 mg Ni_{ges}/kg . Im landesweiten Vergleich sind dies übliche Werte. Der Baumbestand hat keinen erkennbaren Einfluss auf die Ni_{ges} -Gehalte der Humusauflage, da Laub-, Misch- und Nadelwälder sich im Mittelwert und in der Streuung kaum unterscheiden. Im Gebiet der Pelite/Schiefer enthält die Humusauflage im Mittel 17 mg Ni_{mob}/kg . Liegt die Humusauflage auf Substraten der basischen Magmatite, ist der Mittelwert mit 19 mg Ni_{mob}/kg nur wenig höher. Folglich haben weder Baumbestand noch Mineralboden einen merklichen Einfluss auf den Ni_{ges} -Gehalt der Humusauflage. Der Ni_{ges} -Gehalt der Humusauflagen ist meist deutlich geringer als im folgenden Oberboden.

Tab. 74 Nickel in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) $\wedge s(d)$; $\wedge q(d)$; pfl; U [$\wedge s$; $\wedge q$] (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	47	7	9	13	17	19
Oberboden, Wald	59	5	9	18	30	37
Unterboden	127	8	16	29	39	60
Untergrund	176	9	18	35	55	68
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	42	0,09	0,28	0,53	1,08	1,01
Oberboden, Wald	52	0,17	0,28	0,44	0,66	0,82
Unterboden	102	0,05	0,10	0,22	0,33	0,40
Untergrund	136	0,03	0,07	0,11	0,24	0,22

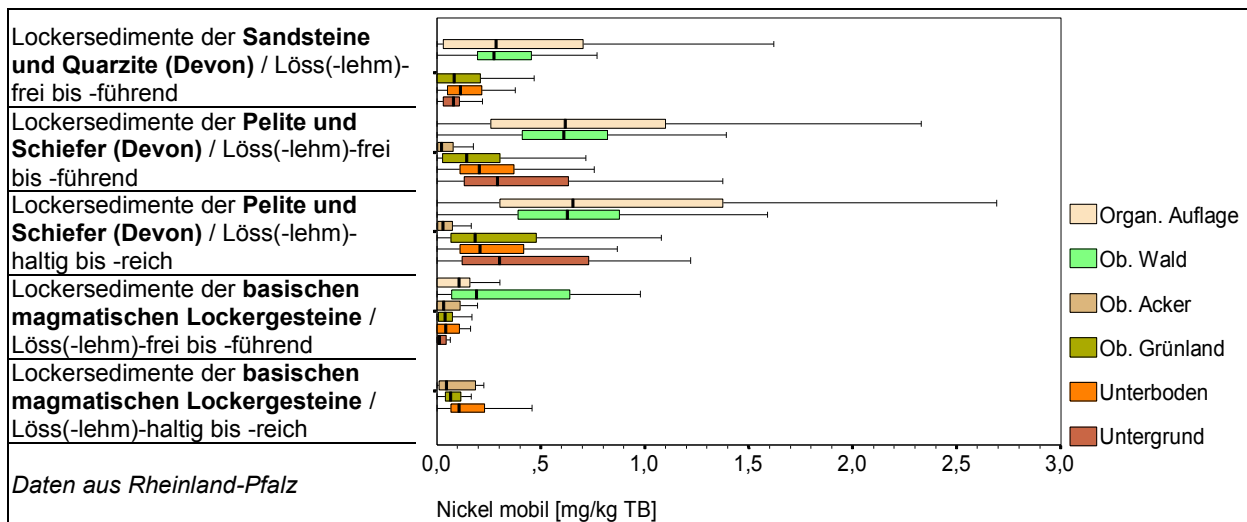


Abb. 44 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel im Boden

Der Mobilgehalt liegt bei durchschnittlich $0,22 \text{ mg Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,05 - 0,66$). 80% der Humusauflagen besitzen einen geringeren Mobilgehalt als der folgende Oberboden. Aufgrund höherer pH-Werte ist der Mobilgehalt in den Humusauflagen des Laubwaldes überwiegend geringer als in jenen der Misch- und Nadelwälder. Der relative Anteil am Ni_{ges} liegt im Laubwald bei durchschnittlich 1,2% in Misch- und Nadelwald um 2%. Für die Höhe des Mobilgehaltes spielt der pH-Wert die entscheidende Rolle. Im pH-Bereich zwischen 3,5 und 5, in denen sich die Mehrheit der Humusauflagen befindet, beträgt der Mobilgehalt durchschnittlich $0,35 \text{ mg Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,16 - 1,09$). Der Anteil am Gesamtgehalt liegt in ihnen im Mittel bei 2,6 % ($1,0 - 6,4\%$). Unterhalb pH 3,5 würden Mobilgehalt und relativer Anteil überproportional zunehmen. Solche Werte kommen im Untersuchungsraum allerdings kaum vor. In frisch gekalkten Humusauflagen mit pH-Werten über 5 ist der Mobilgehalt mit durchschnittlich $0,17 \text{ mg Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,10 - 0,31$) um die Hälfte geringer. Meist sind dann weniger als 1,5% vom Gesamtgehalt labil gebunden.

Wie bei Chrom und Kupfer sind die Ni_{ges} -Gehalte in sauren **Waldoberböden** üblicherweise geringer als in landwirtschaftlich genutzten Oberböden und Unterböden. Es ist davon auszugehen, dass bei den geringen pH-Werten Nickel vertikal verlagert wird und damit die Gehalte im Oberboden sinken. Insbesondere in stark sauren Waldböden steigen die Ni_{ges} -Gehalte mit zunehmender Tiefe leicht an, da mit dem Anstieg des pH-Wertes die Verlagerung des Nickels gebremst oder gestoppt wird.

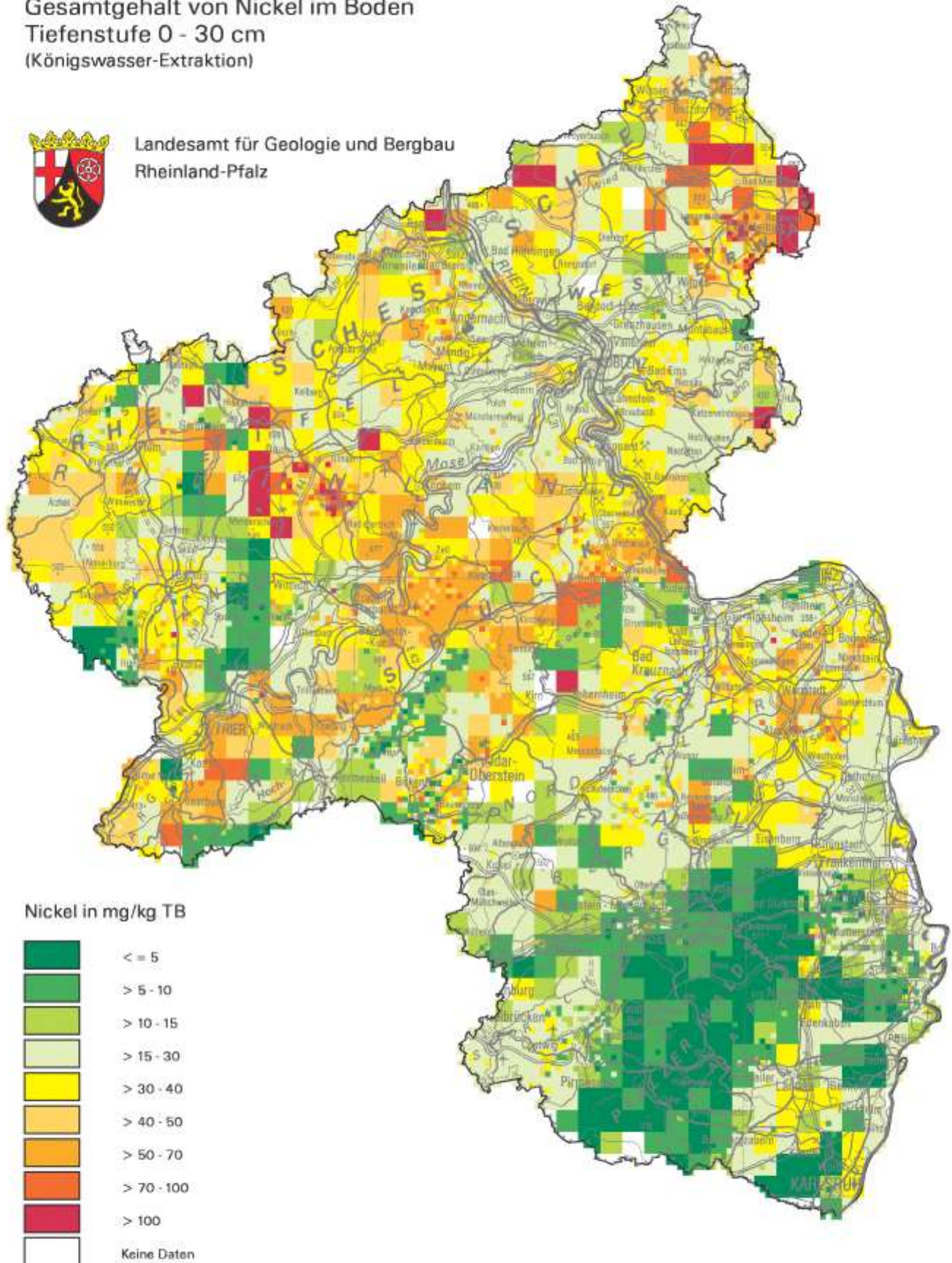
Im Verbreitungsgebiet der devonischen Sandsteine/Quarzite wurden die Waldoberböden mit den geringsten Ni_{ges} -Gehalten im Untersuchungsraum vermutet. Der mittlere Ni_{ges} -Gehalt liegt mit $32 \text{ mg Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$ allerdings auf dem gleichen Niveau wie in den Oberböden der Pelite/Schiefer. Dass Waldböden aus (quarzitischen) Sandsteinen des Unterems für Psammite ungewöhnlich viel Ni_{ges} enthalten, wurde auch schon in Untersuchungsgebiet Bleialf beobachtet. (HAUENSTEIN 2015). Eine Rolle spielt dabei, dass in diesen Schichten häufig auch pelitische Lagen eingeschaltet sind. In der Schneifel oder in den Kammlagen des Hunsrücks enthalten Waldböden aus Sandsteinen und Quarzite meist weit weniger als $20 \text{ mg Ni}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Aufgrund überdurchschnittlicher Ni_{ges} -Gehalte liegt auch der mittlere Mobilgehalt mit $0,46 \text{ mg Ni}_{\text{mob}}/\text{kg}$ ($0,42 - 0,82$) über den landesweiten Daten für Sandstein-haltige Substrate. In diesen Waldoberböden liegen im Mittel 5,9% des Ni_{ges} -Gehaltes in labiler Bindungsform vor.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

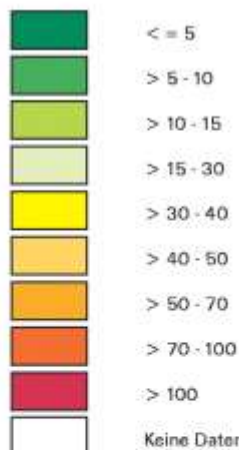
Gesamtgehalt von Nickel im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

Tab. 75 Nickel in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) [^] to; [^] tsf; [^] tfl (d); pfl; U [([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	196	11	18	24	32	42
Oberboden, Wald	229	24	33	48	57	82
Oberboden, Acker	97	43	52	59	68	77
Oberboden, Grünland	94	39	44	51	60	69
Unterboden	388	32	46	61	71	102
Untergrund	532	44	58	70	79	107
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	143	0,23	0,43	0,80	1,20	1,54
Oberboden, Wald	194	0,39	0,57	0,79	1,07	1,39
Oberboden, Acker	87	<0,01	0,02	0,06	0,11	0,76
Oberboden, Grünland	90	0,02	0,11	0,27	0,48	0,64
Unterboden	314	0,06	0,15	0,28	0,46	0,59
Untergrund	379	0,09	0,19	0,41	0,69	0,87
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	367	11	16	22	28	37
Oberboden, Wald	417	22	31	42	53	73
Oberboden, Acker	111	37	48	56	62	76
Oberboden, Grünland	127	33	40	47	55	68
Unterboden	746	29	39	51	61	85
Untergrund	39	28	44	52	62	86
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	309	0,27	0,53	1,15	1,90	2,45
Oberboden, Wald	330	0,38	0,58	0,82	1,12	1,47
Oberboden, Acker	100	<0,01	0,02	0,06	0,10	0,74
Oberboden, Grünland	124	0,07	0,19	0,44	0,62	0,93
Unterboden	586	0,10	0,19	0,32	0,55	0,66
Untergrund	39	<0,01	0,12	0,44	0,95	2,85

In den Substraten aus devonischen Peliten/Schiefern beträgt der mittlere Ni_{ges}-Gehalt im obersten Mineralbodenhorizont der Waldböden 31 mg Ni_{ges}/kg. Die Werte streuen typisch zwischen 23 und 44 mg Ni_{ges}/kg. Mittelwert und Spannweite entsprechen damit den landesweiten Daten dieser Substrate (vgl. Tab. 75). Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,71 mg Ni_{mob}/kg (<0,01 - 1,20) sind durchschnittlich 2,3% des Ni_{ges}-Gehaltes labil gebunden.

Die vertikale Verlagerung schwächt sich schon nach wenigen Zentimeter ab. Im 2. Mineralbodenhorizont steigt der Mittelwert um durchschnittlich 8 mg Ni_{ges}/kg auf 41 mg Ni_{ges}/kg (32 - 48) an. Obwohl der pH-Wert sogar etwas geringer als im darüber liegenden Horizont ist und zudem der Ni_{ges}-Gehalt höher ist, geht der Mobilgehalt deutlich auf durchschnittlich 0,27 mg Ni_{mob}/kg (0,13 - 0,88) zurück. Der labil gebundene Anteil liegt im Mittel bei nur noch 0,64% (0,38 – 2,02). In den darunter folgenden Unterbodenhorizonten verändern sich weder Gesamt- noch Mobilgehalt.

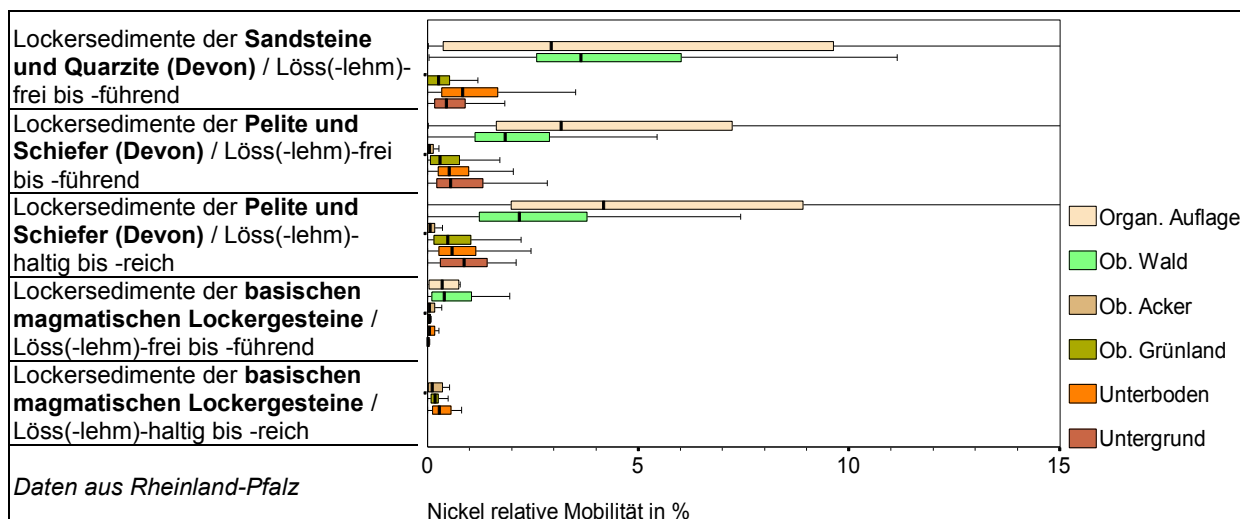


Abb. 45 Relative Mobilität von Nickel im Boden

In den Lösslehm-freien Untergrundhorizonten steigt der Ni_{ges} -Gehalt weiter leicht an. Die pelitischen Untergrundhorizonte enthalten im Mittel 48 mg Ni_{ges} /kg. Die Werte bewegen sich typisch in einem Bereich zwischen 40 und 77 mg Ni_{ges} /kg, dies liegt geringfügig unter den landesweiten Daten dieser Substrate (vgl. Tab. 75). Auch der Mobilgehalt steigt wieder auf durchschnittlich 0,71 mg Ni_{mob} /kg (0,20 - 2,4) an. Damit sind im Mittel 1,5% (0,4 - 3,2) des Ni_{ges} -Gehaltes verfügbar.

Erwartungsgemäß sind im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite die Waldböden mit den höchsten Ni_{ges} -Gehalten zu finden. Der oberste Mineralbodenhorizont enthält im Mittel 67 mg Ni_{ges} /kg. Wie beim Chrom schwankt auch der Ni_{ges} -Gehalt mit typischen Werten zwischen 39 und 125 mg Ni_{ges} /kg recht stark. Weder der Lösslehmanteil noch die Art des Magmatits (Locker- oder Festgestein) erklären diese große Spanne. Obwohl diese Böden deutlich mehr Ni_{ges} enthalten als die pelitischen Böden, liegt der mittlere Mobilgehalt mit 0,83 mg Ni_{mob} /kg (0,08 - 1,94) nur leicht höher. Der Anteil am Ni_{ges} -Gehalt beträgt 1,1% (0,1 - 4,8). Die Ni_{ges} -Gehalte wie auch die Mobilgehalte liegen über den landesweiten Hintergrundwerten.

Im folgenden Horizont steigt der Ni_{ges} -Gehalt auf durchschnittlich 81 mg Ni_{ges} /kg (37 - 81) deutlich an. Dennoch sinkt in diesem Horizont der Mobilgehalt merklich. Im Mittel liegt er nur noch bei 0,36 mg Ni_{mob} /kg (<0,01 - 0,95). Die relative Verfügbarkeit geht auf durchschnittlich 0,27% (<0,01 - 2,08) zurück. Ob allein der geringfügig höhere pH-Wert dies verursacht, ist unklar.

In Unterbodenhorizonten dieser Substratgruppe bleibt der mittlere Ni_{ges} -Gehalt etwa auf den Niveau des 2. Mineralbodenhorizonts. Konzentrationen zwischen 57 und 143 mg Ni_{ges} /kg sind hier zu erwarten. Diese Werte stellen die Hintergrundwerte der Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteine dar. Der mittlere Mobilgehalt sinkt weiter leicht auf 0,23 mg Ni_{mob} /kg (<0,01 - 0,74). Insgesamt liegen in den magmatischen Unterbodenhorizonten 0,22% des Ni_{ges} -Gehaltes in labiler Bindungsform vor.

Die Lösslehm-freien Untergrundhorizonte im Gebiet der basischen Magmatite enthalten durchschnittlich 110 mg Ni_{ges} /kg. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 65 und 140 mg Ni_{ges} /kg. Der Maximalwert liegt bei 153 mg Ni_{ges} /kg. Dank eines günstigen pH-Wertes von durchschnittlich 5,9 ist der mittlere Mobilgehalt mit 0,02 mg Ni_{mob} /kg (<0,01 - 0,32) gering und die relative Verfügbarkeit liegt im Mittel bei nur 0,02%.

Tab. 76 Nickel in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	44	52	88	106	112
Oberboden, Grünland	24	46	64	121	160	184
Unterboden	44	58	131	178	217	247
Untergrund	40	66	123	183	224	333
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Acker	11	0,02	0,04	0,09	0,16	0,18
Oberboden, Grünland	21	0,07	0,29	0,61	0,79	1,02
Unterboden	26	0,12	0,36	0,81	0,97	1,52
Untergrund	29	0,04	0,23	0,88	1,02	1,46
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	34	12	18	25	34	37
Oberboden, Wald	44	36	52	88	107	148
Oberboden, Grünland	29	40	53	71	89	112
Unterboden	84	36	61	104	122	194
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	26	0,19	0,37	0,65	1,04	1,26
Oberboden, Wald	36	0,40	0,88	1,42	2,28	2,54
Oberboden, Grünland	26	0,15	0,35	0,57	0,90	1,08
Unterboden	61	0,14	0,34	0,78	1,36	1,70

In allen Horizonten dieser Substratgruppe fällt auf, dass die Proben mit den höchsten Ni_{ges}-Gehalten oft die günstigsten pH-Werte besitzen. Aus diesem Grund sind es dann gerade die Horizonte, die erstaunlich geringe Mobilgehalte besitzen. Der pH-Wert hat einen weit größeren Einfluss auf die Mobilgehalte als der Gesamtgehalt.

Die **Ackerböden** im Gebiet der devonischen Pelite/Schiefer enthalten im Oberboden durchschnittlich 47 mg Ni_{ges}/kg, die Werte streuen typisch zwischen 42 und 60 mg Ni_{ges}/kg. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,12 mg Ni_{mob}/kg liegen durchschnittlich 0,26% (0,01 – 0,59) des Ni_{ges}-Gehaltes in labiler Bindungsform vor. Die Ni_{ges}-Gehalte entsprechen nahezu den landesweiten Daten pelitischer Ackerböden, während die Mobilgehalte im Untersuchungsraum über den landesweiten Hintergrundwerten liegen. Die Ursache hierfür dürfte in den für diese Nutzung geringen pH-Werte von durchschnittlich pH 5,1 liegen.

Die Ackerobertböden im Gebiet der basischen Magmatite weisen einen mittleren Ni_{ges}-Gehalt von 83 mg Ni_{ges}/kg auf. Die Konzentrationen bewegen sich typisch zwischen 40 und 109 mg Ni_{ges}/kg. Zwar ist der Mittelwert für diese Substrate relativ hoch, allerdings ist der Konzentrationsbereich landesweit üblich. Wie bei den pelitischen Ackerböden sind auch bei diesen Ackerböden die Mobilgehalte mit durchschnittlich 0,11 mg Ni_{mob}/kg (0,03 - 0,60) im landesweiten Vergleich relativ hoch. Die relative Verfügbarkeit des Ni_{ges}-Gehaltes beträgt im Mittel 0,17% (0,03 - 1,73).

Tab. 77 Nickel in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	10	18	22	31	33
Oberboden, Wald	15	39	54	74	111	125
Oberboden, Acker	21	41	58	90	108	120
Oberboden, Grünland	12	61	85	115	126	134
Unterboden	24	41	78	113	140	152
Untergrund	15	73	97	108	136	153
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	<0,01	0,11	0,16	0,24	0,30
Oberboden, Wald	15	0,07	0,19	0,68	0,87	0,98
Oberboden, Acker	21	<0,01	0,03	0,12	0,19	0,29
Oberboden, Grünland	10	<0,01	0,04	0,06	0,08	0,08
Unterboden	24	<0,01	0,03	0,11	0,42	0,91
Untergrund	15	<0,01	0,01	0,03	0,39	1,01
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	11	36	42	47	54	62
Unterboden	23	39	48	61	76	83
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	<0,01	0,05	0,19	0,67	0,85
Unterboden	21	0,05	0,08	0,17	0,29	0,24

Alle untersuchten Ackerböden überschreiten die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für Nickel. Dies gilt selbst für die wenigen pelitischen Ackerböden mit einem pH-Wert >6, für die der normale Vorsorgewert von 50 mg Ni_{ges}/kg anzuwenden ist. Aber gerade diese besitzen mit die höchsten Ni_{ges}-Werte aller pelitischen Ackerböden im Untersuchungsraum. Bei allen anderen Ackerböden gilt der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 15 mg Ni_{ges}/kg. Im Gebiet der basischen Magmatite wird dieser Wert um bis zum 8-fachen überschritten.

Im Sinn der BBodSchV (1999) handelt es sich um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte, die dann unbedenklich sind, wenn eine Freisetzung keine nachteiligen Veränderungen der Bodenfunktionen erwarten lassen. Hierzu ist insbesondere die Freisetzung des Schadstoffs ist zu betrachten. Dies kann über die Höhe des Mobilgehaltes beurteilt werden.

Trotz hoher Ni_{ges}-Gehalte und vergleichsweise niedriger pH-Werte unterschreiten alle untersuchten Ackerböden den für diese Nutzung geltende Prüfwert der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Wachstumsbeeinträchtigung) von 1,5 mg Ni_{mob}/kg. In keinem Ackerboden wurde eine Überschreitung des Prüfwertes festgestellt. Das 90. Perzentil des Mobilgehalts aller untersuchten Ackeroboberböden liegt bei 0,29 mg Ni_{mob}/kg, d.h. in 90% der Fälle werden nicht einmal 20% des Prüfwertes erreicht. Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite sind bei etwa jedem 3. Ackeroboberboden pH-Werte <5 zu erwarten. Selbst in diesen Böden wurden maximal nur 0,85 mg Ni_{mob}/kg gemessen.

Auch der etwas strengere Prüfwert der in Baden-Württemberg geltende Vorschrift VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Oberböden bezüglich Pflanzenwachstum und Bodensickerwasser von 1,2 mg Ni_{mob}/kg wird immer unterschritten.

Die in den Ackerböden vorgefundenen Ni_{ges}-Gehalte können als unbedenklich bewertet werden, da es keine Hinweise auf eine erhöhte Freisetzung dieses Schwermetalls gibt.

Bei pH-Werten <6, wie sie in den Ackerböden des Untersuchungsraums überwiegend beobachtet werden, ist nicht nur zur Minderung der Mobilgehalte, sondern auch zur Verbesserung der Ertragsfähigkeit der Böden eine Kalkung zu empfehlen.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite lagen 70% der untersuchten Ackerböden über dem Grenzwert der AbfKlärV (1992) von 50 mg Ni_{ges}/kg. Bei den pelitischen Ackerböden waren es 40%

Der oberste Mineralbodenhorizont der pelitischen **Grünlandböden** hat im Untersuchungsraum eine mittlere Mächtigkeit von 23 cm. Dieser enthält im Mittel im Mittel 51 mg Ni_{ges}/kg. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 39 und 65 mg Ni_{ges}/kg. Der Maximalwert beträgt 75 mg Ni_{ges}/kg. Die Spannweite des Konzentrationsbereiches von Ni_{ges} gleicht den landesweiten Werten dieser Substrate. Der mittlere Mobilgehalt von 0,28 mg Ni_{mob}/kg (0,05 - 1,22) entspricht einem relativen Anteil am Ni_{ges}-Gehalt von 0,56% (0,11 - 2,22). Obwohl der pH-Wert meist nur geringfügig geringer als in Ackerböden ist, liegen die Mobilgehalte gut doppelt so hoch wie in den Ackerböden. Die Mobilgehalte decken sich aber gut mit den landesweiten Werten für pelitische Grünlandoberböden.

Im folgenden Horizont steigt der mittlere Ni_{ges}-Gehalt zwar geringfügig auf 57 mg Ni_{ges}/kg an, die Spannweite bleibt mit 26 - 65 mg Ni_{ges}/kg jedoch fast gleich. Die Mobilgehalte und die Verfügbarkeit entsprechen dem darüber liegenden Horizont.

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite liegt der Mittelwert im obersten Mineralbodenhorizont bei 73 mg Ni_{ges}/kg, dabei streuen die Werte typisch zwischen 49 und 121 mg Ni_{ges}/kg. Diese hohen Konzentrationen sind typisch für basische Magmatite, insbesondere wenn es sich um basische Tephren handelt. Trotz hoher Gesamtgehalte und nur wenig höherer pH-Werte als in den pelitischen Grünlandböden ist Nickel in diesen Böden nur gering verfügbar. Die Mobilgehalte liegen mit durchschnittlich 0,05 mg Ni_{mob}/kg (0,03 - 0,43) auf ähnlich niedrigem Niveau wie die Ackerböden. Dies entspricht mittleren Verfügbarkeit am Ni_{ges} von nur 0,09% (0,03 - 0,60).

Zum folgenden Horizont steigt der Ni_{ges}-Gehalt im Mittel auf 83 mg Ni_{ges}/kg (48 - 117) und der Mobilgehalt nur geringfügig auf 0,07 mg Ni_{mob}/kg (0,01 - 0,55) an. Der leicht verfügbare Anteil nimmt trotz günstiger pH-Werte ebenfalls leicht auf durchschnittlich 0,13% (0,01 - 0,78) zu.

In allen untersuchten Grünlandböden des Projektgebietes wird der Vorsorgewert der BBodSchV von 15 mg Ni_{ges}/kg für schluffig/lehmige Böden mit einem pH-Wert <6 überwiegend erheblich überschritten. Der Maximalwert beträgt im obersten Mineralbodenhorizont 158 und im folgenden Horizont 118 mg Ni_{ges}/kg. Wie bei den Ackerböden handelt es sich um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte. Geringe Mobilgehalte lassen nachteilige Veränderungen der Bodenfunktionen nicht erwarten.

In den Grünlandoberböden der **Auensedimente** beträgt der mittlere Ni_{ges}-Gehalt 48 mg Ni_{ges}/kg, dabei streuen die Werte typisch zwischen 39 und 77 mg Ni_{ges}/kg. Obwohl im Einzugsgebiet der Fließgewässer die Ni-reichen basischen Magmatite vorkommen, stimmen die Gehalte der Auensedimente relativ gut mit den pelitischen Grünlandoberböden überein. Wie schon in anderen Landesteilen beobachtet ist allerdings der Mobilgehalt höher. Dies ist eindeutig auf die Durchnässung der Auenböden und die damit zunehmend reduzierenden Verhältnisse im Boden zurückzuführen. Die Ni_{ges}-Gehalte und die pH-Werte können das merkliche Ansteigen der Mobilgehalte nicht erklären. Im obersten Mineralbodenhorizont

liegt der mittlere Mobilgehalt bei 0,65 mg Ni_{mob}/kg (0,28 - 1,51), was einer relativen Verfügbarkeit von 1,23% (0,61 - 5,13) entspricht. Der erhöhte Mobilgehalt und die erhöhte Verfügbarkeit entsprechen dem natürlichen geochemischen Verhalten dieses Elements in feuchten bzw. nassen Böden.

Die Spannweite des mittleren Ni_{ges}-Gehaltes und die der Mobilgehalte decken sich mit den landesweiten Daten.

Tab. 78 Nickel in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	144	31	40	52	63	83
Unterboden	260	33	45	57	66	91
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	138	0,22	0,62	1,15	1,58	2,41
Unterboden	212	0,16	0,43	0,85	1,41	1,87

4.2.7. Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist mit einem mittleren Gehalt in der Erdkruste von 0,05 mg/kg ein seltenes und zugleich ein vergleichsweise toxisches Schwermetall. In Gesteinen variiert der natürliche Gehalt nur relativ gering. In basischen Magmatiten sind lithogene Gehalte von unter 0,1 mg/kg, in Schiefer und Peliten zwischen 0,2 und 0,4 mg/kg zu erwarten. Wie beim Blei war der anthropogene Anteil in der Atmosphäre hoch. Einträge über den Luftpfad führen neben der bevorzugten Bindung an die organische Substanz zur ausgeprägten Anreicherung im Oberboden. Tiefere Profilabschnitte sind in der Regel weit Hg-ärmer. Der anthropogene Anteil überdeckt im Oberboden teilweise die natürlichen Zusammenhänge. Zwischen dem Hg-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Hg_{ges}) und dem Humusgehalt besteht eine enge statistische Beziehung. Der Hg_{ges}-Gehalt steigt zumindest bis zu einem Tongehalt von 35 Masse-% degressiv an (siehe Abb. 46). Im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente sind statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt nicht festzustellen.

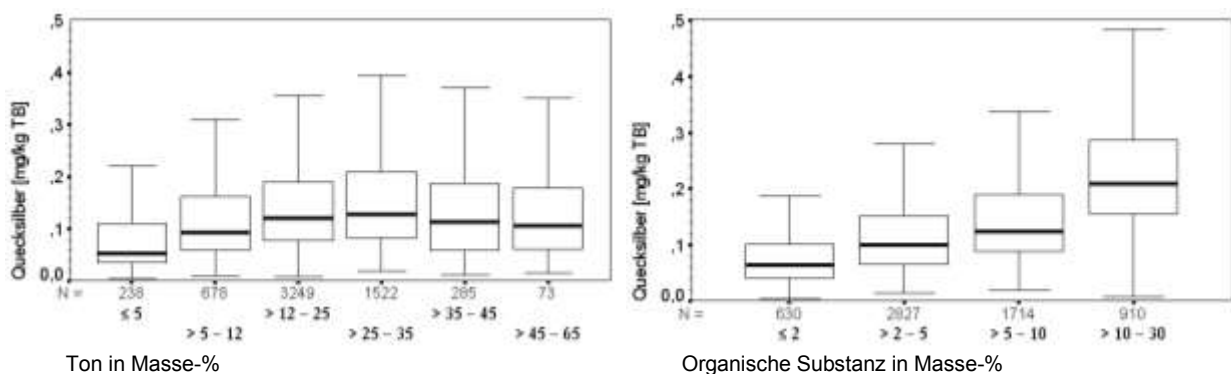


Abb. 46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

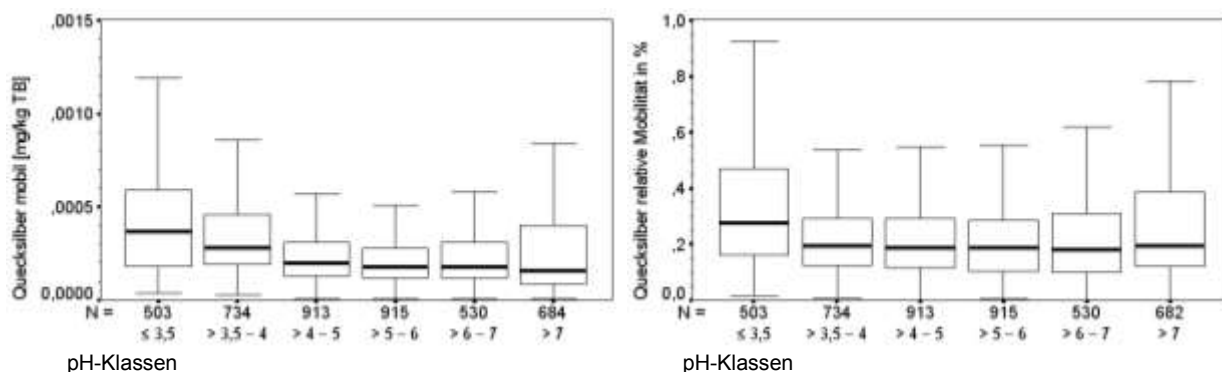


Abb. 47 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Hg zählt zu den geringmobilen Elementen. In einer weiten pH-Spanne beträgt der mittlere Mobilanteil nur um 0,2% des Gesamtgehaltes. Lediglich in stark bis extrem sauren Böden steigt dieser Wert auf etwa 0,3% an. Auch in extrem sauren Böden stellt eine relative Mobilität von > 1% die Ausnahme dar.

Geringe Unterschiede bei den natürlichen Gehalten bei gleichzeitig einem relativ hohen anthropogenen Anteil führen ohne Berücksichtigung der Nutzung landesweit zu einheitlichen Durchschnittswerten.

Im Untersuchungsraum beträgt der mittlere Hg_{ges} -Gehalt in den **Humusaufgaben** der **Waldböden** 0,20 mg Hg_{ges} /kg und bewegt sich in einem typischen Wertebereich von 0,13 – 0,36 mg Hg_{ges} /kg. Die Baumart hat einen deutlichen Einfluss auf den Hg_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe. Während die Humusaufgaben im Laubwald im Mittel nur 0,17 mg Hg_{ges} /kg (0,13 - 0,25) enthalten, steigt er im Mischwald auf 0,23 mg Hg_{ges} /kg (0,16 - 0,37) und im Nadelwald weiter auf 0,39 mg Hg_{ges} /kg (0,36 - 0,83).

Im Laubwald steigt der Hg_{ges} -Gehalt zum Oberboden häufiger leicht an als ab. Mit zunehmendem Nadelbaumanteil drehen sich die Verhältnisse um. In allen Nadelwaldstandorten des Untersuchungs-

Tab. 79 Quecksilber in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

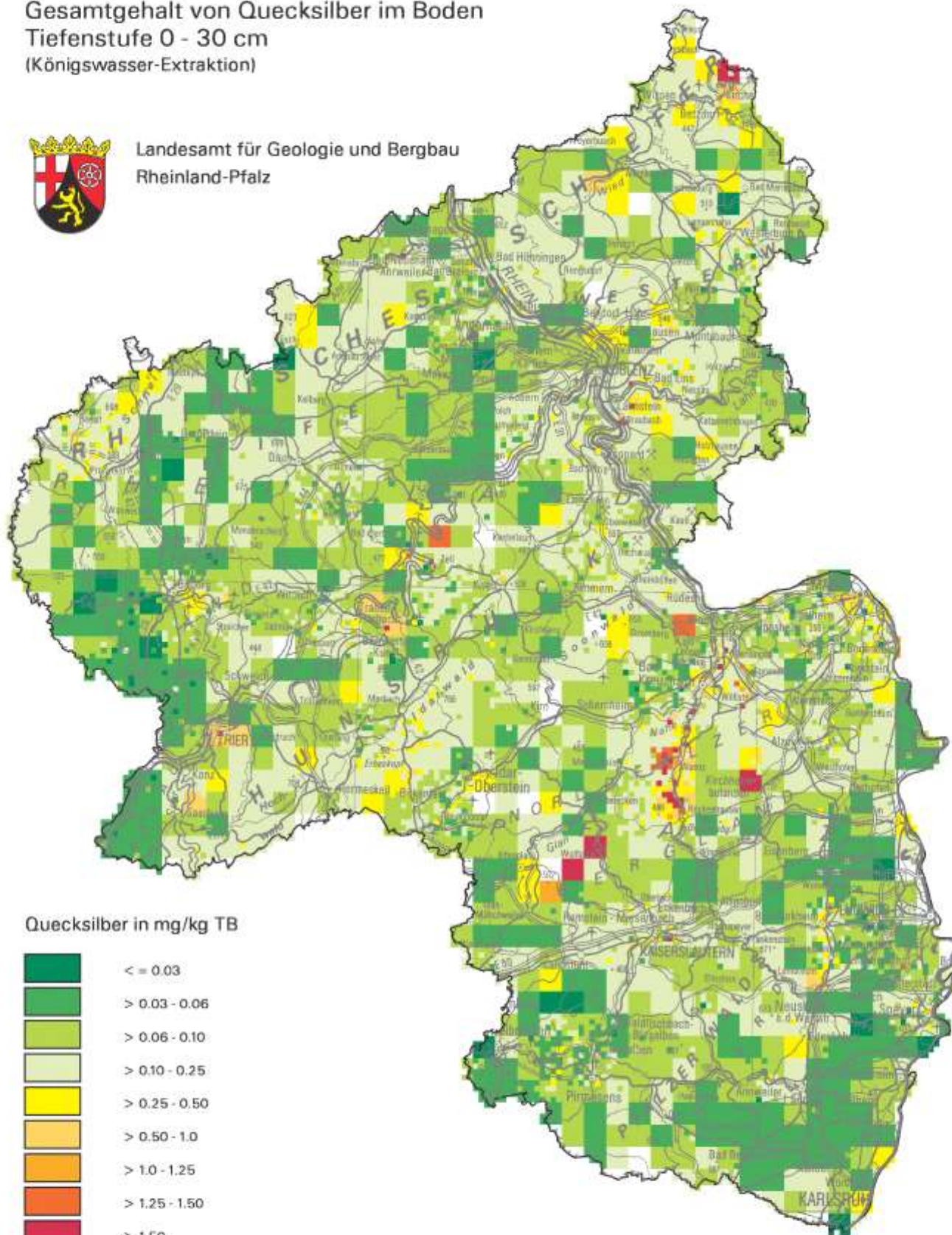
Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	49	0,24	0,36	0,59	0,77	1,02
Oberboden, Wald	56	0,12	0,18	0,21	0,26	0,32
Unterboden	113	0,05	0,07	0,10	0,16	0,18
Untergrund	154	0,02	0,03	0,05	0,09	0,10
NH_4NO_3-Extraktion („Mobilgehalt“)						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	38	0,00031	0,00056	0,00077	0,00110	0,00125
Oberboden, Wald	53	0,00029	0,00046	0,00061	0,00074	0,00098
Unterboden	105	0,00008	0,00018	0,00027	0,00042	0,00054
Untergrund	131	0,00002	0,00005	0,00010	0,00017	0,00021

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

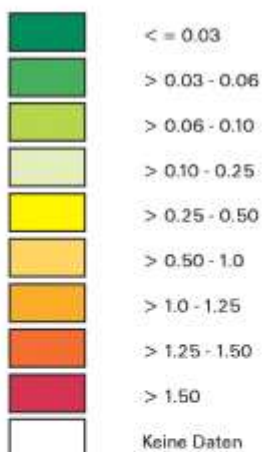
Gesamtgehalt von Quecksilber im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Quecksilber in mg/kg TB



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

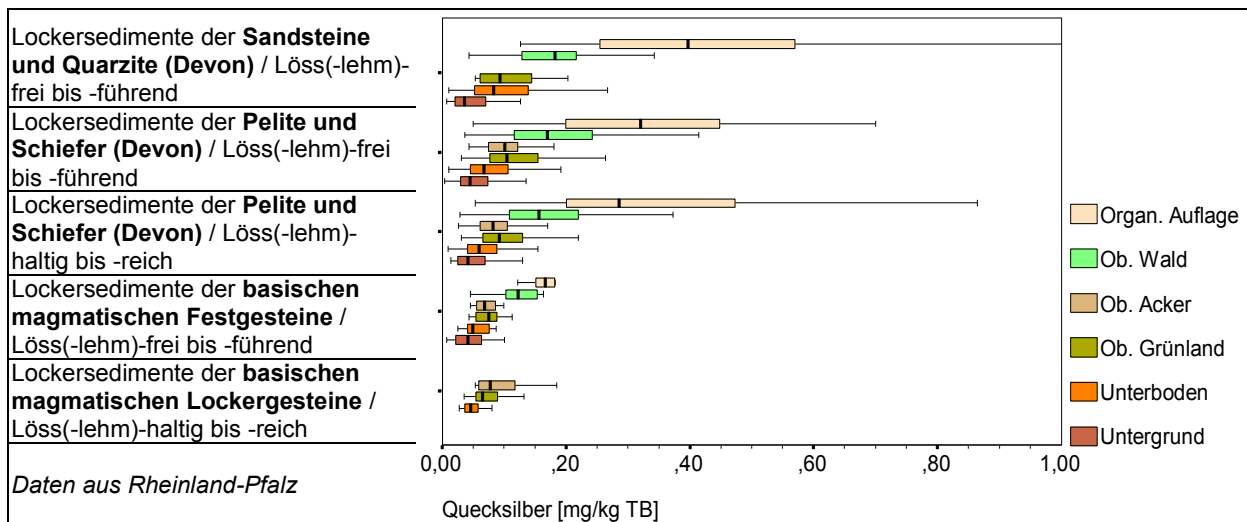


Abb. 48 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Boden

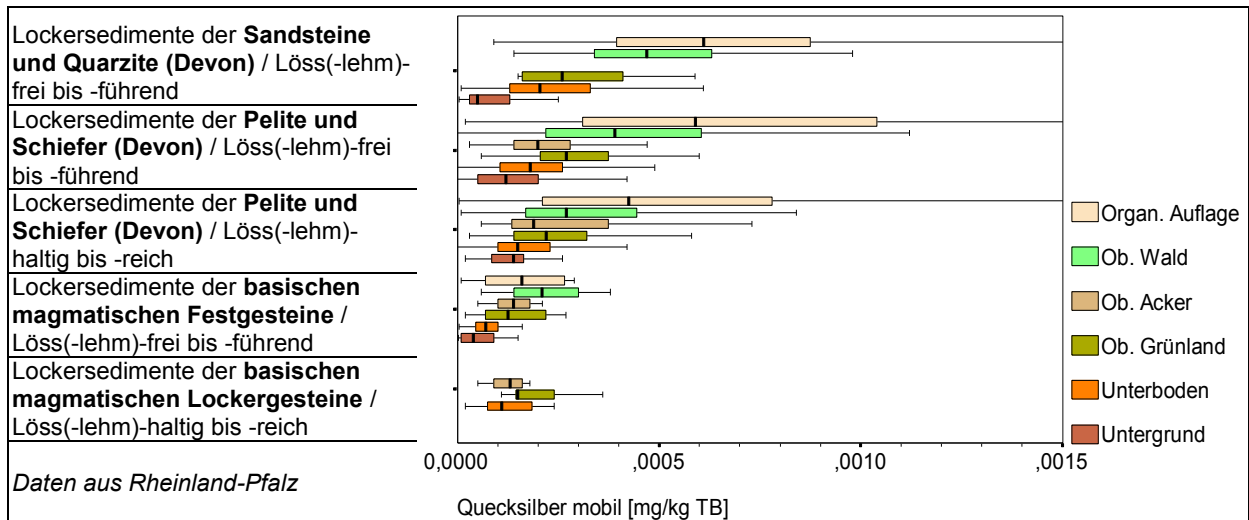
raums enthalten die Humusauflagen deutlich mehr Hg_{ges} als der Oberboden. Im Mittel liegt ihr Hg_{ges} -Gehalt doppelt so hoch wie im Oberboden.

Der mittlere Mobilgehalt von $0,0004 \text{ mg } Hg_{mob}/\text{kg}$ ($0,0001 - 0,0034$) entspricht einer relativen Verfügbarkeit von durchschnittlich $0,2\%$ ($0,1 - 1,0$). Obwohl der pH-Wert in den Humusauflagen der Laubwälder im Mittel höher als in Misch- und Nadelwälder ist, sinkt die relative Verfügbarkeit mit zunehmendem Nadelbaumanteil leicht ab. Die Unterschiede zwischen den Waldarten sind aber gering. Aufgrund der merklich höheren Gesamtgehalte sind die Mobilgehalte in den Humusauflagen der Nadelwälder mit durchschnittlich $0,00067 \text{ mg } Hg_{mob}/\text{kg}$ ($0,0006 - 0,0035$) dennoch höher als im Laubwald $0,00039 \text{ mg } Hg_{mob}/\text{kg}$ ($0,00008 - 0,00369$).

Die **Walddoberböden** im Untersuchungsraum enthalten im Mittel $0,19 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$. Die Werte bewegen sich typisch in einem Konzentrationsbereich zwischen $0,12$ und $0,30 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$. Anders als in den Humusauflagen sind die Unterschiede zwischen Laub-, Misch- und Nadelwald kaum noch vorhanden. Im obersten Mineralbodenhorizont sind im Laubwald durchschnittlich $0,19 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$ und im Nadelwald $0,23 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$ zu finden. Generell nehmen die Hg_{ges} -Gehalte mit weiter zunehmender Tiefe ab. Generell sind die Substratunterschiede beim Hg_{ges} -Gehalt in den Waldböden geringer als die Unterschiede, die durch den Baumbestand hervorgerufen werden. In den pelitischen Walddoberböden beträgt der mittlere Hg_{ges} -Gehalt $0,22 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$, die Werte streuen typisch zwischen $0,14$ und $0,34 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$. Mit einem mittleren Mobilgehalt von $0,00051 \text{ mg } Hg_{mob}/\text{kg}$ ($0,0003 - 0,00071$) sind durchschnittlich $0,2\%$ des Hg_{ges} -Gehaltes labil gebunden. Die Werte der pelitischen Walddoberböden decken sich mit den landesweiten Werten dieser Substrate.

Die Walddoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite sind mit durchschnittlich $0,14 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$ etwas Hg -ärmer als die pelitischen Substrate. Die Spannweite des Konzentrationsbereiches liegt typisch zwischen $0,10$ und $0,18 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$. Der mittlere Mobilgehalt beträgt $0,00029 \text{ mg } Hg_{mob}/\text{kg}$ ($0,00019 - 0,00041$), dies entspricht einem Anteil am Hg_{ges} -Gehalt von $0,2\%$. Die Hg_{ges} -Gehalte wie auch die Mobilgehalte stellen nahezu die landesweiten Hintergrundwerte dar.

Der mittlere Hg_{ges} -Gehalt in den quarzitischen Walddoberböden im nördlichen Untersuchungsraum beträgt $0,19 \text{ mg } Hg_{ges}/\text{kg}$. Die Werte bewegen sich ähnlich den pelitischen Substraten in einem typischen

Abb. 49 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Boden

Bereich von 0,11 bis 0,22 mg Hg_{ges} /kg. Mittelwert und Spannweite des Hg_{ges} -Gehaltes entsprechen den landesweiten Werten (vgl. Tab. 79). Der mittlere Mobilgehalt von 0,00037 mg Hg_{mob} /kg (0,00016 - 0,0006) liegt leicht über den landesweiten Hintergrundwerten. Wie bei den zuvor genannten Substraten liegen 0,2% des Hg_{ges} -Gehaltes in labiler Bindungsform vor.

Der Quecksilber-Vorsorgewert der BBodSchV für lehmige Böden von 0,5 mg/kg wird in allen Waldoberböden des Untersuchungsraumes nicht überschritten. Der vorgefundene Höchstgehalt beträgt 0,39 mg Hg_{ges} /kg.

Mit zunehmender Tiefe nehmen die Hg_{ges} -Gehalte ab. In den pelitischen Unterbodenhorizonten fällt der mittlere Hg_{ges} -Gehalt auf 0,07 mg Hg_{ges} /kg. Die Werte streuen typisch zwischen 0,05 und 0,13 mg Hg_{ges} /kg. Der Mobilgehalt beträgt im Mittel 0,00019 mg Hg_{mob} /kg (0,00007 - 0,00035), dies entspricht einem relativen Anteil von 0,3%. Mittelwert und Spannweite des Hg_{ges} -Gehaltes und die der Mobilgehalte entsprechen dem landesweiten Mittel. Signifikante Unterschiede der Hg_{ges} -Gehalte und der Mobil-

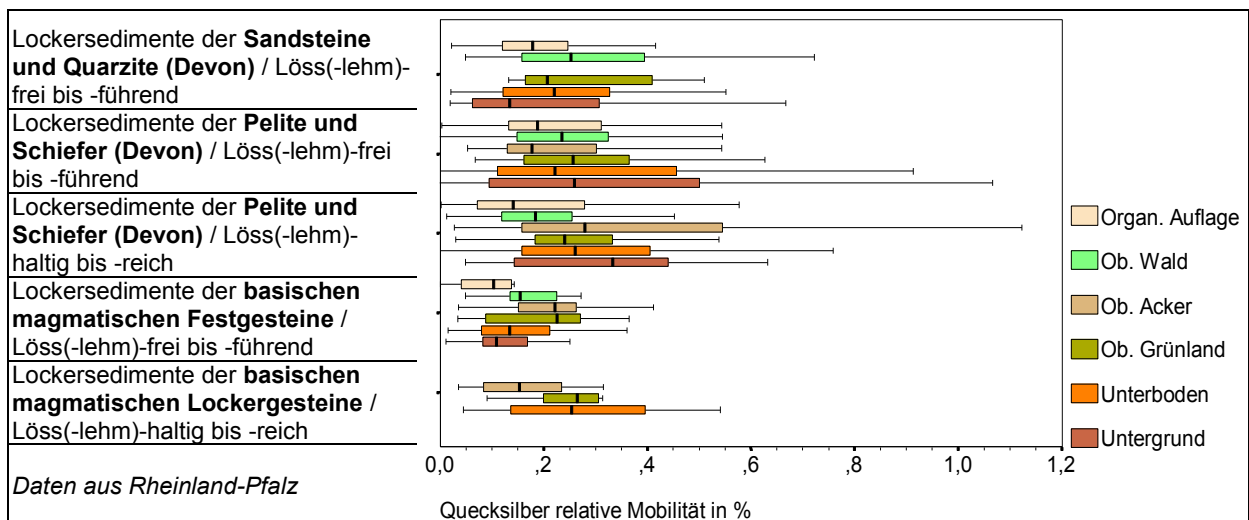


Abb. 50 Relative Mobilität von Quecksilber im Boden

Tab. 80 Quecksilber in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) [^] to; [^] tsf; [^] tfl (d); pfl; U [([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)			Angaben in mg/kg			
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	193	0,19	0,29	0,42	0,55	0,76
Oberboden, Wald	223	0,12	0,17	0,24	0,30	0,42
Oberboden, Acker	93	0,08	0,10	0,12	0,14	0,17
Oberboden, Grünland	90	0,08	0,10	0,13	0,17	0,19
Unterboden	355	0,05	0,07	0,11	0,15	0,19
Untergrund	480	0,03	0,04	0,07	0,10	0,13
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)			Angaben in mg/kg			
Auflage, Wald	142	0,00030	0,00050	0,00086	0,00122	0,00168
Oberboden, Wald	181	0,00022	0,00039	0,00056	0,00074	0,00101
Oberboden, Acker	83	0,00012	0,00017	0,00024	0,00033	0,00040
Oberboden, Grünland	87	0,00020	0,00025	0,00033	0,00044	0,00049
Unterboden	318	0,00008	0,00015	0,00023	0,00032	0,00044
Untergrund	347	0,00002	0,00008	0,00014	0,00022	0,00031
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / ([^] to; [^] tsf; [^] tfl) (d) (1-2)]						
						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)			Angaben in mg/kg			
Auflage, Wald	364	0,20	0,28	0,46	0,60	0,84
Oberboden, Wald	401	0,11	0,16	0,22	0,27	0,38
Oberboden, Acker	108	0,06	0,08	0,10	0,13	0,16
Oberboden, Grünland	126	0,07	0,09	0,12	0,15	0,20
Unterboden	671	0,04	0,06	0,08	0,11	0,15
Untergrund	38	0,02	0,03	0,05	0,07	0,09
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)			Angaben in mg/kg			
Auflage, Wald	254	0,00019	0,00037	0,00065	0,00099	0,00126
Oberboden, Wald	293	0,00016	0,00025	0,00041	0,00055	0,00077
Oberboden, Acker	88	0,00012	0,00018	0,00027	0,00033	0,00046
Oberboden, Grünland	117	0,00014	0,00022	0,00028	0,00041	0,00047
Unterboden	561	0,00009	0,00015	0,00021	0,00031	0,00038
Untergrund	37	0,00003	0,00010	0,00016	0,00023	0,00032

gehalte zwischen den Lösslehm-freien und -reichen pelitischen Unterbodenhorizonten sind nicht festzustellen. Die Unterbodenhorizonte im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite liegen mit durchschnittlich 0,06 mg Hg_{ges}/kg auf dem Niveau der pelitischen Substrate. Die Spannweite des Konzentrationsbereiches reicht von 0,04 bis 0,08 mg Hg_{ges}/kg. Diese Werte stellen die Hintergrundwerte der basischen magmatischen Lockergesteine dar. Der mittlere Mobilgehalt beträgt 0,00011 mg Hg_{mob}/kg (0,00008 - 0,0003). Insgesamt liegen in den magmatischen Unterbodenhorizonten 0,2% des Hg_{ges}-Gehaltes in labiler Bindungsform vor. Auch bei diesen Substraten beeinflusst der Lösslehmanteil weder beim Hg_{ges}-Gehalt noch beim Mobilgehalt erkennbar die Konzentrationshöhe.

Die in Unterböden gefundene maximale Konzentration beträgt nur 0,17 mg Hg_{ges}/kg.

In den Untergrundhorizonten bleibt der Hg_{ges}-Gehalt etwa auf dem Niveau der Unterböden. Substratunabhängig beträgt der mittlere Gehalt 0,09 mg Hg_{ges}/kg (0,04 - 0,14)

Tab. 81 Quecksilber in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**) (Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	0,07	0,11	0,12	0,13	0,14
Oberboden, Grünland	24	0,08	0,10	0,13	0,15	0,17
Unterboden	42	0,04	0,05	0,06	0,09	0,10
Untergrund	41	0,02	0,03	0,05	0,07	0,09
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Oberboden, Acker	12	0,00008	0,00012	0,00016	0,00018	0,00018
Oberboden, Grünland	24	0,00010	0,00014	0,00017	0,00021	0,00025
Unterboden	28	0,00005	0,00010	0,00018	0,00022	0,00033
Untergrund	32	0,00002	0,00008	0,00012	0,00014	0,00021
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	37	0,17	0,32	0,46	0,55	0,86
Oberboden, Wald	45	0,12	0,20	0,38	0,51	0,64
Oberboden, Grünland	30	0,07	0,12	0,15	0,18	0,22
Unterboden	86	0,04	0,06	0,08	0,09	0,13
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“) Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	27	0,00018	0,00028	0,00060	0,00102	0,00111
Oberboden, Wald	36	0,00014	0,00025	0,00044	0,00069	0,00072
Oberboden, Grünland	25	0,00007	0,00012	0,00018	0,00023	0,00031
Unterboden	63	0,00006	0,00009	0,00016	0,00020	0,00026

In den pelitischen Untergrundhorizonten sind im Mittel 0,10 mg Hg_{ges}/kg enthalten. Die Werte bewegen sich typisch in einem Bereich zwischen 0,08 und 0,14 mg Hg_{ges}/kg. Im Vergleich mit den landesweiten Daten dieser Substrate liegen die Hg_{ges}-Gehalte der pelitischen Untergrundhorizonte leicht über den Werten (vgl. Tab. 80). Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,00014 mg Hg_{mob}/kg (0,00005-0,00017) sind durchschnittlich 0,1% des Hg_{ges}-Gehaltes verfügbar.

Der mittlere Hg_{ges}-Gehalt beträgt in den Untergrundhorizonten im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite nur 0,05 mg Hg_{ges}/kg. In keinem dieser Horizonte wurden mehr als 0,10 mg Hg_{ges}/kg vorgefunden. Trotz niedriger Hg_{ges}-Gehalte liegt der durchschnittliche Mobilgehalt von 0,00015 mg Hg_{mob}/kg (0,00008 - 0,00023) in gleicher Höhe wie in den pelitischen Untergrundhorizonten. Im Mittel sind 0,2% (0,2 - 0,3) des Hg_{ges}-Gehaltes verfügbar.

Die Werte des Hg_{ges}-Gehaltes in den Untergrundhorizonten der Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteine wie auch der Lockergesteine liegen im Bereich der landesweiten Daten dieser Substrate (vgl. Tab. 81 und 82).

Tab. 82 Quecksilber in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	9	-	-	-	-	-
Oberboden, Wald	13	0,10	0,12	0,14	0,16	0,16
Oberboden, Acker	19	0,05	0,07	0,07	0,09	0,10
Oberboden, Grünland	11	0,05	0,08	0,09	0,10	0,11
Unterboden	23	0,04	0,05	0,08	0,08	0,09
Untergrund	15	0,03	0,06	0,07	0,10	0,10
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Auflage, Wald	9	-	-	-	-	-
Oberboden, Wald	15	0,00014	0,00021	0,00031	0,00038	0,00038
Oberboden, Acker	20	0,00010	0,00014	0,00017	0,00020	0,00021
Oberboden, Grünland	12	0,00007	0,00016	0,00022	0,00026	0,00027
Unterboden	22	0,00004	0,00007	0,00009	0,00018	0,00016
Untergrund	14	0,00004	0,00006	0,00009	0,00012	0,00015
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]						
Daten aus Rheinland-Pfalz						
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Oberboden, Acker	11	0,06	0,08	0,09	0,16	0,09
Unterboden	23	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)						
Angaben in mg/kg						
Oberboden, Acker	12	0,00009	0,00013	0,00016	0,00017	0,00018
Unterboden	22	0,00007	0,00011	0,00017	0,00025	0,00027

Die pelitischen **Ackerböden** enthalten im Oberboden durchschnittlich 0,09 mg Hg_{ges}/kg, die Werte streuen typisch zwischen 0,07 und 0,14 mg Hg_{ges}/kg. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,00018 mg Hg_{mob}/kg (0,00012 - 0,00027) liegen durchschnittlich 0,2% des Hg_{ges}-Gehaltes in labiler Bindungsform vor. Diese Werte entsprechen nahezu den landesweiten Daten pelitischer Substrate. Die Ackeroberböden der basischen magmatischen Substrate weisen einen mittleren Hg_{ges}-Gehalt von 0,07 mg Hg_{ges}/kg auf. Die Spannweite des Konzentrationsbereiches bewegt sich typisch zwischen 0,05 und 0,10 mg Hg_{ges}/kg. Der mittlere Hg_{ges}-Gehalt und der durchschnittliche Mobilgehalt von 0,00015 mg Hg_{mob}/kg (0,00011 - 0,00020) entsprechen den landesweiten Daten. Insgesamt beträgt die relative Verfügbarkeit des Hg_{ges}-Gehaltes im Mittel 0,2%.

Mit einem Maximalwert von 0,20 mg Hg_{ges}/kg unterschreiten alle Ackerböden des Untersuchungsraums den Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmige Substrate von 0,5 mg Hg_{ges}/kg erheblich.

Die pelitischen Oberböden des **Grünlandes** enthalten im Mittel 0,10 mg Hg_{ges}/kg. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 0,07 und 0,16 mg Hg_{ges}/kg. Der mittlere Mobilgehalt von 0,00022 mg Hg_{mob}/kg (0,00014-0,00036) entspricht einem relativen Anteil am Hg_{ges}-Gehalt von 0,2%. Der mittlere Hg_{ges}-Gehalt und die Spannweite des Konzentrationsbereiches des Hg_{ges}-Gehaltes gleichen den landesweiten

Werten der pelitischen Substrate, der mittlere Mobilgehalt der pelitischen Grünlandoberböden liegt unter den landesweiten Werten (vgl. Tab. 80).

Im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite beträgt der mittlere Hg_{ges} -Gehalt der Grünlandoberböden nur 0,06 mg Hg_{ges} /kg. Die Werte streuen dabei typisch zwischen 0,05 und 0,09 mg Hg_{ges} /kg. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,00018 mg Hg_{mob} /kg (0,00013-0,00029) sind durchschnittlich 0,3% des Hg_{ges} -Gehaltes verfügbar. Sowohl Hg_{ges} -Gehalt als auch Mobilgehalt liegen im Bereich der Hintergrundwerte für Lockersedimente der basischen magmatischen Locker- und Festgesteine (vgl. Tab. 81 und 82).

Bei einem Maximalwert von 0,17 mg Hg_{ges} /kg unterschreiten alle untersuchten Grünlandböden des Untersuchungsraumes den Quecksilber-Vorsorgewert der BBodSchV (1999) für lehmige Böden von 0,5 mg/kg.

Die Hg-Gehalte in den **Oberböden der Auen** entsprechen weitgehend den Werten, wie sie in pelitischen Grünlandböden zu finden sind. Der mittlere Hg_{ges} -Gehalt beträgt ebenfalls 0,10 mg Hg_{ges} /kg und auch der Wertebereich bewegt sich einem vergleichbaren Bereich von 0,06 bis 0,15 mg Hg_{ges} /kg. Der durchschnittliche Mobilgehalt beträgt 0,00017 mg Hg_{mob} /kg (0,00007-0,00026), dies entspricht einer relativen Verfügbarkeit von 0,2%. Im Vergleich mit dem landesweiten Datenbestand liegen die Werte in den Oberböden der Auen im Untersuchungsraum unter den landesweiten Werten (vgl. Tab. 83). In den Unterbodenhorizonten der Auen sinkt der mittlere Hg_{ges} -Gehalt auf 0,07 mg Hg_{ges} /kg, die Werte streuen typisch in einem Bereich zwischen 0,05 und 0,13 mg Hg_{ges} /kg. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,00008 mg Hg_{mob} /kg (0,00001-0,00023) sind durchschnittlich 0,1% des Hg_{ges} -Gehaltes labil verfügbar. Der Vorsorgewert für Quecksilber der BBodSchV (1999) in lehmigen Substraten von 0,5 mg/kg wird auch in den als Grünland genutzten Auenböden mit maximal 0,16 mg Hg_{ges} /kg immer deutlich unterschritten.

Tab. 83 Quecksilber in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)				Daten aus Rheinland-Pfalz		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	127	0,08	0,13	0,21	0,30	0,38
Unterboden	239	0,06	0,08	0,13	0,21	0,24
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	108	0,00014	0,00022	0,00036	0,00049	0,00069
Unterboden	210	0,00007	0,00015	0,00025	0,00038	0,00050

4.2.8. Zink

Zink (Zn) ist wie Kupfer ein essentieller Spurennährstoff. Wie bei den Elementen Chrom und Nickel sind es auch hier die basischen Magmatite, die mit 100-130 mg/kg den höchsten lithogenen Gehalt besitzen. Feinkörnige Gesteine wie Tonschiefer und Pelite liegen mit typischen Gehalten von 80 bis 100 mg/kg ebenfalls über dem mittleren Gehalt der Erdkruste von 75 mg/kg. (RÖSLER & LANGE 1976; KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1992). Wie bei den meisten hier untersuchten Spurenelementen sind auch die Zn-Gehalte in den Sandsteinen und Quarziten mit 15 bis 30 mg/kg vergleichsweise gering.

Der Zink-Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbar; Zn_{ges}) wird in nicht bzw. gering belasteten Böden wie bei den Schwermetallen Chrom, Nickel und Kupfer maßgeblich vom Ton- und Eisengehalt des Substrates bestimmt. Zudem ist eine positive Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt zu beobachten. Dies führt auch ohne anthropogene Einträge zu einer gewissen oberflächennahen Anreicherung.

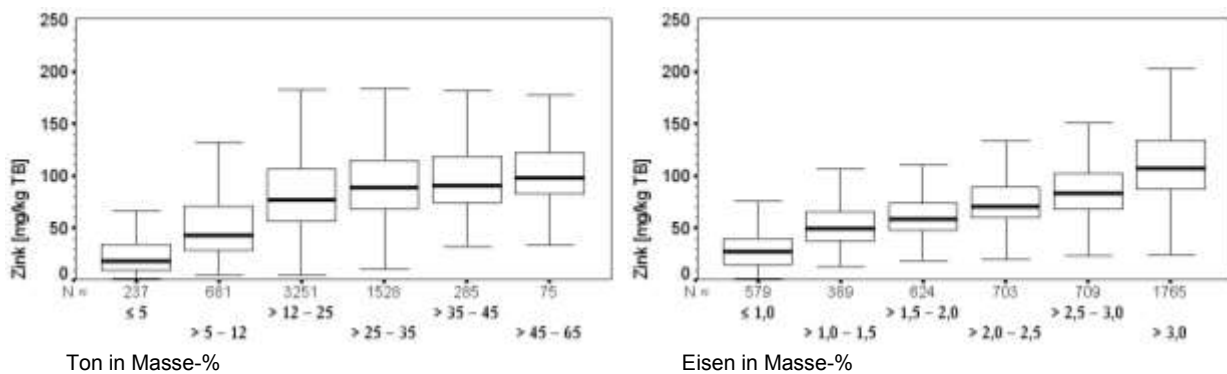


Abb. 51 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltssklassen

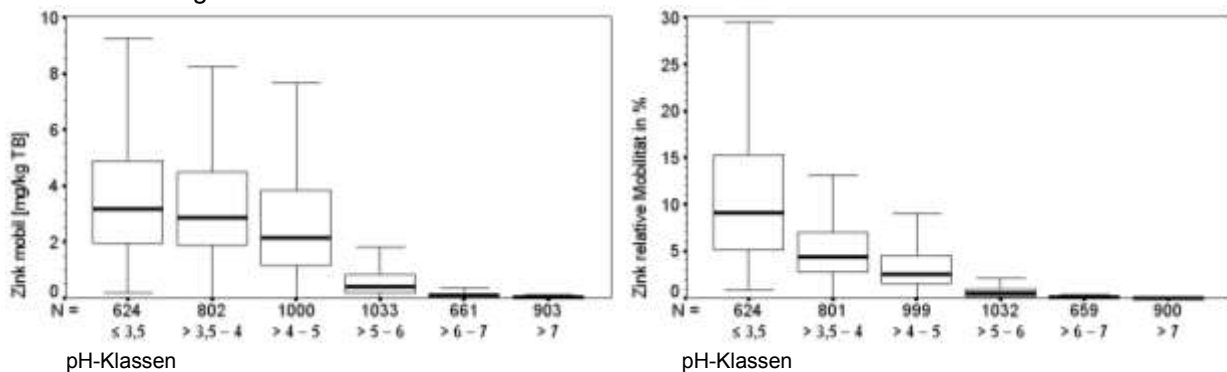


Abb. 52 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Der leicht mobilisierbare Zn-Gehalt (NH_4NO_3 -extrahierbar; Zn_{mob}) und dessen Anteil am Gesamtgehalt zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit vom pH-Wert. Unter pH 5 steigt der mobile Anteil am Zn_{ges} stark an (siehe Abb. 52) und kann in sehr sauren Böden auf 6 bis > 20% ansteigen. Die labile Bindung in sehr sauren Böden führt vermutlich zu Verlagerungen, wodurch die Zunahme des absoluten Zn_{mob} -Gehaltes sich abschwächt.

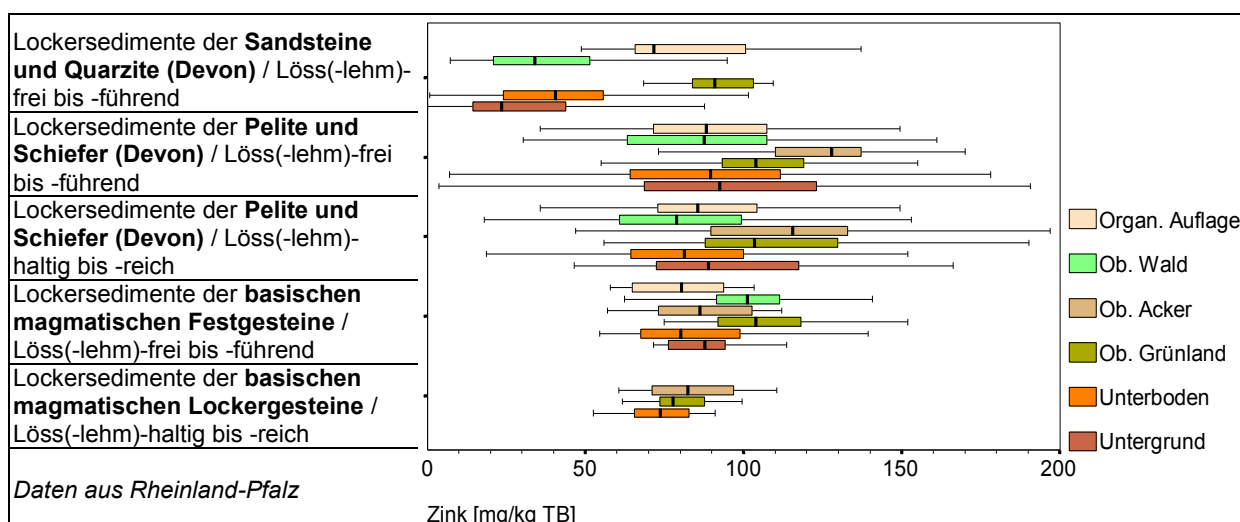


Abb. 53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Boden

Die **Humusaufgaben** des Untersuchungsraums enthalten durchschnittlich 73 mg Zn_{ges} /kg. Die Werte bewegen sich dabei typisch zwischen 58 und 100 mg Zn_{ges} /kg. Dies sind landesweit übliche Werte für die Humusaufgaben von Waldböden. Der Baumbestand hat einen erkennbaren Einfluss auf den Zn_{ges} -Gehalt der Humusaufgabe, der aber merklich geringer als bei Blei oder Cadmium ist. Die untersuchten Humusaufgaben im Laubwald enthalten im Mittel 69 mg Zn_{ges} /kg (57 - 97). Im Mischwald steigt dieser Wert auf 80 mg Zn_{ges} /kg (62 - 91). Die Aufgaben im Nadelwald scheinen einen nochmals geringfügig höheren Mittelwert zu besitzen, wobei die Fallzahl für eine belastbare Statistik allerdings zu klein ist. Ob die Humusaufgabe mehr Zn_{ges} enthält als der folgende Mineralbodenhorizont, hängt im Wesentlichen vom Baumbestand ab. Im Laubwald weisen 2/3 der untersuchten Humusaufgaben einen geringeren Zn_{ges} -Gehalt als ihr Oberboden auf. Mit steigendem Anteil an Nadelbäumen dreht sich dies um. Im Mischwald enthält die Mehrheit der Humusaufgaben mehr Zn_{ges} als ihr Oberboden. Bei den wenigen untersuchten Nadelwaldstandorten lag der Zn_{ges} -Gehalt immer über dem Oberboden.

Tab. 84 Zink in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (**Devon**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Sandsteine und Quarzite (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^s(d); ^q (d); pfl; U [(^s; ^q) (d) (3-4) / LO; Lp; Lsp; Sap (0-1)]						Daten aus Rheinland-Pfalz
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)						Angaben in mg/kg
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	48	64	73	95	123	137
Oberboden, Wald	59	21	36	57	79	95
Unterboden	127	25	41	62	78	116
Untergrund	173	16	26	51	69	96
NH ₄ NO ₃ -Extraktion („Mobilgehalt“)						Angaben in mg/kg
Auflage, Wald	45	5,77	10,60	20,39	26,67	34,12
Oberboden, Wald	50	1,52	2,43	3,36	4,80	5,98
Unterboden	109	0,45	0,74	1,16	1,60	2,19
Untergrund	148	0,07	0,23	0,51	0,88	1,16

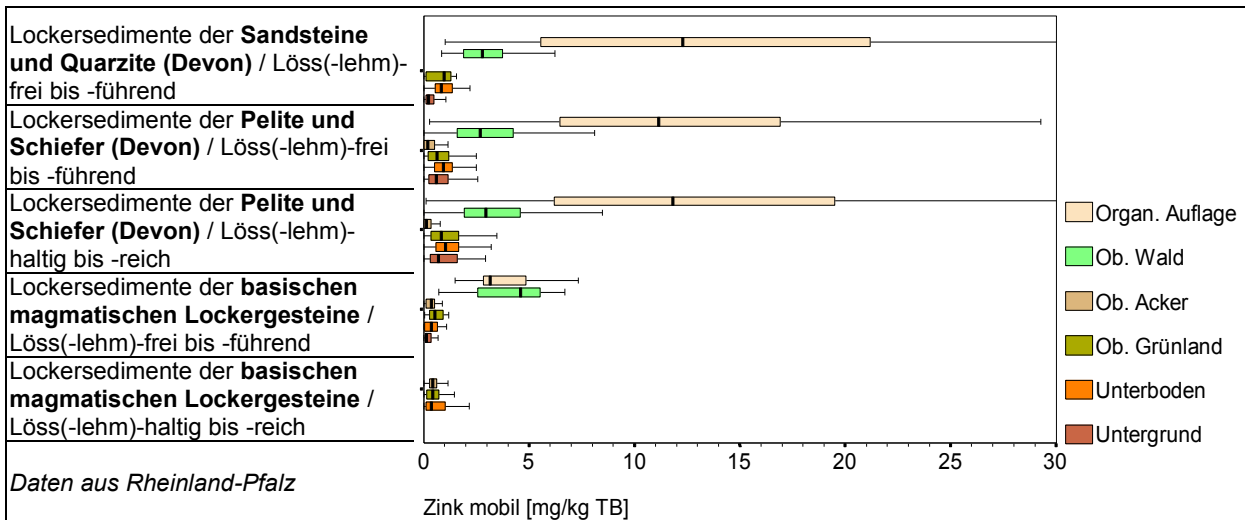


Abb. 54 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink im Boden

Anders als der Baumbestand beeinflusst die Zusammensetzung des Mineralbodens den Zn_{ges} -Gehalt der Humusauflage nicht signifikant.

Auch wenn die Humusaufgaben des Untersuchungsraums im Vergleich mit den Landesdaten vergleichsweise geringe Mobilgehalte aufweisen, sind sie dennoch der Horizont der Waldböden, in dem zu etwa 80% die höchsten Mobilgehalte zu finden sind. Lediglich in relativ frisch gekalkten Standorten mit pH-Werten >5 kann der Mobilgehalt etwas geringer als im Oberboden sein.

Der mittlere Mobilgehalt beträgt in den Humusaufgaben 6,8 mg $\text{Zn}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (2,3 - 11,1), was einem mittleren Anteil am Gesamtgehalt von 8% (3 - 16) entspricht. Maßgeblich beeinflusst der pH-Wert die Höhe des Mobilgehaltes und nicht der Baumbestand.

Die **Walddoberböden** im Untersuchungsraum weisen mit durchschnittlich 74 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ und einem typischen Konzentrationsbereich von 55 bis 100 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ ähnliche Werte wie die landwirtschaftlich genutzten Oberböden auf. Erkennbar ist ein schwacher Einfluss des Baumbestandes auf den Zn_{ges} -Gehalt im Oberboden. Im Laubwald enthalten die Oberböden etwas mehr Zn_{ges} als im Misch- oder Nadelwald. Deutlicher bestimmt aber die Zusammensetzung des Substrates den Zn_{ges} -Gehalt des Mineralbodens.

Der mittlere Zn_{ges} -Gehalt beträgt in den Walddoberböden im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer 71 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ und Werte zwischen 49 und 85 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ sind typisch. Im Vergleich mit den landesweiten Daten sind dies leicht unterdurchschnittliche Werte (siehe Tab. 85). Der mittlere Mobilgehalt fällt auf 2,90 mg $\text{Zn}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,69 - 7,01). Damit liegen durchschnittlich 5% des Spurenelementes in labiler Bindungsform vor. Dies sind landesweit übliche Werte für Walddoberböden dieser Substrate.

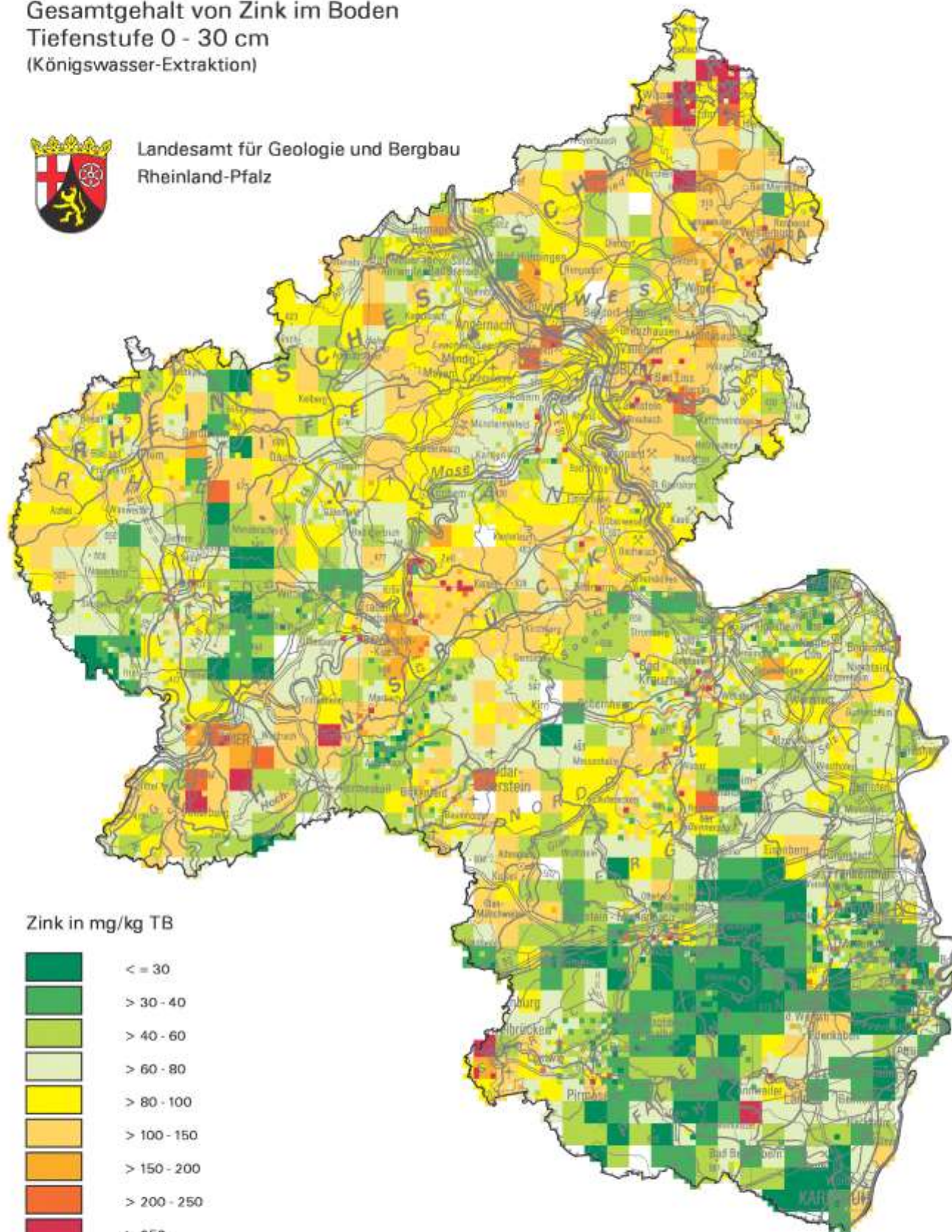
Erwartungsgemäß enthalten die Walddoberböden im Verbreitungsgebiet der Magmatite mit durchschnittlich 97 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$ mehr Zn als die pelitischen Walddoberböden. Die Werte bewegen sich typisch zwischen 72 und 124 mg $\text{Zn}_{\text{ges}}/\text{kg}$. Wie bei den pelitischen Böden liegen diese Werte etwas unter dem Landesdurchschnitt. Die basischen Magmatite des Westerwaldes zeigten merklich höhere Zn_{ges} -Gehalte als im Raum Gillenfeld (HAUENSTEIN 2003). Mit einem mittleren Mobilgehalt von 4,96 mg $\text{Zn}_{\text{mob}}/\text{kg}$ (0,90 - 8,24) sind durchschnittlich 6% labil verfügbar. Dies entspricht den landesweiten Werten dieser Substrate.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

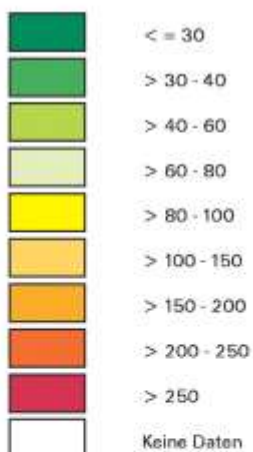
Gesamtgehalt von Zink im Boden
Tiefenstufe 0 - 30 cm
(Königswasser-Extraktion)



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

Tab. 85 Zink in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der Pelite und Schiefer (Devon) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) ^to; ^tsf; ^tfl (d); pfl; U [(^to; ^tsf; ^tfl) (d) (3-4) / LO; Lp (0-1)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	192	70	85	102	123	150
Oberboden, Wald	224	62	83	102	117	161
Oberboden, Acker	98	97	121	135	142	170
Oberboden, Grünland	96	86	100	114	133	155
Unterboden	378	62	85	108	127	172
Untergrund	518	60	87	112	138	191
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	156	6,05	9,74	15,74	21,95	29,29
Oberboden, Wald	195	1,49	2,56	3,97	5,76	7,43
Oberboden, Acker	85	0,02	0,16	0,34	0,60	0,77
Oberboden, Grünland	94	0,18	0,52	1,04	1,65	2,24
Unterboden	345	0,18	0,81	1,33	1,88	2,98
Untergrund	399	0,11	0,38	0,78	1,28	1,78
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / (^to; ^tsf; ^tfl) (d) (1-2)]						
						<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	366	71	84	101	115	144
Oberboden, Wald	412	60	77	98	115	153
Oberboden, Acker	107	87	110	132	147	197
Oberboden, Grünland	132	86	99	127	153	185
Unterboden	729	63	79	98	116	149
Untergrund	40	49	74	99	121	166
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	320	6,00	10,99	17,86	24,48	34,96
Oberboden, Wald	332	1,89	2,78	4,23	6,11	7,59
Oberboden, Acker	96	0,02	0,11	0,29	0,43	0,69
Oberboden, Grünland	123	0,33	0,78	1,28	2,29	2,69
Unterboden	617	0,46	0,97	1,45	2,07	2,94
Untergrund	39	<0,01	0,27	1,14	1,78	5,38

In den sandig/quarzitischen Waldoberböden des Untersuchungsraums beträgt der mittlere Zn_{ges} -Gehalt 64 mg Zn_{ges} /kg, dabei streuen die Werte tendenziell zwischen 52 und 83 mg Zn_{ges} /kg. Diese Werte liegen deutlich über den landesweiten Werten (siehe Tab. 84). Ähnliches wurde auch im Untersuchungsraum Bleialf beobachtet. Auch dort wurden in den Lösslehm-armen bis -freien Waldböden aus Sandsteinen des Unterems ungewöhnlich hohe Zn_{ges} -Gehalte vorgefunden. Dies wird darauf zurückgeführt, dass es sich bei diesen Gesteinen oftmals nicht um reine Sandsteine handelt, sondern dass häufig Lagen von Schluff- und Tonsteinen eingeschaltet sind (HAUENSTEIN 2014). Der mittlere Mobilgehalt beträgt 2,40 mg Zn_{mob} /kg (1,38 - 5,40); somit beträgt die relative Verfügbarkeit des Spurenelementes 4%. Auch dies sind landesweit übliche Werte für diese Substratgruppe.

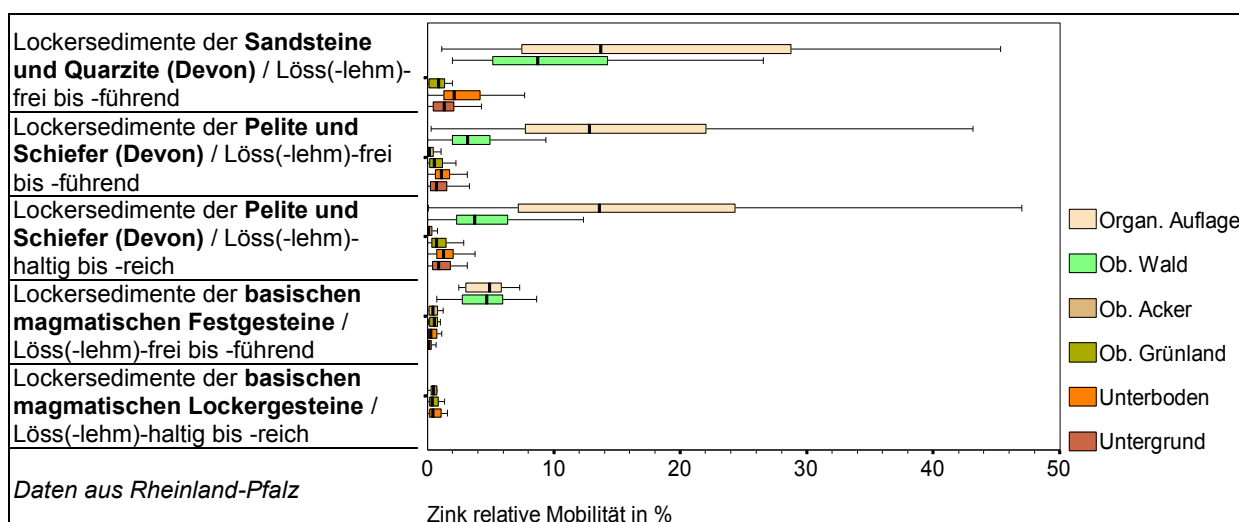


Abb. 55 Relative Mobilität von Zink im Boden

Der Wertebereich der Mobilgehalte ist bei jeder Substratgruppe größer als die Unterschiede beim Mittelwert. Dies zeigt, dass der pH-Wert maßgeblich die Höhe des Mobilgehaltes bestimmt und nicht der Zn_{ges} -Gehalt, den das Substrat bestimmt. In den seltenen Fällen, in denen der pH-Wert in den Waldoberböden über pH 5 liegt, überschreitet der Anteil des Mobilgehaltes am Gesamtgehalt nicht 1%. In den stark sauren Waldoberböden mit einem pH-Wert <4 sind hingegen fast 7% des Zn_{ges} -Gehaltes nur labil gebunden. Nur bei gleichem pH-Wert bestimmt das Gesamtangebot die Höhe des Mobilgehaltes.

Alle untersuchten Waldoberböden weisen einen pH <6 auf, so dass für die überwiegend lehmigen Böden der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Zn_{ges} /kg anzusetzen ist. In 80% der Fälle wird dieser Wert überschritten. Bei einem Maximalgehalt von fast 130 mg Zn_{ges} /kg wird in den untersuchten Waldoberböden der nächst höhere Vorsorgewert von 150 mg Zn_{ges} /kg nirgends erreicht. Die Zn_{ges} -Gehalte in den Oberböden des Untersuchungsraums sind als naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte zu bewerten.

Im Verbreitungsgebiet der devonischen Pelite/Schiefer ist der mittlere Zn_{ges} -Gehalt in den **Unterböden** mit 64 mg Zn_{ges} /kg etwa 7 mg Zn_{ges} /kg geringer als in ihren Oberböden. Die Werte streuen dabei typisch zwischen 50 und 81 mg Zn_{ges} /kg. Mit einem mittleren Mobilgehalt von 0,87 Zn_{mob} /kg (0,20-2,00) liegen im Mittel 1,4% des Zn_{ges} -Gehaltes in labiler Bindungsform vor. Auch Mobilgehalt und Verfügbarkeit sind damit deutlich geringer als im Oberboden.

Die basisch magmatischen Unterbodenhorizonte enthalten im Mittel 67 mg Zn_{ges} /kg, womit die vertikale Abnahme des Zn_{ges} -Gehaltes in diesen Substraten besonders ausgeprägt ist. Die Spannweite reicht typisch von 55 bis 90 mg Zn_{ges} /kg. Die Unterbodenhorizonte der basischen Magmatite des Untersuchungsraums sind damit im Landesvergleich relativ Zn-arm.

Der Mittelwert und die Spannweite des Zn_{ges} -Gehaltes sind in den pelitischen Unterböden und in den basisch magmatischen Unterböden fast identisch. Der Mobilgehalt ist in diesen Unterböden sehr gering. Mit durchschnittlich 0,09 mg Zn_{mob} /kg (<0,01-0,81) sind nur 0,14% des Zn_{ges} -Gehaltes in labiler Bindungsform vorhanden.

Tab. 86 Zink in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteinen (**Quartär-Tertiär**)

(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Festgesteinen (Quartär-Tertiär) (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +Krb (q-t); pfl; U [+Krb (q-t) (3-4) / -.- (0-1)]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Acker	13	109	134	155	187	200
Oberboden, Grünland	22	118	135	149	165	185
Unterboden	44	93	112	137	157	192
Untergrund	41	83	99	135	162	191
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	0,38	0,53	1,02	1,24	1,30
Oberboden, Grünland	23	0,36	1,30	2,73	4,09	5,66
Unterboden	26	0,08	0,54	2,42	3,75	5,84
Untergrund	30	0,13	0,28	0,46	1,10	0,75
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U [LO;Lp(2-3) / [+Krb (q-t) (1-2)]]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	37	83	98	144	178	235
Oberboden, Wald	46	85	123	146	165	202
Oberboden, Grünland	29	100	120	137	170	181
Unterboden	87	73	85	111	136	166
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	27	4,71	6,91	10,68	17,03	19,13
Oberboden, Wald	37	3,60	5,42	8,04	11,80	13,30
Oberboden, Grünland	27	0,89	1,58	3,48	5,09	6,42
Unterboden	61	0,42	1,21	2,41	3,32	5,06

Auch in den sandig/quarzitischen Unterbodenhorizonten geht der Zn_{ges}-Gehalt auf durchschnittlich 60 mg Zn_{ges}/kg zurück. Der Wertebereich bewegt sich wie in den pelitischen Unterbodenhorizonten typisch zwischen 52 und 81 mg Zn_{ges}/kg. Der mittlere Mobilgehalt beträgt in diesem Horizont nur noch 0,74 mg Zn_{mob}/kg (0,15-1,75); somit ist im Mittel 1% des Zn_{ges}-Gehaltes verfügbar. Signifikante Unterschiede zwischen den lösslehmfrei/ -führenden und lösslehmhaltig/ -reichen Substraten sind nicht festzustellen.

In den Unterbodenhorizonten des Untersuchungsraums wird der Vorsorgewert für Zink nach der BBodSchV von 60 mg Zn_{ges}/kg in lehmigen Substraten bei einem pH-Wert <6 in 2/3 der Messungen überschritten. Werte über 100 mg Zn_{ges}/kg sind dabei aber eher selten. Der Maximalwert beträgt 130 mg Zn_{ges}/kg. In den Unterböden mit einem pH-Wert >6 wurden maximal 108 mg Zn_{ges}/kg festgestellt. Der dann gültige Vorsorgewert von 150 mg Zn_{ges}/kg wird daher nie erreicht. Die Zn_{ges}-Gehalte in den Unterböden des Untersuchungsraums entsprechen der natürlichen Ausstattung an diesem Spurenelement.

Der Zn_{ges}-Gehalt steigt in den Lösslehm-freien pelitischen **Untergrund**horizonten mit 72 mg Zn_{ges}/kg wieder auf Werte wie im Oberboden an. Der Wertebereich streut dabei typisch zwischen 48 und 78 mg

Tab. 87 Zink in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteinen
(Substratkürzel siehe Verzeichnis der Abkürzungen)

Lockersedimente der basischen magmatischen Lockergesteinen (überwiegend periglaziale Lagen und Solumsedimente)						
Löss(-lehm)-frei bis -führend (Anteil <1/3) +LTb; pfl; U; Y-oj [+LTb (3-4) / -.- (0-1)]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Auflage, Wald	11	62	80	94	101	103
Oberboden, Wald	14	89	99	109	129	127
Oberboden, Acker	21	73	86	103	110	112
Oberboden, Grünland	12	89	96	118	142	152
Unterboden	24	68	80	99	121	139
Untergrund	14	73	81	88	94	96
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Auflage, Wald	11	2,83	3,14	4,89	5,96	7,33
Oberboden, Wald	14	2,20	4,40	5,40	6,16	6,70
Oberboden, Acker	20	0,12	0,38	0,51	0,80	0,89
Oberboden, Grünland	12	0,35	0,54	0,83	1,10	1,19
Unterboden	20	0,05	0,15	0,42	0,66	0,67
Untergrund	14	0,02	0,08	0,27	0,60	0,59
Löss(-lehm)-haltig bis -reich (Anteil >1/3) pfl; U; Y-oj [LO;Lp (2-3) / +LTb (1-2)]				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	12	71	82	97	108	110
Unterboden	23	62	73	81	85	91
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Acker	11	0,24	0,43	0,55	0,87	0,69
Unterboden	21	0,04	0,23	0,44	1,01	0,97

Zn_{ges}/kg. Der mittlere Mobilgehalt sinkt in diesen Untergrundhorizonten weiter auf 0,26 mg Zn_{mob}/kg (0,01 - 1,30). Somit sind im Mittel nur 0,4% des Zn_{ges}-Gehaltes verfügbar.

Auch im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite steigt der Zn_{ges}-Gehalt gegenüber dem Unterboden wieder an. So werden auch bei ihnen mit durchschnittlich 87 mg Zn_{ges}/kg (72 - 106) fast wieder Werte wie im Oberboden erreicht. Einen Unterschied, ob es sich bei den basischen Magmatiten um Fest- oder Lockergestein handelt, ist nicht festzustellen.

Maßgeblich durch die Zunahme des Zn_{ges}-Gehaltes steigt auch der Mobilgehalt leicht auf durchschnittlich 0,19 mg Zn_{mob}/kg (0,05 - 1,60) an. Allerdings erhöht sich auch der labil gebundene Anteil am Zn_{ges} geringfügig auf durchschnittlich 0,25%.

Untergrundhorizonte mit einem pH-Wert >6 kommen im Untersuchungsraum maßgeblich im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite bei landwirtschaftlicher Nutzung vor. Der Vorsorgewert der BBodSchV von 150 mg Zn_{ges}/kg wird bei maximal 115 mg Zn_{ges}/kg dort nie erreicht.

Überschreitungen sind in diesen Horizonten nur bei geringeren pH-Werten festzustellen, da dann der strengere Vorsorgewert von 60 mg Zn_{ges}/kg gilt. Werte unterhalb des Vorsorgewertes kommen dann praktisch nur in den Substraten vor, die devonische Sandsteine/Quarzite enthalten. Ansonsten wird der Vorsorgewert erwartungsgemäß überwiegend leicht überschritten. Maximal sind es 110 mg Zn_{ges}/kg.

Wie bei den zuvor behandelten Horizontgruppen handelt es sich um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte.

Die **Ackerböden** des Untersuchungsraums enthalten im Oberboden durchschnittlich 75 mg Zn_{ges}/kg und die Gehalte schwanken in einem nur vergleichsweise schmalen Bereich von 64 bis 97 mg Zn_{ges}/kg . Die beiden wichtigsten Substratgruppen, auf denen im Untersuchungsraum Ackerbau betrieben werden sind die Böden aus devonischen Schiefer/Peliten und jene aus basischen Magmatiten. Beide weisen fast identische Zn_{ges} -Gehalte auf. Ackerböden, die in Substraten der devonischen Schiefer bzw. Peliten entwickelt sind, enthalten im Mittel 75 mg Zn_{ges}/kg (65 - 97) und die im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite 73 mg Zn_{ges}/kg (63 - 98). Der Maximalgehalt liegt bei beiden Substratgruppen um die 100 mg Zn_{ges}/kg . Beide Substratgruppen weisen im Vergleich mit den landesweiten Daten vergleichsweise geringe Zn_{ges} -Gehalte auf.

In fast 90% der untersuchten Ackerböden liegt der pH-Wert unter 6. Für lehmige Böden muss daher der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von nur 60 mg Zn_{ges}/kg angewendet werden. Diese relativ sauren Ackerböden enthalten zwischen 57 und 100 mg Zn_{ges}/kg . Auch wenn dies für die im Untersuchungsraum vorkommenden Substrate eher geringe Gehalte sind, wird der Vorsorgewert in quasi allen Ackeroberböden überschritten. Im Sinn dieser Verordnung handelt es sich daher um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte, die dann unbedenklich sind, wenn eine Freisetzung keine nachteiligen Veränderungen der Bodenfunktionen erwarten lassen. Hierfür ist insbesondere der Mobilgehalt zu beachten (siehe unten). Den Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 150 mg Zn_{ges}/kg halten hingegen alle untersuchten Ackerböden deutlich ein.

Die Ackerböden mit höherem pH-Wert weisen Gehalte zwischen 69 und 88 mg Zn_{ges}/kg auf. Der für sie geltende Vorsorgewert von 150 mg Zn_{ges}/kg wird damit immer weit unterschritten.

Ähnliche Zn_{ges} -Gehalte und vergleichbare pH-Werte führen auch beim Mobilgehalt dazu, dass substratbedingte Unterschiede praktisch nicht bestehen. Die Gesamtheit der untersuchten Oberböden auf Ackerflächen besitzt im Untersuchungsraum einen mittleren Mobilgehalt von 0,46 mg Zn_{mob}/kg (0,03 - 1,14). Damit bewegt sich der relative Mobilanteil überwiegend zwischen 0,1 und 1,5 % des Zn_{ges} -Gehaltes.

Die Höhe des Mobilgehaltes wird wie in allen Böden maßgeblich vom pH-Wert und nicht vom Zn_{ges} -Gehalt gesteuert. In Ackerböden, die für diese Nutzung einen ungewöhnlich geringen pH-Wert von < 5 besitzen, steigt der Mobilanteil am Zn_{ges} in der Regel über 1-2 %. Im Untersuchungsraum trifft dies immerhin auf etwa jeden 4. Ackerboden zu. Wie schon bei anderen Schwermetallen erwähnt, sollte bei solch geringen pH-Werten nicht nur wegen der erhöhten Mobilgehalte, sondern allein schon wegen der Ertragsfähigkeit der Ackerböden gekalkt werden.

Dank vergleichsweise geringer Zn_{ges} -Gehalte wurden Überschreitungen des Prüfwertes der BBodSchV (1999) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze (Hinblick Wachstumsbeeinträchtigung) von 2 mg Zn_{mob}/kg im Untersuchungsraum nicht festgestellt.

Der oberste Mineralbodenhorizont der **Grünlandböden** im Untersuchungsraum enthält außerhalb der Auengebiete durchschnittlich 81 mg Zn_{ges}/kg . Typisch sind Werte zwischen 67 und 98 mg Zn_{ges}/kg . Dieser Schwankungsbereich deckt sich fast mit den Ackerböden. Unterhalb dieses im Mittel 22 cm mächtigen Horizontes sinkt in fast allen Fällen der Zn_{ges} -Gehalt zum folgenden Horizont ab. Im Mittel geht die Konzentration um 11 mg Zn_{ges}/kg auf 75 mg Zn_{ges}/kg (53 - 85) zurück.

Die Substratunterschiede sind vergleichsweise gering. Pelitische Grünlandböden enthalten im Oberboden durchschnittlich 80 mg Zn_{ges}/kg (64 - 97) und im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite 86 mg Zn_{ges}/kg (74 - 126). Beide Substratgruppen liegen damit unter den landesweit üblichen Werten für

Oberböden im Grünland. Insbesondere gilt diese Aussage für die Substrate aus basischen Magmatiten (siehe Tab. 86 und 87).

Da der pH-Wert in allen untersuchten Grünlandböden außerhalb der Auengebiete unter 6 liegt, gilt auch bei dieser Nutzung flächig der strengere Vorsorgewert der BBodSchV (1999) von 60 mg Zn_{ges}/kg. Nur 2 der 56 untersuchten Grünlandoberböden mit einem pH-Wert <6 halten den Vorsorgewert ein. Der Maximalgehalt beträgt 188 mg Zn_{ges}/kg, wobei dies ein einzelner Ausreißer ist. Ansonsten übersteigen die Gehalte nicht 135 mg Zn_{ges}/kg. Da insgesamt die Zn_{ges}-Gehalte bezogen auf die Substrate eher vergleichsweise gering sind, handelt es sich wie bei den Ackerböden um naturbedingt erhöhte Hintergrundgehalte.

Im Mittel liegt der pH-Wert in den pelitischen Grünlandböden um 0,4 Einheiten tiefer als im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite. Daher liegen die Mobilgehalte in den pelitischen Grünlandböden mit durchschnittlich 0,70 mg Zn_{mob}/kg (0,04 - 1,95) und einer relativen Verfügbarkeit von durchschnittlich 0,9% (0,1 – 2) über den Werten der Grünlandoberböden im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite.

Letztere weisen mit durchschnittlich 0,48 mg Zn_{mob}/kg (0,07 - 1,17) vergleichsweise geringe Mobilgehalte auf. Dies ist eine Folge etwas geringerer Zn_{ges}-Gehalte und günstigerer pH-Werte, die in der Regel merklich über pH 5 liegen. Dies sind durchschnittlich 0,5% (0,1 – 1,5%) des Zn_{ges}-Gehaltes. Dank unterdurchschnittlicher Zn_{ges}-Gehalte sind auch die Mobilgehalte im landesweiten Vergleich relativ gering.

Die untersuchten **Grünlandoberböden** der **Bachauen** enthalten im Mittel 73 mg Zn_{ges}/kg. Die Werte streuen dabei tendenziell zwischen 63 und 90 mg Zn_{ges}/kg. Mit einem durchschnittlichen Mobilgehalt von 0,61 mg Zn_{mob}/kg (0,37 - 1,90) liegen im Mittel 0,9% des Zn_{ges} in labiler Bindungsform vor. Dies sind etwa die Werte, die auch für pelitische Grünlandoberböden festgestellt wurden.

Die Unterböden in den Auen des Ueßbaches und der Alf enthalten im Mittel 68 mg Zn_{ges}/kg. Der Wertebereich bewegt sich typisch zwischen 55 und 71 mg Zn_{ges}/kg. Der Mobilgehalt sinkt gegenüber den Oberböden auf nur noch durchschnittlich 0,15 mg Zn_{mob}/kg (0,02- 0,99). Dies entspricht einem Anteil von 0,2% am Gesamtgehalt.

Die mittleren Gesamt- und Mobilgehalte liegen deutlich unter den Werten des landesweiten Datenbestandes (siehe Tab. 88).

Tab. 88 Zink in Auenschluffen und -lehm

Auenschluff und -lehm						
carbonatfrei (Holozän)				<i>Daten aus Rheinland-Pfalz</i>		
Königswasser-Extraktion („Gesamtgehalt“)				Angaben in mg/kg		
	Anzahl	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.gr.
Oberboden, Grünland	132	81	117	155	223	266
Unterboden	236	66	102	131	173	228
NH₄NO₃-Extraktion („Mobilgehalt“)				Angaben in mg/kg		
Oberboden, Grünland	127	0,43	1,30	3,32	5,42	7,41
Unterboden	209	0,17	0,58	1,30	2,70	2,96

4.3. Organische Schadstoffe

Die meisten organischen Schadstoffe und Pflanzenschutzmittel sind xenobiotisch, d.h. naturfremden Ursprungs (KUNTZE et al. 1994). Vermutlich entsteht ein vernachlässigbar kleiner Teil einiger dieser Kohlenwasserstoffe auch in der Natur. Im Jahr 2002 wurden weltweit etwa 100.000 Chemikalien hergestellt und jährlich kommen ca. 1.000 neue Verbindungen hinzu. Damit ist die Weltproduktion an organischen Substanzen in den vergangenen 50 Jahren um mehr als das 40fache angestiegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Umweltbehörde der USA (EPA) hat daraus eine Liste von 650 „Priority Pollutions“ erstellt, die von Fachgremien der OECD auf 115 Risikostoffe eingengt wurde (BLUME 1990). Für die Untersuchung innerhalb des vorliegenden Bodenzustandsberichts erfolgte die Auswahl von insgesamt 39 Chemikalien aus dieser Liste. Überwiegend handelt es sich um schwerflüchtige, hoch persistente CKW.

Die hier untersuchten Schadstoffe lassen sich in vier Hauptgruppen unterteilen:

1. Pflanzenschutzmittel (PSM)

Pflanzenschutz- bzw. Pflanzenbehandlungsmittel sind Stoffe zur Bekämpfung tierischer und pflanzlicher Schaderreger. Gemeinhin finden für sie auch die Synonyme Biozide oder Pestizide Verwendung. Die chemische Struktur dieser Stoffgruppe weist ein weites Spektrum auf. Problematisch sind vor allem die heute weitgehend verbotenen extrem persistenten Pflanzenschutzmittel. Sie gelangen bei ihrer Anwendung oder mit den Ernterückständen in den Boden, werden dort überwiegend von der organischen Substanz sorbiert und sind in Bodenuntersuchungen noch ausgesprochen lange nachweisbar (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die PAK entstehen in erster Linie bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und anderer organischer Substanzen, vor allem Rohölprodukten. Chemisch sind sie durch mehrere Benzolringe gekennzeichnet. Mit zunehmendem Molekulargewicht nimmt die Mobilität der PAK im Boden ab und ihre Schädlichkeit zu. In dieser Gruppe finden sich einige nachgewiesene Kanzerogene, deren Wirkung sich durch die Anwesenheit anderer PAK verstärken kann (WIEBER 2004). Benzo(a)pyren gilt mit einem Anteil von ca. 10% am PAK-Gesamtgehalt als Leitkomponente. Es gilt wegen seiner starken Kanzerogenität als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe, während hingegen Benzo(e)pyren (BeP) als minder toxisch eingestuft wird. Ferner ist zu berücksichtigen, dass die beim Abbau entstehenden Metaboliten eine höhere Toxizität aufweisen können als ihre Ausgangssubstanzen (ALLOWAY & AYRES 1996).

3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Diese Stoffklasse umfasst 209 Kongeneren mit bis zu 10 in die Molekülstruktur eingebauten Chloratomen. Die Persistenz der Substanzen steigt mit dem Chlorierungsgrad. PCB wurden ab 1929 hergestellt und vor allem in der Industrie als Transformatorenöl, Hydrauliköl, Kühl- und Formulierungsmittel eingesetzt. Verwendet wurden keine reinen Verbindungen, sondern mittel- bis hochchlorierte PCB-Gemische, die einen charakteristischen Chlor-Gehalt von 40-60 % besitzen (KAMPE 1988). Die Produktion wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1983 eingestellt. PCB-haltige Produkte dürfen seit 1989 nicht mehr in den Verkehr gebracht werden. Heutige Emissionen entstehen in erster Linie bei Störfällen, Müllverbrennungsanlagen und Mülldeponien (KAMPE 1988). Außer durch atmosphärischen Eintrag gelangen PCB durch Aufbringung von Klärschlamm und kommunalen Komposten in die Böden. In Überflutungsgebieten industriell belasteter Fließgewässer

Tab. 89 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden (Untersuchungsraum Gillenfeld)

	Stoffgruppe	oSW1	< oSW1		≥ oSW1		Σ
			Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl
<u>Zielebene 1 (oSW1) (ALEX-02):</u> (multifunktionelle Nutzung)	Σ-PCB (PCB ₆)	10 µg/kg TB	65	98	3	4	68
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	1.000 µg/kg TB	68	100	0	0	68
	Σ-PCDD/F	10 ng I-TEq/kg TB	66	94	2	3	68
<u>Vorsorgewert für organische</u> <u>Stoffe (BBodSchV 1999)</u>		Vorsorgewert*	< Vorsorgewert		≥ Vorsorgewert		Σ
	Σ-PCB (PCB ₆)	50 µg/kg TB	47	100	0	0	47
		100 µg/kg TB	21	100	0	0	21
	BaP	300 µg/kg TB	47	100	0	0	47
		1.000 µg/kg TB	21	100	0	0	21
	Σ-PAK (PAK ₁₆)	3.000 µg/kg TB	47	100	0	0	47
		10.000 µg/kg TB	21	100	0	0	21

* niedriger Wert für Humusgehalt ≤ 8%

können PCB auch durch Hochwasser in den Boden gelangen. Obwohl die PCB-Produktion bereits 1977 in der USA und 1983 in Deutschland verboten wurde, sind die Verbindungen in allen Bereichen der Umwelt nachweisbar (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

4. Polychlorierte Dibenzodioxine/ -furane (PCDD/F)

Für die polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) wird üblicherweise der Überbegriff „Dioxine“ benutzt. Neben ausschließlich chlorierten Verbindungen sind weitere bromierte bzw. Mischformen aus beiden Halogenen bekannt. Daraus ergeben sich über 5.000 mögliche Einzelverbindungen (Kongenere) (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. Um die Gesamtbelastung an 2,3,7,8-PCDD/F-Kongeneren aufgrund ihrer 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 Kongenere ergibt das (Internationale) Toxizitätsäquivalent (I-TEq). PCDD/F mit einer gleichen Anzahl von Chloratomen werden als Homologe bezeichnet.

Tab. 90 Prüfwerte der BBodSchV (1999) für organische Stoffe (Wirkungspfad Boden-Mensch)
(in µg/kg Trockenmasse)

	Benzo-(a)pyren	DDT	HCB	HCH-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

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 halogener Organika in die Umwelt gelangen. Die Verbreitung erfolgt überwiegend atmosphärisch. Die Umweltbelastung durch PCDD/F stieg von der Mitte des vorherigen Jahrhunderts bis in die 70er 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 Luftreinhaltemaßnahmen führten bis zum Jahrtausendwechsel zu einem starken Rückgang der PCDD/F-Immissionen. Seit dem sind die Einträge relativ stabil (UBA 2007).

Bei den PCDD/F handelt sich um hochpersistente Schadstoffe mit einer Halbwertszeit im Boden von mehreren Jahren bis Jahrzehnten (BALLSCHMITER & BACHER 1996).

Der Abbau organischer Schadstoffe im Boden verläuft 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 zur längeren Verweilzeit im Boden führt (KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Das Ausmaß der vertikalen Verlagerung ist meist gering.

Darüber hinaus kann die Nutzung des Bodens die Bindung bzw. den Abbau von Chemikalien beeinflussen. Die nutzungsbezogene Auswertung der Untersuchungsergebnisse ist daher von großer Bedeutung.

Zur Bewertung der Gehalte wird die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) und der strengste orientierende Sanierungswert des Merkblattes ALEX-02 (1997) (siehe Tab. 89) vom Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht herangezogen.

4.3.1. Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel können in Böden in gleicher Weise wie andere organische Verbindungen verdampfen, gelöst, bewegt, gefällt, adsorbiert und wieder desorbiert, von Pflanzen- und Bodenorganismen aufgenommen und verändert oder abgebaut werden. Verschiedene Biozide verhalten sich dabei recht unterschiedlich. Nach § 13 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG 2012) dürfen Pflanzenschutzmittel nicht angewandt werden, wenn der Anwender damit rechnen muss, dass ihre Anwendung im Einzelfall schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier oder auf Grundwasser oder sonstige erheblich schädliche Auswirkungen insbesondere auf den Naturhaushalt hat.

Heutige Belastungen gehen vor allem auf Pflanzenschutzmittel zurück, die aufgrund ihrer hohen Persistenz schon vor vielen Jahren die Zulassung entzogen bekamen. Ein rascher Abbau ist mittlerweile ein entscheidendes Kriterium bei der Zulassung neuer Wirkstoffe. Bei sachgemäßem Pflanzenschutzmittel-Einsatz ist die Mikroflora, von vorübergehenden Störungen abgesehen, durch ihre hohe Zahl und Artenvielfalt weniger betroffen als die von Wildkräutern abhängigen Insekten (KUNTZE et al. 1994).

Die Insektizide Aldrin, Dieldrin, Endrin, Heptachlor und Methoxychlor, deren Anwendung schon seit Jahrzehnten untersagt ist, konnten in keinem der untersuchten Böden nachgewiesen werden. Dies gilt auch für das im Boden extrem beständige Heptachlorepoxyd, das eine erheblich höhere insektizide Wirkung als die Ausgangssubstanz Heptachlor besitzt.

	< NWG		≥ NWG	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Aldrin	67	100	0	0
Dieldrin	67	100	0	0
Endrin	67	100	0	0
Heptachlor	67	100	0	0
Heptachlorepoxid	67	100	0	0
o,p'-DDD	64	96	3	4
p,p'-DDD	50	75	17	25
o,p'-DDE	64	96	3	4
p,p'-DDE	39	58	28	42
o,p'-DDT	59	88	8	12
p,p'-DDT	54	81	13	19
α-HCH	67	100	0	0
β-HCH	67	100	0	0
γ-HCH (Lindan)	67	100	0	0
δ-HCH	67	100	0	0
Methoxychlor	67	100	0	0
HCB	43	64	24	36
Pentachlorphenol	61	91	6	9

Tab.91 Blatt 5807 Gillenfeld:
Biozide; Anzahl der Über-
und Unterschreitungen der
Nachweisgrenze

Für das Insektizid Lindan, dem γ -Isomer des Hexachlorcyclohexans (HCH), gilt seit 1986 ein landesweites, seit 1998 ein bundesweites und seit 2002 ein europaweites vollständiges Anwendungsverbot als Pflanzenschutzmittel. Es wurde z.B. zur Bekämpfung des Kartoffelkäfers in der Landwirtschaft und zuletzt des Borkenkäfers im Forst eingesetzt. Technisches HCH, ein Gemisch, das neben dem insektiziden γ -HCH auch die Isomere α -, β - und δ -HCH enthält, darf schon seit 1980 nicht mehr für diese Zwecke appliziert werden. Die Verwendung dieses Wirkstoffes ist in der EU seit etwa 10 Jahren generell untersagt.

Die vorliegende Untersuchungsreihe belegt die seit Jahren sinkende HCH-Belastung der rheinland-pfälzischen Böden. Während beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996), bei dem die Beprobung vor fast 30 Jahren erfolgte, noch in 95% der untersuchten Waldböden HCH-Isomere zu finden waren, lag dieser Wert in den letzten 5 Jahren nur noch bei 6%. Selbst bei diesen Einzelfällen wurde der eigentliche Wirkstoff γ -HCH nur noch einmal nachgewiesen. Beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz lag der Mittelwert im Nadelwald noch bei 22 $\mu\text{g } \Sigma\text{-HCH/kg}$ und im Laubwald bei 5 $\mu\text{g } \Sigma\text{-HCH/kg}$. Im Untersuchungsraum hingegen gelang in keinem der 67 untersuchten Böden der Nachweis von Lindan bzw. von weiteren Isomeren des HCH. Dies deckt sich mit den aktuellen landesweiten Daten.

Von den untersuchten insektizid wirkenden Chlorkohlenwasserstoffen ist Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) jener Wirkstoff, der trotz des seit 1972 geltenden Anwendungsverbots am häufigsten nachweisbar ist. Der Einsatz erfolgte vor allem im Obst- und Weinbau, aber auch im Ackerbau. Laut Gefahrstoffdatenbank der Länder (GDL) wurde es zudem im Forst verwendet. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Böden der Sonderkulturen zu finden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998). Außerhalb der Sonderkulturen sind es die Waldböden, in denen leicht überdurchschnittliche Gehalte dieses Insektizids gefunden werden.

Tab. 92 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

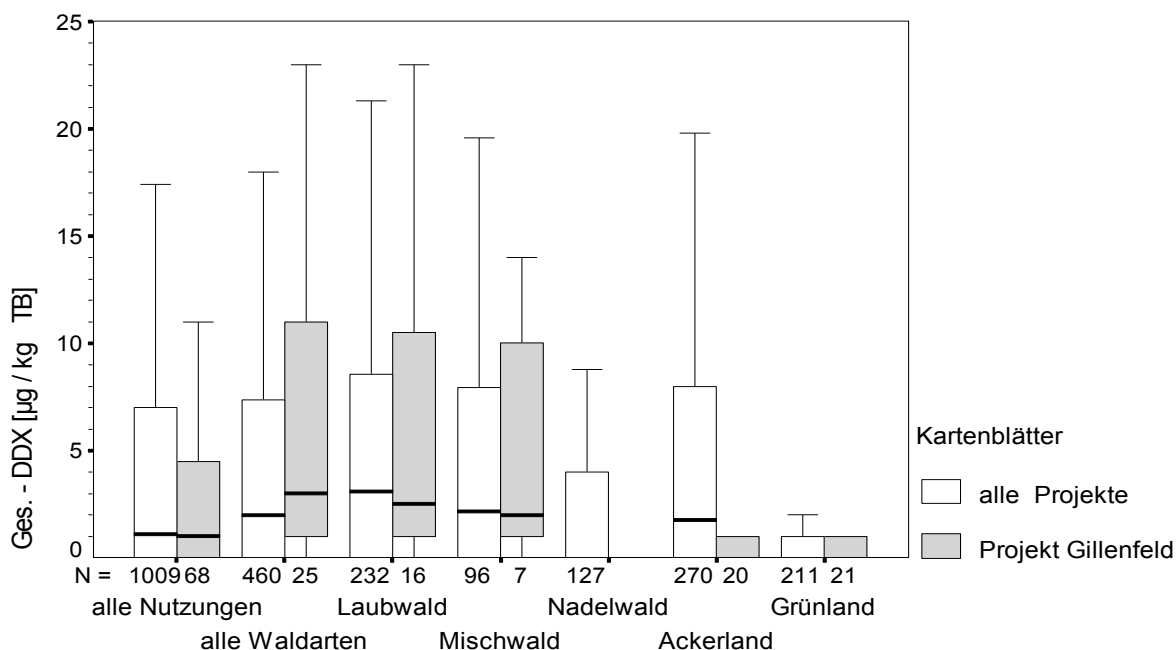
Oberboden					Angaben in $\mu\text{g/kg}$			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	1009	443	<1	1	7	23	20
	5807	67	32	<1	1	5	15	14
alle Waldarten	RP	460	158	<1	2	7	17	21
	5807	24	3	1	3	13	23	26
Laubwald	RP	232	60	<1	3	9	19	24
	5807	15	1	1	3	13	23	26
Mischwald	RP	96	34	<1	2	8	21	21
	5807 ²	7	2	<1	2	12	31	14
Ackerland	RP	270	121	<1	2	8	23	22
	5807	20	12	<1	<1	1	11	4
Grünland	RP	211	148	<1	<1	1	8	5
	5807	21	15	<1	<1	1	5	5

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

Der Wirkstoff setzte sich ursprünglich zu 70% aus p,p'-DDT und zu 30% aus o,p'-DDT zusammen. Beim Abbau bilden sich die Isomere DDE und DDD, die eine geringere insektizide Wirkung besitzen (DOMSCH 1992). Die Summe der Wirkstoffe und deren Abbauprodukte wird mit dem Kürzel „ Σ -DDX“ beschrieben.

Im Untersuchungsraum gelang in fast allen untersuchten Waldoberböden der Nachweis von geringfügigen Σ -DDX-Rückständen. Im Vergleich mit den Untersuchungen der letzten Jahre ist dies ein überdurchschnittlicher Wert. Dies erweckt den Eindruck, dass im Untersuchungsraum vergleichsweise

Abb. 56 Σ -DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Beprobungszeitraum 1997-2012)

viel von diesem Insektizid eingesetzt wurde. Bei der differenzierten Betrachtung nach Waldtypen zeigt sich jedoch, dass die in den Waldoberböden gefundenen Konzentrationen hervorragend mit den landesweiten Werten (HAUENSTEIN 2013) übereinstimmen. Ursache ist der hohe Anteil von Böden aus Laub- und Mischwäldern. DDX-Rückstände sind mit durchschnittlich 3 µg/kg und einem 90. Perzentil von 23 µg/kg im Laubwaldoberboden häufiger und in höheren Konzentrationen zu finden als im Nadelwald. Dieser Befund bedeutet aber nicht, dass die Böden der Nadelwälder insgesamt weniger DDX enthalten. Anders als noch im vorliegenden Bericht werden mittlerweile nicht nur die Oberböden, sondern zusätzlich auch die Humusaufgaben auf organische Schadstoffe untersucht. Dabei zeigt sich, dass die Σ -DDX-Rückstände im Nadelwald vor allem in der Humusaufgabe verbleiben und nur wenig bis in den Oberboden gelangt. Der Abbau der Humusaufgabe und die Verlagerung der darin enthaltenen Stoffe findet im Laubwald rascher statt. Daher weisen Laubwaldoberböden meist höhere DDX-Konzentrationen als ihre Humusaufgaben auf (HAUENSTEIN 2013).

Überwiegend sind die Konzentrationen mittlerweile sehr gering. Die Isomere o,p'-DDD, o,p'-DDE und o,p'-DDT liegen auch in Waldböden fast immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. In der Regel ist noch der Hauptwirkstoff p,p'-DDT und gerade dessen Abbauprodukte p,p'-DDE und p,p'-DDD in den Waldböden in Spuren vorhanden. Wurde im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) noch ein mittleres p,p'-DDT/p,p'-DDE-Verhältnis von 2:1 festgestellt, dominieren heute eher p,p'-DDE und p,p'-DDD. Das heißt, dass sich das Verhältnis zu Gunsten der minder toxischen Abbauprodukte verschoben hat. In den wenigen Waldböden, die noch Gesamtgehalte von >10 µg Σ -DDX/kg aufweisen, dominiert in der Regel allerdings noch das p,p'-DDT.

In den letzten Jahrzehnten gingen dank des Anwendungsverbots die DDX-Konzentrationen in den Waldoberböden erheblich zurück. In einer 1986 landesweit durchgeführten Untersuchung wurden in Waldoberböden im Mittel noch 47 µg Σ -DDX/kg gefunden und das 90. Perzentil lag bei 146 µg Σ -DDX/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996). Mittlerweile sind schon Oberbodengehalte von > 24 µg Σ -DDX/kg im Laubwald bzw. von > 21 µg Σ -DDX/kg im Mischwald als Ausreißer anzusehen. In einem Laubwald- und einem Mischwaldoberboden wurde mit 26 µg bzw. 35 Σ -DDX/kg Konzentrationen oberhalb der jeweiligen Ausreißergrenze gefunden. In beiden Böden hat das Isomer p,p'-DDT mit 12 bzw. 28 µg/kg noch den Hauptanteil am Σ -DDX. Gehalte oberhalb des landesweiten Mittelwertes können zufällig im gesamten Untersuchungsraum vorkommen. Es gibt keinen räumlichen Schwerpunkt.

Die DDX-Belastung der landwirtschaftlich genutzten Böden ist im Untersuchungsraum von wenigen Ausnahmen abgesehen fast vollständig abgeklungen. In 2/3 der untersuchten Grünland- und Ackerböden konnten weder Wirkstoff noch Abbauprodukte nachgewiesen werden.

Auffallend sind zwei Ackerböden östlich von Ellscheid, in denen Konzentrationen von 15 und 17 µg Σ -DDX/kg gefunden wurden. Damit liegen sie zwar noch unter der landesweiten Ausreißergrenze von 22 µg Σ -DDX/kg, aber merklich über der Ausreißergrenze des Projektgebiets. Trotz der räumlichen Nähe scheinen die überdurchschnittlichen Werte eher zufällig zu sein, da weitere benachbarte Standorte unauffällig sind. Vor 30 Jahren lag die mittlere Belastung der Ackerböden in Rheinland-Pfalz noch bei 30 µg Σ -DDX/kg. Das 90. Perzentil befand sich damals bei 187 µg Σ -DDX/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996). Dies zeigt die positive Wirkung des Anwendungsverbots und relativiert einzelne erhöhte Gehalte, die heute noch zu finden sind.

Wie erwähnt sind in den meisten Grünlandböden des Projektraums DDX-Verbindungen nicht nachweisbar und insgesamt decken sich die Zahlen gut mit den landesweiten Werten. Allerdings erreichen bzw. überschreiten 3 der untersuchten Standorte die Ausreißergrenze von 5 µg Σ -DDX/kg. Maximal waren es 8 µg Σ -DDX/kg. Alle 3 Grünlandböden befinden sich nicht im Überschwemmungsbereich von Fließgewässern. Es sind einzelne Zufallsbefunde auf relativ geringem Konzentrationsniveau.

Tab. 93 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Angaben in µg/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	1008	743	<1	<1	<1	1	3
	5807	67	43	<1	<1	1	2	3
alle Waldarten	RP	460	389	<1	<1	<1	<1	<1
	5807	24	23	<1	<1	<1	<1	<1
Laubwald	RP	232	195	<1	<1	<1	1	<1
	5807	15	15	<1	<1	<1	<1	<1
Mischwald	RP	96	80	<1	<1	<1	<1	<1
	5807 ²	7	6	<1	<1	<1	<1	<1
Ackerland	RP	269	152	<1	<1	1	2	4
	5807	20	6	<1	1	1	2	3
Grünland	RP	211	147	<1	<1	1	2	5
	5807	21	12	<1	<1	1	2	2

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

Insgesamt können die im Untersuchungsraum vorgefundenen DDX-Konzentrationen bei allen Nutzungen überwiegend als gering bis sehr gering bewertet werden. Bei den heute noch zu findenden Σ-DDX-Verbindungen handelt es sich um eine rückläufige ubiquitäre (Alt-)Belastung.

Das in Deutschland bis 1993 hergestellte Hexachlorbenzol (HCB) geriet neben dem gezielten Einsatz auch über diffuse atmosphärische Einträge in die Böden. Es wurde hauptsächlich als Flammhemmstoff und Fungizid in Holzschutzmitteln eingesetzt. Ferner gelangte es durch Verbrennung chlorhaltiger Produkte in die Umwelt. Als Pflanzenschutzmittel ist es schon seit 1981 nicht mehr zugelassen. Es wurde als Fungizid und Saatschutzmittel in der Landwirtschaft eingesetzt. HCB ist im Boden extrem beständig (DOMSCH 1992).

Wie bei den zuvor beschriebenen Pflanzenschutzmitteln sind auch die HCB-Gehalte gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) gesunken. Bei den vor fast 30 Jahren entnommenen Proben wurde dieser Stoff noch in der Hälfte aller Fälle nachgewiesen. Die höchsten mittleren HCB-Gehalte wurden damals in den Oberböden der Ackerflächen mit 4 µg/kg und in denen der Nadelwälder mit 5 µg/kg gefunden. Andere Nutzungen waren merklich geringer betroffen.

Der Nachweis minimaler HCB-Spuren gelang im Projektraum bei 36% aller untersuchten Böden, wobei es sich mit Ausnahme eines Waldbodens ausschließlich um landwirtschaftlich genutzte Böden handelt. Aber auch bei diesen Böden wurde fast immer nur die Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg erreicht. Selbst der Höchstwert für den gesamten Untersuchungsraum erreichte im Oberboden einer Ackers lediglich 3 µg/kg.

Pentachlorphenol (PCP) wurde als Holzschutzmittel, Fungizid, Herbizid und Insektizid eingesetzt. Der Einsatz erfolgte vor allem im industriellen Bereich (Holzverarbeitung, Papier, Zellstoff). Für Erzeugnisse mit mehr 0,01 % PCP besteht seit 1994 ein generelles Herstellungs- und Anwendungsverbot. Als Pflanzenschutzmittel hatte es allerdings nur eine nachgeordnete Bedeutung. Der Einsatz PCP-haltiger Pflanzenschutzmittel wurde schon vor 1994 durch die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung (PflSchAnwV)

vollständig untersagt. Der Abbau wird stark vom pH-Wert und der organischen Substanz beeinflusst. Die Halbwertszeit des mikrobiellen Abbaus schwankt unter günstigen Bedingungen zwischen 10 und 40 Tagen und der Wirkstoff gilt daher im Boden als wenig beständig (DOMSCH 1992).

Wie bei den vorangegangenen Berichten wurde die Nachweisgrenze für PCP im Untersuchungsgebiet fast allein in Waldböden und dann auch nur selten und gering überschritten. Der Nachweis von Spuren gelang in 4 Laubwaldböden, wobei nie mehr als 4 µg/kg gefunden wurden. Auch im landesweiten Datensatz ist die Wahrscheinlichkeit, in einem Oberboden PCP nachzuweisen, in den Laubwäldern am höchsten. Der Höchstgehalt lag im Untersuchungsraum bei nur 5 µg/kg und wurde in einem Ackerboden festgestellt. Der Nachweis von PCP gelingt in diesen Böden allgemein nur noch sehr selten. Bei allen anderen organischen Schadstoffen war dieser Standort ansonsten völlig unauffällig.

Die Situation bezüglich der PCP-Rückstände in den Oberböden des Untersuchungsraums ist insgesamt positiv zu bewerten.

4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen überwiegend durch Pyrolyse bei der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe. Ihre toxische Wirkung ist sehr unterschiedlich. 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 wichtige Rolle. Benzo(a)pyren (BaP) gilt als gefährlichster Vertreter dieser Schadstoffgruppe und ist daher deren Leitkomponente.

PAK werden in starkem Maß an die organische Substanz gebunden und reichern sich daher in den obersten Bodenhorizonten an. Vertikale Verlagerungen erfolgen vermutlich in erster Linie durch Anlagerung an lösliche Huminstoffe in sauren Böden (HARTMANN 1995). 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.

Die Gesamtbelastung ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK₁₆) (siehe auch Tab. 94). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtbelastung an PAK zu beurteilen.

Neben der Gesamtbelastung charakterisiert auch das Verhältnis der Einzelkomponenten untereinander die Eintragssituation. 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 PAK₁₆-Gehalt oder das Verhältnis zwischen nieder- und höhermolekularen PAK herangezogen werden. In Verdichtungsräumen besteht PAK₁₆ zu ca. 10% aus BaP (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995, HAUENSTEIN & BOR 1998), während der BaP-Anteil in ländlich geprägten Regionen etwas geringer ist. Die Reihe der niedermolekularen PAK (PAK_{16n}) bilden die ersten 8 Komponenten der EPA-Liste (Naphtalin-Pyren (C₁₀H₈ – C₁₆H₁₀)). Zur Gruppe der höhermolekularen PAK (PAK_{16h}) zählen die Komponenten Benzo(a)anthracen bis Benzo(g,h,i)perylen (C₁₈H₁₂ – C₂₂H₁₂). Ist das PAK_{16n}/PAK_{16h}-Verhältnis (PAK_{16n}/h) kleiner 1, überwiegen höhermolekulare PAK. In Waldböden verbleibt ein hoher Anteil der PAK-Immissionen in der organischen Auflage (JONECK & PRINZ 1993) und aufgrund der höheren Wasserlöslichkeit der PAK_{16n}

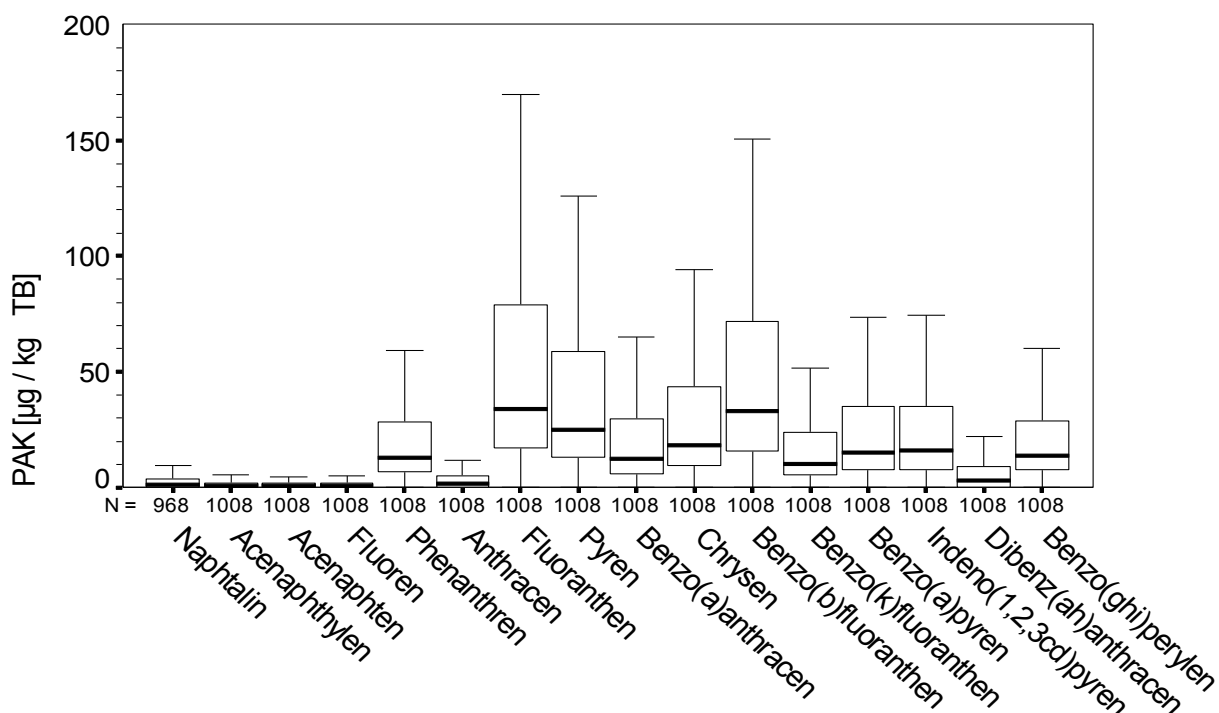
steigt ihr relativer Anteil im Mineralboden (HARTMANN 1995). Die günstigeren Abbaubedingungen und die vermutlich höheren Verdampfungsverluste führen in Ackerböden hingegen zur Verschiebung des PAK-Profiles zu Gunsten der PAK_{16h}.

Die PAK werden seit dem Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) untersucht, womit mittlerweile Daten von etwa 1000 Oberböden zur Verfügung stehen.

Für die Gesamtheit der untersuchten Böden wird folgende typische Konzentrationsfolge festgestellt, von der sich auch die Böden im Untersuchungsgebiet nicht wesentlich unterscheiden (siehe auch Tab. 94, Abb. 57):

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

Die quantitativ wichtigste Verbindung der PAK₁₆ ist allgemein Fluoranthren, dicht gefolgt von Benzo(b)fluoranthren und Pyren. Die Gehalte an Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Chrysen liegen meist etwa um die Hälfte niedriger als der Fluoranthren-Gehalt bzw. sie sind jeweils zu ca. 8 % an der PAK-Gesamtbelastung beteiligt. Diese Reihenfolge bzw. dieses PAK-Muster kann als charakteristisch für unspezifische Luftimmissionen angesehen werden. Auch das Verhältnis zwischen nieder- und höhermolekularen PAK belegt, dass in den Böden unspezifische Einträge vorherrschen. Wie im gesamten Land und allen Nutzungen beträgt das mittlere Verhältnis 0,7. Typisch ist eine Schwankungsbreite zwischen 0,6 und 1.



Rheinland-Pfalz

Abb. 57 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden
 (Beprobungszeitraum 1997-2013)

Tab. 94 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden (Angaben in µg/kg TB)

Oberboden		Angaben in µg/kg						
	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
Naphtalin**	RP	968	248	<1	2	4	9	13
	5807	67	32	<1	1	1	2	3
Acenaphthylen**	RP	1008	399	<1	1	2	5	8
	5807	67	36	<1	<1	1	2	3
Acenaphthen**	RP	1008	437	<1	1	2	3	8
	5807	67	17	<1	2	2	3	5
Fluoren**	RP	1008	338	<1	1	2	4	8
	5807	67	27	<1	1	1	2	3
Phenathren**	RP	1008	33	7	13	28	58	59
	5807	67	0	6	8	18	27	35
Anthracen**	RP	1008	300	<1	2	5	10	15
	5807	67	18	<1	1	2	5	7
Fluoranthren**	RP	1008	22	17	34	79	162	170
	5807	67	0	13	19	41	76	79
Pyren**	RP	1008	24	13	25	59	120	126
	5807	67	0	9	14	30	54	56
Benzo(a)anthracen**	RP	1008	56	6	13	30	57	65
	5807	67	0	4	7	17	32	35
Chrysen**	RP	1008	25	9	19	43	97	94
	5807	67	0	5	10	24	45	51
Benzo(b)fluoranthren**	RP	1008	13	16	33	72	150	151
	5807	67	0	9	15	40	66	77
Benzo(k)fluoranthren**	RP	1008	50	5	11	24	52	52
	5807	67	0	3	6	13	23	24
Benzo(a)pyren**	RP	1008	59	8	15	35	70	73
	5807	67	2	5	8	22	34	44
Benzo(e)pyren	RP	868	9	9	16	33	71	69
	5807	67	0	5	8	19	34	38
Indeno(1,2,3-cd)pyren**	RP	1008	44	8	16	35	71	74
	5807	67	1	4	9	19	32	38
Dibenzo(a,h)anthracen**	RP	1008	319	<1	3	9	18	25
	5807	67	5	1	3	6	10	12
Benzo(g,h,i)perylene**	RP	1008	32	8	14	29	57	60
	5807	67	3	3	7	14	26	29
Anthanthren	RP	868	399	<1	1	4	10	13
	5807	67	18	<1	2	4	10	12

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

** 16 Einzelkomponenten nach EPA

Beprobungszeitraum 1997-2013

Die bislang aus Rheinland-Pfalz vorliegenden Daten zeigen, dass die Niederschlagsmenge und die Bevölkerungsdichte bzw. der Industrialisierungsgrad einer Region den PAK₁₆-Gehalt der Böden beeinflussen. Sofern die Böden aus dem unmittelbaren Umfeld der Städte und Überschwemmungsgebiete

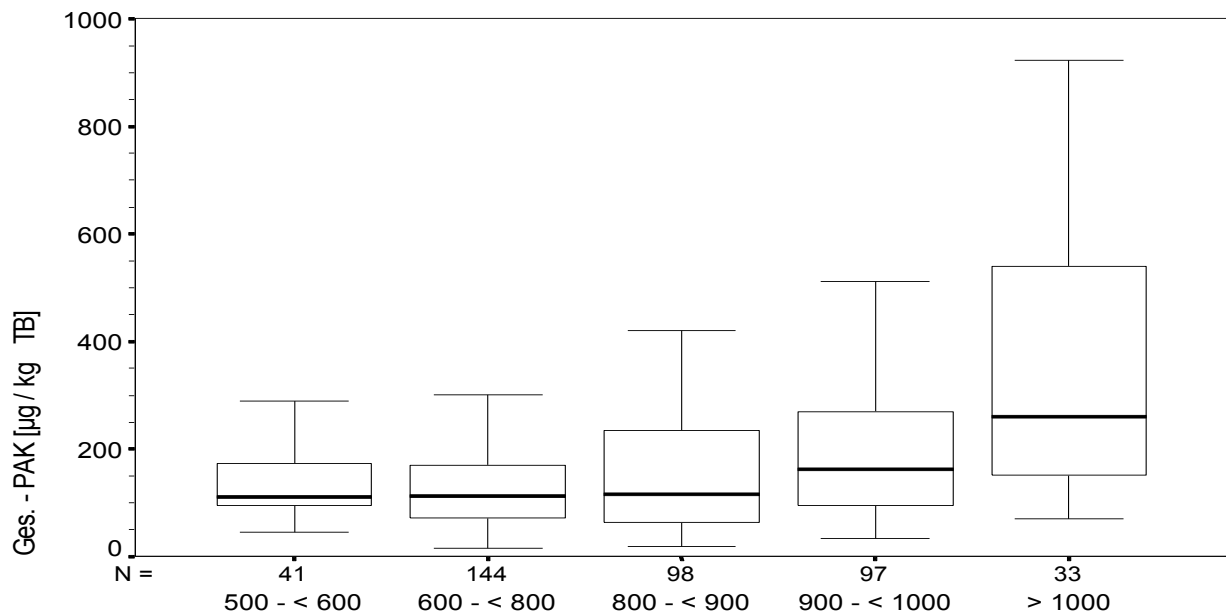


Abb. 58 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) in landwirtschaftlich genutzten Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen (Daten aus Rheinland-Pfalz / ohne Überflutungsgebiete)

nicht in die Berechnung einfließen, besteht ein positiver statistischer Zusammenhang zwischen PAK₁₆- bzw. BaP-Gehalt und jährlicher Niederschlagsmenge. Die Irrtumswahrscheinlichkeit für diesen Zusammenhang liegt bei den landwirtschaftlich genutzten Böden unter 0,1%. Dies bedeutet, dass mit dem Anstieg der Niederschlagsmenge auch die Gehalte dieser Schadstoffgruppe im Boden zunehmen. Diese Beziehung ist nicht linear, sondern in Gebieten mit mehr als 1.000 mm/a Niederschlag nehmen die PAK₁₆-Gehalte in den Oberböden überdurchschnittlich zu (siehe Abb. 58). Insbesondere außerhalb der Ballungsgebiete sind nasse Depositionen offensichtlich ein wichtiger Transportpfad für PAK in die Böden.

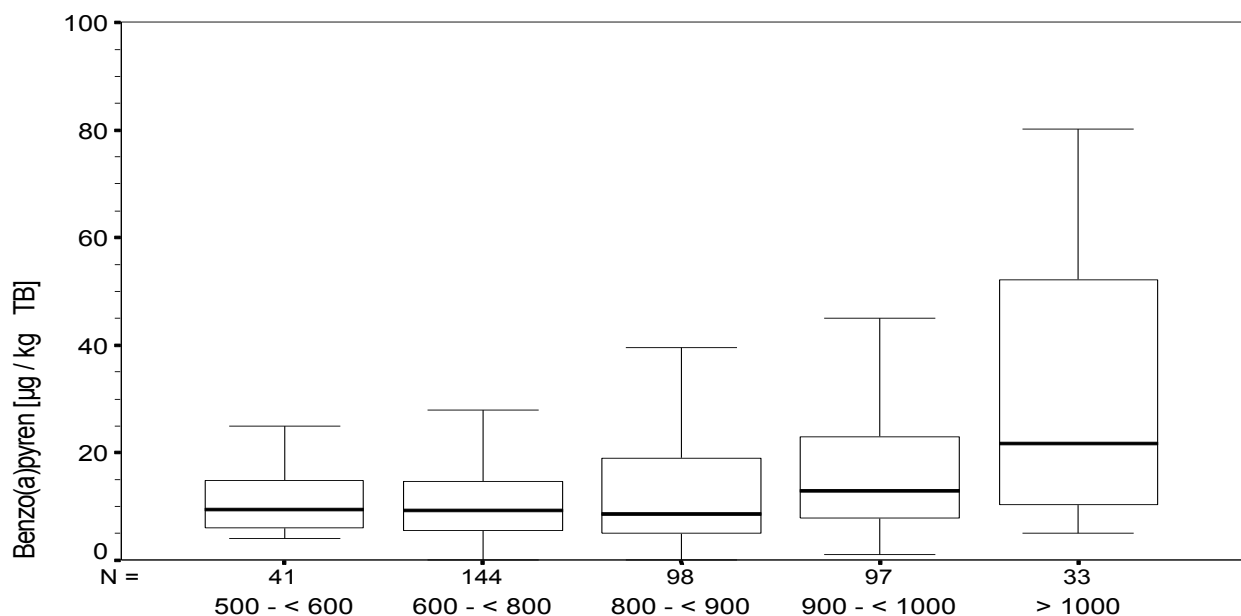


Abb. 59 Benzo(a)pyren in landwirtschaftlich genutzten Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen (Daten aus Rheinland-Pfalz / ohne Überflutungsgebiete)

Tab. 95 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Angaben in µg/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	1008	12	106	209	468	935	1013
	5807	67	0	75	109	252	459	499
alle Waldarten	RP	460	12	143	292	582	1012	1219
	5807	24	0	170	263	424	558	769
Laubwald	RP	232	1	220	354	643	975	1255
	5807	15	0	168	246	342	547	547
Mischwald	RP	96	2	117	295	661	1191	1467
	5807 ²	7	0	153	296	453	596	625
Ackerland	RP	269	0	85	125	211	411	398
	5807	20	0	59	83	101	122	123
Grünland	RP	211	0	97	185	392	1226	826
	5807	21	0	52	76	171	274	278

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld²= informell, statistisch unsicher

Die nutzungsbedingten Unterschiede sind in der Regel bei den PAK geringer als bei den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Während Laubwaldoberböden gegenüber Grünlandböden im Mittel den 6-fachen PCDD/F-Gehalt (siehe 4.3.4.) aufweisen, liegt der Faktor bei den PAK₁₆ und BaP etwa bei 2. Dies gilt sowohl landesweit als auch für den Untersuchungsraum.

Die Böden im gesamten Untersuchungsraum weisen vergleichsweise geringe PAK₁₆-Gehalte auf. Von den Oberböden der Mischwälder abgesehen unterschreiten die nutzungsabhängigen Mittelwerte die landesweiten Werte um etwa 30 bis 60 %. Zudem streuen die Gehalte bei allen Nutzungen relativ gering. Noch deutlicher als die Mittelwerte zeigen die 90. Perzentile die relativ geringe PAK₁₆-Belastung der Böden im Untersuchungsgebiet. Bei allen Nutzungen erreicht dieser Schwellenwert nur zwischen 20 und 60% der landesweiten Werte.

Die räumliche Verteilung der PAK₁₆-Gehalte im Projektgebiet ist gleichmäßig, d.h. eine räumliche Häufung erhöhter Werte ist nicht zu beobachten (siehe Kartenanlage).

Wie bei den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) weisen **Waldoberböden** üblicherweise höhere PAK₁₆- und damit auch BaP-Gehalte als landwirtschaftlich genutzte Böden auf (siehe unten). Dies dürfte am Auskämmeffekt der Bäume, ungünstigeren Abbaubedingungen sowie in der fehlenden mechanischen Durchmischung der Waldböden (Verdünnungseffekt) begründet sein.

In diesem Projekt wurden im Wald vorwiegend Oberböden in Laubwäldern untersucht. Mit durchschnittlich 246 µg PAK₁₆/kg und 18 µg BaP/kg wurden in ihnen Konzentrationen gemessen, die die landesweiten Mittelwerte um rund 30% unterschreiten. Dabei streuen die Werte vergleichsweise gering, so dass die 90. Perzentile ungefähr um 40% geringer als bei der Gesamtheit der bislang untersuchten rheinland-pfälzischen Laubwaldoberböden sind. Dieser Schwellenwert beträgt im Raum Gillenfeld für die Summe der PAK₁₆ 550 µg/kg und für BaP 40 µg/kg.

Im Mischwald konnten nur 7 Oberböden untersucht werden. Eine statistische Bewertung ist daher kaum möglich. Die vorgefundenen Werte deuten aber darauf hin, dass im Projektgebiet mit landesweit üblichen PAK-Gehalten zu rechnen ist.

Erst nach der vorliegenden Untersuchung bestand die Möglichkeit, auch die Humusauflagen der Waldböden auf diese Schadstoffe untersuchen zu lassen. Wie bei den PCB oder PCDD/F weisen die Oberböden der Laubwälder höhere PAK₁₆-Gehalte auf, als jene im Nadelwald. Die Oberböden der Mischwälder nehmen eine Zwischenstellung ein. Die vergleichsweise geringen PAK₁₆-Gehalte in den Nadelwaldoberböden sind darauf zurückzuführen, dass ihre Humusauflagen organische Schadstoffe stark immobilisieren. Im Nadelwald besteht ein ausgeprägtes Konzentrationsgefälle zwischen Humusauflage und Oberboden. Landesweit enthalten die Humusauflagen im Nadelwald durchschnittlich 1600 µg PAK₁₆/kg, während der Mittelwert im Laubwald bei nur 290 µg PAK₁₆/kg liegt (HAUENSTEIN 2013). Im Mittel sind im Nadelwald in den Humusauflagen etwa 10mal mehr PAK₁₆ als in ihren Oberböden zu finden. Im Laubwald hingegen enthalten die Humusauflagen im Mittel weniger PAK₁₆ als ihre Oberböden (HAUENSTEIN 2013).

Auch wenn dabei die geringe Dichte der Humusauflagen nicht berücksichtigt ist, sind sie in den Böden der Nadelwälder die Hauptsenke für diese Schadstoffe. Die meist mächtigeren Humusauflagen der Nadelwälder stellen damit eine wirksamere Barriere gegen das Eindringen von PAK₁₆-Verbindungen in den Mineralboden dar als die Humusauflagen der Laubwälder.

In den 20 untersuchten **Ackerböden** ist die PAK-Belastung durchgängig gering. Die mittleren Gehalte von 83 µg PAK₁₆/kg und 5 µg BaP/kg befinden sich um ca. 30 bzw. 50% unterhalb des landesweiten Durchschnitts. Von einer Ausnahme abgesehen liegen alle PAK₁₆-Gehalte deutlich unter dem landesweiten Mittel. Selbst die Maximalwerte von 280 µg PAK₁₆/kg bzw. 23 µg BaP/kg sind noch erfreulich günstig. Auch in Abb. 60 und 61 ist beim Vergleich mit den landesweiten Werten die vergleichsweise geringe Belastung durch diese Schadstoffgruppe im Projektraum ersichtlich.

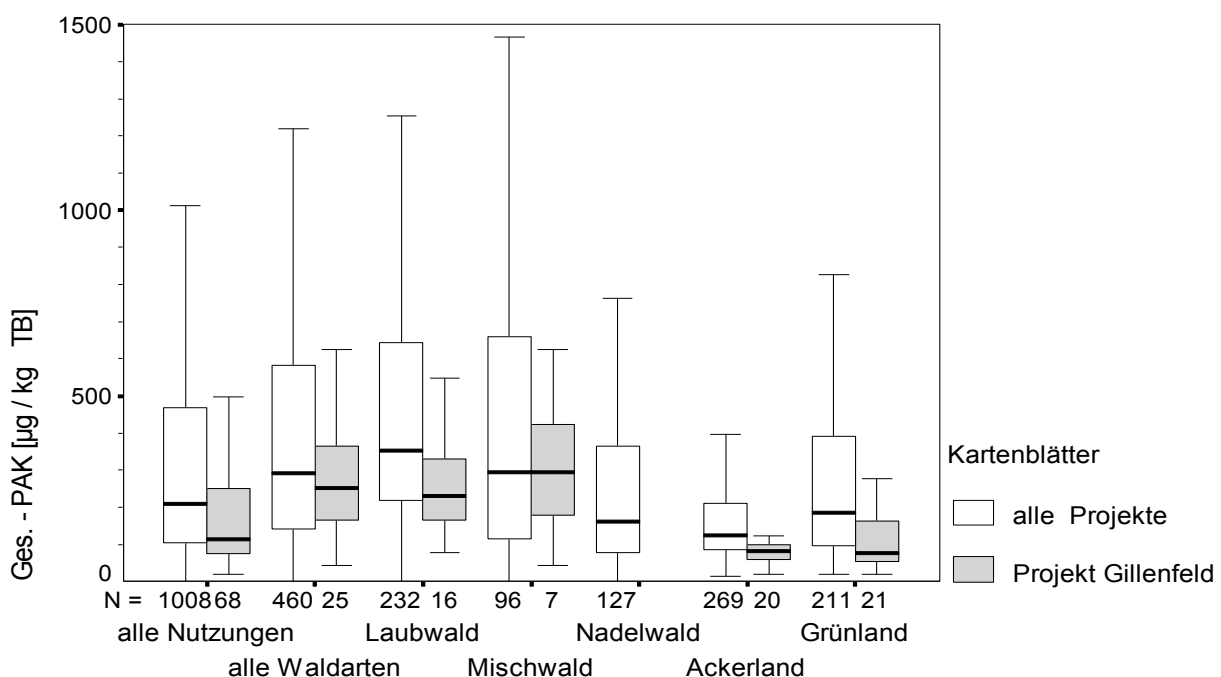


Abb. 60 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Beprobungszeitraum 1997-2013)

Tab. 96 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Angaben in µg/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	1008	59	8	15	35	70	73
	5807	67	2	5	8	22	34	44
alle Waldarten	RP	460	51	9	20	39	67	82
	5807	24	0	12	19	32	45	55
Laubwald	RP	232	7	15	26	43	66	80
	5807	15	0	11	18	24	41	41
Mischwald	RP	96	16	6	17	41	87	91
	5807 ²	7	0	10	23	33	51	55
Ackerland	RP	269	6	6	10	18	36	36
	5807	20	1	4	5	7	9	9
Grünland	RP	211	2	7	15	34	114	73
	5807	21	1	3	5	16	25	25

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

Wie in den Ackerböden sind auch die PAK₁₆-Konzentrationen in den **Grünlandböden** des Projektgebietes gering. In den 21 untersuchten Grünlandböden wurden mittlere Gehalte von nur 76 µg PAK₁₆/kg und 5 µg BaP/kg festgestellt. Damit liegen die regionalen Mittelwerte fast 60 bzw. 70% unter dem landesweiten Durchschnitt (siehe Tab. 95 und 96). Neben der sehr geringen Gesamt-Belastung fällt zudem der geringe BaP-Anteil von 4 bis 7% auf.

Da neben dem atmosphärischen Eintrag PAK₁₆ auch durch Überschwemmungen nennenswert in Böden gelangen können, wurden im vorliegenden Datensatz die regelmäßig überfluteten Grünlandböden

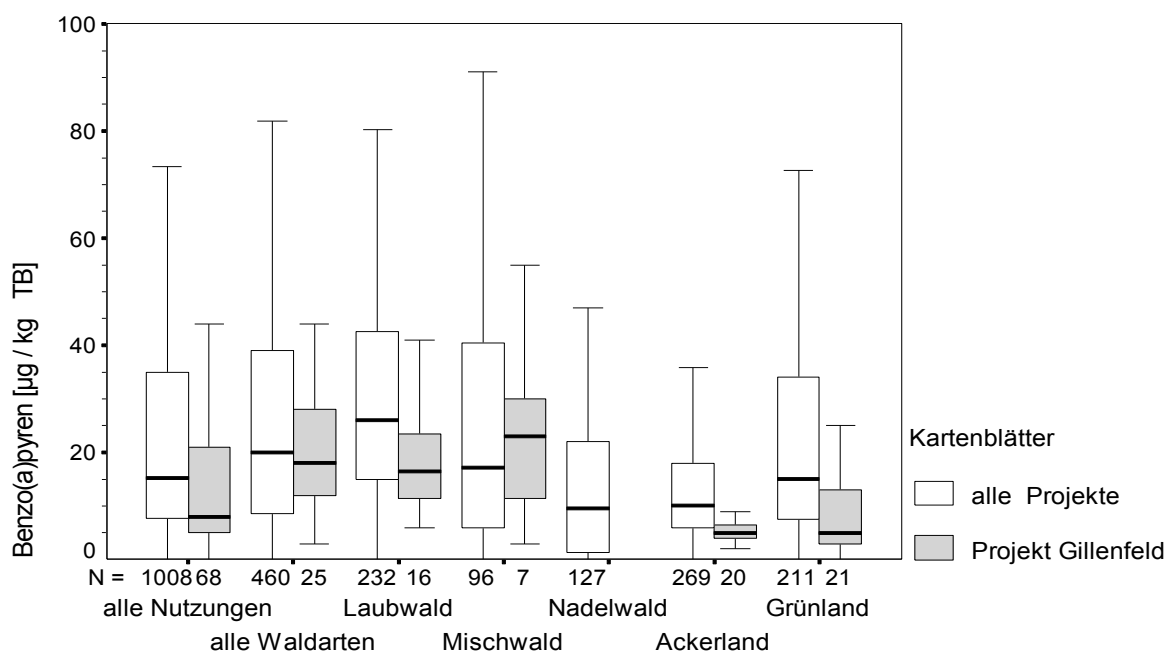


Abb. 61 Benzo(a)pyren) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Beprobungszeitraum 1997-2013)

nochmals gesondert betrachtet. In dem vergleichsweise gering besiedelten ländlich geprägten Raum kommen keine größeren Fließgewässer vor, so dass auch in diesen Böden eher unterdurchschnittliche Gehalte erwartet wurden. Allerdings konnten im Projektgebiet nur 7 Grünlandböden untersucht werden, wodurch die statistische Absicherung fehlt. Dennoch ist ein Trend erkennbar. Allgemein ist die Wahrscheinlichkeit, in landwirtschaftlich genutzten Böden überdurchschnittliche Konzentrationen zu finden, in den Überschwemmungsgebieten am größten. Der mit Abstand höchste Wert wurde mit 500 µg PAK₁₆/kg und fast 50 µg BaP/kg in der Aue des Üssbachs festgestellt. Typisch ist aber auch, dass die Werte in diesen Bereichen auffallend schwanken. In den regelmäßig überfluteten Böden wurden im Untersuchungsraum nicht nur erhöhte, sondern auch sehr geringe Gehalte von nur 23 µg PAK₁₆/kg bzw. 1 µg BaP/kg gefunden.

Für Grünlandböden, die nicht regelmäßig von Fließgewässern überflutet werden, gilt landesweit ein Durchschnittswert von 130 µg PAK₁₆/kg bzw. 10 µg BaP/kg. Das 90. Perzentil beträgt für sie 440 µg PAK₁₆/kg bzw. 40 µg BaP/kg. Die 14 im Raum Gillenfeld untersuchten Grünlandböden, die außerhalb der Überschwemmungsgebiete liegen, enthalten im Mittel 75 µg PAK₁₆/kg bzw. 5 µg BaP/kg. Trotz fehlender statistischer Absicherung ist davon auszugehen, dass die Gehalte an PAK-Verbindungen in den Grünlandböden des Untersuchungsraums im Vergleich zu den landesweiten Werten gering sind.

Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) werden in den landwirtschaftlich genutzten Böden des Untersuchungsraums nicht annähernd erreicht.

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle

Von den 210 möglichen Verbindungen der polychlorierten Biphenyle (PCB) werden stellvertretend 6 Verbindungen analysiert. Diese Kongenere werden üblicherweise zur Beurteilung des PCB-Gehaltes in Umweltmedien herangezogen. Sie werden u.a. in der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) und der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) aufgeführt.

Das Ausmaß der Bindungskraft im Boden nimmt mit dem Chlorierungsgrad und sinkender Wasserlöslichkeit zu (BLUME et al. 1996), 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, in Müllverbrennungsanlagen und Mülldeponien (KAMPE 1988). Von besonderer Bedeutung ist ferner, dass bei der Verbrennung von PCB Dioxine und Furane (siehe 4.3.4.) entstehen können.

Da die Gehalte meist unterhalb der Nachweisgrenze liegen, kann das Kongeneren-Verhältnis kaum noch beurteilt werden. Die Kongenere Nr. 28, 52 und 101 waren in keinem der untersuchten Böden nachweisbar. Bei Nr. 180 gelang dies nur selten. In der Regel sind es die Nr. 138 und 153, die die Summe der PCB-Verbindungen bilden.

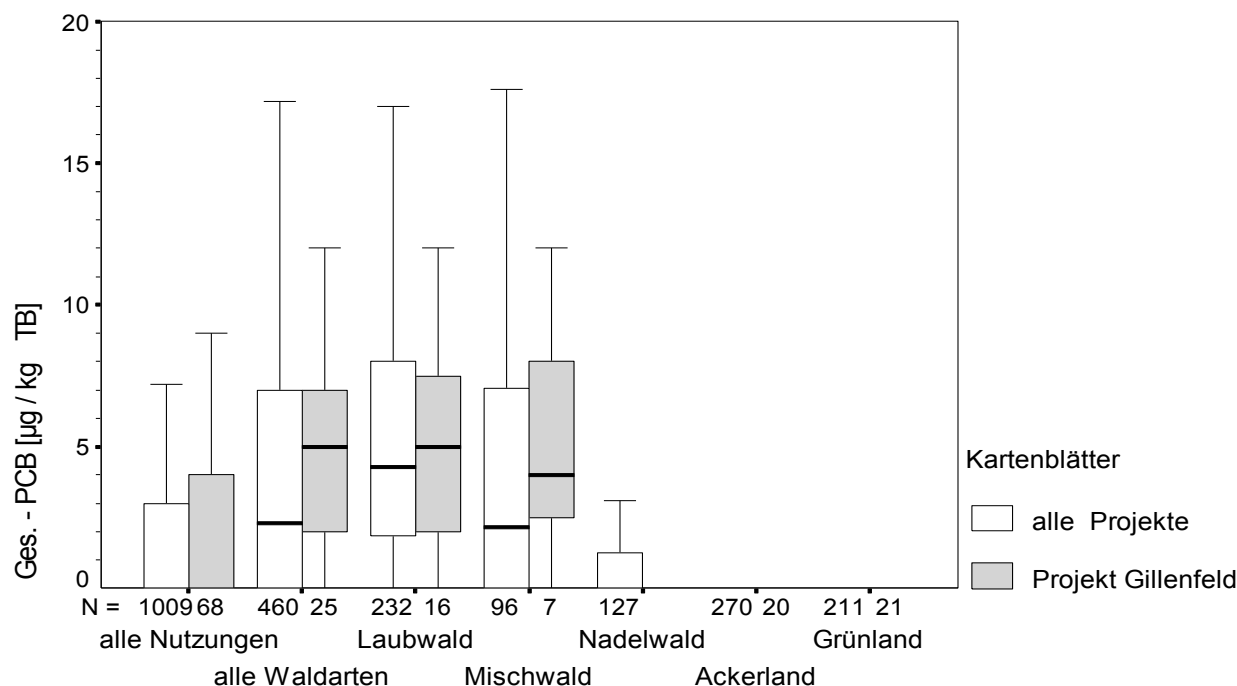


Abb. 62 Polychlorierte Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung
(Beprobungszeitraum 1997-2013)

In den letzten Jahren waren in Acker- und Grünlandböden PCB-Kongenere meist nicht mehr nachzuweisen. Der fehlende bzw. der sehr seltene Nachweis von Spuren dieser Schadstoffe ist mittlerweile charakteristisch für Böden landwirtschaftlicher Nutzflächen.

Die Nachweishäufigkeit lag in den letzten Jahren in **Ackerböden** bei unter 10%. In vor fast 30 Jahren entnommenen Proben wurde diese Stoffgruppe in Ackerböden noch in einem Drittel aller Fälle nachgewiesen. Das 90. Perzentil lag damals bei 12 µg/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996). Mit einem Wert von 4 µg Σ -PCB/kg gelang der Nachweis von PCB-Kongenere im Untersuchungsraum lediglich in einem von 20 untersuchten Ackerböden.

Die Wahrscheinlichkeit, im Boden PCB-Verbindungen zu finden, ist landesweit bei Grünland etwas höher als bei ackerbaulicher Nutzung. Im aktuellen landesweiten Datensatz gelang der Nachweis von PCB-Verbindungen noch in etwa jedem 5. Grünlandboden. In der Regel wird aber auch in diesen Böden nur die Bestimmungsgrenze erreicht oder geringfügig überschritten. Dies trifft auch auf den Untersuchungsraum zu. Lediglich in 2 der 21 untersuchten Grünlandböden wurden bei den Kongenere PCB 138 und 153 jeweils die Nachweisgrenze erreicht. In allen anderen Grünlandböden gelang der Nachweis von keinem der PCB-Kongenere.

Werte über 10 µg/kg konnten in den letzten Jahren ausschließlich in regelmäßig überfluteten Grünlandböden größerer Fließgewässer festgestellt werden.

Die Böden, in denen regelmäßig geringe aber messbare Konzentrationen an PCB-Verbindungen gefunden werden, sind Waldoberböden. Dies trifft insbesondere auf die Böden in Laubwälder zu. Die 15 untersuchten Laubwaldoberböden enthielten im Untersuchungsraum im Mittel 5 µg Σ -PCB/kg. Der Maximalwert von 12 µg Σ -PCB/kg wurde im Oberboden eines Laub- sowie eines Mischwaldes gefunden. Dies entspricht dem landesweit gültigen 90. Perzentil. Dies stimmt sehr gut mit den Werten

Tab. 97 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden				Angaben in ng I-TEq/kg				
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	1009	595	<1	<1	3	9	10
	5807	67	45	<1	<1	4	7	12
alle Waldarten	RP	460	162	<1	2	7	12	20
	5807	24	5	2	5	8	11	12
Laubwald	RP	232	40	2	4	8	14	17
	5807	15	3	3	5	8	11	12
Mischwald	RP	96	37	<1	2	7	12	18
	5807 ²	7	1	2	4	9	11	12
Ackerland	RP	270	246	<1	<1	<1	<1	<1
	5807	20	19	<1	<1	<1	<1	<1
Grünland	RP	211	159	<1	<1	<1	3	<1
	5807	21	19	<1	<1	<1	<1	<1

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

der letzten Jahre aus anderen Landesteilen überein. Für den Beprobungszeitraum 1997-2012 ergibt sich für Laubwaldoberböden ein landesweiter Mittelwert von 4 µg/kg. Auch heute lassen sich noch in über 80% der Fälle Spuren dieser Schadstoffgruppe nachweisen.

Da nur 7 Standorte im Mischwald untersucht werden konnten, sind die statistischen Zahlen zwar unsicher, aber sie decken sich annähernd mit den Werten aus den Laubwäldern.

Bei Konzentrationen über 5 µg Σ -PCB/kg dominieren in den Waldoberböden die PCB Nr. 138 und Nr. 153. Es sind die Böden, in den Nr. 180 in Spuren ebenfalls noch nachweisbar sind.

Die PCB-Situation hat sich in den Oberböden der Wälder seit dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz nachhaltig verbessert. Bei dieser Beprobungskampagne, die vor fast 30 Jahren stattfand, wurden die höchsten Gehalte mit durchschnittlich 58 µg/kg im Nadelwald gefunden. Das 90. Perzentil betrug damals 114 µg/kg. Im Laubwald waren hingegen geringere Σ -PCB-Gehalte zu finden. Im Mittel waren es 20 µg/kg und das 90. Perzentil lag bei 42 µg/kg (HAUENSTEIN & BOR 1996).

Erst nach der hier vorliegenden Untersuchung bestand die Möglichkeit auch die Humusauflagen der Waldböden auf diese Schadstoffe untersuchen zu lassen. Die vorliegenden jüngeren Daten zeigen, dass die PCB-Belastung in den Waldoberböden landesweit zwar weitgehend abgeklungen ist, in den Humusauflagen diese Stoffgruppe jedoch noch in gut messbaren Konzentrationen vorhanden ist. Anders als im Mineralboden sind die höheren Werte in den Humusauflagen der Nadelwälder zu finden. Dort werden heute noch durchschnittlich 30 µg Σ -PCB/kg gefunden, während der Mittelwert im Laubwald mit 8 µg Σ -PCB/kg merklich niedriger ist. Die meist mächtigeren Humusauflagen der Nadelwälder scheinen das Eindringen von PCB-Kongeneren in den Mineralboden besser zu verhindern als die Humusauflagen der Laubwälder.

Die in den Waldoberböden des Untersuchungsraums gefundenen Gehalte sind als allgemeine sehr geringe ubiquitäre Altbelastung zu bewerten. Die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) werden immer weit unterschritten.

Tab. 98 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden

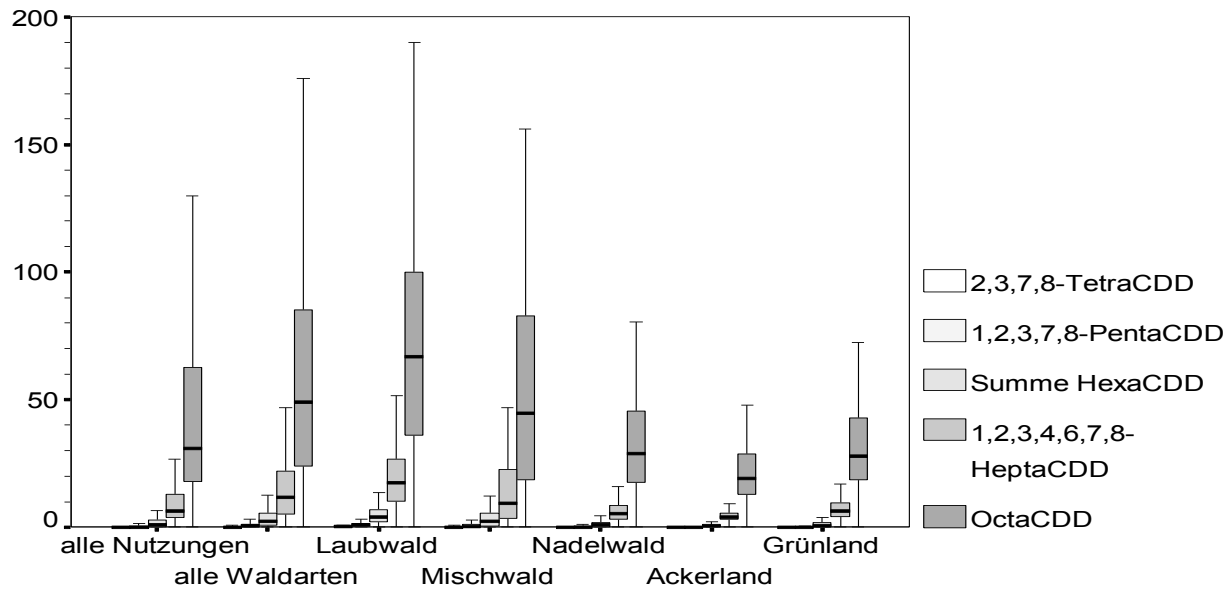
Oberboden					Angaben in µg/kg			
	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
PCB-Nr. 28	RP	1009	949	<1	<1	<1	<1	<1
	5807	67	67	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 52	RP	1009	945	<1	<1	<1	<1	<1
	5807	67	67	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 101	RP	1009	854	<1	<1	<1	1	<1
	5807	67	67	<1	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 138	RP	1009	635	<1	<1	1	3	6
	5807	67	45	<1	<1	2	3	5
PCB-Nr. 153	RP	1009	606	<1	<1	2	3	7
	5807	67	46	<1	<1	2	3	4
PCB-Nr. 180	RP	1009	760	<1	<1	<1	2	<1
	5807	67	53	<1	<1	<1	1	<1
Σ-PCB	RP	1009	595	<1	<1	3	9	10
	5807	67	45	<1	<1	4	7	12

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

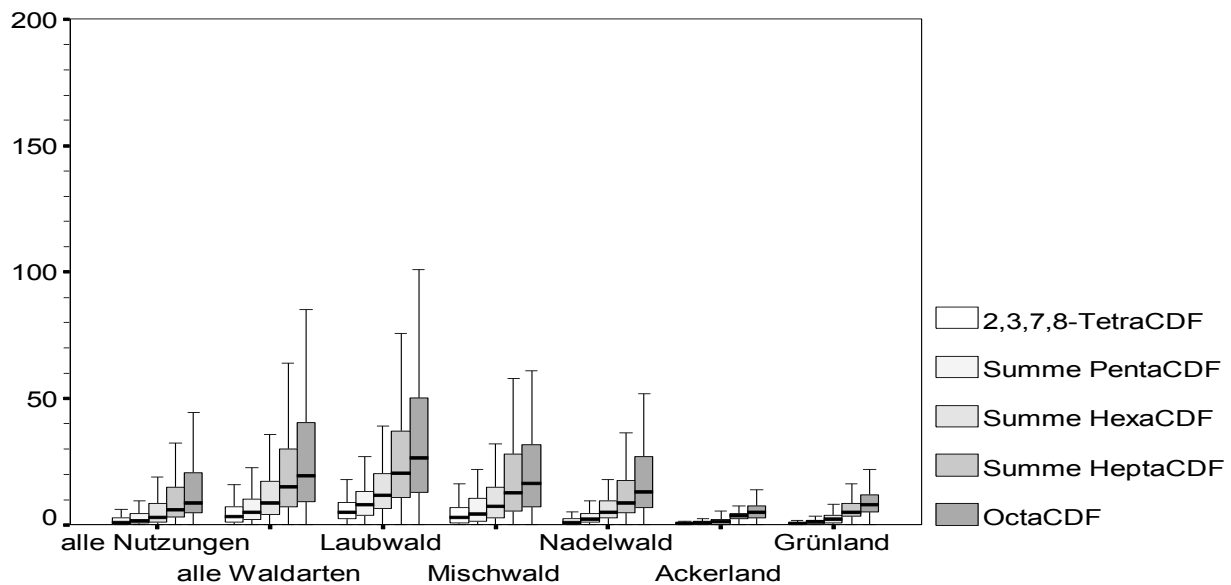
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)

Die Gehalte der Einzelkomponenten steigen in Böden üblicherweise mit dem Chlorierungsgrad. Bei den Absolutgehalten dominieren bei allen Nutzungen daher Dioxine und Furane, die 8 Chloratome substituiert haben (OCDD/F). Diese Kongenere sind in Böden in der Regel nachweisbar. Das Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD) stellt in allen untersuchten Proben - gleich welcher Bodennutzung - quantitativ die wichtigste Einzelkomponente dar. Dem OCDD folgt das Octachlor-dibenzofuran (OCDF), das ebenfalls 8 Chlor-Atome substituiert hat. Bei den minderchlorierten Verbindungen besitzen die Furane (PCDF) einen größeren Stellenwert als die Dioxine (PCDD) (siehe Tab. 99). Obwohl die OCDD und OCDF mit durchschnittlich 41 ng/kg (landesweit, nutzungsunabhängig) zusammen etwa 2/3 aller untersuchten PCDD/F-Verbindungen im Oberboden stellen, haben sie aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Toxizität am Toxizitätsäquivalent nur einen mittleren Anteil von 3,0%. Nach einer Neubewertung der WHO wurde für OCDD und OCDF das Toxizitätsäquivalent um Faktor 10 gesenkt, so dass diese Kongenere bei Anwendung des neueren Berechnungsmodells eine noch deutlich geringere Bedeutung haben. Das 2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (2,3,4,7,8-PeCDF) ist hingegen die toxikologisch relevanteste Einzelverbindung. Im Mittel hat dieser Stoff am Toxizitätsäquivalent einen Anteil von 36%.

Die Dominanz höherchlorierter PCDD/F ist für Boden und Humusaufgaben das charakteristische ubiquitäre Verteilungsmuster. Immissions- und Nadelproben zeigen ähnliche Muster (UBA 2007). Sie stammen vermutlich in erster Linie aus thermischen Prozessen wie Autoabgasen, Hausbrand und Müllverbrennung. Schon in der Atmosphäre findet eine relative Anreicherung höherchlorierter PCDD/F statt, da sie gegenüber abiotischem Abbau eine höhere Stabilität aufweisen. Auch im Boden sinkt der biotische Abbau mit dem Chlorierungsgrad. Zudem werden PCDD bei gleichem Chlorierungsgrad langsamer als PCDF biotisch abgebaut (BALLSCHMITER & BACHER 1996).



Polychlorierte Dibenzodioxine (Angaben in ng/kg)



Polychlorierte Dibenzofurane (Angaben in ng/kg)

Abb. 63 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung (Daten aus Rheinland-Pfalz)

Um Hinweise auf regional abweichende Eintragssituationen und/oder Abbaubedingungen zu erhalten, was zu einer Veränderung des PCDD/F-Musters führen kann, wird im vorliegenden Bericht auch das Verhältnis aus der Summe der untersuchten Dioxin- und Furan-Verbindungen gebildet. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei den Dioxinen nur 7 Einzelverbindungen bestimmt werden, während es bei den Furanen 10 sind. Bislang zeigt sich, dass die Dioxin-Gehalte regional und bei den unterschiedlichen Bodennutzungen relativ gering variieren. Die Furan-Gehalte hingegen zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Nutzung. Am geringsten ist das D/F-Verhältnis in den Nadelwaldoberböden. Landesweit liegt dort der Mittelwert bei 1,1. In Laubwaldoberböden liegt er landesweit, wie auch im Raum Gillenfeld, mit 1,2 im Mittel geringfügig höher.

Tab. 99 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden

Oberboden (1. Mineralbodenhorizont)					Angaben in ng/kg			
Kongenere	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
2,3,7,8-Tetrachlor-di- benzo-p-dioxin (-TCDD)	RP	960	739	<0,1	<0,1	<0,1	0,4	<0,1
	5807	67	62	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzo-p-dioxin (-PeCDD)	RP	960	495	<0,1	<0,1	0,6	1,5	4,1
	5807	67	49	<0,1	<0,1	0,6	1,0	3,8
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	960	496	<0,1	<0,1	0,5	1,4	4,0
	5807	67	59	<0,1	<0,1	<0,1	1,2	<0,1
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	960	319	<0,1	0,4	1,3	3,2	6,2
	5807	67	45	<0,1	<0,1	1,5	2,8	6,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	960	375	<0,1	0,3	1,0	2,3	5,3
	5807	67	49	<0,1	<0,1	1,0	1,8	2,9
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	960	315	<0,1	1,0	2,7	6,7	9,7
	5807	67	45	<0,1	<0,1	2,7	5,0	8,4
Summe Hexachlor-di- benzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	960	73	3,9	6,3	13,1	27,1	26,7
	5807	67	12	3,5	4,5	11,8	22,0	23,0
Octachlor-dibenzo-p- dioxin (OCDD)	RP	960	11	17,9	30,9	62,8	120,0	130,0
	5807	67	0	13,3	19,0	48,5	89,6	100,0
2,3,7,8-Tetrachlor-di- benzofuran (-TCDF)	RP	960	63	0,6	0,9	2,9	7,8	6,3
	5807	67	2	0,5	0,7	4,0	5,7	9,2
1,2,3,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	960	167	0,4	0,7	2,2	5,6	4,8
	5807	67	23	<0,1	0,6	3,2	5,9	10,0
2,3,4,7,8-Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	960	119	0,5	0,8	2,3	6,4	4,9
	5807	67	11	0,5	0,7	3,1	4,8	6,9
Summe Pentachlor-di- benzofuran (PeCDF)	RP	960	112	0,8	1,6	4,4	12,0	9,7
	5807	67	10	0,5	1,3	6,2	11,2	14,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	960	165	0,6	1,3	3,4	7,7	7,3
	5807	67	32	<0,1	1,0	3,9	5,9	11,0
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	960	262	<0,1	0,8	2,3	5,5	8,7
	5807	67	44	<0,1	<0,1	2,6	4,0	6,9
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	960	690	<0,1	<0,1	0,1	0,8	3,2
	5807	67	67	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	960	232	0,3	0,9	2,3	5,2	5,2
	5807	67	38	<0,1	<0,1	2,7	3,8	6,5
Summe Hexachlor-di- benzofuran (-HxCDF)	RP	960	156	1,3	2,9	8,5	19,4	19,1
	5807	67	31	<0,1	1,0	9,2	13,5	24,1
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	960	81	3,2	5,8	14,4	33,0	31,0
	5807	67	21	<0,1	4,3	14,8	24,2	38,0
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	960	441	<0,1	0,3	0,8	2,5	4,9
	5807	67	67	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Summe Heptachlor- dibenzofuran (-HpCDF)	RP	960	81	3,4	6,0	15,1	35,8	32,3
	5807	67	21	<0,1	4,3	14,8	24,2	38,0
Octachlor-dibenzofuran (OCDF)	RP	960	105	4,8	8,9	20,8	52,0	44,6
	5807	67	17	<0,1	6,9	20,5	30,8	49,0

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

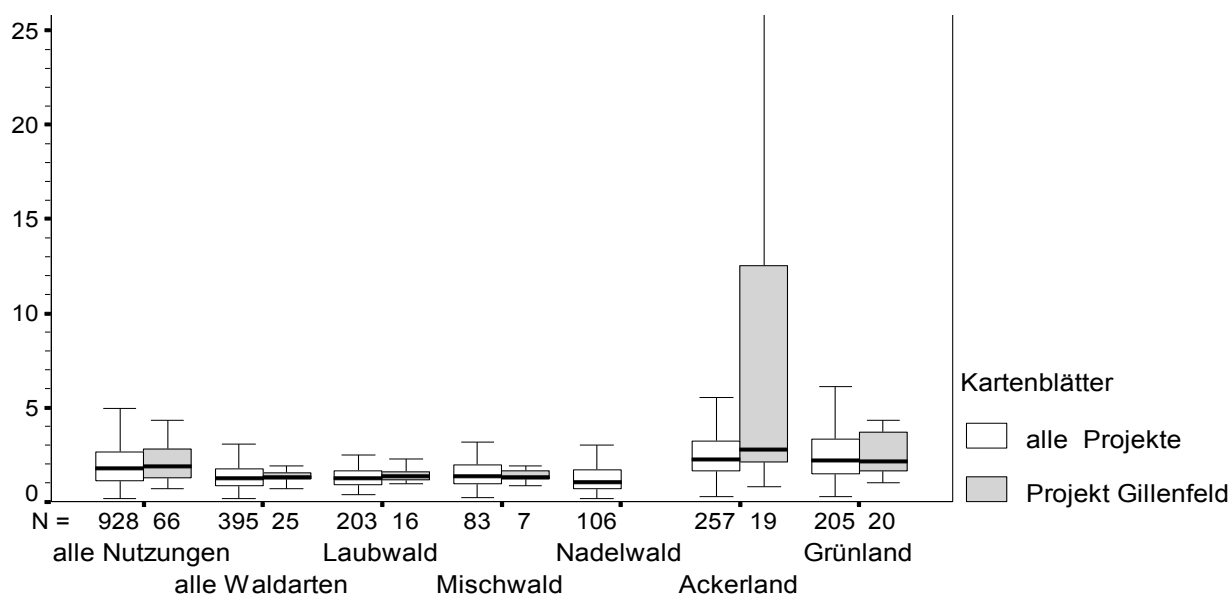


Abb. 64 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung
(Beprobungszeitraum 1997-2013)

Gegenüber den Waldoberböden sind in den landwirtschaftlich genutzten Böden bedeutend weniger PCDD/F-Verbindungen zu finden. Insbesondere der Gehalt an Furanen ist merklich geringer, wodurch sich das D/F-Verhältnis erheblich verschiebt. Landesweit liegt das mittlere D/F-Verhältnis in Ackerböden bei 2,2 und in Grünlandböden bei 2,1. Ähnliche Werte wurden in diesen Böden auch im Projektgebiet gefunden (siehe Abb. 64). Damit überwiegen PCDD in den landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich. Die ungewöhnliche hohe Streuung der Werte ist Folge der besonders geringen Belastung an diesen Stoffen im Raum Gillenfeld (siehe unten). Es ist zu vermuten, dass die PCDD stärker als die PCDF in der Humusaufgabe gebunden werden und daher in geringerem Umfang als die PCDF den mineralischen Oberboden erreichen. Auch die in landwirtschaftlich genutzten Böden günstigeren Bedingungen für den Abbau der PCDF können eine Rolle spielen.

Wie bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) erfolgte die Prüfung, ob ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und PCDD/F-Gehalt besteht. Das Datenkollektiv bestand aus Werten der Nutzungen Acker und Grünland. Zudem wurden jene Daten eliminiert, die aus

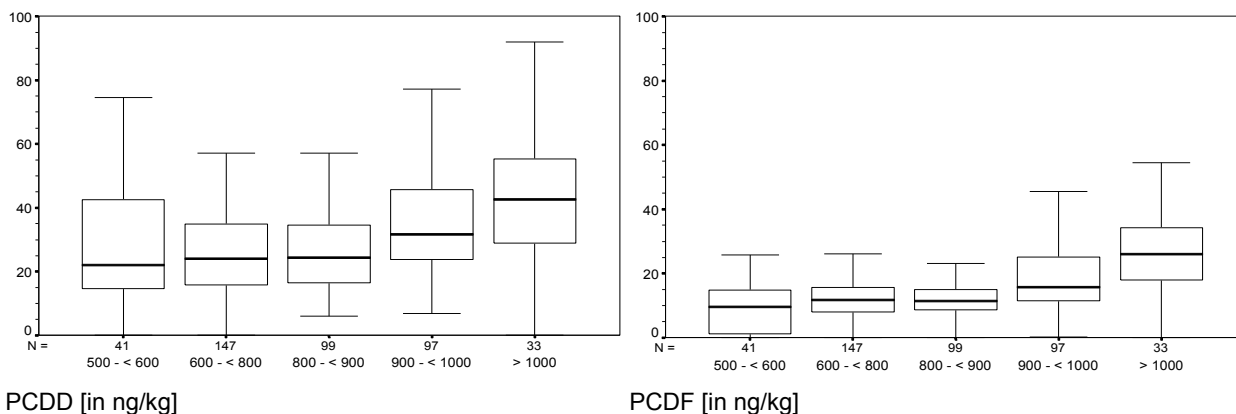


Abb. 65 Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) in landwirtschaftlich genutzten Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen (ohne Überflutungsgebiete)

Tab. 100 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Angaben in ng I-TEq/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	960	11	0,6	1,2	3,4	9,2	7,4
	5807	67	0	0,4	0,6	3,9	6,5	8,8
alle Waldarten	RP	404	5	1,5	3,5	7,5	12,3	16,4
	5807	24	0	2,7	5,3	7,3	9,9	12,3
Laubwald	RP	205	1	2,8	5,5	9,4	14,3	18,4
	5807	15	0	3,2	5,4	8,6	9,7	11,4
Mischwald	RP	84	1	1,0	2,9	7,3	12,2	15,2
	5807 ²	7	0	1,2	5,6	5,8	11,0	12,3
Ackerland	RP	272	4	0,4	0,7	1,0	1,4	1,7
	5807	20	0	0,1	0,4	0,6	0,8	1,0
Grünland	RP	212	2	0,5	1,0	1,5	2,5	2,9
	5807	21	0	0,4	0,5	0,8	1,2	1,3

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

dicht besiedelten Räumen sowie aus rezenten Überflutungsgebieten stammen. Wie bei den PAK besteht ein signifikanter positiver Zusammenhang mit der jährlichen Niederschlagsmenge. Bei den PCDD verläuft der Anstieg der Konzentrationen mit dem Niederschlag relativ gleichmäßig, während die PCDF, ähnlich den PAK, bei mehr als 1.000 mm/a Niederschlag überdurchschnittlich zunehmen (siehe auch Abb. 65). Solch hohe Niederschlagsmengen treten im Projektgebiet allerdings kaum auf. Die Auswertungen belegen, dass nasse Depositionen ein wichtiger Transportpfad für PCDD/F in die Böden sind.

Mit zunehmendem Gehalt an organischer Substanz ist auch mit höheren PCDD/F-Konzentrationen zu rechnen. Dies wurde an Grünlandoberböden geprüft, da ihre Oberböden nicht von Humusaufgaben überdeckt sind und die Humusgehalte vergleichsweise variabel sind. In humusarmen Oberböden (< 2 Masse% C_{org}) beträgt das mittlere Toxizitätsäquivalent 0,6 ng I-TEq/kg. Bei mehr als 4 Masse% C_{org} steigt es auf durchschnittlich 1,4 ng I-TEq/kg. Dies scheint auch auf die Böden im Untersuchungsraum annähernd zuzutreffen.

Wie bei den PAK sind die PCDDF-Gehalte in **Waldoberböden** höher als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Die 24 im Projektgebiet untersuchten Waldoberböden besitzen ein mittleres Toxizitätsäquivalent von 5,3 ng I-TEq/kg. Das 90. Perzentil beträgt 9,9 ng I-TEq/kg. Der mittlere Gehalt liegt über dem landesweiten Durchschnittswert (siehe Tab. 100). In einer bundesweiten Studie, bei der allerdings nicht nach dem vorherrschenden Baumbestand untergliedert wurde, wird für Waldoberböden ein Median von 2,4 und ein 90. Perzentil von 14 ng I-TEq/kg angegeben (UBA 2007). Im Vergleich mit diesen Zahlen scheinen die Waldoberböden im Raum Gillenfeld auf den ersten Blick überdurchschnittliche PCDDF-Gehalte aufzuweisen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass im Untersuchungsraum überwiegend Oberböden im Laubwald und fast keine im Nadelwald untersucht wurden. Wie bei den zuvor beschriebenen organischen Schadstoffen werden in den Oberböden der Laubwälder merklich höhere Stoffkonzentrationen als im Nadelwald gefunden.

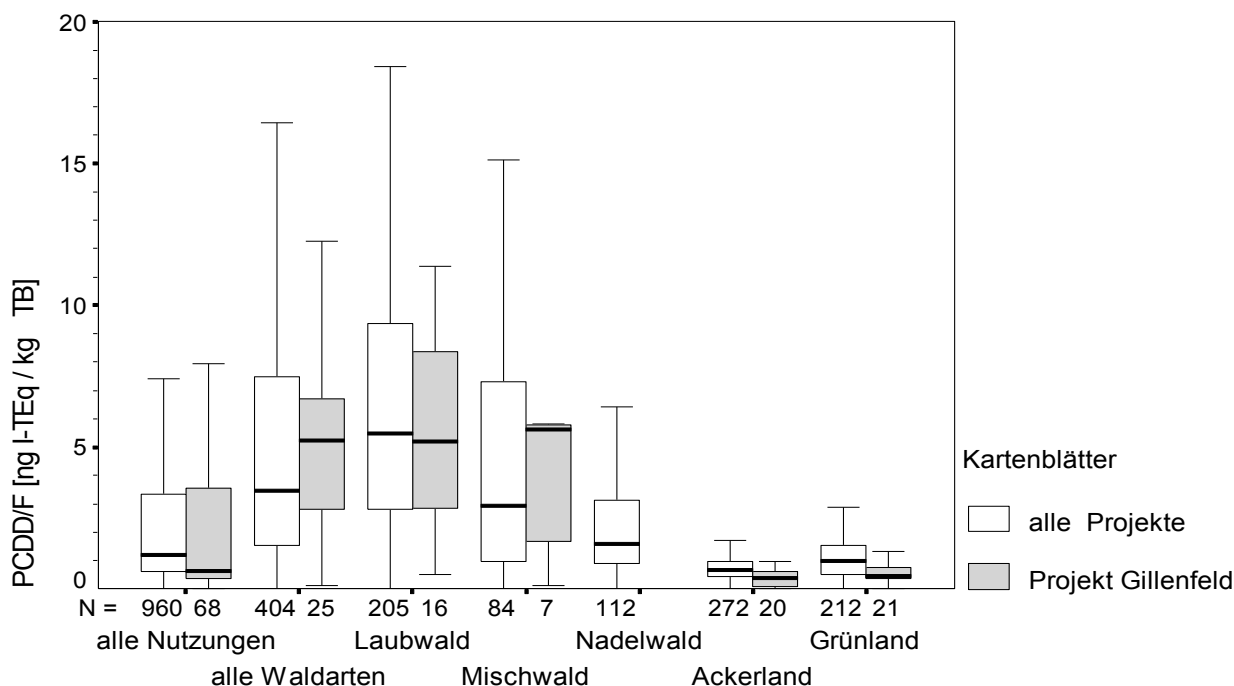


Abb. 66 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung (Beprobungszeitraum 1997-2013)

Die Laubwaldoberböden im Untersuchungsraum enthalten im Mittel 103 ng Σ -PCDD/kg und 74 ng Σ -PCDF/kg. Beide Werte entsprechen dann in etwa den landesweiten Daten. Die 90. Perzentile betragen 156 ng Σ -PCDD/kg und 112 ng Σ -PCDF/kg. Die Streuung der Gehalte ist damit leicht unterdurchschnittlich. Entsprechend liegt das mittlere Toxizitätsäquivalent mit 5,4 und einem 90. Perzentil von 9,7 ng I-TEQ/kg dann doch im landesweit üblichen Bereich.

Das toxischste Dioxin, das 2,3,7,8-TCDD, wurde in 2 der 15 untersuchten Laubwaldoberböden nachgewiesen. Mit zunehmenden Chlorierungsgrad steigt die Nachweishäufigkeit. Das mindertoxische Octachlor-dibenzodioxin (OCDD) ist mit Gehalten zwischen 17 und 130 ng/kg immer nachweisbar und in der Regel mengenmäßig das wichtigste Kongener. Bei den Dioxinen hat es einen Anteil von 70 bis 85 %. Am Toxizitätsäquivalent hat es allerdings nur einen geringen Anteil von typischerweise 0,1 bis 0,3 %.

Nach AbfKlärV (1992) bzw. WHO (1997) ist das 2,3,4,7,8-PeCDF das toxischste Furan. Es ließ sich in allen Laubwaldoberböden nachweisen. Der mittlere Gehalt liegt bei 4,3 ng/kg und das 90. Perzentil bei 7,5 ng/kg. An der Gesamtbelastung hat diese Verbindung den größten Anteil mit einem typischen Anteil von 35 bis 45 %.

Dass die Oberböden im Nadelwald normalerweise geringere Gehalte an organischen Schadstoffen aufweisen, als jene im Laubwald, liegt am höheren Schadstoffrückhaltevermögen der Humusauflagen im Nadelwald. Daher gelangen organische Schadstoffe im Nadelwald in geringerem Umfang bis in den Oberboden. Erst nach den Untersuchungen im Raum Gillenfeld bestand die Möglichkeit, auch die Humusauflagen der Waldböden auf PCDD/F untersuchen zu lassen. Massenbezogen besteht im Nadelwald ein erhebliches Konzentrationsgefälle zwischen Humusauflage und Oberboden. In Rheinland-Pfalz weisen die Humusauflagen im Nadelwald ein mittleres Toxizitätsäquivalent von 25 ng I-TEQ/kg (HAUENSTEIN 2013) auf. Dies entspricht in etwa dem bundesweiten Mittelwert von 22 ng I-TEQ/kg (UBA 2007).

Tab. 101 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Angaben in ng/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	960	0	23	38	79	156	160
	5807	67	0	17	25	63	119	127
alle Waldarten	RP	404	0	31	65	116	195	241
	5807	24	0	50	94	125	157	160
Laubwald	RP	205	0	50	91	138	213	255
	5807	15	0	50	103	132	156	160
Mischwald	RP	84	0	22	58	115	188	245
	5807 ²	7	0	27	64	103	217	105
Ackerland	RP	272	0	16	25	36	49	58
	5807	20	0	12	17	27	46	48
Grünland	RP	212	0	23	36	52	108	92
	5807	21	0	11	21	27	40	46

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

Auch wenn die Lagerungsdichte in der Humusaufgabe etwa um Faktor 4 bis 5 geringer ist, befindet sich der höchste PCDD/F-Vorrat in den Böden der Nadelwälder in ihren Humusaufgaben. In abgeschwächter Form gilt dies auch für die Mischwälder. Ganz anders stellt sich die Situation im Laubwald dar. In deren Humusaufgaben wurden landesweit im Mittel nur 4,0 ng I-TEq/kg gefunden, womit der PCDD/F-Gehalt zum Oberboden hin ansteigt. In diesen Böden dürfte der Hauptvorrat nicht in der Humusaufgabe, sondern sich im Mineralboden befinden.

Die PCDDF-Belastung der 21 im Projektgebiet untersuchten **Grünlandböden** ist ausgesprochen gering. Im Mittel wurden nur 21 ng Σ -PCDD/kg und 11 ng Σ -PCDF/kg gefunden. Das mittlere Toxizitätsäquivalent beträgt lediglich 0,5 ng I-TEq/kg und das 90. Perzentil liegt bei 1,2 ng I-TEq/kg. Mehr als 1,3 ng I-TEq/kg wurde in keinem Boden gefunden. Damit liegen Mittelwert und Streuung rund 50 % unter den landesweiten Daten. In einer bundesweiten Studie wurden für Grünlandböden mit einem Mittelwert von 2,8 ng I-TEq/kg und einem 90. Perzentil von 13 ng I-TEq/kg ebenfalls deutlich höhere Werte festgestellt (UBA 2007).

Anders als bei den PAK scheinen Überschwemmungen kein wichtiger Eintragspfad für PCDD/F zu sein. Zwar wurden nur 3 Grünlandböden untersucht, die regelmäßig überflutet werden, jedoch sind sie mit Werten zwischen 0,1 und 1,3 ng I-TEq/kg unauffällig. Dies wurde auch in anderen Untersuchungsgebieten beobachtet.

Die toxischsten Dioxine, das 2,3,7,8-TCDD und das 1,2,3,7,8-PeCDD, wurden in keinem der untersuchten Grünlandböden gefunden. Lediglich einmal gelang der Nachweis von Dioxinen mit 6 substituierten Chloratomen. Das Octachlor-dibenzodioxin (OCDD) ist in diesen Böden mit Konzentrationen zwischen 6 und 50 ng/kg immer nachweisbar und das mengenmäßig wichtigste Kongener. Bei den Dioxinen hat es einen Anteil von 75 bis > 95%. Durch seine geringe Toxizität liegt der Anteil am Toxizitätsäquivalent allerdings nur zwischen 0,1 und 0,6%.

Das nach AbfKlärV (1992) bzw. WHO 1997 toxischste Furan, das 2,3,4,7,8-PeCDF konnte im Untersuchungsraum in fast allen Grünlandböden nachgewiesen werden. Im Mittel sind es 0,6 ng/kg und das

Tab. 102 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Angaben in ng/kg			
Nutzungsklassen	Her- kunft ¹	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	960	0	11	21	53	129	116
	5807	67	0	4	14	57	93	130
alle Waldarten	RP	404	0	25	53	106	185	227
	5807	24	0	38	73	96	114	130
Laubwald	RP	205	0	37	74	131	210	270
	5807	15	0	43	74	96	112	130
Mischwald	RP	84	0	19	44	94	152	188
	5807 ²	7	0	20	72	83	120	128
Ackerland	RP	272	0	8	12	16	24	27
	5807	20	0	1	7	14	17	19
Grünland	RP	212	0	11	18	28	43	52
	5807	21	0	2	11	17	22	23

¹= Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz (Beprobungszeitraum 1997-2013); 5807= Blatt 5807 Gillenfeld

²= informell, statistisch unsicher

90. Perzentil liegt bei 1,0 ng/kg. An der Gesamtbelastung hat diese Verbindung den größten Anteil mit einem typischen Anteil von 40 bis 70 %. Das mindertoxische Octachlor-dibenzofuran (OCDF) ist mit Werten von bis zu 14 ng/kg meist nachweisbar.

Mit einem mittleren Toxizitätsäquivalent von 0,4 ng I-TEq/kg sind auch die 20 im Raum Gillenfeld untersuchten **Ackerböden** nur sehr gering durch PCDDF-Verbindungen belastet. Das 90. Perzentil beträgt nur 0,8 ng I-TEq/kg. Beide Werte liegen unter den landesweiten Werten für diese Nutzungsgruppe. Auch im bundesweiten Vergleich schneiden die Ackerböden hinsichtlich ihrer PCDDF-Gehalte günstig ab. Bundesweit gilt für Ackerböden ein Mittelwert von 1,2 ng I-TEq/kg und das 90. Perzentil liegt bei 11 ng I-TEq/kg (UBA 2007).

Absolut enthalten die Ackerböden des Untersuchungsgebiets durchschnittlich nur 17 ng Σ -PCDD/kg und 7 ng Σ -PCDF/kg. Der toxischste Vertreter der PCDD/F, das 2,3,7,8-TCDD, sowie die ebenfalls vergleichsweise toxischen Dioxine mit 5 und 6 substituierten Chloratomen sind in keinem der untersuchten Ackerböden gefunden worden. Das toxischste Furan 2,3,4,7,8-PeCDF lag mit einem mittleren Gehalt von 0,5 ng/kg meist leicht über der Nachweisgrenze. Es hat an der Gesamtbelastung immerhin einen typischen Anteil von fast 40 bis 80 %. Das mindertoxische OCDD war in diesen Böden mit Konzentrationen zwischen 8 und 61 ng/kg immer nachweisbar und ist das mengenmäßig wichtigste Kongener. Ihm folgt das OCDF mit Werten zwischen < 0,3 und 9 ng/kg.

In der BBodSchV (1999) sind für die PCDD/F weder Vorsorge- noch Prüfwerte angegeben. Der strengste Maßnahmenwert gilt mit 100 ng I-TEq/kg für die Nutzung Kinderspielflächen. Wie in Tab. 100 ersichtlich wird dieser Wert in allen untersuchten Oberböden nicht annähernd erreicht.

Der orientierende Sanierungswert (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) von 10 ng I-TEq/kg wird in einem Mischwald- und einem Laubwaldoberboden minimal überschritten. Dies sind weniger als 10% aller untersuchten Waldoberböden. Mit maximal 1,3 ng I-TEq/kg erreicht kein landwirtschaftlich genutzter Boden auch nur annähernd diesen Schwellenwert. An keinem der untersuchten Standorte ist eine Einschränkung der multifunktionellen Nutzung durch diese Schadstoffgruppe gegeben.

4.4. Radionuklide (KAI PRINZ)

4.4.1. Allgemeine Grundlagen

Radionuklide sind instabile Atomkerne oder Nuklide, die dem radioaktiven Zerfall unterliegen (Radioaktivität). Derzeit sind fast 3.000 Nuklide von etwa 120 Elementen bekannt; die meisten davon sind allerdings nur experimentell nachweisbar. Ca. 10% der Radionuklide sind natürlicher Herkunft, ein Großteil davon sind stabile Nuklide. Der restliche Teil aber ist instabil und sendet beim Zerfall verschiedene Arten von Strahlung aus. Einer dieser Strahlungen ist die Alpha-Strahlung, bei welcher Heliumkerne aus dem radioaktiven Kern ausgeschleudert werden (schwere Teilchenstrahlung) und deren Reichweite in der Luft nur wenige Zentimeter beträgt. Des Weiteren gibt es die sogenannte Beta-Strahlung (leichte Teilchenstrahlung), wobei Elektronen vom radioaktiven Kern ausgesendet werden. Diese haben meist eine geringere Energie als Alpha-Strahlen und können z.B. mit Acrylglas abgeschirmt werden. Beim Gamma-Zerfall (elektromagnetische Wellen) wird eine hochenergetische ionisierende Strahlung ausgesendet, die in ihrer Reichweite nur z.B. durch Bleiplatten abgeschwächt werden kann und demzufolge Materie weitestgehend durchdringt.

Für den Menschen und damit auch für den Strahlenschutz ist die biologische Wirkung der ionisierenden Strahlungen im menschlichen Gewebe wichtig. Jede der o.g. Strahlungsarten führt zu einer Aufnahme von Energie im Gewebe, die zu einer Schädigung führen kann (Dosis). Dabei sind Quellen von Alphastrahlen, sofern sie im Gewebe sind und dort verbleiben, besonders schädlich, während Gammastrahlenquellen ihre Energie auf den gesamten Körper übertragen, da diese Strahlung die Körpersubstanz am stärksten durchdringt. Je nach Strahlenart und räumlicher Verteilung und damit biologischer Wirksamkeit wird über die Organdosis (ehemals Äquivalentdosis) in der Einheit Sievert (Sv) die Schädlichkeit der Strahlung auf ein bestimmtes Organ angegeben. Die mittlere jährliche effektive Dosis ist die Summe der gewichteten Körperdosen aller Organe und wird in Millisievert pro Jahr angegeben.

Beim radioaktiven Zerfall entstehen unter Energieabstrahlung oftmals instabile Tochternuklide, die wiederum zerfallen, bis letztendlich meist ein stabiler Kern entsteht. Eine solche Aneinanderreihung von Zerfällen wird Zerfallsreihe genannt. Natürliche Radionuklide als Bestandteil unserer Umwelt werden in drei Gruppen gegliedert:

- Radionuklide ohne Zerfallsreihen
- Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen
- Radionuklide, die durch kosmische Strahlung entstehen.

Die beiden erstgenannten Gruppen bezeichnet man als primordiale Radionuklide, also von Anfang an bestehende Radionuklide, von welchen ca. 50 bekannt sind.

Der bekannteste Vertreter der natürlichen Radionuklide der ersten Gruppe ist das ^{40}K mit einer Halbwertszeit (HWZ) von ca. 1,3 Milliarden Jahren. Das ^{40}K -Radionuklid ist mit 0,0117% natürlicher Bestandteil des Elementes Kalium. Damit finden sich pro 100 mg Kalium im Boden 3,09 Bq/kg ^{40}K . Das ^{40}K -Radionuklid zerfällt zu 89% in das stabile Isotop ^{40}Ca und zu 11% in das ebenfalls stabile ^{40}Ar . Beim Zerfall entsteht eine Gamma-Strahlung von 1,46 MeV (Mega-Elektronen-Volt), die mit einem Gamma-spektrometer gemessen werden kann. Dementsprechend lässt sich aus der ermittelten Aktivität der Gesamtkaliumgehalt im jeweiligen Bodenhorizont berechnen.

Kalium ist lebensnotwendig für die Herz-, Muskel- und Nerventätigkeit. Es wird vom menschlichen Körper über Trinkwasser und Nahrung aufgenommen (ca. 3g täglich) und in der Muskulatur und aktiven Zellen gespeichert. Im Durchschnitt enthält der menschliche Körper (70kg) ca. 140g Kalium, was einer radioaktiven Gesamtstrahlung von 4.200 Bq entspricht. Damit trägt das ^{40}K im Wesentlichen zur inneren Strahlenexposition bei. Im Jahr nimmt der Mensch rund 34.000 Bq ^{40}K (= 1100g K) mit der Nahrung auf.

Die biologische Halbwertszeit von ^{40}K beträgt durchschnittlich 58 Tage. Was der Körper nicht in die eigene Masse einlagert, wird über die Nieren ausgeschieden.

Über die Aufnahme von ^{40}K über die Nahrung hinaus existieren weitere Quellen, durch die der Mensch mit diesem natürlichen Radionuklid in Kontakt kommt. So finden sich z.B. in Baustoffen sowie in Gesteinen (Granit) oder Beton z.T. erhebliche ^{40}K -Gehalte von bis zu 4.000 Bq/kg Trockenmasse (TM), Ziegelsteine oder Leichtbetonsteine mit Bims können bis zu 2.000 Bq/kg Trockenmasse an ^{40}K -Gehalten aufweisen. Auch kaliumhaltige Düngemittel können je nach Herkunftsland eine spezifische Aktivität von bis zu 6.000 Bq/kg TM erreichen (Bundesamt für Strahlenschutz). Diese ^{40}K Gehalte tragen zusätzlich dann zu einer äußeren Strahlenexposition bei.

Weitere Strahlenexpositionen rühren von Nukliden her, die durch eine ganze Reihe von Reaktionen in Tochternuklide zerfallen. Dabei können allein 48 Nuklide in 3 Zerfallsreihen sortiert werden:

- die Thoriumzerfallsreihe, beginnend beim ^{232}Th und endend beim stabilen ^{208}Pb
- die Actiniumzerfallsreihe, beginnend beim ^{235}U und endend beim stabilen ^{207}Pb
- die Uran-Radiumzerfallsreihe, beginnend beim ^{238}U und endend beim stabilen ^{206}Pb

Die metastabilen Mutternuklide haben alle eine Halbwertszeit (HWZ) von 10^8 bis 10^{10} (=Milliarden) Jahren. Bei allen 3 Zerfallsreihen entstehen Radon-Tochternuklide mit unterschiedlichen Halbwertszeiten. Das Radon, als nicht stabiles radioaktives Edelgas, breitet sich teilweise in der bodennahen Luft aus und zerfällt dort. Die Zerfallsprodukte gelangen über den Niederschlag wieder auf die Erdoberfläche. Sie können über Anbindung an Aerosole eingeatmet werden und verbleiben dann im Atemtraktgewebe, während Radon selbst sehr schnell wieder ausgeatmet wird. Die Zerfallsprodukte sind z.T. reine Alphastrahlenquellen, setzen z.T. aber auch Gammastrahlen frei. Dabei kommen dem besonders mobilen ^{222}Rn und auch seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten wie ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi und ^{214}Po eine besondere Bedeutung für die Strahlenexposition zu.

Zur externen Strahlenexposition trägt über die bisherigen Quellen hinaus auch die kosmische Strahlung bei. Sie besteht aus einer hochenergetischen Teilchenstrahlung (Protonen), die zum größten Teil aus dem Universum und zu einem kleineren Teil von der Sonne stammt. Diese kosmische Strahlung wird vom Erdmagnetfeld geschwächt und von der Atmosphäre weitgehend abgeschirmt, gelangt aber durchaus auch auf die Erde; ihre Stärke ist aber von der Höhe üNN abhängig. Durch die kosmische Strahlung entstehen laufend sog. kosmogene Radionuklide wie z.B. Tritium (^3H), ^7Be und ^{10}Be sowie ^{14}C .

Die mittlere jährliche effektive Strahlendosis der Bevölkerung durch natürliche Strahlenquellen beträgt in Deutschland 2,4 mSv/Jahr; sie schwankt je nach örtlichen Gegebenheiten zwischen 1 und 10 mSv. Sie setzt sich überwiegend aus den in Tab. 100 genannten fünf Einzelbereichen zusammen.

Tab. 103 Zusammensetzung der mittleren natürlichen Strahlenbelastung in Deutschland

Dosisart	mSv
Inhalation von Zerfallsprodukten von ^{222}Rn	1,15
Kosmische Strahlung	0,39
Terrestrische Strahlung	0,48
Aufnahme durch Lebensmittel	0,29
Inhalation von Zerfallsprodukten von ^{220}Rn	0,10
Summe	2,41

Von den künstlich erzeugten Radionukliden sind Hunderte bekannt, aber nur wenige von ihnen werden im Bereich der Kerntechnik, Medizin und Prüftechnik derzeit genutzt. In der Medizin finden z.B. ^{60}Co und ^{131}I als Bestrahlungsnuklid und in der Therapie Verwendung, in der Diagnostik sind es ^{58}Co , ^{201}Tl und $^{99\text{m}}\text{Tc}$. In der Prüftechnik werden z.T. dieselben Radionuklide eingesetzt. Darüber hinaus aber auch Zerfallsprodukte, die aus dem Kernwaffenfallout oder von dem Tschernobyl-Unfall bekannt sind, z.B. ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{90}Sr .

Die mittlere effektive Jahresdosis durch ionisierende Strahlung in Deutschland aus künstlichen Strahlungsquellen setzt sich wie in Tab. 104 aufgezogen zusammen.

Tab. 104 Zusammensetzung der Strahlungsbelastung aus künstlichen Quellen

Bereich	mSv
Medizin	2,0
Kernwaffenfallout	< 0,01
kerntechnische Anlagen	< 0,01
Tschernobyl	< 0,015
Forschung, Technik	< 0,01

Hierzu einige Beispiele:

Bereits die Röntgenaufnahme des Brustkorbes verursacht eine effektive Strahlendosis von 0,1 mSv, eine Computertomographie, auch des Brustkorbes, dagegen bis zu 10 mSv.

Ein Transatlantikflug schlägt mit ca. 0,1 mSv zu Buche und z.B. die Strahlenbelastung durch Zigaretten (1 Jahr lang 20 Stück/Tag) übersteigt diesen Wert um das 10-fache.

In radonreichen Gegenden Deutschlands kann eine Jahresdosis durchaus 10 mSv erreichen (aus Publikationen des Bundesamtes für Strahlenschutz).

Künstliche Radionuklide gelangten in erster Linie durch die 428 registrierten oberirdischen Kernwaffenexplosionen zwischen 1945 und 1980 (LITZ & SATTELMACHER in BLUME 2004) sowie durch den Kernkraftwerksunfall von Tschernobyl Ende April 1986 in die Atmosphäre und von dort aus in die Böden. Den größten Anteil am Tschernobyl-Fallout hatte ^{131}Jod , das jedoch eine Halbwertszeit von nur 8 Tagen besitzt und daher nicht mehr nachweisbar ist. Ebenso relativ kurze Halbwertszeiten von 2 bis 5 Jahren haben die künstlichen Nuklide $^{125}\text{Antimon}$ (^{125}Sb), $^{134}\text{Cäsium}$ (^{134}Cs) und $^{60}\text{Kobalt}$ (^{60}Co). Sie sind daher ebenfalls weitgehend zerfallen. Im Gegensatz dazu beträgt die Halbwertszeit bei $^{137}\text{Cäsium}$ (^{137}Cs) und $^{90}\text{Strontium}$ (^{90}Sr) etwa 30 Jahre, was in den Böden folglich heute noch nachzuweisen ist. ^{90}Sr im Boden stammt in erster Linie aus den zahlreichen oberirdischen Kernwaffenversuchen und ist als Altbelastung anzusehen. Der ^{137}Cs -Gehalt wurde hingegen durch die 1986 hinzugekommenen Anteile aus Tschernobyl um das etwa 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.

Die Radionuklid-Immissionen durch die Tschernobyl-Katastrophe stellten sich in Mitteleuropa regional sehr unterschiedlich dar, wobei der Eintrag hauptsächlich von der Menge der örtlichen Niederschläge bestimmt wurde. So lagen in Oberbayern im Mai 1986 die ^{137}Cs -Gehalte um das etwa 7,5-fache höher als in Unterfranken (LBP 1997). In den landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns schwankt der Gehalt heute 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 dabei auf 2-9 Bq $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ geschätzt.

^{137}Cs ist sehr immobil, so dass keine bedeutsame vertikale Verlagerung in den Böden stattfindet (BLOCK 1993, LBP 1997, 2000). ^{137}Cs wird in erster Linie an Dreischicht-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 2004, LBP 2000). ^{137}Cs wird dabei vorwiegend selektiv an randlich aufgeweitetem Illit, Montmorillonit und Vermiculit, sehr vermindert und unspezifisch aber auch an Kaolinit (Zweischicht-Tonmineral) adsorbiert und kann nicht verlagert werden, während ^{137}Cs in der Bodenlösung von Humus i.W. reversibel in Abhängigkeit der jeweiligen Kationenkonzentrationen sorbiert wird (KRUSE-IRMER 2002). Bei geringen Humus- bzw. Tongehalten im Boden kann dann eine vertikale Verlagerung eher stattfinden, sofern das ^{137}Cs nicht von Pflanzen aufgenommen und über den Stoffkreislauf wieder dem Boden zugeführt wird.

Je nach Humifizierungsgrad ist dabei die Bioverfügbarkeit z.B. in organischen Auflagen unterschiedlich. Während in den L- und Of-Horizonten das ^{137}Cs noch besonders mobil ist, stellen die Oh-Horizonte Senken dar, in denen das ^{137}Cs zum größten Teil an höhermolekulare organische Substanzen gebunden wird und somit aus dem ^{137}Cs -Kreislauf herausgenommen wird. Allerdings ist dies auch abhängig von der jeweiligen Kationenkonzentration in der Bodenlösung, von dem verfügbaren Kaliumgehalt und dem vorherrschenden pH-Wert. Bei steigendem pH-Wert erhöht sich die Cäsiumadsorption. Dabei werden die Austauschereigenschaften des Sorbenten geändert. STREBL (1999) schätzt die ökologische Halbwertszeit und damit die Verweildauer des ^{137}Cs in den L- und Of-Horizonten auf ca. 5 Jahre und in den Oh-Horizonten auf bis zu 15 Jahren. Die vertikale Migrationsgeschwindigkeit wird im Mittel auf 1 cm/Jahr geschätzt. Die Verlagerung des ^{137}Cs in den Mineralboden ist damit direkt abhängig von der Mächtigkeit, Art und Qualität des Auflagehorizonts. Mit der Mineralisierung des Oh-Horizontes kann das ^{137}Cs in den obersten Mineralbodenhorizont eindringen, was demzufolge in nährstoffreichen Laubwäldern schneller als in nährstoffarmen sauren Nadelwäldern geschieht.

Cäsium, gleich ob es sich um das stabile ^{133}Cs oder um radioaktive Isotope handelt, hat für Pflanzen keine bekannte physiologische Funktion. Dennoch wird es durch seinen sehr ähnlichen chemischen Aufbau in Konkurrenz zum Kalium von Pflanzen aufgenommen, eingelagert und kann somit durch die Nahrung in den menschlichen Körper gelangen. Die biologische Halbwertszeit dieser Verbindungen im menschlichen Gesamtkörper beträgt bei Männern 110 Tage, bei Frauen 65 Tage (VOLKMER 2007). Das heißt, dass bei einer Inkorporation von 2.000 Bq ^{137}Cs nach 110 bzw. 65 Tagen im Gesamtkörper nur noch 1.000 Bq nachweisbar sind. Dieses Radionuklid wird vor allem in den Muskeln gespeichert und über die Nieren ausgeschieden.

4.4.2. Auswertung

Die Nuklide ^{60}Co , ^{134}Cs und ^{125}Sb lagen in den Böden des Untersuchungsgebietes, auch bei langer Messzeit im Labor, immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Auch ^{238}U konnte nur bei sehr langer Messzeit (>13 h) und nur vereinzelt direkt bestimmt werden. ^{137}Cs hingegen war in allen organischen Auflagen und allen Oberböden nachweisbar, ebenso ^{40}K und ^{232}Th . ^{238}U konnte dagegen nur bei sehr langer Messzeit (>13 h) und nur vereinzelt direkt bestimmt werden.

Um die Vergleichbarkeit der Radionuklidwerte zu gewährleisten, wurden alle ermittelten Gehalte der Böden auf das Datum 01.01.1997 normiert. Die ^{137}Cs -Belastung ist seit der Katastrophe von Tschernobyl aufgrund der oben genannten Halbwertszeit um etwa 50% zurückgegangen. Dabei beschränkte sich die Bodenbelastung anfangs auf die obersten Zentimeter. Untersuchungen zeigen, dass ^{137}Cs langsam in die Tiefe verlagert wird, zum Teil aber auch wieder aktiv durch Pflanzenwurzeln im Boden nach oben

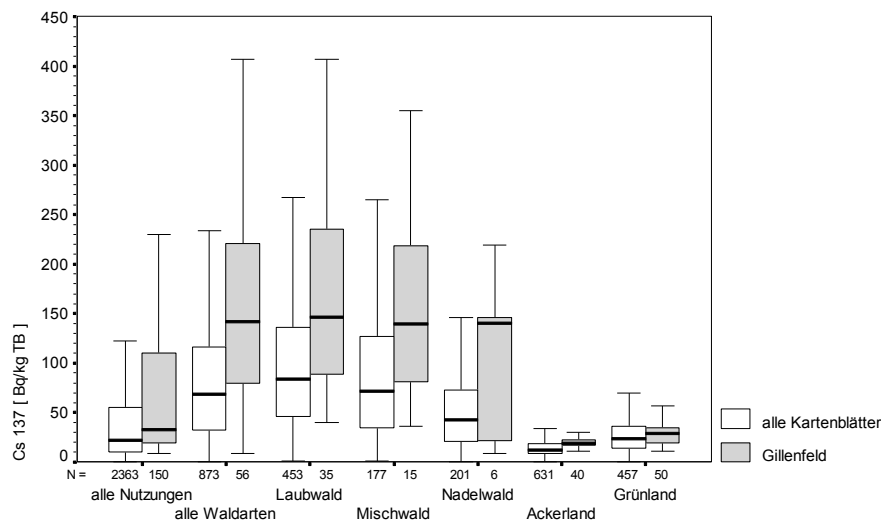


Abb. 67
 ^{137}Cs im obersten
 Mineralbodenhorizont,
 gruppiert nach Nutzung

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

transportiert wurde (LfU Baden-Württemberg 2002). Auch durch Umlagerungen des Bodenmaterials durch Pflügen erfolgte eine Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz.

Von den bislang rund 9.000 auf Radionuklide untersuchten Bodenproben in Rheinland-Pfalz stammen 179 Oberböden und 59 organische Auflagen aus dem aktuellen Untersuchungsraum. Neben der organischen Auflage werden alle Mineralbodenhorizonte untersucht, die in einer Tiefe von bis zu maximal 30 cm vorkommen. Dies ermöglicht die Berechnung von gewichteten Gehalten (siehe auch 3.3.2.), was etwa dem Durchschnittsgehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens entspricht. Damit können Böden unterschiedlicher Nutzung besser als bei einer reinen horizontbezogenen Betrachtung verglichen werden.

Dass es nicht nur in Mitteleuropa, sondern sogar innerhalb von Rheinland-Pfalz deutliche regionale Unterschiede hinsichtlich der Belastung durch künstliche Radionuklide gibt, belegen die bislang durchgeführten Messungen im Rahmen der Bodenzustandsberichte. Wie oben erwähnt hängt dies von der unterschiedlichen Niederschlagsmenge und dem damit verbundenen Auswaschungseffekt des Fallouts aus der Atmosphäre nach dem Unfall von Tschernobyl im April 1986 ab. Laut der bundesweiten *Karte der Bodenkontamination mit ^{137}Cs im Jahr 1986* wurden im Untersuchungsgebiet überwiegend bis zu 4.000 Bq/m^2 ^{137}Cs im südlichsten Teil möglicherweise bis zu 6.000 Bq/m^2 ^{137}Cs durch Niederschläge deponiert. Wegen der in diesem Zeitraum zufälligerweise relativ hohen Niederschlagsmengen zählt die Umgebung von Gillenfeld zu den in Rheinland-Pfalz durch künstliche Radionuklide etwas stärker betroffenen Regionen.

Die **Ackerböden** enthalten im Untersuchungsraum im Oberboden durchschnittlich $19 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$ und die Ausreißergrenze befindet sich bei $30 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$. Aufgrund der typischen Bearbeitungstiefe von 30 cm ist dieser Mittelwert praktisch identisch mit dem gewichteten Gehalt. Die mittlere Belastung ist damit um das 1,5-fache höher als im Landesdurchschnitt ($12 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs/kg}$).

Die Verfügbarkeit von Cäsium i.A. und damit auch Radiocäsium nimmt im Boden zu bei sinkendem pH-Wert ($< 5,5$), sinkenden Tonmineralanteilen in der Wurzelzone, Kaliumarmut in der Bodenlösung und steigendem Humusanteil. Die Ackerböden im Untersuchungsraum zeichnen sich alle durch einen pH-Wert von durchschnittlich 5,2 aus. Aufgrund guter Kaliumversorgung, relativ hohen Ton- und geringen Humusanteilen im Bodensubstrat ist die Verfügbarkeit von ^{137}Cs gering, sodass ein Eintrag in Ackerfrüchte nicht wahrscheinlich wird.

Tab. 105 ¹³⁷Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997			
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	2363	20	10,5	22,3	55,4	114,9	122,4
	5807	150	0	19,7	32,6	111,5	218,9	247,8
alle Waldarten	RP	873	0	32,6	68,7	116,6	179,0	233,9
	5807	56	0	78,9	142,1	221,7	273,0	406,6
Laubwald	RP	453	0	45,9	84,1	136,2	194,6	271,5
	5807	35	0	78,4	146,6	247,8	283,5	406,6
Mischwald	RP	177	0	34,5	71,4	129,5	209,6	270,3
	5807	15	0	80,4	139,8	225,4	304,2	355,4
Nadelwald	RP	201	0	21,0	42,6	72,6	107,5	145,8
	5807	6	0	18,3	140,6	164,3	-	219,6
Ackerland	RP	631	0	8,5	12,3	18,9	26,6	34,4
	5807	40	0	16,8	18,9	22,3	25,2	30,2
Grünland	RP	457	0	14,2	24,0	36,6	53,3	70,0
	5807	50	0	19,1	28,8	34,8	53,3	56,5

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5807= Blatt Gillenfeld

Die primordialen Radionuklide ⁴⁰K und ²³²Th konnten in allen Oberböden nachgewiesen werden; ²³⁸U direkt nur sehr vereinzelt. Im Mittel erreichten die ⁴⁰K-Werte 674 Bq/kg im obersten Mineralbodenhorizont, was einem Kaliumgesamtgehalt von 22,8 g/kg entspricht. Davon ist nur ein sehr geringer Teil pflanzenverfügbar (s.a. Kap. 4.1.5). Ein erheblicher Teil ist im Kristallgitter primärer Minerale fest eingebunden. Die gegenüber ¹³⁷Cs relativ hohen Zerfallswerte des ⁴⁰K tragen damit in erheblichem Maße zur Ortsdosisleistung bei.

Die **Grünlandböden** im Untersuchungsraum enthalten im obersten Mineralbodenhorizont durchschnittlich 29 Bq ¹³⁷Cs/kg und somit 50% mehr ¹³⁷Cs als die Ackerböden. Dies ist auf die fehlende mechanische Durchmischung des Oberbodens mit weniger belastetem Boden zurückzuführen. Aufgrund der geringen vertikalen Verlagerung verbleibt das ¹³⁷Cs in den obersten Zentimeter. Im folgenden Horizont, der in etwa 15 cm Tiefe beginnt, sinkt der Gehalt auf durchschnittlich 3 Bq ¹³⁷Cs/kg.

Mit einem gewichteten Gehalt von durchschnittlich 20 Bq ¹³⁷Cs/kg, weisen Grünland- und Ackerböden in den gesamten oberen 30 cm des Bodens praktisch den gleichen Gehalt auf. Auch in der Streuung der Werte sind sie sich ähnlich. Der Durchschnittswert des Untersuchungsraums liegt etwa 20% höher als das landesweite Mittel.

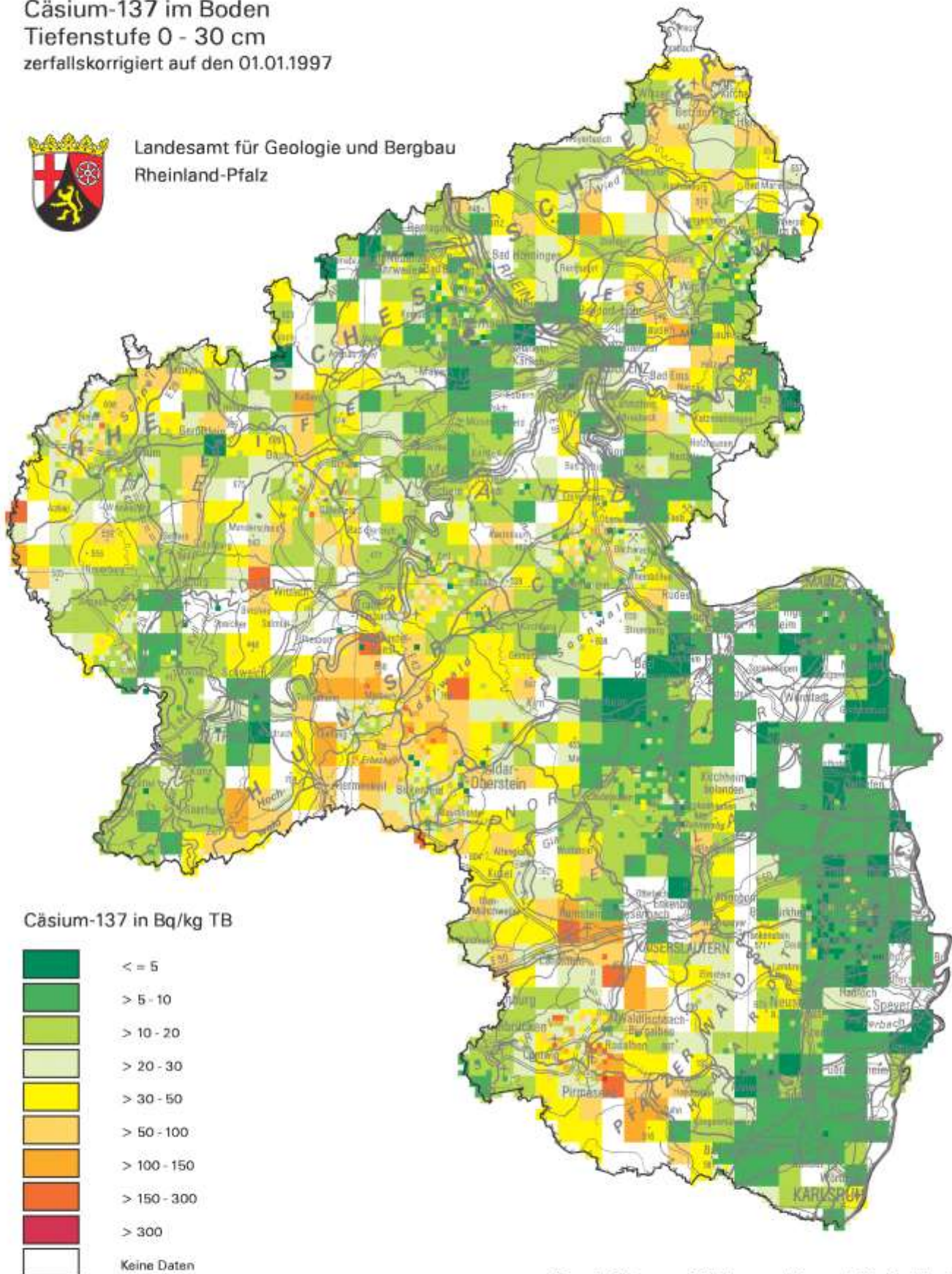
Die Ausstattung der Böden mit primordialen Radionukliden (²³⁸U, ²³²Th und ⁴⁰K) ist ähnlich mit anderen Gebieten in Rheinland-Pfalz. Die ⁴⁰K-Gehalte im Untersuchungsraum zeigen im Mittel 595 Bq/kg, was einem Kalium-Gesamtgehalt von 19 g/kg entspricht. Davon sind ca. 0,6% pflanzenverfügbar, also 107 mg/kg.

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



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. 106 Gewichteter ^{137}Cs -Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung

Oberboden					Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997			
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	2275	108	7,7	12,4	21,5	32,3	42,1
	5807	150	0	16,7	22,4	33,0	48,5	56,2
alle Waldarten	RP	787	86	7,6	13,5	25,7	43,4	52,7
	5807	56	0	23,7	33,2	45,3	58,5	71,9
Laubwald	RP	398	55	10,7	17,9	29,1	47,7	56,2
	5807	35	0	28,7	34,1	48,6	66,6	71,9
Mischwald	RP	169	8	6,8	11,9	28,4	47,7	54,0
	5807	15	0	10,7	24,6	38,8	50,2	54,0
Nadelwald	RP	178	23	5,0	8,7	14,8	29,0	28,9
	5807	6	0	9,9	31,0	41,4		42,4
Ackerland	RP	631	0	8,1	11,7	18,0	24,9	32,7
	5807	40	0	14,4	18,5	22,0	24,8	32,7
Grünland	RP	456	1	10,8	16,6	24,7	32,5	43,3
	5807	50	0	16,5	19,9	28,5	38,1	40,3

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5807= Blatt Gillenfeld

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 56 **Waldböden** beprobt, die sich in 35 Laubwald-, 15 Mischwald- und 6 Nadelwaldstandorte aufteilen.

Die höchste ^{137}Cs -Aktivität ist wie in allen Gebieten in der Humusauflage und in den geringmächtigen Waldoberböden zu finden. Auffallend ist, dass im Untersuchungsraum die Humusauflagen aller Waldformen mit durchschnittlich 80 Bq ^{137}Cs /kg deutlicher weniger ^{137}Cs als im landesweiten Durchschnitt von 148 Bq ^{137}Cs /kg enthalten. Im obersten Mineralbodenhorizont kehrt sich dies um (siehe Abb. 105 und 106). Ohne Berücksichtigung der Baumart weisen diese Horizonte einen mittleren Wert von 142 Bq ^{137}Cs /kg auf. Der landesweite Durchschnitt liegt bei nur 69 Bq ^{137}Cs /kg. Die Waldböden im Untersuchungsraum sind insbesondere im Gebiet der basischen Magmatite vergleichsweise reich an Nährstoffen. Es ist anzunehmen, dass aufgrund einer guten biotischen Aktivität und dem damit verbun-

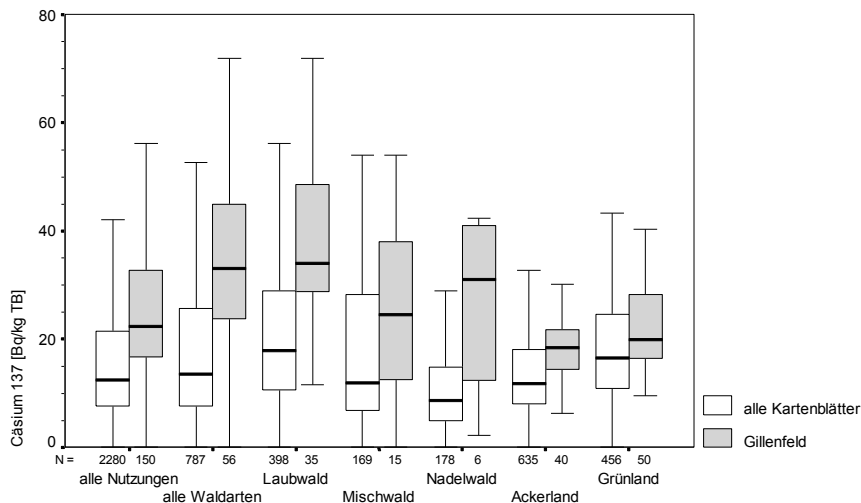


Abb. 68
Gewichteter ^{137}Cs -Gehalt
der oberen 30 cm des Mineral-
bodens, gruppiert nach
Nutzung

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Tab. 107 ^{137}Cs in der organischen Auflage

organische Auflage					Aktivität in Bq/kg TB zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997			
Nutzungsklassen	Her- kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	25. Perzentil	Median	75. Perzentil	90. Perzentil	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Waldarten	RP	850	1	68,8	148,3	272,6	407,8	577,0
	5807	53	0	48,6	80,2	187,7	390,6	394,2
Laubwald	RP	407	1	45,5	98,2	192,8	338,7	412,3
	5807	33	0	36,2	69,1	136,9	276,7	281,7
Mischwald	RP	198	0	74,7	166,8	288,3	486,6	602,7
	5807	14	0	52,2	87,8	183,7	373,3	361,4
Nadelwald	RP	211	0	142,1	226,5	335,3	453,3	602,6
	5807	6	0	172,2	312,4	480,1	-	665,1

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5807= Blatt Gillenfeld

denen Abbau von organischer Substanz das ^{137}Cs -insbesondere im Laub- und Mischwald- überdurchschnittlich in den Oberboden gelangte und nicht in der Humusauflage verblieb.

Vor allem die Auflagen im Nadelwald, die hier durchschnittliche Auflagenstärken von nur 3,5 cm aufweisen, zeigen die höchsten Aktivitäten. In den Humusaufgaben im Nadelwald reichen die Werte im Untersuchungsraum von 109 bis 665 Bq ^{137}Cs /kg. Zwar reicht die Fallzahl nicht für eine statistische Absicherung, aber 4 der 6 Messwerte liegen über dem landesweiten Mittelwert von 227 Bq ^{137}Cs /kg. In ihren obersten Mineralbodenhorizonten schwanken die Werte in einem äußerst weiten Bereich von 9 bis 220 Bq ^{137}Cs /kg. Bei dem auf 30 cm gewichteten Gehalt sind die Unterschiede nicht mehr ganz so prägnant, aber 5 der untersuchten Standorte liegen (sehr) deutlich über dem Landesdurchschnitt von 9 Bq ^{137}Cs /kg. An sich weisen Nadelwaldböden einen vergleichsweise geringen gewichteten Gehalt auf, da gerade in nährstoffarmen Böden das meiste ^{137}Cs in den Humusaufgaben verbleibt.

Die organischen Auflagen unter Laubwald im Untersuchungsraum mit einer durchschnittlichen Auflagestärke von 3 cm hingegen zeigen mit 69 Bq ^{137}Cs /kg eine um 78% geringere Aktivität von ^{137}Cs als die der Nadelwälder. In ihren obersten Mineralbodenhorizonten sind mit 147 Bq ^{137}Cs /kg ^{137}Cs etwas mehr als die Hälfte (68%) des ursprünglichen Eintrags eingewandert, unter der Voraussetzung, dass damals die Auflagenhorizonte den gesamten Cäsiumeintrag gepuffert haben. In den Nadelwäldern dagegen sind bei ähnlicher Auflagestärke in der organischen Auflage dagegen noch 69% des ursprünglichen Radiocäsiumeintrages vorhanden.

Nach Wichtung der ^{137}Cs -Werte im Mineralboden (Methode s. Kap. 3.3.3) zeigt sich, dass im Untersuchungsraum die gewichteten Gehalte im Laubwald mit durchschnittlich 34 Bq ^{137}Cs /kg denen der Nadelwälder (31 Bq ^{137}Cs /kg) ähneln. Im Mischwald ist der gewichtete Gehalt mit durchschnittlich 25 Bq ^{137}Cs /kg etwas geringer. Obwohl die Humusaufgabe den Waldboden an sich vor ^{137}Cs -Einträgen schützt, ist in oberen 30 cm der Waldböden im Untersuchungsraum deutlich mehr ^{137}Cs als in den landwirtschaftlich genutzten Böden zu finden. Damit weicht die Situation deutlich von anderen Landesteilen ab.

In den Mineralbodenhorizonten unterhalb von 30 cm ist größtenteils kein ^{137}Cs zu finden, sodass auch langfristig keine Grundwassergefährdung zu erwarten ist.

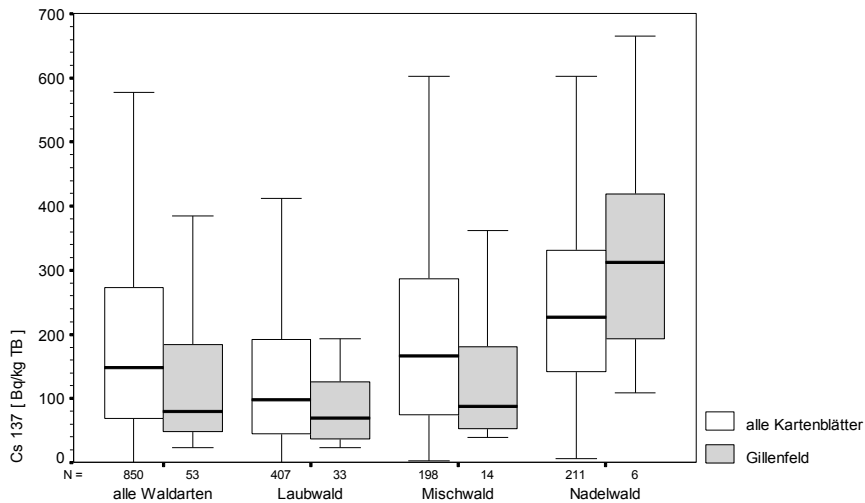


Abb. 69
 ^{137}Cs in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

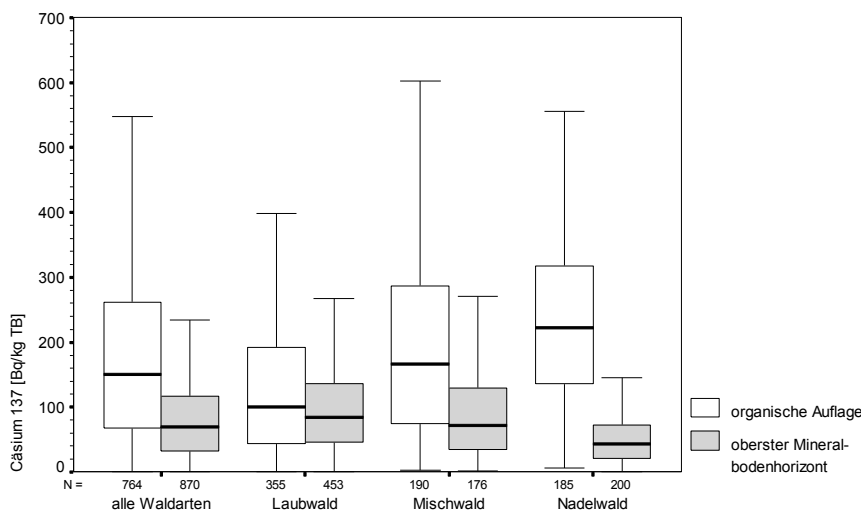


Abb. 70
 ^{137}Cs in der organischen Auflage und im obersten Mineralbodenhorizont in Rheinland-Pfalz, gruppiert nach Baumbestand

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

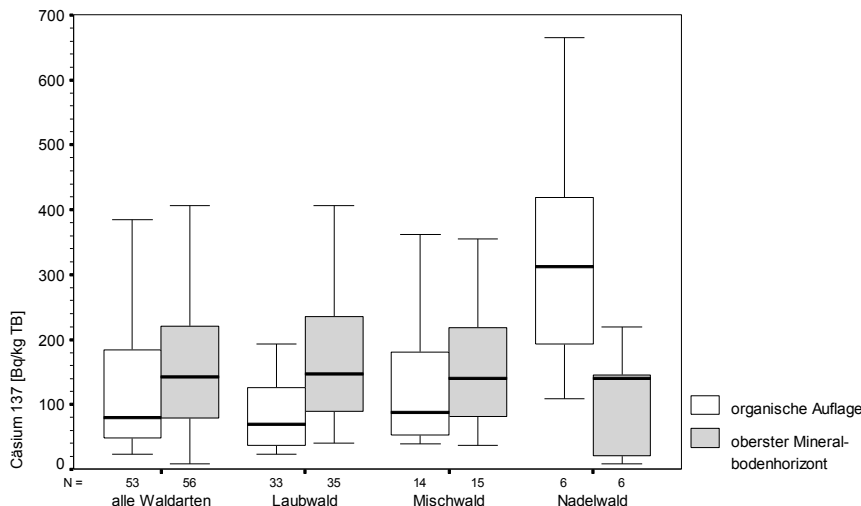


Abb. 71
 ^{137}Cs in der organischen Auflage und im obersten Mineralbodenhorizont auf Blatt Gillenfeld, gruppiert nach Baumbestand

(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Die primordialen Radionuklide ^{232}Th und ^{40}K finden sich in den organischen Auflagen mit geringeren Anteilen und in den Mineralböden mit höheren durchschnittlichen Anteilen von bis zu 10 mg/kg Thorium und 19 g/kg Kalium. Der Gesamt-Kaliumgehalt im Nadelwald im Oberboden ist gegenüber dem Laubwald um ca. 8%, in den organischen Auflagen dagegen um nur 3% niedriger. Das pflanzenverfügbare Kalium hat einen relativ hohen Anteil in den organischen Auflagen im Laubwald; er liegt hier bei ca.

15%, während im Oberboden der pflanzenverfügbare Anteil auf 0,9% sinkt. Im Nadelwald sind in den organischen Auflagen 10% pflanzenverfügbar, im Oberboden dann nur noch 0,7%. Das heißt wiederum, dass Kalium vorhandene Bindungsplätze weitestgehend belegt und damit die Pflanzenverfügbarkeit des ^{137}Cs in Auflage und im Oberboden vor allem in Abhängigkeit niedriger pH-Werte und hohe Humusan-teile erhöht wird.

Fazit:

Die Niederschlagsmengen während des Fallouts der Tschernobyl-Katastrophe (1986) waren nicht nur in Mitteleuropa, sondern auch innerhalb von Rheinland-Pfalz ungleichmäßig. Innerhalb des Landes gehörte die Region um Gillenfeld zu den Gebieten mit überdurchschnittlicher Niederschlagsmenge, so dass entsprechend etwas mehr künstliche Radionuklide in die Böden gelangten, als im Landesdurchschnitt. 30 Jahre nach der Katastrophe lässt sich von den damals eingetragenen künstlichen Radionukliden nur noch ^{137}Cs nachweisen. Die von diesem künstlichen Radionuklid ausgehende Belastung ist aufgrund der spezifischen Halbwertszeit bis heute um die Hälfte zurückgegangen. Die Belastung durch andere künstliche Radionuklide des Tschernobyl-Fallouts ist aufgrund deren relativ kurzen Halbwertszeiten weitgehend abgeklungen.

Die höchsten ^{137}Cs -Werte finden sich in den Humusauflagen der Nadelwälder. Eine bessere Zersetzbarkeit der Streu von Laubbäumen führt in Laub- und Mischwäldern zu geringmächtigeren Humusauf-lagen und ein höheren Mineralisierungsrate. Daher gelangt dort mehr ^{137}Cs von der Humusauf-lage in den Oberboden. In diesen Wäldern sind die höchsten ^{137}Cs -Gehalte im Oberboden und nicht mehr in der Humusauf-lage zu finden. Eine darüber hinausgehende vertikale Verlagerung geschieht nur in sehr geringem Umfang. Bis ^{137}Cs in größere grundwasserbeeinflusste Tiefen gelangt, dürfte dieses Isotop zum stabilen Isotop ^{137}Ba zerfallen sein.

Die größte radioaktive Quelle ist hier das natürlich vorkommende Radionuklid ^{40}K , das einen Anteil von 0,0117% am Element Kalium hat. Kalium als Nährstoff ist essentiell für alle Lebewesen, auch für den Menschen. Demzufolge geht die größte radioaktive Belastung der Umwelt und des Menschen von ^{40}K aus.

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).
- Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 5. Aufl., 438 S., 41 Abb. 103 Tab.; Hannover.
- BALLSCHMITTER, KH. & BACHER, R. (1996): Dioxine.- 507 S.; Weinheim (VCH).
- 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.] (2000): Strahlenschutzvorsorge in der Landwirtschaft; Organisation, Ergebnisse und Maßnahmen.- Schr.-r. Bayer. L.-anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 2/00, 56 S.; Freising-München.
- BLOCK, J. & BOPP, O. & GATTI, M. & HEIDINGSFELD, N. & ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz.- Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 17/91, 237 S.; Trippstadt.
- 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.] (2004): Handbuch des Bodenschutzes.- 3. Aufl.; Landsberg/Lech (ecomed).
- 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 (ecomed).
- BÜCHEL, G. (Hrsg.) (1994): Vulkanologische Karte West- und Hocheifel 1:50.000.-; Mainz (Inst. Geowiss. Univ. Mainz).
- BÜCHEL, G. & KRAWCZYK, E. (1986): Zur Genese der Dauner Maare im Vulkanfeld der Westeifel.- Mainzer geowiss. Mitt., 15: 219 – 238; 11 Abb.; Mainz .
- BÜCHEL, G. & LORENZ, V. (1982): Zum Alter des Maarvulkanismus der Westeifel.- N. Jb. Geol. Paläont. Abh., 163 (1): 1 – 22; 4 Abb., 2 Tab.; Stuttgart.
- BÜCHEL, G. & MERTES, H. (1982): Die Eruptionszentren des Westeifeler Vulkanfeldes. Z.dt.geol.Ges., 133: 409 – 429; 3 Abb., 1 Tab.; Hannover.
- Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (**LABO**) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- 3 Aufl., 170 S..
- Bundesamt für Strahlenschutz: Natürliche Umweltradioaktivität, Teil A, Allgemeine Angaben Teil 1 Umweltradioaktivität.
- CLAUß, G. & EBNER, H. (1979): Grundlagen der Statistik.- 530 S.; Frankfurt a.M. (Harri Deutsch).
- DITTRICH, D. & GAD, J. & SCHÄFER, P. & WEIDENFELLER, M. (2011): Geologische Karte der Trierer Bucht 1:50.000.- Erläuterungen. 70 S.; 3 Abb., 3 Tab., 1 Beil.; Mainz.
- DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden.- 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).
- FELIX-HENNINGSSEN, P. & SPIES, E.-D. & ZAKOSEK, H. (1991): Genese und Stratigraphie periglazialer Deckschichten auf der Hochfläche des Ost-Hunsrücks (Rheinisches Schiefergebirge).- Eiszeitalter und Gegenwart, 41: 56 – 69; 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).

- FINCK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten.- 3. Aufl., 200. S.; Kiel (Hirt).
- FISCHER, H. & GRAAFEN, R. (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 136/137 Cochem.- 39 S., 1 Kt.; Bad Godesberg (B.forsch.anst. Landeskd. und Raumordnung).
- 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. & KRIMMEL, M. & GOLDSCHMITT, M. (2000): Spurenelemente in Bachsedimenten von Rheinland-Pfalz.- 73 S.; Mainz (Geologisches Landesamt).
- 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).
- HAUENSTEIN, M. (2001): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6711 Pirmasens-Nord.- 171 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2003): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 5413 Westerburg.- 179 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).
- HAUENSTEIN, M. (2006): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6312 Rockenhausen.- 205 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz).
- HAUENSTEIN, M. (2009): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6515 Bad Dürkheim-Ost.- 197 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz).
- HAUENSTEIN, M. (2010): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Morscheid-Riedenburg.- 193 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz).
- HAUENSTEIN, M. (2013): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz.- 247 S.; Mainz (Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung Rheinland-Pfalz).
- HAUENSTEIN, M. (2014): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Bleialf.- 189 S.; Mainz (Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung Rheinland-Pfalz).
- 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 (Bayer.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).
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte 80 - Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- VDLUFA-Mitt., **1**: 9-11.
- KRUSE-IRMER, S. (2002): Assoziation von ¹³⁷Cs mit geobiochemischen Bodenphasen.- 171 S., Univ. Oldenburg, Dissertation.
- 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. & SCHWERDTFEGGER, G. (1988): Bodenkunde.- 4. erw. Aufl., 568 S., 150 Abb., 157 Tab.; Stuttgart (Ulmer).

- Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (**LGB**) [Hrsg.] (2003): Geologische Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz 1:300000.- Mainz.
- LORENZ, V. & BÜCHEL, G. (1980a): Die Kesseltäler der vulkanischen Westeifel; Nachweis ihrer Maargenese.- Mainzer geowiss. Mitt., 8: 173 – 191; 12 Abb.; Mainz.
- MEYER, W. (1994): Geologie der Eifel. 3. Aufl., XV+618 S., 154 Abb., 13 Tab.; Stuttgart (Schweizerbart).
- 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/; Mainz.
- MURAWSKI, H. & MEYER, W. (2004): Geologisches Wörterbuch.- 11. Aufl., 262 S.; 82 Abb., 7 Tab.; München (Spektrum).
- NEGENDANK, J. F. W. (1989): Pleistozäne und holozäne Maarsedimente der Eifel.- Z.d.t.geol.Ges., 140: 13 – 24; 4 Abb., 4 Tab.; Hannover
- 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 NH_4NO_3 -extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I**: 385-388.
- RAHM, G. (1955): Karte der vulkanischen Gesteine des Blattes Gillenfeld.- (unveröffentlichtes Manuskript; Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz).
- RAHM, G (1958): Der quartäre Vulkanismus im südöstlichen Teil der Westeifel.- Gewässer und Abwässer, 19: 7 – 39; 15 Abb., 2 Tab., 1 Kt.; Düsseldorf.
- REBSKE, W. (1980): Allgemein-vulkanische Exkursion mit Einführung in die äußere Form der Vulkane, Ergüsse, Maarbildungen etc. des tertiären und quartären Vulkanismus.- Der Aufschluss (Sonderband), 30: 65 – 86; Koblenz und Heidelberg.
- ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.M. [Hrsg.] (1988): Bodenschutz - ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.- Losebl.-Ausg.; Berlin (Schmidt).
- UTERMANN, J. & FUCHS, M. & DÜWEL, O. (2008). Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht.- 71 S.; Hannover (BGR).
- Umweltbundesamt (**UBA**)[Hrsg.] (2007): Dioxine; Daten aus Deutschland.- 218 S.; Dessau-Rosslau.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (**VDLUFA**) (1996): Methodenbuch VII, Umweltanalytik.- 1.Aufl., 1.Teilliefer.; Darmstadt (VDLUFA).
- VOLKMER, M. (2007): Radioaktivität und Strahlenschutz.- Informationskreis KernEnergie, Berlin 2007.
- WAGNER, W. & NEGENDANK, J.F.W. & FUCHS, G. & MITTMAYER, H.G. (1983): Geologische Übersichtskarte Rheinisches Schiefergebirge Südwest-Teil 1:100.000 (mit Abbaustellen der Steine-Erden-Rohstoffe).- 1.Aufl. (Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz); Mainz.
- ZOLITSCHKA, B. (1989): Jahreszeitlich geschichtete Seesedimente aus dem Holzmaar und dem Meerfelder Maar. Z.d.t.geol.Ges., 140: 25 – 33; 4 Abb., 1 Tab.; Hannover.

Normen

- 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, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Carbonatgehaltes, Volumetrisches Verfahren; (1997).
- DIN ISO 10694, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse); (1996).
- DIN ISO 11277, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung der Partikelgröße in Mineralböden; (2002).
- DIN ISO 11464, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen; (1996).
- DIN ISO 13878, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse); (1998).
- DIN ISO 19258, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Leitfaden zur Bestimmung von Hintergrundwerten; (2006).
- E DIN 38414-24, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (DEV S 7), Bestimmung von polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) (S24); (1998).
- E DIN ISO 10381-2, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenahme, Anleitung für Probenahmeverfahren; (1996).
- E DIN ISO 10382, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Gaschromatographische Bestimmung des Gehaltes an polychlorierten Biphenylen (PCB) und Organochlorpestiziden (OCP); (1998).
- E DIN ISO 14154, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Dt. Inst. für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung von ausgewählten Chlorphenolen in Böden; (1998).

Richtlinien, Verordnungen und Gesetze

- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (2011): Altablagerungen, Altstandorte und Grundwasserschäden, Merkblatt **ALEX-02**: Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung.- 19 S.; Mainz.
- 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.
- Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2005): Landesbodenschutzgesetz [**LBodSchG**], Mainz.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2001): Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung) [**StrlSchV**], BGBl. Teil I, Nr. 1714.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. Losebl.samml., 1.-7.
- 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
LABO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MUF	Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland Pfalz
MUFV	Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland Pfalz
mNN	Meter über Normalnull
NSG	Naturschutzgebiet
VwV	Verwaltungsvorschrift
TK25	Topographische Karte im Maßstab 1:25.000
TVO	Trinkwasserverordnung (TrinkwV)

Chemische/Physikalische Abkürzungen:

Al	Aluminium
As	Arsen
BaP	Benzo(a)pyren
Ca _(aust)	Calcium (austauschbar)
Cd	Cadmium
Co	Cobalt

C _{org}	Kohlenstoff; organisch
Cr	Chrom
Cs	Cäsium
Cu	Kupfer
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
DDT	Dichlor-diphenyl-trichlorethan
Σ-DDX	Summe der Isomere der DDT-Gruppe
Fe	Eisen
FIMS	<i>Flow Injection Mercury System</i> / Einzelmessgerät zur Quecksilberbestimmung
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
ICP-AES	Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma
K _{lakt}	Kalium (Laktat-extrahierbar)
KAK _{pot}	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mg _(aust)	Magnesium (austauschbar)
Mn	Mangan
NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat
N _{ges}	Gesamt-Stickstoff
Ni	Nickel
OCDD	Octachlor-dibenzo-p-dioxin
OCDF	Octachlor-dibenzofuran
P _{lakt}	Phosphor (Laktat-extrahierbar)
PAK ₁₆	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (16 Einzelkomponenten der EPA-Liste)
Pb	Blei
PCB (Σ-PCB)	polychlorierte Biphenyle (Summe der 6 Indikator-Kongeneren)
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDD/F	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
SE _{ges}	<i>Gesamtgehalt</i> (Königswasser-extrahierbar) SE = jeweiliges Element (z.B. Cd _{ges})
SE _{mob}	Mobilgehalt (NH ₄ NO ₃ -extrahierbar) SE = jeweiliges Element (z.B. Pb _{mob})
TB	Trockenboden
TCDD	2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin
Zn	Zink
Bq	Becquerel
I-TEq	(Internationales) Toxizitätsäquivalent
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
ng	Nanogramm

Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

(f)	fluvial verlagert
(u)	verschwemmt
^q; (d)	Quarzit (Devon)
^s; (d)	Sandstein (Devon)
^tfl; (d)	Flaserschiefer (Devon)
^to; (d)	Tonstein (Devon)
^tsf; (d)	Tonschiefer (Devon)
+Krb	Basische magmatische Festgesteine (Quartär-Tertiär)
+LT	Tephren (unverfestigte pyroklastische Ablagerung)
+LTb	Basische Tephren (unverfestigte pyroklastische Ablagerung)
+L-VE/^seg	Vulkanogene epiklast. Ablagerung; vorherrschend karbonatfreie Sedimentgest.
+L-Vt	Tuffit (pyro-/epiklastisches Mischgestein (25-75% Pyroklasten))
A	Auensedimente
AH	Anmoor
Au/Al	Auenschluff /-lehm (carbonatfrei)

H	Moor
LO	Löss und Lössderivate
Lp	Lösslehm (polygenetisches Derivat aus Löss, Lokallöss, etc.)
Lsp	Sandlöss(-lehm)/Lösssand(-lehm) (polygenetisches Derivat)
pfl	periglaziale Lage
q-t	Quartär-Tertiär
Sap	Flugsand (polygenetisches Derivat)
U	Solumsediment
Ul	lehmiges Solumsediment (carbonatfrei)
Uu	schluffiges Solumsediment (carbonatfrei)
V	Organische Auflage (undifferenziert)
Vb	Organische Auflage aus Blattstreu
Vbn	Organische Auflage aus Blatt- und Nadelstreu
Vn	Organische Auflage aus Nadelstreu
Y-oj	Anthropogenes Substrat aus natürlichen Komponenten (Kippsubstrate)

Kornfraktionen:

T	Ton
fU	Feinschluff
mU	Mittelschluff
gU	Grobschluff
U	Schluff
fS	Feinsand
mS	Mittelsand
gS	Grobsand
S	Sand

Mathematisch / Statistische Abkürzungen

Ausr.-gr.	Ausreißergrenze
Med	Median (Zentralwert, 50. Perzentil, 50. Quartil)
n	Größe der Stichprobe (Anzahl)
Σ	Summe

Tabellenverzeichnis

	Seite
1 Stratigraphische Gliederung der devonischen Gesteine im Untersuchungsraum	12
2 Petrographische Einteilung quartärer Vulkanite des Untersuchungsgebietes	15
3 Bedeutende Vulkane und vulkanartige Erhebungen im Untersuchungsraum	16
4 Maare im Untersuchungsraum	17
5 Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum	23
6 Mehrjährige Mittelwerte der Temperatur und Niederschlagssummen sowie der klimatischen Wasserbilanz	27
7 Flächennutzung im Untersuchungsraum	28
8 Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)	30
9 Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Organochlorpestizide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)	31
10 Quantitative Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)	31
11 Mittlere Nachweisgrenzen, Summenformeln und Faktoren der Toxizitätsäquivalente der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	32

	Seite
12 Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der messbaren Radionuklide	33
13 Anorganische Stoffe: Gliederungsschema für die Bildung von Hintergrundwerten	35
14 Ermittlung von gewichteten Gehalten an einem Beispielpprofil	36
15 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	39
16 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	40
17 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	42
18 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	43
19 Mediane der Kornfraktionen und deren typische Bodenart im Auenschluff und -lehm	43
20 pH-Wert in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	46
21 pH-Wert in Lockersedimenten in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	46
22 pH-Wert in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	47
23 pH-Wert in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	48
24 pH-Wert in Auenschluffen und -lehm	48
25 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	50
26 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	52
27 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	53
28 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	54
29 Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in Auenschluffen und -lehm	55
30 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	56
31 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	57
32 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	58
33 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten im Verbreitungsgebiet der Pelite und Schiefer (Devon)	59
34 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	60
35 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine	60
36 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	61
37 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	61
38 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Auenschluffen und -lehm	63
39 Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und austauschbarer Kationen in Auenschluffen und -lehm	63
40 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	65
41 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	66

	Seite
42 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	68
43 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	69
44 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat und Kalium sowie NH_4NO_3 -extrahierbares Magnesium in Auenschluffen und -lehm	70
45 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden	71
46 Vorsorgewerte für Metalle	72
47 Prüfwerte für Metalle (Wirkungspfad Boden-Mensch)	73
48 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) in Acker-Oberböden des Untersuchungsraums	73
49 Arsen in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	75
50 Arsen in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	76
51 Arsen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	79
52 Arsen in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	80
53 Arsen in Auenschluffen und -lehm	82
54 Blei in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	84
55 Blei in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	86
56 Blei in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	90
57 Blei in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	91
58 Blei in Auenschluffen und -lehm	92
59 Cadmium in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	94
60 Cadmium in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	98
61 Cadmium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	99
62 Cadmium in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	100
63 Cadmium in Auenschluffen und -lehm	102
64 Chrom in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	103
65 Chrom in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	108
66 Chrom in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	109
67 Chrom in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	110
68 Chrom in Auenschluffen und -lehm	111
69 Kupfer in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	112
70 Kupfer in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	115
71 Kupfer in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	117
72 Kupfer in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	118
73 Kupfer in Auenschluffen und -lehm	119
74 Nickel in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	121
75 Nickel in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	124
76 Nickel in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	126
77 Nickel in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	127
78 Nickel in Auenschluffen und -lehm	129
79 Quecksilber in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	130
80 Quecksilber in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	134

Seite

	Seite
81 Quecksilber in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	135
82 Quecksilber in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	136
83 Quecksilber in Auenschluffen und -lehm	137
84 Zink in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	139
85 Zink in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	142
86 Zink in Lockersedimenten der basischen magmatischen Festgesteine (Quartär-Tertiär)	144
87 Zink in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	145
88 Zink in Auenschluffen und -lehm	147
89 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungswerte (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) für organische Schadstoffe im Oberboden	149
90 Prüfwerte der BBodSchV (1999) für organische Stoffe	149
91 Blatt 5807 Gillenfeld: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze	151
92 Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ -DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	152
93 Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	154
94 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden	157
95 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK ₁₆) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	159
96 Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	161
97 Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	164
98 Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden	165
99 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden	167
100 Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	169
101 Summe der Polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	171
102 Summe der Polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	172
103 Zusammensetzung der mittleren natürlichen Strahlenbelastung in Deutschland	174
104 Zusammensetzung der Strahlungsbelastung aus künstlichen Quellen	175
105 ¹³⁷ Cäsium im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	178
106 Gewichteter ¹³⁷ Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	180
107 ¹³⁷ Cäsium in der organischen Auflage	181

Abbildungsverzeichnis

	Seite
1 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsraums	11
2 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen	21
3 Schema eines Boxplots	37
4 Bodenarten des Oberbodens in Lockersedimenten der Sandsteine und Quarzite (Devon)	39
5 Bodenarten des Oberbodens in Lockersedimenten der Pelite und Schiefer (Devon)	41
6 Bodenarten des Oberbodens in Lockersedimenten der basischen magmatischen Lockergesteine	42
7 pH-Wert im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	44
8 pH-Wert in Böden	45
9 Organischer Kohlenstoff im Boden	49
10 Gesamt-Stickstoff im Boden	51
11 CN-Verhältnis im Boden	51
12 NH_4NO_3 -extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	55
13 Potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) in Böden	56
14 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Boden	64
15 Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Boden	65
16 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltssklassen	74
17 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	74
18 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Boden	75
19 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Arsen im Boden	78
20 Relative Mobilität von Arsen im Boden	81
21 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltssklassen und Klassen organischer Substanz	83
22 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	83
23 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Boden	84
24 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Blei im Boden	85
25 Relative Mobilität von Blei im Boden	88
26 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltssklassen und Klassen organischer Substanz	93
27 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	93
28 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Boden	94
29 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Cadmium im Boden	96
30 Relative Mobilität von Cadmium im Boden	97
31 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltssklassen	102
32 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	103
33 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Boden	104
34 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Chrom im Boden	106
35 Relative Mobilität von Chrom im Boden	107
36 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltssklassen	111

	Seite
37 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	112
38 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Boden	114
39 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Kupfer im Boden	116
40 Relative Mobilität von Kupfer im Boden	117
41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	120
42 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	120
43 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Boden	121
44 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Nickel im Boden	122
45 Relative Mobilität von Nickel im Boden	125
46 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	129
47 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	130
48 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Boden	132
49 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Boden	133
50 Relative Mobilität von Quecksilber im Boden	133
51 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehaltsklassen	138
52 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	138
53 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Boden	139
54 NH_4NO_3 -extrahierbares (mobiles) Zink im Boden	140
55 Relative Mobilität von Zink im Boden	143
56 Σ -DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	152
57 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	156
58 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) in landwirtschaftlich genutzten Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen	158
59 Benzo(a)pyren in landwirtschaftlich genutzten Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen	158
60 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	160
61 Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	161
62 Polychlorierte Biphenyle (Σ -PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung	163
63 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung	166
64 Verhältnis PCDD/PCDF, gruppiert nach Nutzung	168
65 Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) in landwirtschaftlich genutzten Oberböden, gruppiert in Niederschlagsklassen	168
66 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung	170
67 ^{137}Cs im obersten Mineralbodenhorizont, gruppiert nach Nutzung	177
68 Gewichteter ^{137}Cs -Gehalt der oberen 30 cm des Mineralboden, gruppiert nach Nutzung	180
69 ^{137}Cs in der organischen Auflage, gruppiert nach Baumbestand	182
70 ^{137}Cs in der organischen Auflage und im obersten Mineralbodenhorizont in Rheinland-Pfalz , gruppiert nach Baumbestand	182
71 ^{137}Cs in der organischen Auflage und im obersten Mineralbodenhorizont auf Blatt Gillenberg , gruppiert nach Baumbestand	182

Kartenverzeichnis

Übersichtskarten 1:1.000.000

	Seite
1 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Arsen in den Oberböden	77
2 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Blei in den Oberböden	87
3 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Cadmium in den Oberböden	95
4 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Chrom in den Oberböden	105
5 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Kupfer in den Oberböden	113
6 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Nickel in den Oberböden	123
7 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Quecksilber in den Oberböden	131
8 Geochemische Übersichtskarte der Istwerte von Zink in den Oberböden	141
9 Geochemische Übersichtskarte: Cäsium-137 im Oberboden	179

Kartenanlage

1 Karte der obersten Substratschicht 1:50.000	
2 Bodennutzung 1:50.000	
3 Geochemische Karte 1:50.000: Arsen im Oberboden	
4 Geochemische Karte 1:50.000: Blei im Oberboden	
5 Geochemische Karte 1:50.000: Cadmium im Oberboden	
6 Geochemische Karte 1:50.000: Chrom im Oberboden	
7 Geochemische Karte 1:50.000: Kupfer im Oberboden	
8 Geochemische Karte 1:50.000: Nickel im Oberboden	
9 Geochemische Karte 1:50.000: Quecksilber im Oberboden	
10 Geochemische Karte 1:50.000: Zink im Oberboden	
11 Geochemische Karte 1:50.000: DDX - Gesamt-DDT (DDT und Metaboliten) im Oberboden	
12 Geochemische Karte 1:50.000: PAK , Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	
13 Geochemische Karte 1:50.000: PCB , Polychlorierte Biphenyle im Oberboden	
14 Geochemische Karte 1:50.000: PCDD/F , Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane im Oberboden	
15 Geochemische Karte 1:50.000: Cäsium-137 (¹³⁷ Cs) im obersten Mineralbodenhorizont	
16 Geochemische Karte 1:50.000: Cäsium-137 (¹³⁷ Cs) im Oberboden (0-30 cm)	

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.



RheinlandPfalz

MINISTERIUM FÜR UMWELT,
ENERGIE, ERNÄHRUNG
UND FORSTEN

Kaiser-Friedrich-Straße 1
55116 Mainz

www.mueef.rlp.de