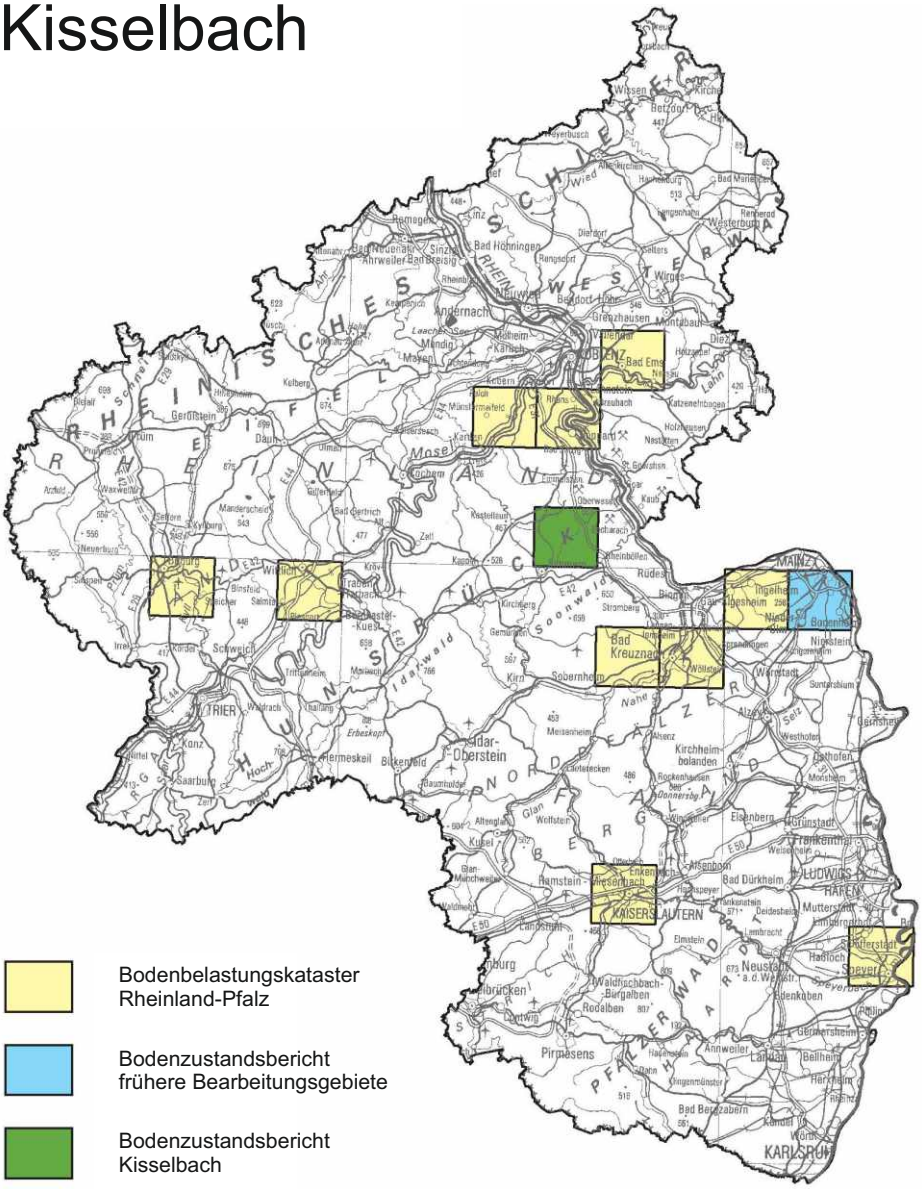
2015
Internationales
Jahr des Bodens

RheinlandPfalz
MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

BODENZUSTANDS-BERICHT RHEINLAND-PFALZ

Kisselbach



BODENZUSTANDSBERICHT RHEINLAND-PFALZ

KISSELBACH

VERFASSER M. HAUENSTEIN

BEITRÄGE VON I. BAUER

KARTOGRAPHIE M. GOLDSCHMITT

PROFILAUFNAHME UND BEPROBUNG J. HOFFMANN

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGBAU
RHEINLAND-PFALZ

AUFTRAGGEBER LANDESAMT FÜR
UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND
GEWERBEAUFSICHT
RHEINLAND-PFALZ

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

MAINZ 2015

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

IMPRESSUM

Herausgeber (Online Fassung):
Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung
Rheinland-Pfalz
Stiftsstraße 9
55116 Mainz

Projektkoordination
Dr. Josef Backes

Projektbetreuung
Michael Chudziak [1]

Bearbeiter:
Dipl.-Geogr. Matthias Hauenstein [2]

Kartographische Bearbeitung:
Dipl.-Geogr. Michael Goldschmitt [2]

[1] Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz
[2] Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

Bezug über:
Bodenschutz@mwkel.rlp.de

oder

Ministerium Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung
Rheinland-Pfalz
Pressestelle
Postfach 3269
55022 Mainz

www.mwkel.rlp.de

1. Auflage, 2000
2. Auflage, 2002
3. Auflage, Online Fassung 2015

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

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung 3

1. Einleitung 8

2. Untersuchungsraum 9

3. Untersuchungsmethodik 19
3.1. Beprobung und Beprobungsraster 19
3.2. Analytik 19
3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung 19
3.2.2. Allgemeine Analytik 20
3.2.3. Spurenelemente 20
3.2.4. Organische Schadstoffe 20
3.2.5. Radionuklide 23
3.3. Auswertung 23
3.3.1. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze 23
3.3.2. Statistische Auswertung 23
3.3.2.1. Berechnung des Gefährdungspotentials 24
3.3.3. Graphische Darstellung 27
3.3.4. Kartographische Darstellung 28

4. Ergebnisse 29
4.1. Allgemeine Parameter 29
4.1.1. Korngrößenzusammensetzung 29
4.1.2. pH-Wert und Carbonate 32
4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff 35
4.1.4. Kationenaustauschkapazität und Nährstoffe 39
4.2. Spurenelemente 46
4.2.1. Arsen 47
4.2.2. Blei 55
4.2.3. Cadmium 64
4.2.4. Chrom 72
4.2.5. Kupfer 80
4.2.6. Nickel 88
4.2.7. Quecksilber 97
4.2.8. Zink 105
4.3. Organische Schadstoffe 114
4.3.1. Biozide 115
4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 120

4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB) 125
4.3.4. Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) 128
4.4. Radionuklide 132

5. Grenz- und Hintergrundwerte 137
5.1. Merkblatt ALEX-02 137
5.1.1. Anorganische Spurenelemente 137
5.1.2. Organische Schadstoffe 139
5.2. Klärschlammverordnung 139
5.3. Niederländische Liste 142
5.3.1. Anorganische Spurenelemente 142
5.3.2. Organische Schadstoffe 143

6. Allgemeine Bewertungen 145
6.1. Erosionsgefährdung 145
6.2. Filter- und Puffervermögen 146
6.3. Bodenschätzung (Ertragspotential) 147
6.4. Verwertung von Bodenaushub 149

Schriftenverzeichnis 149
Normen 155
Richtlinien, Verordnungen und Gesetze 156

Abkürzungsverzeichnis 157
Tabellenverzeichnis 159
Abbildungsverzeichnis 161
Kartenverzeichnis 163

Kartenanlage

Zusammenfassung

Der Bodenzustandsbericht beschreibt die stoffliche Beschaffenheit der Böden auf dem Blatt 5911 Kisselbach. Der 133 km^2 umfassende Untersuchungsraum liegt im Hunsrück, dem südwestlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges. Der größte Teil gehört naturräumlich zur Hunsrück-Hochfläche. Ferner werden Bereiche der Simmerner Mulde und des Rheinhunsrücks berührt.

Der Untersuchungsraum, der fast vollständig innerhalb der Grenzen des Rhein-Hunsrück-Kreises liegt, ist ländlich geprägt. Blatt Kisselbach weist eine Bevölkerungsdichte <50 Einw./km^2 auf und annähernd 97% der Fläche wird zu etwa gleichen Teilen forst- bzw. landwirtschaftlich genutzt. Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF) besteht zu etwa 70% aus Ackerland und zu etwa 30% aus Grünland. Da das Bearbeitungsgebiet hinsichtlich der natürlichen Gegebenheiten und der aktuellen Bodennutzung typisch für den östlichen Hunsrück ist, können Rückschlüsse, die über den eigentlichen Untersuchungsraum hinausgehen, gezogen werden.

Der tiefere geologische Untergrund wird im gesamten Untersuchungsgebiet überwiegend aus schwach metamorphisierten Tonschiefern und nachgeordnet aus silifizierten/quarzitischen Schiefern sowie Quarziten des Unterdevon gebildet. Die Gesteine sind überwiegend tiefgründig (chemisch) verwittert, wobei ihre Gesteinsstruktur erhalten blieb (Saprolithe). Bis zu 100 m mächtige Reste der Saprolithe sind großflächig erhalten geblieben und prägen Landschaftsbild und Substrat. Innerhalb der Saprolithdecke verlief die chemische Tiefenverwitterung unterschiedlich. Sie führte sowohl zur intensiven Stoffabfuhr, als auch zur residualen Stoffanreicherung und zur Umverteilung löslicher Stoffe. Je nach Verwitterungsgrad und -zone änderte sich die mineralogische und geochemische Zusammensetzung gegenüber den unverwitterten Gesteinen.

Periglaziale Lagen stellen im Untersuchungsraum die flächenhaft wichtigsten Substrate der Böden dar. Es sind allochtone solifluidale und -mixtive Lockersedimente, die als eigenständige geologische Schichten der obersten Lithosphäre anzusehen sind. Die Oberböden sind überwiegend in periglazialen Lagen entwickelt, die stark wechselnde Anteile an frischem bis extrem zersetztem Schiefer und Lößlehm besitzen. In exponierten Reliefpositionen sinkt der Lößlehmanteil zugunsten der unterdevonischen Gesteine. Bei knapp der Hälfte der oberflächennahen Substrate handelt es sich um lößlehmhaltige bis -reiche periglaziale Lagen. Schiefersaprolithreiche bzw. schieferreiche periglaziale Lagen mit nur geringem Lößlehmgehalt besitzen im Untersuchungsgebiet einen Anteil von ca. 32%. Im Übrigen sind die Böden überwiegend in erodiertem Bodenmaterial (Solumsediment) entwickelt. Andere Substrate weisen nur einen nachrangigen Flächenanteil auf.

Das Bearbeitungsgebiet besitzt ein typisches Mittelgebirgsklima mit einer mittleren Jahrestemperatur zwischen 7 und 8°C und Niederschlägen von durchschnittlich 650-750 mm/a. Es überwiegen Winde aus westlichen Richtungen.

Die horizontbezogene Beprobung der oberen 30 cm des Oberbodens erfolgte zwischen Juni und September 1998 im 1 km^2-Raster. Vermutete punktuelle bzw. inselartige Belastungen wurden bewusst nicht erfasst. Neben der Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt etc. wurden die Böden auf den Gehalt potentiell ökotoxischer Spurenelemente untersucht. Bestimmt wurden die “Gesamtgehalte” (Königswasser-Extraktion) und die Mobilanteile (NH_4NO_3-Extraktion) der Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Mit den künstlichen Radionukliden wurde eine weitere anorganische Schadstoffgruppe untersucht. An 45 ausgewählten Standorten wurde zusätzliches Probenmaterial für die Untersuchung auf organische Schadstoffe entnommen. Die Analytik der organischen Schadstoffe erfolgte auf Pflanzenschutzmittel wie z.B. Lindan, DDT, HCB, sowie auf Verbindungen aus diffusen Emissionsquel-

len wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine und -Furane (PCDD/F).

Die Korngrößenzusammmensetzung der verschiedenen Substrate variiert im Oberboden nicht sehr stark. Typisch für lößlehmhaltige bis -reiche Substrate ist die Bodenart “schluffiger Lehm”, mit einem charakteristischen Tongehalt um 20 Gew.%. Die bedeutsamste Kornfraktion ist der Schluff mit etwa 50 Gew.%. Schiefersaprolithreiche Substrate weisen überwiegend die Bodenart “schwach toniger Lehm” auf. Sie enthalten etwas mehr Ton als Lößlehme bzw. lößlehmreichen Substrate; der Schluffgehalt ist jedoch oft nur geringfügig niedriger.
Während die lößlehmreichen Böden weitgehend kein oder nur wenig Grobboden enthalten (Anteil >2 mm), nimmt dieser mit steigendem Schieferanteil deutlich zu. Gerade in erosionsgefährdeten Lagen kann der Skelettanteil auf >50 Gew.% ansteigen.
Die Böden des Untersuchungsgebietes sind in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Ohne Kalkung liegt die Bodenreaktion daher generell im sauren Bereich. In Ackerböden wird der pH-Wert durch Kalkung und untergeordnet durch Pflügen auf durchschnittlich pH 5,5 bis 6,5 erhöht, welches erst eine wirtschaftliche Nutzung ermöglicht. In Waldböden liegen die pH-Werte mit pH 3,5 bis 4,5 deutlich niedriger. Durch Kalkung weisen die organischen Auflagen meist höhere pH-Werte auf als die Oberböden. Mit größerer Tiefe steigen die pH-Werte wieder um 0,5 bis 2 Einheiten an. In den liegenden Schichten aus Schiefersaprolithen der Kaolinitzone werden tiefere Werte gemessen (pH $\leq$3,5) als aus jenen der Chloritzone (pH =4-6). Letztere sind daher besser gegen Säureeinträge gepuffert.
Der Kohlenstoffgehalt des Bodens wird von der Nutzung stark beeinflusst. Infolge bodenverbessernder Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöht sich die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (Kohlenstoffärmeren) Profilbereichen. Zudem gelangt auf forstlich genutzten Böden über den Bestandsabfall eine erheblich größere Menge organischer Streustoffe. Daher liegt der Kohlenstoffgehalt bei gleichem Substrat unter Acker deutlich niedriger als unter Wald.
Die Ackerböden werden als mittel bis stark humos bewertet und weisen günstige C/N-Verhältnisse auf. Die organische Auflage und die Oberböden der Laubwälder besitzen günstigere biotische Bedingungen als die der Nadelwälder.
Die Kationenaustauschkapazität liegt niedriger als es Ton- und Humusgehalt erwarten ließen. Dies wird darauf zurückgeführt, dass die Tonfraktion zu einem erheblichen Teil aus dem Mineral Kaolinit besteht. Dieses Tonmineral besitzt nur eine geringe Austauschkapazität. Die Fähigkeit der Böden, insbesondere die der Wälder, kationische Schadstoffe zu binden und Säureeinträge zu puffern, wird nur als mäßig bewertet.
Die Ackerböden sind überwiegend gut mit den Hauptnährstoffen Kalium und Magnesium versorgt. In 15% der Fälle wurde eine leichte Kalium- bzw. in 27% der Fälle eine leichte Phosphor-Unterversorgung festgestellt. 17% der Ackerböden weisen einen deutlichen Phosphormangel auf.
In den Böden der Misch- und Laubwäldern ist die Nährstoffversorgung meist etwas günstiger als in den Nadelwälder. Infolge der Walddüngung schwanken insbesondere die Magnesiumgehalte in der Humusauflage recht stark.
Abgesehen von Arsen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle, d.h. Metalle mit einer Dichte >4,5 g/cm^3. Sie sind grundsätzlich natürliche Bestandteile aller Böden und sind teilweise sogar als Spurennährstoffe essentiell für Fauna und Flora. Ob ein Spurenelement nun als Schadstoff anzusprechen ist, hängt in erster Linie von seiner Konzentration ab.
Der natürliche Gesamtgehalt wird je nach Element im Wesentlichen von den Parametern Ton-, Humus- und/oder Eisengehalt bestimmt. Kann der Gesamtgehalt zum großen Teil durch diese Parameter erklärt werden, weist dies meist auf naturnahe Verhältnisse hin.

In den Substraten des Untersuchungsraums wurde bei Chrom und Nickel eine sehr enge Abhängigkeit vom Eisengehalt festgestellt. In abgeschwächter Form trifft dies auch auf Kupfer und Zink zu. Bei all diesen Elementen sowie Arsen steigt der Gesamtgehalt ebenfalls mit dem Tongehalt des Bodens. Je mehr Eisen und Ton die Böden enthalten, umso höhere Spurenelement-Gesamtgehalte sind zu erwarten. Blei und Quecksilber liegen eher organisch gebunden vor, so dass ihr Gesamtgehalt eng mit dem Humusgehalt korreliert. Allerdings sind es auch die Schwermetalle, die gegenüber dem natürlichen Vorkommen den höchsten anthropogenen Anteil in der Atmosphäre aufweisen. Dies ist ebenfalls ein Grund für die Anreicherung im humosen Oberboden.

Die Spurenelement-Gesamtgehalte stimmen mit den substratspezifischen landesweiten Hintergrundwerten überein, bzw. unterschreiten sie bei Cadmium geringfügig. Das Verteilungsmuster entspricht dem diffus belasteter Böden und die Gesamtgehalte sind überwiegend als quasinatürlich anzusehen. Eine besondere regionaltypische anthropogene Belastung der Böden wurde nicht festgestellt.

Die Substrate, die Schiefer bzw. Schiefersaprolith enthalten, sind relativ eisenreich. Daher sind in ihnen auch jene Elemente, die enge Beziehungen zum Eisengehalt besitzen, in vergleichsweise hohen Konzentrationen vertreten. Dies trifft insbesondere auf Nickel zu, bei dem häufig der Grenzwert der Klärschlammverordnung erreicht bzw. überschritten wird. Hohe Eisen- und damit Spurenelementgehalte sind gerade in den Böden südöstlich des Simmerbaches zu finden. In diesem Gebiet wurde die Saprolithdecke offensichtlich so weit abgetragen, dass die Zone der Eisenkonkretionen oberflächennah ansteht und in den bodenbildenden Substraten enthalten ist. Dass die im Oberboden vergleichsweise hohen Gehalte in erster Linie aus den Gesteinen der liegenden Schichten stammen, zeigt auch der vertikale Konzentrationsverlauf. Häufig steigt der Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Gehalt mit der Tiefe weiter an und auffallende Konzentrationssprünge sind an Schichtwechsel gebunden. Lößlehme bzw. lößlehmreiche Substrate enthalten deutlich weniger an diesen Schwermetallen.

Es zeigen sich auch nutzungsbedingte Unterschiede. Die Ackerböden weisen bei gleichem Substrat meist höhere Eisen-, Chrom-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Gehalte als die Waldböden auf. Wahrscheinlich wird durch Pflügen Eisen- und damit spurenelementreicheres Material in den Oberboden eingemischt. Die Pflugsohle erreicht insbesondere in erosionsgefährdeten Lagen die lößlehmfreien Schichten.

In der organischen Auflage und im Mineralboden der Wälder sind Blei, Cadmium und Quecksilber gegenüber tieferliegenden Horizonten und Schichten deutlich angereichert. Eine wichtige Rolle spielt hierbei die höhere Filterwirkung der Waldvegetation gegenüber Luftverunreinigungen. Hinzu kommt, dass der Oberboden nicht wie bei Ackerböden mit minder belasteten tieferen Bodenhorizonten vermischt wird. Einen geringen Einfluss dürfte auch der fehlende bzw. minimale Ernteentzug besitzen. Allerdings wird durch die geringere Dichte und Mächtigkeit der Horizonte bei der horizontweisen Beprobung der Gesamtvorrat der Waldböden überschätzt. Nachgeordnet dürfte die bevorzugte organische Bindung dieser Schwermetalle eine Rolle spielen. Die Arsen-, Chrom- und Nickelgehalte sind in der Humusauflage hingegen deutlich niedriger als im Mineralboden. Sie liegen zwar über dem Landesdurchschnitt, was aber auf die hohen natürlichen Konzentrationen im Mineralboden zurückgeführt wird. Über den Bestandsabfall der Vegetation gelangen diese Elemente in die Humusauflage. Die Kupfer- und Zinkgehalte entsprechen meist dem Mineralboden.

Von Quecksilber abgesehen steigt der Mobilgehalt mit sinkendem pH-Wert mehr oder weniger stark an. Durch den nutzungsbedingt erhöhten pH-Wert der Ackerböden liegen die der Umwelt leicht verfügbaren Anteile im Oberboden trotz oft höherer Gesamtgehalte deutlich niedriger als in den Waldböden. Da der pH-Wert in Waldböden mit der Tiefe ansteigt, nehmen die Mobilgehalte meist rasch ab.

Der prozentuale Mobilanteil am Gesamtgehalt (Relative Mobilität) ist elementspezifisch sehr unterschiedlich. Die relative Mobilität ist beim Cadmium mit Abstand am höchsten. In den Ackerböden des Bearbeitungsgebietes liegt sie zwischen 1 und 7%. Da die Gesamtgehalte relativ niedrig sind, werden

gängige Grenzwerte allgemein jedoch nicht überschritten. Bei pH-Werten <4, wie sie häufig in Waldböden anzutreffen sind, liegt immerhin 30-90 % des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor. Weit geringer ist der relative Anteil bei den übrigen Spurenstoffen. Im Durchschnitt liegt er in den Ackerböden unter 0,3%. Trotz teilweise hoher Gesamtgehalte können die Böden daher uneingeschränkt genutzt werden. In den Waldböden zählen Zink, Blei und Nickel zu den vergleichsweise mobilen Elementen, da ihre Verfügbarkeit mit sinkendem pH-Wert überproportional zunimmt. Im Allgemeinen liegt die relative Mobilität aber weit unter 10%. Ausgesprochen immobil sind Chrom und Quecksilber, von denen selbst in sauren Waldböden im Mittel nur etwa 0,1-0,3% des Gesamtgehaltes in mobiler Bindung vorliegt.
Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) ist ein Maß, mit dem das von Gesamt- und Mobilgehalten ausgehende Risiko für die oberen 30 cm des Mineralboden abgeschätzt werden kann. Abgesehen von Cadmium liegt es in den Acker- und Grünlandböden immer im sehr geringen bis geringen Bereich. Nur bei Waldnutzung wird bei Arsen, Chrom, Nickel und Zink an wenigen Standorten die mittlere Gefährdungsstufe erreicht. Das GGP von Nickel liegt aufgrund hoher geogener Gesamtgehalte meist leicht über dem Landesdurchschnitt. Das GGP von Blei wird durch überdurchschnittliche Gesamt- und Mobilgehalte in 14% der Waldstandorte als sehr hoch bewertet. Infolge der pH-bedingten hohen Mobilität ist das höchste GGP trotz unterdurchschnittlicher Gesamtgehalte allgemein bei Cadmium festzustellen. In fast 90% der Ackerböden liegt es zwar im geringen bis mittleren Bereich, die Waldböden erreichen jedoch überwiegend die hohe oder sehr hohe Gefährdungskategorie.

Von den künstlichen Radionukliden, die beim Zerfall γ-Strahlen emittieren, war nur ^{137}Cäsium immer im Oberboden nachweisbar. Das kurzlebigere ^{134}Cäsium war noch in Spuren in etwas über 50% der Humusauflagen der Waldböden zu finden. Die heute nachweisbaren Gehalte gelangten überwiegend durch die Kernkraftwerkskatastrophe von Tschernobyl Anfang 1986 in die Böden. Ferner stammt ein geringer Teil vom Fallout der bis in die 70er Jahre durchgeführten oberirdischen Kernwaffenversuche.
Die Böden des Bearbeitungsgebietes weisen leicht überdurchschnittliche ^{137}Cäsiumkonzentrationen auf. In den Ackerböden liegt die Aktivität mit durchschnittlich 14 Bq ^{137}Cs/kg zwar relativ niedrig, dies sind jedoch etwa 70% mehr als in der sehr gering belasteten Region Mainz. Offensichtlich fielen während des Tschernobyl-Fallout im Untersuchungsgebiet höhere Niederschläge. Die ^{137}Cäsiumbelastung der Wälder ist im obersten Mineralbodenhorizont und insbesondere in der organischen Auflage mit durchschnittlich 104 bzw. 178 Bq ^{137}Cs/kg erheblich höher als in den Ackerböden. Die Belastung konzentriert sich auf die obersten Zentimeter und nimmt mit der Tiefe rasch ab. Eine Verlagerung findet offensichtlich kaum statt. Gewichtet auf 30 cm Mineralboden unterscheiden sich die Gehalte der Wald- und Ackerböden nur noch gering. Die Aktivität liegt dann ungefähr 10-50% höher als in Ackerböden. Insbesondere in den Nadelwäldern liegt der größte ^{137}Cs-Vorrat in der Humusauflage und nicht im Mineralboden. Gerade dies ist die Zone, in der die Krautschicht wurzelt. Dies erklärt die überdurchschnittliche Cäsiumbelastung, die heute noch z.B. in Waldbeeren oder Pilzen festzustellen ist.

Die meisten der untersuchten Pflanzenschutzmittel (Biozide) liegen unterhalb der Nachweisgrenze bzw. nur geringfügig darüber. Für die Biozide Aldrin, Eldrin, Heptachlor und Heptachlorepoxid liegt kein Nachweis vor. Auch Hexachlorcyclohexan (HCH) und Pentachlorphenol (PCP) konnten so gut wie nicht nachgewiesen werden. Der Nachweis von Dieldrin gelang in 29% aller Proben vor allem im Wald (=52% aller Waldproben). Dabei sinkt die Nachweishäufigkeit mit zunehmenden Nadelbaumanteil. Obwohl das Pflanzenschutzmittel γ-HCH (Lindan) früher zur Bekämpfung des Borkenkäfers auch im Wald punktuell eingesetzt wurde, sind diese Böden wieder praktisch unbelastet. Im *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* wurde dieser Stoff in Waldböden noch häufig festgestellt.

Verbindungen, die auf den früheren Einsatz DDT-haltiger Spritzmittel zurückgehen, waren in allen Waldböden nachweisbar. In Ackerböden ist diese Belastung mittlerweile weitgehend abgeklungen und im Datenvergleich mit dem *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* ist die Belastung auffallend gesunken. Die Gehalte zeigen, dass das seit etwa 25 Jahre geltende Anwendungsverbot eingehalten wird und mit weiter abnehmenden Gehalten zu rechnen ist. Die Werte weisen aber auch auf die hohe Persistenz dieser chlorierten Kohlenwasserstoffe hin.

In 32% der untersuchten Böden waren Spuren des seit 1981 verbotenen Herbizids Hexachlorbenzol (HCB) festzustellen. Hierbei handelt es sich fast ausnahmslos um Ackerböden. HCB wurde früher u.a. als Saatbeize verwendet.

Die Belastung der Böden durch PAK, die in erster Linie aus der unvollständigen Verbrennung organischer Stoffe stammen, ist in dem ländlich geprägten Raum um mindestens 40% geringer als in der städtischen Region Mainz. Beim gefährlichsten Vertreter dieser Stoffgruppe, dem Benzo(a)pyren, liegen die Gehalte in den Ackerböden sogar um etwa 90% tiefer. Erwartungsgemäß enthalten die Waldböden mehr PAK als die anderer Nutzungsformen. Entgegen aller anderen organischen Schadstoffe sind die nutzungsbedingten Unterschiede weit geringer. Im Vergleich mit anderen Bundesländern liegen die Gehalte im Erwartungsbereich für Böden ländlicher Räume, was aber die Bodennutzung nach heutigem Wissenstand nicht einschränkt.

Im Vergleich zum *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* sind die PCB-Gehalte, dank Luftreinhaltemaßnahmen und Produktionsverbot, in den letzten Jahren bei allen Nutzungsarten deutlich zurückgegangen. In 58% aller untersuchten Oberböden gelang der Nachweis von PCB nicht mehr. In den Waldböden sind noch geringe Konzentrationen von durchschnittlich 6 μg Σ-PCB festzustellen. Das Muster der PCB-Isomere weist auf die Herkunft aus industrieller Produktion hin.

Für die Lage in einem ländlichen Raum sind die “Dioxin”-Gehalte (PCDD/F) in den Böden des Bearbeitungsgebietes leicht überdurchschnittlich. Die geringsten Gehalte sind mit im Mittel 0,7 ng I-TEq/kg in den landwirtschaftlich genutzten Böden zu finden. In Waldböden liegen die PCDD/F-Gehalte im Mittel etwa um Faktor 9 höher, wobei die Oberböden der Laubwälder mit durchschnittlich 9,4 ng I-TEq/kg stärker als die der Nadelwälder (2,6 ng I-TEq/kg) belastet sind. Möglicherweise gelangt in die Mineralböden der Nadelwälder weniger “Dioxin”, da sie wie z.B. bei ^{137}Cäsium schon in der mächtigeren Humusauflage immobilisiert werden.

Allgemein gilt, dass in Ackerböden mehr Dioxine als Furane zu finden sind. Im Untersuchungsgebiet wurde in Ackerböden ein mittleres Dioxin/Furan-Verhältnis von 1,6 ermittelt, wobei es nur die Hälfte der Region Mainz erreicht. In den Waldböden hingegen überwiegen Furane. In ihnen liegt das Dioxin/Furan-Verhältnis durchschnittlich bei 0,8. Tendenziell sinkt dieses Verhältnis bei steigender Gesamtbelastung, d.h. je mehr PCDD/F die Waldböden enthalten, umso höher ist der Anteil der Furane. Das Verteilungsmuster der Einzelkomponenten entspricht diffus belasteten Böden und spezifische Eintragspfade wurden nicht festgestellt. Auch enthalten Böden mit überdurchschnittlichen PCDD/F-Gehalten oft erhöhte PCB- und PAK-Konzentrationen. Dies ist ebenfalls als Hinweis für einen atmosphärischen Eintrag zu werten.

Der überwiegende Teil der untersuchten organischen Schadstoffe wird nicht mehr eingesetzt oder produziert und die atmosphärische Belastung durch diese Stoffe ist allgemein rückläufig.

1. Einleitung

Der *Bodenzustandsbericht Blatt 5911 Kisselbach* ist nach dem *Bodenzustandsbericht Blatt 6015 Mainz* (HAUENSTEIN & BOR 1998) der zweite Bericht, in dem die typische stoffliche Beschaffenheit der Böden im Gebiet einer Topographischen Karte 1:25.000 detailliert behandelt wird. Diese Berichte stellen die Fortführung des 1996 veröffentlichten Pilotprojektes *Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz* dar, bei dem 10 Blätter der Topographischen Karte 1:25.000 auf die flächenhaften Gehalte potentieller Problemstoffe im Boden untersucht wurden.
Mittlerweile wurden in verschiedenen Projekten 1.682 Rasterflächen von je 1 km^2 untersucht, in denen mindestens 1 Standort liegt. Dies entspricht ca. 8,5% der Landesfläche. Hiervon liegen auf Blatt 5911 Kisselbach 171 Entnahmepunkte. Randlich zu diesem Kartenblatt wurden zur besseren statistischen Absicherung 7 weitere Profile bodenkundlich aufgenommen und beprobt (Blätter 5811 Kestert, 5910 Kastellaun, 5912 Kaub).
Die Böden wurden auf den Gesamtgehalt und den leicht mobilisierbaren Anteil potentiell ökotoxischer Spurenelemente und auf die Aktivität künstlicher Radionuklide untersucht. In 45 Oberbodenproben erfolgte zusätzlich die Analyse auf besonders umweltrelevante organische Schadstoffe. Ferner fand die Bestimmung grundlegender Parameter wie Korngrößenzusammensetzung, pH-Wert, Carbonat-, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie Gehalte einiger essentieller Nährstoffe statt.
Die Dokumentation des aktuellen Stoffbestandes des Bodens ist ein wichtiger Teilaspekt des vorsorgenden Bodenschutzes. Anhand der folgenden Ergebnisse wird nicht nur die Öffentlichkeit über den Zustand der Böden im Untersuchungsraum informiert, sondern es sollen auch Hintergrundwerte für kleinräumige Untersuchungen (z.B. bei Schadensfällen) und Planungsvorhaben zur Verfügung gestellt werden.

Nachdem mit Blatt 6015 Mainz eine dicht besiedelte alte Kulturlandschaft mit einem hohen Anteil äußerst ertragreicher Böden bei gleichzeitigem hohen Flächenverbrauch untersucht wurde, liegt diesmal der Untersuchungsraum in einem ländlich geprägten Raum. Obwohl weder das produzierende Gewerbe noch der Erzbergbau eine vergleichbare Bedeutung wie in anderen Gebieten des Hunsrücks bzw. des Rheinischen Schiefergebirges erlangte, wurde auch in diesem ländlichen Raum der Stoffbestand der Böden durch die Nutzungsgeschichte und den ubiquitären Eintrag von Luftschadstoffen nachhaltig verändert. Dennoch lässt die Ferne zu städtischen und industriellen Zentren vermuten, dass es sich um einen im Vergleich minder belasteten Raum handelt. Da das Bearbeitungsgebiet hinsichtlich der natürlichen Gegebenheiten und der aktuellen Bodennutzung typisch für den östlichen Hunsrück ist, können Rückschlüsse, die über den eigentlichen Untersuchungsraum hinausgehen, gezogen werden.

Die blattbezogenen Ergebnisse fließen in den landesweiten Datenbestand ein, um bei einer weiteren Fortschreibung der Bodenzustandsberichte später allgemeine Hintergrundwerte für ganz Rheinland-Pfalz definieren zu können.

2. Untersuchungsraum

Der 133 km^2 umfassende Untersuchungsraum entspricht der Fläche der Topographischen Karte 1:25.000 (TK25) Blatt 5911 Kisselbach. Das Gebiet liegt im Hunsrück, dem südwestlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges. Naturräumlich gehören Teile zum Rheinhunsrück, zur Simmerner Mulde und zur Hunsrück-Hochfläche.
Die Hunsrück-Hochfläche hat im Bearbeitungsgebiet mit ca. 85 km^2 (64%) den größten Flächenanteil. Hierbei handelt es sich um eine wellige Hochfläche, die von ca. 450 mNN im Südwesten (SW) nach Nordosten (NE) zum Rand des Rheinhunsrücks bis in eine Höhe von fast 560 mNN sanft ansteigt.
Im Süden geht die Hunsrück-Hochfläche ohne prägnante natürliche Grenze in die Obere Simmerner Mulde über, die im Untersuchungsraum einen Anteil von ca. 31% (≅ 42 km^2) besitzt. Die Grenze

Abb. 1 Blick über die Nordöstliche Hunsrück-Hochfläche und die Obere Simmerner Mulde nach Süd (Standort: nordöstlich Laudert; im Hintergrund Soonwald)

verläuft etwa entlang der Linie Klosterkumbd-Liebshausen-Rheinböllen in einer Höhe von etwa 440-470 mNN (MÜLLER-MINY & BÜRGENER 1971). Innerhalb des Untersuchungsraums bestehen zwischen diesen Naturräumen keine größeren geologischen und bodenkundlichen Unterschiede.
Der nordöstliche Teil des Bearbeitungsgebietes gehört zum Rheinhunsrück, der den durch Erosion intensiv zerschnittenen Naturraum zwischen der Hunsrück-Hochfläche und dem Oberen Mittelrheintal darstellt. Die Grenze zur Hunsrück-Hochfläche entspricht dem Verlauf der Rhein/Nahe-Wasserscheide. Die Bäche haben sich infolge des großen Höhenunterschiedes von bis zu 380 m zwischen Quelle und Mündung in den Rhein tief in die devonischen Gesteine des Hunsrücks eingeschnitten. Kurze steile, 100 bis 200 m tiefe bewaldete Kerbtäler charakterisieren das Landschaftsbild des Rheinhunsrücks. Der bei

Wiebelsheim in einer Höhe von 445 mNN entspringende Bollerbach weist auf einer Strecke von nur 3 km ein Gefälle von 185 m auf.

Die natürliche Elementzusammensetzung der Böden als oberster und jüngster Teil der Erdkruste geht primär auf die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung zurück. In der Natur sind nur kleinräumig Böden mit Elementkonzentrationen zu finden, die auf die unterschiedlichen Schutzgüter wie Pflanzenwachstum oder Grundwasserqualität funktionshemmend wirken. Die Kenntnis des

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

Substrate		ha	%
Solumsediment (lehmig, carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)	Ul	16	0,1
Solumsediment (lehmig, carbonatfrei, schieferreich / lößlehmarm) [Schiefer(3)/Lößlehm(1)]	Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	66	0,5
Solumsediment (lehmig, carbonatfrei, lößlehmhaltig bis -reich / schieferhaltig bis -arm) [Lößlehm(2-3)/Schiefer(1-2)]	Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	1.357	10,2
Solumsediment (lehmig; carbonatfrei, sehr lößlehmreich, Lößlehm)	Ul [Lp(3.2.-4)/-.-]	45	0,3
Auenlehm (carbonatfrei)	Al	109	0,8
Moor oder Anmoor	H; AH	32	0,2
Lößlehm; Solifluktions-Lößlehm	Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	381	2,9
periglaziale Lagen (schieferreich / lößlehmarm bis -frei) [Schiefer(3-4)/Lößlehm(0-1)]	pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	4.203	31,7
periglaziale Lagen(lößlehmhaltig bis -reich / schieferhaltig bis -arm) [Lößlehm(2-3)/Schiefer(1-2)]	pfl [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	6.494	48,9
periglaziale Lagen [quarzitische Schiefer(3-4)/Lößlehm(0-1)]	pfl [^qtsf(3-4)/Lp(0-1)]	59	0,4
periglaziale Lagen [Lößlehm(2-3)/[quarzitische Schiefer(1-2)]	pfl [Lp(3)/^qtsf(1)]	6	<0,1
periglaziale Lagen (lößlehmreich / bimstuffarm) [Lößlehm(3)/Bimstuff(1)]	pfl [Lp(3)/+VTbs(1)]	16	0,1
Anthropogene Substrate (sandig)	YS	26	0,2
Anthropogene Substrate (lehmig)	YL	37	0,3
nicht kartierte Flächen (Siedlungen, Gewerbe, Gewässer etc.)	-	431	3,3
Gesamtfläche		13.278	100,0

geogenen, d.h. des natürlichen Gehaltes lässt erst die Beurteilung der durch den Menschen hervorgerufenen Beeinflussung und Belastung der Böden zu.
Der tiefere geologische Untergrund wird im gesamten Untersuchungsgebiet überwiegend aus schwach metamorphisierten Tonschiefern und nachgeordnet aus silikatischen/quarzitischen Schiefern sowie Quarziten des Unterdevon gebildet. Letztere treten oberflächennah nur an einzelnen schmalen SW-NE-streichenden Härtlingszügen auf. Bei den quarzitischen Schiefern handelt es sich vermutlich um schwach metamorphe Ton- und Schluffsteine, die später durch aufsteigende kieselsäurereiche Wässer imprägniert wurden.

Im Mesozoikum und Tertiär – mit einer Hauptphase im Zeitraum Oberkreide bis Oligozän – fand während tropischer bis subtropischer Klimaphasen eine tiefgründige chemische Verwitterung der Devongesteine statt, bei der sich eine kaolinitische Verwitterungsdecke bildete (FELIX-HENNINGSEN et al. 1991), die aus einer maximal 10 m mächtigen Bodenzone und einer bis 150 m mächtigen Saprolithzone bestand. Die Bodenzone ist im Osthunsrück bis auf seltene Relikte vollständig erodiert, bis zu 100 m mächtige Reste der Saprolithzone (chemisch verwitterte Gesteine mit erhaltener Gesteinsstruktur) dagegen sind großflächig erhalten geblieben (SPIES 1986, in GLA 1993).
Innerhalb der Saprolithdecke verlief in Abhängigkeit von Paläorelief, unterschiedlicher Verwitterungsanfälligkeit der Gesteine und Grundwasserstand die Tiefenverwitterung und die Bildung von Sekundärmineralen unterschiedlich intensiv, so dass sich verschiedenartige Verwitterungszonen bzw. -stockwerke bildeten. Die chemische Tiefenverwitterung führte zur intensiven Stoffabfuhr, residualen Stoffanreicherung und Umverteilung löslicher Stoffe, infolgedessen sich die mineralogische und geochemische Zusammensetzung gegenüber den unverwitterten Gesteinen entscheidend änderte.
Das oberste mineralogische Stockwerk des Saproliths (Kaolinit-Muskovit/Illit-Zone) ist durch vollständige Umwandlung des Chlorit in Kaolinit und erhebliche Stoffabfuhr durch Lösungsvorgänge gekennzeichnet, die zu einer deutlichen Entfestigung des Gesteins geführt haben.
Feinverteilter Pyrit (FeS) und Kohlenstoff, die die charakteristischen dunklen Farben des unverwitterten Tonschiefers hervorrufen, wurden in der oberen grundwasserfreien Oxidationszone gelöst und/oder oxidiert. Die Lösung und Verlagerung des Eisens führte zur Bleichung des Tonschiefer-Saproliths, wodurch er eine hellgraue bis weiße Farbe erhielt. In tieferen Bereichen der Verwitterungsdecke fiel es als sekundäres limonitisches Eisen wieder aus. Es reicherte sich in Form von Erzkrusten oder feinverteilt im Saprolith wieder an. Die Krusten werden auch als „Hunsrückerze“ bezeichnet und weisen eine mittlere Mächtigkeit von 20-30 cm auf, können aber auch bis zu 2 m erreichen (GLA 1993). Eine vergleichbare Genese besitzen dunkle Manganoxide, die aber quantitativ eine geringe Bedeutung besitzen. Sind sekundäre Sesquioxide im Saprolith feinverteilt, zeigt er gelbe, braune und rote Oxidationsfarben. Der Bereich der Oxidanreicherung entspricht weitgehend der Kaolinit-Muskovit/Illit-Zone.
Trotz intensiver chemischer Verwitterung blieben im unteren grundwassergesättigten Stockwerk der Verwitterungsdecke dem Saprolith aufgrund des reduzierenden Milieus die dunkelgrauen und schwarzgrauen Farben der Tonschiefer erhalten.
Für die Betrachtung der Elementzusammensetzung der rezenten Böden ist die Berücksichtigung dieser (Element-)Umverteilungen bzw. (Element-)Abfuhr von besonderer Bedeutung. Neben der makroskopisch auffallenden Umverteilung der Sesquioxide waren natürlich auch alle anderen Elemente in Abhängigkeit von ihrer spezifischen Löslichkeit in diese Prozesse einbezogen. Gerade in den Oxidkrusten und im eisenschüssigen Saprolith können Spurenelemente in unterschiedlichem Maß angereichert sein. Im gebleichten Saprolith dagegen können Spurenstoffe deutlich abgereichert sein. Die geochemische Ausgangssituation der Böden hängt entscheidend davon ab, wie hoch der Gehalt des bodenbildenden Substrates an Saprolithmaterial ist und aus welcher Zone der Verwitterungsdecke es stammt.
Im Bereich der Hunsrückhochfläche sind Relikte der oberen Saprolithzone großflächig erhalten und prägen dort Landschaftsbild und Substrat. Im Untersuchungsgebiet, das zum größten Teil im Bereich der Hunsrückhochfläche liegt, haben die Gesteine der oberen, deutlich entfestigten Saprolithzone daher einen Flächenanteil von ca. 70% an den oberflächennahen Untergrundgesteinen. Annähernd frische und schwach verwitterte Schiefer treten hier nur in den kurzen und stark geneigten Unterhängen des Simmerbaches und seiner Zuflüsse auf. Im direkten Einzugsbereich des Rheins hat die intensive pleistozäne Erosion die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke dagegen weitgehend abgetragen, so dass an den Talflanken flächenhaft schwach verwitterte und frische Gesteine des Unterdevons im Substrat der Böden auftreten. Die Verbreitung der „in-situ“-Saprolithe ist in diesem Naturraum daher vor allem auf die

Riedelflächen und Oberhänge beschränkt. Durch solifluidale Umlagerung (siehe unten) sind sie dennoch auch hier ein häufiger Bestandteil der bodenbildenden Substrate.

Die geogenen Elementgehalte der Böden können örtlich durch ausstreichende Erzgänge stark verändert sein. Im Zuge einer landesweiten geochemischen Übersichts-Prospektion wurden auf Blatt 5911 Kisselbach an neun Stellen erhöhte Blei- und/oder Zinkgehalte in Bachsedimenten festgestellt (FAUTH & HINDEL 1979). Überwiegend sind es Zink-Anomalien mit nicht bzw. nur leicht erhöhten Bleigehalten. Anomal hohe Gehalte, die in direktem Zusammenhang zu bekannten Erzgängen stehen, sind bei Laubach und bei Maisborn zu finden. Letztere ist die einzige Anomalie, bei der auch die Bleigehalte deutlich erhöht sind. Es handelt sich um einen Quarzgang zwischen Maisborn und Laudert, der sulfidische Blei-, Zink- und Eisenerze enthält (FUCHS & KUTSCHER 1938, KRIMMEL 1984). In dessen Nähe befand sich ferner ein Versuchsbergbau auf Silber (KRIMMEL 1984). Bachsedimente im Quellbereich des Höllenbachs, der in Beziehung zu diesem erzführenden Quarzgang steht, weisen Gehalte >300 mg Blei(Pb)/kg und >700 mg Zink(Zn)/kg (HNO_3-extrahierbar) auf. Im weiteren Einzugsbereich dieses Baches liegen sowohl in Quellwässern als auch im Unterboden atypisch hohe Zink- und Blei-Konzentrationen vor, die nicht von diesem Erzgang beeinflusst sein können. Um austretende Hydroxydwässer bildeten sich Dispersionshöfe, in denen Unterboden-Gehalte zwischen 130 und 1.110 mg Zn/kg bzw. 80-680 mg Pb/kg (HNO_3-extrahierbar) festgestellt wurden (KRIMMEL 1984). Bei einer geoelektrischen Folgeuntersuchung konnte allerdings eine weitere Blei-Zink-Vererzung im Gebiet Maisborn nicht eindeutig nachgewiesen werden (GRINAT 1989). Bei weiteren Anomalien lagen die Bachsediment-Gehalte meist <80 mg Pb/kg bzw. 300 mg Zn/kg. Von zwei Lokalitäten abgesehen (Grundbach: südlich von Bubach; Benzweiler Bach bei Rayerschied) wird von geogenen Ursachen ausgegangen (FAUTH & HINDEL 1979).

Im Oberoligozän erfolgte eine Meerestransgression aus dem Bereich des Mainzer Beckens, bei der weite Teile des Osthunsrücks kurzzeitig überflutet wurden. Die zugehörigen Sedimente sind an der Basis kiesig und gehen nach oben über Sande in bunte Schluffe und Tone über. Sie bestehen im Wesentlichen aus aufgearbeitetem und umgelagertem Material der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke. Im Bereich des Untersuchungsgebietes sind sie nur in einem kleinen Vorkommen östlich des Höhenzuges zwischen Niederkumbd und Pleizenhausen (Simmerberg, Gassener Berg) erhalten. Als eigenständige bodenbildende Substrate spielen diese Sedimente im Untersuchungsgebiet keine Rolle, da sie meist von mächtigen lößlehmreichen Deckschichten überdeckt sind. In diesen Deckschichten sind die eingemengten Anteile der tonig-schluffigen Tertiärsedimente nicht von eingemengtem Material der oberen Saprolithzone zu unterscheiden. Entsprechend wurde keine eigenständige Substratgruppe der Tertiärsedimente ausgewiesen und die fraglichen Areale dem Verbreitungsgebiet des Schiefersaproliths zugeschlagen.

Die für das heutige Landschaftsbild und die Böden entscheidenden Prozesse verliefen während der Eiszeit (Pleistozän) und dem folgenden Holozän. Die gegen Ende des Tertiär sich verstärkende Hebung des Rheinischen Schiefergebirges fand ihren Höhepunkt im Pleistozän. Die zunächst nur wenig über Meeresniveau gelegene wellige Rumpffläche wurde phasenweise auf die heutige Höhe gehoben. Unter periglazialem Klima fand eine intensive physikalische Verwitterung und Umlagerung der Gesteine statt, wodurch eine zunehmend linienhafte Eintiefung in die vermutlich im ausgehenden Tertiär bis Altpleistozän angelegten Flachmuldentäler erfolgte (FELIX-HENNINGSEN et al. 1991). Die saprolithische Verwitterungsdecke setzte dabei der rückschreitenden Erosion nur wenig Widerstand entgegen.
Von Quellmulden ausgehend fließen die heutigen Bäche in Muldentäler, die im Mittel 50-80 m in die Hochfläche eingetieft sind. Ihr Verlauf scheint überwiegend durch tektonische Störungslinien beeinflusst

zu sein. Die breiten Wiesentälchen weisen häufig einen asymmetrischen Querschnitt auf. Gerade die NW- bis SW-exponierten Talhänge sind mit 10-15° oftmals relativ stark geneigt, während ihre Gegenhänge mit durchschnittlich 2-5° Neigung auffallend sanfter verlaufen. Besonders ausgeprägt ist die Talasymmetrie im Gebiet der morphologisch weichen Verwitterungsdecke, in der die Fließgewässer nach Osten gedrängt wurden. Hervorgerufen wurde dies in erster Linie durch die vorherrschenden Westwinde, die die Bäche nach Osten drängten, und den häufigeren und intensiveren Frostwechseln an den zur Sonne exponierten Hängen (SEMMEL 1985). Verstärkt wurde die Asymmetrie, indem an den flacheren windabgewandten Talflanken die durch Wind transportierten Lösse bzw. Lößlehme günstigere Sedimentationsbedingungen fanden. Infolgedessen sind die flacheren ost- bis nordexponierten Hänge meist auffallend lößlehmreicher. Täler mit asymmetrischem Querschnitt zeigen daher einen reliktischen eiszeitlichen Formenschatz.
Wo die Tiefenerosion die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke unterschneidete, nimmt die Hangneigung bei Erreichen der unverwitterten devonischen Gesteinen auch an den SE- bis NE- exponierten Unterhängen deutlich zu. Vermutlich wurde die Bildung asymmetrischer Täler auch durch die tektonische Kippung einzelner Schollen während der Hebung des Rheinischen Schiefergebirges unterstützt (FELIX-HENNINGSEN et al. 1991).
Die meisten Bäche der Hunsrück-Hochfläche fließen innerhalb des Bearbeitungsgebietes zur Nahe. In einer Höhe von ca. 470-500 mNN liegt im nordwestlichen Bereich die Wasserscheide zur Mosel. Ihr Verlauf entspricht etwa der Bahnlinie Simmern-Boppard.
Die Morphogenese des Untersuchungsgebietes beeinflusst unmittelbar die räumliche Verteilung der oberflächennahen bodenbildenden Substrate und damit die geochemische Grundausstattung der heutigen Böden.

An schwach geneigten Hängen oder in Mulden lagern örtlich mächtige Lößlehme, die die liegenden Gesteine vollständig verhüllen. Sie sind vor allem im westlichen Bearbeitungsgebiet verbreitet. Diese Sedimente wurden während der Kaltzeiten durch den Wind verfrachtet (äolisch) und sind in erosionsgeschützten windabgewandten Reliefpositionen bis heute erhalten geblieben. Ihr Korngrößenmaxium liegt im Schluffbereich. Im Gegensatz zu den Lössen der Beckenlandschaften und der intramontanen Senken sind die Lösse des Berglandes carbonatfrei und verlehmt. Inwieweit sie primär carbonathaltig waren und einem Ferntransport unterlagen oder nur aus den kalkfreien Gesteinen der weiteren Umgebung stammen (Lokallöß), ist meist nicht zu klären. Beide Formen treten vermutlich gemeinsam auf, so dass von einem polygenetischen Lößlehmderivat auszugehen ist. Teile dieser äolischen Sedimente wurden sekundär nochmals umgelagert und können Bimsminerale sowie geringe Anteile der liegenden Gesteine enthalten. Weiterhin ist Lößlehm in stark variierenden Anteilen den periglazialen Deckschichten beigemischt (siehe unten).

Die periglazialen Lagen stellen im Untersuchungsraum flächenhaft die wichtigsten Substrate der Böden dar. Es sind allochtone solifluidale und -mixtive Lockersedimente, die als eigenständige geologische Schichten der obersten Lithosphäre anzusehen sind. Die Böden sind folglich meist nicht in der „in-situ“-Verwitterungszone der liegenden Gesteine, sondern in einer heterogenen Schichtenfolge auto- und allochtoner Gesteine entwickelt. In der deutschsprachigen Literatur wurden bisher für diese Schichten sehr unterschiedliche Begriffe benutzt (Schuttdecken, Decklagen, Deckserien, Decksedimente, Schuttfolgen, Fließerden usw.). In dieser Arbeit werden diese Sedimente gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 1994) als periglaziale Lagen bezeichnet. Die Untergliederung erfolgt in Ober-, Haupt-, Mittel- und Basislage. Die Oberböden sind überwiegend in der Hauptlage entwickelt, die aus stark wechselnden Anteilen von Lokal- und Fremdkomponenten besteht.

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

In Haupt- und Oberlage sind meist Spuren von Bimsmineralen eingemischt. Sie sind überwiegend der Laacher-See-Tephra 5 zuzuordnen, wodurch das geringe Alter (Postalleröd) der obersten Schicht belegt ist.

Im Bereich der Hunsrück-Hochfläche, Simmerner Mulde und der Verebnungsflächen des Rheinhunsrücks sind die Oberböden häufig in lößlehmhaltigen bis -reichen Hauptlagen entwickelt, die Schiefersaprolith enthalten. In exponierten Reliefpostionen sinkt der Lößlehmanteil zugunsten der zersetzten unterdevonischen Gesteine. Unterhalb der Hauptlage folgen meist eine oder mehrere Basislage(n) aus grusigem bis steinigem Saprolithmaterial.

In Hangbereichen, in denen die Gewässer die Saprolithdecke durchschnitten haben, treten in den periglazialen Lagen zunehmend frische bzw. nur schwach verwitterte Festgesteine des Unterdevons auf. Flächenhaft kommen sie an den Talflanken der tief eingeschnittenen Täler des Rheinhunsrücks und in den Unterhangbereichen der Bäche im südlichen Untersuchungsgebiet vor.

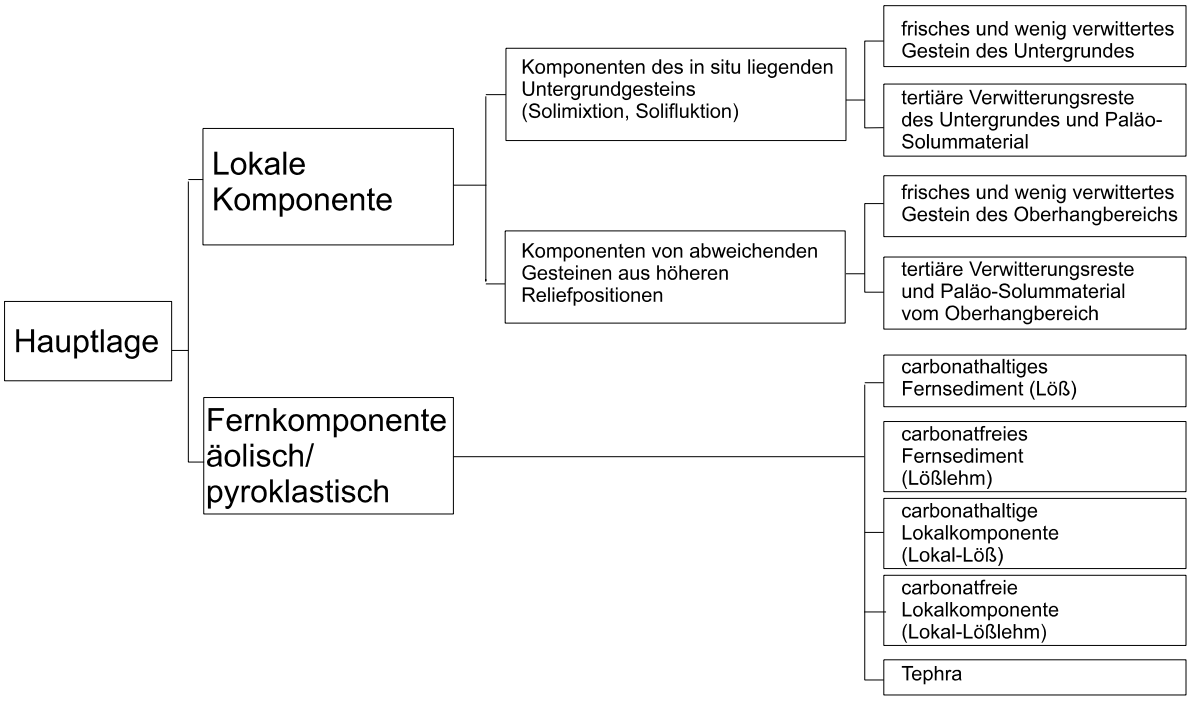


Abb. 2 Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen

Die typische Substratabfolge besteht je nach Hangposition aus einer 20-60 cm mächtige Hauptlage, unter der meist die Basislage folgt, die mehrgliedrig sein kann. In geschützten Reliefpositionen wie z.B. in Hangdellen und -verflachungen sowie in den großen Talanfangsmulden sind häufig Mittellagen zwischen Haupt- und Basislage geschaltet, die gegenüber der Hauptlage höhere Lößlehmanteile und eine höhere Lagerungsdichte aufweisen können.
Knapp die Hälfte der untersuchten Oberböden sind in lößlehmhaltigen bis -reichen periglaziale Lagen entwickelt, die einen geringen bis mittleren Anteil an frischem bis stark zersetztem Schiefer aufweisen. Schiefersaprolithreiche und lößlehmarme bis -freie periglaziale Lagen besitzen im Untersuchungsgebiet einen Anteil von ca. 32%.

Die charakteristischen Böden im Untersuchungsraum sind Braunerden und (Hang-)Pseudogleye und vor allem ihre Übergangsformen. Die mäßig bis stark sauren Braunerden zeigen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion eine mittlere bis ungünstige Nährstoffkapazität und Basensättigung. Während sie im Verbreitungsgebiet mächtiger Lößlehmbedeckungen tiefgründig sind, weisen sie im Bereich der periglazialen Lagen eine mittlere Entwicklungstiefe und Gründigkeit auf. In exponierter Hanglage sinkt die Mächtigkeit des Solums, so dass die Braunerden häufig mit Regosolen vergesellschaftet sind. Gerade im Bereich des saprolithischen Untergrundes sind die Braunerden häufig pseudovergleyt bzw. gehen in den Subtyp (Hang-)Pseudogley-Braunerde über.
Bei den (Hang-)Pseudogleyen im Untersuchungsgebiet handelt es sich überwiegend um zweischichtige Staunässeböden, bei denen eine dichte periglaziale Lage (Mittel- oder Basislage) den Staukörper bildet. In der durchlässigeren Hauptlage wechseln temporär nasse und trockene Phasen. Die Basislage und häufig auch die Mittellagen sind oft so stark verdichtet, dass sie auch ohne hohen Tonanteil und trotz mittlerem Grus- oder Steingehalt für Sickerwässer wenig durchlässig sind. Kommt in Hanglagen zum lokalen Stauwasser noch Hangzugwasser hinzu, können – vor allem bei geringmächtigen Hauptlagen – örtlich lange Vernässungsphasen auftreten, so dass diese Böden in Stagnogleye übergehen.
Unter Wald weist der oberste Mineralbodenhorizont oft nur eine geringe Mächtigkeit von 1-5 cm und einen ungewöhnlich hohen Gehalt an organischer Substanz (10-22 Gew.%) auf. Er wird überlagert von einer 2-9 cm mächtigen organischen Auflage. Je nach Basenversorgung und Baumbestand bildeten sich die Auflage-Humusformen Moder, rohhumusartiger Moder oder Rohhumus. Diese Horizonte zeigen häufig eine schwache (Krypto-)Podsolierung, bei der es sich um eine vertikal gerichtete Umlagerung löslicher organischer Substanzen und Metalle handelt. Die Podsolierung ist nur ansatzweise an der gräulichen Farbe und der Kornbleichung der obersten Zentimeter des Oberbodens erkennbar (Initialstadium).

Die jüngsten Substrate stammen aus dem Holozän. Hierbei handelt es sich um Kolluvial- und Auensedimente sowie um organogene Bildungen. Die Entstehung der Kolluvial- und Auensedimente begann zusammen mit der starken Ausdehnung der Ackerflächen während des Mittelalters, wodurch nutzungsbedingt eine erheblich verstärkte Bodenerosion einsetzte (siehe unten). Das von den Talhängen abgeschwemmte Bodenmaterial wurde teilweise im Unterhangbereich bzw. im Tiefenbereich der Täler wieder abgelagert (Solumsediment) oder gelangte bis in die Fließgewässer, wo es später in den Auen sedimentierte. Den größten Flächenanteil weisen mit etwa 10% die lößlehmhaltigen bis -reichen Solumsedimente auf, die einen geringen bis mittleren Anteil an frischem bis stark zersetztem Schiefer besitzen. Ihre Verbreitung übertrifft die der schieferreichen Solumsedimente bei weitem, da lößlehmreiche Substrate erosionsanfälliger sind und durch ihre höhere Ertragsfähigkeit vermutlich länger ackerbaulich genutzt wurden.
Anmoore und Moore treten vor allem im Bereich von Quellmulden auf. Das größte Moor im Untersuchungsgebiet befindet sich nördlich Laudert im Quellgebiet des Simmerbachs (NSG „Alte Burg“). Im

NSG „Struth“ (Staatsforst St. Goar; östlich der A 61) liegen einige Bruchwiesen bzw. -wälder. Die oberflächennah stark vernässten Böden haben mächtige organische Auflagen, die zumindest hydromorph beeinflusst sind. „Echte“ Anmoore sind dennoch nur vereinzelt zu finden.

Über das Jahr gesehen überwiegen im Untersuchungsgebiet Winde aus westlichen Richtungen. Während im Winterhalbjahr die Luftmassen vorherrschend aus Westen bis Süden gelangen, dominieren im Sommerhalbjahr Winde aus Nord bis Südwest. Lokal wird die Windrichtung und -stärke jedoch durch das Relief mehr oder weniger stark beeinflusst. Bei südöstlichen bis südwestlichen Wetterlagen zeigt sich ein schwacher Lee-Effekt durch die Hochlagen des Hoch-, Idar- und Soonwaldes, wodurch die Simmerner Mulde und die angrenzende Hochfläche gegenüber dem südwestlichen Bereich der Hunsrück-Hochfläche klimatisch leicht begünstigt sind. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei einer Schwankungsbreite von ca. 1,6°C zwischen 7 und 8°C (Deutscher Wetterdienst 1957). Die Jahresniederschläge betragen durchschnittlich 650-750 mm (Deutscher Wetterdienst 1957). Die Niederschläge nehmen bis zum Rand des Rheinhunsrücks von West nach Ost leicht zu. Da die Täler des Rheinhunsrücks im Schutz der Hunsrück-Hochfläche liegen, weisen sie ein merklich milderes niederschlagärmeres Klima auf. Wenig ausserhalb des Untersuchungsgebietes herrscht an den südexponierten Steilhängen dieser Tälchen unterhalb einer Höhe von ca. 300 mNN ein Kleinklima vor, das den Weinbau ermöglicht.

Tab. 2 Mehrjährige Temperatur- und Niederschlagmittelwerte (Auswertezeitraum 1961-1990) (schrift. Mitt. Deutscher Wetterdienst, Regionales Gutachtenbüro Trier, 1998)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Station: Simmern-Wahlbach (437 mNN)													
Mitt. Temp. (°C)	-0,4	0,5	3,5	7,0	11,4	14,6	16,4	16,0	13,0	8,7	3,5	0,6	7,9
Niederschlag (mm)	43	43	46	45	65	72	61	65	49	51	57	48	645
Station: Rheinböllen (395 mNN)													
Niederschlag (mm)	54	47	52	52	66	74	62	61	51	55	62	62	695
Station: Lingerhahn (482 mNN)													
Niederschlag (mm)	60	50	58	57	67	80	71	67	55	61	67	66	758

Die Vegetationsperiode (Tagesmittel ≥10°C) weist eine Dauer von 130-140 Tagen auf. Die mittlere Zahl der Nebeltage beträgt 50 bis 100 Tage. Auf der Hunsrück-Hochfläche treten sie etwas häufiger auf als in der Simmerner Mulde oder dem Rheinhunsrück. Das Niederschlagsmaximum liegt in den Monaten Mai bis August und wird überwiegend durch einzelne Starkregenereignisse hervorgerufen. Infolge der vorherrschenden Hochdrucklagen fallen im Februar die geringsten Niederschläge. Im Schnitt muss etwa an jedem 2. Tag mit Niederschlägen von mehr als 0,1 mm bzw. an jedem 3. Tag mit mehr als 1 mm gerechnet werden (Deutscher Wetterdienst 1957).

Weite Bereiche des Untersuchungsgebietes zählen zur submontanen ökologischen Wärmestufe (SCHÜLER 1994). Die Grenze zur wärmeren kollinen Stufe verläuft expositionsabhängig bei ca. 450 mNN ± 50 m (Bezirksregierung Koblenz 198?). Die Sonnhanglagen der Hunsrück-Hochfläche und Simmerner Mulde sowie die tieferen Talbereiche des Rheinhunsrücks zählen daher zur kollinen ökologischen Wärmestufe.

Das Untersuchungsgebiet liegt fast vollständig innerhalb der Grenzen des Rhein-Hunsrück-Kreises. Flächenmäßig zählt er mit 963 km^2 zu den großen rheinland-pfälzischen Landkreisen. Bei einer Bevölke-

rungsdichte von nur 107 Einw./km^2 unterschreitet er deutlich den Landesdurchschnitt von 200 Einw./km^2 (Statistisches Landesamt 1997). Im Bearbeitungsgebiet sinkt die Bevölkerungsdichte unterhalb 50 Einw./km^2, und keine der 21 Gemeinden hatte 1990 mehr als 600 Einwohner (≅280 Einw./Gemeinde) (Statistisches Landesamt 1992). Der Bevölkerungsanstieg verlief in den letzten Jahrzehnten deutlich über der mittleren Entwicklung aller rheinland-pfälzischen Landkreise.
Der Rhein-Hunsrück-Kreis zählt raumordnerisch zur Region Mittelrhein-Westerwald, einer Region mit Verdichtungsansätzen. Aufgrund der Bevölkerungsschwäche wird er aber als ländlicher Kreis eingestuft (BfLR, in LABO 1998).
Die aktuelle Bodennutzung zeigt deutlich die ländliche Prägung des Untersuchungsraumes. Annähernd 97% der Fläche wird zu etwa gleichen Teilen forst- bzw. landwirtschaftlich genutzt (siehe Tab. 3). Damit haben diese Nutzungsformen einen noch höheren Anteil als auf Kreisebene, bei der sie jeweils rund 44% einnehmen. Von den ca. 64 km^2 landwirtschaftlicher Nutzflächen (LNF) werden etwa 70% als Ackerland und etwa 30% als Grünland genutzt. Auf den Ackerflächen des Kreisgebietes dominiert der Getreideanbau (Sommer-, Wintergerste, Weizen) mit einem Anteil von 79% (Statistisches Landesamt 1992). Eine überdurchschnittliche Bedeutung hat ferner der Rapsanbau.

Während 1995 in Rheinland-Pfalz 5,0 landwirtschaftliche Betriebe je km^2/LNF zu finden waren (Statistisches Landesamt 1997), liegt der Quotient im Rhein-Hunsrück-Kreis bei etwa 4,3. Der schon seit vielen Jahren anhaltende Trend zu steigenden Betriebsgrößen ist in ländlichen Räumen besonders ausgeprägt. Seit 1949 sank die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe von 9,300 auf 1.835 (Statistisches Landesamt 1992, 1997), ohne dass sich die Nutzfläche im gleichen Zeitraum wesentlich änderte.

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

Nutzung	km^2	%
Wald- und Gehölzfläche	64,3	48,5
Ackerland	44,4	33,6
Grünland	19,3	14,6
Gartenland	<0,1	<0,1
Gewässer	0,1	<0,1
Siedlungsfläche	4,1	3,1
Industrie- und Gewerbefläche	0,2	0,2
Verkehrsfläche (nur BAB)	<0,1	<0,1
Gesamtfläche	132,8	100,0

Ohne den menschlichen Einfluss würde die potentiell natürliche Vegetation in der submontanen Stufe aus Traubeneichen-Buchenwäldern und in der kollinen Stufe aus Eichen-Hainbuchenwäldern bestehen. Auf nassen und wechselfeuchten Standorten wären in Abhängigkeit vom Vernässungsgrad bzw. von der Dauer der Nassphase Erlen-Sumpfwälder, Birken-Moorwälder und Hainbuchen-Feuchtwälder anzutreffen.
Wie in weiten Teilen Mitteleuropas nahm der Waldanteil seit keltischer Zeit ab. Die Hauptrodungszeiten im Gebiet des Hunsrücks fielen in das 8., 12. und 16. Jh. (BECKER 1975). Besonders die Einführung der Dreifelderwirtschaft führte seit dem 12. Jh. zu einer erheblichen Erweiterung der Ackerflächen. Um Neuansiedlungen wurde weiträumig gerodet, jedoch gab man ertragsarme Standorte rasch wieder auf, ohne sie gezielt wieder aufzuforsten (BECKER 1975). Die extensive ackerbauliche Bewirtschaftung, die

Nutzung des Waldes als Weide, Energie- und Rohstoffquelle führten flächenhaft zu einer erheblichen Verschlechterung der Standortbedingungen durch Erosion und Nährstoffentzug. Auen- und Solumsedimente (siehe oben) sowie die unter Wald oft nur geringmächtigen Oberböden zeugen vom damaligen Raubbau. Die verbliebenen Wälder degenerierten zu lichten Laub-Niederwäldern. Dichter Hochwald, wie er heute allgegenwärtig ist, war fast vollständig zurückgedrängt. Erst Anfang des 19. Jh. wuchs durch planmäßige Forstwirtschaft unter preußischer Verwaltung wieder die Waldfläche. Die Rekultivierung erfolgte mittels nicht heimischer Nadelhölzer, während auf den vorhandenen Waldflächen bis nach dem 2. Weltkrieg weiterhin vornehmlich die Niederwaldwirtschaft betrieben wurde (KRATZ, in GLA 1993). Der bevorzugte Anbau von Nadelbäumen, insbesondere der Fichte, hatte sowohl ökologische als auch ökonomische Ursachen. Einerseits war auf den verarmten Böden die Aufzucht von Laubbäumen nur eingeschränkt möglich, andererseits war man sich auch damals bewusst, dass Nadelbäume wesentlich leistungsfähiger sind und früher einen Ertrag erwarten ließen. Heute sind im Untersuchungsgebiet zu etwa gleichen Teilen Laub-, Misch- und Nadelwälder vertreten. Das langfristige Ziel der Forstwirtschaft ist heute die Förderung standortgerechter Baumarten und die Umwandlung der Nadelholz-Monokulturen in Laubholzmischbestände (KRATZ, in GLA 1993).

Die Bodennutzung steht in deutlicher Beziehung zu den morphologischen und kleinklimatischen Gegebenheiten sowie zum Bodenwasserhaushalt. Die Siedlungsflächen befinden sich vornehmlich im randlichen Tiefenbereich und an den angrenzenden Unterhängen der Täler und Quellmulden. Die Bachauen, das Gebiet der Quellmulden sowie die feuchteren Hangbereiche unterliegen vorwiegend der Grünlandnutzung. Mit Ausnahme der feuchten Hangabschnitte sind die Ortschaften von Ackerland umgeben. Große zusammenhängende Ackerflächen liegen in erster Linie in den nicht vernässten, mäßig geneigten Unter- und Mittelhangbereichen. Neben der günstigeren maschinellen Bearbeitbarkeit der Böden spielt der in diesen Lagen meist höhere Lößlehmanteil eine Rolle, wodurch diese Böden eine höhere Ertragsfähigkeit besitzen. Die Kulminationsbereiche der Riedel und deren Oberhänge werden vorwiegend forstwirtschaftlich genutzt. An den der Sonne abgewandten Hängen ziehen die Wälder oft bis in den Mittelhangbereich herunter. Stark geneigte Hänge sind gerade im Bereich des Rheinhunsrücks expositionsunabhängig meist vollständig bewaldet.

3. Untersuchungsmethodik

3.1. Beprobung und Beprobungsraster

Für die Auswahl der zu untersuchenden Böden wurde das Untersuchungsgebiet in Rasterflächen aufgeteilt. Als räumliches Bezugssystem diente das durch die Gitterpunkte der TK 25 vorgegebene Raster von 1 km^2. Innerhalb einer Rasterfläche liegt – variabel festgelegt – mindestens ein Standort. Die Verteilung der Entnahmepunkte wurde so gewählt, dass die Flächenanteile den naturräumlichen Gegebenheiten und der Nutzungsverteilung des Kartenblattes nahe kommt, sowie engräumliche anthropogene Veränderungen und punktuelle Verdachtsflächen möglichst nicht erfasst wurden.
Für einen Teil der Rasterflächen lagen bodenkundliche und -chemische Daten vor, die im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme erhoben wurden. Hierbei handelt es sich um 41 vollständige Bodenprofile, die das Geologische Landesamt zwischen 1991 und 1995 untersuchte.
Für die flächenhafte Beprobung wurden zusätzlich 130 Profile aufgenommen. Sofern es die örtlichen Gegebenheiten zuließen, wurde mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis in eine Tiefe von 1 m sondiert und das Bodenprofil vollständig gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden 1994) beschrieben. Dies ergab 446 weitere Horizonte, wovon 281 beprobt wurden. Die horizontweise Beprobung der ersten 30 cm des Mineralbodens erfolgte in kleinen Schürfgruben. Bei Waldböden wurde zusätzlich aus den O-Horizonten der organischen Auflage eine Mischprobe entnommen.
Für die Untersuchung der anorganischen Parameter bestand die horizontbezogene Mischprobe aus mindestens 0,8-1 kg Feinboden (<2mm) bzw. 2 l organische Auflage. An den Entnahmepunkten, an denen auch organische Schadstoffe untersucht werden sollten, wurde zusätzlich ca. 4,5 kg Feinboden entnommen, der umgehend gekühlt wurde.
Die Beprobung und Aufnahme der Geländesituation der 130 zusätzlichen Standorte erfolgte zwischen Juni und September 1998 durch Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (Fa. TERRA PLAN HOFFMANN; Frankfurt).

3.2. Analytik

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

3.2.1. Probenvorbehandlung und Probenlagerung

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

3.2.2. Allgemeine Analytik

- Korngrößenzusammensetzung: nach DIN 19683 Teil 2 (E DIN ISO 11277) (Sieb- und Pipettverfahren nach KÖHN); Zerstörung der org. Substanz bei Gehalten > 1,5 Gew.%.
- pH-Wert: nach DIN ISO 10390 (elektrometrische Bestimmung in 0.01 mol/l $CaCl_2$).
- Carbonate: nach DIN ISO 10693 (volumetrische Bestimmung nach SCHEIBLER).
- Organischer Kohlenstoff: nach DIN 19684 Teil 2 (spektralphotometrische Bestimmung nach Aufschluss mit dem Dichromat-Schwefelsäure-Verfahren).
- Gesamtkohlenstoff: berechnet aus Carbonatgehalt und organischem Kohlenstoff (C_{org}(0,12 $CaCO_3$).
- Gesamt-Stickstoff: nach DIN ISO 11261 (elektrometrische Bestimmung nach Aufschluss mit dem KJELDAHL-(TiO_2-)Verfahren).
- mobile Makroelemente: Extraktion nach DIN 19730 (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-AES (Ca, Mg, Al) (Nachweisgrenzen siehe Tab. 4).
- Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen: DIN 19684 Teil 8, Bestimmung: Flammenphotometer (Ca, K, Na), Flammen-AAS (Mg), elektrometrisch (H-Wert), KAK_{pot} = Summe der austauschbaren Kationen.
- Phosphor: DL-Methode nach VDLUFA (1991), spektralphotometrische Bestimmung.
- Kalium: DL-Methode nach VDLUFA (1991), flammenphotometrische Bestimmung.
- Eisen (dithionitlöslich): nach MEHRA & JACKSON (1960), Bestimmung am Flammen-AAS.

3.2.3. Spurenelemente

Tab. 4 Mittlere Nachweisgrenzen
(Die Nachweisgrenzen beziehen sich auf den Gehalt im Boden)

	Mittlere Nachweisgrenze in mg/kg TB	
Element	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	0,01
Cu	0,1	0,005
Hg	0,006	0,00005
Mg	-	0,25
Ni	0,2	0,01
Pb	0,05	0,003
Zn	0,1	0,01

- mobile Spurenelemente: nach DIN 19730 (Extraktionslösung: 1 mol/l NH_4NO_3); Bestimmung: ICP-AES (Cr, Cu, Ni, Zn), G-AAS (As, Cd, Pb), FIMS (Hg)

- Spurenelemente (*Gesamtgehalt*): Königswasser-Extraktion nach DIN 38414 Teil 7; Bestimmung: Flammen-AAS (Cr, Cu, Ni, Pb), G-AAS (As, Cd), FIMS Hg, ICP-OES (Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Zn)

3.2.4. Organische Schadstoffe

- Biozide (außer Pentachlorphenol), polychlorierte Biphenyle: nach DIN 38407 Teil 2 und AbfKlärV (1992); Aceton-Wasser-(2:1)-Extraktion in Gegenwart von NaCl nach Ultraschall-Vorbehandlung, Konzentrieren des Extraktes am Rotationsverdampfer, gel- oder säulenchromatographische Vorreini-

gung (clean-up), Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor oder Elektroneneinfangdetektor.

- Pentachlorphenol: Wasserdampfdestillation aus schwefelsaurer (pH 1), wässeriger Suspension; Reinigung und Anreicherung mit Toluol/Dichlormethan; Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
- Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK): nach DIN 38407 Teil 2 und AbfKlärV (1992); Aceton-Wasser-(2:1)-Extraktion in Gegenwart von NaCl nach Ultraschall-Vorbehandlung, Konzentrieren des Extraktes am Rotationsverdampfer (siehe auch VDLUFA 1996).
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F): Mischen des getrockneten Bodens mit Seesand, Zugabe von C13-Dioxinstandards, Extraktion mit Toluol am Soxhlet, Messung per Kapillargaschromatographie mit massenselektivem Detektor.
  Die 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalente (TE) errechnen sich aus der Summe der untersuchten PCDD/F, bei denen zuvor die jeweiligen Massenkonzentrationen (in ng/kg) mit den in Tab. 7 ersichtlichen TE-Faktoren multipliziert wurden. Die Faktoren der AbfKlärV (1992) entsprechen dem internationalen Äquivalenzsystem („NATO-Werte“). PCDD/F-Gehalte unter der Nachweisgrenze werden nicht berücksichtigt.

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

Verbindung (Trivialname) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Quantitative Nachweisgrenze µg/kg TB
Aldrin (309-00-2)	$C_{12}H_8Cl_6$	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)	$C_{14}H_8Cl_4$	1
p,p´-DDE (72-55-9)	$C_{14}H_8Cl_4$	1
o,p´-DDT (789-02-6)	$C_{14}H_9Cl_5$	1
p,p´-DDT (50-29-3)	$C_{14}H_9Cl_5$	1
Dieldrin (60-57-1)	$C_{12}H_8Cl_6O$	1
Endrin (72-20-8)	$C_{12}H_8Cl_6O$	1
Heptachlor (76-44-8)	$C_{10}H_5Cl_7$	1
Heptachlorepoxid (1024-57-3)	$C_{10}H_5Cl_7O$	1
Hexachlorbenzol (HCB) (118-74-1)	C_6Cl_6	1
α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH) (319-84-6)	$C_6H_6Cl_6$	1
β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH) (319-85-7)	$C_6H_6Cl_6$	1
γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)(Lindan) (58-89-9)	$C_6H_6Cl_6$	1
δ-Hexachlorcyclohexan (δ-HCH) ()	$C_6H_6Cl_6$	1
Methoxychlor (72-43-5)	$C_{16}H_{15}Cl_3O_2$	1
Pentachlorphenol (87-86-5)	C_6Cl_5OH	1
2,4,4´-Trichlorbiphenyl (PCB-Nr 28) (7012-37-5)	$C_{12}H_7Cl_3$	1
2,2´,5,5´-Tetrachlorbiphenyl (PCB-Nr 52) (35693-99-3)	$C_{12}H_6Cl_4$	1
2,2´,4,5,5´-Pentachlorbiphenyl (PCB-Nr 101) (37680-73-2)	$C_{12}H_5Cl_5$	1
2,2´,3,4,4´,5´-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 138) (35065-28-2)	$C_{12}H_4Cl_6$	1
2,2´,4,4´,5,5´-Hexachlorbiphenyl (PCB-Nr 153) (35065-27-3)	$C_{12}H_4Cl_6$	1
2,2´,3,4,4´,5,5´-Heptachlorbiphenyl (PCB-Nr 180) (37680-73-2)	$C_{12}H_3Cl_7$	1

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

Verbindung (Trivialname) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Quantitative Nachweisgrenze µg/kg TB
Acenaphthylen	$C_{12}H_8$	2
Acenaphthen	$C_{12}H_{10}$	1
Fluoren (86-73-7)	$C_{13}H_{10}$	1
Phenanthren (85-01-8)	$C_{14}H_{10}$	1
Anthracen (120-12-7)	$C_{14}H_{10}$	1
Fluoranthen (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)fluoranthen	$C_{20}H_{12}$	4
Benzo(k)fluoranthen (20-70-89)	$C_{20}H_{12}$	4
Benzo(a)pyren (*Benzo(def)chrysen*) (50-32-8)	$C_{20}H_{12}$	4
Benzo(e)pyren	$C_{20}H_{12}$	3
Dibenzo(a,h)anthracen	$C_{22}H_{14}$	5
Benzo(g,h,i)perylen	$C_{22}H_{12}$	4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	$C_{22}H_{12}$	5
Anthanthren	$C_{22}H_{12}$	5

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

Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) (CAS-Reg.Nr.)	Summenformel	Faktoren der Toxizitätsäquivalente (TE)	Quantitative Nachweisgrenze ng/kg TB
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (1746-01-6)	$C_{12}H_4Cl_4O_2$	1,000	0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzo-p-dioxin (40321-76-4)	$C_{12}H_3Cl_5O_2$	0,500	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (39227-28-6)	$C_{12}H_2Cl_6O_2$	0,100	0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (57653-85-7)	$C_{12}H_2Cl_6O_2$	0,100	0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (19408-74-3)	$C_{12}H_2Cl_6O_2$	0,100	0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzo-p-dioxin (35822-46-9)	$C_{12}HCl_7O_2$	0,010	0,3
Octachlor-dibenzo-p-dioxin (3268-87-9)	$C_{12}Cl_8O_2$	0,001	0,3
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzofuran (51207-31-9)	$C_{12}H_4Cl_4O$	0,100	0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-41-6)	$C_{12}H_3Cl_5O$	0,050	0,3
2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (57117-31-4)	$C_{12}H_3Cl_5O$	0,500	0,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (70648-26-9)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (57117-44-9)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzofuran (72918-21-9)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (60851-34-5)	$C_{12}H_2Cl_6O$	0,100	0,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzofuran (67562-39-4)	$C_{12}HCl_7O$	0,010	0,3
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-dibenzofuran (55673-89-7)	$C_{12}HCl_7O$	0,010	0,3
Octachlor-dibenzofuran (1010-77-1)	$C_{12}Cl_8O$	0,001	0,3

3.2.5. Radionuklide

Tab. 8 Mittlere Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide

Radionuklid	Mittlere Nachweis-grenze Bq/kg TB			Halb-wertszeit (a)
^{60}Co	0,2	-	0,5	5,3
^{134}Cs	0,2	-	1,2	2,1
^{137}Cs	0,5	-	5,0	30,3
^{125}Sb	0,7	-	1,6	2,8

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

3.3. Auswertung

3.3.1. Behandlung der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze

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

3.3.2. Statistische Auswertung

Folgende statistische Kenngrößen wurden für einzelne Datenkollektive ermittelt:

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

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

P.: Perzentil
k: Rangplatz, ganzzahliger Teil von *v*
f: Dezimalteil von *v*
n: Probenanzahl
x: (*Mess*-)Wert des Rangplatzes

$$v = nP./100+0,5$$
$$P. = (1-f)x_k + fx_{k+1}$$

Das 50. Perzentil (Median) (*Synonym: Zentralwert, Stellungsmittel*) ist der Wert, über bzw. unter dem sich 50 % aller Fälle befinden. Im Falle einer Normalverteilung der Messwerte entspricht der Median dem arithmetischen Mittel. Im Wertebereich zwischen dem 25. und 75. Perzentil liegen 50% der Proben, deren Abstand als Interquartilabstand bezeichnet wird. Er dient als Streuungsmaß und wird bei Spannweitendiagrammen (Boxplot) als Kasten dargestellt (siehe Abb. 3).
Das 90. Perzentil dient häufig als Orientierungs- oder Hintergrundwert zur Abgrenzung von merklicher anthropogener Belastung (LABO 1994, PRÜEß 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 ≥10 sein. Bei einer geringeren Fallzahl werden die Ergebnisse kursiv dargestellt. Unterliegt z.B. eine Substratgruppe mit geringer Fallzahl einer erheblichen anthropogen Beanspruchung, 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 1,5fache des Interquartilabstandes über- bzw. unterschreiten. In den Tabellen wird nur die Obergrenze angegeben, bei der bei dem jeweils vorliegenden Datenkollektiv Werte als Ausreißer anzusehen sind.
Bei den *Allgemeinen Parametern* werden nur die Ergebnisse für Rheinland-Pfalz angegeben, da die regionale Statistik keine signifikanten Unterschiede zeigte. Ansonsten werden die statistischen Daten des Untersuchungsraumes mit denen des Gesamtdatenbestandes verglichen. In den Tabellen sind in den mit „Herkunft *RP*“ gekennzeichneten Zeilen die Substrate aufgeführt, die sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in anderen Landesgebieten vorkommen. Die statistischen Kennwerte des Untersuchungsraums sind in den Zeilen mit „*5911“* markiert. In diesen Tabellen können auch Substrate aufgeführt sein, die bislang nur im Untersuchungsgebiet angetroffen wurden. Sollten Substrate von Blatt 5911 Kisselbach eine nur sehr geringe Fallzahl aufweisen, werden nur die landesweiten Daten dargestellt.

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

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

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

GP:	Gefährdungspotential
SE_{ges}:	„Gesamtgehalt“ eines Spurenelements im Boden (mg/kg)
SE_{mob}:	Mobilanteil (mg/kg)
$PWF[SE_{ges}]$:	Prüfwertfunktion für „Gesamtgehalte“
$PW[SE_{mob}]$:	allgemeiner Prüfwert für Mobilanteile nach PRÜEß (1992)

Als Relativierungsgröße für die Gesamtgehalte wurde an Stelle des Grenzwertes der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) eine flexible Prüfwertfunktion (PWF) verwendet, da starre Grenzwerte die natürlichen Vorgänge im Boden nur unzureichend beschreiben. Gleiche Gesamtgehalte sind in sandigen, sorptionsarmen Substraten kritischer zu bewerten als in bindigen, tonreichen Böden, die auch geogen höhere Spurenelementmengen enthalten. Die Prüfwertfunktion wächst mit dem Tongehalt und stellt eine Grenze dar, oberhalb der der Spurenelementgehalt als Ausreißer oder Extremwerte gilt. Für die Berechnung dieser Prüfwertfunktion wurden aus dem gesamten Datenbestand alle Substrat- bzw. Nutzungsgruppen eliminiert, die von vornherein erhöhte anthropogene Belastungen erwarten lassen (anthropogene Substrate, Auenböden, bergbaulich belastete Regionen). Zusätzlich wurden Datenkollektive aus allen Standorten mit ausschließlich landwirtschaftlicher bzw. mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung gebildet. An diesen verschiedenen Probenmengen wurden für möglichst dichte Tongehaltsklassen (4%-Intervalle, sofern möglich mit Klassenstärken n>50) Ausreißergrenzen berechnet (Def. Ausreißergrenze siehe 3.3.2.), oberhalb derer die Gehalte als Ausreißer oder Extremwerte gelten.
Schließlich wurden aus diesen Punkten über eine Kurvenanpassung mit verschiedenen mathematischen Modellen (ANLAUF & KERSEBAUM 1988) die Prüfwertfunktionen berechnet. Tab. 9 zeigt die Funktionsvorschriften in Abhängigkeit vom Tongehalt und die Maximalwerte, denen sich die Funktionen mit wachsenden Tongehalten nähern (exponentielle Modelle) bzw. die bei hohen Tongehalten angenommen werden (sphärische Modelle). Mit Ausnahme von Arsen und Nickel bleiben diese Kurven alle unterhalb der Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Aktuelle Spurenelementgehalte oberhalb dieser Prüfwertfunktion sind als anomal einzustufen. Sie liegen in der Regel erheblich über dem geogenen Niveau (vgl. BAUER et al. in HAUENSTEIN & BOR 1996).

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

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

Für den Mobilanteil gibt es gegenüber den statistisch hergeleiteten Ausreißergrenzen der Gesamtgehalte mit dem allgemeinen Prüfwert von PRÜEß (1992) (PW_{mob}) eine toxikologisch begründete Größe im Hinblick auf den Boden/Pflanze/Mensch-Transfer. Spurenelementgehalte unter diesem Prüfwert können als unbedenklich gelten, und zwar sowohl im Hinblick auf eine Pflanzenaufnahme (Nutzpflanzenqualität) als auch bezüglich einer Tiefenverlagerung.
Für das Gefährdungspotential ergibt dies bei Mobilgehalten bis maximal PW_{mob} und Gesamtgehalten bis maximal PWF_{ges} einen Wert ≤ 1, der als unbedenklich eingestuft wird. Höhere Werte zeigen in Stufen an, um das Wievielfache die tolerierbaren Werte überstiegen werden.

Als weitere Ergänzung zur Größe des Gefährdungspotentials wird ein auf 30 cm Bodentiefe normiertes, gewichtetes Gefährdungspotential (GGP) berechnet. Es besteht wiederum aus einem arithmetischen Mittel, in das die elementspezifischen Gefährdungspotentiale der einzelnen Horizonte innerhalb der oberen 30 cm Bodentiefe, gewichtet um ihre jeweiligen Horizontmächtigkeiten oberhalb 30 cm Tiefe, eingehen. 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 das häufig hohe Gefährdungspotential des obersten geringmächtigen Mineralbodenhorizonts der Waldböden und verbessert die Vergleichbarkeit zu den gepflügten Oberböden der Ackerstandorte.

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

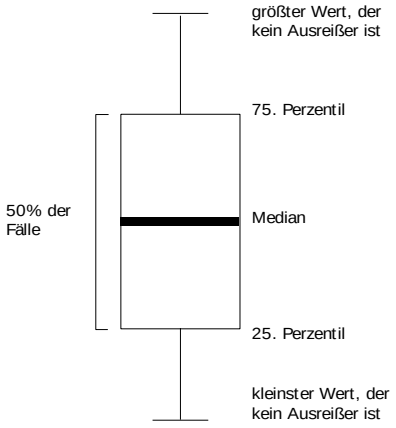
Horizont	Ober-grenze	Unter-grenze	Mächtigkeit in cm	GP	GP∗Mächtigkeit		**GGP**
Ahe	0	4	4	8,4	33,6		
Ah-Bv	4	19	15	2,6	39,0		
Bv	19	42	(23) 11*	0,9	9,9		
					Σ 82,5	/30	**2,8**

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

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

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

3.3.3. Graphische Darstellung



Der Boxplot (siehe Abb. 3) fasst die Informationen über die Verteilung der Werte weiter zusammen und stellt die zusammenfassenden Statistiken der Verteilung 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

3.3.4. Kartographische Darstellung

Allen thematischen Karten im Maßstab 1:50.000 wurden zur räumlichen Orientierung Ausschnitte der Topographischen Karte 1:50.000 L5910 Kastellaun hinterlegt. Die Grenzen des topographischen Hintergrundes entsprechen der Topographischen Karte 1:25.000 Blatt 5911 Kisselbach.
Die Nutzungskarte basiert auf ATKIS-Daten des Digitalen Landschaftsmodells (DLM) der Ausbaustufe 25/1. Für den Bodenzustandsbericht weniger wichtige Objektgruppen sind zusammengefasst.
Die Nutzungskarte wird den Karten, die die Gehalte an organischen Schadstoffen darstellen, hinterlegt, da es sich um weitgehend xenobiotische Stoffe handelt, deren Konzentrationen im Boden überwiegend von der Bodennutzung bestimmt werden. Sofern diese Stoffe analytisch nachgewiesen werden konnten, werden sie als Kreisdiagramme in der Karte dargestellt.
Die Substratkarte dient als Hintergrund für die thematischen Karten der Spurenelemente im Maßstab 1:50.000, 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.
Die mittleren Gehalte der Böden im Bereich der Siedlungsflächen können nicht dargestellt werden, da das Ziel der bodenkundlichen Landesaufnahme nicht die Kartierung der Stadtböden ist, zumal auch das Ausgangssubstrat dieser Böden inhomogen ist sowie sehr kleinräumig wechselt. Eine sinnvolle Darstellung im Maßstab 1:50.000 wäre auch aus diesem Grund nicht möglich gewesen. Daher wurde sich dort auf eine punktuelle Darstellung der Ergebnisse beschränkt.
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. Korngrößenzusammensetzung

Die Korngrößenzusammensetzung (Textur) eines Bodens und ihre vertikale Verteilung innerhalb eines Bodenprofils wird maßgeblich vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung bestimmt. Das ursprüngliche Gemisch der Mineralkörner wird durch die Bodenbildung verändert. Die Textur des Bodens beeinflusst neben den organischen Bestandteilen entscheidend die wichtigsten Bodeneigenschaften. Grob verallgemeinert nehmen der geogene Gehalt anorganischer Bodeninhaltsstoffe und das Rückhalte- (Filter-)vermögen mit steigendem Feinanteil zu. Während die Gesamtkonzentration von Nährstoffen und potentiell ökotoxischen Elementen allgemein mit dem Tongehalt steigt, sinkt bei gleichen Randbedingungen gleichzeitig deren Verfügbarkeit um durchschnittlich 2 % pro Gew.% Ton (KUNTZE et al. 1988).
Weitere wichtige Bodeneigenschaften wie Erodierbarkeit und Ertragsfähigkeit werden von der Korngrößenzusammensetzung grundlegend beeinflusst. In hohem Maße sind schluff- und feinsandreiche Substrate potentiell durch Erosion gefährdet. Zum einen wird für die Verlagerung dieser Kornfraktionen eine nur geringe Transportenergie benötigt, zum anderen sind sie aber noch nicht bindig genug, um aus einzelnen Partikeln größere (=schwerere) Aggregate zu bilden. Eine hohe Ertragsfähigkeit weisen meist schluffreiche und lehmige Böden auf, da wesentliche Eigenschaften wie Luft- und Wasserhaushalt sowie Nährstoffgehalt in einem günstigen Verhältnis zueinander stehen.
Mit der Bodenart des Feinbodens (∅ <2 mm) wird das Mischungsverhältnis der drei Kornfraktionen Ton (T (∅ <0,002 mm)), Schluff (U (∅ 0,002-0,06 mm)) und Sand (S (∅ 0,06-2 mm)) charakterisiert. Die Bodenart Lehm (L) kennzeichnet Feinböden, in denen alle drei Kornfraktionen einen erheblichen Anteil besitzen.
Die Böden des Untersuchungsgebietes sind überwiegend in periglazialen Lagen (pfl) entwickelt (siehe 2.). Durch Frostwechsel wurde das liegende Gestein, das im Gebiet des Blattes Kisselbach vorherrschend aus frischen bis extrem verwitterten Schiefern besteht, gelockert und vermischt. Besonders in erosionsgeschützten Reliefpositionen sind mehrere unterschiedliche periglaziale Lagen erhalten geblieben. Gerade die oberste Lage enthält neben dem Untergrundgestein meist einen stark schwankenden Anteil äolischer Fremdkomponenten. Hierbei handelt es sich vornehmlich um Lößlehm, der eingeweht und mit dem liegenden Gestein (Lokalanteil) vermischt wurde. Typisch für Sedimente, die durch Wind transportiert wurden (äolischer Transport), ist die Dominanz einer Kornfraktion, die durch die selektive (sortierende) Wirkung des Windtransportes hervorgerufen wird. Bei Lößlehmen überwiegt die Kornfraktion Schluff. Ferner enthalten die jüngsten Lagen oft auch geringe Anteile an allerödzeitlichen Bimsaschen. Die äolischen Fremdanteile des bodenbildenden Substrates veränderten in Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis mit der Lokalkomponente die ursprüngliche Korngrößenzusammensetzung.

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Bodenart	
									Haupt-gruppe	Untergruppe Kurzzeichen
YS	115	7,4	3,2	5,0	8,7	26,6	38,6	4,7	Sand	Sl2
YL	171	18,0	6,7	12,8	19,7	14,0	15,4	7,8	Lehm	Lt2
Ul	96	22,5	9,7	15,0	18,6	9,2	10,3	8,2	Lehm	Lt2
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	*9*	*29,6*	*14,2*	*16,2*	*15,0*	*7,7*	*6,4*	*9,4*	*Lehm*	*Lt2*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	26	29,6	13,9	19,1	19,2	6,1	5,1	4,3	Lehm	Lt2
Al	85	17,9	8,0	13,6	18,8	16,4	15,5	6,9	Lehm	Lt2
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	58	20,0	8,8	18,5	23,8	8,2	9,4	3,6	Schluff	Lu
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	89	26,2	13,7	17,2	15,8	7,1	6,9	10,5	Lehm	Lt2
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	26,5	13,1	18,9	18,3	6,5	5,3	8,1	Schluff	Lu
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	59	21,6	11,7	19,0	21,0	6,7	7,2	8,2	Schluff	Lu

Lösse und Lößlehme erhöhen den Schluffanteil, wodurch die bodenphysikalischen Eigenschaften und infolgedessen die Ertragsfähigkeit der Böden verbessert werden. Während die Löß- oder Lößlehmanteile in polymikten Substraten, die eine sandige oder tonige lokale Komponente besitzen, deutlich am Schluffmaximum erkennbar sind, ist dies in primär schluffreicheren Substraten erheblich schwerer möglich. Stark verwitterte und vollständig zersetzte Schiefer weisen ihrerseits ein erheblichen Schluffanteil auf.

Das Abschätzen des Lößlehmanteils am Substrat ist für die Betrachtung der Spurenelementgehalte von besonderer Bedeutung, da die liegenden devonischen Gesteine im Untersuchungsraum relativ spurenelementreich sind, so dass der Lößlehm verdünnend wirkt. Praktisches Beispiel sind z.B. die Nickelgehalte, die bei lößlehmreichen Substraten den Grenzwert der Klärschlammverordnung unterschreiten, während in den lößlehmarmen Substraten des Bearbeitungsgebietes die Aufbringung von Klärschlamm häufig unzulässig ist.

In lößlehmreichen Substraten und Lößlehm überwiegt die Kornfraktion Schluff mit durchschnittlich 50-52 Gew.%, wovon knapp die Hälfte aus Grobschluff (gU) besteht. Der Grobschluff erreicht in diesen Substraten durchschnittlich 20 bis 24 Gew.% und übersteigt in 90% der Fälle nicht einen Anteil von 32-36 Gew.% am Feinboden. Die Dominanz des Grobschluffs an der Korngrößenzusammensetzung ist aber bei weitem nicht so ausgeprägt wie bei carbonathaltigen Lössen der Lößprovinzen (z.B. Rheinhessen), in denen diese Fraktion einen charakteristischen Anteil von über 40% besitzt. Dies weist deutlich auf unterschiedliche Liefergebiete hin und zeigt, dass der Lößlehm im Untersuchungsraum eine erhebliche Lokalkomponente aufweist. Der für die stoffliche Zusammensetzung der Böden bedeutsame Tongehalt schwankt im Lößlehm zwischen 10 und 30 Gew.%. Die lößlehmreichen periglazialen Lagen weisen im Untersuchungsgebiet in der Regel einen geringfügig höheren Tongehalt auf. Der lokale Lößlehm ähnelt in seiner Spurenelementverteilung den Gesteinen der näheren Umgebung und in einem gewissen Maß wird auch die Korngrößenzusammensetzung des Lokallößlehms hiervon beeinflusst. Typisch für lößlehmhaltige bis -reiche Substrate ist die Bodenart schluffiger Lehm (Lu).

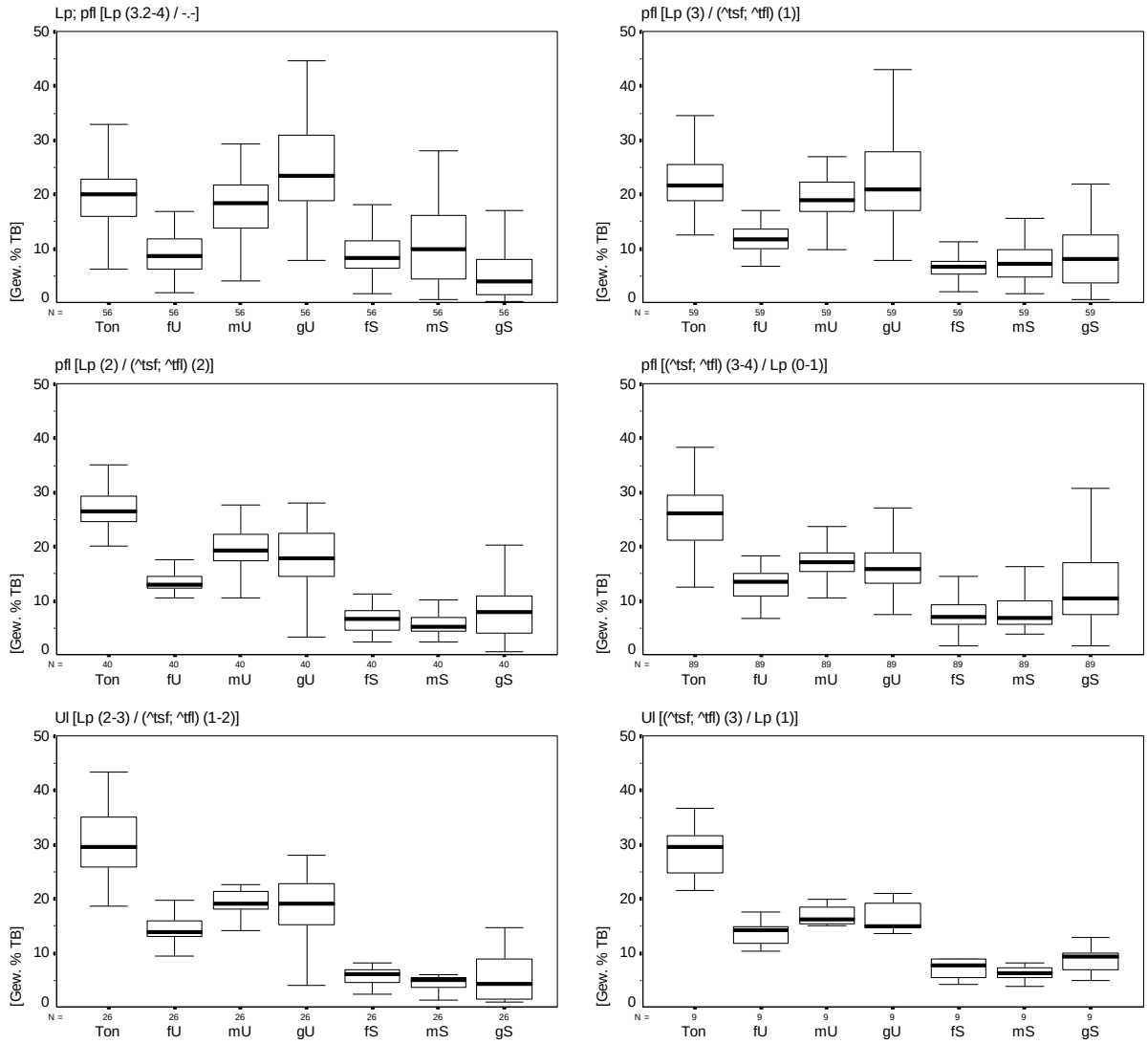


Abb. 4 Korngrößenzusammensetzung im Oberboden

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

Substrate, die reich an intensiv verwittertem Schiefer bzw. vollständig zersetztem Schiefer sind, besitzen überwiegend die Bodenart schwach toniger Lehm (Lt2). Sie weisen ebenfalls einen hohen Gesamt-Schluffgehalt auf, der oft nur geringfügig niedriger als beim Lößlehm ist. Allerdings zeigen sie innerhalb der Schluff-Fraktion eine andere Verteilung. Die feinen und mittleren Anteile des Schluffes (fU, mU) besitzen hier gegenüber dem Lößlehm einen höheren Anteil. Während das gU/mU-Verhältnis beim Lößlehm in der Regel deutlich über 1,1 liegt, sinkt es bei den schieferreichen Substraten meist unter 0,95.

Während der Lößlehm bzw. die sehr lößlehmreichen periglazialen Lagen weitgehend frei von Grobboden sind (Bodenskelett, Anteil >2 mm), nimmt dieser in den Böden mit steigendem Schieferanteil zu. Die lößlehmreichen/schieferarmen periglazialen Lagen weisen im Mittel einen Skelettanteil von 10 Gew.% auf. In schieferreichen periglazialen Lagen steigt er auf 22 Gew.% an. Gerade in periglazialen Lagen, die einen hohen Anteil frischer bzw. geringverwitterter Schiefer enthalten, wie z.B. im Gebiet des Rhein hunsrücks, kann der Skelettanteil auf über 50 Gew.% ansteigen. Mit dem Grobbodengehalt nimmt auch der Sandgehalt, insbesondere der Grobsandanteil (gS) in diesen Oberböden zu. Der Sand besteht überwiegend aus Bruchstücken des liegenden Gesteins.

Tab. 12 Statistische Kennwerte: Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) im Oberboden
(Angaben in Gew.% TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Anzahl	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Mittlere Gemengeanteilsklassen des Grobbodens (nach KA4)
YS	115	0,0	0,0	**3,9**	14,9	26,7	schwach steinig,kiesig,grusig
YL	171	0,0	0,0	**8,6**	15,7	23,5	schwach steinig,kiesig,grusig
Ul	95	0,0	0,0	**8,4**	17,4	37,6	schwach steinig,kiesig,grusig
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	9	13,5	15,4	**16,8**	21,5	40,6	mittel steinig,kiesig,grusig
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	26	0,5	2,1	**9,6**	17,9	30,7	schwach steinig,kiesig,grusig
Al	84	0,0	0,0	**5,3**	13,2	25,1	schwach steinig,kiesig,grusig
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	58	0,0	0,0	**0,0**	7,6	11,6	-
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	89	1,1	13,6	**22,7**	35,2	53,2	mittel steinig,kiesig,grusig
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0,4	11,1	**14,8**	26,5	33,2	mittel steinig,kiesig,grusig
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	59	0,0	2,8	**9,3**	16,0	26,3	schwach steinig,kiesig,grusig

Die Solumsedimente, die aus erodiertem, d.h. abgeschwemmtem Bodenmaterial gebildet sind, ähneln in der Korngrößenverteilung den Substraten ihres Liefergebietes. Allerdings ist ihr Tongehalt unabhängig vom Lößlehmgehalt mit durchschnittlich 30 Gew.% auffallend höher. Die typische Bodenart ist bei den Solumsedimenten ebenfalls schwach toniger Lehm (Lt2), jedoch sind bei ihnen am häufigsten auch mittel tonige Lehme (Lt3) zu beobachten. Da Körner >2 mm aufgrund ihres Gewichtes nur in geringerem Umfang abgeschwemmt werden können, enthalten die Solumsedimente einen geringeren Grobbodenanteil als die in situ liegenden Substrate. Aus diesem Grund fand in den Böden des Liefergebietes eine residuale Anreicherung grober Gesteinskomponenten statt.

Obwohl die Bodenart in den Oberböden des Untersuchungsraums nur relativ gering variiert und der typische Tongehalt überwiegend mittlere geogene Gehalte an potentiell ökotoxischen Spurenelementen erwarten ließ, zeigte es sich später bei bestimmten Elementen wie z.B. Arsen, Chrom oder Nickel, dass die Gesamtgehalte nicht nur stark vom Tongehalt, sondern auch merklich vom Mineralbestand beeinflusst werden.

4.1.2. pH-Wert und Carbonate

In der humiden gemäßigten Klimazone liegt der pH-Wert (Bodenreaktion) der Böden normalerweise im sauren Bereich (pH <7). Durch den Eintrag anorganischer Säuren über den Niederschlag und die Bildung organischer Säuren im Oberboden neigen die Böden zu fortschreitender Versauerung. Das ist ein natürlicher Prozess, der je nach Pufferkapazität und Klima unterschiedlich schnell verläuft. Besonders durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe mussten aber die Böden seit der Industrialisierung erhebliche zusätzliche Säuremengen aufnehmen. Im Allgemeinen ist der pH-Wert in den obersten Horizonten (organische Auflage und/oder Oberboden) am niedrigsten und steigt mit zunehmender Tiefe. Hinsichtlich einer optimalen Pflanzenernährung bei gleichzeitig geringer Schadstoffmobilisierung ist eine schwach

Tab. 13 Statistische Kennwerte: pH-Wert des Oberbodens

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	116	3,3	5,5	**6,6**	7,1	7,5	7,9	7,9
YL	171	2,3	6,1	**7,0**	7,3	7,6	7,8	7,8
Ul	96	2,6	4,0	**5,0**	5,9	6,7	7,1	7,1
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	*9*	*3,2*	*4,5*	***5,7***	*6,5*	*6,9*	*6,9*	*6,9*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	26	2,6	3,7	**4,3**	5,1	5,4	6,5	6,5
Al	85	2,8	4,9	**5,4**	6,2	6,8	7,2	7,2
H; AH	6	3,0	4,5	**5,0**	5,1	5,4	5,4	5,4
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	58	3,2	4,0	**5,2**	6,3	6,8	7,6	7,6
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	90	2,8	3,6	**4,7**	5,8	6,4	7,1	7,1
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	2,7	3,1	**3,7**	4,6	5,9	7,0	6,3
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	61	2,5	3,4	**3,9**	4,7	5,6	6,9	6,6

saure Bodenreaktion (pH 6-7) als optimal anzusehen. Viele Standorte, wie z.B. Waldböden, weisen naturbedingt einen deutlich niedrigeren pH-Wert auf. Jede anthropogen verursachte Veränderung des natürlichen pH-Wertes, sei es ein Anstieg oder ein Absinken, stellt einen erheblichen Eingriff in das Ökosystem dar und hat Auswirkungen auf Fauna und Flora.

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind in primär carbonatfreien Substraten entwickelt. Ohne Kalkung liegt die Bodenreaktion daher generell im sauren Bereich. Schwach carbonathaltige Böden mit pH-Werten um 7 wurden nur unter Gartennutzung festgestellt. Ansonsten sind alle Böden im Bearbeitungsgebiet carbonatfrei.

Der mittlere pH-Wert im Oberboden der flächenhaft bedeutsamsten Substrate, die aus wechselnden Anteilen aus Lößlehm und Schiefer bestehen, schwankt zwischen pH 3,7 und 5,7. Nach der AG Boden (1994) werden sie als sehr stark sauer bis mittel sauer bewertet. Die substratabhängigen Werte (siehe Tab. 13) sind ohne Berücksichtigung der Nutzung nur schwer interpretierbar, da die Nutzung die Bodenreaktion stärker als das Substrat beeinflusst. Die primär sauren Böden des Untersuchungs-

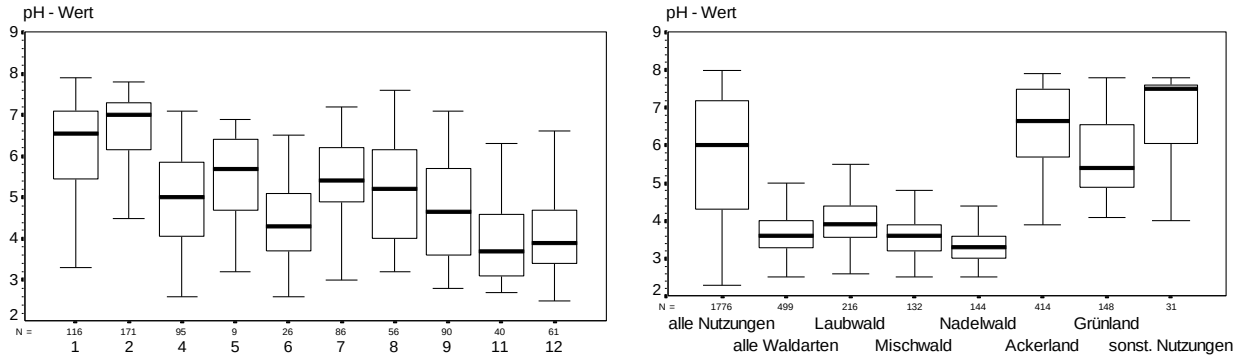


Abb. 5 pH-Wert im Oberboden (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

gebietes wurden durch Kalkung und untergeordnet durch Pflügen in ihrer Bodenreaktion so weit verbessert, dass eine ackerbauliche Nutzung wirtschaftlich möglich ist. Mit typischen pH-Werten von pH 5,5 bis 6,5 werden sie als mittel bis schwach sauer eingestuft.
Bei gleichem Substrat und gleichen klimatischen Bedingungen besitzen forstwirtschaftlich genutzte Böden deutlich niedrigere pH-Werte. Zum einen sind bodenverbessernde Maßnahmen in einem Umfang wie im Ackerbau 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 einigen Jahren allerdings auch Waldböden intensiv gekalkt.

Tab. 14 Statistische Kennwerte: Mittlere pH-Werte des Oberbodens; gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

	Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
Substrat	Anzahl	pH-Wert	Anzahl	pH-Wert	Anzahl	pH-Wert	Anzahl	pH-Wert
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	*9*	***5,7***	*4*	***3,9***	*5*	***6,2***	-	**-**
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	26	**4,3**	12	***3,7***	*3*	***5,7***	*9*	***4,9***
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	58	**5,2**	21	**3,9**	20	**6,1**	*5*	***5,6***
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	90	**4,7**	43	**3,6**	29	**5,9**	*6*	***5,3***
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	**3,7**	27	**3,4**	*9*	***5,9***	*4*	***4,5***
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	61	**3,9**	37	**3,5**	10	**5,6**	*8*	***4,5***

Andeutungsweise ist zu erkennen, dass in den schieferhaltigen periglazialen Lagen mit steigendem Lößlehmanteil die pH-Werte sinken. Die Substrate, die die tiefsten mittleren pH-Werte aufweisen sind die lößlehmhaltigen bis -reichen periglazialen Lagen bzw. der „reine“ Lößlehm. Die pH-Werte der lößlehmreichen Substrate und Lößlehm liegen im Untersuchungsraum mit durchschnittlich pH 3,5 bzw. 3,8 erheblich unter dem Landesdurchschnitt. Möglicherweise besitzt der Lößlehm einen hohen Anteil lokaler Komponenten, die primär von stark kaolinisierten Schiefern stammen. Die Versorgung an Alkali- und Erdalkalimetallen ist in diesen Substraten ebenfalls unterdurchschnittlich. Je geringer Böden mit diesen Metallen versorgt sind, umso geringer ist die Pufferkapazität gegenüber Säureeinträgen.
Die pH-Werte der organischen Auflage der Waldböden schwanken im Untersuchungsgebiet in einem weiten Bereich, der sich von pH 2,4 bis pH 6,0 erstreckt. Diese große Varianz ist auf die Kalkung der Waldböden zurückzuführen. Im Gebiet des Blattes 5911 Kisselbach kann der pH-Wert in der organischen Auflage im Laubwald auf pH 3,0 und im Nadelwald auf pH 2,4 sinken. Im Allgemeinen dürften aber die meisten Waldflächen gekalkt sein, und es sind überwiegend pH-Werte zwischen 3 und 5 anzutreffen. In organischen Auflagen, die aus Nadelstreu bestehen, liegt der pH-Wert durchschnittlich um eine Einheit tiefer als in jenen aus Laubstreu. Die organischen Auflagen der Mischwälder nehmen eine Mittelstellung ein. Dies hat teilweise natürliche Ursachen, da beim Abbau der schlechter zersetzbaren Nadeln größere Mengen organischer Säuren gebildet werden. Die festgestellten Werte decken sich mit Daten aus anderen Landesteilen.
Die Kalkung der Wälder scheint vor allem die Bodenreaktion der organischen Auflage zu beeinflussen, da die pH-Werte zum Oberboden rasch sinken und dort in der Regel die tiefsten Werte des gesamten Bodenprofils anzutreffen sind.

Tab. 15 Statistische Kennwerte: pH-Wert in der organischen Auflage
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	530	2,1	3,3	**3,9**	4,5	5,0	6,5	6,0
Vb	109	3,0	4,0	**4,4**	4,8	5,4	6,5	5,9
Vbn	117	2,5	3,3	**3,9**	4,5	4,9	6,0	6,0
Vn	62	2,4	3,0	**3,4**	3,9	4,8	5,6	5,2

Die ökologische Bewertung der Kalkung von Waldböden ist schwierig. Einerseits führt der Eintrag der Luftschadstoffe zu einer Säureüberbelastung, andererseits führen auch hohe Gaben von schnellwirkenden Kalkdüngern zu unnatürlichen pH-Werten. Die natürlichen Lebensbedingungen der Bodenorganismen und der Bestand der Krautschicht kann bei kurzzeitigen raschen pH-Wert-Schwankungen gestört werden. Eine weitere Folge kann ferner der verstärkte Abbau von organischer Substanz sein, wodurch potentielle Schadstoffe freigesetzt werden können.
Unterhalb des Oberbodens steigt der pH-Wert in den Waldböden meist um 0,5 - 2 pH-Einheiten an. In den liegenden Schichten, die aus devonischen Schiefern bestehen, sind pH-Werte zwischen 3,5 und 6 anzutreffen. Tendenziell ist zu erkennen, dass jene Unterböden, die vorwiegend aus intensiv zersetzten Schiefer der Kaolinit-Zone (siehe 2.) bestehen, einen erheblich tieferen pH-Wert aufweisen (pH <3,5) als die schwächer verwitterten Schiefer der Chlorit-Zone, in der vorwiegend pH-Werte zwischen 4 und 6 gemessen wurden. Substrate, die zersetzte Schiefer der Kaolinit-Zone enthalten, sind vermutlich schlechter gegen Säureeinträge gepuffert.

4.1.3. Kohlenstoff und Stickstoff

Neben der Korngrößenzusammensetzung und dem pH-Wert kommt dem Gehalt an organischer Substanz und deren Qualität die größte Bedeutung bei der Betrachtung der Schadstoffsituation in Böden zu. Sowohl Tonminerale als auch organische Kohlenstoffverbindungen können erhebliche Schadstoffmengen immobilisieren. Unter der organischen Substanz versteht man die Gesamtheit der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie die bei deren Zersetzung entstehenden Umwandlungsprodukte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) nehmen unter den im Boden befindlichen Elementen eine Sonderstellung ein, da sie in erster Linie durch biotische Prozesse und nicht durch die Verwitterung in den Boden gelangen.
Analysiert wurde der Gesamtgehalt an Stickstoff, der zu ca. 95 % organisch gebunden ist. Der organisch gebundene Anteil ist relativ immobil und wirkt im Gegensatz zu den anorganischen Bindungsformen nicht grundwasserbelastend. Aussagen zur Stickstoffversorgung der Pflanzen und der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Nitrate können nicht getroffen werden, da die anorganischen Stickstoffgehalte jahreszeitlich stark schwanken. Hierfür wäre eine längere Messperiode erforderlich gewesen.
Durch Bildung des C/N-Verhältnisses, dem Quotienten aus Kohlen- und Stickstoffgehalt, kann das Maß der biotischen Aktivität und der Huminstoffqualität abgeleitet werden. Bei gleichem Substrat und gleicher Nutzung deuten niedrige Werte (≤15) auf günstige Verhältnisse und ertragreiche Böden hin. Je höher dieser Wert liegt, um so ungünstiger sind die biotischen Verhältnisse im Boden. Bei einem niedrigen

Tab. 16 Statistische Kennwerte: Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden

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

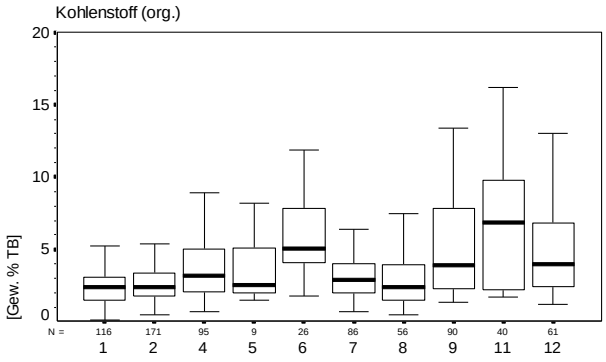
Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	116	0	0,1	1,5	**2,4**	3,1	5,2	24,1	5,2
YL	171	0	0,5	1,8	**2,4**	3,4	4,1	11,5	5,4
Ul	96	0	0,7	2,1	**3,1**	5,0	7,8	14,6	8,9
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	*9*	*0*	*1,5*	*2,0*	***2,5***	*5,9*	*10,3*	*11,6*	*11,6*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	26	0	1,8	4,1	**5,1**	7,8	10,3	13,9	11,9
Al	85	0	0,7	2,0	**2,8**	3,9	4,7	6,4	6,4
H; AH	6	0	7,4	12,1	**23,9**	36,6	46,6	47,7	47,7
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	56	0	0,5	1,5	**2,4**	3,9	7,1	10,4	7,5
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	90	0	1,3	2,3	**3,5**	7,7	10,0	13,4	13,4
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0	1,7	2,2	**6,9**	9,9	11,9	16,2	16,2
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	61	0	1,2	2,4	**4,0**	6,9	11,2	16,9	13,5

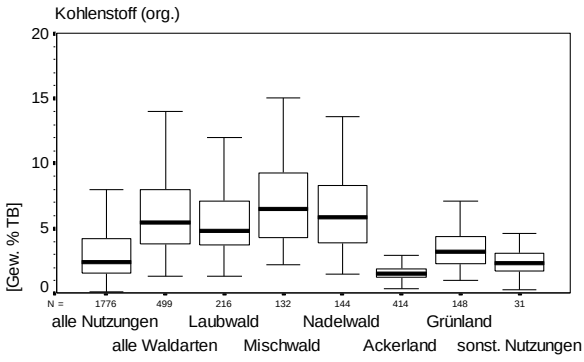
C/N-Verhältnis, d.h. einem hohen Anteil hochmolekularer Huminstoffe, steigt die Selektivität der Schwermetallbindung (KUNTZE et al. 1988). Vor allem Spurenelemente, die bevorzugt organische Bindungsplätze einnehmen, werden stärker immobilisiert (z.B. Cd, Cu, Hg, Pb, Zn).

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

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens wird von der Nutzung stark beeinflusst. Infolge bodenverbessernder Maßnahmen (Düngung, Kalkung, Pflügen) erhöht sich die Mineralisierung und die Durchmischung mit tieferen (Kohlenstoff-ärmeren) Profilbereichen. Zudem gelangt mit der Streu auf forstlich genutzten Böden eine erheblich größere Menge organischer Stoffe. Daher liegt der Kohlenstoffgehalt bei gleichem Substrat unter Acker und Sonderkulturen deutlich niedriger als unter Wald.



Rheinland-Pfalz



Rheinland-Pfalz

Abb. 6 Kohlenstoff im Oberboden

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

Wie beim pH-Wert zeigt sich die ausgeprägte Abhängigkeit des Kohlenstoffgehaltes von der Art der Bodennutzung. Unter ackerbaulicher Nutzung liegt der C-Gehalt der Oberböden im Untersuchungsraum unterhalb der in Tab. 16 dargestellten substratabhängigen Mittelwerte, während der Humusgehalt der Oberböden unter Wald sich deutlich über dem Median befindet. Die als Grünland genutzten Böden nehmen eine Mittelstellung ein.

Tab. 17 Statistische Kennwerte: Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden; Mediane, gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen

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

Rheinland-Pfalz

	Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
Substrat	Anzahl	C_{org}	Anzahl	C_{org}	Anzahl	C_{org}	Anzahl	C_{org}
Ul [(^tsf;^tfl(3)/Lp(1)]	*9*	***2,5***	*4*	***6,7***	*5*	***2,0***	-	**-**
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl(1-2)]	26	**5,1**	12	***5,6***	*3*	***2,1***	*9*	***5,0***
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	56	**2,4**	21	**4,6**	20	**1,5**	*5*	***2,5***
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	90	**3,5**	43	**7,9**	29	**2,3**	*6*	***3,2***
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	**6,9**	27	**7,9**	*9*	***2,1***	*4*	***4,7***
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	61	**4,0**	37	**6,5**	10	**1,9**	*8*	***2,9***

Durch die vorrangige Bindung des Stickstoffs an die organische Substanz zeigt dieses Element in abgeschwächter Form ein ähnliches Bild, d.h. Waldböden enthalten mehr Gesamtstickstoff als Ackerböden. Da der organisch gebundene Stickstoff den Pflanzen nicht zur Verfügung steht (siehe oben), sagen die gefundenen Gehalte allerdings nichts über die Stickstoffversorgung aus.

Sowohl bei Wald- als auch bei Ackerböden ist andeutungsweise zu erkennen, dass mit steigendem Lößlehmanteil der Humusgehalt sinkt. In den tonschieferreichen Waldböden auf Blatt 5911 Kisselbach liegt der mittlere C-Gehalt bei 8,8 Gew.% (≈15,2 Gew.% organische Substanz), während in lößlehmhaltigen bis -reichen Waldböden durchschnittlich 7,8 Gew.% (≈13,4 Gew.% organische Substanz) gemessen wurden. Diese Werte liegen etwas über dem Landesdurchschnitt. Dies hängt vermutlich mit der ungewöhnlich geringen Mächtigkeit der Oberböden im Untersuchungsraum zusammen, was zu einer

Tab. 18 Statistische Kennwerte: Stickstoff im Oberboden (Angaben in N Gew.-% TB)

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median C/N
YS	116	0	0,01	0,09	**0,14**	0,20	0,25	0,94	0,34	16
YL	171	0	0,01	0,13	**0,18**	0,24	0,31	0,47	0,38	13
Ul	96	0	0,08	0,16	**0,24**	0,34	0,47	0,87	0,60	12
Ul [(^tsf;^tfl(3)/Lp(1)]	*9*	*0*	*0,12*	*0,19*	***0,22***	*0,38*	*0,58*	*0,59*	*0,59*	*12*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl(1-2)]	25	0	0,15	0,23	**0,34**	0,48	0,60	0,66	0,66	15
Al	85	0	0,06	0,16	**0,24**	0,29	0,34	0,47	0,47	12
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	56	0	0,02	0,13	**0,20**	0,25	0,32	0,47	0,43	13
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	90	0	0,13	0,21	**0,25**	0,35	0,43	0,60	0,52	14
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0	0,11	0,20	**0,31**	0,42	0,57	0,68	0,68	20
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	61	0	0,11	0,18	**0,25**	0,34	0,41	0,77	0,53	17

ausgeprägteren Humus-Akkumulation in den oberen Zentimetern des Mineralbodens führt. Allerdings sinkt bei der gleichzeitigen Betrachtung von Substrat und Nutzung die Anzahl der Messungen auf ein statistisch unsicheres Niveau. Der Trend ist aber erkennbar.

Sowohl der Kohlenstoff- als auch der Stickstoffgehalt in der organischen Auflage der Waldböden entsprechen den Daten aus anderen Landesteilen. Während der Stickstoffgehalt weitgehend unabhängig von der Baumart ist, steigt der Kohlenstoffgehalt in der organischen Auflage mit der Menge an Nadelstreu. Im Mittel enthalten die organischen Auflagen 1,4 Gew.% N, und der Kohlenstoffgehalt steigt von durchschnittlich 38 Gew.% C in den organischen Auflagen der Laubwälder auf 43 Gew.% C in denen der Nadelwälder. Dementsprechend steigt das C/N-Verhältnis im Untersuchungsgebiet im Mittel von 25 auf 31.

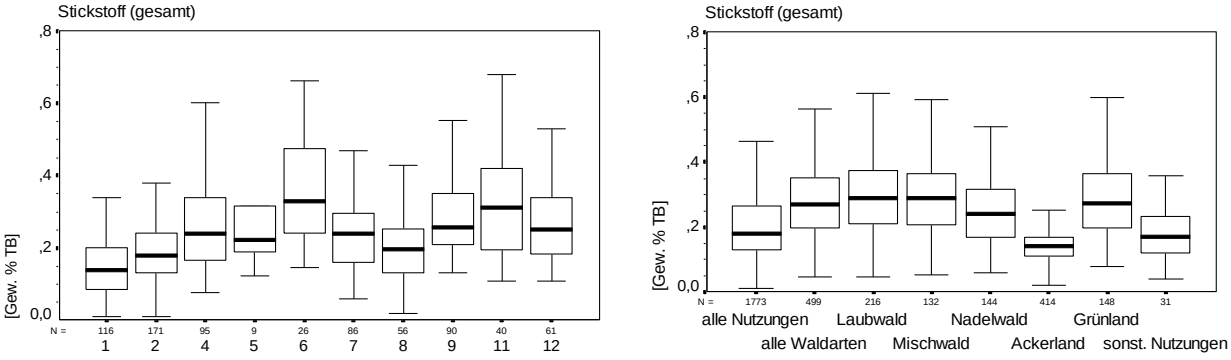


Abb. 7 Stickstoff im Oberboden

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

Im Mineralboden der Wälder ist der gleiche Trend vorhanden. Durch die höhere Mineralisation liegen die C/N-Verhältnisse gegenüber der organischen Auflage auf niedrigerem Niveau, die Abhängigkeit zum Baumbestand ist aber ebenso ausgeprägt. Während in den Böden der Laubwälder im Mittel ein C/N-Verhältnis von 20 festgestellt wurde, steigt dies in denen der Nadelwäldern auf 26.

Sowohl die Daten der organischen Auflage als auch jene aus den Oberböden weisen auf die günstigeren biotischen Bedingungen in den Laubwäldern hin.

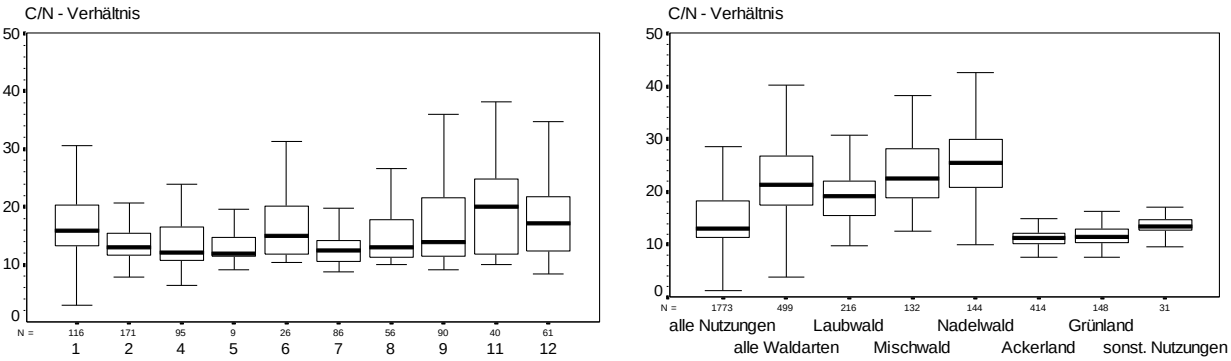


Abb. 8 C/N-Verhältnis im Oberboden

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

Im Untersuchungsgebiet sind in den schieferhaltigen periglazialen Lagen unter Ackernutzung, unabhängig vom Lößlehmanteil, keine signifikanten Unterschiede erkennbar. Der Humusgehalt schwankt im Mittel zwischen 3,6 und 4,0 Gew.% bzw. das C/N-Verhältnis zwischen 11 und 12. Diese Lagen werden damit als mittel bis stark humos eingestuft bei günstigem C/N-Verhältnis. Bei vergleichbarer petrographischer Zusammensetzung und Nutzung enthalten die Solumsedimente verständlicherweise höhere Gehalte an organischer Substanz, da das Substrat aus abgeschwemmten Oberbodenmaterial besteht.
Bei den durch Grünland genutzten Böden schwankt der Humusgehalt im Mittel zwischen 4 und 8 Gew.% und das C/N-Verhältnis liegt einheitlich bei 12.

4.1.4. Kationenaustauschkapazität und Nährstoffe

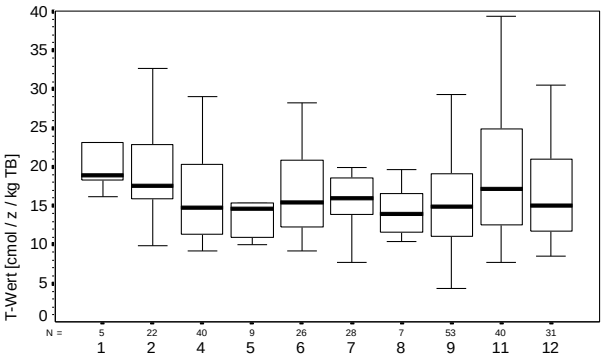
Die Fähigkeit des Bodens, an seinen negativ geladenen Oberflächen Kationen reversibel anzulagern, wird als Kationenaustausch (-adsorption) bezeichnet. Solch angelagerte Kationen sind immobil, aber dennoch pflanzenverfügbar. Das Ausmaß, in dem ein Boden Kationen adsorbiert, wird als Kationenaustauschkapazität (KAK) bezeichnet. Sie ist im Wesentlichen vom Tongehalt, von der Art der Tonminerale, dem Huminstoffgehalt und dem pH-Wert abhängig. Vor allem Huminstoffe besitzen von der Bodenreaktion abhängige variable Ladungen. Während die tatsächliche (effektive) KAK bei pH-Werten >7 etwa der maximal möglichen KAK (potentielle KAK; KAK_{pot}) entspricht, sinkt mit abnehmendem pH-Wert die Fähigkeit des Bodens, Kationen reversibel anzulagern. Der Kationenbelag setzt sich im mäßig sauren bis alkalischen Bereich überwiegend aus den Nährstoffen Calcium, Magnesium und Kalium zusammen. Die Summe dieser basischen Kationen wird als S-Wert bezeichnet. Die Basensättigung (=V-Wert) kennzeichnet den prozentualen Anteil des S-Wertes an der KAK. Bei sinkendem pH-Wert werden die basischen Kationen zunehmend durch Protonen, Aluminium (Al), Mangan (Mn) und in sehr sauren Böden (pH <3,5) auch durch Eisen (Fe) ersetzt. Diese Elemente wirken im Boden sauer. Der H-Wert ist die Summe des Äquivalentgehaltes dieser Kationen. Al hat im Boden bei pH-Werten <4,5 zunehmend phytotoxische Wirkung. Die KAK liefert Hinweise zum Rückhaltevermögen der Böden gegenüber kationischen Schadstoffen, der Nährstoffversorgung sowie dem Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen.
Kalium (K), Magnesium (Mg) und Phosphor (P) zählen neben Calcium (Ca) und dem mineralischen Stickstoff zu den essentiellen Hauptnährelementen. Von sehr sauren Böden abgesehen, enthalten die meisten Böden genügend Ca. Kalkung dient in erster Linie der Erhöhung des pH-Wertes und nicht der Ca-Zufuhr. Mg und vor allem K zeigen eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Tongehalt.
Das Nichtmetall Phosphor liegt in erster Linie als Anion (Phosphat) vor und hat daher gegenüber Kationen ein abweichendes pedochemisches Verhalten. Die Pflanzenverfügbarkeit steigt mit dem pH-Wert an und sinkt erst wieder im alkalischen Bereich. Der pH-Wert-abhängige Anstieg hat auch anthropogene Ursachen, da gerade die Böden mit günstigen pH-Werten intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Neben Stickstoff- und Kaliumdünger werden am häufigsten Phosphate auf Nutzböden aufgebracht, weil dieser Nährstoff nicht selten ein limitierender Ertragsfaktor ist.
Der pflanzenverfügbare Gehalt von Kalium und Phosphor wird mittels einer Laktatextraktion bestimmt, während zur Abschätzung der Mg-Versorgung üblicherweise die $CaCl_2$-Methode angewendet wird. In dieser Untersuchung wurde Mg aus der vorhandenen Ammoniumnitratlösung gemessen, deren Extraktionsstärke aber in einer ähnlichen Größenordnung liegen dürfte.

Tab. 19 Statistische Kennwerte: Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	*5*	*0*	*16,22*	*17,75*	***18,95***	*28,16*	*43,05*	*43,05*	*43,05*
YL	22	0	9,80	15,88	**17,54**	22,90	27,41	40,84	32,73
Ul	41	0	9,26	11,36	**14,70**	20,05	25,38	29,00	29,00
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	*9*	*0*	*10,00*	*10,77*	***14,67***	*17,85*	*27,55*	*29,00*	*25,38*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	26	0	9,26	12,30	**15,41**	20,82	25,24	28,20	28,20
Al	28	0	7,68	13,93	**15,95**	18,66	26,04	33,61	19,98
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	*7*	*0*	*10,46*	*11,48*	***13,92***	*17,58*	*19,44*	*19,67*	*19,67*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	53	0	4,37	11,03	**14,86**	19,12	25,94	29,32	29,32
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0	7,77	12,59	**17,23**	24,90	30,80	39,44	39,44
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	31	0	8,50	11,42	**15,05**	21,19	25,49	30,50	30,50



Rheinland-Pfalz

Abb. 9 Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden

Ohne Berücksichtigung der Nutzung unterscheiden sich die Substrate hinsichtlich der KAK_{pot} nur relativ gering. Für die vorherrschenden Substrate wurden durchschnittlich 14 bis 17 cmol/z/kg ermittelt. Die KAK_{pot} schwankt in der Regel zwischen 11 und 30 cmol/z/kg. Die leicht erhöhte KAK_{pot} der periglazialen Lagen mit mittleren Lößlehm- und Schiefergehalten (pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]) sind auf den überdurchschnittlichen Waldanteil und infolgedessen auf den erhöhten Humusgehalt dieser Substratgruppe zurückzuführen.

Tab. 20 Statistische Kennwerte: Potentielle Kationenaustauschkapazität in der organischen Auflage

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	289	0	4,64	27,07	**41,67**	56,30	68,08	254,77	88,22
Vb	101	0	4,64	28,19	**40,23**	55,55	63,69	73,89	73,89
Vbn	110	0	7,53	25,41	**41,30**	55,51	67,50	254,77	82,48
Vn	62	0	13,22	29,18	**44,27**	62,82	75,42	187,42	88,22

Der in den Waldböden typisch hohe Gehalt an organischer Substanz führt zu einer erheblich höheren KAK_{pot} als bei anderen Nutzungsformen. Dies ist aber nur ein scheinbarer Vorteil, da durch die tiefen pH-Werte die effektive KAK (KAK_{eff}) erheblich niedriger liegt. Bei den bestehenden pH-Werten dürften nur etwa 30% der KAK_{pot} der Huminstoffe tatsächlich wirksam sein. Die Basensättigung der Waldböden

Tab. 21 Statistische Kennwerte: Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen im Oberboden
(Angaben in cmol/z/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basensättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+,Al^{3+})	Calcium	Magnesium	Kalium	Natrium
YS	5	18,95	18,95	100	0,00	16,75	1,95	0,58	0,02
YL	22	17,54	17,54	100	0,00	14,50	2,00	0,53	0,03
Ul	41	14,70	6,73	48	8,68	5,23	1,26	0,25	0,03
Ul [(^tsf;^tfl(3)/Lp(1)]	9	14,67	9,57	83	1,86	7,55	1,13	0,76	0,02
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl(1-2)]	26	15,41	6,21	44	9,09	4,88	1,45	0,19	0,03
Al	28	15,95	7,50	48	8,69	4,72	1,87	0,17	0,04
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	7	13,92	2,93	23	8,92	1,29	1,29	0,29	0,01
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	53	14,86	7,23	71	3,19	5,30	1,23	0,36	0,02
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	17,23	4,07	20	12,63	1,81	1,29	0,20	0,02
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	31	15,05	2,58	15	11,95	1,21	1,00	0,25	0,02

schwankt im Mittel in den vorherrschenden Substraten zwischen 10 und 13%. Dies bedeutet, dass trotz einer mittleren KAK_{pot} von 17 bis 25 cmol/z/kg der S-Wert relativ einheitlich bei lediglich 2 bis 2,5 cmol/z/kg liegt. 65% der Waldböden auf Blatt 5911 Kisselbach sind als basenarm einzustufen. Mit steigendem Nadelbaumanteil sinkt allgemein die Basenversorgung. Während annähernd alle Oberböden der Nadelwälder basenarm sind, liegt in knapp 40% der Böden der Misch- und Laubwälder die Basensättigung zwischen 20 und 50%. Sie werden somit als mittelbasisch eingestuft. Dies kommt auch bei der Betrachtung der KAK_{pot} und dem Kationenbelag der organischen Auflage deutlich zum Ausdruck (siehe Tab. 22). Mehrere Ursachen dürften wirksam sein. Unter den Laubbäumen sind mehr tiefwurzelnde Bäume zu finden, wodurch Nährstoffe aus tieferen Bodenbereichen an die Oberfläche transportiert werden. Ferner wird die Laubstreu schneller mineralisiert und Nadelbäume wurden aufgrund ihrer geringeren Ansprüche häufiger auf nährstoffarmen Standorten gepflanzt.

Bei einem erheblich günstigeren Basensättigungsgrad von durchschnittlich 84 bis 99% liegt die KAK_{pot} in Ackerböden deutlich niedriger. Die Substratunterschiede sind bei dieser Bodennutzungsform mit einer KAK_{pot} von 10 bis 12 cmol/z/kg relativ gering. Eine Abhängigkeit vom Mischungsverhältnis von Lößlehm und Schiefer ist nicht zu erkennen. Bei den gegebenen pH-Werten besteht der Kationenbelag in erster Linie aus Ca und nachgeordnet aus Mg. Gegenüber den Waldböden dürfte aufgrund des erheblich geringeren Humusgehaltes und der höheren pH-Werte die KAK_{pot} nicht wesentlich höher als die KAK_{eff} sein. Daher ist die Situation in den Ackerböden trotz einer deutlich geringeren KAK_{pot} und aufgrund der höheren Basensättigung als günstiger zu bewerten.

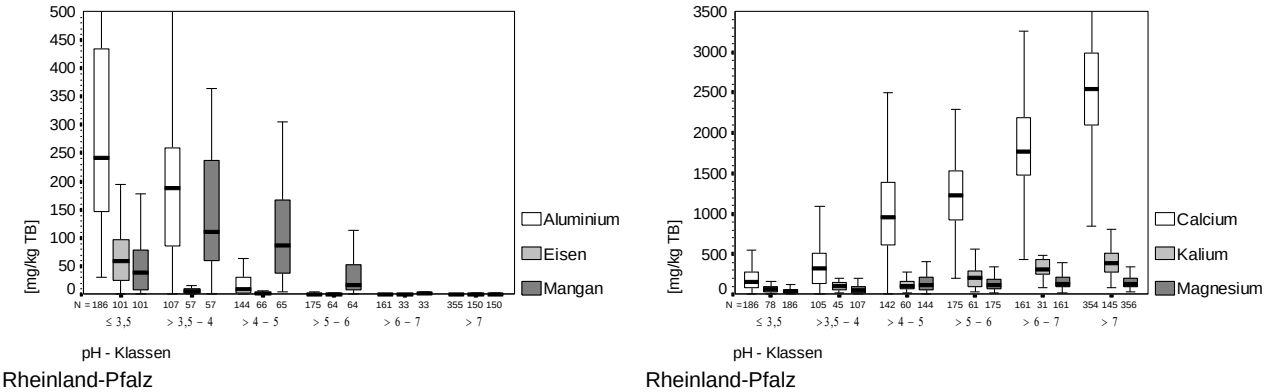


Abb. 10 NH_4NO_3-extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Tab. 22 Statistische Kennwerte: Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in der organischen Auflage

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	KAK_{pot} (T-Wert)	S-Wert	Basen-sättigung (%)	Austauschbare Kationen				
					H-Wert (H^+,Al^{3+})	Calcium	Magnesium	Kalium	Natrium
V	289	41,67	15,04	42	20,13	10,26	3,43	1,00	0,09
Vb	101	40,23	22,21	55	17,89	15,41	4,25	1,47	0,08
Vbn	110	41,30	12,66	40	20,00	8,99	3,07	0,82	0,08
Vn	62	44,27	10,25	26	27,16	6,97	2,34	0,72	0,11

Die festgestellte KAK_{pot} unterschreitet in den untersuchten Böden deutlich die Erwartungswerte. Nach Ableitungen der AG Boden (1994; S. 336 ff), in die Bodenart und Humusgehalt einfließen, müsste die KAK in den schieferreichen periglazialen Lagen in Waldböden bei ungefähr 32 bzw. in Ackerböden bei 19 cmol/z/kg liegen. Die Berechnung beruht auf der Annahme, dass in der Tonfraktion mitteleuropäischer Böden das Tonmineral Illit überwiegt. Dieses weist eine durchschnittliche KAK_{pot} von 20 - 50 cmol/z/kg auf. Da im Bereich der Hunsrückhochfläche die obere Saprolithzone großflächig erhalten ist (siehe Kapitel 2.), ist mit einem hohen Kaolinitanteil in der Tonfraktion der Substrate zu rechnen. Dies Tonmineral besitzt aber nur eine geringe KAK von 2 - 15 cmol/z/kg. Unter der Annahme, dass die Tonfraktion nur eine mittlere KAK_{pot} von 10 cmol/z/kg besitzt, stimmen die berechneten und gemessenen Werte gut überein. Da in den lößlehmreichen Substraten die KAK_{pot} ebenfalls die berechneten Werte unterschreitet, scheinen auch die Lößlehme im Untersuchungsgebiet relativ kaolinitreich zu sein, was ein Hinweis auf einen hohen Lokallößlehmanteil ist.

Tab. 23 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Oberboden

(Angaben in mg P_2O_5/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

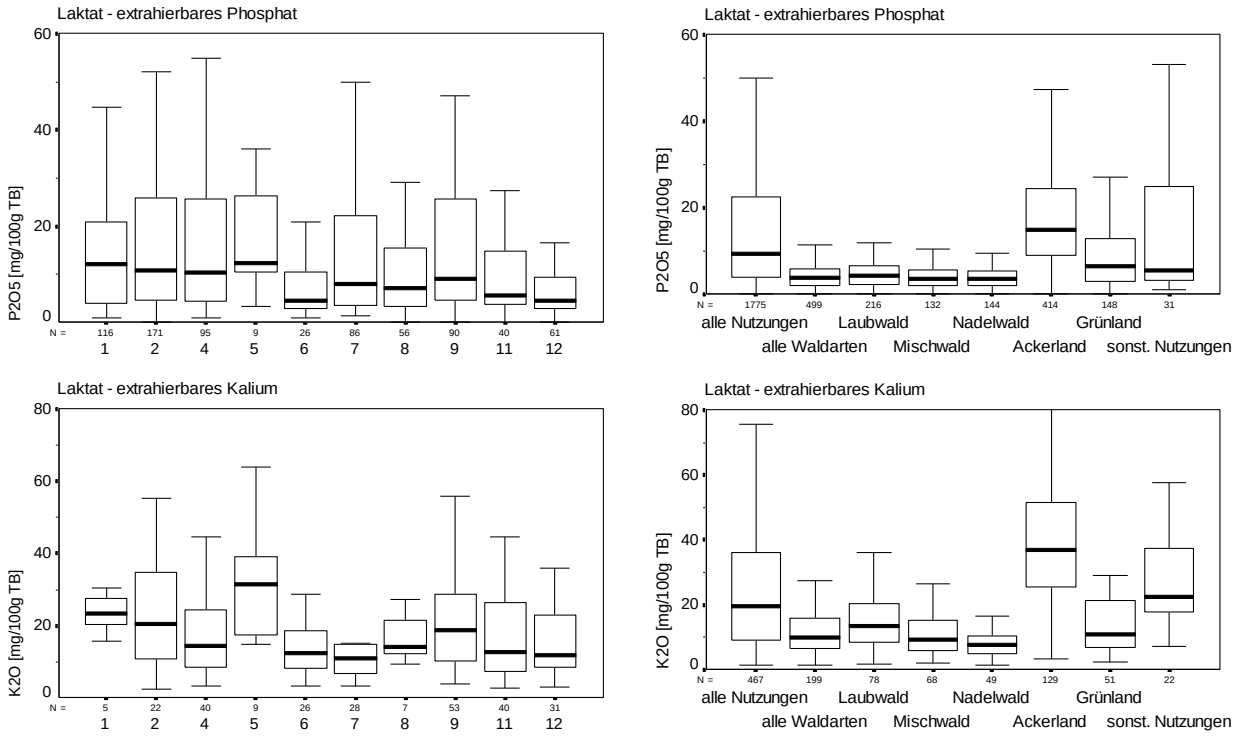
Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	116	0	1,0	4,1	**12,1**	20,8	31,7	71,0	44,8
YL	171	1	<0,1	4,7	**10,8**	25,9	47,4	140,4	52,0
Ul	96	0	0,9	4,1	**10,4**	25,7	55,0	103,0	55,0
Ul [(^tsf;^tfl(3)/Lp(1)]	*9*	*0*	*3,4*	*10,2*	***12,4***	*27,9*	*34,6*	*36,0*	*36,0*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl(1-2)]	26	0	0,9	2,9	**4,5**	10,5	15,9	20,9	20,9
Al	86	0	1,3	3,6	**8,0**	22,3	34,6	90,0	50,0
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	56	5	<0,1	3,4	**7,1**	15,5	28,8	104,0	29,2
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	90	2	<0,1	4,6	**9,2**	25,7	42,9	89,6	47,2
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0	0,0	3,7	**5,7**	14,8	20,4	32,2	27,3
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	61	2	<0,1	3,0	**4,6**	9,7	17,8	82,9	16,5

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	522	0	0,5	14,5	**26,0**	44,1	64,5	150,0	88,0
Vb	107	0	6,4	28,2	**46,4**	62,7	75,4	103,3	103,3
Vbn	112	0	0,5	18,0	**28,7**	42,3	63,6	104,4	73,5
Vn	62	0	3,2	14,7	**22,3**	42,7	55,4	92,0	74,3

Grundsätzlich besteht eine Beziehung zwischen den pflanzenverfügbaren Nährstoffen Phosphat (P) und insbesondere zwischen Kalium (K) und dem Tongehalt. Dieser Zusammenhang wird aber teilweise durch den Düngemitteleinsatz auf landwirtschaftlichen Nutzflächen überprägt.
Die Gehalte zeigen in erster Linie eine starke Abhängigkeit von der Nutzung. Die mittleren P- und K-Gehalte in den Grünland- und Waldböden sind ähnlich und liegen mit durchschnittlich 3 - 6 mg P_2O_5 bzw. 8 - 12 mg K_2O je 100g im unteren Bereich der substratabhängigen Werte.
Sowohl vom Mittel als auch von der Streuung der Werte entsprechen die P- und K-Gehalte in der organischen Auflage der Waldböden den in anderen Landesteilen beobachteten Werten. Lediglich beim K wurde mit durchschnittlich 106 mg K_2O/100g in der Humusauflage der Laubwälder eine überdurchschnittlich gute Versorgung festgestellt. Zum Mineralboden hin sinken die P- und K-Konzentrationen stark ab. Sie liegen dort etwa um Faktor 3-10 niedriger als in der organischen Auflage. Sowohl die Humusauflagen als auch die Oberböden der Laubwälder sind mit diesen essentiellen Nährstoffen besser ausgestattet als die der Nadelwälder. Die Böden der Mischwälder nehmen eine Zwischenstellung ein.



Rheinland-Pfalz Rheinland-Pfalz

Abb. 11 Laktat-extrahierbare Nährstoffe im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Tab. 25 Statistische Kennwerte: Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Oberboden
(Angaben in mg K_2O/100g TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	*5*	*0*	*15,7*	*19,3*	***23,4***	*28,3*	*30,5*	*30,5*	*30,5*
YL	22	0	2,5	10,7	**20,4**	34,8	50,5	128,1	55,3
Ul	41	0	3,3	8,6	**13,8**	23,8	35,8	64,1	44,5
Ul [(^tsf;^tfl(3)/Lp(1)]	*9*	*0*	*15,0*	*17,1*	***31,5***	*40,5*	*56,3*	*64,1*	*64,1*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl(1-2)]	26	0	3,3	8,3	**12,4**	18,6	27,8	37,8	28,6
Al	28	0	3,4	6,7	**11,1**	14,8	42,5	77,6	15,2
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	*7*	*0*	*9,4*	*12,0*	***14,2***	*24,4*	*48,5*	*53,8*	*27,4*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	53	0	4,0	10,2	**18,8**	29,0	53,3	88,2	55,9
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0	2,6	7,3	**12,7**	26,3	37,9	61,2	44,7
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	31	0	3,1	8,3	**11,8**	23,2	33,8	47,8	36,0

Auch in ungedüngten Böden ist P in der organischen Auflage bzw. in den obersten Mineralbodenhorizonten angereichert, da P-Verbindungen eine nur geringe Löslichkeit besitzen. Grundsätzlich besteht beim P ein ausgeprägtes Konzentrationsgefälle zu tieferen Horizonten.

In den Ackerböden des Untersuchungsraumes sind durchschnittlich zwischen 14 und 23 mg P_2O_5/100g zu finden. Für die Ernährung von Nutzpflanzen werden bei lehmigen bis tonigen Böden etwa 20-30 mg P_2O_5/100g als optimal angesehen (FINCK 1976). In etwa 27% der untersuchten Ackerböden wurde dieser Wertebereich leicht überschritten. Mit Gehalten unter 10 mg P_2O_5/100g ist in 17% dieser Böden ein deutlicher P-Mangel festzustellen. Die höchsten P-Gehalte wurden mit 48 bis 65 mg P_2O_5/100g in den Böden der Hausgärten gemessen,was einer Überversorgung entspricht.

Die nutzungsbedingten Unterschiede sind beim P aber nicht allein auf Düngemittel zurückzuführen. Während in Ackerböden der pH-Wert überwiegend nahe des für die P-Mobilität optimalen Bereichs von 6 bis 6,5 liegt, herrschen in Grünland- und vor allem in Waldböden pH-Werte vor (siehe 4.1.2.), bei denen die Festlegung des P an Aluminium und in sehr sauren Böden auch an Eisen stark zunimmt. Damit sinkt die Pflanzenverfügbarkeit des P.

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

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	299	0	<0,1	36,4	**63,7**	105,8	135,5	214,5	210,0
Vb	108	0	<0,1	59,8	**89,0**	123,2	152,9	214,5	214,5
Vbn	113	0	<0,1	30,5	**51,9**	84,3	118,7	149,3	149,3
Vn	62	0	13,5	28,2	**38,0**	77,1	116,8	145,7	145,7

Die Ackerböden im Gebiet des Blattes 5911 Kisselbach enthalten im Mittel 28 und 36 mg K_2O/100g. Bei den in diesem Raum vorherrschenden Bodenarten werden für die optimale Ernährung von Kulturpflanzen Bodengehalte zwischen 17 und 30 mg K_2O/100g benötigt. 15% der Ackerböden unterschreiten und 54% überschreiten diesen Wertebereich. Alle Hausgärten sind leicht bis stark mit diesem Nährstoff überversorgt.
Obwohl die Bodennutzung natürliche Beziehungen überprägt, ist bei P und K eine schwache Abhängigkeit vom Substrat erkennbar. Schieferreiche Substrate enthalten in der Regel geringfügig mehr P und K als lößlehmreiche.

Die mittleren Gehalte an leicht mobilisierbarem Magnesium (Mg) schwanken in den Oberböden der flächenhaft bedeutsamsten Substrate zwischen 76 mg/kg und 103 mg/kg. Andeutungsweise zeigt sich, wie beim austauschbaren Mg, eine Abhängigkeit vom Tongehalt. Die Gehalte in den Böden des Untersuchungsgebietes stimmen weitgehend mit den landesweiten Daten (siehe Tab. 27) überein.

Unter der Voraussetzung, dass keine größeren methodischen Unterschiede bestehen (siehe oben), enthält der überwiegende Teil der Böden genügend Magnesium (Mg), um eine gute Pflanzenversorgung zu gewährleisten. Bei ackerbaulicher Nutzung werden für sandige Böden >50 mg/kg bzw. für tonige Böden >100 mg/kg Mg als ausreichend für eine optimale Pflanzenversorgung angesehen (AMBERGER 1996, FINCK 1976). Oberhalb dieser Gehalte ist kein Mehrertrag zu erwarten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Der Mg-Gehalt sollte in durch Grünland genutzten Böden allerdings über 150 mg/kg liegen (AMBERGER 1996), um Mangelerscheinungen bei Weidetieren zu verhindern. Die im Mittel höchsten Mg-Gehalte wurden in Böden dieser Nutzungsform gefunden. Möglicherweise wurden diese Böden gezielt gedüngt, oder das Mg gelangte indirekt über Mineralsalzfütterung durch Gülle oder Exkremente in den Boden. Tendenziell ist eine Abhängigkeit vom Substrat erkennbar. Die untersuchten schieferreichen Weideböden sind überwiegend unterversorgt, während vor allem in den lößlehmreichen Solumsedimenten und den Auenlehmen Gehalte meist oberhalb des Grenzwertes gemessen wurden.
Durchschnittlich sind in Ackerböden etwas höhere Mg-Gehalte zu finden als in Waldböden. Auch wenn Mg nicht gezielt gedüngt wird, enthalten die meisten Mehrnährstoff- und einige Einnährstoffdünger Mg als Nebenbestandteil. Die höchste Mg-Reserve der Waldböden liegt in der organischen Auflage. Im

Tab. 27 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Magnesium im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Rheinland-Pfalz

Substrat	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	5	0	76	91	**107**	251	674	674	110
YL	22	0	40	85	**128**	163	210	529	259
Ul	41	0	5	51	**81**	168	264	368	343
Ul [(^tsf;^tfl(3)/Lp(1)]	9	0	36	51	**87**	196	265	268	268
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl(1-2)]	26	0	14	65	**103**	173	291	368	296
Al	79	0	9	103	**158**	221	280	436	380
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	55	1	<1	58	**90**	156	228	798	241
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	76	0	20	57	**88**	132	266	981	229
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	40	0	8	50	**85**	145	238	303	271
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	45	0	17	48	**76**	129	202	348	244

Untersuchungsraum enthält diese Schicht in Laubwäldern durchschnittlich 729 mg/kg Mg bzw. 534 mg/kg Mg in Nadelwäldern. Unabhängig von der Waldform schwanken die Gehalte in einem sehr weiten Bereich. Die Schwankungsbreite beträgt von <100 bis >2.000 mg/kg Mg. Diese große Spanne ist vermutlich auf die unterschiedlich intensive Düngung der Waldböden zurückzuführen. Zum Mineralboden hin nimmt der Mg-Gehalt stark ab. Auch wenn Grenzwerte für landwirtschaftliche Belange nicht auf Waldstandorte übertragen werden können, scheint die Mg-Versorgung auch in Waldböden meist ausreichend zu sein.

4.2. Spurenelemente

Elemente werden zu den Spurenstoffen gezählt, wenn ihre mittlere Konzentration 100 mg/kg unterschreitet (FIEDLER & RÖSLER 1988). Abgesehen von Arsen handelt es sich bei den untersuchten Spurenelementen um Schwermetalle, d.h. Metalle mit einer Dichte >4,5 g/cm^3.
Anorganische Spurenstoffe sind grundsätzlich natürliche Bestandteile der Ausgangsgesteine der Bodenbildung und gelangen durch die Verwitterung in die Pedosphäre. Solange sich deren Konzentrationen in natürlichen Bereichen befinden (siehe Tab. 28), 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

Tab. 28 Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden
(Angaben in mg/kg TB) (nach KUNTZE et al. 1988 und BLUME 1990)

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

* Nach der AbfKlärV (1992) gelten die niedrigeren Grenzwerte, wenn der Tongehalt < 5 Gew.% oder der pH-Wert < 6 liegt; Grenzwert für As nach KLOKE (1980)
** Transferkoeffizient Boden-Pflanze: Quotient aus Gesamtgehalt Pflanzen/Boden
*** aus KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1984

toxischen Elementen entwickelt. Ob ein Spurenelement als Schadstoff anzusprechen ist, hängt in erster Linie von seiner Konzentration ab. Stark erhöhte Schwermetallgehalte im Boden finden sich in der Natur nur kleinflächig in Gebieten mit lithogenen Anomalien (z.B. ausstreichende Erzgänge).
Seit der Mensch Metalle verarbeitet, gelangen Spurenelemente, die immobil in Gesteinen und Erzen fixiert waren, in die Umwelt. Erst durch die industrielle Nutzung der Metalle und die Verbrennung fossiler Energieträger wurden sie zu einem globalen Umweltproblem. Besonders bei den Spurenelementen

überschreiten die anthropogenen Emissionen die natürlichen Gehalte der Atmosphäre um ein Vielfaches. Während durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe überwiegend ubiquitäre, flächenhafte Belastungen entstehen, werden durch Energieerzeugung, Industrie und Müllverbrennung stärker punktuelle, lokale Kontaminationen hervorgerufen. Neben atmosphärischen Immissionen gelangen Schadstoffe auch direkt in die Böden. Hier sind vor allem die Aufbringung von Klärschlamm, Dünge- und Spritzmitteln auf landwirtschaftliche Nutzflächen und Gartenböden sowie die Belastung von Auenböden durch die Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer mit erhöhten Schadstoffgehalten zu nennen.

4.2.1. Arsen

Im Oberboden liegen die Arsen(As-)Gehalte im Untersuchungsgebiet weitgehend im Bereich der substratabhängigen Hintergrundwerte des Landes. Sie werden im Allgemeinen nicht oder nur geringfügig überschritten (siehe Tab. 29). Lediglich im nordöstlichen Kartenbereich wurden kleinräumig anomale As-Gehalte beobachtet, die höchstwahrscheinlich natürliche Ursachen haben. Großflächig liegen die Königswasser-extrahierbaren (Gesamt-) Arsengehalte (As_{ges}) zwischen 8 und 18 mg/kg.

Tab. 29 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	0,9	3,2	**5**	7	12	280	10
YL	RP	171	0	1,9	6,4	**9**	11	14	25	17
	5911	*9*	*0*	*9,0*	*9,3*	***10***	*15*	*15*	*16*	*16*
Ul	RP	96	0	0,5	6,8	**8**	11	15	25	17
	5911	36	0	6,1	8,0	**10**	12	18	25	15
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*6,7*	*8,2*	***10***	*13*	*14*	*14*	*14*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	5,5	8,0	**10**	12	18	20	15
Al	RP	85	0	0,1	6,5	**10**	15	22	53	25
H; AH	RP	6	0	2,2	2,7	**7**	20	65	70	20
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	56	0	0,7	6,3	**8**	11	15	42	16
	5911	*4*	*0*	*3,8*	*4,5*	***6***	*8*	*8*	*8*	*8*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	3,0	8,6	**10**	13	17	48	19
	5911	52	0	3.0	8.3	**10**	13	15	31	19
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	1,0	6,7	**8**	11	15	28	17
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	61	0	0,4	5,8	**8**	10	17	39	17
	5911	24	0	4.1	5.9	**8**	11	24	39	15

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Allgemein zeigt As eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Tongehalt, während die Beziehung zum Humusgehalt deutlich lockerer ist (siehe Abb. 13). Bei einem Tongehalt zwischen 20 und 30 Gew.% sind zwischen 8 und 20 mg/kg zu erwarten. Gehalte oberhalb 20 mg/kg sind in den vorherrschenden Substraten des Untersuchungsraumes als ungewöhnlich zu bewerten.

Auch bei vergleichbaren Tongehalten weichen die Gesamtgehalte aufgrund des unterschiedlichen Mineralbestandes von den über den Tongehalt ermittelten Erwartungswerten ab. Lößlehme und organische Substrate wie Torf und Anmoor weisen die geringsten Gesamtgehalte mit mittleren Gehalten von

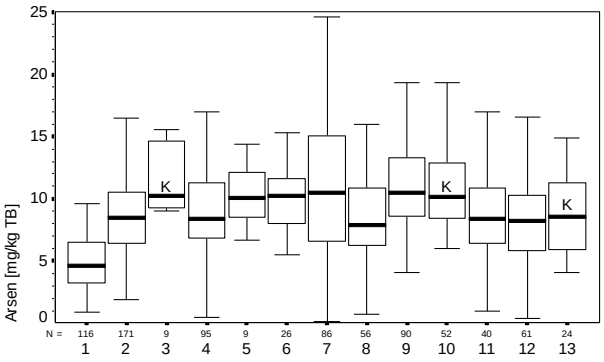


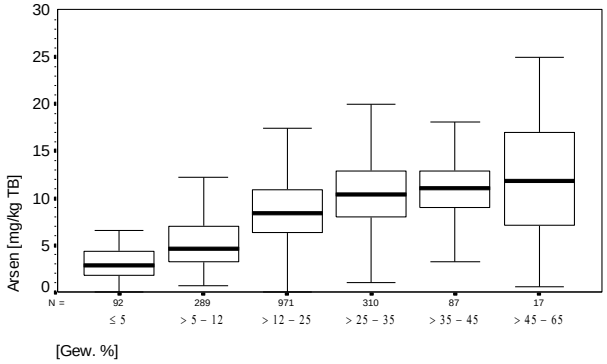
Abb. 12 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

6-7 mg/kg auf. Vor allem in Lößlehmen und lößlehmreichen periglazialen Lagen werden unter Wald die substratabhängigen Mittelwerte geringfügig unterschritten.

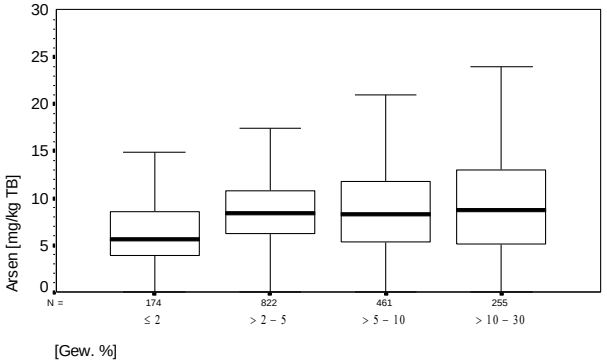
Etwas As-reicher sind die schieferhaltigen bis -reichen Substrate. Andeutungsweise ist zu erkennen, dass mit steigendem Schiefer- bzw. Schiefersaprolith-Anteil die As-Gehalte leicht ansteigen. In den schieferhaltigen Oberböden sinkt der Durchschnittsgehalt mit steigendem Lößlehmanteil von 12 auf 8 mg/kg. Nutzungsbezogene Unterschiede sind nicht erkennbar, d.h. sowohl in Wald- als auch in Ackerböden liegen die Gesamtgehalte in ähnlicher Größenordnung.

Ungefähr entlang der Linie Neuerkirch-Laudert erstreckt sich ein SW-NE (variszisch) streichender Härtlingszug, in dessen Gebiet die Böden teilweise ungewöhnlich hohe As-Gehalte von über 20 mg/kg aufweisen. Dieser Zug wird aus unterschiedlich intensiv verwitterten quarzitischen Schiefern gebildet, die vor allem südwestlich von Laudert gewöhnlich von jüngeren Schichten überdeckt sind. Diese Schiefer sind vermutlich erst nach ihrer Bildung, d.h. sekundär von kieselsäurehaltigen Wässern imprägniert worden, die entlang tektonischer Störungen aufstiegen (mündl. Mitt. Dr. Spies). Diese SiO_2-haltigen Wässer führten offensichtlich ungewöhnlich viel Arsen mit sich. Entlang des Härtlingszuges sind diese quarzitischen Schiefer in exponierten Reliefpositionen Bestandteil der periglazialen Lagen. Besonders in den lößlehmfreien Basislagen können dort die As-Gehalte auf bis zu 80 mg/kg ansteigen.

Die As-Gehalte in der Humusauflage liegen meist deutlich unterhalb der Konzentrationen der entsprechenden Mineralböden. Im Untersuchungsgebiet steigen die Mittelwerte von 3 mg/kg in der Laubstreuauflage mit zunehmendem Nadelanteil auf 6 mg/kg an. Konzentrationen über 12 mg/kg sind ungewöhnlich. Gemeinsam ist allen Humusauflagen, dass die Gehalte in den folgenden Mineralbodenhorizonten höher sind. Von einer Ausnahme abgesehen, liegen organische Auflagen mit anomal hohen Gehalten auf Mineralböden im Gebiet des oben erwähnten Härtlingzuges. Die Gehalte sind daher nicht auf



Tongehalt



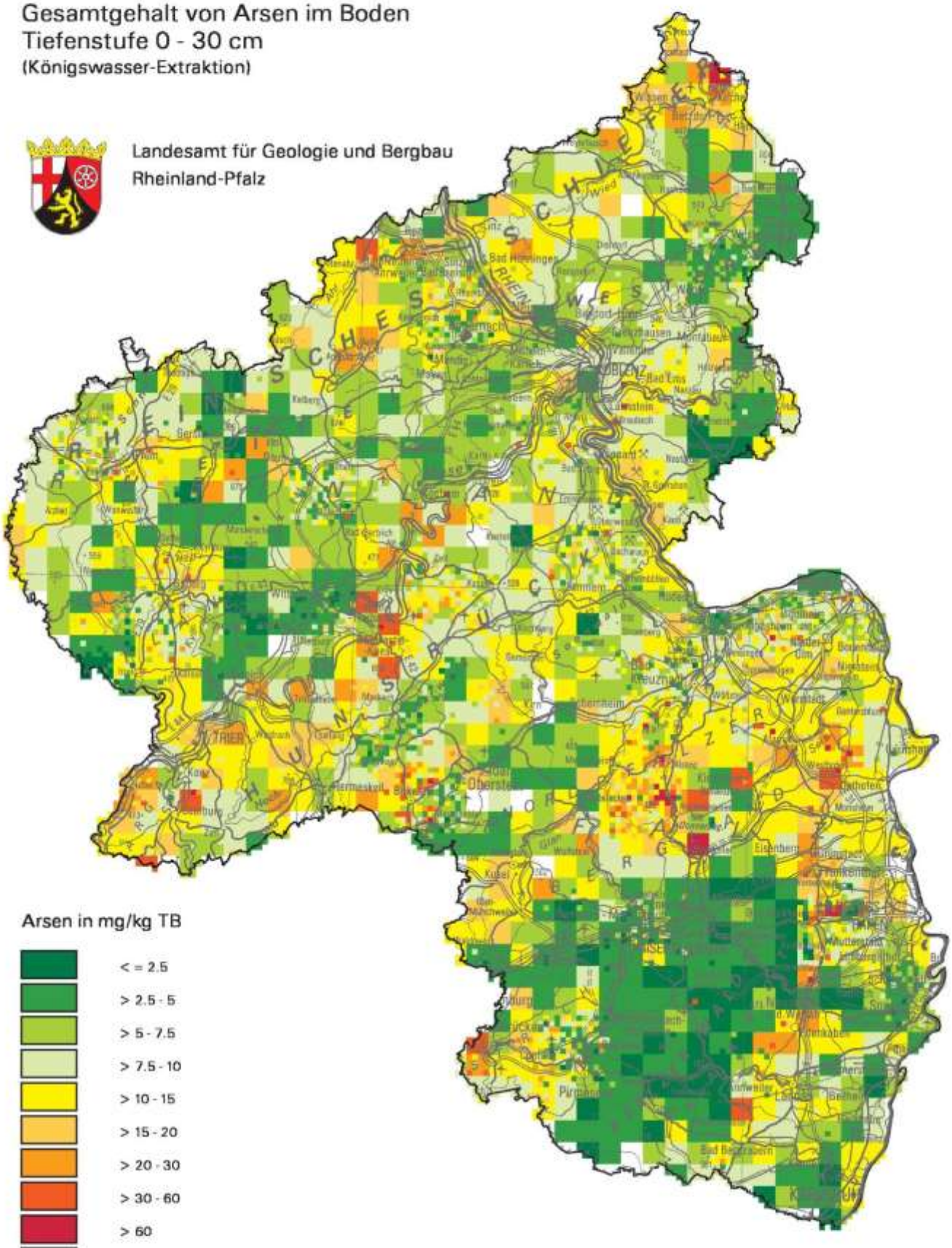
Organische Substanz

Abb. 13 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

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

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Arsen in mg/kg TB

- < = 2.5
- > 2.5 - 5
- > 5 - 7.5
- > 7.5 - 10
- > 10 - 15
- > 15 - 20
- > 20 - 30
- > 30 - 60
- > 60
- Keine Daten

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

10 20 30 40 km

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

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	523	0	0,1	1,4	**3**	7	12	93	15
	5911	127	0	0,1	2,5	**4**	6	9	29	12
Vb	RP	108	0	0,1	0,7	**2**	4	7	22	9
	5911	46	0	0,1	1,9	**3**	4	7	11	7
Vbn	RP	115	0	0,1	1,3	**3**	6	9	29	12
	5911	53	0	0,9	2,9	**4**	7	10	29	11
Vn	RP	60	0	0,1	0,7	**3**	6	9	13	13
	5911	27	0	0,3	3,4	**6**	7	11	13	12

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

eine besondere anthropogene Belastungssituation zurückzuführen, sondern stehen im Zusammenhang mit der geogenen (natürlichen) As-Anomalie des Untergrundes. Ansonsten liegen die Gehalte in der organischen Auflage auf üblichem Niveau.

In Abb. 18 ist der vertikale Konzentrationsverlauf an 6 typischen Waldböden dargestellt. Die Tiefenfunktion des As_{ges} ist substratabhängig recht unterschiedlich. Während in lößlehmreichen Substraten As_{ges} weitgehend dem Tongehalt folgt, ist dies in den schieferhaltigen periglazialen Lagen nicht eindeutig zu beobachten. Gerade in den lößlehmfreien Basislagen sind schichtabhängige Konzentrationssprünge zu beobachten, die in keiner Beziehung zum Tongehalt und pedogenen Merkmalen stehen. Die Ursache ist vor allem in der je nach Verwitterungsgrad sehr unterschiedlichen Mineralzusammensetzung zu suchen. In den mehrschichtigen Profilen wird der As-Gesamtgehalt in erster Linie vom Substrat und nicht von der Bodenbildung bestimmt.

Auch wenn mit Sicherheit ein gewisser Anteil aus anthropogenen Quellen stammt, erklären sich die Gesamtgehalte in erster Linie durch die natürliche Ausstattung der Böden bzw. der Substrate an diesem Spurenelement.

Tab. 31 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*0*	*0,002*	*0,004*	***0,007***	*0,024*	*0,027*	*0,027*	*0,027*
YL	RP	22	0	0,002	0,009	**0,014**	0,021	0,032	0,040	0,036
Ul	RP	41	0	0,001	0,010	**0,019**	0,036	0,125	0,346	0,053
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*0,001*	*0,007*	***0,014***	*0,022*	*0,114*	*0,170*	*0,030*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	0,002	0,012	**0,022**	0,053	0,118	0,346	0,092
Al	RP	27	0	0,001	0,010	**0,044**	0,077	0,099	0,150	0,150
H, AH	RP	*5*	*0*	*0,014*	*0,034*	***0,045***	*0,053*	*0,072*	*0,072*	*0,072*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	*9*	*0*	*0,007*	*0,012*	***0,028***	*0,185*	*0,249*	*0,264*	*0,264*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	53	0	0,001	0,010	**0,015**	0,027	0,044	0,238	0,045
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	0,001	0,012	**0,029**	0,084	0,227	0,305	0,139
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	29	0	0,002	0,016	**0,045**	0,141	0,219	0,288	0,288

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

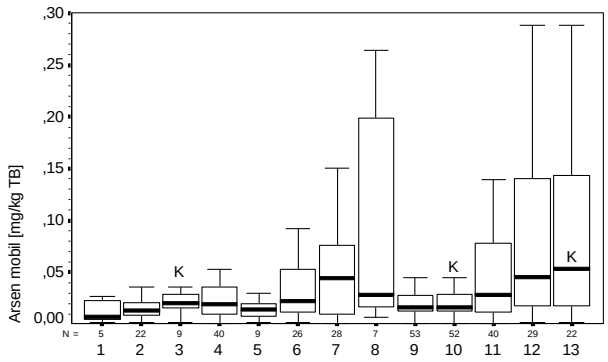


Abb. 14 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

Die mittleren Gehalte an mobilem As (NH_4NO_3-extrahierbar; As_{mob}) schwanken im Untersuchungsgebiet in den verbreitetesten Substraten im Bereich von 0,014 bis 0,045 mg/kg (Tab. 31). Die substratabhängigen Mobilgehalte zeigen gegenüber As_{ges} einen gegenläufigen Trend. Der As_{mob}-Gehalt steigt mit dem Lößlehmanteil. Dennoch wird die Mobilität und somit eingeschränkt auch die Pflanzenverfügbarkeit aber stärker vom pH-Wert gesteuert als vom Gesamtgehalt des jeweiligen Substrates. Daher besitzt die Nutzung, indirekt über den pH-Wert (siehe 4.1.2.) gesteuert, den größeren Einfluss auf den As_{mob}-Gehalt.

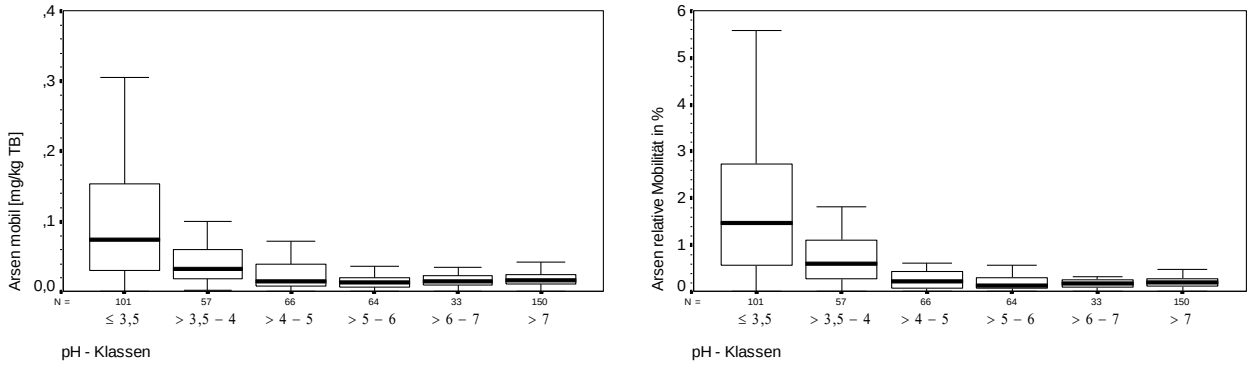


Abb. 15 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

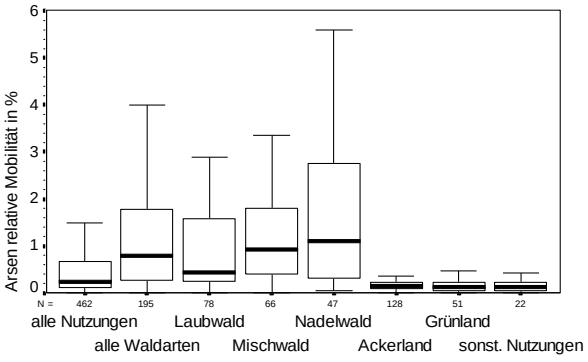


Abb. 16 Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Ein deutlicher Anstieg des Mobilgehaltes ist erst bei pH-Werten <4 zu erwarten (siehe Abb. 15). Bei einer Bodenreaktion von pH >4, die in Ackerböden deutlich überschritten wird, sind je nach Substrat in den Oberböden im Mittel zwischen 0,007 und 0,014 mg/kg zu finden. Die relative Mobilität, d.h. der prozentuale Mobilanteil am Gesamtgehalt, liegt bei dieser Nutzungsform bei ca. 0,1 - 0,2%. Der Prüfwert von 0,14 mg As_{mob}/kg der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen wird in den Ackerböden des Untersuchungsgebietes grundsätzlich unterschritten.

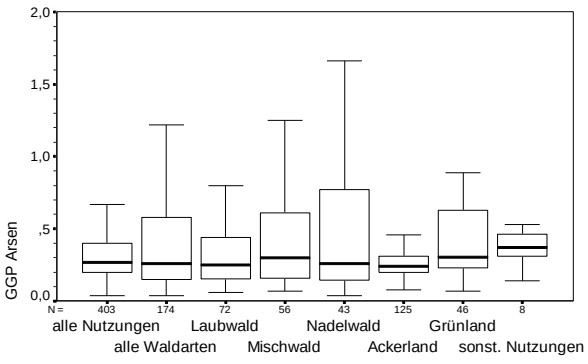
Tab. 32 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen in der organischen Auflage
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	289	0	0,003	0,038	**0,072**	0,135	0,253	1,842	0,278
	5911	122	0	0,003	0,050	**0,083**	0,150	0,312	0,822	0,269
Vb	RP	103	0	0,004	0,035	**0,059**	0,111	0,187	1,029	0,221
	5911	44	0	0,010	0,044	**0,069**	0,133	0,177	0,263	0,263
Vbn	RP	114	0	0,004	0,038	**0,079**	0,147	0,256	0,822	0,282
	5911	52	0	0,010	0,060	**0,092**	0,156	0,358	0,822	0,269
Vn	RP	58	0	0,003	0,039	**0,080**	0,168	0,324	0,654	0,326
	5911	25	0	0,003	0,055	**0,090**	0,209	0,402	0,654	0,410

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

In Waldböden liegt hingegen ein größerer Anteil des As_{ges} in mobiler Form vor. Bei mittleren pH-Werten um etwa 3,5 schwankt der durchschnittliche Mobilgehalt substratabhängig in den Waldböden zwischen 0,03 und 0,10 mg/kg, was einer relativen Mobilität von ca. 0,3 - 1,5% entspricht. Die niedrigeren Werte sind überwiegend den schieferreichen Substraten zuzuordnen, während sie trotz geringerer Gesamtgehalte mit zunehmendem Lößlehmanteil steigen. Wahrscheinlich liegt As_{ges} in den schieferreichen Substraten in festeren Bindungsformen vor. Dies bedeutet, dass die höchsten Mobilgehalte im Untersuchungsraum in lößlehmreichen Waldböden vorherrschen, besonders wenn sie die oben beschriebenen quarzitischen Schiefer enthalten.

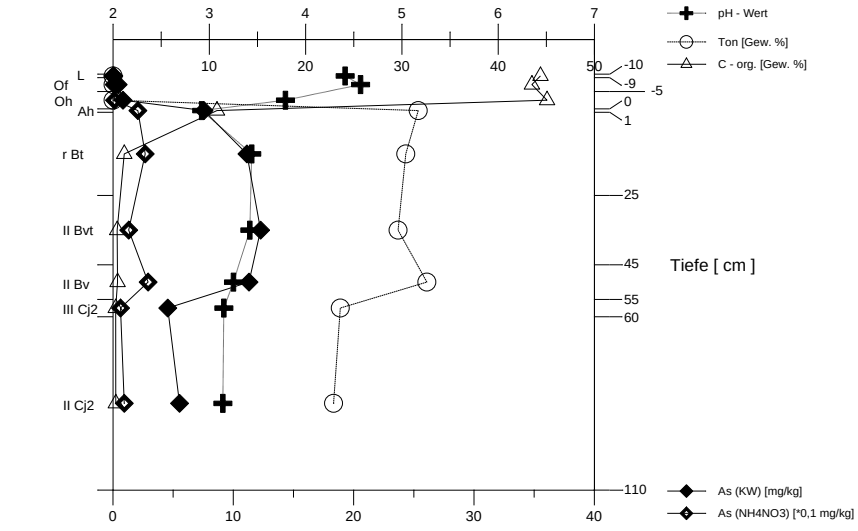
Der Einfluss der Bindungsart ist deutlich bei den organischen Auflagen zu beobachten, in denen verständlicherweise organische Bindungsformen dominieren. Obwohl je nach Baumart der As_{ges}-Gehalt im Untersuchungsgebiet nur bei 3 und 6 mg/kg liegt, sind in den Humusauflagen mit ∅ 0,07 bis 0,09 mg/kg die höchsten Mobilgehalte zu finden. Ungefähr 2% des Gesamtgehaltes liegen in mobiler Form vor, womit die relative Mobilität in der organischen Auflage deutlich die des Mineralbodens übersteigt.



Rheinland-Pfalz

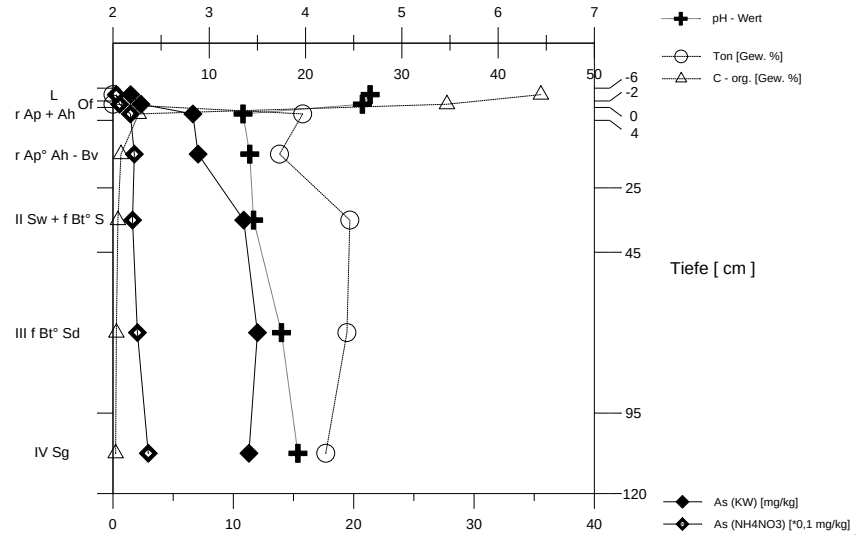
Abb. 17 Gewichtetes Gefährdungspotential von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Das gewichtete Gefährdungspotential (siehe 3.3.2.1.) von Arsen in den oberen 30 cm des Mineralbodens liegt im Untersuchungsraum zu 20% im sehr geringen und zu 62% im geringen Bereich. In Acker- und Grünlandböden liegt das gewichtete Gefährdungspotential bei durchschnittlich 0,19 bis 0,23. Die Stufe „mittleres Gefährdungspotential“ wird nur in lößlehmhaltigen bis -reichen Waldböden erreicht. Bei diesen Böden sind es nicht die Gesamtgehalte, sondern die relativ hohen Mobilgehalte, die diese Einstufung verursachen. Das höchste Gefährdungspotential mit 1,9 wurde in einer periglazialen Lage aus Lößlehm und den As-reichen quarzitischen Schiefern festgestellt. In diesem Boden sind sowohl Gesamt- als auch Mobilgehalt überdurchschnittlich hoch.



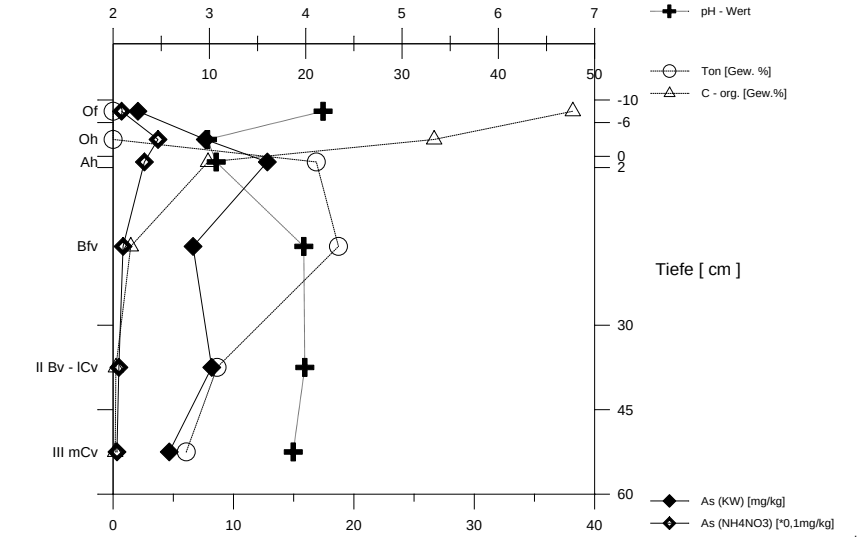
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Parabraunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudogley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

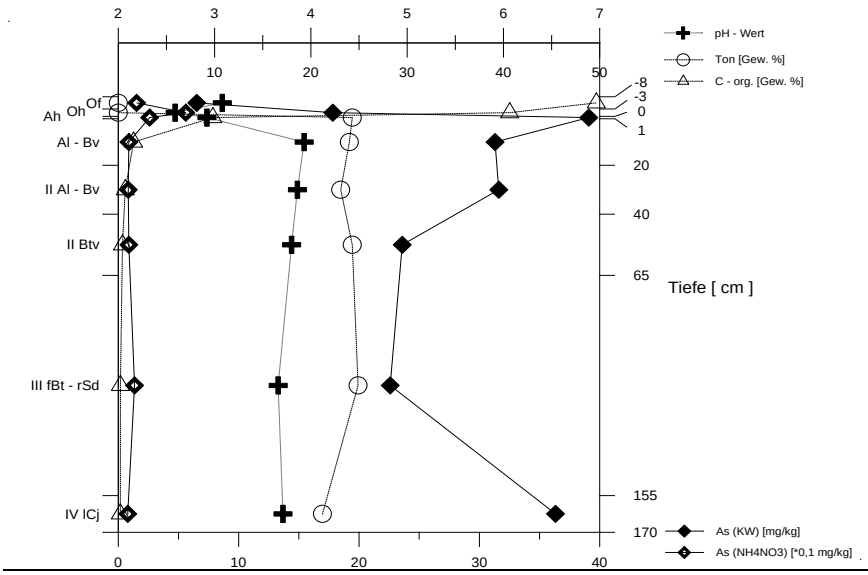


Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

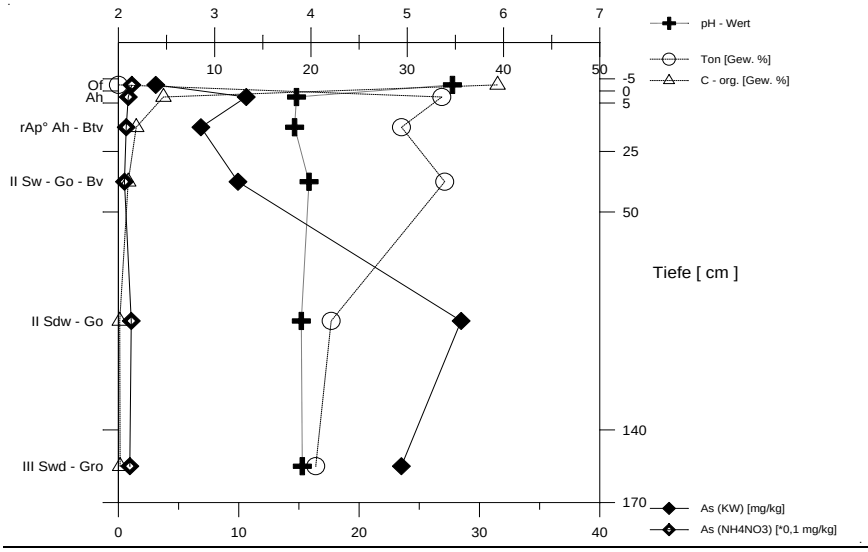
Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

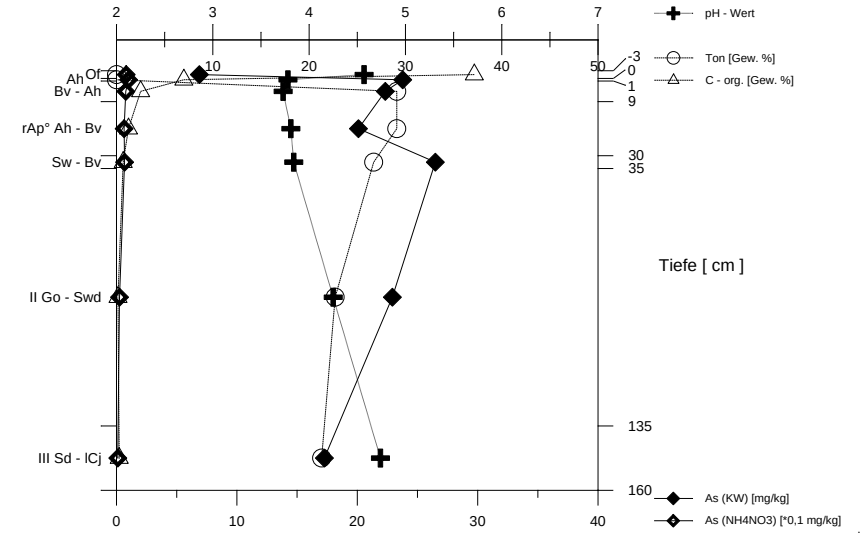
Abb. 18 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich



Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 18 Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich

Es ist davon auszugehen, dass durch dieses Spurenelement - trotz kleinräumig anomal hoher Gesamtgehalte - das Pflanzenwachstum nicht negativ beeinflusst wird. Der Prüfwert von 0,8 mg As_{mob}/kg der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) wird in allen Mineralböden meist erheblich unterschritten. Lediglich an einem Standort wurde in der organischen Auflage eine geringfügige Überschreitung festgestellt.

4.2.2. Blei

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

Bei den Gesamtgehalten bestehen im Oberboden keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Untersuchungsgebiet und den landesweiten Werten. Daher weisen die Daten auf keine besondere regionale Belastungssituation hin, sondern zeigen die typischen ubiquitären Gehalte dieser Substrate.
Während bei den meisten Spurenelementen im Boden eine mehr oder weniger enge Beziehung zum Tongehalt besteht, ist dies bei Pb nicht eindeutig. Der Gesamtgehalt (Pb_{ges}) korreliert hingegen mit der organischen Substanz (siehe Abb. 20). Zwar wird Pb im Boden bevorzugt organisch gebunden, so dass es sich auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden anreichert, jedoch ist das Ausmaß der Anreicherung in der organischen Auflage und im Oberboden nur durch Pb-Immissionen erklärbar.

Tab. 33 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	3	21	**39**	77	178	7.855	158
YL	RP	171	0	4	24	**46**	83	152	2.130	168
	5911	*9*	*0*	*39*	*48*	***57***	*92*	*188*	*226*	*131*
Ul	RP	96	0	13	34	**48**	73	133	380	130
	5911	36	0	18	42	**52**	70	119	257	93
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*39*	*42*	***47***	*124*	*140*	*146*	*146*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	30	47	**55**	68	92	257	93
Al	RP	85	0	9	26	**48**	125	509	2.525	253
H; AH	RP	*6*	*0*	*64*	*69*	***85***	*101*	*6.733*	*7.470*	*101*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	58	0	13	24	**40**	62	179	305	97
	5911	*5*	*0*	*38*	*40*	***43***	*53*	*62*	*62*	*62*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	21	43	**65**	88	134	2.690	134
	5911	52	0	34	42	**55**	85	117	208	133
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	30	51	**63**	82	95	155	107
	5911	31	0	30	46	**66**	87	98	155	107
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	61	0	15	32	**63**	88	130	427	151
	5911	24	0	26	39	**64**	78	98	116	116

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

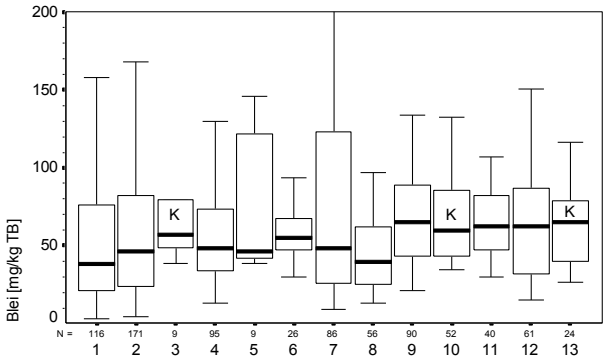


Abb. 19 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

In den Oberböden des Untersuchungsgebietes wurden mittlere Gehalte (Median) zwischen 43 und 66 mg Pb_{ges}/kg festgestellt. Die durchschnittlich höchsten Gehalte sind mit 85 mg/kg in den nur gering verbreiteten Mooren und Anmooren zu beobachten. Allerdings ist durch die geringe Fallzahl die statistische Absicherung schlecht. Ohne Nutzungsbezug unterscheiden sich die schieferhaltigen periglazialen Lagen unabhängig vom Lößlehmgehalt nur gering und unspezifisch. Im Gebiet des Blattes Kisselbach schwanken die Mediane dieser Substrate zwischen 55 und 66 mg Pb_{ges}/kg. Gesamtgehalte oberhalb 130 mg/kg sind als anomal zu bewerten. Unter Berücksichtigung von Substrat und Nutzung ist trotz ungünstiger statistischer Absicherung ein klarer Trend erkennbar. Ackerböden weisen bei gleichem Substrat deutlich geringere Gehalte als Waldböden auf. Bei ackerbaulicher Nutzung steigt der mittlere Gehalt im Oberboden in reinen Lößlehmen von 25 mg Pb_{ges}/kg mit zunehmendem Schieferanteil kontinuierlich auf 44 mg Pb_{ges}/ an. Dies zeigt die erhöhende Wirkung des Schiefers bzw. Schieferzersatzes. Waldböden weisen eine deutlich höhere Belastung auf, und die Abhängigkeit vom Substrat ist nicht ganz so ausgeprägt. Die Oberböden der lößlehmreichen/schieferhaltigen Substrate enthalten im Wald durchschnittlich 73 mg Pb_{ges}/kg. In den schieferreichen periglazialen Lagen liegt der Median bei 87 mg Pb_{ges}/kg. Eine gewisse Rolle kann neben dem unterschiedlichen Mineralbestand aber auch der höhere Humusgehalt der schieferreichen Substrate spielen. Offensichtlich überdecken jedoch atmosphärische Einträge die natürlichen Abhängigkeiten. Bäume kämmen Luftschadstoffe intensiver aus und in Waldböden fehlt die künstliche Durchmischung und somit die Verdünnung mit geringer belasteten tieferen Bodenzonen. Auch wenn Wald- und Ackerböden nur bedingt vergleichbar sind, ist die stärkere Anreicherung des Pb im Wald ersichtlich. Dies zeigt auch die Betrachtung der gesamten Bodenprofile und des gewichteten Gefährdungs potentials (GGP) (siehe unten). In Grünlandböden ist die Situation uneinheitlich und aufgrund zu weniger Fälle statistisch unsicher. Die substratabhängigen Mittelwerte liegen sowohl unterhalb der Ackerböden als auch oberhalb der Waldböden.

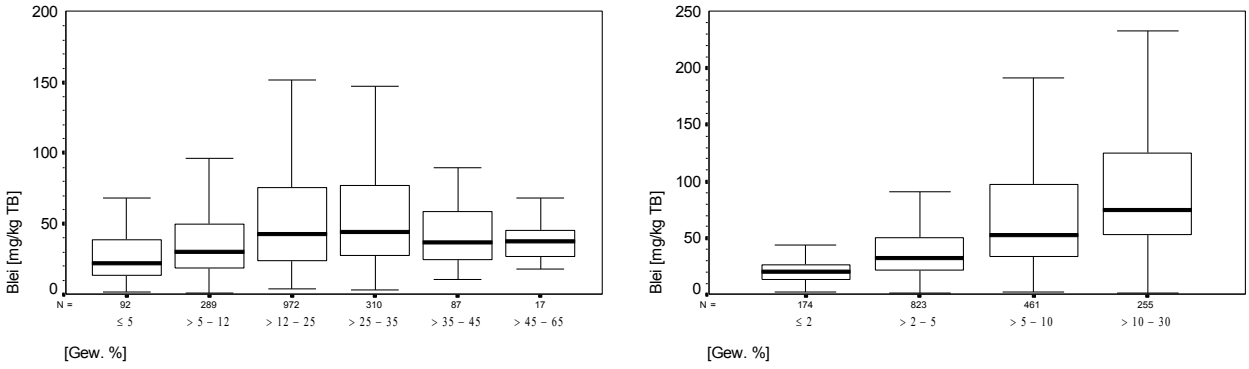
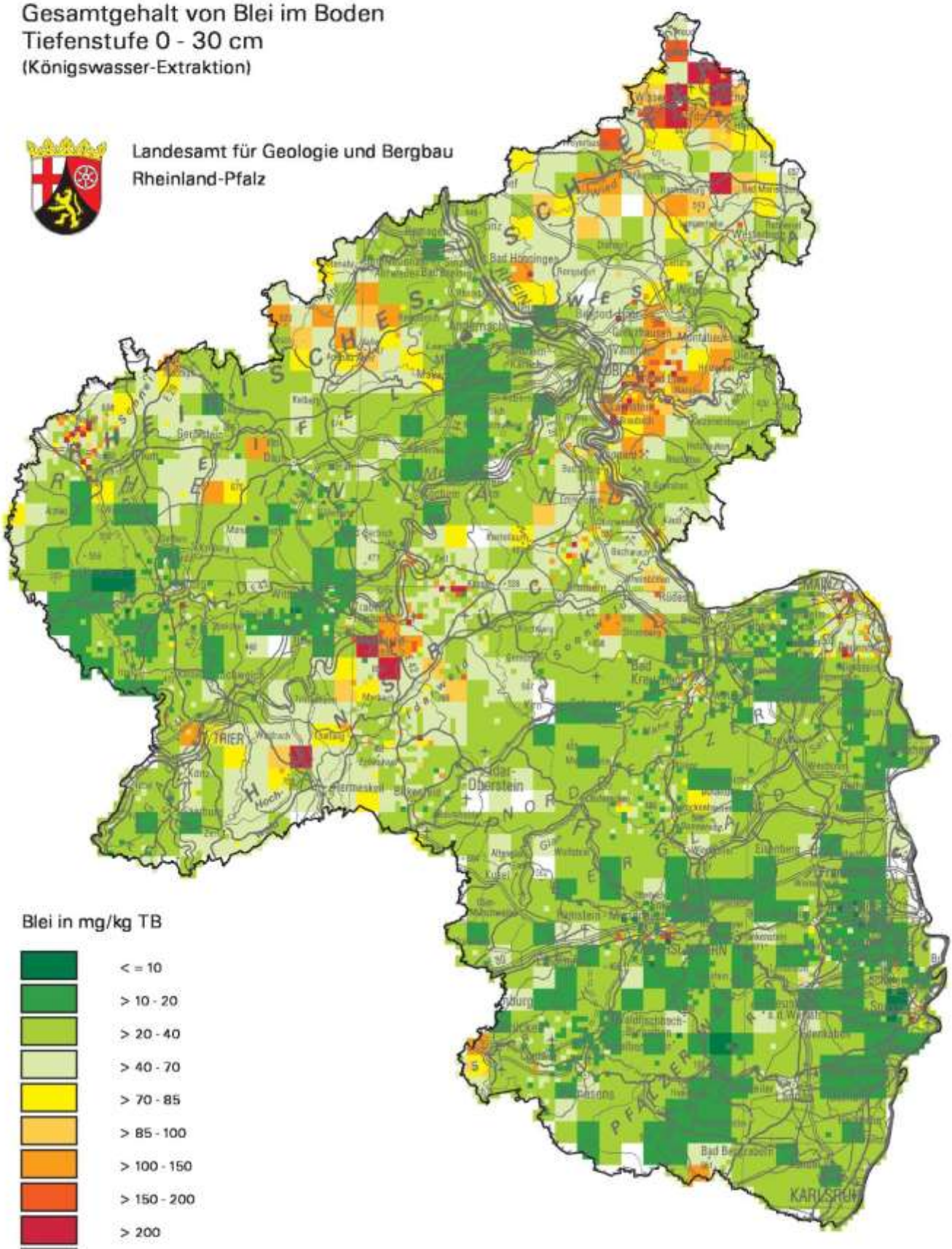


Abb. 20 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

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

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Blei in mg/kg TB

- < = 10
- > 10 - 20
- > 20 - 40
- > 40 - 70
- > 70 - 85
- > 85 - 100
- > 100 - 150
- > 150 - 200
- > 200
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

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

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsraum (siehe Kartenanlage) zeigt wie beim Arsen eine gewisse Häufung überdurchschnittlicher Gehalte entlang des SW-NE (variszisch) streichenden Härtlingszuges (siehe auch 4.2.1.). Im Bereich dieses Zuges liegt auch die Blei-Zink-Anomalie bei Maisborn (siehe 2.). Möglicherweise sind die geogenen Gehalte auch der oberflächennahen Schichten im gesamten Bereich des Zuges durch Anteile von Pb-reicheren Untergrundgesteinen mehr oder weniger erhöht. Auch im südöstlichen Gebiet ist eine Verdichtung erhöhter Gesamtgehalte zu beobachten. Im zentralen und südlichen Bereich des Kartenblattes werden die landesweiten substratabhängigen Mittelwerte hingegen häufig unterschritten.

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	523	0	3	47	**83**	144	257	11.460	289
	5911	127	0	10	45	**83**	138	189	691	229
Vb	RP	108	0	4	21	**46**	70	100	230	137
	5911	46	0	11	33	**47**	71	94	206	117
Vbn	RP	115	0	3	36	**79**	126	189	691	235
	5911	53	0	10	56	**94**	159	213	691	294
Vn	RP	60	0	3	51	**91**	149	207	286	286
	5911	27	0	48	82	**139**	188	211	286	286

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Pb_{ges} ist in der Regel in der organischen Auflage der Waldböden gegenüber den folgenden Mineralbodenhorizonten deutlich angereichert. Die Gehalte steigen mit dem Nadelstreuanteil. Während in den Humusauflagen der Laubwälder mit 47 mg Pb_{ges}/kg der typische Medianwert festgestellt wurde, liegt er in den Mischwäldern mit 94 mg Pb_{ges}/kg bzw. in den Nadelwäldern mit 139 mg Pb_{ges}/kg über dem Landesdurchschnitt. In ca. 10% der Misch- und Nadelwälder des Untersuchungsraums wurden in der organischen Auflage mehr als 210 mg Pb_{ges}/kg festgestellt. Die Ursache für die überdurchschnittlichen Gehalte ist unklar. Dass die Gehalte mit dem Nadelstreuanteil steigen, liegt in erster Linie in der über das Jahr gesehen eine höheren Filterleistung der Nadelbäume gegenüber Luftschadstoffen. Dass die organische Auflage der Nadelwälder meist mächtiger ist und somit ein Teil des eingetragenen Pb in dieser Schicht verbleibt, scheint keine Rolle zu spielen, da auch die folgenden Mineralbodenhorizonte mehr Pb enthalten als die der Laubwälder.

Wie erwähnt sind die höchsten Pb-Gehalte in den Waldböden in ihrer Humusauflage zu finden. Innerhalb der ersten Zentimeter des Mineralbodens sinkt der Gesamtgehalt zunächst rapide ab. Ab einer Tiefe von >10 bis 30 cm nimmt der Pb_{ges}-Gehalt nur noch langsam ab oder er stagniert (siehe Abb. 25). Bei den im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Substraten werden Schicht- und Horizontwechsel vom Pb oft nur schwach nachgezeichnet. In tieferen Profilbereichen überwiegen Gesamtgehalte von 30 bis 60 mg/kg.

Tab. 35 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*0*	*0,004*	*0,006*	***0,010***	*0,055*	*0,079*	*0,079*	*0,079*
YL	RP	22	0	0,004	0,012	**0,019**	0,030	0,083	0,237	0,030
	5911	*9*	*0*	*0,006*	*0,012*	***0,014***	*0,022*	*0,043*	*0,057*	*0,023*
Ul	RP	41	0	0,001	0,012	**0,060**	0,525	1,493	2,190	1,257
	5911	36	0	0,001	0,011	**0,044**	0,184	1,133	1,858	0,191
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	9	0	0,001	0,002	**0,006**	0,488	1,854	1,858	0,035
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	0,002	0,023	**0,063**	0,505	0,685	1,257	1,193
Al	RP	78	0	0,003	0,039	**0,079**	0,937	3,712	65,938	2,020
H; AH	RP	*5*	*0*	*0,036*	*0,128*	***0,215***	*1,094*	*3,641*	*3,641*	*0,245*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	57	0	0,010	0,024	**0,052**	0,459	3,204	5,203	1,084
	5911	*5*	*0*	*0,041*	*0,100*	***0,797***	*1,144*	*1,163*	*1,163*	*1,163*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	77	0	0,001	0,013	**0,067**	1,373	6,432	11,995	2,535
	5911	52	0	0,001	0,011	**0,028**	2,393	6,733	11,995	5,836
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	0,001	0,059	**0,671**	1,599	8,389	13,137	3,771
	5911	31	0	0,001	0,021	**0,877**	2,120	9,645	13,137	4,175
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	45	0	0,001	0,027	**0,245**	1,438	2,945	8,340	2,945
	5911	22	0	0,001	0,018	**0,885**	1,862	6,540	8,340	4,352

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Herrschen pH-Werte >5 vor, ist Pb weitgehend immobil. Bei niedrigeren pH-Werten steigt der Mobilanteil exponentiell an (siehe Abb. 22). In den Ackerböden der vorherrschenden Substrate liegen im Mittel daher nur 0,02 bis 0,1% des Pb_{ges} in labil gebundener Form vor. Dies entspricht 0,01 bis 0,02 mg Pb_{mob}/kg. Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,4 mg Pb_{mob}/kg wird in den Ackerböden des Untersuchungsgebietes mit einem Maximalgehalt von 0,05 mg Pb_{mob}/kg immer weit unterschritten.

Entsprechend der höheren Gesamtgehalte und der tiefen pH-Werte gestaltet sich die Situation in den Waldböden gänzlich anders. Durchschnittlich enthalten die schieferreichen Oberböden 2,1 mg Pb_{mob}/kg, die schieferarmen lößlehmreichen Oberböden 1,2 mg Pb_{mob}/kg. Dies entspricht einer relativen Mobilität von 2,5% bzw. 1,8%. Da die pH-Werte bei diesen Substraten bei Waldnutzung ähnlich sind, scheint der höhere Gesamtgehalt der schieferreichen Substrate den Ausschlag zu geben. Obwohl pH-Wert und Gesamtgehalt den Mobilgehalt maßgeblich beeinflussen, scheinen noch weitere - unbekannte - Faktoren eine Rolle zu spielen, da der Mobilgehalt in den Waldböden auch bei gleichen Voraus-setzungen wie z.B. Substrat, Bodentyp, pH-Wert, Kohlenstoffgehalt etc. sehr stark schwankt. Einen gewissen Einfluss scheint indirekt der Baumbestand zu haben. Wie oben erwähnt, steigt in der organischen Auflage der Gesamtgehalt mit dem Nadel- streuanteil, während gleichzeitig der pH-Wert von 4,4 auf 3,4 sinkt (siehe 4.1.2.). Dies hat zur Folge, dass der mittlere Mobilgehalt in der

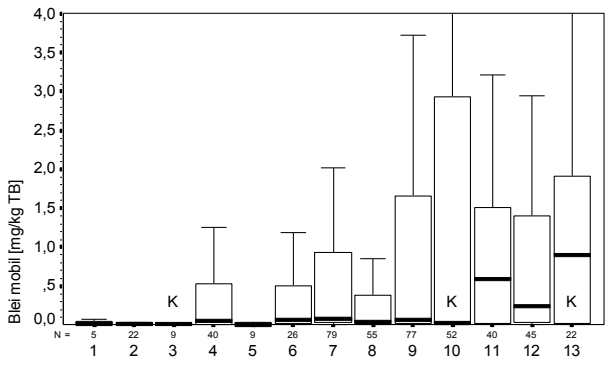


Abb. 21 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

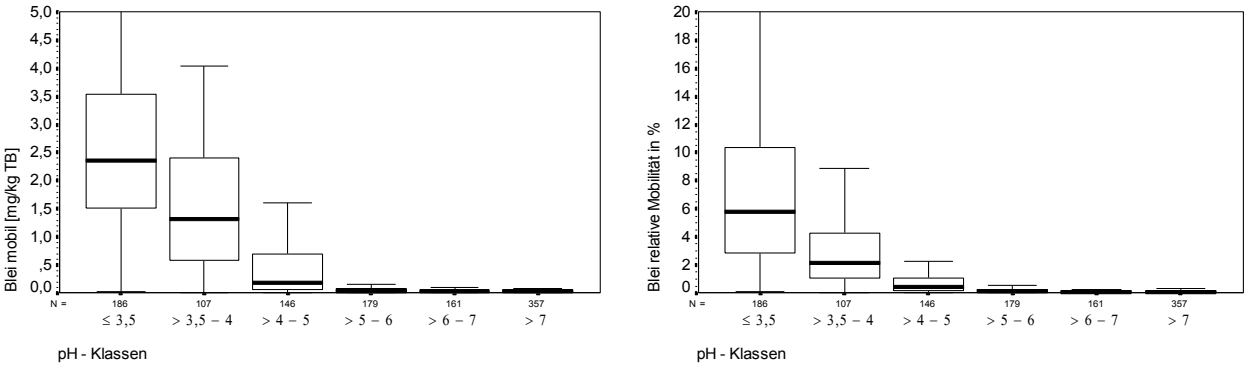


Abb. 22 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Humusauflage von 0,32 mg Pb_{mob}/kg in Laubwälder auf 1,99 mg Pb_{mob}/kg in Nadelwäldern ansteigt. Dies kommt einem Anstieg der relativen Mobilität von 0,7% auf 1,4% gleich. Der gleiche Trend ist in den entsprechenden Oberböden zu beobachten (siehe Abb. 23), jedoch liegt in ihnen die relative Mobilität mehr als doppelt so hoch als in der Humusauflage.
Auffallend ist auch die räumliche Verteilung der hohen Mobilgehalte im Untersuchungsraum. Konzentrationen >2 mg Pb_{mob}/kg sind in erster Linie in den Waldböden randlich der Autobahn und dem Höhenzug entlang der Linie Neuerkirch - Laudert festgestellt worden. Nicht auszuschließen ist, dass diese Lagen Pb-Immissionen stärker ausgesetzt sind. Gerade die aus dem Straßenverkehr stammenden Pb-Verbindungen sind relativ leicht löslich.

Tab. 36 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei in der organischen Auflage
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	289	0	0,002	0,281	**0,672**	2,137	4,799	78,389	4,860
	5911	122	0	0,002	0,144	**0,607**	1,568	4,189	15,555	3,593
Vb	RP	103	0	0,002	0,200	**0,432**	0,834	1,745	38,410	1,640
	5911	44	0	0,002	0,057	**0,317**	0,720	1,319	2,165	1,568
Vbn	RP	114	0	0,008	0,306	**0,762**	2,234	4,861	18,801	5,002
	5911	52	0	0,008	0,203	**0,527**	1,596	3,995	8,155	3,593
Vn	RP	58	0	0,005	0,800	**1,956**	4,066	9,252	15,555	7,855
	5911	25	0	0,005	1,115	**1,987**	4,753	12,063	15,555	5,069

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Den Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 3,5 mg Pb_{mob}/kg für das Bodensickerwasser im Oberboden überschreiten 28% der untersuchten Waldoberböden. In 5% der Fälle liegen die Mobilgehalte sogar um das 3-fache über diesem Wert. Gehalte über 10 sind zwar äußerst hoch, aber die Mobilität nimmt mit der Tiefe rasch ab, so dass davon auszugehen ist, dass Pb nicht bzw. nur geringfügig über den Bodenbildungsbereich hinaus verlagert wird. Sofern Grund- oder Stauwasser nicht oberflächennah ansteht, dürfte es daher nicht wesentlich belastet werden.

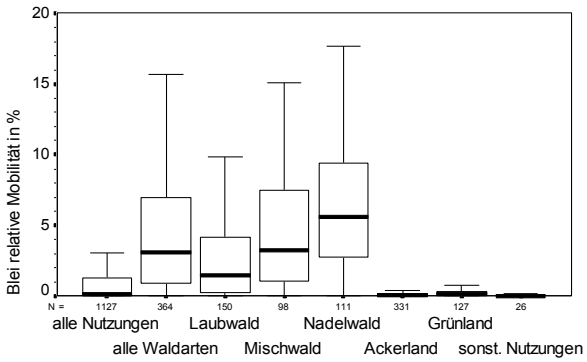
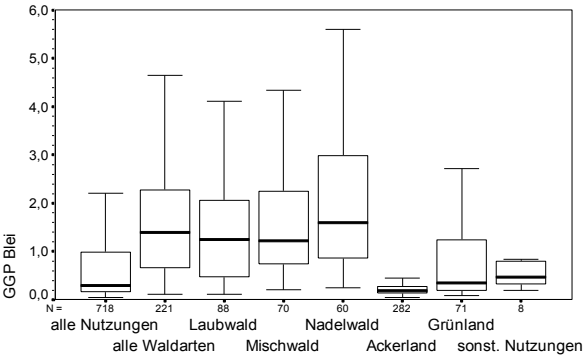


Abb. 23 Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen



Rheinland-Pfalz

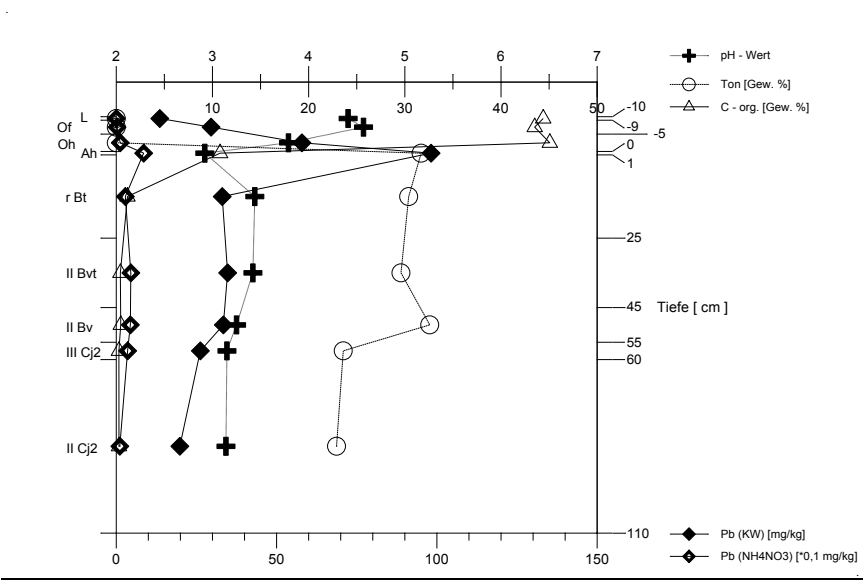
Abb. 24 Gewichtetes Gefährdungspotential von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Die vertikale Verteilung des Pb_{mob} im gesamten Bodenbildungsbereich wird wie im Oberboden überwiegend vom pH-Wert und nicht vom Gesamtgehalt bestimmt.

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) von Pb liegt in den oberen 30 cm des Mineralbodens im Untersuchungsraum zu 30% im sehr geringen und zu 33% im geringen Bereich. In Ackerböden liegt das GGP bei durchschnittlich <0,2, d.h. im sehr geringen Bereich. Bezieht man die mittlere Gefährdungsstufe mit ein, so wurden in fast 80% der Böden Pb-Konzentrationen festgestellt, bei denen weder vom Gesamt- noch vom Mobilgehalt Risiken für empfindliche Schutzgüter wie Nahrungsmittelqualität oder Grundwasserbelastung ausgehen.

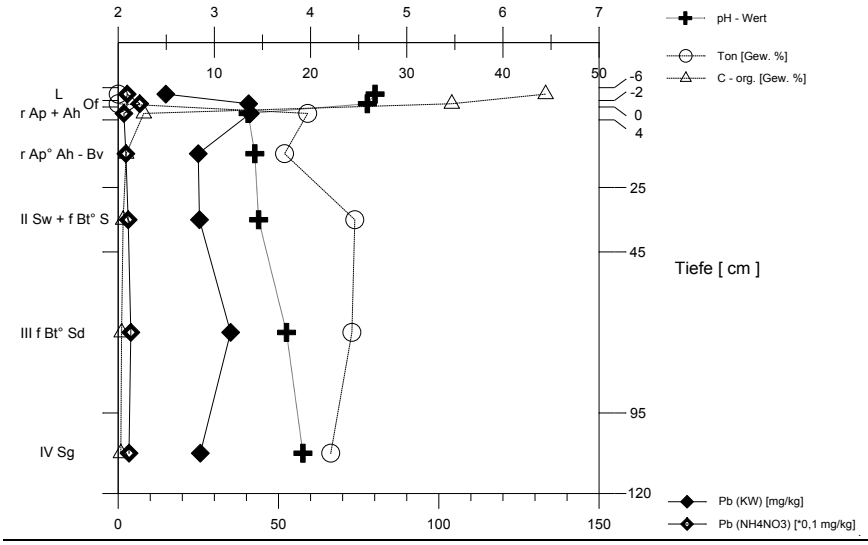
An 13 Standorten (= 8%) errechnet sich ein GGP von >3, d.h. es wird dort die Stufe „sehr hohes Gefährdungspotential“ erreicht. Es handelt sich ausnahmslos um Waldböden, die überwiegend pH-Werte <3,5 aufweisen. Diese Einstufung wird weniger von den Gesamtgehalten verursacht, die zwar nicht selten den Prüfwert überschreiten, als vielmehr von den Mobilgehalten, die den Prüfwert von PRÜEß (1992) häufig um das 4- bis 40-fache überschreiten (siehe auch oben). In den meist sehr sauren geringmächtigen obersten Horizonten kann ein GP von bis zu 30 erreicht werden. Überwiegend sinken in einer Tiefe von >5 cm sowohl Gesamt- als auch Mobilgehalte, so dass auch das GP deutlich niedriger wird. Gewichtet auf eine Mächtigkeit von 30 cm übersteigt das GGP nur sehr selten 4. Obwohl durch die Gewichtung die nutzungsbedingt unterschiedliche Mächtigkeit der Horizonte berücksichtigt wird, zeigt sich deutlich die erheblich stärkere Belastung der Waldökosysteme durch dieses Schwermetall.

Andeutungsweise zeigt sich auch beim GGP eine gewisse Abhängigkeit vom Substrat. Vor allem in Waldböden, aber auch schwach ausgeprägt in Ackerböden, steigt das GGP mit den Schieferanteil. Während es in den lößlehmreichen Waldböden im Mittel bei 1,4 liegt, steigt es in den schieferreichen Waldböden auf 2,1. Auch in den ackerbaulich genutzten Böden ist ein geringer Anstieg von 0,1 auf 0,2 zu verzeichnen.



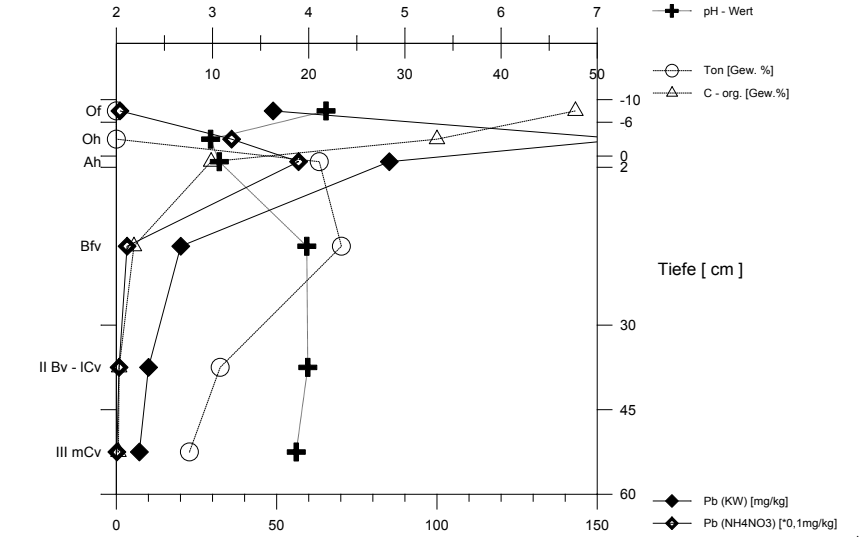
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Parabraunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudo-gley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

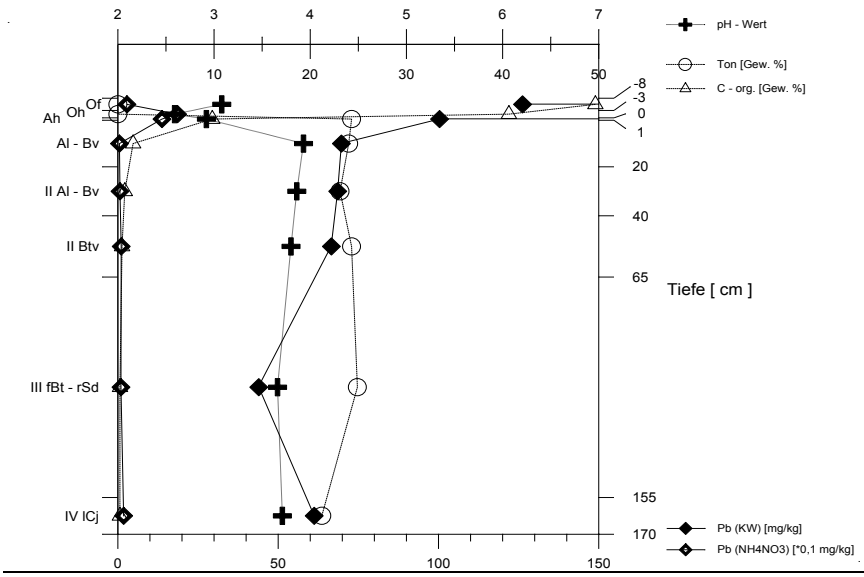


Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

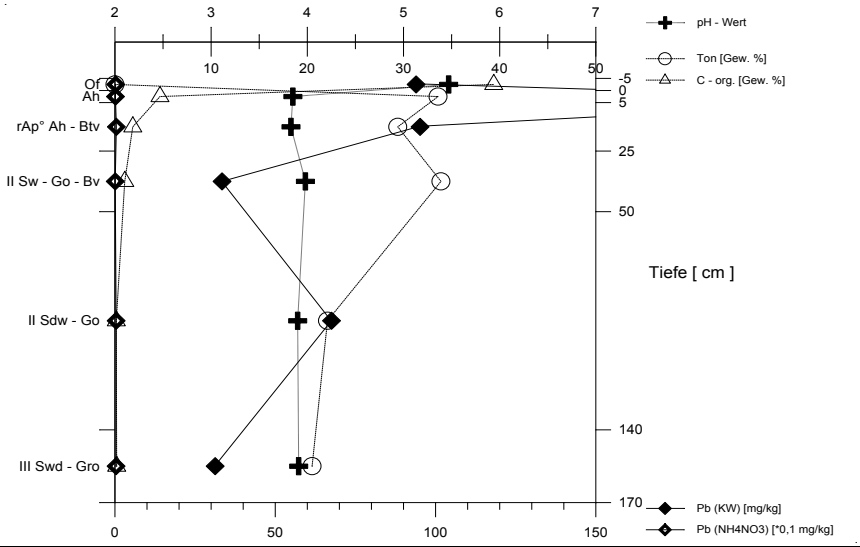
Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

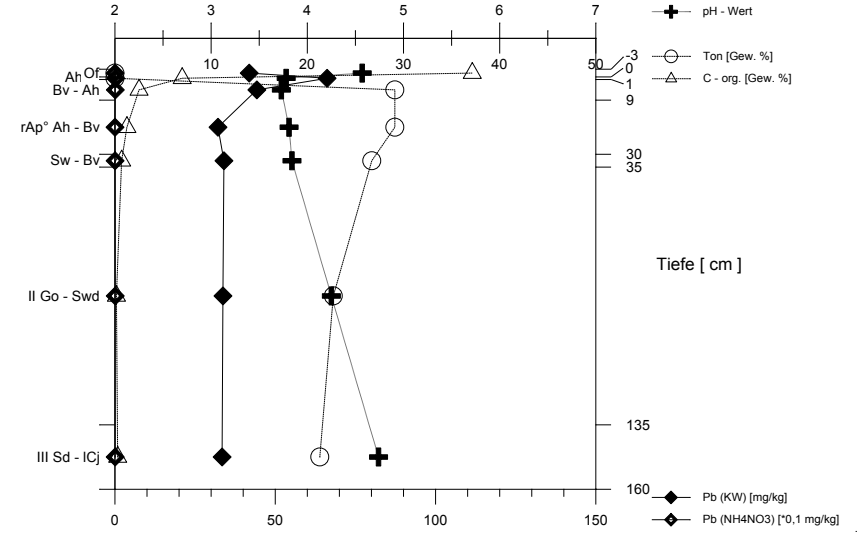
Abb. 25 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich



Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 25 Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich

4.2.3. Cadmium

Die Cadmium (Cd-) Gehalte in den Böden des Untersuchungsraums sind unauffällig und liegen je nach Substrat in der Regel 20-30% unterhalb der landesweiten Werte. Dennoch weist die ausgeprägte Anreicherung im Oberboden und der organischen Auflage auf eine flächenhafte (ubiquitäre) Hintergrundbelastung hin, die vermutlich überwiegend auf atmosphärische Ferneinträge zurückgeht. Allerdings ist der anthropogene Anteil des Cd in der Atmosphäre bei weitem nicht so hoch wie beim Blei (MERIAN 1984).
In nicht bzw. geringbelasteten Substraten besteht eine mäßig ausgeprägte Beziehung zwischen Königswasser-extrahierbarem Cadmium (Cd_{ges}) und Tongehalt, d.h. der Cd-Gehalt steigt mit dem Tongehalt an. Zumindest bis zu einem Gehalt von 10 Gew.% trifft dies auch auf die organische Substanz zu (siehe Abb. 26). Vereinfacht lässt sich die Regel ableiten, dass mit steigendem Ton- und Humusgehalt auch die Cd_{ges}-Gehalte ansteigen. Neben dem natürlichen Verhalten des Cd, bevorzugt an organischer Substanz gebunden zu sein, tragen aber auch atmosphärische Einträge zur der oberflächennahen Anreicherung bei (siehe unten).

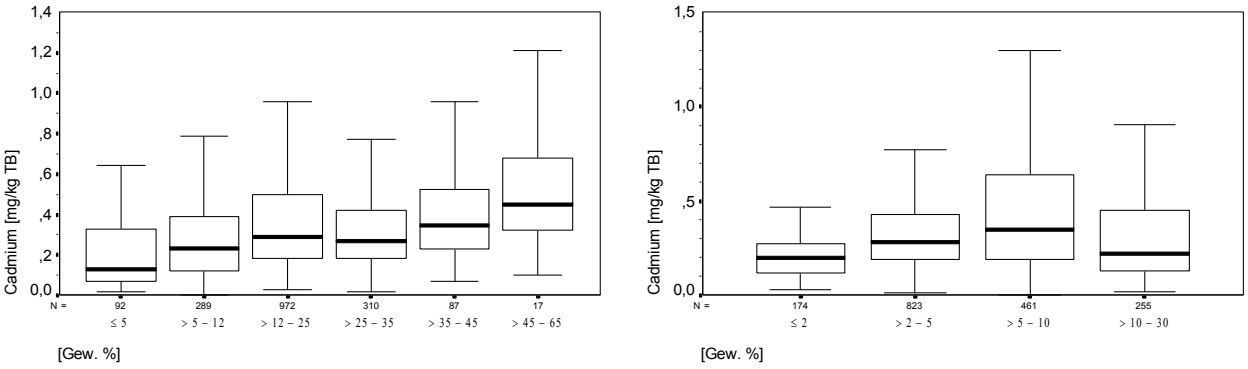


Abb. 26 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Die vergleichsweise geringen Cd_{ges}-Gehalte in den Oberböden des Untersuchungsraums zeigt auch deutlich die thematische Karte der substratspezifischen Cd-Gehalte (siehe Kartenanlage). Annähernd alle Substrate fallen in die 2. und 3. Gehaltsklasse und in der Karte ist die Anzahl an Kreisdiagrammen gering. Diese werden nur bei Überschreitung des substratabhängigen Medians dargestellt.
Zu den Cd-reichen Gesteinen im Untersuchungsraum zählen die devonischen Schiefer. Mit steigendem Lößlehmanteil sinken die Gesamtgehalte. Überraschend enthalten die schieferreichen bis -haltigen Substrate des Untersuchungsraums im Oberboden unter Wald im Mittel weniger Cd_{ges} als die Ackerböden.

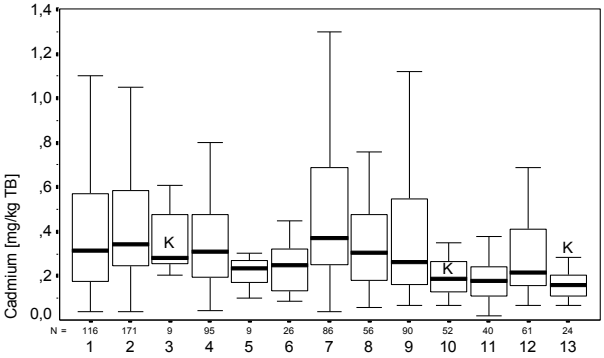
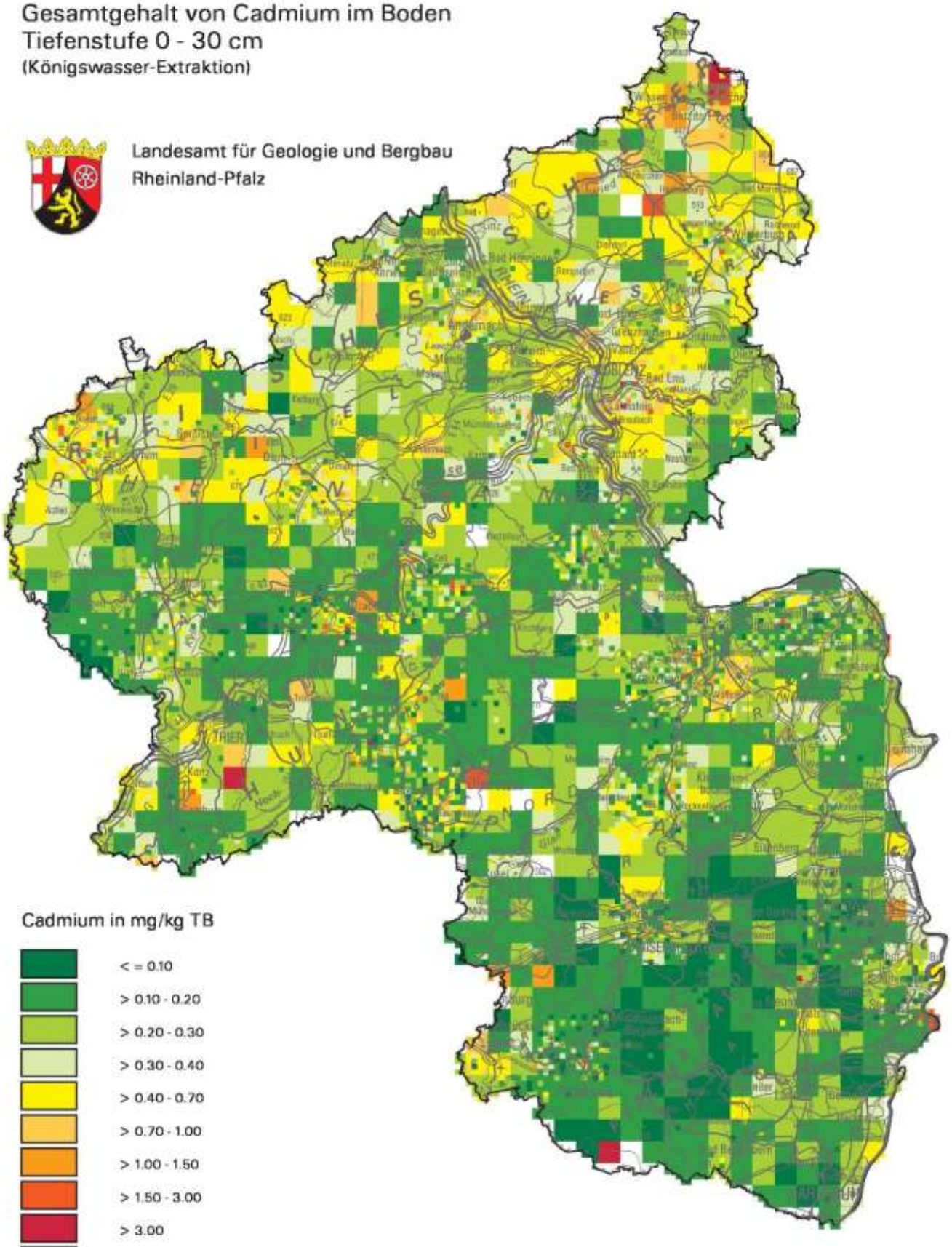


Abb. 27 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

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

- < = 0.10
- > 0.10 - 0.20
- > 0.20 - 0.30
- > 0.30 - 0.40
- > 0.40 - 0.70
- > 0.70 - 1.00
- > 1.00 - 1.50
- > 1.50 - 3.00
- > 3.00
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

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. 37 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden

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

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	0,04	0,18	**0,32**	0,57	1,38	16,70	1,10
YL	RP	171	0	0,04	0,24	**0,34**	0,59	0,92	2,27	1,05
	5911	*9*	*0*	*0,20*	*0,25*	***0,28***	*0,49*	*0,57*	*0,61*	*0,61*
Ul	RP	96	0	0,05	0,17	**0,31**	0,48	0,67	1,23	0,90
	5911	36	0	0,06	0,13	**0,23**	0,31	0,42	0,93	0,45
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*0,10*	*0,16*	***0,24***	*0,28*	*0,38*	*0,42*	*0,42*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	0,09	0,14	**0,25**	0,32	0,44	0,93	0,45
Al	RP	85	0	0,04	0,25	**0,37**	0,69	1,22	2,90	1,30
H; AH	RP	*6*	*0*	*0,32*	*0,56*	***1,22***	*1,38*	*13,37*	*14,70*	*1,38*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	58	0	0,06	0,18	**0,30**	0,47	0,63	0,96	0,76
	5911	*5*	*0*	*0,06*	*0,10*	***0,11***	*0,20*	*0,23*	*0,23*	*0,23*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	0,07	0,17	**0,26**	0,51	1,20	5,70	0,95
	5911	52	0	0,07	0,13	**0,19**	0,26	0,31	0,35	0,35
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	0,02	0,11	**0,18**	0,24	0,31	0,61	0,44
	5911	31	0	0,02	0,10	**0,14**	0,21	0,29	0,61	0,24
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	61	0	0,07	0,16	**0,22**	0,42	0,66	1,43	0,79
	5911	24	0	0,07	0,11	**0,16**	0,21	0,24	1,19	0,29

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Der Cd_{ges}-Gehalt liegt in diesen Ackerböden meist um bzw. etwas über dem substratabhängigen Median. Möglicherweise wird durch Pflügen Cd-reicheres Untergrundmaterial in den Oberboden eingemischt, ähnlich wie es bei Chrom, Nickel und Zink zu beobachten ist. Mit zunehmendem Lößlehmanteil gleichen sich die Gesamtgehalte an. Der Cd_{ges}-Gehalt in der organischen Auflage liegt mit ∅ 0,54 mg Cd_{ges}/kg deutlich über den folgenden Mineralböden. Das zeigt, dass in die Waldböden nicht weniger Cd gelangt, sondern lässt vermuten, dass trotz hoher Mobilgehalte das Cd überwiegend in der Humusauflage verbleibt.

Tab. 38 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	523	0	0,03	0,37	**0,55**	0,79	1,20	14,05	1,42
	5911	127	0	0,03	0,40	**0,54**	0,73	0,84	1,60	1,12
Vb	RP	108	0	0,05	0,33	**0,50**	0,70	1,14	4,63	1,20
	5911	46	0	0,13	0,40	**0,52**	0,70	0,83	1,42	1,12
Vbn	RP	115	0	0,05	0,35	**0,54**	0,77	1,27	5,11	1,33
	5911	53	0	0,16	0,48	**0,61**	0,74	0,85	1,60	1,01
Vn	RP	60	0	0,03	0,33	**0,64**	0,91	2,95	7,02	1,57
	5911	27	0	0,03	0,30	**0,52**	0,73	0,83	1,04	1,04

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Statistisch zwar unsicher, scheinen in allen Substraten die höchsten mittleren Gesamtgehalte mit 0,3 bis 0,4 mg Cd_{ges}/kg in Grünlandböden vorzuliegen. Die Ursache ist unklar.
Die mit Abstand höchsten Gehalte sind allerdings in den organischen Substraten zu finden. Mit einem Median von 1,2 mg/kg enthalten Moore und Anmoore auffallend viel Cd_{ges}. Humusreiche Schichten scheinen eine „Falle“ für Cd-Immissionen zu sein.

Der Absolutgehalt an NH_4NO_3-extrahierbarem (mobilem) Cd (Cd_{mob}) und vor allem der relative Anteil am Gesamtgehalt zeigen sehr deutlich die starke Abhängigkeit von der Bodenreaktion (siehe Abb. 28). Anders als bei den übrigen untersuchten Spurenelementen beginnt eine merkliche Steigerung der Mobilität schon bei pH-Werten <7, und der mobile Anteil am Gesamtgehalt liegt erheblich höher. Bei pH-Werten <4, wie sie häufig in Waldböden anzutreffen sind, liegen immerhin 30-90% des Gesamtgehaltes in labilen Bindungsformen vor.

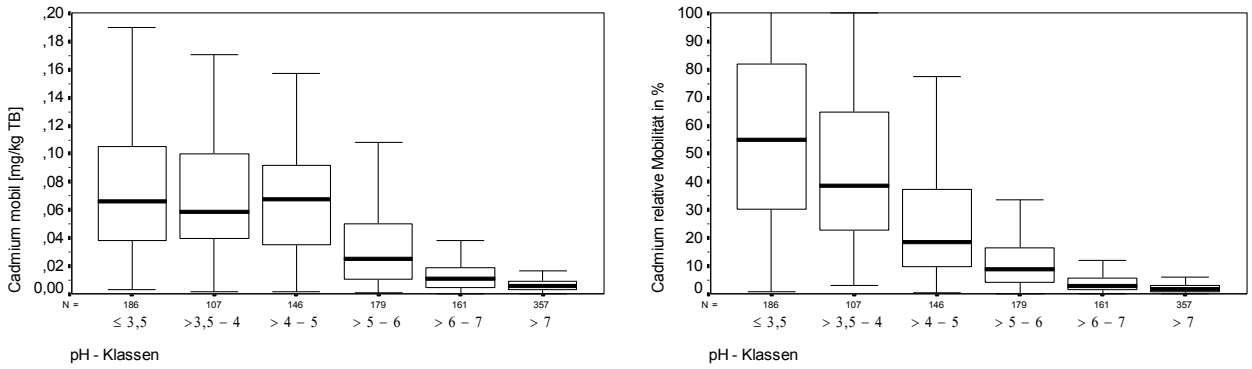


Abb. 28 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

In den Waldböden zeigt der Median des Mobilgehaltes einen zum Gesamtgehalt gleichsinnigen Trend, d.h. er sinkt mit zunehmendem Lößlehmanteil. Da er noch rascher abnimmt als der Gesamtgehalt, liegt die relative Mobilität in lößlehmreichen Waldböden zwischen 16 und 33%, während in schieferreichen Substraten durchschnittlich 43% in labil gebundener Form vorliegen. Dies entspricht im Mittel einem Anstieg von 0,04 auf 0,07 mg Cd_{mob}/kg.

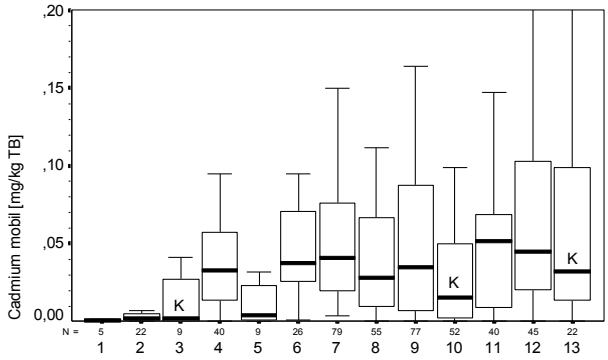


Abb. 29 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

In der organischen Auflage der Waldböden steigt der Mobilgehalt von 0,11 auf 0,17 mg Cd_{mob}/kg deutlich mit dem Nadelstreuanteil an. Da dies zumindest im Untersuchungsgebiet beim Gesamtgehalt nicht zu beobachten ist, scheint diese Abhängigkeit in erster Linie durch den pH-Wert verursacht zu werden.
Nutzungsbezogen werden in allen Substraten die höchsten mittleren Mobilgehalte in den Grünlandböden gefunden. Dies ist eine Folge überdurchschnittlicher Gesamtgehalte bei gleichzeitig niedrigen pH-Werten.

Tab. 39 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*0*	*0,0001*	*0,001*	***0,001***	*0,002*	*0,002*	*0,002*	*0,002*
YL	RP	22	0	0,0002	0,001	**0,002**	0,005	0,031	0,073	0,007
	5911	*9*	*0*	0,0002	0,001	**0,002**	0,031	0,060	0,073	0,073
Ul	RP	41	0	0,0002	0,016	**0,034**	0,056	0,118	0,208	0,095
	5911	36	0	0,0002	0,014	**0,034**	0,057	0,095	0,195	0,095
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*0,0002*	*0,001*	***0,004***	*0,025*	*0,048*	*0,059*	*0,059*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	0,0007	0,026	**0,038**	0,071	0,169	0,208	0,095
Al	RP	78	0	0,0040	0,020	**0,041**	0,072	0,126	0,577	0,147
H; AH	RP	*5*	*0*	*0,0325*	*0,055*	***0,066***	*0,344*	*1,000*	*1,000*	*0,125*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	57	0	0,0005	0,008	**0,028**	0,067	0,101	0,112	0,112
	5911	*5*	*0*	*0,0005*	*0,026*	***0,051***	*0,064*	*0,101*	*0,101*	*0,101*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	77	0	0,0003	0,005	**0,033**	0,087	0,126	0,164	0,164
	5911	52	0	0,0003	0,003	**0,013**	0,049	0,087	0,151	0,099
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	0,0005	0,011	**0,052**	0,069	0,115	0,231	0,147
	5911	31	0	0,0005	0,009	**0,052**	0,068	0,097	0,231	0,115
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	45	0	0,0004	0,020	**0,045**	0,105	0,132	0,980	0,214
	5911	22	0	0,0004	0,014	**0,024**	0,094	0,147	0,980	0,214

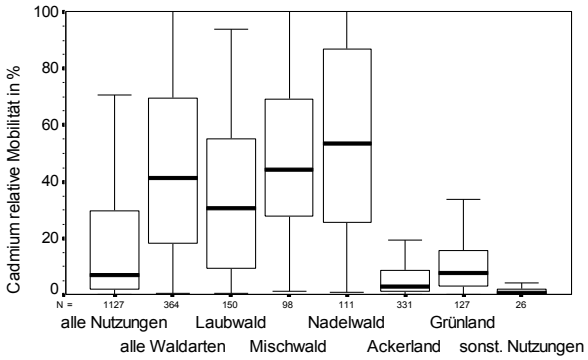
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Auch die Mineralböden der Nadelwälder weisen allgemein eine höhere relative Mobilität als die der Laubwälder auf. Die höchsten Mobilgehalte sind daher in den schieferreichen Böden der Nadelwälder zu erwarten.
Infolge der erheblich höheren pH-Werte sind in den Ackerböden je nach Substrat im Mittel nur 0,003 bis 0,013 mg Cd_{mob}/kg zu finden, was einer relativen Mobilität zwischen 1 bis 7% entspricht. Nach Substrat abgestuft zeigt sich eine gegenüber den Waldböden gegenläufige Tendenz. In den Ackerböden sind es die schieferreichen Substrate, die die geringeren Mobilgehalte aufweisen. Möglicherweise liegt die Ursache im höheren Humusgehalt der Waldböden, wodurch das Cd stärker gebunden wird.

Tab. 40 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	289	0	0,0004	0,061	**0,103**	0,164	0,240	2,032	0,315
	5911	122	0	0,0004	0,060	**0,109**	0,185	0,298	1,222	0,359
Vb	RP	103	0	0,0040	0,051	**0,084**	0,131	0,232	1,222	0,240
	5911	44	0	0,0080	0,048	**0,078**	0,139	0,291	1,222	0,202
Vbn	RP	114	0	0,0070	0,067	**0,104**	0,175	0,231	0,437	0,333
	5911	52	0	0,0156	0,079	**0,135**	0,198	0,247	0,437	0,343
Vn	RP	58	0	0,0004	0,077	**0,142**	0,182	0,320	0,540	0,325
	5911	25	0	0,0004	0,055	**0,170**	0,209	0,375	0,540	0,375

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach



Rheinland-Pfalz

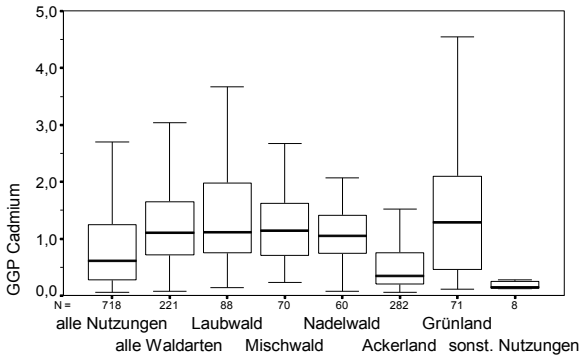
Abb. 30 Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für die Nahrungs- und Futterpflanzenqualität von 0,025 mg Cd_{mob}/kg wird in den Ackerböden des Untersuchungsgebietes an 3 Standorten geringfügig überschritten. Das 90. Perzentil liegt in den Ackerböden bei 0,02 mg Cd_{mob}/kg, so dass allgemein mit einer Beeinträchtigung nicht zu rechnen ist. In 65% der Grünlandböden wird der Prüfwert hingegen bis zum 4-fachen überschritten.

Die vertikale Verteilung des Cd_{ges} im gesamten Bodenbildungsbereich folgt weitgehend dem Gehalt an organischer Substanz. Schicht- und Horizontwechsel haben im Mineralboden kaum Einfluss auf den Gesamtgehalt. Die vertikale Verteilung ähnelt damit Blei und Quecksilber. In Waldböden ist generell eine sehr starke Abnahme von der organischen Auflage zum obersten Mineralbodenhorizont hin um den Faktor 3-6 zu verzeichnen (siehe Abb. 31). Bis in eine Tiefe von >10 bis 30 cm nimmt der Cd_{ges}-Gehalt weiter rasch ab, um in tiefen Profilbereichen zu stagnieren oder nur langsam abzunehmen. Im Unterboden bzw. -grund überwiegen Gehalte deutlich unter 0,1 mg Cd_{ges}/kg. Trotz der im Untersuchungsraum unterdurchschnittlichen Gehalte ist dieses ausgeprägte vertikale Konzentrationsgefälle nur durch merkliche anthropogene Anteile zu erklären.

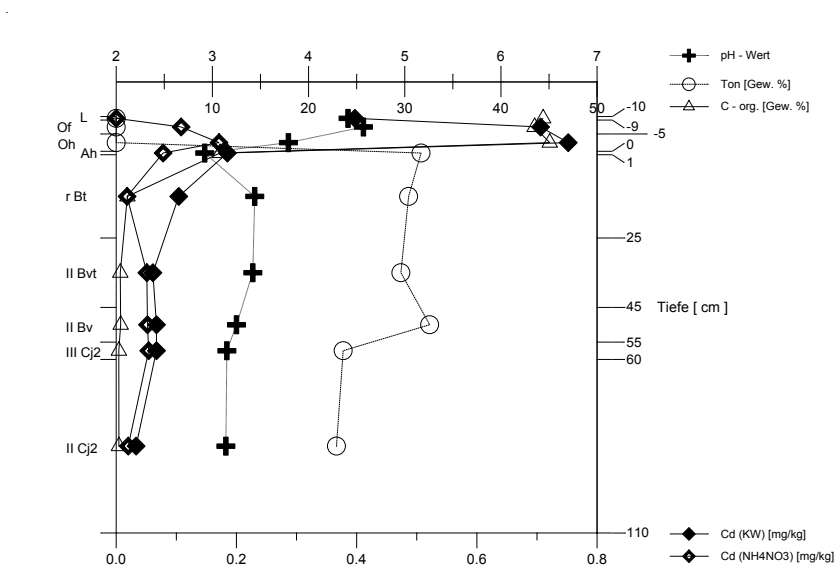
Infolge der pH-bedingt hohen Mobilität des Cd in den Waldböden des Untersuchungsraums verläuft die vertikale Konzentration von Cd_{mob} fast parallel zum Gesamtgehalt. Abweichungen ergeben sich durch schwankende pH-Werte.

Außer bei Blei liegt das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) bei keinem der untersuchten Spurenelemente so hoch wie bei Cd. Dies wird fast ausschließlich von den hohen Mobilgehalten verursacht. Im Untersuchungsraum liegt das GGP zwar in den oberen 30 cm des Mineralbodens zu fast 50% im sehr geringen bzw. im geringen und zu 36% im mittleren Bereich. Bei den GGP <0,7 handelt es sich aber in erster Linie um Ackerböden. In etwa 17% der Böden - dies sind fast ausschließlich Waldböden - herrschen Cd-Konzentrationen vor, bei denen ein Eintrag in das Grundwasser nicht gänzlich auszu-schließen ist. Diese vorläufige Bewertung wird durch die erhöhten Mobilgehalte verursacht. Der allgemeine Prüfwert von PRÜEß (1992) wird in diesen Böden häufig um das 5- bis 10fache (siehe auch oben) bzw. jener der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für das Bodensickerwasser von 0,1 mg Cd_{mob}/kg um das Doppelte überschritten. Trotz der hohen Cd-Mobilität in Waldböden zeigen die nutzungsspezifischen Gehalte und der vertikale Konzentrationsverlauf, dass das Cd im Wesentlichen in der organischen Auflage verbleibt und nicht in tiefere Bodenzonen verlagert wird.



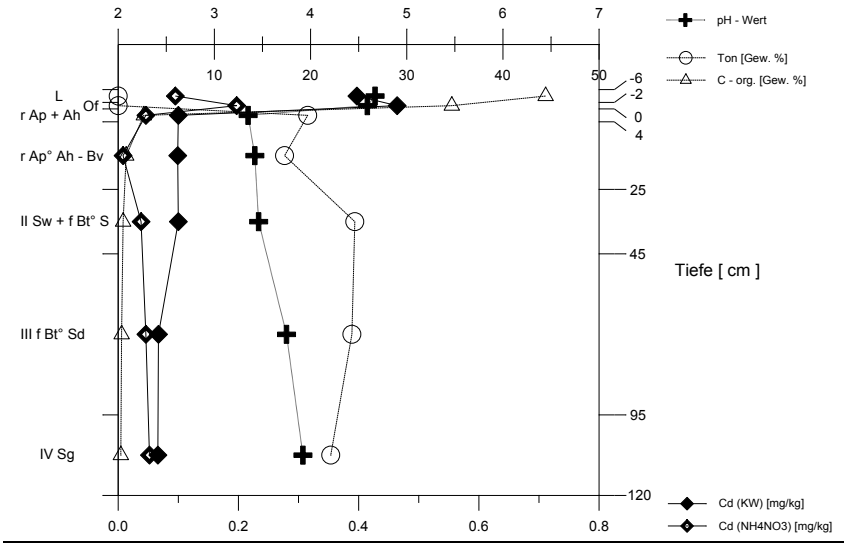
Rheinland-Pfalz

Abb. 31 Gewichtetes Gefährdungspotential von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen



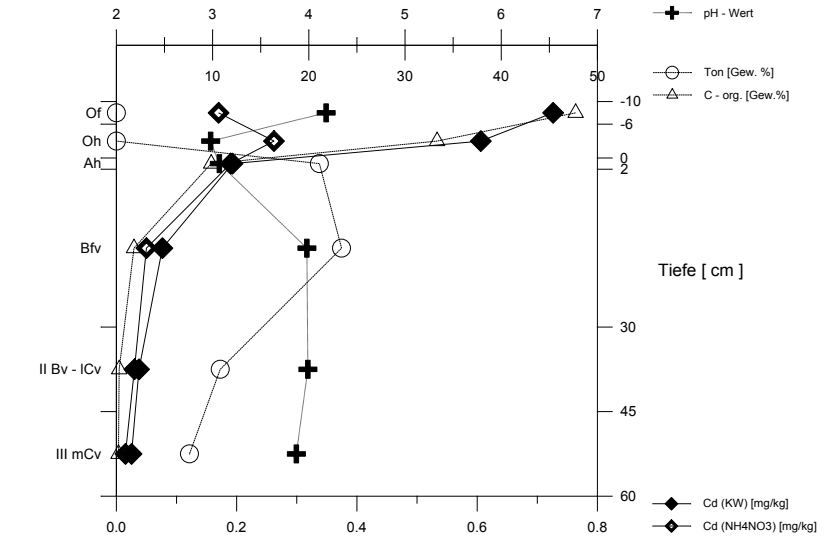
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Parabraunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudo-gley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

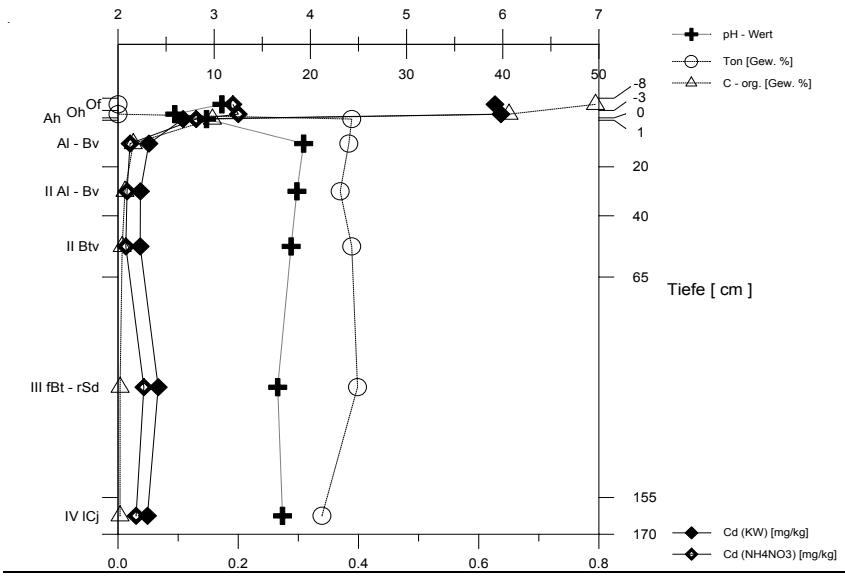


Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

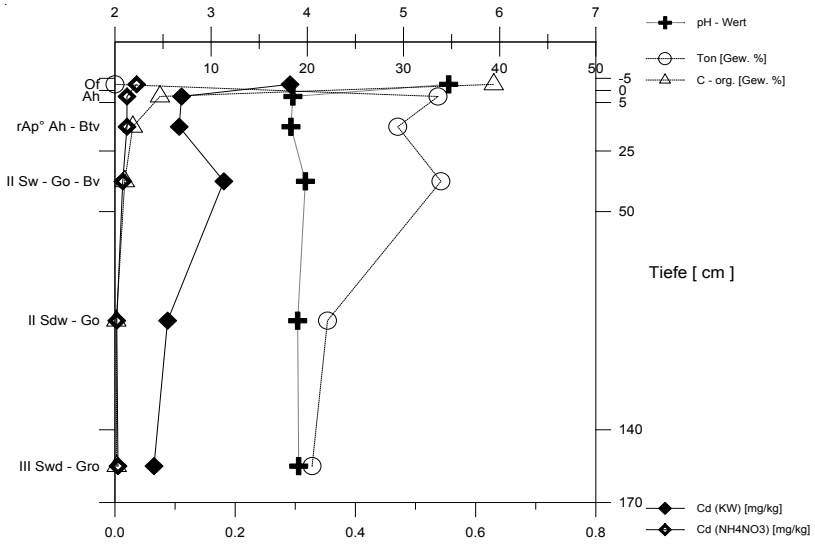
Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

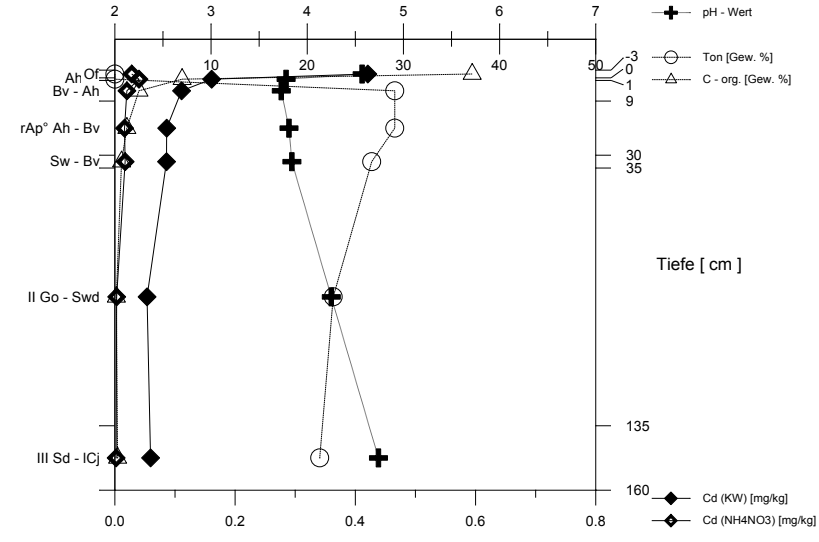
Abb. 32 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich



Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



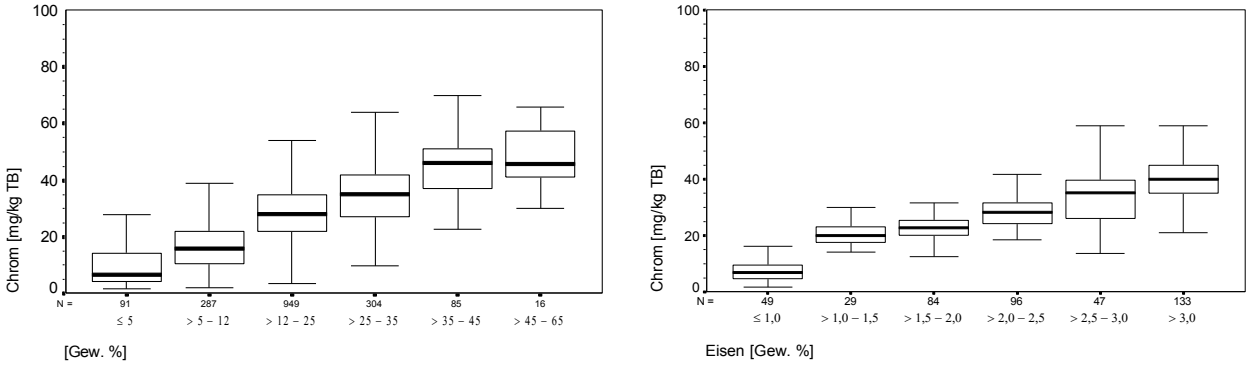
Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 32 Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich

4.2.4. Chrom

Die Chrom-(Cr-) Gehalte der untersuchten Böden entsprechen in ihrem substratabhängigen Median den Durchschnittswerten des Landes Rheinland-Pfalz. Eine besondere regionale Belastungssituation kann nicht festgestellt werden, vielmehr liegen die Gesamtgehalte (Cr_{ges}) im quasinatürlichen Konzentrationsbereich. Dies zeigt auch deutlich die thematische Karte der substratspezifischen Cr-Gehalte (siehe Kartenanlage). Mit Ausnahme der Torfe und Anmoore fallen alle Substrate in die von 20-40 mg Cr_{ges}/kg reichende Gehaltsklasse. Ferner sind in der Karte nur vergleichsweise wenige Kreisdiagramme dargestellt. Diese erscheinen nur bei Überschreitung des substratabhängigen Medians. Auch besondere punktuelle Belastungen sind nicht zu beobachten, da die substratabhängigen Maximalgehalte innerhalb der Ausreißergrenzen liegen.

Beim Gesamtgehalt (Cr_{ges}) bestehen ähnlich enge Abhängigkeiten zum Ton und Eisen-(Fe-) Gesamtgehalt des Substrats wie bei Kupfer, Nickel oder Zink. In den Oberböden der schieferarmen bis -reichen periglazialen Lagen des Untersuchungsraumes korreliert Cr_{ges} mit Eisen (r=0,61**) sogar enger als mit dem Tongehalt (r=0,22**), wobei die Beziehungen zum Fe_{ges} in schieferreichen periglazialen Lagen geringfügig ausgeprägter sind als in lößlehmreichen. Wie beim Nickel zeigen diese statistischen Abhängigkeiten, dass der Cr_{ges}-Gehalt nicht nur vom Tongehalt bestimmt wird, sondern erheblich auch von der Mineralzusammensetzung. Dass der Gehalt zum großen Teil durch Bodenparameter erklärbar ist, weist ebenfalls auf weitgehend natürliche Verhältnisse hin.



Tongehalt (Eisen = Königswasser-Extraktion)

Abb. 33 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen

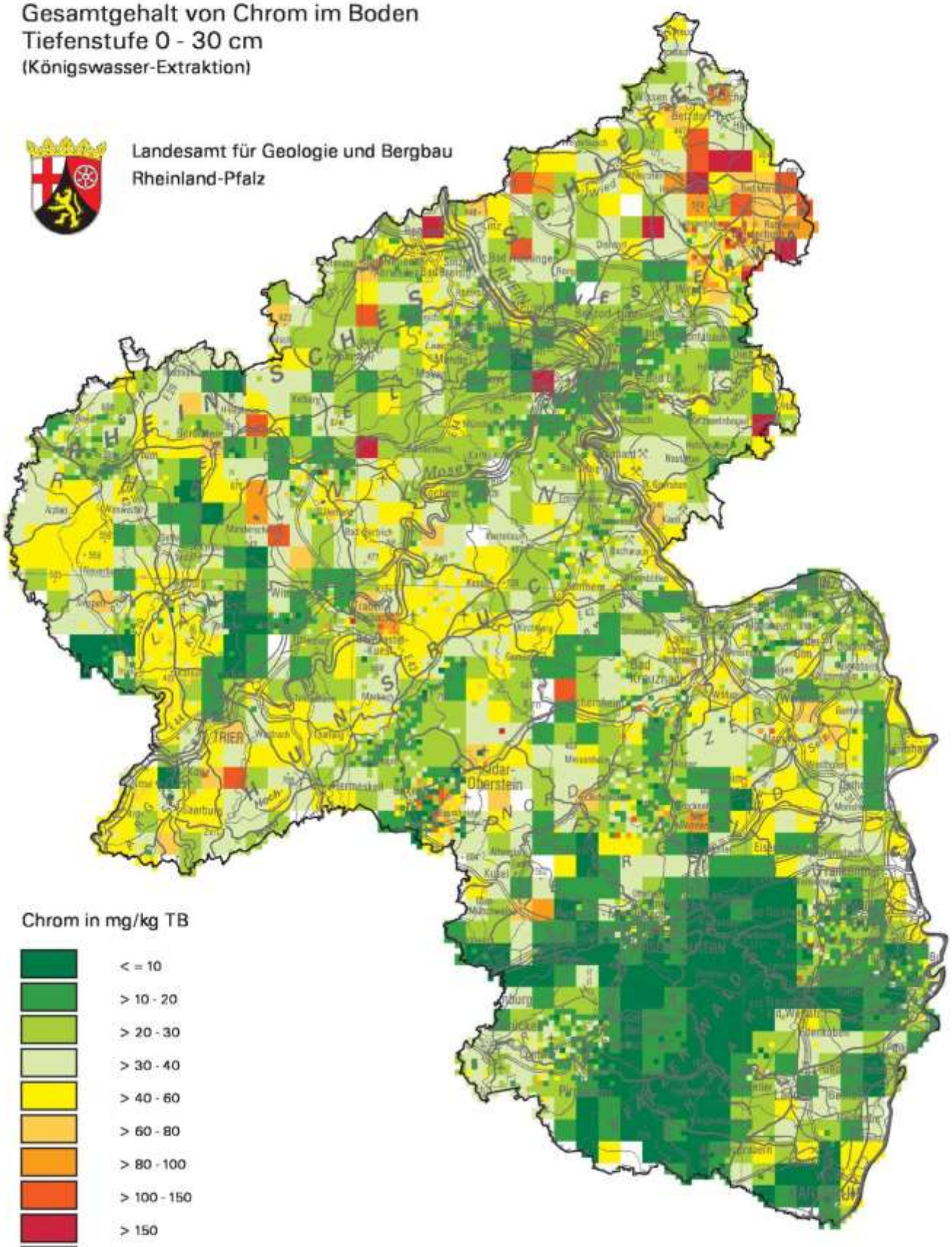
Mit einem Median von 36 mg Cr_{ges}/kg sind die schieferreichen periglazialen Lagen die Cr-reichsten Substrate im Untersuchungsraum. Der Cr_{ges}-Gehalt sinkt auf durchschnittlich 27 mg/kg in lößlehmreichen periglazialen Lagen bzw. 24 mg/kg in reinen Lößlehmen. Den geringsten Cr_{ges}-Gehalt weisen die nur gering verbreiteten (An-)Moore auf.

Alle Substrate enthalten in den Oberböden von Acker- und Grünland mehr Cr_{ges} als die Waldböden. Dies ist bei allen untersuchten Schwermetallen zu beobachten, die eng mit dem Eisengehalt korrelieren. In Ackerböden ist bis zu 60% mehr Eisen zu finden als in vergleichbaren Waldböden. Daraus wird geschlossen, dass die Ursache in erster Linie nicht in nutzungsbedingten Einträgen liegt, sondern das durch Pflügen Cr-(Fe-) reicheres Substrat aus tieferen Profilbereichen in den Oberboden gelangt. Mit steigendem Lößlehmanteil gehen die Gesamtgehalte in den Ackerböden von durchschnittlich 55 auf 23 mg Cr_{ges}/kg zurück. In den schieferreichen Oberböden der Wälder wurden im Mittel 37 und in den lößlehmreichen 24 mg Cr_{ges}/kg beobachtet.

Geochemische Übersichtskarte Rheinland-Pfalz 1:1000000

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

Landesamt für Geologie und Bergbau
Rheinland-Pfalz



Chrom in mg/kg TB

- < = 10
- > 10 - 20
- > 20 - 30
- > 30 - 40
- > 40 - 60
- > 60 - 80
- > 80 - 100
- > 100 - 150
- > 150
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

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

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

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	2,1	13	**18**	23	36	465	38
YL	RP	171	0	12,1	24	**30**	38	49	91	58
	5911	*9*	*0*	*33,3*	*41*	***46***	*49*	*59*	*62*	*62*
Ul	RP	93	0	8,9	23	**32**	40	53	6.330	61
	5911	36	0	8,9	27	**35**	42	58	66	61
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*26,5*	*30*	***39***	*42*	*48*	*52*	*52*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	20,1	28	**34**	48	61	66	66
Al	RP	85	0	2,0	26	**35**	42	48	99	63
H; AH	RP	*6*	*0*	*6,9*	*15*	***16***	*36*	*42*	*42*	*42*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	56	0	12,7	20	**26**	34	41	73	49
	5911	*5*	*0*	*16,3*	*20*	***24***	*28*	*38*	*38*	*38*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	13,7	30	**36**	45	60	152	67
	5911	52	0	13,7	26	**36**	43	50	64	64
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	39	0	15,7	22	**29**	36	44	54	54
	5911	31	0	15,7	21	**26**	36	43	50	50
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	56	0	15,1	24	**30**	37	44	56	50
	5911	24	0	15,7	23	**27**	31	37	38	38

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

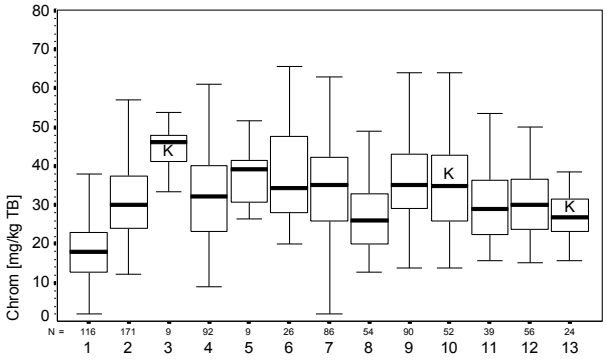


Abb. 34 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

Die Gesamtgehalte in der organischen Auflage der Waldböden liegen im Untersuchungsgebiet mit durchschnittlich 12 mg/kg unabhängig vom Baumbestand leicht höher als im gesamten Land, jedoch deutlich tiefer als in den Mineralböden. Als Ursache wird der überdurchschnittliche Flächenanteil relativ Cr-reicher Substrate angesehen. Pflanzen nehmen bei einem höheren Angebot etwas mehr Cr auf, welches über den Bestandsabfall in die Humusauflage gelangt. Diese Abhängigkeit wurde auch im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) beobachtet. Für weitgehend natürliche Verhältnisse spricht auch, dass zwischen den Waldarten keine Unterschiede feststellbar sind und dass bei keinem anderen der untersuchten Spurenelemente der anthropogene Anteil der atmosphärischen Belastung so gering ist wie bei Cr (MERIAN 1984).

Die thematische Karte der substratspezifischen Cr-Gehalten (siehe Kartenanlage) zeigt – analog zu Nickel oder Kupfer – eine Häufung leicht überdurchschnittlicher Werte im südlichen Kartenabschnitt. Wie auch bei diesen Elementen wird dies auf das häufigere Auftreten erhöhter Eisengehalte im Oberboden zurückgeführt.

Von allen untersuchten Spurenelementen weist Chrom im Oberboden die geringste Mobilität auf. Wie bei den anderen Elementen steigen zwar sowohl die absoluten Mobilgehalte als auch die relative Ver-

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

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	483	1	<0,1	8	**11**	16	22	91	29
	5911	127	1	<0,1	9	**12**	17	21	31	26
Vb	RP	93	0	0,9	5	**9**	14	21	31	26
	5911	46	0	2,8	6	**11**	16	23	31	31
Vbn	RP	104	0	0,6	5	**9**	14	18	61	25
	5911	53	0	3,0	10	**13**	17	20	29	25
Vn	RP	51	1	<0,1	6	**10**	13	20	26	21
	5911	27	1	<0,1	9	**11**	17	20	25	25

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

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

Infolge der geringen Mobilität und der ungünstigen Nachweisempfindlichkeit konnte mobiles Cr (Cr_{mob}) in den Acker und Grünlandböden praktisch nicht nachgewiesen werden. Der mittlere Cr_{mob}-Gehalt in den Waldböden liegt bei Anwesenheit von Schiefer bei 0,04 mg/kg und bei 0,08 mg/kg in reinen Lößlehmen. Dies entspricht einer mittleren relativen Mobilität von etwa 0,1-0,2% in jenen periglazialen Lagen bzw. 0,3% in den Lößlehmen.

Die höchsten Mobilgehalte sind in der Humusauflage der Waldböden mit 0,11 bis 0,19 mg Cr_{mob}/kg zu finden. Eine Abhängigkeit zum Baumbestand ist nicht eindeutig feststellbar. Dass die Mobilgehalte über dem Landesdurchschnitt liegen, ist auf die gleichen Ursachen wie beim Gesamtgehalt zurückzuführen.

Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,13 mg Cr_{mob}/kg für Bodensickerwasser im Oberboden wird in etwa 11% der untersuchten Waldoberböden meist gering überschritten, in der organischen Auflage hingegen in über 50% der Fälle. Da die Mobilität schon nach wenigen Zentimeter rasch abnimmt, wird die von Cr ausgehende Grundwassergefährdung als sehr gering eingestuft.

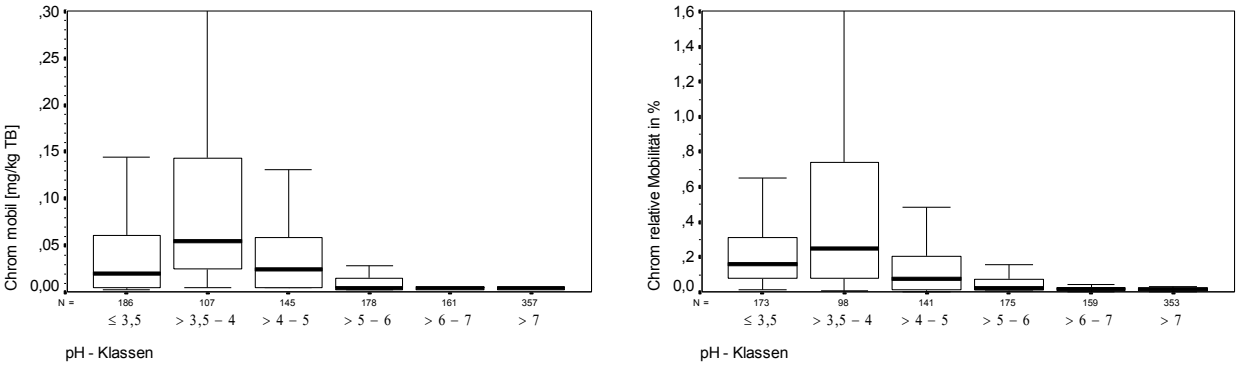


Abb. 35 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

Tab. 43 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*5*	*<0,01*	*<0,01*	***<0,01***	*<0,01*	*<0,01*	*<0,01*	*<0,01*
YL	RP	22	22	<0,01	<0,01	**<0,01**	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	5911	*9*	*9*	*<0,01*	*<0,01*	***<0,01***	*<0,01*	*<0,01*	*<0,01*	*<0,01*
Ul	RP	41	22	<0,01	<0,01	**<0,01**	0,03	0,14	0,21	0,08
	5911	36	19	<0,01	<0,01	**<0,01**	0,04	0,15	0,21	0,10
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*7*	*<0,01*	*<0,01*	***<0,01***	*<0,01*	*0,14*	*0,21*	*<0,01*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	11	<0,01	<0,01	**0,02**	0,05	0,15	0,19	0,12
Al	RP	77	43	<0,01	<0,01	**<0,01**	0,05	0,17	0,74	0,12
H; AH	RP	*5*	*4*	*<0,01*	*<0,01*	***<0,01***	*<0,01*	*0,02*	*0,02*	*<0,01*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	56	19	<0,01	<0,01	**0,01**	0,04	0,13	0,37	0,10
	5911	*5*	*3*	*<0,01*	*<0,01*	***<0,01***	*0,07*	*0,14*	*0,14*	*0,14*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	77	43	<0,01	<0,01	**<0,01**	0,04	0,11	0,32	0,10
	5911	52	38	<0,01	<0,01	**<0,01**	0,03	0,04	0,11	0,08
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	14	<0,01	<0,01	**0,03**	0,04	0,11	0,33	0,10
	5911	31	10	<0,01	<0,01	**0,03**	0,05	0,13	0,33	0,12
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	45	15	<0,01	<0,01	**0,03**	0,06	0,12	0,20	0,15
	5911	22	10	<0,01	<0,01	**0,02**	0,04	0,11	0,20	0,10

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Tab. 44 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom in der organischen Auflage

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	291	101	<0,01	<0,01	**0,12**	0,42	0,80	1,98	1,05
	5911	122	27	<0,01	0,04	**0,16**	0,49	0,99	1,98	1,15
Vb	RP	105	32	<0,01	<0,01	**0,19**	0,56	1,03	1,98	1,40
	5911	44	10	<0,01	0,04	**0,27**	0,77	1,29	1,98	1,42
Vbn	RP	114	40	<0,01	<0,01	**0,11**	0,35	0,74	1,43	0,88
	5911	52	8	<0,01	0,07	**0,15**	0,39	0,76	1,43	0,81
Vn	RP	58	25	<0,01	<0,01	**0,05**	0,28	0,50	1,16	0,70
	5911	25	8	<0,01	<0,01	**0,16**	0,36	0,80	1,16	0,90

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Die höchsten Cr_{ges}-Konzentrationen werden in den Waldböden des Untersuchungsraums in der Regel nicht im Oberboden, sondern in tieferen Profilabschnitten erreicht (siehe Abb. 38).

Wie oben erwähnt sind die organischen Auflagen die Schichten, in denen die geringsten Cr_{ges}- und höchsten Cr_{mob}-Gehalte anzutreffen sind. Die Mobilgehalte steigen auch dann an, wenn die Humusauflage durch Kalkung vergleichsweise hohe pH-Werte aufweist. Vermutlich erfolgt die pH-bedingte Immobilisierung beim Fehlen mineralischer Bindungsplätze in geringerem Maß.

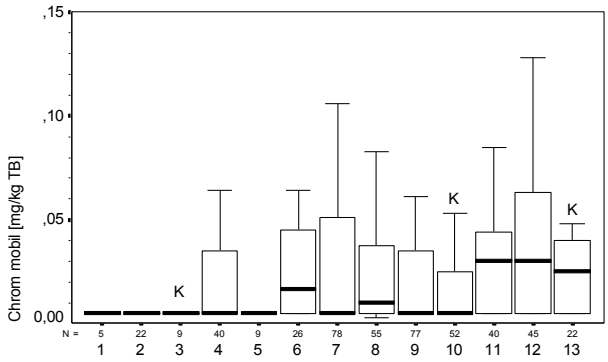


Abb. 36 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

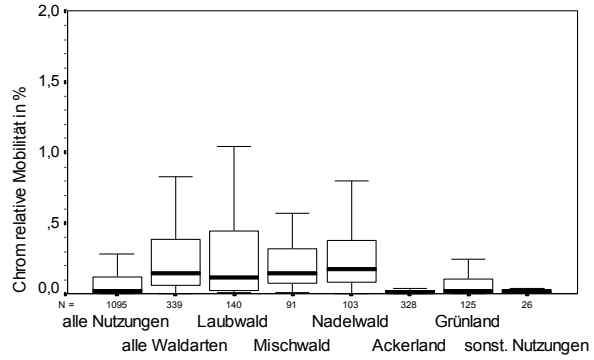
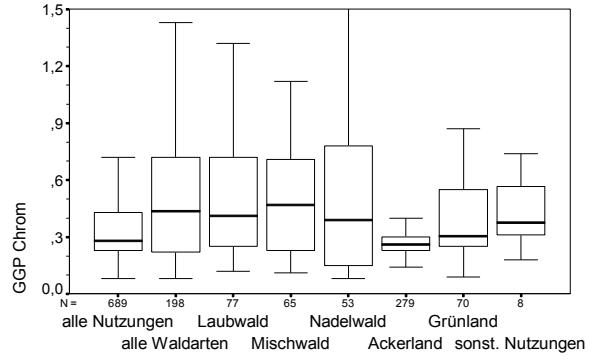


Abb. 37 Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

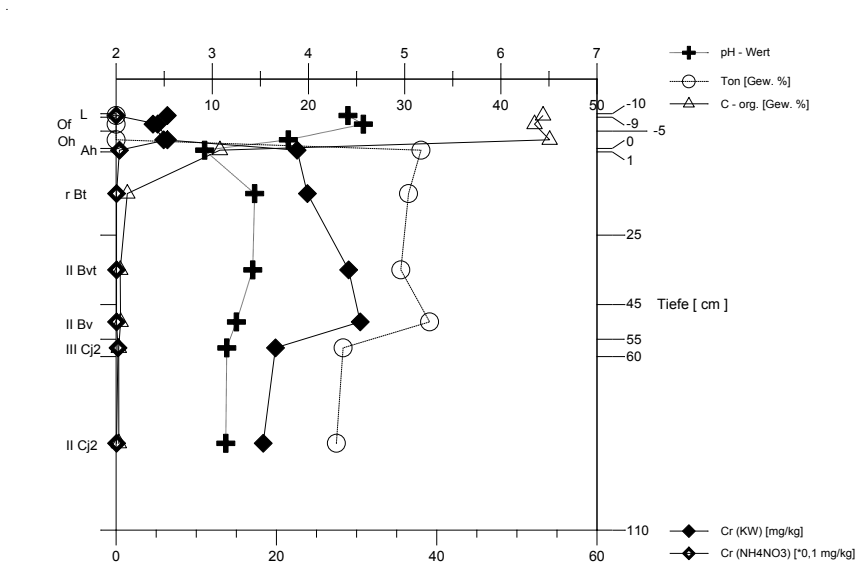


Rheinland-Pfalz

Abb. 38 Gewichtetes Gefährdungspotential von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

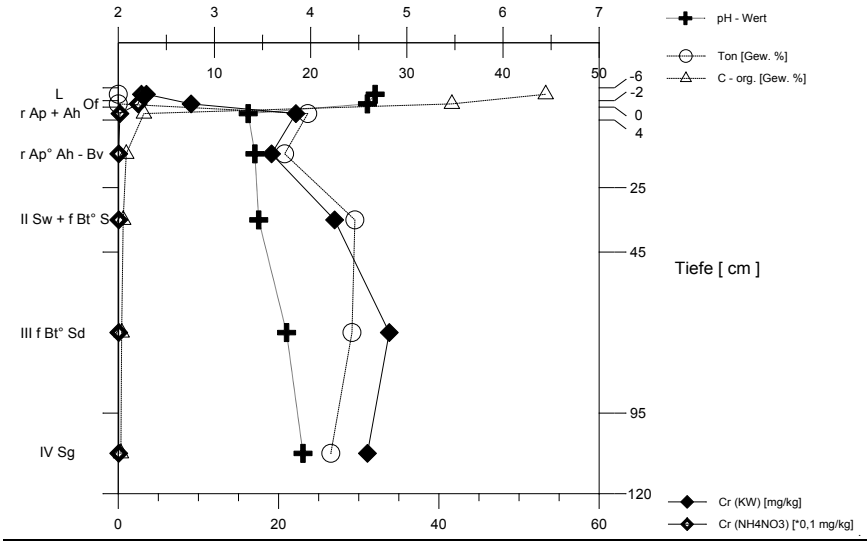
In den oberen Zentimeter des Mineralbodens steigen die Gesamtgehalte in Abhängigkeit vom Substrat rasch an. Im weiteren Profilverlauf sind gerade beim Wechsel zu lößlehmfreien Schichten markante Konzentrationssprünge zu beobachten. In lößlehmreichen Haupt- und Mittellagen folgt der Cr_{ges}-Gehalt weitgehend dem Tongehalt, während in den lößlehmfreien Basislagen starke Schwankungen auftreten, die nicht im Einklang mit dem Tongehalt stehen. Während in Basislagen aus vollständig zersetzten Schiefer der Kaolinitzone der Gesamtgehalt unter das Niveau der lößlehmhaltigen Schichten sinken kann (siehe Profil 1, Abb. 38), kann er gerade in Schiefer der Chloritzone stark ansteigen (siehe z.B. Profil 5, Abb. 38). In den mehrschichtigen Profilen wird der Cr-Gesamtgehalt in erster Linie vom Substrat und dessen Verwitterungsgrad bestimmt. Der Einfluss der Bodenbildung auf die vertikale Verteilung der Cr-Gehalte ist in diesen Böden gegenüber der Mineralzusammensetzung eher gering.

In annähernd allen Ackerböden des Untersuchungsraums liegt das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) zwischen 0,2 und 0,3, d.h. die Werte fallen in die geringe Gefährdungsklasse. In den Waldböden schwankt das GGP in allen Waldarten recht stark, überschreitet aber nur in Ausnahmefällen (≈2%) die mittlere Gefährdungsstufe. Die etwas höheren Mobilgehalte in den lößlehmreichen Waldböden führen zu einem leicht höheren GGP als in den schieferreichen. Mit durchschnittlich 0,42 liegen aber auch sie überwiegend in der geringen Gefährdungskategorie. Alle Daten weisen darauf hin, dass in den Böden natürliche Gehalte vorherrschen, obwohl vergleichsweise Cr-reiche Substrate einen hohen Flächenanteil besitzen.



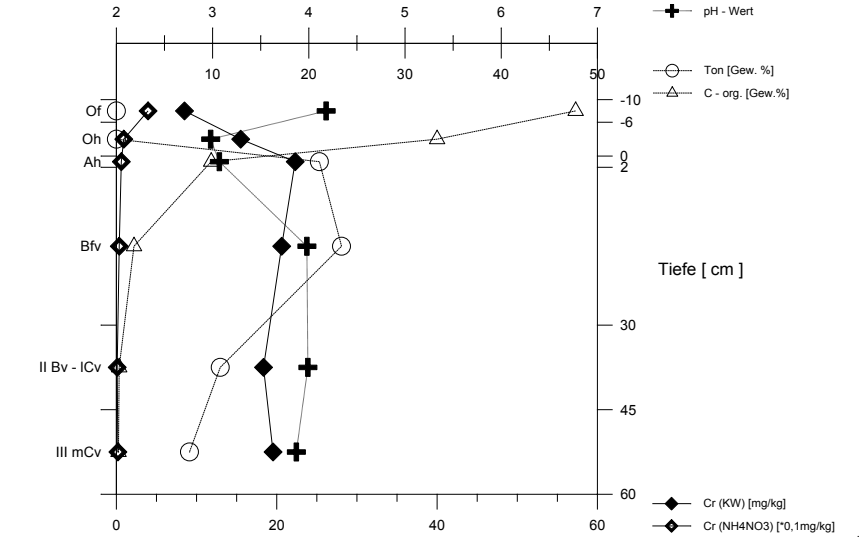
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Parabraunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudogley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

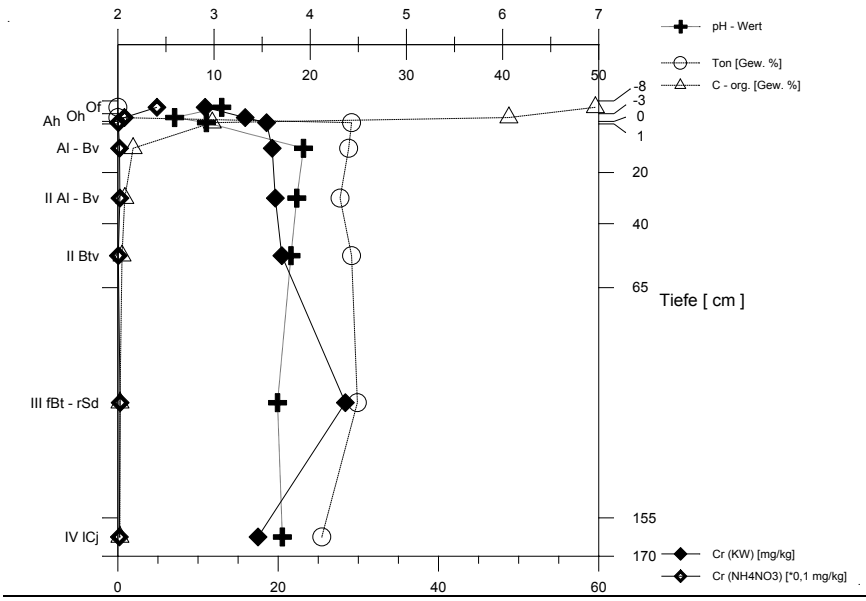


Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

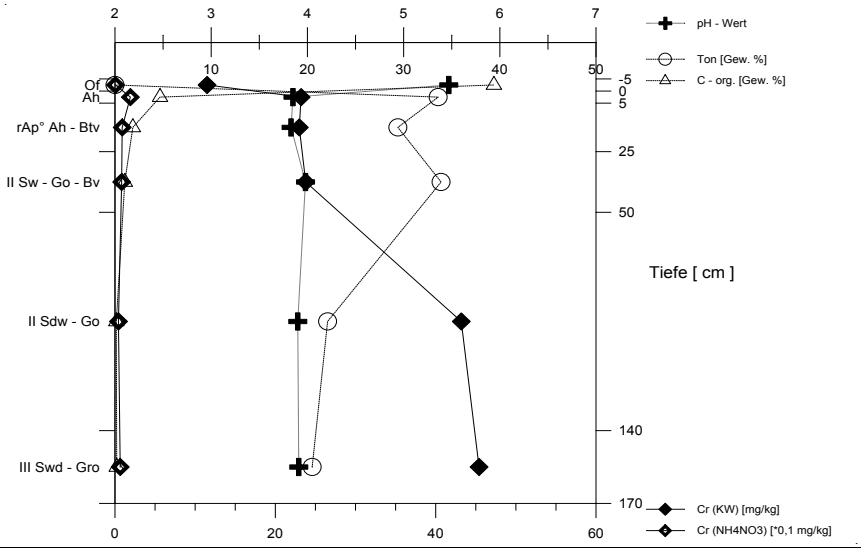
Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

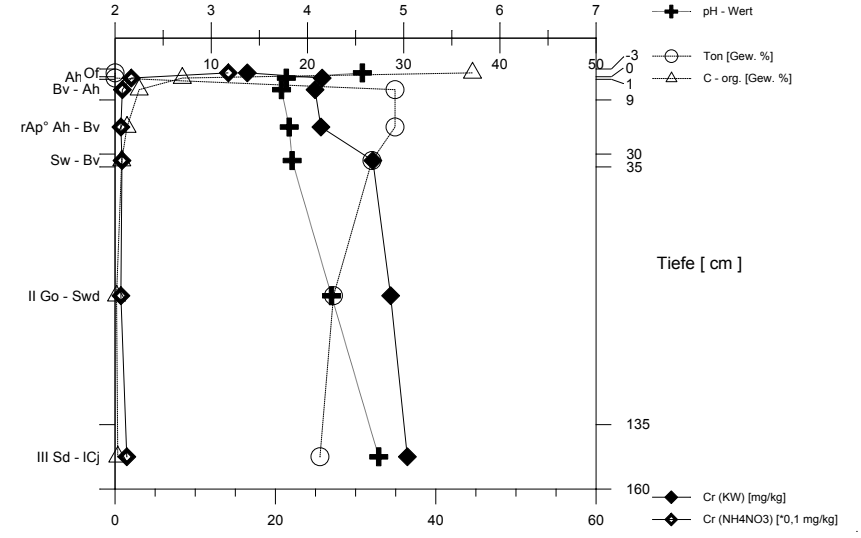
Abb. 39 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich



Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 39 Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich

4.2.5. Kupfer

Die Kupfer(Cu-) Gehalte der Oberböden auf Blatt Kisselbach entsprechen weitgehend den substratabhängigen Werten des Landes Rheinland-Pfalz. Die Cu-reichsten Böden (Cu_{ges}) sind in den schieferreichen Substraten entwickelt. Sie weisen einen Median von 19 mg Cu_{ges}/kg auf. Mit steigendem Lößlehmanteil sinkt der Cu_{ges}-Gehalt auf 12 in lößlehmreichen Substraten bzw. auf etwa 7 mg Cu_{ges}/kg in reinen Lößlehmen. Dies zeigt deutlich die „verdünnende" Wirkung des Lößlehms. Die Maximalgehalte überschreiten in allen Substraten nicht den Ausreißerbereich (siehe Tab. 45). In der thematischen Karte zu den substratspezifischen Cu-Gehalten im Oberboden zeigt die relativ geringe Zahl an Kreisdiagrammen sowie deren Farbe, dass Überschreitungen des substratabhängigen Medians selten und, falls sie vorkommen, nur geringfügig sind (siehe Kartenanlage). Wie auch bei Chrom, Nickel und Zink ist eine Häufung leicht überdurchschnittlicher Werte südöstlich des Simmerbaches zu beobachten. Dies wird ebenfalls auf die geogen bedingt erhöhten Eisengehalte zurückgeführt (siehe unten). Besondere punktuelle oder regionale Belastungen sind nicht zu beobachten, sondern die Gesamtgehalte liegen weitgehend im quasinatürlichen Konzentrationsbereich.

Der Gesamtgehalt (Cu_{ges}) wird, wie bei Chrom, Nickel und Zink, maßgeblich vom Ton- und Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt des Substrats beeinflusst. In den Oberböden des Untersuchungsraumes korreliert Cu_{ges} mit einem Bestimmtheitsmaß von r=0,66** mit Fe_{ges} bzw. von r=0,24** mit Ton. Dies bedeutet, dass mit steigendem Eisen- und Tongehalt auch mit höheren Kupfergehalten zu rechnen ist (siehe auch Abb. 40). Die Abhängigkeit von Fe_{ges} besteht vor allem in den im Untersuchungsraum vorherrschenden schieferhaltigen Substraten. In der Gesamtheit aller bisher untersuchten Oberböden sind die statistischen Beziehungen zwar ebenfalls hoch signifikant, insgesamt jedoch lockerer (r=0,36**). Dass die Cu_{ges}-Konzentration im Oberboden wesentlich durch diese Bodenparameter bestimmt wird, ist ein weiteres Indiz für überwiegend naturnahe Verhältnisse. Eine weitere Gemeinsamkeit mit den Elementen Chrom, Nickel und Zink sind die gegenüber Waldböden höheren Gesamtgehalte der Ackerböden. Wie bei ihnen gleichen sich die nutzungsbedingten Unterschiede mit steigendem Lößlehmanteil an. Während die schieferreichen Ackerböden im Mittel 25 mg Cu_{ges}/kg enthalten, sind in den entsprechenden Waldböden durchschnittlich nur noch 14 mg Cu_{ges}/kg zu finden. Mit Medianen von 14 bzw. 11 mg Cu_{ges}/kg enthalten die lößlehmreichen Oberböden beider Nutzungsarten ähnliche Konzentrationen.

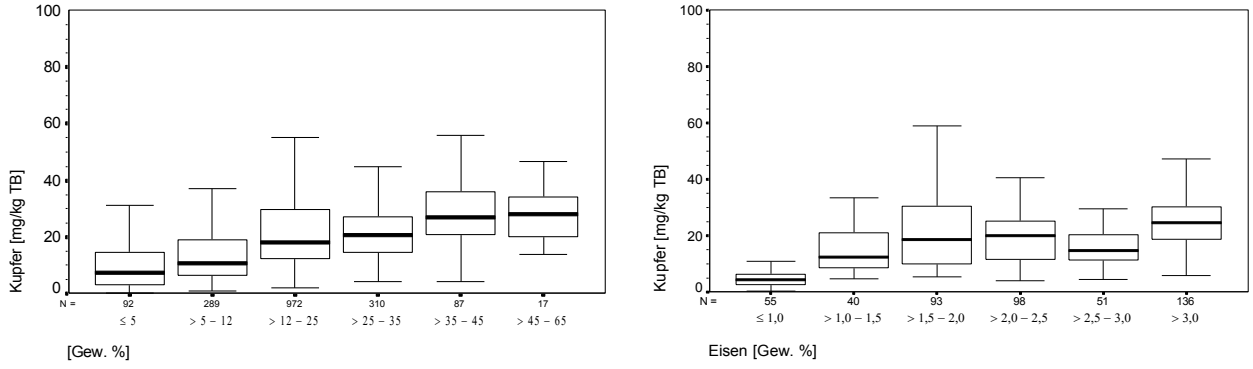
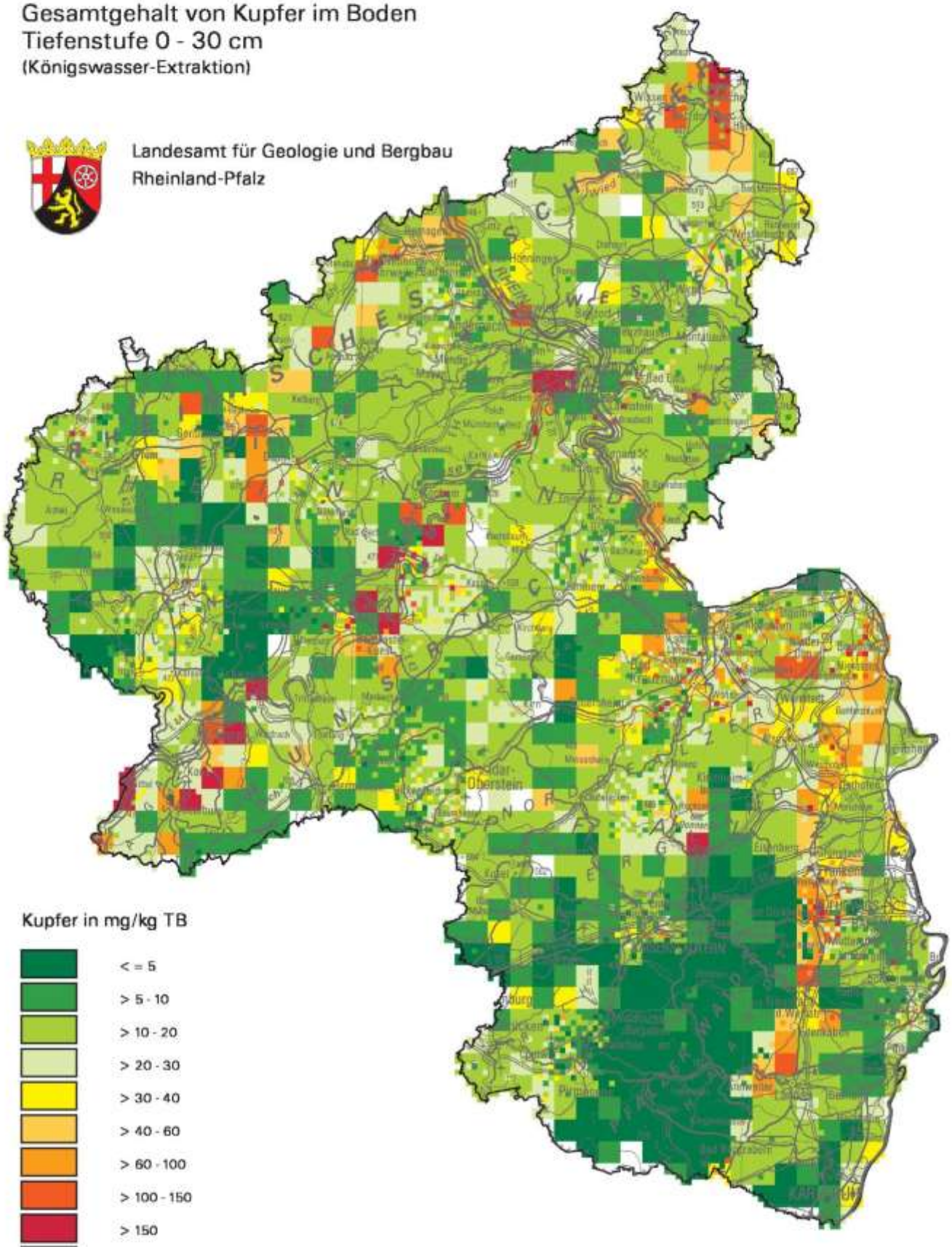


Abb. 40 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen

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

- < = 5
- > 5 - 10
- > 10 - 20
- > 20 - 30
- > 30 - 40
- > 40 - 60
- > 60 - 100
- > 100 - 150
- > 150
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

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

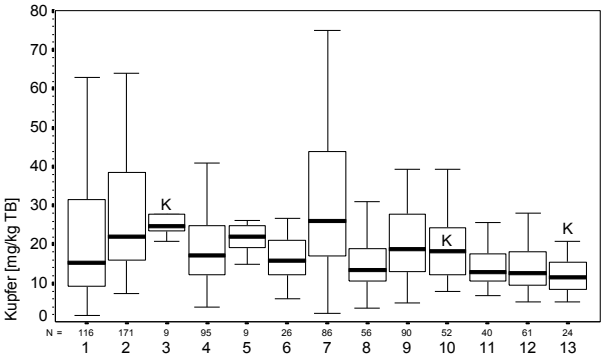


Abb. 41 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

In der Humusauflage der Waldböden sind im Untersuchungsgebiet die Mediane zwischen 14 und 15 mg/kg bei allen Waldformen geringfügig höher als im gesamten Land. Gegenüber den folgenden Mineralböden sind die Gesamtgehalte uneinheitlich. Meist liegen die Cu_{ges}-Gehalte zwar etwas höher, aber sie können auch weniger als der Oberboden enthalten. Tendenziell scheint Cu_{ges} in mächtigeren Auflagen wie bei den Humusformen Rohhumus oder rohhumusartiger Moder stärker als in geringmächtigen Auflagen angereichert zu sein. Vermutlich überlagern sich zwei Faktoren. Einerseits enthalten die schieferreichen Substrate vergleichsweise viel Cu, so dass über den Bestandsabfall der Bäume überdurchschnittlich viel Cu in die Humusauflage gelangt, andererseits wird Cu auch merklich über atmosphärische Immissionen eingetragen. Zahlreiche Untersuchungen zeigen Bilanzgewinne in den Mittelgebirgswäldern (MAYER 1981, MAYER & HEINRICHS 1979, SCHULTZ & MAYER 1985, SEEKAMP 1977, RAISCH & ZÖTTL 1983). Das Ausmaß der atmosphärischen Einträge ist aber sicherlich erheblich geringer als bei Blei, Cadmium oder Quecksilber.

Tab. 45 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	1,7	9	**15**	32	91	880	63
YL	RP	171	0	7,3	16	**22**	39	68	318	64
	5911	9	0	20,9	23	**25**	30	39	41	35
Ul	RP	96	0	3,9	12	**17**	25	57	332	41
	5911	36	0	6,0	13	**17**	22	25	35	35
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	9	0	15,0	19	**22**	25	32	35	26
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	6,0	12	**16**	21	25	27	27
Al	RP	85	0	2,2	17	**26**	44	75	284	75
H; AH	RP	*6*	*0*	*6,5*	*12*	***16***	*24*	*757*	*838*	*24*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	58	0	3,6	10	**14**	19	29	56	31
	5911	5	0	5,1	6	**7**	11	15	15	15
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	4,9	13	**21**	29	74	419	39
	5911	52	0	7,9	13	**19**	25	28	39	39
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	6,9	11	**13**	18	23	32	23
	5911	31	0	6,9	11	**12**	16	22	23	23
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	61	0	5,3	10	**13**	18	21	34	28
	5911	24	0	5,3	8	**12**	15	19	21	21

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Tab. 46 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer in der Organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	523	0	2,1	10	**14**	18	23	421	30
	5911	127	0	5,3	11	**15**	18	20	27	27
Vb	RP	108	0	2,2	9	**12**	15	18	27	23
	5911	46	0	5,3	11	**14**	16	19	27	22
Vbn	RP	115	0	2,5	8	**11**	15	20	38	25
	5911	53	0	6,6	11	**15**	18	21	25	25
Vn	RP	60	0	2,1	10	**13**	18	20	26	26
	5911	27	0	10,0	13	**15**	19	23	26	26

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Südöstlich einer diagonal durch das Untersuchungsgebiet ziehenden Linie, die etwa der variszischen Streichrichtung des Rheinischen Schiefergebirges entspricht, ist eine Häufung leicht überdurchschnittlicher Cu_{ges}-Gehalte festzustellen (siehe Kartenanlage). Eine ähnliche räumliche Verteilung wurde auch bei Chrom, Nickel und Zink beobachtet. Es werden natürliche Ursachen angenommen, da in diesem Bereich die Substrate auch auffallend hohe Fe_{ges}-Gehalte aufweisen.

Die absoluten Gehalte an NH_4NO_3-extrahierbarem Kupfer (Cu_{mob}) steigen im Gegensatz zu den meisten der untersuchten Spurenelemente mit dem pH-Wert an (siehe Abb. 42). Dies liegt einerseits im amphoteren Chemismus des Kupfers, andererseits in der Tatsache begründet, dass zahlreiche Substrate mit hohem Cu_{ges}-Gehalt auch hohe pH-Werte aufweisen. Am niedrigsten ist der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) im pH-Bereich 5-6 und steigt sowohl zum sauren als auch zum alkalischen Bereich an. Ein solches amphoteres Verhalten wird auch in der Literatur beschrieben (z.B. HORNBURG 1991, PRÜEß 1994, HAUENSTEIN & BOR 1996). Die ermittelten Mediane stehen in sehr gutem Einklang mit dem Regressionsmodell von PRÜEß (1994).

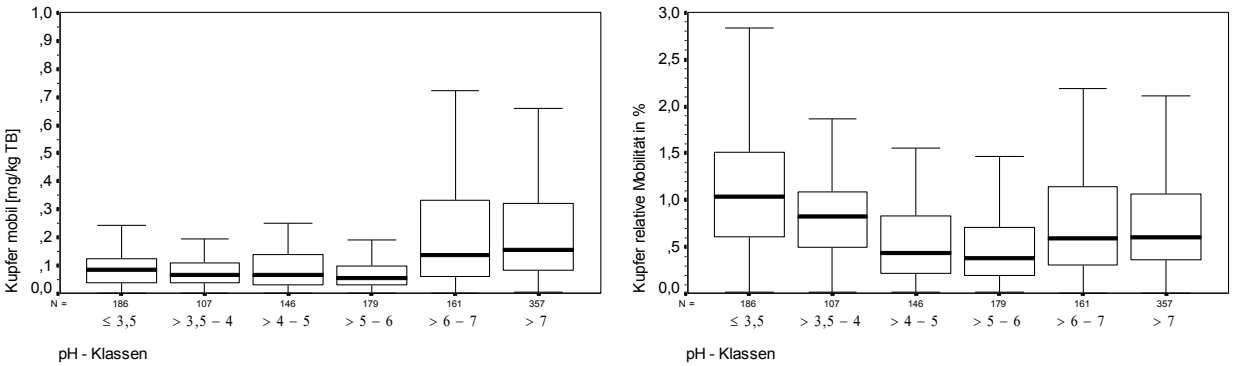


Abb. 42 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

In den im Untersuchungsraum vorherrschenden Substraten schwanken die Mobilgehalte nur relativ gering. Im Mittel sind in ihnen nutzungsunabhängig zwischen 0,05 und 0,08 mg Cu_{mob}/kg zu finden. Gehalte über 0,24 mg Cu_{mob}/kg werden auch in Waldböden nur selten erreicht. Mit einem Maximalwert von 0,32 mg Cu_{mob}/kg werden in den Böden des Untersuchungsraums alle schutzgutbezogenen Prüfwerte der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) weit unterschritten.

Tab. 47 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	5	0	0,096	0,106	**0,149**	0,161	0,182	0,182	0,182
YL	RP	22	1	<0,005	0,056	**0,102**	0,164	0,246	0,688	0,299
	5911	9	1	<0,005	0,026	**0,056**	0,117	0,173	0,194	0,194
Ul	RP	41	6	<0,005	0,014	**0,066**	0,102	0,143	0,242	0,172
	5911	36	6	<0,005	0,012	**0,066**	0,104	0,140	0,242	0,172
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	9	1	<0,005	0,013	**0,073**	0,112	0,140	0,147	0,147
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	4	<0,005	0,015	**0,048**	0,101	0,138	0,242	0,172
Al	RP	78	0	0,010	0,058	**0,104**	0,239	0,618	3,594	0,495
H; AH	RP	*5*	*2*	*<0,005*	*<0,005*	***0,014***	*0,068*	*0,121*	*0,121*	*0,121*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	56	0	0,015	0,075	**0,135**	0,201	0,244	0,879	0,300
	5911	*5*	*0*	*0,015*	*0,039*	***0,050***	*0,144*	*0,146*	*0,146*	*0,146*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	77	6	<0,005	0,025	**0,073**	0,146	0,734	5,703	0,317
	5911	52	4	<0,005	0,020	**0,059**	0,115	0,164	0,317	0,242
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	4	<0,005	0,031	**0,071**	0,119	0,166	0,232	0,232
	5911	31	2	<0,005	0,036	**0,085**	0,136	0,176	0,232	0,232
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	45	5	<0,005	0,036	**0,076**	0,106	0,181	0,297	0,202
	5911	22	2	<0,005	0,023	**0,076**	0,104	0,185	0,290	0,202

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

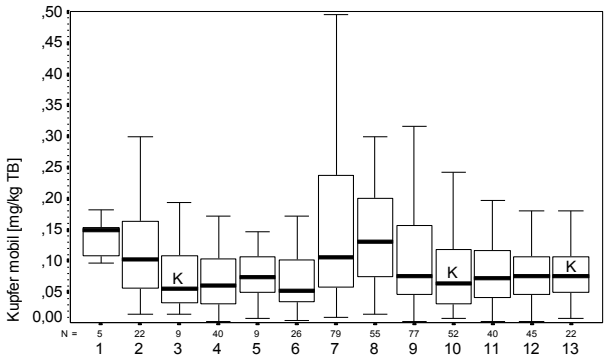


Abb. 43 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

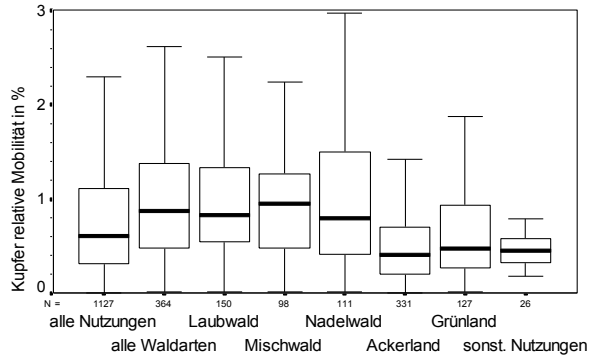


Abb. 44 Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Da in den Ackerböden pH-Werte vorherrschen, bei denen Cu die geringste Mobilität aufweist, liegt ihr substratabhängiger Mittelwert - trotz höherer Gesamtgehalte als in Waldböden - nur zwischen 0,02 und 0,07 mg Cu_{mob}/kg. Dies entspricht einer relativen Mobilität von 0,1 bis 0,3% und ist damit unterdurchschnittlich. Mit 0,09 bis 0,13 mg Cu_{mob}/kg liegen in den Waldoberböden im Mittel 0,9 bis 1,1% des Gesamtgehaltes in mobilen Bindungsformen vor. Dies stimmt mit den pH-bedingten Erwartungswerten (siehe Abb. 42 und 44) überein.

Im Untersuchungsraum nehmen die Cu_{ges}-Konzentrationen in den schieferhaltigen Substraten mit der Tiefe meist deutlich zu. Ausgeprägte vertikale Konzentrationssprünge stehen immer im Zusammenhang mit Schichtwechsel. Die Maximalgehalte im Bodenprofil werden überwiegend erst in den lößlehmfreien Schichten erreicht. Sie steigen zum Unterboden bzw. -grund, insbesondere in Basislagen aus Schiefer der Chloritzone, teilweise um mehr als das Doppelte an. Die

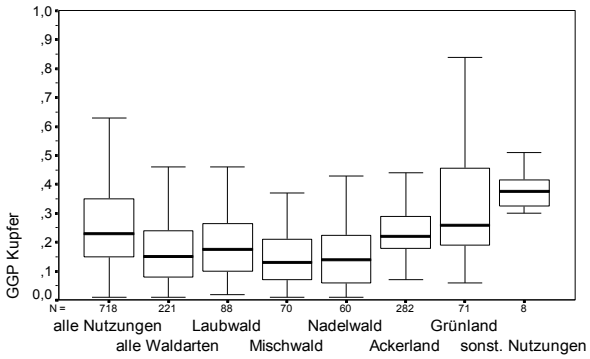
Mobilgehalte nehmen jedoch nicht im gleichen Verhältnis zu, da der gleichzeitige Anstieg des pH-Wertes die Verfügbarkeit einschränkt. In Schichten, die aus vollständig zersetzten Schiefern der Kaolinitzone bestehen, sind indessen niedrigere Konzentrationen zu finden (siehe Abb. 45, Profil 1). Während der tiefgründigen Verwitterung der Schiefer wurde offensichtlich auch dieses Element gelöst und verlagert. In mehrschichtigen Profilen bestimmen daher in erster Linie das Substrat und dessen Verwitterungsgrad die vertikale Verteilung des Cu_{ges}-Gehaltes. Der Einfluss der rezenten Bodenbildung ist dagegen eher gering.

Tab. 48 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer in der Organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	291	8	<0,005	0,122	**0,225**	0,352	0,496	3,033	0,689
	5911	122	2	<0,005	0,162	**0,248**	0,370	0,574	1,202	0,669
Vb	RP	105	4	<0,005	0,164	**0,287**	0,419	0,618	1,896	0,747
	5911	44	1	<0,005	0,197	**0,331**	0,460	0,695	1,009	0,747
Vbn	RP	114	1	<0,005	0,101	**0,207**	0,313	0,429	1,202	0,580
	5911	52	0	0,040	0,131	**0,230**	0,348	0,534	1,202	0,667
Vn	RP	58	3	<0,005	0,101	**0,201**	0,252	0,331	0,668	0,433
	5911	25	1	<0,005	0,148	**0,224**	0,267	0,313	0,433	0,433

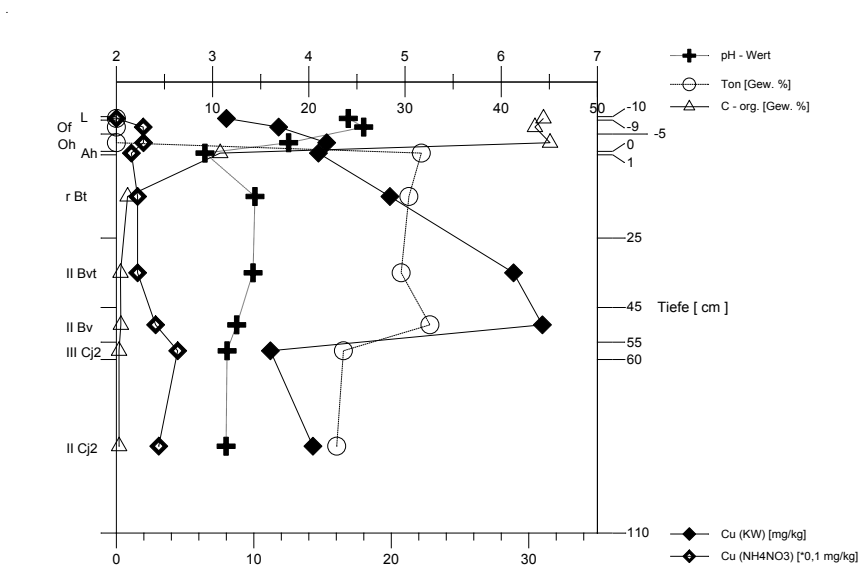
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) zeigt im Untersuchungsgebiet bei allen Substraten und/oder Nutzungen niedrige Werte und eine geringe Varianz. Die untersuchten Standorte fallen zu gleichen Teilen in die sehr geringe und in die geringe Gefährdungsklasse. Die etwas höheren Mobilgehalte werden im Wald von den niedrigeren Gesamtgehalten kompensiert. Die löß lehmreichen Böden weisen überwiegend ein etwas niedrigeres GGP auf. Das GGP der Ackerböden entspricht im Untersuchungsraum etwa dem Landesdurchschnitt, das der Waldböden liegt leicht darüber (siehe Abb. 45). Dass die Mobilgehalte deutlich den allgemeinen Prüfwert von PRÜEß (1992) unterschreiten und die Gesamtgehalte unterhalb der Prüfwert-Funktion liegen, ist ein weiteres Indiz für weitgehend naturnahe Verhältnisse.



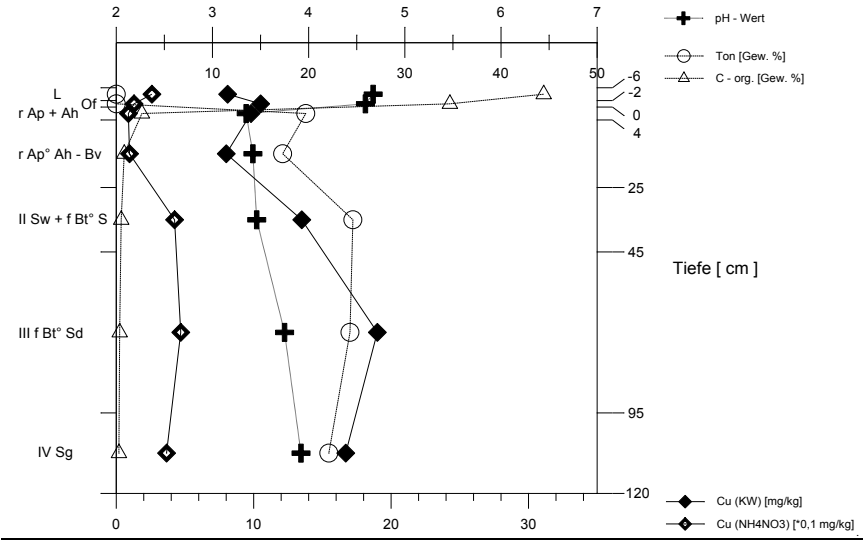
Rheinland-Pfalz

Abb. 45 Gewichtetes Gefährdungspotential von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen



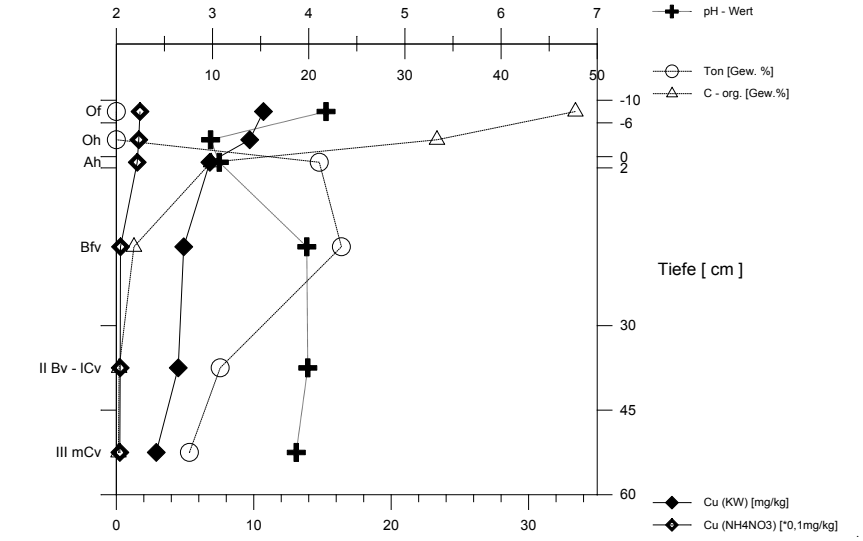
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Parabraunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudo-gley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

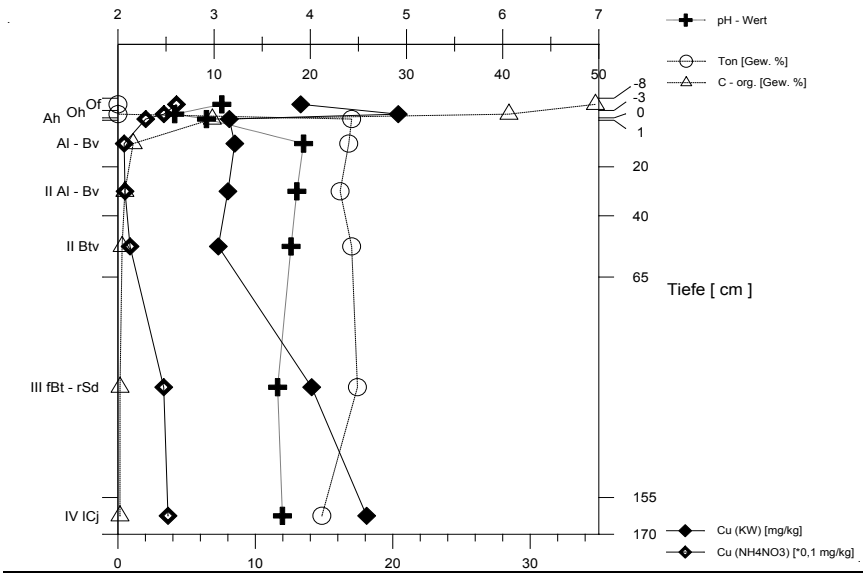


Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

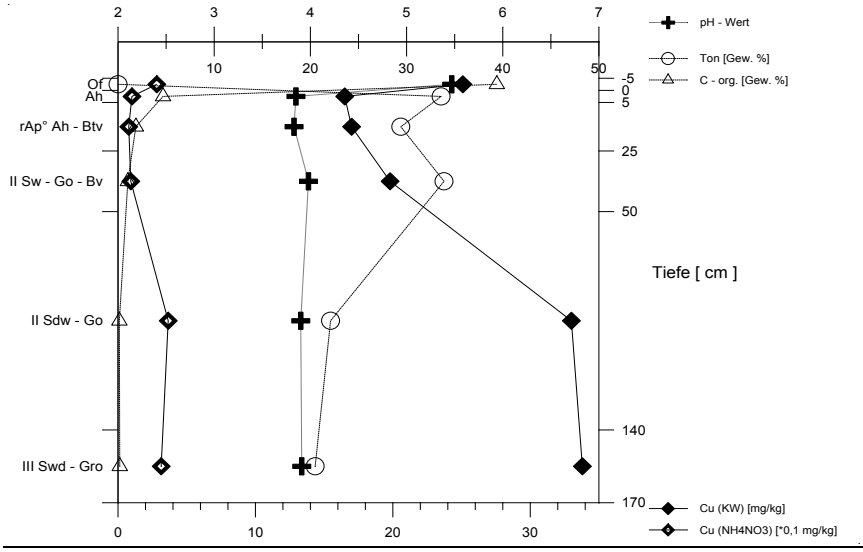
Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

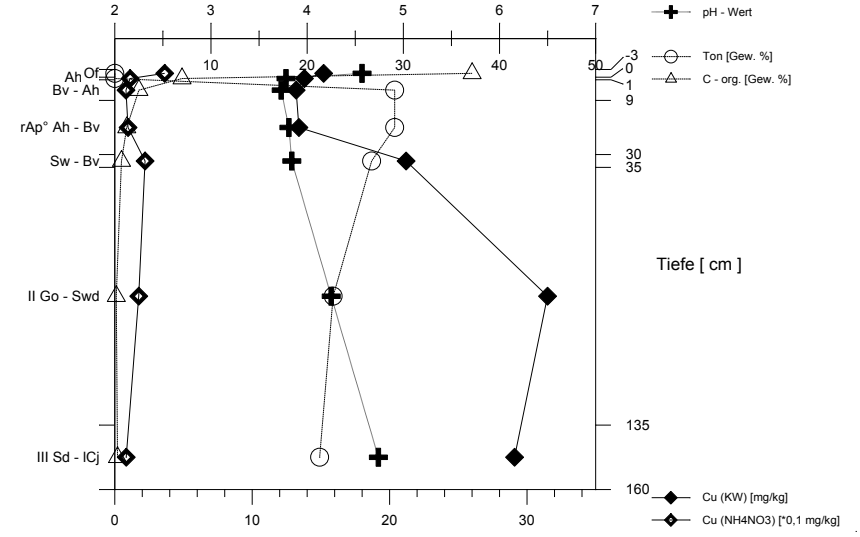
Abb. 46 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich



Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



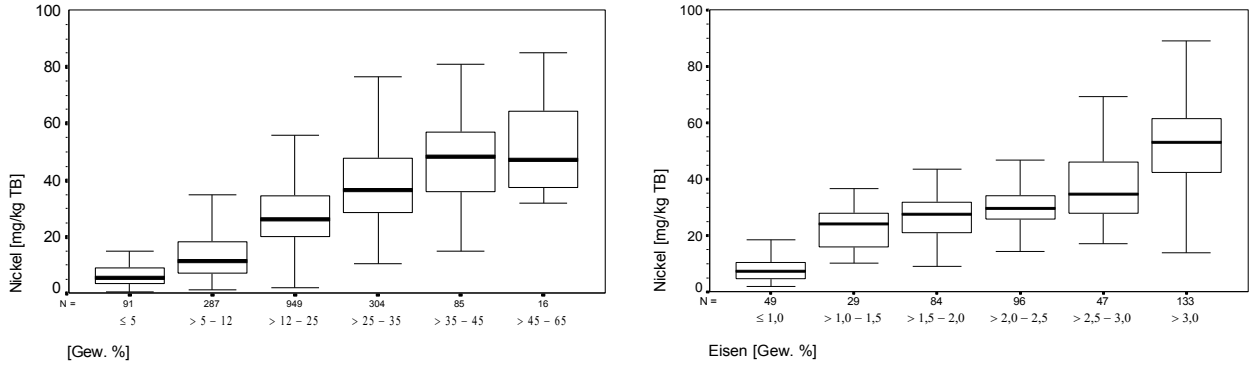
Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2)(Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 46 Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich

4.2.6. Nickel

Im Untersuchungsraum sind Nickel-(Ni-)reiche Substrate weit verbreitet. Neben basischen Magmatiten und tonigen Lockersedimenten zählen gerade Tonschiefer zu den Gesteinen mit überdurchschnittlichem Ni-Gesamtgehalt (Ni_{ges}).

Ni ist das Schwermetall, das neben Chrom die ausgeprägteste Abhängigkeit zum Tongehalt aufweist. Während in Lößlehmen der Ni_{ges}-Gehalt bezogen auf den Tongehalt eher unterdurchschnittlich ist, steigt er mit dem Schieferanteil stärker an, als es allein durch den Tongehalt erklärbar wäre. In den Oberböden der schieferarmen bis -reichen periglazialen Lagen sind zwar sehr hoch signifikante positive Beziehungen zwischen Ton und Ni_{ges} feststellbar (r= 0,38**), jedoch ist die Abhängigkeit des Ni_{ges} vom Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,68** noch deutlich enger. Die Be-deutung des Fe steigt mit dem Schieferanteil, entsprechend sinkt der Einfluss des Tongehalts. In schie-ferreichen periglazialen Lagen schwankt der typische Fe_{ges}-Gehalt zwischen 3,4 und 5,0 Gew.%; sie sind damit überwiegend Fe-reich. Besonders in Gebieten, in denen die oberen Bereiche der Sapro-lithdecke fehlen und „Hunsrückerze“ (siehe 2.) im Substrat auftreten, steigen in den Böden die Fe_{ges}- und damit auch die Ni_{ges}-Gehalte stark an. Dies zeigt, dass der Ni_{ges}-Gehalt in diesen Substraten nicht allein vom Tongehalt abhängt, sondern auch erheblich vom Anteil eisenreicher Minerale bestimmt wird.



Tongehalt (Eisen = Königswasser-Extraktion)

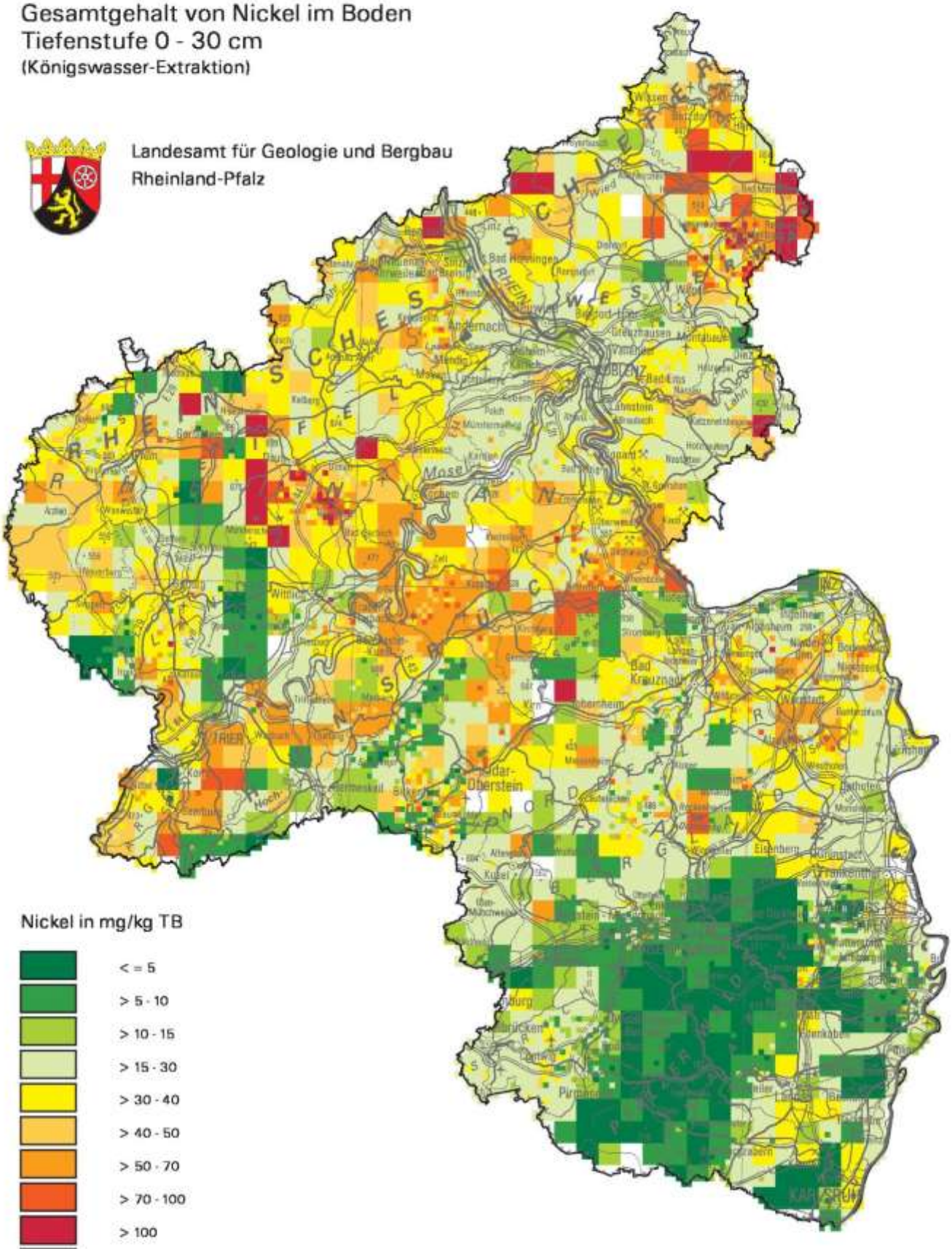
Abb. 47 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen

Die schieferreichen periglazialen Lagen (pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]) und die entsprechenden Solumsedimente sind im Untersuchungsraum mit durchschnittlich 48 bzw. 49 mg Ni_{ges}/kg die Ni-reichsten Substrate. Der Ni_{ges}-Gehalt sinkt auf durchschnittlich 28 mg/kg in lößlehmreichen periglazialen Lagen bzw. 22 mg/kg in Lößlehmen. Diese Abhängigkeit vom Schiefer- bzw. Lößlehmanteil ist bei allen Nutzungsarten festzustellen, jedoch zeigt sich, wie bei den anderen Schwermetallen, die eng mit dem Eisengehalt korrelieren, dass die Oberböden von Acker- und Grünland mehr Ni_{ges} als die Waldböden enthalten. Mit steigendem Lößlehmanteil gehen die Gehalte in Ackerböden von durchschnittlich 55 auf 23 mg Ni_{ges}/kg zurück. In den schieferreichen Oberböden der Wälder wurden hingegen im Mittel nur 37 mg Ni_{ges}/kg gemessen. Die lößlehmreichen Waldböden weisen einen Median von nur 24 mg Ni_{ges}/kg auf. Da insbesondere die schieferreichen Ackerböden bis zu 60% mehr Eisen enthalten als die entsprechenden Waldböden, ist die Ursache nicht in nutzungsbedingten Einträgen zu suchen. Höchstwahrscheinlich gelangt durch Pflügen Fe- und damit Ni-reicheres Material aus tieferen Profilbereichen an die Oberfläche.

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

	< = 5
	> 5 - 10
	> 10 - 15
	> 15 - 30
	> 30 - 40
	> 40 - 50
	> 50 - 70
	> 70 - 100
	> 100
	Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	1,9	8	**14**	24	35	162	47
YL	RP	171	0	5,0	22	**29**	39	47	66	63
	5911	*9*	*0*	*23,6*	*42*	***59***	*62*	*65*	*66*	*66*
Ul	RP	93	0	2,7	21	**30**	45	56	97	76
	5911	36	0	2,7	33	**45**	52	74	97	76
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*29,5*	*40*	***49***	*65*	*76*	*76*	*76*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	17,5	37	**45**	52	61	97	61
Al	RP	85	0	3,5	27	**37**	54	65	89	89
H; AH	RP	6	0	18,8	20	**44**	47	83	87	87
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	56	0	5,6	16	**22**	28	40	69	43
	5911	*5*	*0*	*14,0*	*18*	***20***	*23*	*28*	*28*	*28*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	14,2	33	**47**	57	69	89	89
	5911	52	0	14,2	30	**48**	59	69	89	89
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	39	0	13,7	20	**36**	49	61	85	85
	5911	31	0	13,7	18	**29**	41	61	85	65
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	56	0	10,2	22	**30**	42	51	81	62
	5911	24	0	10,2	18	**28**	38	51	81	62

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

In der Arbeit von KLOTZ & STUMM (1998) wurden Daten von 1300 landwirtschaftlichen Nutzflächen des Hunsrücks ausgewertet. Bei einer Spannbreite von 14 - 175 mg Ni_{ges}/kg, stellten sie einen Median von 49 mg Ni_{ges}/kg fest. In den 703 untersuchten Flurstücken auf Blatt Kisselbach schwanken die Gehalte zwischen 14 und 134 mg Ni_{ges}/kg und in 35% der Ackerflächen wurde der Grenzwert der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) von 50 bzw. 53 mg Ni_{ges}/kg überschritten. Die Auswertung nach den geologischen Einheiten der Karte von FUCHS & KUTSCHER (1938) ergab, dass die mit Abstand häufigsten Überschreitungen der AbfKlärV (1992) in der Einheit „Vertontes und gebleichtes bis verfärbtes Unterdevon mit Brauneisenerz, Quarzgeröllen und lehmiger Schuttdecke“ zu verzeichnen waren (KLOTZ & STUMM 1998). Dies entspricht in etwa jenen periglaziale Lagen, die vorwiegend aus intensiv zersetzten Schiefern und limonitischem Eisen (*Hunsrückerz*) zusammengesetzt sind sowie gewisse Lößlehmanteile aufweisen können. 25% der von KLOTZ & STUMM (1998) untersuchten Standorte werden dieser Einheit zugeordnet. In 60% der Fälle wurden Gehalte über 53 mg Ni_{ges}/kg festgestellt. Diese Ergebnisse decken sich gut mit der vorliegenden Arbeit. Die Autoren belegen ferner, dass Ackerböden an westexponierten Hängen häufiger erhöhte Gesamtgehalte aufweisen. Dies ist ver-

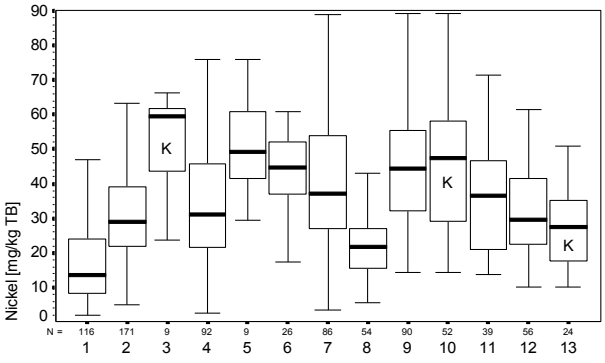


Abb. 48 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

ständlich, da die Osthänge meist einen höheren Lößlehmgehalt aufweisen. Die hohen Ni-Gehalte des Untergrunds werden durch Lößlehmbeimengungen „verdünnt“ bzw. mächtige Lößlehmauflagen können die liegenden Gesteine auch vollständig verhüllen.
Die Gesamtgehalte in der organischen Auflage der Waldböden liegen im Untersuchungsgebiet mit durchschnittlich 16 -18 mg/kg bei allen Waldarten ungefähr 30% über dem Landesdurchschnitt, jedoch gegenüber dem Mineralboden meist um etwa Faktor 1,5 bis 3 niedriger. Noch mehr als beim Chrom wird die Ursache im überdurchschnittlichen Flächenanteil Ni-reicher Substrate gesehen. Hinzu kommt, dass Ni bei tiefen pH-Werten einen deutlich höheren Mobilanteil als Chrom aufweist (siehe unten), so dass von einer höheren Pflanzenaufnahme auszugehen ist. Für weitgehend natürliche Verhältnisse spricht auch, dass zwischen den Waldarten keine signifikanten Unterschiede feststellbar sind, die fehlende oberflächennahe Anreicherung im Mineralboden sowie der relativ geringe anthropogene Anteil an der atmosphärischen Belastung (MERIAN 1984).
Auch die nur wenig verbreiteten (An-)Moore enthalten mit durchschnittlich 44 mg Ni_{ges}/kg verhältnismäßig viel Ni_{ges}. Vermutlich ist dies Folge der relativ hohen Mobilität, wodurch dieses Schwermetall über das Grundwasser in die organischen Substrate gelangt.

Tab. 50 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel in der organischen Auflage

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	483	0	1,2	9	**12**	19	27	122	34
	5911	127	0	5,8	11	**17**	24	33	122	37
Vb	RP	93	0	1,5	8	**12**	19	28	122	36
	5911	46	0	6,4	10	**18**	24	34	122	34
Vbn	RP	104	0	2,1	8	**11**	18	26	120	31
	5911	53	0	5,8	10	**17**	24	30	120	35
Vn	RP	51	0	3,7	9	**12**	16	26	48	28
	5911	27	0	6,3	13	**16**	23	35	48	37

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Die Ni_{ges}-Gehalte zeigen die gleiche auffallende räumliche Verteilung, wie sie auch bei Chrom, Kupfer und Zink zu beobachten ist. Im gesamten Bereich des Blattes Kisselbach, südöstlich einer Diagonalen, die sich von der südwestlichen zur nordöstlichen Kartenecke erstreckt, sind deutlich erhöhte Ni_{ges}-Konzentrationen festzustellen (siehe Kartenanlage). Der Linienverlauf entspricht der variszischen Streichrichtung des Rheinischen Schiefergebirges. Ferner ist eine begrenzte Häufung erhöhter Ni_{ges}-Gehalte zwischen Bubach und Lingerhahn sowie südwestlich von Braunshorn festzustellen. Die gleiche räumliche Verteilung ermittelten KLOTZ & STUMM (1998). Südlich des Untersuchungsgebietes setzen sich hohe Nickelgehalte auf Blatt 6011 Simmern bis zum Soonwald-Anstieg fort (KLOTZ & STUMM 1998).
Trotz Maximalgehalten von fast 100 mg Ni_{ges}/kg im Oberboden entsprechen die Gehalte quasinatürlichen Konzentrationen. Sowohl die substratabhängigen Mediane als auch die Perzentile stimmen weitgehend mit Werten des Landes Rheinland-Pfalz überein. Ferner liegen die Maximalgehalte innerhalb der Ausreißergrenzen, d.h. besondere punktuelle Belastungen sind nicht zu beobachten.
Die Mobilgehalte von Nickel (Ni_{mob}) als auch die relative Verfügbarkeit am Gesamtgehalt zeigen ein dem Blei vergleichbares Verhalten. Oberhalb pH 5 ist Ni weitgehend immobil. Die relative Mobilität liegt dann deutlich unter 1%. Erst bei niedrigeren pH-Werten steigen sowohl der absolute als auch der relative An

Tab. 51 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*4*	*<0,01*	*<0,01*	***<0,01***	*<0,01*	*0,02*	*0,02*	*<0,01*
YL	RP	22	15	<0,01	<0,01	**<0,01**	0,03	0,86	2,69	2,69
	5911	*9*	*4*	*<0,01*	*<0,01*	***0,05***	*0,81*	*2,24*	*2,69*	*2,69*
Ul	RP	41	4	<0,01	0,13	**0,43**	1,09	1,61	5,12	2,23
	5911	36	4	<0,01	0,16	**0,43**	1,10	1,40	2,56	2,23
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*3*	*<0,01*	*<0,01*	***0,02***	*1,01*	*1,14*	*1,15*	*1,15*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	1	<0,01	0,24	**0,60**	1,18	2,19	5,12	2,56
Al	RP	77	0	0,03	0,39	**0,83**	1,52	2,45	7,80	3,14
H; AH	RP	*5*	*0*	*0,15*	*0,54*	***2,41***	*2,52*	*2,53*	*2,53*	*2,53*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	56	6	*<0,01*	0,07	**0,10**	0,32	0,64	1,79	0,70
	5911	*5*	*1*	*<0,01*	*<0,01*	***0,43***	*0,53*	*0,57*	*0,57*	*0,57*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	77	12	<0,01	0,03	**0,33**	0,69	1,24	3,51	1,49
	5911	52	11	<0,01	0,02	**0,18**	0,72	1,32	3,51	1,77
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	3	<0,01	0,25	**0,55**	1,23	2,04	12,96	2,22
	5911	31	3	<0,01	0,27	**0,59**	1,50	2,15	12,96	2,22
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	45	1	<0,01	0,14	**0,42**	0,83	1,74	23,56	1,87
	5911	22	1	<0,01	0,16	**0,42**	0,85	3,24	23,56	1,87

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

teil an Ni_{mob} deutlich an (siehe Abb. 49). Sinken die pH-Werte unter 3,5, sind im Mittel etwa 5% des Gesamtgehaltes labil gebunden.

Infolge der nutzungsbedingt höheren pH-Werte der Ackerböden sind in den schieferreichen Substraten im Mittel nur 0,03% bzw. in schieferarmen Substraten 0,3% des Gesamtgehaltes als Ni_{mob} vorhanden. Damit liegen die Mediane der Mobilgehalte mit 0,05 bis 0,07 mg Ni_{mob}/kg nur geringfügig über der mittleren Nachweisgrenze. KLOTZ & STUMM (1998) geben einen Durchschnittsgehalt von 0,04 mg Ni_{mob}/kg an. Diese Autoren ermittelten, dass die Gehalte in Nutzpflanzen positiv mit den Mobilgehalten korrelieren, d.h. dass der Pflanzengehalt mit dem NH_4NO_3-extrahierbaren (mobilen) Ni im Boden ansteigt.

Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Pflanzenwachstum und Bodenwasser von 1,2 mg Ni_{mob}/kg wird in den Ackerböden des Untersuchungsgebietes mit einem Maximalgehalt von 0,76 bzw. einem 90. Perzentil von 0,26 Ni_{mob}/kg immer unterschritten.

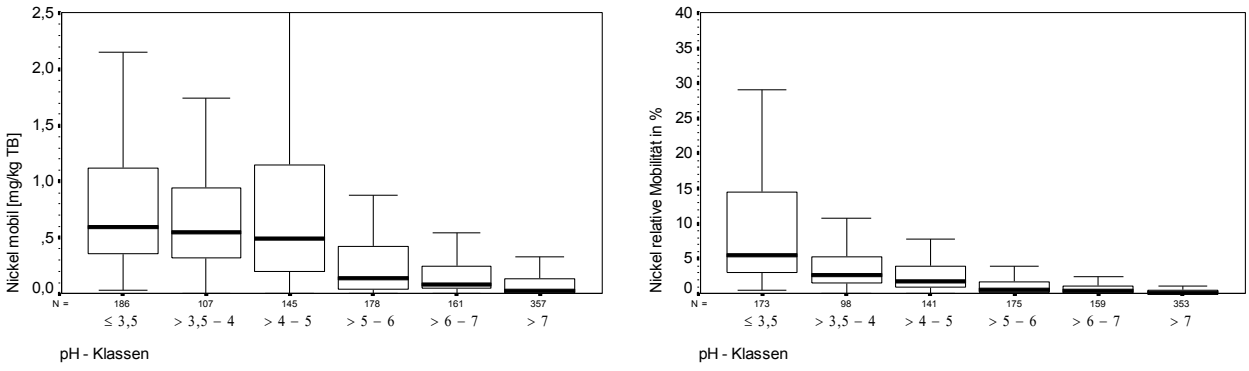


Abb. 49 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

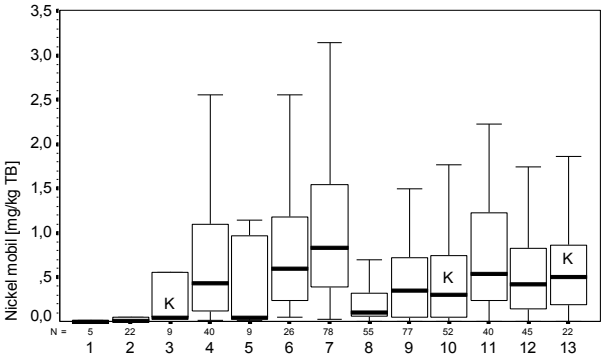
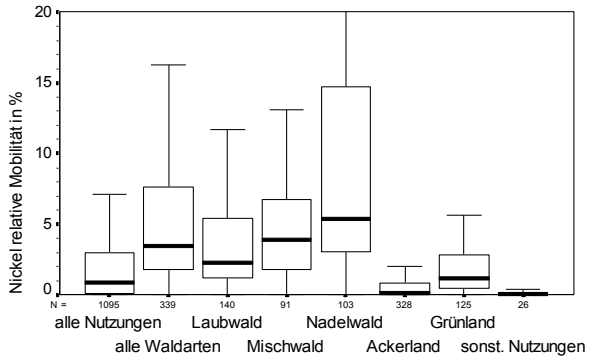


Abb. 50 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)



Rheinland-Pfalz

Abb. 51 Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Obwohl die Gesamtgehalte in den Waldböden je nach Substrat mehr oder weniger niedriger als in den Ackerböden liegen, sind in ihnen infolge der tiefen pH-Werte die höchsten Mobilgehalte zu finden. Die schieferreichen Oberböden enthalten unter Wald durchschnittlich 0,7 mg Ni_{mob}/kg und die lößlehmreichen Oberböden 0,8 mg Ni_{mob}/kg. Daher steigt die relative Mobilität mit zunehmendem Lößlehmgehalt im Mittel von 2,4 auf 3,8%. Dies zeigt, dass trotz unterschiedlicher Gesamtgehalte die Mobilität maßgeblich vom pH-Wert beeinflusst wird.
Der oben erwähnte Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) wird in fast 30% der Waldböden bis zum Dreifachen überschritten.

Der mittlere Mobilgehalt der Humusauflage liegt im Laubwald bei 0,62 mg Ni_{mob}/kg und steigt im Nadelwald auf 2,18 mg Ni_{mob}/kg. Auch hier zeigt sich der Einfluss des pH-Wertes auf die Mobilgehalte. Der pH-Wert der organischen Auflage liegt im Nadelwald etwa um eine Einheit niedriger als im Laubwald. Aufgrund überdurchschnittlicher Ni_{ges}-Gehalte des Mineralbodens enthalten die Humusauflagen im Mittel fast doppelt so viel Ni_{mob} wie im Landesdurchschnitt.

In Abb. 52 ist die Tiefenfunktion von Ni in 6 für den Untersuchungsraum charakteristischen Waldböden zu sehen. Die Ni_{ges}-Gehalte steigen im Verbreitungsgebiet der devonischen Schiefer von der Humusauflage über den Oberboden bis in den Unterboden (B-Horizonte) mehr oder weniger stark an. Der weitere Verlauf in den tieferen Schichten hängt stark vom Verwitterungsgrad des Gesteins ab. Während der Gesamtgehalt in Basislagen aus vollständig kaolinisierten Schiefern weit absinken kann (siehe Profil 1, Abb. 52), kann er gerade in Mittel- und Basislagen, die Schiefer der Chloritzone enthalten, weiter ansteigen. In diesen Schichten wurden Gehalte von bis zu 109 mg Ni_{ges}/kg festgestellt, d.h. der Grenzwert der Klärschlammverordnung wir dort um mehr als das Doppelte überschritten. Während in den lößlehmreichen Schichten der Tiefenverlauf von Ni_{ges} gut mit dem Tongehalt übereinstimmt, sind besonders in den lößlehmfreien Basislagen schichtabhängige Konzentrationssprünge zu beobachten, die nicht in Einklang zu Tongehalt und/oder pedogenen Merkmalen zu bringen sind. Ursächlich ist die je nach Verwitterungsgrad sehr unterschiedliche Mineralzusammensetzung.

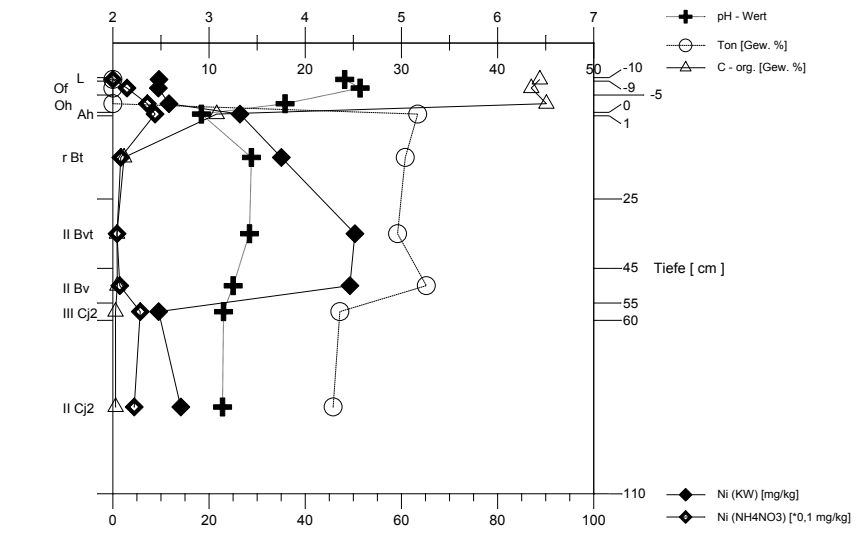
Tab. 52 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel in der Organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	291	11	<0,01	0,32	**0,61**	1,29	2,58	48,31	2,65
	5911	122	0	0,07	0,43	**1,09**	2,24	3,88	48,31	4,68
Vb	RP	105	2	<0,01	0,27	**0,43**	0,78	1,62	48,31	1,49
	5911	44	0	0,08	0,39	**0,62**	1,14	2,39	48,31	1,93
Vbn	RP	114	7	<0,01	0,27	**0,64**	1,41	3,00	11,60	2,98
	5911	52	0	0,08	0,43	**1,24**	2,22	3,97	11,60	4,68
Vn	RP	58	2	<0,01	0,58	**1,07**	1,99	3,43	5,32	3,87
	5911	25	0	0,07	1,01	**2,18**	3,37	4,19	5,32	5,32

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

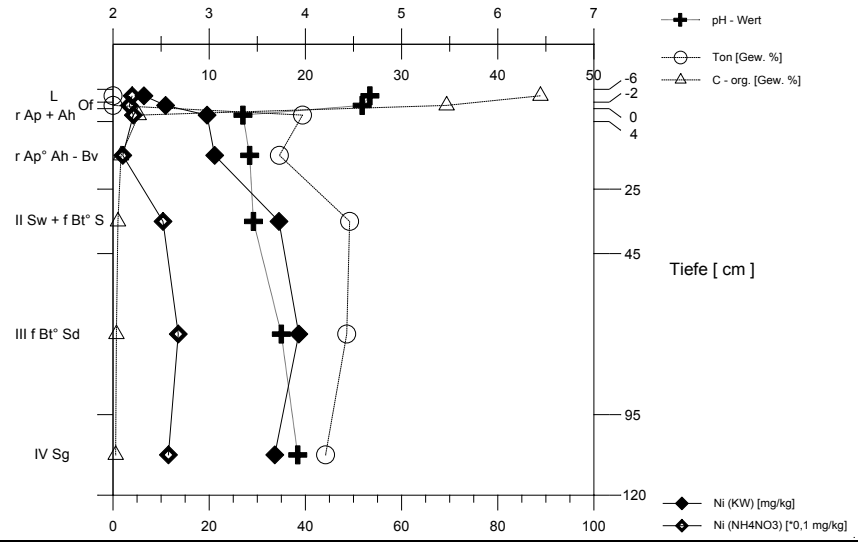
Der vertikale Verlauf der Ni_{mob}-Konzentration steht sowohl in Beziehung zum pH-Wert als auch zum Gesamtgehalt. Sofern der Gesamtgehalt mit der Tiefe nicht stark ansteigt, sind die höchsten Ni_{mob}-Gehalte pH-bedingt im Oberboden zu finden. Da die Humusauflagen häufig gekalkt sind und niedrige Gesamtgehalte aufweisen, besitzen sie meist auch niedrigere Mobilgehalte als die Oberböden. Unterhalb der Ah-Horizonte hängt der Ni_{mob}-Gehalt stark vom Maß des pH-Wert-Anstiegs ab. Sofern der pH-Wert <4 liegt und mit der Tiefe nicht stark ansteigt, zeigt der Mobilgehalt einen ähnlichen Verlauf wie der Gesamtgehalt. Ansonsten kompensiert die Bodenreaktion die Verfügbarkeit der steigenden Gesamtgehalte.

In grundwasserbeeinflussten Horizonten (G-Horizonte) (siehe Abb. 52 Profil 5 und 6) kann der Mobilgehalt unabhängig vom pH-Wert und Ni_{ges} überproportional stark ansteigen. In solchen Böden liegt der Ni_{mob}-Gehalt im Unterboden weit höher als in höheren Profilabschnitten. Der Effekt, dass eine hohe Bodenfeuchte die Mobilität des Ni steigert, wurde auch schon in früheren Berichten beobachtet (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998).



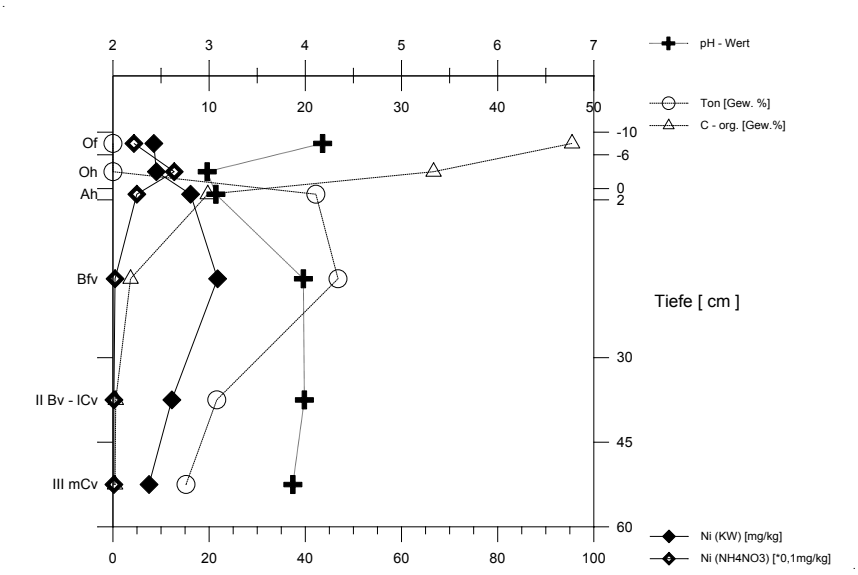
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Parabraunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudogley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

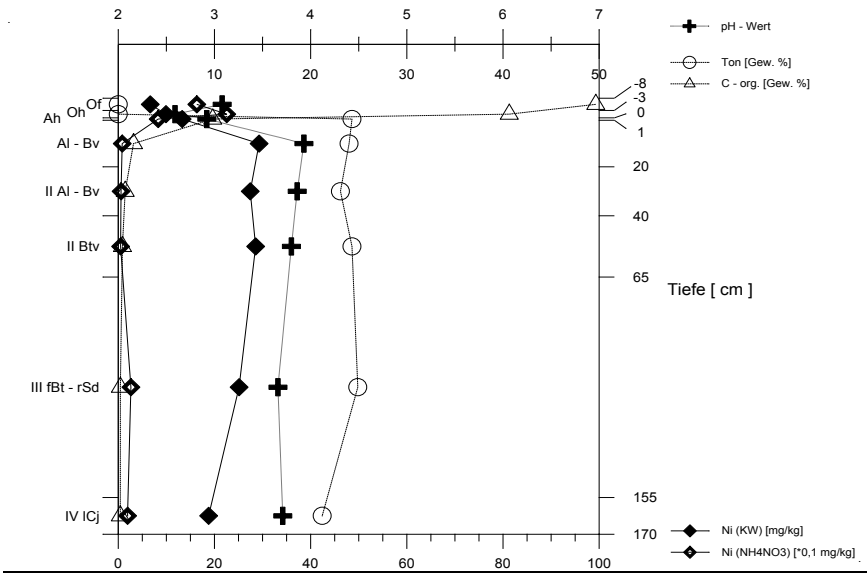


Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

Substrat:

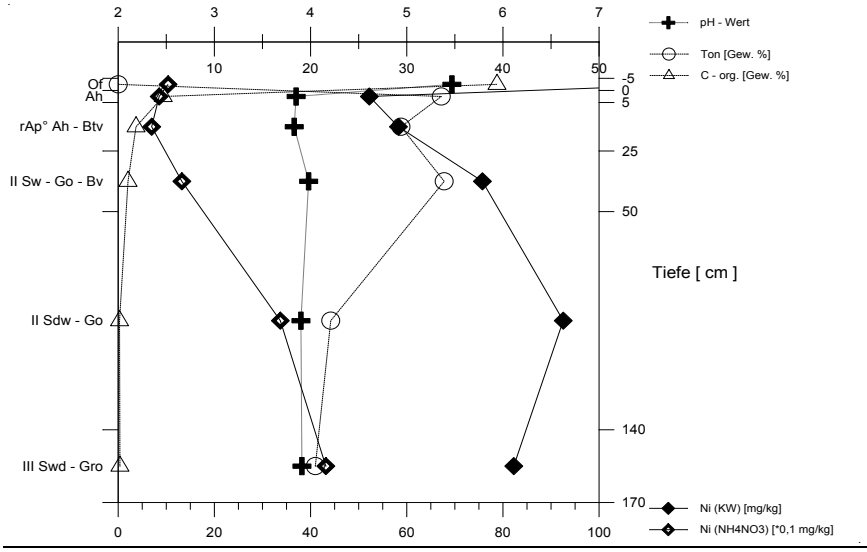
- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

Abb. 52 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich



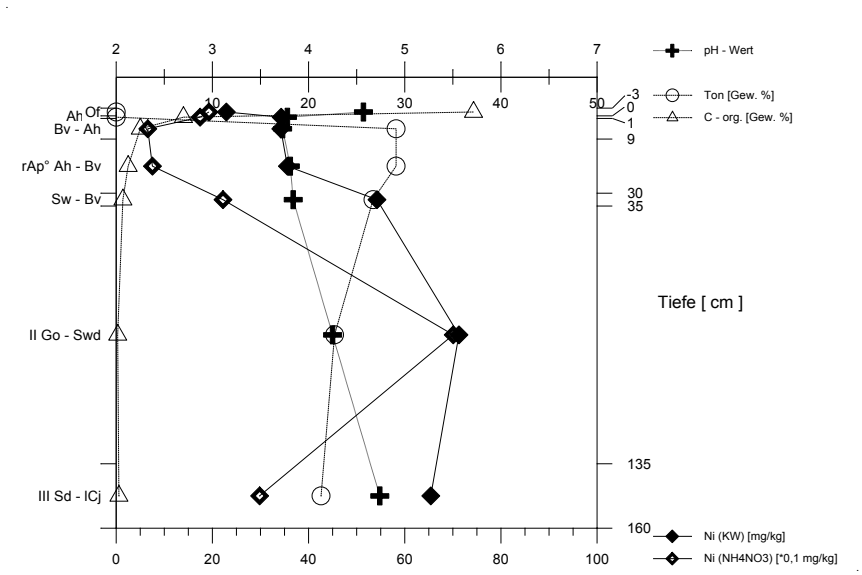
Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde

Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde

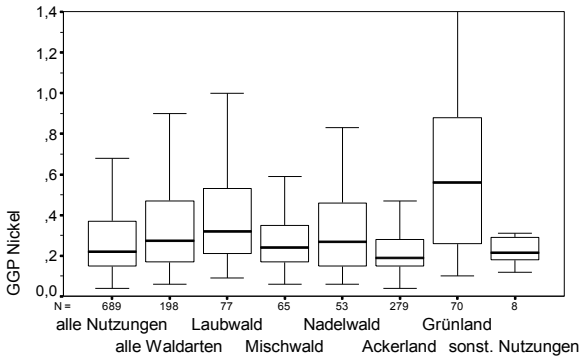
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley

Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 52 Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich



Rheinland-Pfalz

Abb. 53 Gewichtetes Gefährdungspotential von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Infolge geringer Mobilgehalte liegt das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) in allen Ackerböden des Untersuchungsraums trotz hoher Gesamtgehalte nur zwischen 0,1 und 0,7, d.h. sie fallen etwa je zur Hälfte in die sehr geringe und geringe Gefährdungsklasse.

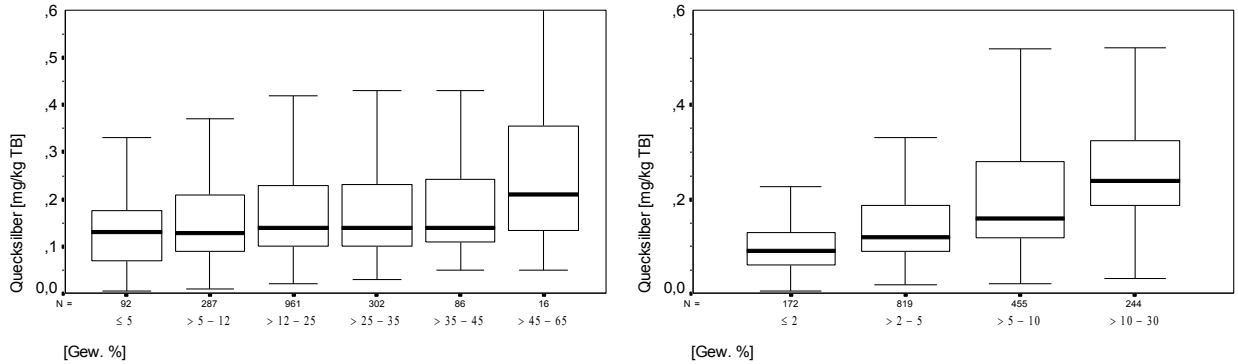
In den Waldböden schwankt das GGP in allen Waldarten recht stark. Sie überschreiten aber nur in Ausnahmefällen (≈2%) die mittlere Gefährdungsstufe. Mit einem mittleren GGP von 0,35 liegen sie etwas über dem Landesdurchschnitt, aber befinden sich dennoch überwiegend in der geringen Gefährdungskategorie.

Entsprechend der stark schwankenden Gesamt- und Mobilgehalte sowie der pH-Werte variiert das GGP in den Grünlandböden in einer weiten Spanne. Da die Gesamtgehalte ähnlich hoch wie bei den Ackerböden liegen, die pH-Werte aber fast so niedrig wie in Waldböden sind, besitzen die Grünlandböden im Untersuchungsraum mit durchschnittlich 0,8 das höchste GGP aller Nutzungsarten.

Bei allen Nutzungsarten nimmt das GGP aufgrund der stark sinkenden Gesamtgehalte mit dem Schieferanteil leicht ab. Es nimmt aber nicht im gleichen Maß ab, da die etwas höheren Mobilgehalte der lößlehmreichen Böden diesen Effekt teilweise kompensieren.

4.2.7. Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist von den untersuchten Spurenmetallen nach Blei jenes, das am stärksten über den Luftpfad in den Boden eingetragen wird. Lediglich ca. 0,4 % des in der Atmosphäre enthaltene Hg stammt aus natürlichen Quellen (MERIAN 1984). Neben der starken Bindung an die organische Substanz führt der hohe anthropogene Anteil an atmosphärischem Hg zur starken Anreicherung dieses Schadstoffes im Oberboden. Daher übersteigen die Gehalte in den obersten Horizonten in der



Tongehalt

Organische Substanz

Abb. 54 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz

Regel die der tiefen Profilabschnitte um ein Mehrfaches. Durch den überproportionalen anthropogenen Anteil werden die geogenen (natürlichen) Unterschiede im Oberboden überlagert. Dennoch ist eine schwache Abhängigkeit vom Tongehalt und eine enge Beziehung zum Humusgehalt erkennbar (siehe Abb. 54). Da Hg bevorzugt organische Bindungen eingeht, würde es sich auch ohne anthropogene Einträge im Oberboden anreichern. Die Dimension der Anreicherung in den obersten Bodenhorizonten ist aber nur durch Immissionen zu erklären. Statistische Beziehungen zum Eisen-(Fe-)Gesamtgehalt wurden bei diesem Element nicht festgestellt.

Die in den Oberböden gefundenen Quecksilber- (Hg-) Gehalte stimmen weitgehend mit den Daten überein, die im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) festgestellt wurden. Da natürliche Hg-Gehalte durch den hohen anthropogenen Anteil nur noch schwer definierbar sind, sind die Daten, wie beim Blei, überwiegend als typisch ubiquitäre Hintergrundwerte zu bewerten. Dass atmosphärische Ferneinträge auch im Untersuchungsgebiet eine wichtige Rolle spielen, zeigen die erhöhten Gehalte in den organischen Auflagen und den (An-)Mooren (siehe unten).
Die Gesamtgehalte in den Oberböden des Untersuchungsgebietes unterscheiden sich nur wenig. Die substratbedingten Unterschiede sind weit geringer als die, die durch die Bodennutzung hervorgerufen werden. In Ackerböden liegt der Median auch unter Berücksichtigung der verschiedenen Substrate einheitlich bei 0,10 mg/ Hg_{ges}/kg. Die Oberböden der Wälder enthalten im Mittel die 2,3-fache Hg-Konzentration. In ihnen sind ebenfalls keine eindeutigen Substratunterschiede feststellbar. Andeutungsweise ist zu erkennen, dass in den schieferhaltigen periglazialen Lagen der Hg_{ges}-Gehalt mit zunehmendem Lößlehmanteil geringfügig von 0,24 auf 0,17 mg/ Hg_{ges}/kg sinkt. Dies kann aber auch allein vom sinkenden Humusgehalt (siehe 4.1.3.) verursacht sein.

Tab. 53 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

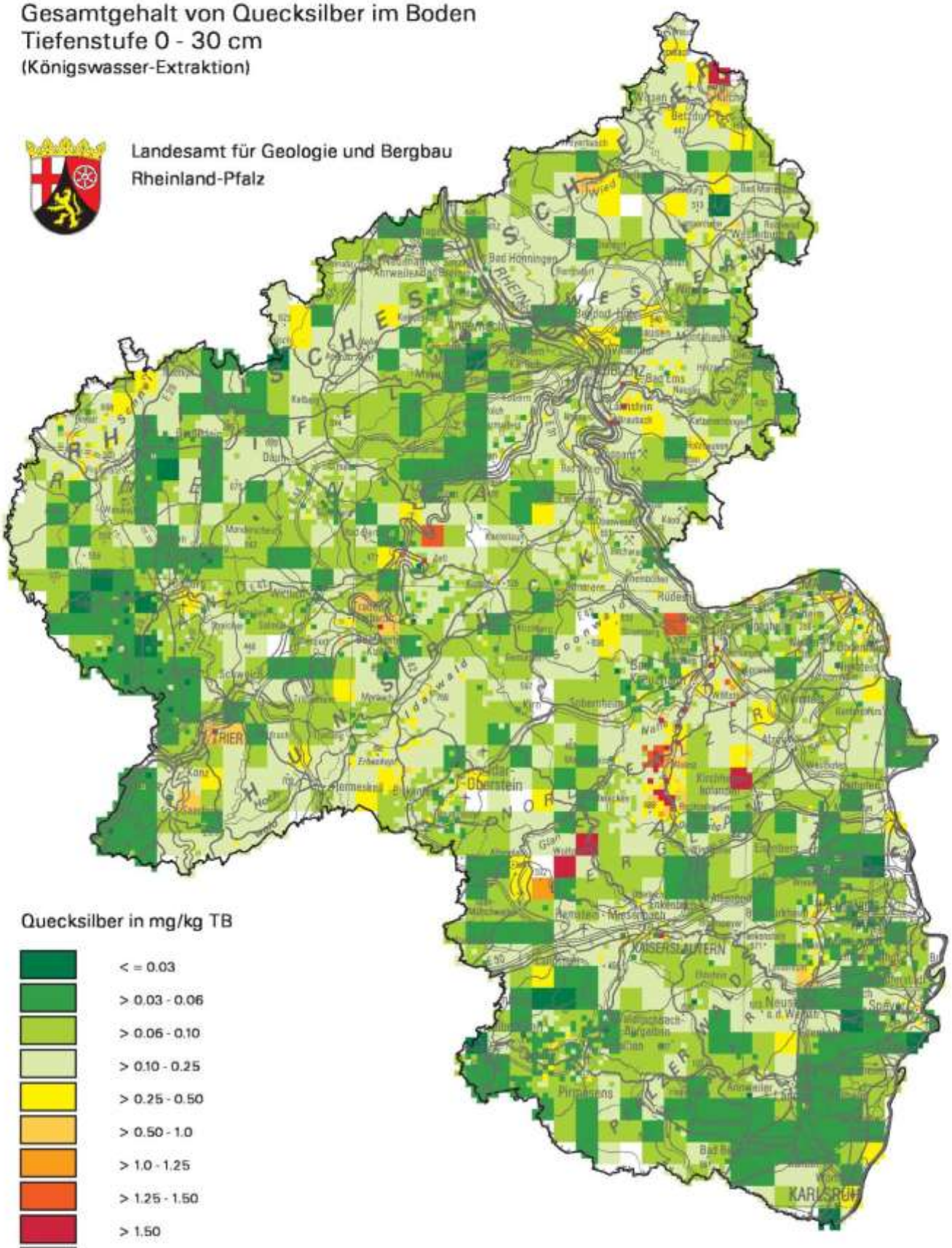
Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	1	<0,01	0,09	**0,14**	0,26	0,74	17,30	0,50
YL	RP	171	0	0,03	0,09	**0,14**	0,25	0,49	2,40	0,48
	5911	*9*	*0*	*0,07*	*0,09*	***0,11***	*0,14*	*0,28*	*0,36*	*0,16*
Ul	RP	93	0	0,04	0,10	**0,14**	0,21	0,33	0,78	0,35
	5911	33	0	0,05	0,10	**0,13**	0,20	0,27	0,77	0,32
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*0,09*	*0,11*	***0,12***	*0,16*	*0,27*	*0,32*	*0,18*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	24	0	0,07	0,10	**0,15**	0,21	0,26	0,77	0,35
Al	RP	85	0	0,06	0,10	**0,13**	0,21	0,36	3,02	0,36
H; AH	RP	*6*	*0*	*0,17*	*0,18*	***0,31***	*0,44*	*19,84*	*22,00*	*0,44*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	57	0	0,04	0,10	**0,13**	0,18	0,40	1,30	0,27
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	0,06	0,11	**0,17**	0,26	0,39	3,74	0,46
	5911	52	0	0,07	0,10	**0,14**	0,24	0,32	0,52	0,36
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	37	0	0,03	0,12	**0,20**	0,22	0,28	0,36	0,36
	5911	28	0	0,03	0,12	**0,18**	0,22	0,28	0,35	0,35
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	57	0	0,05	0,12	**0,16**	0,24	0,33	0,97	0,40
	5911	21	0	0,06	0,10	**0,20**	0,25	0,36	0,66	0,40

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

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

	< = 0.03
	> 0.03 - 0.06
	> 0.06 - 0.10
	> 0.10 - 0.25
	> 0.25 - 0.50
	> 0.50 - 1.0
	> 1.0 - 1.25
	> 1.25 - 1.50
	> 1.50
	Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

Bearbeitet von: M. Hauenstein und M. Goldschmitt

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

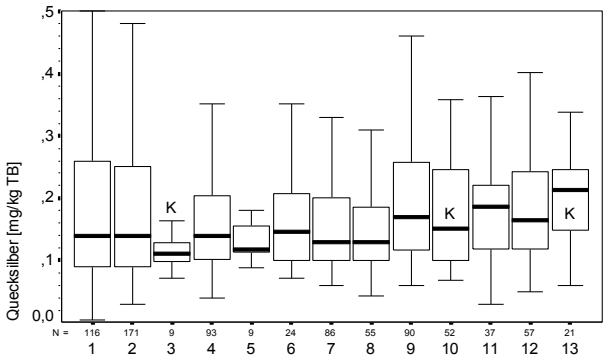


Abb. 55 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

Wie bei Blei und Cadmium sind die höchsten Gehalte im Oberboden in den nur kleinflächig vorkommenden organischen Substraten zu finden. Mit einem Median von 0,31 mg/kg enthalten (An-)Moore etwa die doppelte Menge Hg_{ges} wie mineralische Substrate. Ähnlich stellt sich die Situation in den Humusauflagen der Waldböden dar. In ihnen liegen die Hg_{ges}-Gehalte auf einem vergleichbaren Niveau, und es ist meist ein beträchtliches Konzentrationsgefälle zu den folgenden Mineralbodenhorizonten zu beobachten. Ferner kann eine auffallende Abhängigkeit vom Baumbestand festgestellt werden. Während die Humusauflagen der Laubwälder im Untersuchungsraum im Mittel 0,27 mg Hg_{ges}/kg enthalten, steigt der Gesamtgehalt in den Nadelwäldern auf das Doppelte an. Wie beim Blei wird die Ursache in der über das Jahr gesehen höheren Filterleistung der Nadelbäume gegenüber Luftschadstoffen gesehen. Der Vergleich mit den landesweiten Daten zeigt eine leicht überdurchschnittliche Belastung, bei einer geringeren Schwankungsbreite. Die Ausreißergrenzen sind mit 0,65 mg Hg_{ges}/kg in den Laub- bzw. 0,85 mg Hg_{ges}/kg in den Nadelwäldern allerdings praktisch identisch. Oberhalb dieser Grenze beginnt der Bereich, in dem eine anomale Belastung vermutet werden muss. Sie wird in den Humusauflagen im Gebiet Kisselbach aber so gut wie nicht überschritten.

Da es sich um eine ländliche Region handelt, deuten die Daten der organischen Substrate bzw. Horizonte darauf hin, dass ihre überdurchschnittlichen Gehalte nicht unwesentlich auf atmosphärische Fernimmissionen zurückzuführen sind. Dafür spricht auch, dass nur jene Elemente, die einen sehr hohen anthropogenen Anteil in der Atmosphäre aufweisen, einen gegenüber mineralischen Substraten stark erhöhten Gehalt aufweisen. Insgesamt handelt es sich um typische ubiquitäre Werte, wie sie auch in anderen Regionen Süddeutschlands festgestellt wurden (z.B. LABO 1998, SUTTNER 1998).

Die thematische Karte der substratspezifischen Hg-Gehalte im Oberboden (siehe Kartenanlage) zeigt eine relativ geringe Zahl an Kreisdiagrammen. Dies bedeutet, dass der substratabhängige Median nur

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	492	0	0,05	0,20	**0,33**	0,49	0,65	75,00	0,90
	5911	102	0	0,07	0,24	**0,39**	0,55	0,65	1,01	0,86
Vb	RP	97	0	0,08	0,15	**0,22**	0,36	0,51	1,54	0,66
	5911	35	0	0,09	0,17	**0,27**	0,39	0,53	0,86	0,65
Vbn	RP	100	0	0,06	0,23	**0,34**	0,53	0,61	1,01	0,76
	5911	41	0	0,13	0,25	**0,42**	0,56	0,63	1,01	1,01
Vn	RP	55	0	0,07	0,28	**0,42**	0,58	0,68	0,85	0,85
	5911	25	0	0,07	0,41	**0,53**	0,65	0,68	0,85	0,85

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

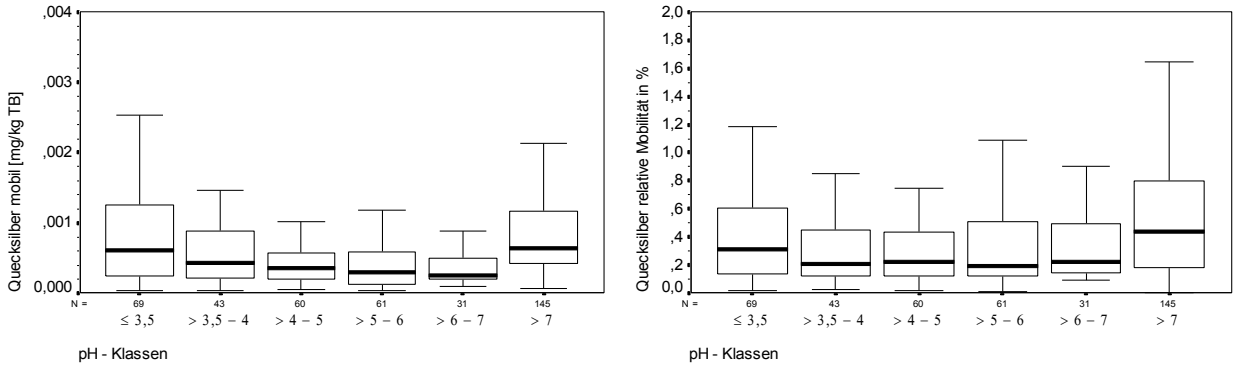


Abb. 56 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

selten überschritten wird. Hg_{ges}-Gehalte oberhalb des Medians sind fast nur in den Oberböden der Wälder zu beobachten. Im östlichen Kartenbereich ist eine gewisse Häufung leicht erhöhter Gehalte festzustellen; die Ursache ist unbekannt.

Die Mobil-Gehalte (Hg_{mob}) weisen nicht eine so ausgeprägte Abhängigkeit vom pH-Wert auf, wie die übrigen untersuchten Spurenelemente. Die niedrigste relative Mobilität, d.h. der prozentuale Anteil am Gesamtgehalt, wird in einem weiten Bereich von pH 3,5 bis 7 erreicht. Sie liegt dort im Mittel bei etwa 0,2%. Erst in extrem sauren Böden, und vor allem in alkalischen Böden steigt die Mobilität auf durchschnittlich 0,3 bzw. 0,4% leicht an. Ansonsten wird ein solch amphoteres Verhalten nur beim Kupfer beobachtet (siehe 4.2.5.). Hg zählt somit zu den geringmobilen Elementen. Auch bei pH-Werten < 3,5 steigt die relative Mobilität allgemein nicht über 1,2%. Insgesamt bestehen jedoch noch große Unsicherheiten, da noch zu wenige Daten zur Verfügung stehen. Auch in der Literatur sind nur spärliche Informationen zur Mobilität dieses Schwermetalls zu finden. PRÜEß (1992) konnte keinen signifikanten

Tab. 55 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*0*	*0,00016*	*0,00040*	***0,00052***	*0,00073*	*0,00080*	*0,00080*	*0,00080*
YL	RP	22	0	0,00007	0,00021	**0,00038**	0,00084	0,00125	0,00127	0,00127
	5911	*9*	*0*	*0,00007*	*0,00009*	***0,00018***	*0,00024*	*0,00031*	*0,00035*	*0,00035*
Ul	RP	31	0	0,00007	0,00021	**0,00029**	0,00047	0,00084	0,00342	0,00076
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*8*	*0*	*0,00010*	*0,00020*	***0,00022***	*0,00040*	*0,00068*	*0,00076*	*0,00050*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	21	0	0,00007	0,00022	**0,00031**	0,00046	0,00105	0,00342	0,00061
Al	RP	27	0	0,00010	0,00033	**0,00050**	0,00078	0,00602	0,01091	0,00141
H; AH	RP	*5*	*0*	*0,00006*	*0,00061*	***0,00120***	*0,00154*	*0,00188*	*0,00188*	*0,00188*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	*5*	*0*	*0,00008*	*0,00010*	***0,00044***	*0,00103*	*0,00236*	*0,00236*	*0,00236*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	52	0	0,00005	0,00014	**0,00037**	0,00079	0,00125	0,00573	0,00157
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	29	0	0,00007	0,00022	**0,00029**	0,00048	0,00102	0,00149	0,00063
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	18	0	0,00004	0,00018	**0,00023**	0,00054	0,00157	0,00181	0,00101

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Tab. 56 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber in der organischen Auflage (Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	200	0	0,00001	0,00033	**0,00079**	0,00155	0,00414	0,03749	0,00326
	5911	70	0	0,00019	0,00061	**0,00098**	0,00168	0,00333	0,03749	0,00326
Vb	RP	73	0	0,00008	0,00034	**0,00077**	0,00162	0,00400	0,00654	0,00309
	5911	26	0	0,00019	0,00049	**0,00097**	0,00170	0,00302	0,00654	0,00309
Vbn	RP	84	0	0,00001	0,00034	**0,00079**	0,00156	0,00368	0,03749	0,00326
	5911	33	0	0,00032	0,00068	**0,00100**	0,00156	0,00329	0,03749	0,00228
Vn	RP	35	0	0,00001	0,00029	**0,00092**	0,00139	0,00440	0,00989	0,00185
	5911	11	0	0,00021	0,00074	**0,00096**	0,00176	0,00765	0,00989	0,00185

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Zusammenhang zwischen Hg_{mob} und dem pH-Wert des Bodens feststellen.

Wie schon bei den Gesamtgehalten sind auch bei Hg_{mob} die höchsten Konzentrationen in den Humusauflagen und den (An-)Mooren festzustellen (siehe Tab. 55 und 56). Auch die Mobilgehalte liegen in den organischen Auflagen mit Medianen um 0,001 mg Hg_{mob}/kg etwas über dem Landesdurchschnitt. Ein möglicher Einfluss der Waldart ist nur andeutungsweise zu erkennen.

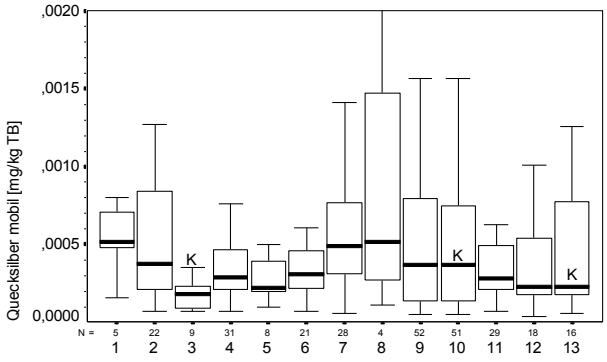


Abb. 57 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

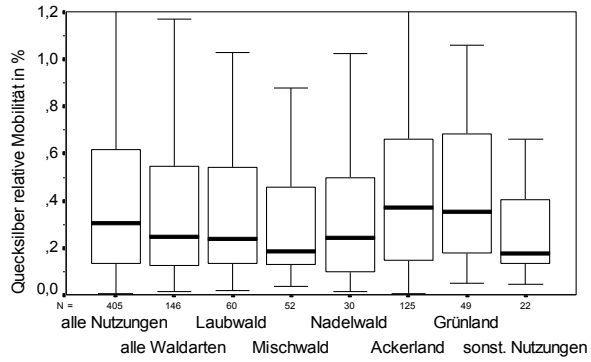
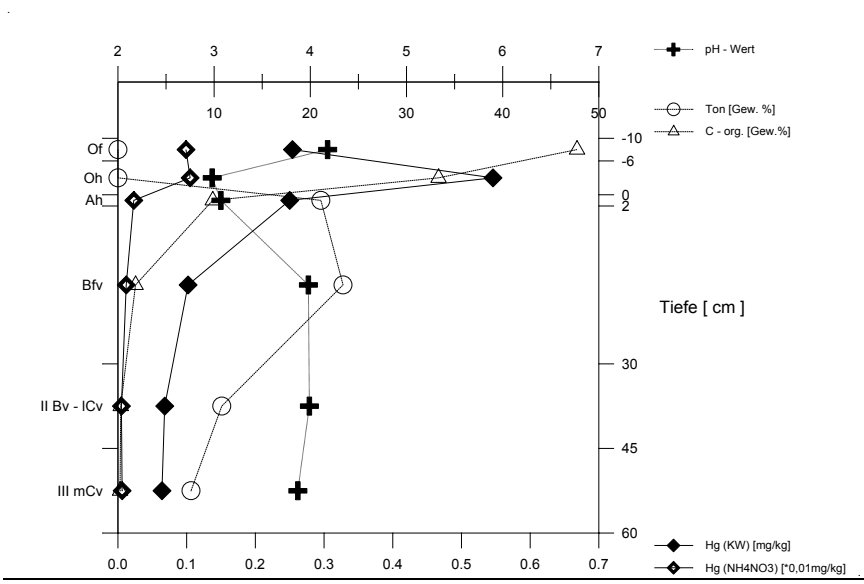


Abb. 58 Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Während in den Waldböden beim Hg_{ges} nur eine schwache Abhängigkeit vom Lößlehmanteil zu beobachten war, scheint diese bei den Mobilgehalten vorhanden zu sein. Der Mobilgehalt sinkt von 0,0007 in den schieferreichen periglazialen Lagen auf 0,0003 mg Hg_{mob}/kg in den lößlehmreichen (siehe auch Abb. 57). Dies entspricht einem Absinken der relativen Mobilität von 0,32 auf 0,15%. In den Ackerböden dieser Substrate liegen die mittleren Mobilgehalte hingegen relativ einheitlich zwischen 0,0002 und 0,0003 mg Hg_{mob}/kg. Dies sind im Mittel 0,15 bis 0,19% des Gesamtgehaltes. Der Hg_{mob}-Gehalt scheint insgesamt stärker vom Gesamtgehalt als vom pH-Wert bestimmt zu werden.

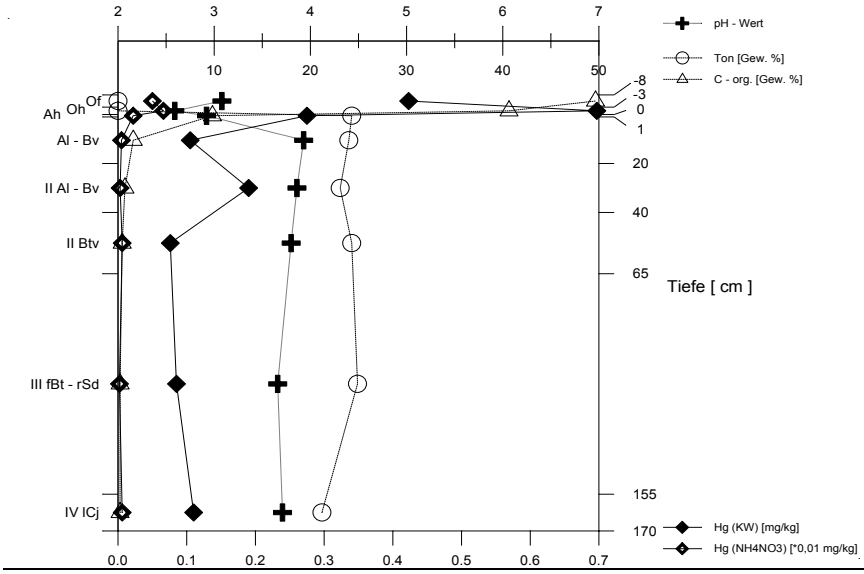
Der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 0,007 mg Hg_{mob}/kg wurde in allen Oberböden und in annähernd allen Humusauflagen weit unterschritten.



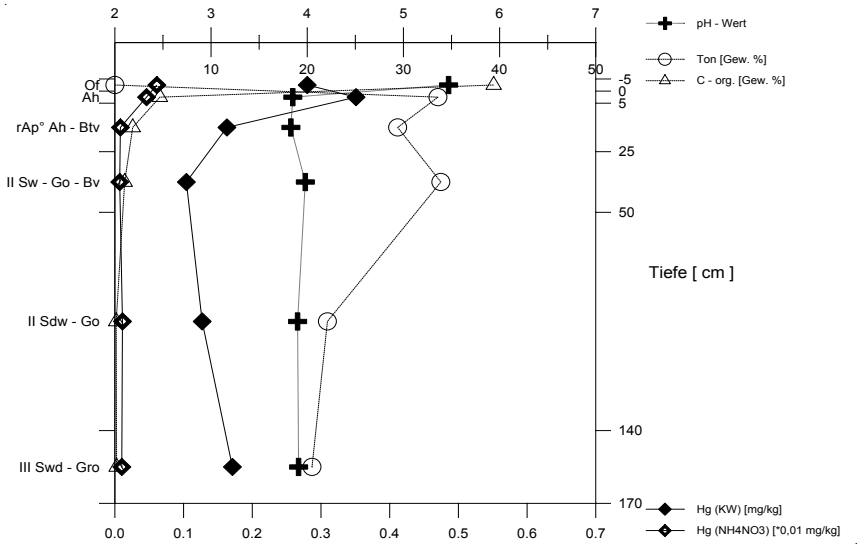
Profil 3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

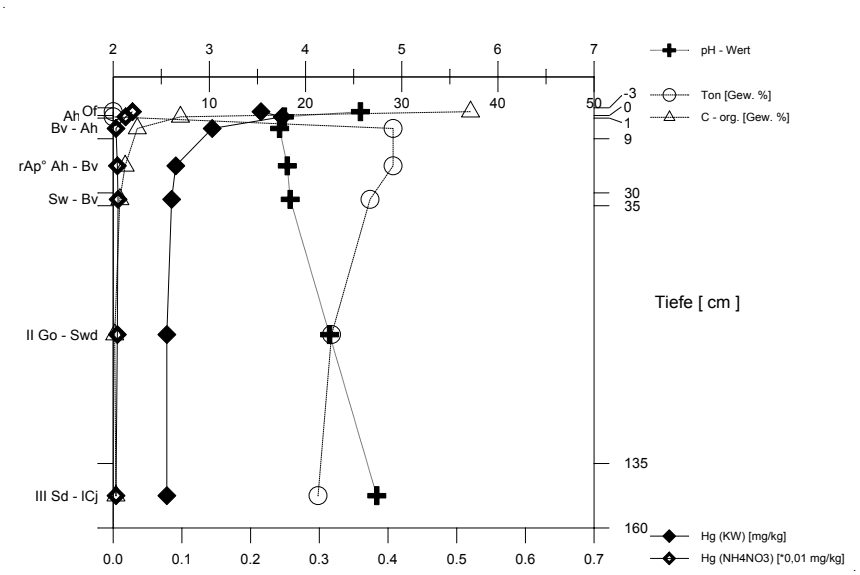


Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Para-braunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Abb. 59 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich

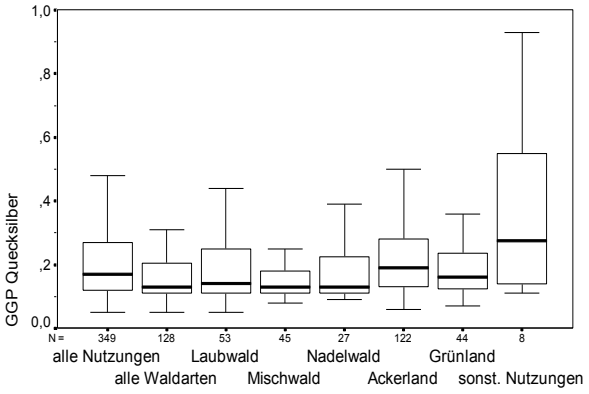


Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 59 Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich

Bei der Betrachtung der vertikalen Verteilung des Hg im Bodenbildungsbereich zeigt sich ein ähnliches Bild wie beim Blei. Sowohl die Gesamt- als auch die Mobilgehalte liegen in der Humusauflage der Waldböden, insbesondere im Oh-Horizont, am höchsten. Sie sinken in den im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Substraten bis in eine Tiefe von 30 cm auf einen Gehalt von ca. 0,1 mg Hg_{ges}/kg rasch ab. Mit weiter zunehmender Tiefe ändert sich diese Konzentration nicht oder nur noch geringfügig. Eine Abhängigkeit von Substrat oder Bodenbildung ist dann nicht zu beobachten.

In 90% der auf Blatt Kisselbach untersuchten Böden liegt das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) in der niedrigsten Gefährdungsstufe. Obwohl Gesamt- und Mobilgehalte sowie relative Mobilität von Hg im obersten Mineralbodenhorizont der Wälder höher als in den Ackerböden liegen, sind beim GGP zwischen beiden Nutzungsarten keine Unterschiede feststellbar. Beide Nutzungsarten weisen im Mittel ein GGP von 0,12 auf womit sie jeweils niedriger als der Landesdurchschnitt liegen. Beim Gesamtdatenbestand ist bei den Waldböden sogar ein geringfügig geringeres GGP als in Ackerböden feststellbar. Dies ist auf die rasch abnehmenden Hg-Gehalte in Waldböden innerhalb der obersten Zentimeter zurückzuführen. Zwar liegt das Gefährdungspotential (GP) im obersten Mineralbodenhorizont der Wälder im Mittel bei 0,30, jedoch sinkt das GGP auch in den Waldböden auf niedrige Werte, da beim GGP die gesamten oberen 30 cm des Mineralbodens berücksichtigt und die GP´s entsprechend der jeweiligen Horizontmächtigkeit gewichtet werden.



Rheinland-Pfalz

Abb. 60 Gewichtetes Gefährdungspotential von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

4.2.8. Zink

Im Untersuchungsgebiet besitzen Substrate mit überdurchschnittlichen Zink (Zn-) Gehalten einen relativ hohen Flächenanteil. Wie bei etlichen der untersuchten Spurenelemente sind es vor allem die schieferreichen Substrate, die vergleichsweise Zn-reich sind. Ohne Berücksichtigung des substratspezifischen Gesamtgehalts (Zn_{ges}) liegt der typische Hintergrundbereich im Oberboden zwischen 50 und 170 mg/kg. Dieser Bereich wird nur selten überschritten, und die Maximalgehalte liegen meist innerhalb der substratspezifischen Ausreißergrenze bzw. befinden sich nur geringfügig darüber. Dies bedeutet, dass die Gehalte sich in der Regel im typischen Schwankungsbereich bewegen und erhöhte punktuelle Belastungen kaum anzutreffen sind. Konzentrationen über 170 mg Zn_{ges}/kg wurden in 7 (=4%) der untersuchten Böden festgestellt. Auffallend ist, dass sich darunter 3 der insgesamt 5 untersuchten Hausgärten befinden. Die Ursache, warum gerade Böden dieser Nutzungsform erhöhte Gesamtgehalte aufweisen, ist ungeklärt.

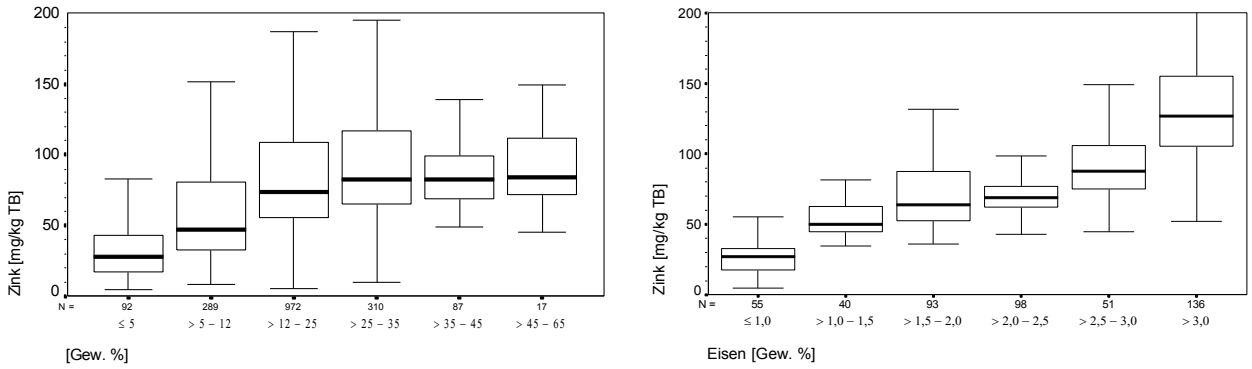


Abb. 61 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen

Ein Hinweis darauf, dass überwiegend nur diffuse anthropogene Einträge erfolgt sind, zeigen auch die statistisch engen Abhängigkeiten zum Ton- und Eisen-(Fe-)Gehalt. In den Oberböden der schieferarmen bis -reichen periglazialen Lagen beträgt der Korrelationskoeffizienten zwischen Zn_{ges} und dem Tongehalt 0,28** und zum Fe_{ges} sogar 0,60**. Dies bedeutet, dass der Zn_{ges}-Gehalt sehr hoch signifikant von beiden natürlichen Faktoren bestimmt wird (siehe auch Abb. 61). Würde Zn zu einem hohen Maß aus anthropogenen Quellen stammen, würden diese natürlichen Zusammenhänge überdeckt werden.
Von den flächenmäßig bedeutsamsten Substraten, weisen die schieferreichen Substrate die höchsten Gehalte auf. In den schieferreichen periglazialen Lagen wurde ein Mittelwert von 111 bzw. ein 90. Perzentil von 149 mg Zn_{ges}/kg festgestellt. Wie auch bei zahlreichen anderen Elementen sinkt der Gesamtgehalt mit steigendem Lößlehmgehalt, was auf die „verdünnende" Wirkung des Lößlehms zurückzuführen ist. In Böden, die ausschließlich in Lößlehm entwickelt sind, sind mit durchschnittlich 49 mg Zn_{ges}/kg die geringsten Zn_{ges}-Konzentrationen zu finden. Damit sind die Lößlehme im Untersuchungsgebiet deutlich geringer als im Landesdurchschnitt belastet. Allerdings ist diese Aussage durch die geringe Fallzahl schlecht abgesichert. Zwischen den periglazialen Lagen, die etwa zu gleichen Teilen aus Schiefer und Lößlehm bestehen (pfl [Lp(2)/(^tsf; ^tfl)(2)]), und jenen, die lößlehmreich und schieferarm sind (pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]), bestehen beim Median kaum Unterschiede. Dies wird durch die

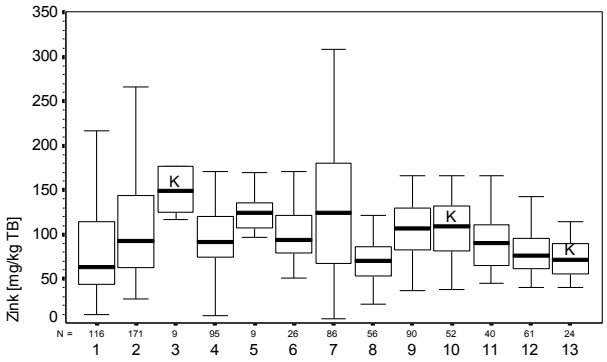


Abb. 62 Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden
(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

unterschiedliche Nutzungsverteilung innerhalb dieser Substratgruppen hervorgerufen. Wie bei den anderen Schwermetallen, die eng mit dem Eisengehalt korrelieren, enthalten die Ackerböden der vorherrschenden Substrate mehr Zn_{ges} als die Waldböden. Dies ist umso ausgeprägter, je höher der Schieferanteil ist Hierbei handelt es sich höchstwahrscheinlich nicht um nutzungsbedingte Einträge, sondern wird von den unterschiedlichen Fe-Gehalten verursacht. Wie schon in vorhergehenden Kapiteln erwähnt, sind in den schieferreichen Ackerböden im Mittel etwa 60% mehr Fe_{ges} zu finden als in Waldböden der gleichen Substratgruppe. Wahrscheinlich gelangt durch Pflügen Fe- und damit Zn-reicheres Material aus tieferen Profilbereichen an die Oberfläche. Mit steigendem Lößlehmanteil gehen die Gehalte in Ackerböden der schieferhaltigen periglazialen Lagen von durchschnittlich 130 auf 76 mg Zn_{ges}/kg zurück. In den Wäldern nimmt der Gehalt entsprechend von 89 auf 70 mg Zn_{ges}/kg ab.
Die schieferhaltigen Solumsedimente (Sl [....]) weisen meist etwas höhere Zn_{ges}-Konzentrationen als die entsprechenden in situ liegenden Substrate auf. Dass umgelagertes Bodenmaterial etwas höhere Spurenelementgehalte besitzt, wurde auch schon beim Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) beobachtet. Dies liegt teilweise daran, dass Solumsedimente aus umgelagertem Oberbodenmaterial bestehen. Im Untersuchungsraum spielen möglicherweise auch durch Erzgänge

Tab. 57 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden
(Angaben in mg/kg TB) (Substratkürzel siehe Tab. 1, Einlageblatt oder Verzeichnis der Abkürzungen)

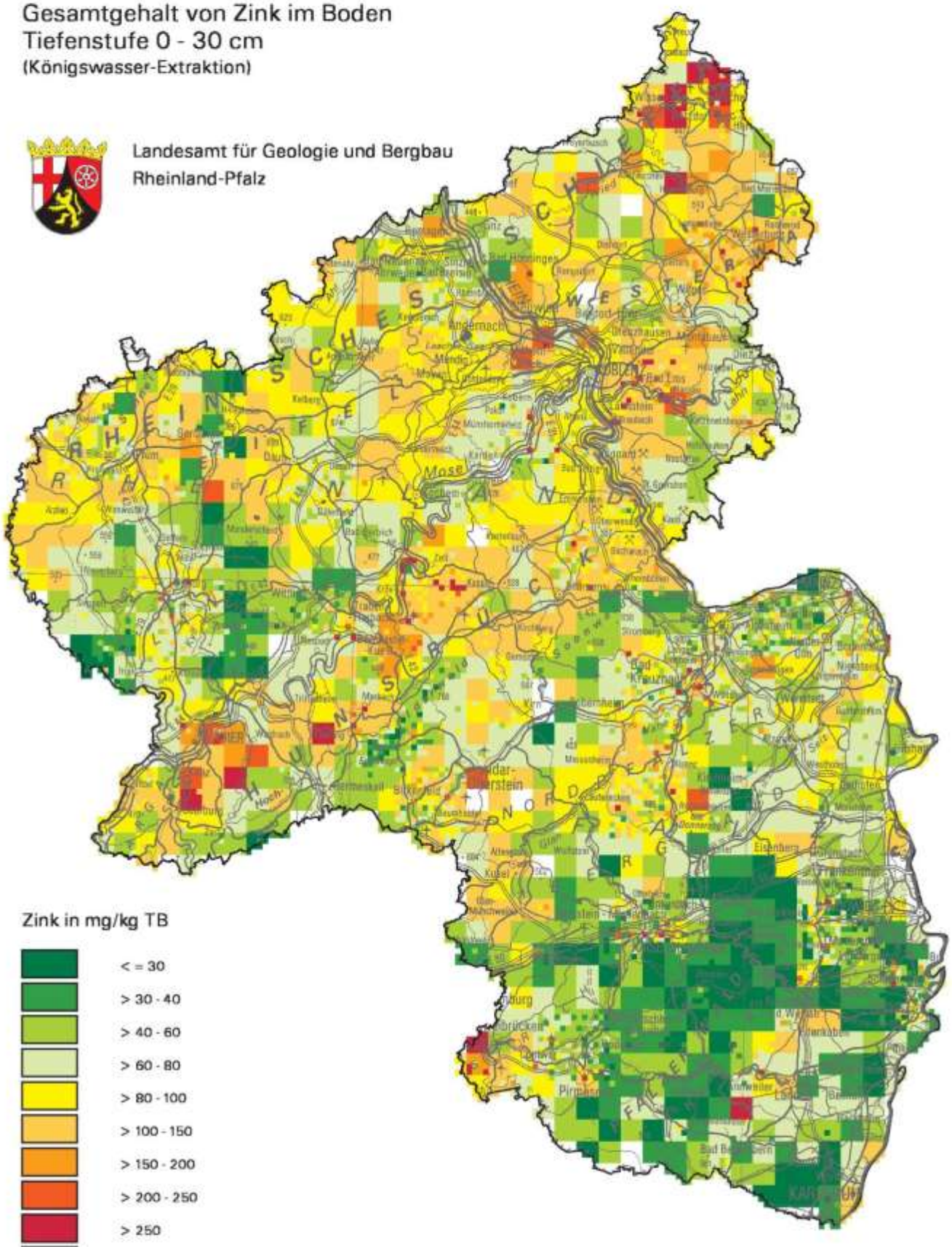
Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	116	0	10	44	**64**	115	433	12380	217
YL	RP	171	0	28	62	**93**	146	278	5015	270
	5911	*9*	*0*	*117*	*124*	***149***	*198*	*264*	*266*	*266*
Sl	RP	96	0	8	74	**91**	121	139	262	171
	5911	36	0	8	80	**101**	126	139	171	171
Sl [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*0*	*97*	*106*	***125***	*137*	*158*	*170*	*170*
Sl [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	0	52	79	**94**	122	139	171	171
Al	RP	85	0	5	68	**122**	180	404	1857	308
H; AH	RP	*6*	*0*	*27*	*50*	***126***	*152*	*7476*	*8290*	*152*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	58	0	22	53	**71**	86	97	227	122
	5911	*5*	*0*	*22*	*42*	***49***	*69*	*87*	*87*	*87*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	90	0	37	84	**109**	132	151	765	166
	5911	52	0	38	83	**111**	132	149	166	166
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	0	45	65	**91**	112	148	207	166
	5911	31	0	45	60	**74**	101	135	166	149
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	61	0	40	61	**76**	96	118	200	143
	5911	24	0	40	56	**75**	93	110	143	143

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

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

- < = 30
- > 30 - 40
- > 40 - 60
- > 60 - 80
- > 80 - 100
- > 100 - 150
- > 150 - 200
- > 200 - 250
- > 250
- Keine Daten

Vorsorgewert (nach BBodSchV 1999)

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

10 20 30 40 km

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. 58 Statistische Kennwerte: Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink in der organischen Auflage

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	523	0	16	59	**75**	96	124	13446	150
	5911	127	0	36	63	**74**	86	109	321	120
Vb	RP	108	0	21	54	**65**	80	101	285	107
	5911	46	0	36	57	**71**	84	107	285	107
Vbn	RP	115	0	22	51	**68**	80	112	321	120
	5911	53	0	45	67	**77**	99	123	321	141
Vn	RP	60	0	16	53	**68**	81	105	145	121
	5911	27	0	40	61	**69**	83	94	109	109

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

hervorgerufene Zn-Anomalien eine Rolle. Anomale Zn-Gehalte in Bachsedimenten, die in Beziehung zu Erzgängen stehen, wurden von FAUTH & HINDEL (1979) nachgewiesen (siehe 2.). Es ist nicht auszuschließen, dass hiervon auch die Solumsedimente, die vor allem im Tiefenbereich der Nebentälchen liegen, hiervon beeinflusst sind.
In den seltenen (An-)Mooren, die im Untersuchungsraum an 5 Standorten untersucht wurden, schwankt der Zn_{ges}-Gehalt im weiten Bereich von 27 bis 152 mg/kg. Sie scheinen zu den Zn-reicheren Substraten zu zählen. Ein typischer Hintergrundbereich ist z.Zt. nicht definierbar.

Von den untersuchten Spurenstoffen besitzt Zn nach Blei mengenmäßig den in der Atmosphäre höchsten Anteil (MERIAN 1984). Dennoch ist es in der Humusauflage bei weitem nicht so auffallend angereichert wie Blei, Cadmium oder Quecksilber. Der durch Immissionen in die organische Auflage gelangte Anteil ist weniger deutlich erkennbar, da es anders als die genannten Schwermetalle auch geogen im Mineralboden in relativ hohen Konzentrationen vorkommt. Mit durchschnittlich 74 mg Zn_{ges}/kg weisen die Humusauflagen meist geringfügig höhere Zn-Konzentrationen als die Oberböden der Wälder auf. Liegen sie auf vergleichsweise Zn-armen Substraten sinken die Gehalte zum Mineralboden hin, während sie in schieferreichen Substraten mit der Tiefe meist weiter ansteigen (siehe auch Abb. 66). Die Obergrenze des Hintergrundgehaltes liegt in den organischen Auflagen des Untersuchungsraums bei etwa 140 mg Zn_{ges}/kg. Dass der Gesamtgehalt vom Baumbestand beeinflusst wird, ist nicht erkennbar. Tendenziell liegt der Zn_{ges}-Gehalt in den Laub- und Mischwäldern etwas über dem Landesdurchschnitt, was auf den erhöhten Zn-Gehalt schieferreicher Substrate zurückgeführt wird.

Im südöstlichen Bereich des Blattes Kisselbach ist eine deutliche Häufung leicht überdurchschnittlicher Zn_{ges}-Gehalte zu beobachten (siehe Kartenanlage). Der Linienverlauf entspricht etwa der variszischen Streichrichtung des Rheinischen Schiefergebirges. In diesem Raum treten auch erhöhte Chrom-, Kupfer- und Nickel-Gesamtgehalte auf. Da in diesem Bereich die Substrate auch auffallend hohe Fe_{ges}-Gehalte aufweisen, ist anzunehmen, dass die Ursache in der höheren geogenen d.h. natürlichen Ausstattung der Substrate an Zn zu suchen ist.

Von den untersuchten Spurenelementen ist Zn nach Cadmium jenes, das die höchste Mobilität aufweist. Wie bei fast allen dieser Stoffe wird die Verfügbarkeit maßgeblich vom pH-Wert gesteuert. Unterhalb pH 5 nehmen Mobilgehalt (Zn_{mob}) und der Mobilanteil am Gesamtgehalt (relative Mobilität) stark zu (siehe Abb. 63). Während bei schwach saurer bis alkalischer Bodenreaktion weit weniger als 1% des Gesamtgehaltes in mobiler Form vorliegt, steigt die relative Mobilität bei pH-Werten unterhalb 3,5 im Mittel auf

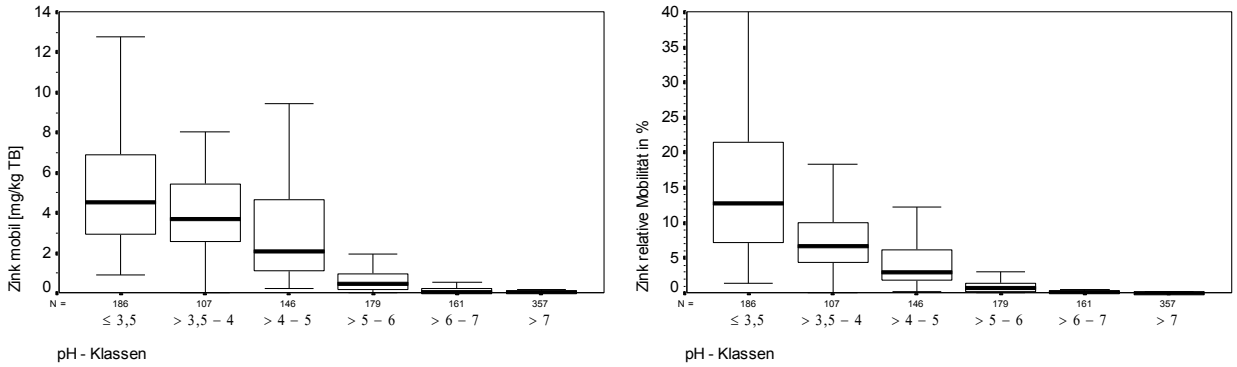


Abb. 63 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen

etwa 13%. In extrem sauren Böden sind Konzentrationen von 15 mg Zn_{mob}/kg bzw. eine relative Mobilität von 40% nicht ungewöhnlich.

Da Ackerböden nutzungsbedingt erheblich höhere pH-Werte als vergleichbare Waldböden aufweisen, sind in ihnen trotz höherer Gesamtgehalte die geringsten Zn_{mob}-Konzentrationen zu finden. Der Median der schieferreichen Ackerböden liegt bei 0,07 mg Zn_{mob}/kg, der der schieferarmen Böden dieser Nutzungsform bei 0,11 mg Zn_{mob}/kg. Dies entspricht einer relativen Mobilität von 0,05 bzw. 0,11%.

Tab. 59 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden

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

Substrat	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
YS	RP	*5*	*1*	*<0,01*	*<0,01*	***0,05***	*0,17*	*0,46*	*0,46*	*0,46*
YL	RP	22	5	<0,01	0,01	**0,04**	0,10	2,06	5,06	0,10
	5911	*9*	*1*	*<0,01*	*0,05*	***0,10***	*1,56*	*4,10*	*5,06*	*2,65*
Ul	RP	41	4	<0,01	0,73	**1,96**	4,22	7,52	10,98	7,65
	5911	36	4	<0,01	0,71	**1,91**	3,98	6,43	10,98	7,42
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	RP	*9*	*3*	*<0,01*	*<0,01*	***0,26***	*3,29*	*5,27*	*6,22*	*6,22*
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	RP	26	1	<0,01	0,98	**2,58**	4,92	9,26	10,98	9,84
Al	RP	78	0	0,03	0,30	**1,38**	5,21	12,31	170,74	11,56
H; AH	5911	*5*	*0*	*2,50*	*2,92*	***7,50***	*9,33*	*11,69*	*11,69*	*11,69*
Lp; pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	RP	57	2	<0,01	0,09	**0,82**	3,18	6,37	22,19	6,69
	5911	*5*	*0*	*0,02*	*1,43*	***2,97***	*3,67*	*4,84*	*4,84*	*4,84*
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	RP	77	7	<0,01	0,16	**1,34**	4,36	6,82	12,60	10,21
	5911	52	7	<0,01	0,07	**1,01**	3,94	5,66	11,98	9,26
pfl [Lp(2)/(^tsf;^tfl)(2)]	RP	40	1	<0,01	1,47	**3,98**	6,46	8,24	15,38	12,80
	5911	31	1	<0,01	1,65	**3,98**	5,39	7,52	15,38	8,01
pfl [Lp(3)/(^tsf;^tfl)(1)]	RP	45	2	<0,01	0,76	**2,31**	6,37	9,95	20,80	13,27
	5911	22	2	<0,01	0,90	**3,06**	7,27	11,01	20,80	15,27

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Da es sich bei Zn um einen Spurennährstoff handelt, weist die Natur eine vergleichsweise hohe Toleranz gegenüber Zn auf. Zn-Toxizität tritt daher nur relativ selten auf (AMBERGER 1996). Die Prüfwerte der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) von 5 mg Zn_{mob}/kg für Futterpflanzen bzw. 10 mg Zn_{mob}/kg für das Pflanzenwachstum werden in den 52 untersuchten Ackerböden mit einem Maximalgehalt von 2,3 bzw. einem 90. Perzentil von 1,8 Zn_{mob}/kg immer deutlich unterschritten.

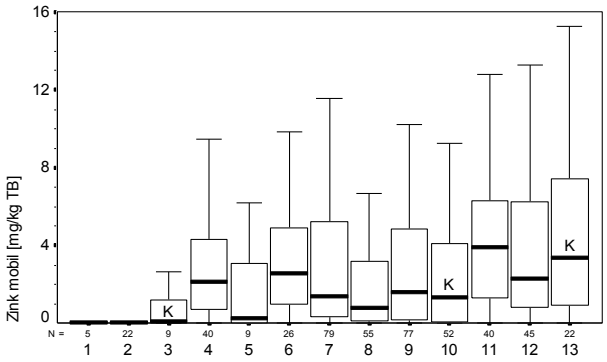


Abb. 64 NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden

(Substratkürzel siehe Tab. 1 oder Einlageblatt)

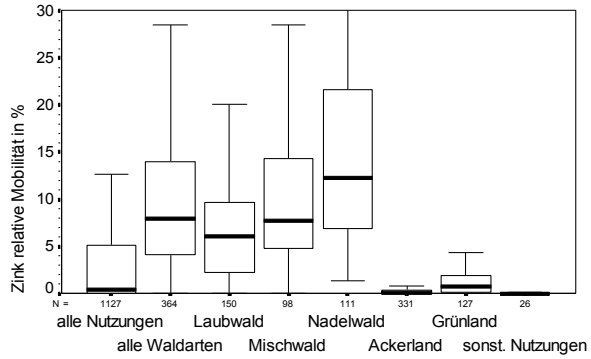


Abb. 65 Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen

Da der pH-Wert in den Grünlandböden meist tiefer als in den Ackerböden liegt, sie jedoch ähnlich hohe Gesamtgehalte aufweisen, sind in ihnen meist deutlich höhere Mobilgehalte zu finden. Im Mittel liegen ihre Mobilgehalte bei 1,0 mg/kg, jedoch schwanken die Werte in einer weiten Spanne. In ca. 20% der Grünlandböden wird der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für Futterpflanzen überschritten.

Trotz geringerer Gesamtgehalte sind erwartungsgemäß die höchsten Mobilgehalte in den sauren Waldböden zu finden. Sie enthalten im Untersuchungsraum durchschnittlich etwa 4,6 mg Zn_{mob}/kg, und das 90. Perzentil liegt bei 10,5 mg Zn_{mob}/kg. Eine Abhängigkeit von Substrat oder Waldart ist hierbei nicht zu erkennen. Der Mobilgehalt nimmt nach den oberen Zentimetern aber in der Regel rasch ab. Die mittlere relative Mobilität beträgt in den schieferreichen Waldböden etwa 6% und steigt in den schieferarmen auf etwa 8% an. Diese Unterschiede werden nicht vom Mobilgehalt, sondern von den unterschiedlichen Gesamtgehalten verursacht.

Tab. 60 Statistische Kennwerte: NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink in der organischen Auflage

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

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	291	0	0,17	8,14	**13,50**	23,41	33,85	4009,36	43,62
	5911	122	0	2,09	9,24	**17,17**	24,66	38,31	103,87	43,62
Vb	RP	105	0	0,54	6,20	**9,84**	16,34	24,40	82,96	27,82
	5911	44	0	2,23	6,83	**9,83**	16,73	25,29	82,96	23,64
Vbn	RP	114	0	0,17	9,04	**15,69**	25,12	33,35	103,87	47,35
	5911	52	0	2,09	10,39	**21,77**	27,83	39,91	103,87	43,62
Vn	RP	58	0	1,36	12,67	**19,90**	26,69	37,49	78,52	47,53
	5911	25	0	4,60	15,05	**21,31**	25,83	33,54	39,39	39,39

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

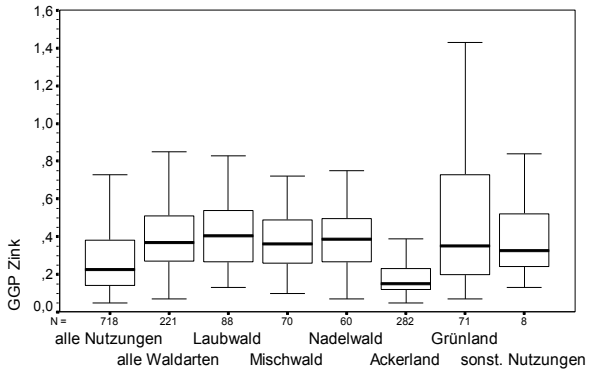
In ca. 10% der Waldoberböden wird der Prüfwert der VwV Anorganische Schadstoffe (1993) für das Pflanzenwachstum meist geringfügig überschritten. Beeinträchtigungen sind aber kaum zu erwarten, da dieser Prüfwert durch Untersuchungen an Nutzpflanzen abgeleitet wurde und nicht ohne weiteres auf die Waldvegetation angewendet werden kann. Dennoch weist der Prüfwert auf relativ hohe Mobilgehalte hin.

Obwohl sich die organischen Substrate ((An-)Moore, organische Auflage) hinsichtlich Zn_{ges} und pH- Wert nicht sehr stark von den Waldoberböden unterscheiden, liegen die Mobilgehalte ungleich höher. Im Untersuchungsraum wurden in den (An-)Mooren im Mittel 7,5 und in der Humusauflage der Waldböden 17,2 mg Zn_{mob}/kg gemessen. Es ist anzunehmen, dass bei rein organischen Bindungsformen das Zn weniger stark immobilisiert wird als im Mineralboden.

Der mittlere Mobilgehalt der Humusauflage liegt im Laubwald bei 9,8 mg Zn_{mob}/kg und steigt im Nadelwald auf 21,3 mg Zn_{mob}/kg. Auch hier zeigt sich der Einfluss des pH-Wertes auf die Mobilgehalte. Der pH-Wert der organischen Auflage liegt im Nadelwald etwa um eine Einheit niedriger als im Laubwald. Obwohl die Mobilgehalte recht hoch sind, entsprechen sie dem Landesdurchschnitt.

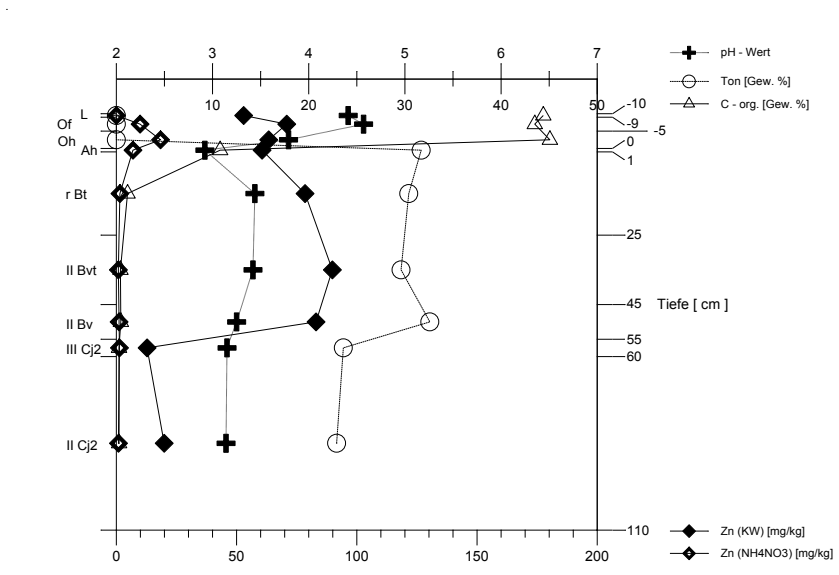
Die vertikale Zn-Verteilung in Waldböden des Untersuchungsraums ist in Abb. 66 an 6 charakteristischen Bodenprofilen dargestellt. Von der Humusauflage aus sinkt der Gesamtgehalt zum obersten Mineralbodenhorizont (Ah) meist leicht ab. Bis in eine Tiefe von 20 bis 50 cm steigt der Gesamtgehalt auch ohne Schichtwechsel wieder mehr oder weniger an. Vermutlich wird aus den sehr sauren Ah-Horizonten Zn in tiefere Profilbereiche verlagert. Schon bei leichtem Anstieg des pH-Wertes wird es wieder immobilisiert. Hierfür spricht der vertikale Verlauf der Mobilgehalte und des pH-Wertes. Der weitere vertikale Verlauf in den tieferen lößlehmfreien Schichten hängt neben der Gesteinsart auch stark vom Verwitterungsgrad des Gesteins ab. Während der Gesamtgehalt in Basislagen aus vollständig kaolinisiertem Schiefer auf etwa 10 mg/kg absinken kann (siehe Profil 1, Abb. 66), kann er gerade in Basislagen, die Schiefer der Chloritzone enthalten, auf über 200 mg Zn_{ges}/kg ansteigen. In lößlehmreichen Schichten stimmt der Tiefenverlauf von Zn_{ges} gut mit dem Tongehalt überein. Gerade in den lößlehmfreien Basislagen kommen jedoch starke schichtabhängige Gehaltsänderungen vor, die nicht in Einklang zum Tongehalt und/oder pedogenen Merkmalen stehen.
In den sehr sauren Oberböden wird der Zn_{mob}-Gehalt sowohl vom pH-Wert als auch vom Gesamtgehalt bestimmt. Unterhalb der Ah-Horizonte liegt der pH-Wert meist um oder über pH 4. Dort steigt dann der Mobilgehalt auch bei stark zunehmenden Gesamtgehalten nicht bzw. kaum an.

In 95% der untersuchten Oberböden liegt das gewichtete Gefährdungspotential (GGP) (siehe 3.3.2.1.) in der sehr geringen und geringen Gefährdungsklasse.
Das durchschnittliche GGP der Ackerböden im Untersuchungsraum überschreitet mit 0,25 nur unwesentlich die sehr geringe Gefährdungsstufe. Werte über 0,59 wurden nicht festgestellt. Diese günstige Einstufung ist Folge der pH-bedingt geringen Mobilgehalte. Trotz hoher Gesamtgehalte wird die von Zn ausgehende Gefährdung der Umwelt als gering eingeschätzt.



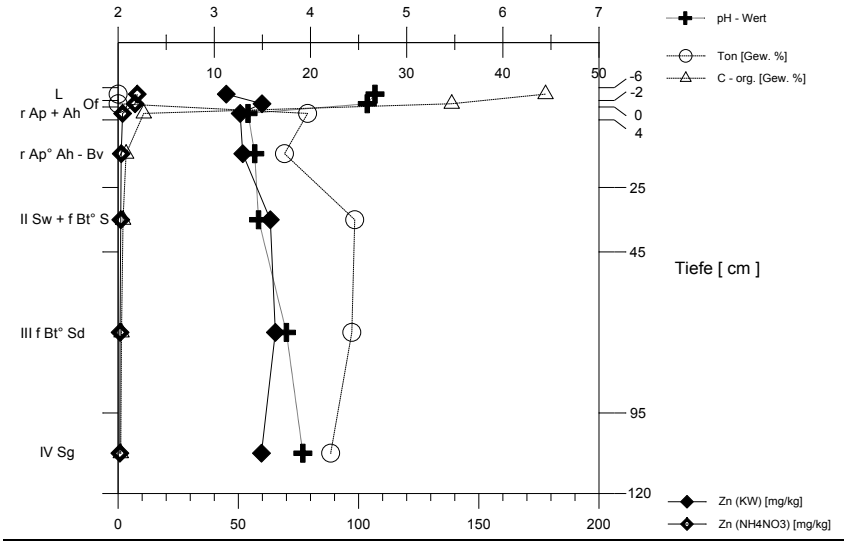
Rheinland-Pfalz

Abb. 66 Gewichtetes Gefährdungspotential von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen



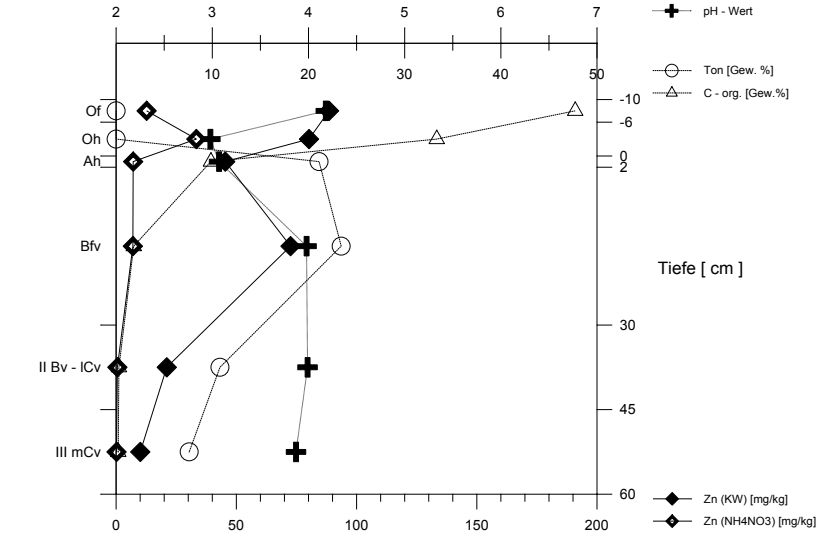
Profil 1 (KIS 014)
Bodentyp: stark erodierte Para-braunerde
Substrat:

- feinhumusreicher Moder
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; Kaolinitzone)



Profil 2 (KIS 015)
Bodentyp: erodierter Braunerde-Pseudogley
Substrat:

- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und Tonschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm und Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

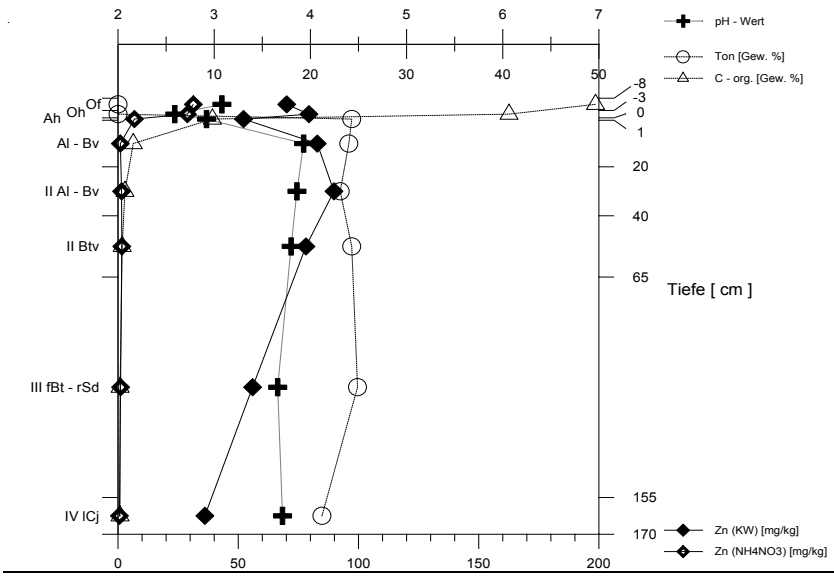


3 (KIS 034)
Bodentyp: ferritische Braunerde

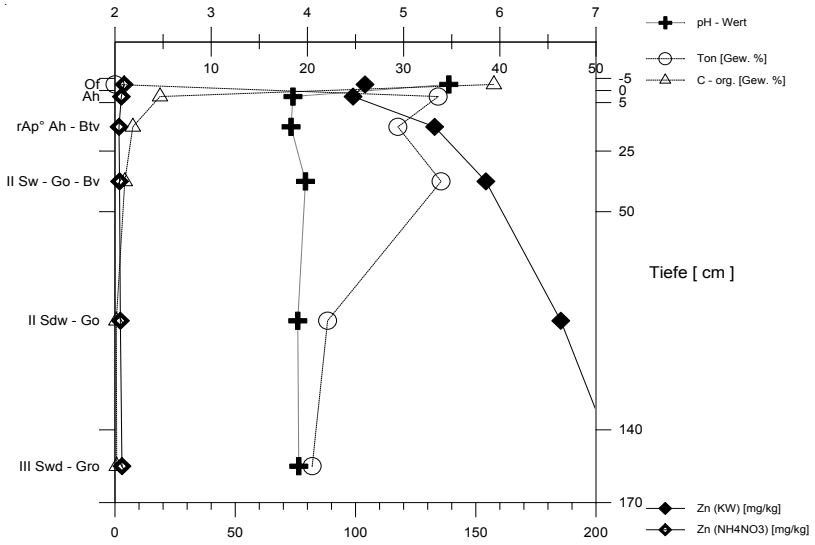
Substrat:

- feinhumusreicher Rohhumus
- Hauptlage aus Lößlehm (2) und quarzitische Schiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)
- quarzitische Schiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)

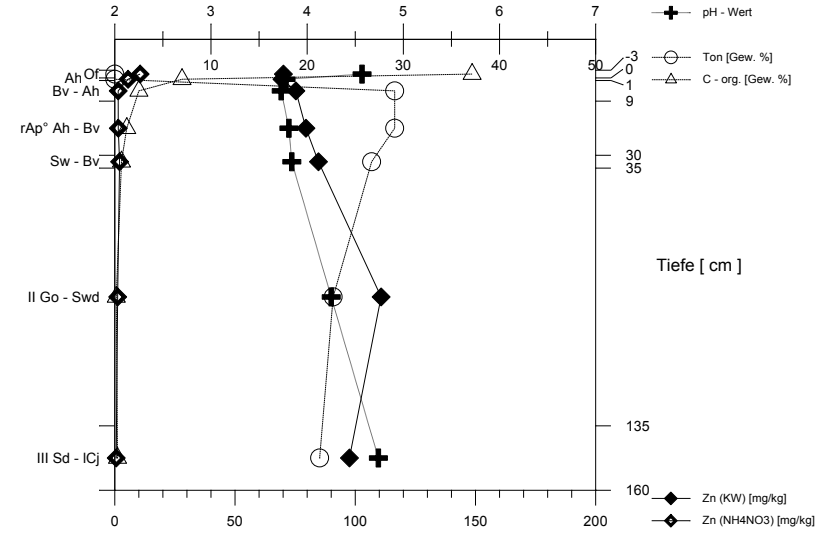
Abb. 67 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich



Profil 4 (KIS 037)
Bodentyp: Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- feinhumusreicher Moder
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Mittellagen aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert)



Profil 5 (KIS 038)
Bodentyp: erodierte Gley-Parabraunerde-Braunerde
Substrat:
- F-Mull
- Solumsediment aus Lößlehm (3) und Tonschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Tonschiefer (3) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone) und Lößlehm (1)
- Basislage aus Tonschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone))



Profil 6 (KIS 039)
Bodentyp: erodierter Gley-Braunerde-Pseudogley
Substrat:
- F-Mull
- Hauptlage aus Lößlehm (3) und Flaserschiefer (1) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Mittellage aus Lößlehm (2) und Flaserschiefer (2) (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)
- Basislage aus Flaserschiefer (Unterdevon; chemisch verwittert, Chloritzone)

Fortsetzung Abb. 67 Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich

In den Waldböden schwankt das GGP in allen Waldarten mit Werten von 0,21 bis 1,33 recht stark. Auch unter Berücksichtigung des unterschiedlichen Baumbestandes liegt das mittlere GGP einheitlich bei 0,4. Dies entspricht auch dem Landesdurchschnitt. In aller Regel liegt das GGP in den oberen 30 cm auch in den Waldböden in der geringen Gefährdungsklasse. Eine höhere Einstufung erfolgt nur in sehr sauren Waldböden, in denen der Gesamtgehalt im tieferen Oberboden weiter ansteigt (z.B. Profil 5, Abb. 67).

Durch die sehr unterschiedlichen Gesamt- und Mobilgehalte sowie pH-Werte schwankt das GGP in den Grünlandböden mit 0,2 bis 1,3 ebenfalls recht stark. Der Median entspricht im Untersuchungsraum mit 0,4 dem der Waldböden.
Bei allen Nutzungsarten nimmt das GGP infolge sinkender Gesamtgehalte mit dem Schieferanteil geringfügig ab. Das höchste GGP ist daher in schieferreichen Grünland- oder Waldböden bei gleichzeitig tiefen pH-Werten zu erwarten.

4.3. Organische Schadstoffe

Die meisten organischen Schadstoffe sind xenobiotisch, d.h. sie sind im wesentlichen künstliche organische Verbindungen, die in der Natur nicht vorkommen. Vermutlich entsteht ein vernachlässigbar kleiner Teil der Kohlenwasserstoffe auch in der Natur. Der nutzungsbezogenen Betrachtung der Daten kommt die entscheidende Bedeutung zu. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung beeinflusst die Gehalte nicht direkt, wohl aber indirekt über die substratabhängige Bodenreaktion und den Gehalt an organischer Substanz.
Nach KUNTZE et al. (1988) existieren etwa 50.000 bekannte umweltrelevante Verbindungen, und jährlich kommen etwa 1.000-1.500 hinzu (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). 115 dieser Verbindungen werden von der OECD zu den Risikostoffen gezählt (KUNTZE et al. 1988). Zu den wichtigsten xenobiotischen organischen Stoffgruppen in Böden zählen chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Inhaltsstoffe der Kunststoffe (überwiegend Weichmacher $\rightarrow$ Phtalate). Bei etlichen der untersuchten organischen Schadstoffen handelt es sich um überwiegend schwerflüchtige CKW, die als Biozide und in der industriellen Fabrikation eingesetzt werden oder wurden.
PAK entstehen in erster Linie bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und organischer Substanz. Mit zunehmendem Molekulargewicht nimmt die Schädlichkeit der PAK zu. Das als krebserregend eingestufte Benzo(a)pyren gilt als Leitkomponente der PAK und hat einen mittleren Anteil von 10% am PAK-Gesamtgehalt (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995). Gewisse Verbindungen der PAK-Gruppe werden in der Industrie verwendet (z.B. Fluoranthen, Phenanthren, Pyren) und sind Bestandteil von Rohölprodukten.
Dioxine und Furane (PCDD/F) gelangen in die Umwelt als Verunreinigungen chlorhaltiger organischer Chemikalien (z.B. PCB, PCP, HCH) sowie bei der unvollständigen Verbrennung bei Anwesenheit von Halogenen (BALLSCHMITER & BACHER 1996). Bekanntester Vertreter dieser Stoffgruppe ist das hochtoxische 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD, „Seveso-Gift“).
Die untersuchten Stoffe sind in Böden überwiegend hoch persistent, d.h. es braucht einen verhältnismäßig großen Zeitraum, bis der jeweilige Stoff auf chemischem oder mikrobiellem Weg abgebaut ist. Vom photochemischen Abbau abgesehen, kommt dem mikrobiellen Abbau die wesentliche Bedeutung zu (KUNTZE et al. 1988, BLUME et al. 1990). Organische Halogenverbindungen reichern sich, da sie meist fettlöslich sind, in der Nahrungskette an (CHRISTEN 1985). Der Abbau im Boden ist je nach

Durchlüftungsgrad, Bodentemperatur, mikrobieller Aktivität, Gehalt an organischer Substanz und an Tonmineralen sehr unterschiedlich. Besonders Huminstoffe deaktivieren die Wirkung der Schadstoffe durch Sorption, was allerdings zur längeren Verweilzeit im Boden führt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984, KUNTZE et al. 1988).

Tab. 61 Organische Schadstoffe im Boden (KUNTZE et al. 1988)

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

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

4.3.1. Biozide

Die Cyclodien-Insektizide Aldrin, Eldrin, Heptachlor und Heptachlorepoxid, deren Anwendung im Laufe der 80er Jahren verboten wurde, konnten wie beim Bodenzustandsbericht Mainz in den Oberböden nicht nachgewiesen werden. In 29% aller Proben bzw. in 52% der Waldböden wurde in sehr geringen Konzentrationen (≤ 2µg/kg) Dieldrin nachgewiesen. Mit dieser Anzahl wurde nicht gerechnet, da selbst im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz in nur 12% der Fälle Dieldrin in nachweisbaren Konzentrationen vorlag. Die Nachweishäufigkeit sinkt dabei mit zunehmendem Nadelbaumanteil.

Im Gebiet des Blattes Kisselbach wurden niedrige Gehalten an Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) erwartet. Einerseits weil der DDT-Einsatz seit 1974 vom Gesetzgeber untersagt ist, andererseits weil aus klimatischen Gründen Sonderkulturen – wie z.B. Wein – und Obstbau - nicht vorkommen. Bis heute sind die höchsten DDT-Gehalte in Sonderkulturböden zu finden (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998). Im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz wurden allerdings auch in Waldböden, insbesondere in Nadelwäldern, überdurchschnittliche Konzentrationen dieses Insektizids gefunden.

Der Wirkstoff setzt sich zu 70% aus p,p´-DDT und zu 30% aus o,p´-DDT zusammen. Beim Abbau bilden sich die inaktiveren Isomere DDE und DDD. Die Gesamtgehalte der DDT-Gruppe (Σ-DDX) liegen weit unter den Konzentrationen, die noch in vor 13 Jahren entnommenen Bodenproben festgestellt wurden (Bodenbelast-

Tab. 62 Blatt 5911 Kisselbach: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze

	< NWG		≥ NWG	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Aldrin	45	100,0	0	0,0
Dieldrin	32	71,1	13	28,9
Endrin	45	100,0	0	0,0
Heptachlor	45	100,0	0	0,0
o,p´-DDD	45	100,0	0	0,0
p,p´-DDD	45	100,0	0	0,0
o,p´-DDE	45	100,0	0	0,0
p,p´-DDE	20	44,4	25	55,6
o,p´-DDT	34	75,6	11	24,4
p,p´-DDT	26	57,7	19	42,2
α-HCH	45	100,0	0	0,0
β-HCH	45	100,0	0	0,0
γ-HCH (Lindan)	43	95,6	2	4,4
δ-HCH	45	100,0	0	0,0
HCB	31	68,9	14	31,1
Pentachlorphenol	36	80,0	9	20,0

ungskataster Rheinland-Pfalz 1996). In der Gesamtheit der aus dem Untersuchungsraum stammenden Proben liegt der Median nur bei 1 µg bzw. das 90. Perzentil bei 20 µg Σ-DDX/kg. Dass in diesem Raum geringe Mengen verwendet bzw. eingetragen wurden, zeigt auch der Vergleich mit Daten des letztjährigen Bodenzustandsberichts Mainz. Gegenüber diesem Verdichtungsraum mit seinem sehr hohen Anteil an Sonderkulturen liegen die Gehalte etwa um 80-90% niedriger.

Tab. 63 Statistische Kennwerte: Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ-DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	486	128	<1	<1	**21**	74	209	24284	188
	5911	45	19	<1	<1	**1**	5	20	38	14
alle Waldarten	RP	103	13	<1	6	**31**	80	132	262	153
	5911	21	1	<1	3	**8**	16	23	38	25
Laubwald	RP	45	8	<1	5	**20**	39	67	220	71
	5911	*8*	*0*	*3*	*7*	***13***	*21*	*33*	*38*	*38*
Mischwald	RP	33	3	<1	5	**34**	99	133	224	224
	5911	*8*	*0*	*2*	*3*	***6***	*14*	*24*	*25*	*25*
Nadelwald	RP	25	2	<1	37	**85**	118	153	262	193
	5911	*5*	*1*	*<1*	*0*	***1***	*5*	*9*	*9*	*9*
Ackerland	RP	135	43	<1	<1	**14**	55	161	1211	121
	5911	16	13	<1	<1	**<1**	<1	3	4	<1
Grünland	RP	46	29	<1	<1	**<1**	2	25	208	6
	5911	*8*	*5*	*<1*	*<1*	***<1***	*1*	*2*	*2*	*2*

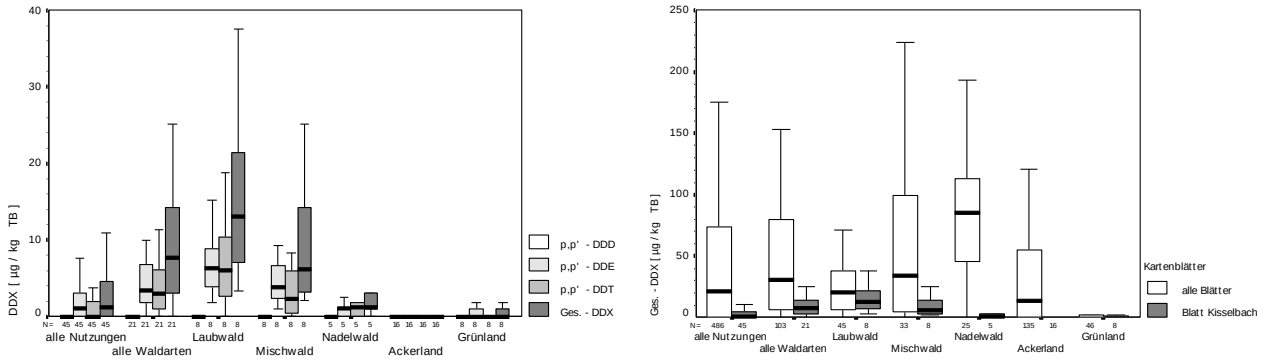
*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Die nutzungsbezogene Auswertung zeigt, dass dieses Insektizid im Untersuchungsraum in erster Linie noch in Waldböden eine geringe Rolle spielt. Obwohl die Gehalte gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz deutlich gesunken sind, waren von einer Ausnahme abgesehen in allen 21 untersuchten Waldböden DDX-Verbindungen noch nachweisbar. Mehr als 38 µg Σ-DDX/kg wurden aber nicht festgestellt.

Auch bei dieser Stoffgruppe zeigte sich, dass die Böden der Laubwälder deutlich höhere Gehalte aufweisen als die der Nadelwälder. Damit verhalten sich die Waldböden im Untersuchungsraum genau entgegengesetzt zu jenen, die während des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz untersucht wurden. Die Ursache hierfür ist unklar.

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

In Böden landwirtschaftlicher Nutzflächen sind Σ-DDX-Isomere nur noch in Ausnahmefällen nachweisbar. Lediglich 4 µg Σ-DDX/kg in Acker- bzw. 2 µg Σ-DDX/kg in Grünlandböden konnten maximal festgestellt werden. In der Region Mainz waren dagegen DDX in annähernd allen Ackerböden bestimmbar, und der mittlere Gehalt lag noch bei 9 µg Σ-DDX/kg und das 90. Perzentil bei 59 µg Σ-DDX/kg.



Blatt 5911 Kisselbach

Abb. 68 p,p´-DDX-Isomere und Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Nicht nur die insgesamt geringeren Gesamtgehalte deuten auf den Abbau der DDT-Verbindungen hin, sondern auch das Isomeren-Verhältnis. Während die Waldböden vor 13 Jahren noch ein mittleres p,p´-DDT/p,p´-DDE-Verhältnis von 2:1 aufwiesen, ist dieses heute in den Waldböden des Untersuchungsraums ausgeglichen. Das heißt, dass sich das Verhältnis zu Gunsten des minder toxischen Abbauproduktes p,p´-DDE verschoben hat. In den Ackerböden der Region Mainz wurde sogar ein Verhältnis von etwa 1:2 berechnet. Da im Untersuchungsraum DDT-Verbindungen in diesen Böden so gut wie nicht nachweisbar waren, konnte dies natürlich nicht nachvollzogen werden.
Ein weiteres Indiz ist die Relation zwischen p,p´-DDT und o,p´-DDT. Während das Verhältnis bei der Applikation bei 2,3:1 liegt (siehe oben), verschiebt es sich durch die raschere Metabolisierung des o,p´-DDT zu höheren Verhältniszahlen. Die Waldböden des Bodenbelastungskatsters Rheinland-Pfalz zeigten ein mittleres Verhältnis von 4,4:1. In den 11 Proben, in denen beide Verbindungen oberhalb der Nachweisgrenze lagen, wurde das gleiche Verhältnis ermittelt. Vermutlich liegt es aber noch höher, jedoch ist o,p´-DDT kaum noch analytisch fassbar.
Die Daten zeigen deutlich, dass es sich bei den gefundenen DDX-Gehalten um eine Altbelastung handelt und dass das Applikationsverbot eingehalten wird. Es wird aber in den Waldböden noch Jahrzehnte dauern, bis die Belastungen durch DDX-Verbindungen vollständig abgeklungen sind.

Von den untersuchten Isomeren des Hexachlorcyclohexans (HCH) besitzt nur γ-HCH (Lindan) eine ausgeprägte insektizide Wirkung (DOMSCH 1992). Technisches HCH, einem Gemisch, das neben γ-HCH auch die Isomere α-, β- und δ-HCH enthält, darf seit 1980 als Pflanzenschutzmittel nicht appliziert werden. Die Verwendung von chemisch reinem γ-HCH (Lindan) ist eingeschränkt zulässig. Dieses Insektizid fand vor allem Anfang der 80er Jahre auch in Wäldern zur Bekämpfung des Borkenkäfers Anwendung (JONECK & PRINZ 1993). Seit 1986 gilt ein landesweites und seit 1988 ein bundesweites Anwendungsverbot lindanhaltiger Forstschutzmittel.
HCH-Isomere sind in den Böden des Untersuchungsgebietes praktisch nicht mehr nachweisbar. Lediglich an zwei Standorten unter Laubwald wurden mit ≤ 2 µg γ-HCH/kg Spuren dieses Wirkstoffes festgestellt. Auch beim Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz konnte Lindan fast nur in Waldböden nachgewiesen werden. Die Isomere α-, β-und δ-HCH lagen generell unter der Bestimmungsgrenze. Die Böden des Untersuchungsgebiets sind hinsichtlich HCH praktisch unbelastet.

Tab. 64 Statistische Kennwerte: Summe der Hexachlorcyclohexan-Isomere (Σ-HCH) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	Median	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	486	402	<1	<1	<1	<1	9	434	<1
	5911	45	43	<1	<1	<1	<1	<1	2	<1
alle Waldarten	RP	103	47	<1	<1	3	21	33	84	39
	5911	21	19	<1	<1	<1	<1	<1	2	<1
Laubwald	RP	45	25	<1	<1	<1	11	30	69	30
	5911	*8*	*6*	*<1*	*<1*	*<1*	*1*	*2*	*2*	*2*
Mischwald	RP	33	13	<1	<1	8	17	23	34	34
	5911	*8*	*8*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*
Nadelwald	RP	25	9	<1	<1	18	28	39	84	39
	5911	*5*	*5*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*
Ackerland	RP	135	131	<1	<1	<1	<1	<1	21	<1
	5911	16	16	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Grünland	RP	46	45	<1	<1	<1	<1	<1	3	<1
	5911	*8*	*8*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

In 32% der untersuchten Böden wurden Spuren des seit 1981 verbotenen Herbizids Hexachlorbenzol

Tab. 65 Statistische Kennwerte: Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	485	247	<1	<1	**<1**	3	6	265	9
	5911	45	31	<1	<1	**<1**	1	2	4	4
alle Waldarten	RP	103	62	<1	<1	**<1**	3	6	102	8
	5911	21	19	<1	<1	**<1**	<1	<1	1	<1
Laubwald	RP	45	34	<1	<1	**<1**	<1	4	102	<1
	5911	*8*	*7*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*<1*	*1*	*<1*
Mischwald	RP	33	19	<1	<1	**<1**	2	4	28	5
	5911	*8*	*7*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*<1*	*1*	*<1*
Nadelwald	RP	25	9	<1	<1	**3**	6	12	48	13
	5911	*5*	*5*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*
Ackerland	RP	134	24	<1	1	**3**	5	8	48	11
	5911	16	5	<1	<1	**1**	2	4	4	4
Grünland	RP	46	28	<1	<1	**<1**	2	5	15	7
	5911	*8*	*7*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*<1*	*1*	*<1*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

(HCB) festgestellt. Hierbei handelt es sich fast ausnahmslos um Ackerböden. HCB wurde früher u.a. als Saatbeize verwendet. Es ist anzunehmen, dass HCB direkt in die Ackerböden gelangte. Dies zeigen auch Literaturhinweise (LABO 1998, JONECK & PRINZ 1993). Mit einem Median von 1 µg/kg und einem 90. Perzentil von 4 µg/kg liegen die Gehalte nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze. HCB wurde häufiger und in geringfügig höheren Konzentrationen als beim Bodenzustandsbericht Mainz nachgewiesen. Nach JONECK & PRINZ (1993) sind Ackerböden in Verdichtungsräumen hingegen etwas höher

belastet. Tendenziell ist die HCB-Belastung gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz weiter leicht gesunken.
Gegenüber anderen Bundesländern sind die Gehalte im Untersuchungsgebiet insgesamt vergleichbar bis leicht unterdurchschnittlich (LABO 1998, JONECK & PRINZ 1993).

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

Tab. 66 Statistische Kennwerte: Pentachlorphenol im Oberboden, gruppiert nach Nutzung
(Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	86	73	<1	<1	**<1**	<1	1	4	<1
	5911	45	36	<1	<1	**<1**	<1	1	3	<1
alle Waldarten	5911	21	18	<1	<1	**<1**	<1	1	3	<1
Laubwald	5911	*8*	*7*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*1*	*2*	*<1*
Mischwald	5911	*8*	*6*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*2*	*3*	*1*
Nadelwald	5911	*5*	*5*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*
Ackerland	RP	33	29	<1	<1	**<1**	<1	1	1	<1
	5911	16	13	<1	<1	**<1**	<1	1	1	<1
Grünland	5911	*8*	*5*	*<1*	*<1*	***<1***	*1*	*2*	*2*	*1*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

An 9 Standorten (=20%) konnten minimale PCP-Gehalte nachgewiesen werden, die aber nie 3 µg/kg überschreiten. Eine nutzungsbezogene Bewertung ist bei solch geringen Gehalten und der vorhandenen Streuung nicht möglich. Da im Untersuchungsgebiet typische Emittenten fehlen und PCP im Boden relativ instabil ist, besitzt auch dieser Schadstoff im Untersuchungsraum keine besondere Bedeutung.

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

4.3.2. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

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

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

PAK werden in starkem Maß an die organische Substanz gebunden und reichern sich daher in den obersten Bodenhorizonten an. Eine vertikale Verlagerung erfolgt in größerem Umfang vermutlich durch Anlagerung an lösliche Huminstoffe in sauren Böden (HARTMANN 1995). Im Untersuchungsgebiet kann dies bei Waldböden aufgrund tiefer pH-Werte nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Bei den untersuchten Einzelkomponenten (siehe Tab. 67) wurden neben den in der EPA-Liste aufgeführten 16 PAK zusätzlich die Parameter Benzo(e)pyren und Anthanthren in den Untersuchungsumfang aufgenommen. Die Gesamtbelastung ergibt sich aus der Addition der 16 Einzelkomponenten der EPA-Liste (PAK_{16}). Die Summenbildung gemäß EPA ist die heute gebräuchlichste Methode, um die Gesamtbelastung der PAK zu beurteilen. Der Vergleich mit Ergebnissen anderer Untersuchungen gestaltet sich dennoch aufgrund verschiedenartiger PAK-Summenbildung teilweise schwierig (Σ nach TVO, Σ nach JONECK & PRINZ (1993)).

Im Rahmen der flächenhaften Bodenuntersuchungen wurden in Rheinland-Pfalz die PAK erst zum Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) aufgenommen. Immerhin stehen damit mittlerweile Daten sowohl aus einem städtisch als auch einem ländlich geprägten Raum zur Verfügung.

Das ländliche Untersuchungsgebiet weist eine deutlich geringere PAK-Belastung auf als der Verdichtungsraum Mainz. Auch ohne Berücksichtigung der Nutzung liegt der mittlere PAK_{16}-Gehalt mit 261 µg/kg um über 40% niedriger. Der Unterschied beim 90. Perzentil, das allgemein als Obergrenze der Hintergrundgehalte verwendet wird, ist noch weitaus größer, da die Gehalte im Untersuchungsraum erheblich geringer streuen. Das 90. Perzentil der BaP-Gehalte liegt sogar um über 90% niedriger. Wegen des auf Blatt Kisselbach ungleich höheren Waldanteils wurden solch markante Unterschiede nicht erwartet.

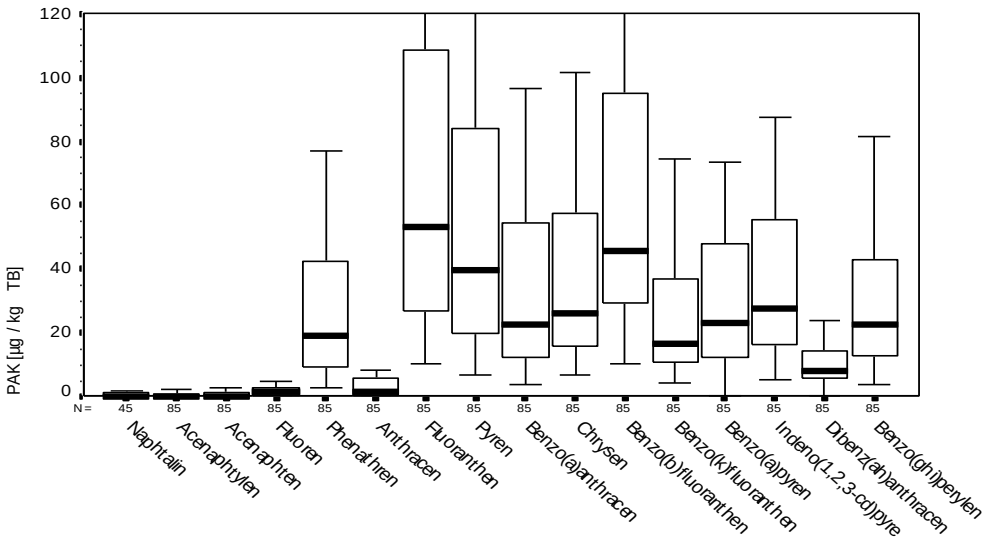
Wie bei allen untersuchten organischen Schadstoffen sind im Durchschnitt die höchsten Konzentrationen in den Oberböden der Wälder zu finden. Die nutzungsbezogenen Unterschiede sind aber weit geringer als beispielsweise bei den polychlorierten Biphenyle (PCB) oder den polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F). Während die Waldböden gegenüber Ackerböden im Mittel die fast 9-fache PCDD/F-Menge (siehe 4.3.4.) enthalten, sind sie bei den PAK_{16} lediglich um Faktor 1,3 erhöht.

Tab. 67 Statistische Kennwerte: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden (Angaben in µg/kg TB)

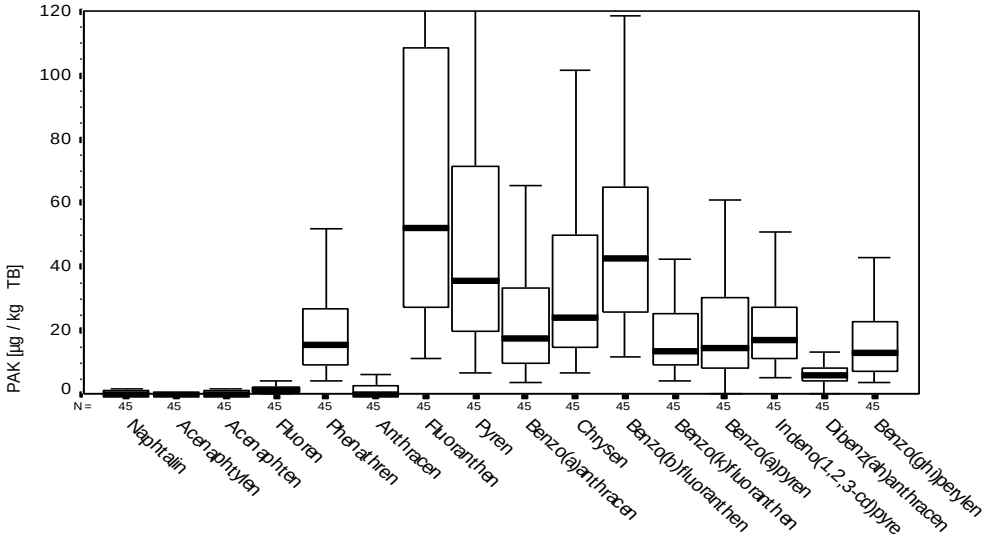
	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
Naphtalin**	5911	45	24	<1	<1	**<1**	1	2	2	2
Acenaphthylen**	RP	85	62	<1	<1	**<1**	1	16	233	4
	5911	45	39	<1	<1	**<1**	<1	1	1	<1
Acenaphthen**	RP	85	52	<1	<1	**<1**	1	6	72	6
	5911	45	32	<1	<1	**<1**	1	2	6	6
Fluoren**	RP	85	27	<1	<1	**1**	3	10	188	5
	5911	45	10	<1	1	**2**	3	3	13	4
Phenathren**	RP	85	0	3	9	**19**	43	121	2690	77
	5911	45	0	4	9	**16**	30	54	174	61
Anthracen**	RP	85	36	<2	<2	**2**	6	26	637	9
	5911	45	32	<2	<2	**<2**	3	6	24	8
Fluoranthen**	RP	85	0	11	27	**53**	112	436	5754	219
	5911	45	0	11	27	**52**	112	176	489	190
Pyren**	RP	85	0	7	20	**40**	85	332	3979	170
	5911	45	0	7	20	**36**	75	134	381	141
Benzo(a)anthracen**	RP	85	0	4	12	**22**	55	219	3827	97
	5911	45	0	4	10	**17**	34	61	236	66
Chrysen**	RP	85	0	7	16	**26**	58	197	3321	102
	5911	45	0	7	15	**24**	50	77	253	102
Benzo(b)fluoranthen**	RP	85	0	10	29	**46**	95	284	3699	157
	5911	45	0	12	26	**43**	69	125	243	125
Benzo(k)fluoranthen**	RP	85	0	4	11	**17**	37	125	2054	75
	5911	45	0	4	9	**14**	25	37	120	43
Benzo(a)pyren**	RP	85	1	<4	12	**23**	48	202	3267	73
	5911	45	1	<4	8	**15**	31	40	184	61
Benzo(e)pyren	RP	85	0	6	15	**25**	52	189	2516	79
	5911	45	0	6	13	**20**	34	54	189	65
Indeno(1,2,3-cd)pyren**	RP	85	0	5	16	**28**	57	215	2588	88
	5911	45	0	5	11	**17**	29	51	161	52
Dibenzo(a,h)anthracen**	RP	85	11	<4	6	**8**	14	71	820	27
	5911	45	9	<4	4	**6**	8	12	49	13
Benzo(g,h,i)perylen**	RP	85	0	4	13	**23**	44	164	2080	82
	5911	45	0	4	7	**13**	23	34	136	43
Anthanthren	RP	85	29	<4	<4	**5**	9	44	471	23
	5911	45	19	<4	<4	**4**	5	7	8	8

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach
** 16 Einzelkomponenten nach EPA

Wie bei vielen organischen Schadstoffen, waren deutlich höhere Gehalte als bei anderen Nutzungsarten vermutet worden. Diese Erwartung stützt sich auf mehrere Faktoren. Eine wichtige Rolle spielt die höhere Filterwirkung der Waldvegetation gegenüber Luftverunreinigungen. Weitere Ursachen liegen in der im Gegensatz zu Ackerböden fehlenden Einmischung und damit Verdünnung durch Pflügen sowie im fehlenden Ernteentzug. Hinzu kommt die geringere Entnahmetiefe bei der horizontweisen Beprobung der Waldböden. Allerdings wird durch die geringere Dichte und Mächtigkeit der Horizonte der Gesamtvorrat in Waldböden etwas überschätzt.



Alle Blätter



Blatt 5911 Kisselbach

Abb. 69 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden

Zwar streuen die Gehalte in den Waldböden stärker, dennoch sind sie nicht wesentlich höher als in Ackerböden. Infolge geringerer Fallzahlen ist eine weitere Untergliederung nach Laub-, Misch und Nadelwald statistisch problematisch. Hinzu kommt, dass der Trend im Gegensatz zu anderen organischen Schadstoffen im Untersuchungsraum auch nicht eindeutig ist. Bei allen Waldarten streuen die Gehalte im Oberboden so stark, dass der Maximalgehalt innerhalb der Ausreissergrenze liegt. Mit einem Median von 435 bzw. 447 µg PAK_{16}/kg sind in Laub- und Mischwäldern des Blattes Kisselbach vergleichbare Gehalte zu finden. Die mittlere BaP-Konzentration ist in ihnen mit 25 bzw. 24 µg/kg praktisch identisch. Auffallend gering sind die Oberböden der Nadelwälder belastet. Die mittleren Gehalte unterschreiten sogar den Durchschnittswert der Ackerböden. Der in ihnen gefundene Maximalgehalt von 274 µg PAK_{16}/kg entspricht dem Mittelwert aller Waldstandorte. Mit einem Median von 7 µg/kg wurden dort auch die mit Abstand geringsten BaP-Gehalte gemessen. Allerdings ist die Aussage bei lediglich 5 beprobten Böden mit einer großen Unsicherheit behaftet.

Tab. 68 Statistische Kennwerte: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	85	0	65	190	**303**	682	2471	35208	1187
	5911	45	0	65	163	**261**	554	838	2471	1086
alle Waldarten	RP	23	0	68	228	**303**	778	1106	9935	1187
	5911	21	0	68	222	**274**	717	1003	1187	1187
Laubwald	RP	10	0	216	264	**504**	808	5510	9935	1086
	5911	8	0	216	252	**435**	748	1003	1086	1086
Mischwald	5911	8	0	165	248	**447**	893	1115	1187	1187
Nadelwald	5911	5	0	68	101	**185**	254	274	274	274
Ackerland	RP	32	0	75	157	**255**	402	735	2474	713
	5911	16	0	85	114	**212**	357	697	808	713
Grünland	5911	8	0	65	157	**218**	294	1821	2471	306

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Bei der bundesweiten Bodenzustandserhebung Wald wurde bei BaP ein Median von 24 und ein 90. Perzentil von 127 µg/kg ermittelt (LABO 1998). Mit 16 bzw. 39 µg/kg sind die BaP-Gehalte in den Waldoberböden des Untersuchungsraum somit im Bundesvergleich leicht unterdurchschnittlich. Die Werte entsprechen Daten aus ländlichen Räumen Bayerns (JONECK & PRINZ 1993), während in Thüringen und Nordrhein-Westfalen teilweise deutlich höhere BaP-Gehalte festgestellt wurden LABO 1998). Bei den PAK_{16}-Gehalten zeigt sich ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit Angaben aus Bayern und Baden-Württemberg (LABO 1998). Die im Untersuchungsraum gefundenen PAK_{16}- und BaP-Gehalte liegen daher im Hintergrundbereich süddeutscher Waldböden.

Tab. 69 Statistische Kennwerte: Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	85	1	<4	12	**23**	48	202	3267	73
	5911	45	1	<4	8	**15**	31	40	184	61
alle Waldarten	RP	23	0	5	9	**17**	35	47	951	73
	5911	21	0	5	8	**16**	35	39	73	73
Laubwald	RP	10	0	8	11	**34**	38	496	951	40
	5911	*8*	*0*	*8*	*10*	***25***	*36*	*40*	*40*	*40*
Mischwald	5911	*8*	*0*	*5*	*12*	***24***	*37*	*63*	*73*	*73*
Nadelwald	5911	*5*	*0*	*5*	*6*	***7***	*10*	*10*	*10*	*10*
Ackerland	RP	32	0	5	12	**22**	29	64	233	49
	5911	16	0	5	7	**13**	25	58	61	30
Grünland	5911	*8*	*1*	*<4*	*11*	***15***	*19*	*135*	*184*	*21*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Die flächenhaft geringsten PAK-Gehalte weisen die Oberböden der landwirtschaftlichen Nutzflächen auf. Unter dem Vorbehalt einer geringen statistischen Sicherheit sind in Ackerböden des Untersuchungsraums Konzentrationen zwischen 200 und 700 µg PAK_{16}/kg bzw. 13 und 60 µg BaP/kg als typische Hintergrundbelastung anzusehen.

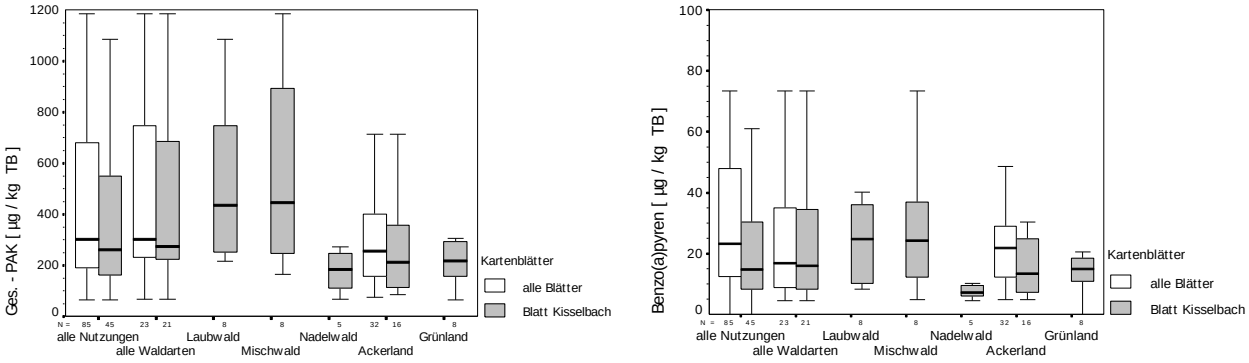


Abb. 70 Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung

Im Vergleich mit Daten aus anderen Bundesländern liegen die PAK_{16}- und BaP-Gehalte der Ackerböden im mittleren bis unteren Bereich. Die Werte stimmen gut mit jenen aus Baden-Württemberg und Sachsen überein, während die Belastung gegenüber Nordrhein-Westfalen oder Thüringen geringer ist (LABO 1998). In Ackerböden ländlicher Regionen Bayerns wurden hingegen etwas geringere BaP-Konzentrationen festgestellt (JONECK & PRINZ 1993).
Die Gehalte in den Grünlandböden liegen auf ähnlichem Niveau. An einem Standort in der Simmerbach-Aue unterhalb von Pleizenhausen wurden jedoch mit 2471 µg PAK_{16}/kg und 184 µg BaP/kg die im Untersuchungsraum höchsten Gehalte gemessen. Dies ist nicht ganz überraschend, da gerade in Böden rezenter Auen neben atmosphärischen Immissionen PAK auch durch Hochwasser eingetragen werden.

Der Richtwert nach CRÖßMANN et al. (1992) von 2000 µg BaP/kg, bei dem bei Unterschreitung ein uneingeschränkter Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen möglich ist, wird generell weit unterschritten, so dass an keinem der untersuchten Standorte eine Nutzungseinschränkung empfohlen werden muss.

Einen Hinweis auf die regionale und nutzungsabhängige Bedeutung verschiedener Emissionsquellen bietet der Anteil des BaP am Gesamtgehalt (PAK_{16}). In Verdichtungsräumen besteht PAK_{16} zu ca. 10% aus BaP (Umweltministerium Baden-Württemberg 1995, HAUENSTEIN & BOR 1998). In der Region Mainz lag der BaP-Anteil in Siedlungsgebieten knapp unter 10% und in Ackerböden bei 8-9%. Im Raum Kisselbach weisen die PAK_{16} hingegen nur einen mittleren BaP-Anteil von 6% auf. Während in Ackerböden der mittlere BaP-Anteil mit 7% nicht wesentlich niedriger als in der Region Mainz liegt, sinkt er in den Waldböden auf knapp unter 5%.
Auffallend ist ferner, dass neben dem BaP auch weitere höhermolekulare und schwerflüchtigere PAK wie Indeno(1,2,3-c,d)pyren oder Benzo(g,h,i)perylen gegenüber den Böden des Raumes Mainz unterdurchschnittlich vertreten sind, während bei den leichterflüchtigen PAK ($\leq C_{18}H_x$) vergleichbare Konzentrationen gefunden wurden. Dies zeigt, dass in beiden Räumen etwas abweichende PAK-Profile vorliegen.

Die PAK-Gehalte liegen im Untersuchungsgebiet im Erwartungsbereich der diffusen Bodenbelastung ländlicher Räume. Die multifunktionelle Nutzung der untersuchten Böden wird durch diese Schadstoffgruppe nicht eingeschränkt.

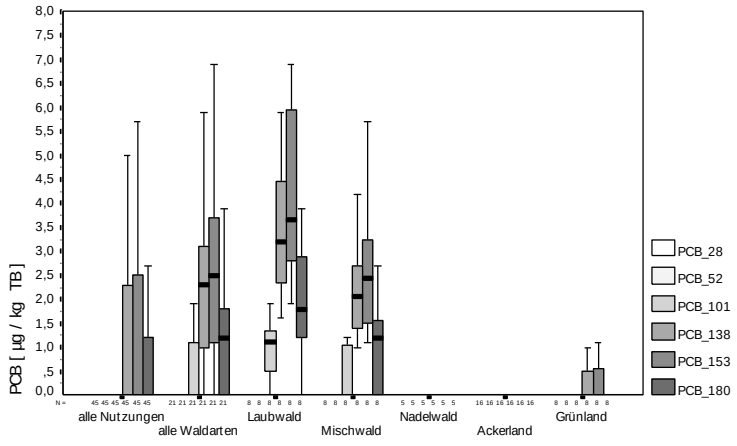
4.3.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)

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

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

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

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



Blatt 5911 Kisselbach

Abb. 71 Polychlorierten Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten

In den Oberböden des Untersuchungsraums lassen sich in 58% der Fälle keines der PCB-Isomere (noch) nachweisen. Die nieder- bis mittelchlorierten PCB Nr. 28, 52 unterschritten generell und PCB Nr. 101 meist die Nachweisgrenze. Zum einen ist dies darauf zurückzuführen, dass überwiegend mittel bis hochchlorierte PCB-Verbindungen produziert wurden, zum anderen darauf, dass niederchlorierte PCB-Isomere eine geringere Persistenz besitzen. In etwas stärker belasteten Böden ist die Dominanz der PCB Nr. 153 und 138 deutlicher ersichtlich (siehe Abb. 71). Die kontinuierliche Zunahme von PCB Nr. 28 nach Nr. 153 mit einem leichten Rückgang zu Nr. 180 ist typisch für ubiquitär belastete Böden und deutet auf die Herkunft aus industriellen PCB-Gemischen hin. Die Konzentrationsverteilung gleicht den PCB-Profilen im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz und Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1996, 1998).

Am geringsten ist die PCB-Belastung in Ackerböden, in denen diese Schadstoffgruppe im Bearbeitungsgebiet nicht nachgewiesen werden konnte. Im Vergleich zum Bodenbelastungskataster Rheinland- Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996), bei dem die Probennahme vor etwa 13 Jahren erfolgte, sind die Einträge in diese Böden gesunken. Auch damals waren die Ackerböden die am geringsten belasteten Böden, aber Σ-PCB wurden noch in 32% der Standorte festgestellt. Das 90. Perzentil, als Obergrenze des

Hintergrundbereichs, lag bei 12 µg/kg. In wenigen Grünlandböden konnten noch geringfügige Σ-PCB-Konzentrationen nachgewiesen werden. Auch hier ist die Tendenz rückläufig.

Tab. 70 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden
(Angaben in µg/kg TB)

	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
PCB-Nr. 28	RP	486	447	<1	<1	**<1**	<1	<1	59	<1
	5911	45	45	<1	<1	**<1**	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 52	RP	486	449	<1	<1	**<1**	<1	<1	27	<1
	5911	45	45	<1	<1	**<1**	<1	<1	<1	<1
PCB-Nr. 101	RP	486	356	<1	<1	**<1**	1	5	46	5
	5911	45	35	<1	<1	**<1**	<1	1	2	<1
PCB-Nr. 138	RP	486	221	<1	<1	**2**	6	16	161	17
	5911	45	27	<1	<1	**<1**	2	3	6	6
PCB-Nr. 153	RP	486	214	<1	<1	**1**	6	16	109	17
	5911	45	26	<1	<1	**<1**	3	4	7	7
PCB-Nr. 180	RP	486	270	<1	<1	**<1**	4	10	118	12
	5911	45	32	<1	<1	**<1**	1	3	4	4
Σ-PCB	RP	486	206	<1	<1	**3**	17	47	422	45
	5911	45	26	<1	<1	**<1**	6	11	18	18

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Dass PCB-Einträge seit dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz stark zurückgegangen sind, zeigen auch die Gehalte der Waldoberböden. Zwar sind immer noch in ca. 80% dieser Böden mittel- und hochchlorierte PCB nachweisbar, jedoch sind alle statistischen Kennwerte drastisch gesunken. Im Gesamtdatenbestand, in den auch Daten des Bodenbelastungskatasters Rheinland-Pfalz einfließen, liegt die Ausreißergrenze derzeit bei 79 µg Σ-PCB/kg. Dieser Wert wird im Untersuchungsgebiet mit einem Maximalwert von 18 µg Σ-PCB/kg immer weit unterschritten. Die gegenüber anderen Nutzungsformen besonders ausgeprägte Anreicherung dieser Schadstoffgruppe ist auf die starke Auskämm- bzw. Filterleistung der Bäume zurückzuführen. Dies zeigt auch die Karte zu den Σ-PCB-Gehalten (siehe Anlage). Eine auffallende räumliche Verteilung der Belastung ist allerdings nicht feststellbar.

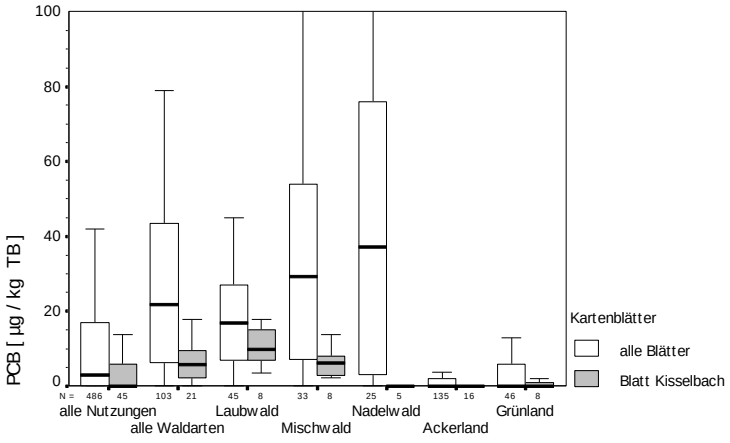


Abb. 72 Polychlorierten Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden - Vergleich der Gesamtdaten mit Daten des Untersuchungsgebietes, gegliedert nach Nutzung

Während im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz die allgemeine Regel aufgestellt werden konnte, dass mit zunehmendem Nadelbaumanteil auch die Gehalte an organischen Schadstoffen zunehmen, stellt sich das heutige Bild im Untersuchungsgebiet genau entgegengesetzt dar. Während in den Nadelwäldern diese Schadstoffgruppe praktisch nicht mehr nachweisbar ist, liegt der mittlere Gesamtgehalt in den Oberböden der Laubwälder bei 10µg Σ-PCB/kg. Im

Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz wurden ihnen im Mittel noch 20µg Σ-PCB/kg bzw. in den Oberböden der Nadelwälder 58 µg Σ-PCB/kg festgestellt. Zwar ist die Aussage infolge der geringen Fallzahl statistisch unsicher, in der Richtung allerdings eindeutig. Ob die höhere Belastung der Laubwälder ein regionaler Sonderfall ist oder ob es sich mittlerweile um eine typische Situation handelt, lässt sich zum jetzigen Zeitpunkt nicht beurteilen. Auch bei den übrigen untersuchten organischen Schadstoffen zeigt sich ein vergleichbares Bild.

Tab. 71 Statistische Kennwerte: Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in µg/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	486	206	<1	<1	**3**	17	47	422	45
	5911	45	26	<1	<1	**<1**	6	11	18	18
alle Waldarten	RP	103	14	<1	6	**22**	44	74	170	79
	5911	21	4	<1	2	**6**	10	15	18	18
Laubwald	RP	45	7	<1	7	**17**	27	41	149	45
	5911	*8*	*0*	*4*	*7*	***10***	*15*	*18*	*18*	*18*
Mischwald	RP	33	2	<1	7	**29**	55	67	107	107
	5911	*8*	*0*	*2*	*3*	***6***	*8*	*12*	*14*	*14*
Nadelwald	RP	25	5	<1	3	**37**	77	151	170	170
	5911	*5*	*4*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*1*	*1*	*<1*
Ackerland	RP	135	96	<1	<1	**<1**	2	8	89	8
	5911	16	16	<1	<1	**<1**	<1	<1	<1	<1
Grünland	RP	46	29	<1	<1	**<1**	6	13	49	13
	5911	*8*	*6*	*<1*	*<1*	***<1***	*<1*	*8*	*11*	*2*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

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

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

Für die polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) wird üblicherweise der Überbegriff „*Dioxine*“ benutzt. Neben ausschließlich chlorierten Verbindungen sind auch bromierte bzw. Mischformen aus beiden Halogenen bekannt. Daraus ergeben sich über 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. Aus toxischer Sicht sinkt die Dioxinbelastung mit der Zahl der substituierten Chloratome, d.h. von TCDD nach OCDD (Kürzel siehe Tab. 48). Um die Gesamtbelastung an 2,3,7,8-PCDD/F-Kongenere aufgrund der unterschiedlichen Toxizität beurteilen zu können, werden die Absolutgehalte der einzelnen Komponenten durch Faktoren in Beziehung zur Toxizität des TCDD gesetzt (siehe 3.2.4.). Die Summe der berechneten Kongenere ergibt das (Internationale) Toxizitätsäquivalent (I-TEq). PCDD/F mit einer gleichen Anzahl von Chloratomen werden als Homologe bezeichnet.

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

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

Tab. 72 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (Angaben in ng I-TEq/kg TB)

Nutzungsklassen	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
alle Nutzungen	RP	86	0	0,3	0,8	**1,2**	3,6	9,2	45,0	7,1
	5911	45	0	0,5	0,8	**1,3**	4,9	9,4	15,8	9,4
alle Waldarten	RP	23	0	0,9	3,7	**6,2**	9,4	15,3	45,0	15,8
	5911	21	0	0,9	3,6	**6,2**	9,4	14,9	15,8	15,8
Laubwald	RP	10	0	3,5	6,2	**9,4**	14,7	30,4	45,0	15,8
	5911	*8*	*0*	*3,5*	*6,5*	***9,4***	*13,3*	*15,5*	*15,8*	*15,8*
Mischwald	5911	*8*	*0*	*2,8*	*4,0*	***5,4***	*7,1*	*12,8*	*15,2*	*7,1*
Nadelwald	5911	*5*	*0*	*0,9*	*1,1*	***2,6***	*3,8*	*3,9*	*3,9*	*3,9*
Ackerland	RP	33	0	0,3	0,7	**0,8**	1,1	1,6	5,8	1,6
	5911	16	0	0,5	0,6	**0,7**	0,8	0,9	1,1	0,9
Grünland	5911	*8*	*0*	*0,7*	*1,1*	***1,3***	*1,9*	*2,4*	*2,5*	*2,5*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Die PCDD/F wurden gemeinsam mit den PAK erst beim Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) in das Analysespektrum aufgenommen. Daher wurden im Rahmen der flächenhaften Untersuchungen zum Bodenzustand insgesamt erst 86 Oberböden auf diese Schadstoffgruppe untersucht. Immerhin stehen nun mit dem Bodenzustandsbericht Mainz und dem vorliegenden Bericht Daten sowohl aus einem städtisch als auch einem ländlich geprägten Raum zur Verfügung.

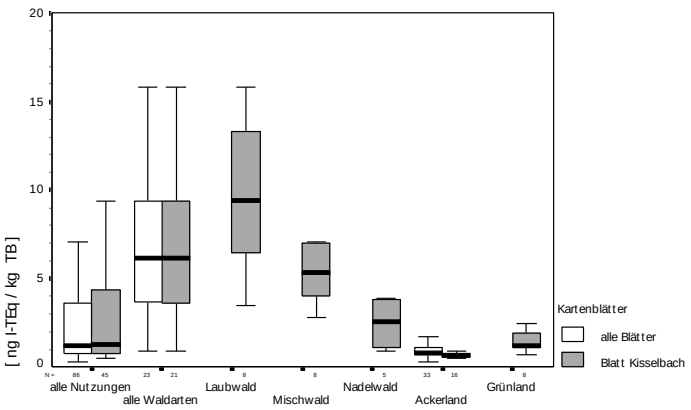


Abb. 73 PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung

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

Beim Vergleich des I-TEq scheint der Untersuchungsraum vordergründig geringfügig höher als die Region Mainz belastet zu sein (HAUENSTEIN & BOR 1998). Ohne Nutzungsbezug ergab sich beim Bodenzustandsbericht Mainz ein Median von 1,0 ng I-TEq/kg, während er in der Region Kisselbach bei 1,3 ng I-TEq/kg liegt. Ohne Einbeziehung der Nutzungsart ist ein Vergleich jedoch nicht möglich. Wie in Tab. 72 und Abb. 73 deutlich ersichtlich, liegt die PCDD/F-Belastung der Waldböden erheblich höher als bei allen anderen Nutzungsarten. Die Oberböden der Wälder weisen im Mittel eine fast 9-fache Gesamtbelastung im Vergleich zu den Ackerböden auf. Der ungleich höhere Waldanteil im Untersuchungsraum erklärt allein den ohne Nutzungsbezug geringfügig höheren Mittelwert. Wie schon bei anderen Stoffen erwähnt, wird die Ursache in der höheren Filterleistung der Bäume für Luftschadstoffe und der gegenüber Ackerböden fehlenden Durchmischung des Oberbodens gesehen. Analog zu anderen organischen Schadstoffen enthalten die Laubwälder mit durchschnittlich 9,4 ng I-TEq/kg höhere Gehalte als die Misch- und Nadelwälder (5,4 bzw. 2,6 ng I-TEq/kg). Leider kann infolge des geringen Datenbestands noch nicht beurteilt werden, inwieweit diese Verteilung typisch ist oder ob an sich – wie bei PCB oder Bioziden – höhere Gehalte in den Nadelwäldern zu erwarten wären. Das besonders toxische 2,3,7,8-TCDD konnte in sehr geringen Konzentrationen ($\leq$ 0,9 ng I-TEq/kg) lediglich in Waldböden nachgewiesen werden. Gegenüber Daten aus Süddeutschland (LABO 1998) scheint die PCDD/F-Belastung der Waldböden im Untersuchungsgebiet leicht überdurchschnittlich zu sein.

Direkt vergleichbar sind die Daten der Ackerböden des Untersuchungsraums mit jenen des Bodenzustandsberichtes Mainz. Bei einer sehr geringen Streuung enthalten sie im Mittel 0,7 ng I-TEq/kg. In diesem ländlich geprägten Raum stellen Gehalte über 0,9 ng I-TEq/kg die Ausnahme dar. Im Raum Mainz enthalten diese Böden im Mittel mit 1,0 ng I-TEq/kg zwar nur unwesentlich mehr PCDD/F, jedoch liegt die Ausreißergrenze mit 1,7 ng I-TEq/kg fast doppelt so hoch. Der Vergleich mit Daten

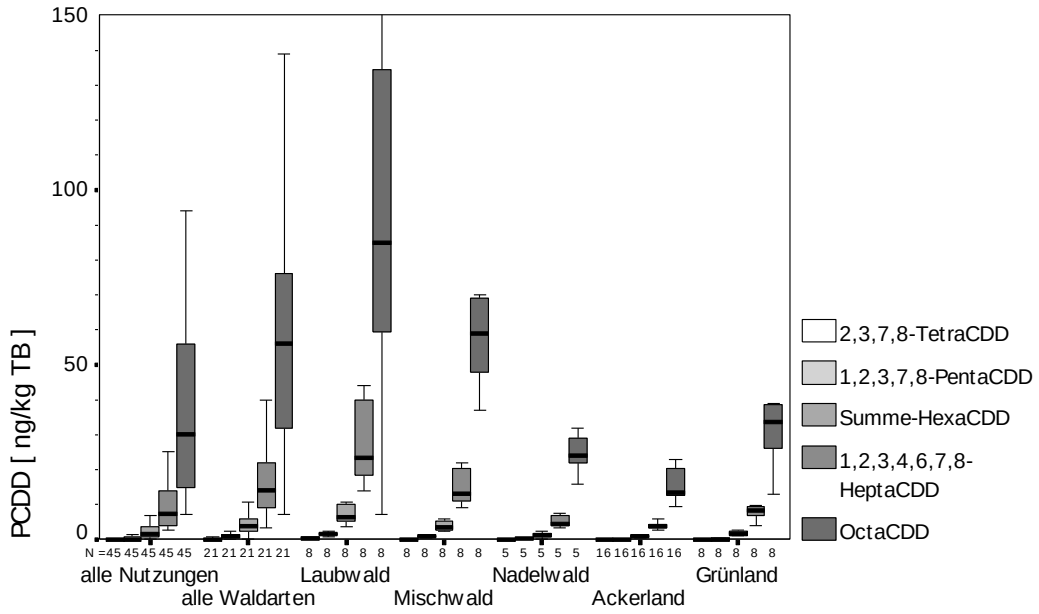
anderer Bundesländer (LABO 1998) zeigt, dass die in diesem Bericht gefundenen Werte typisch für ländliche Regionen ist.

Tab. 73 Statistische Kennwerte: Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden (Angaben in ng/kg TB)

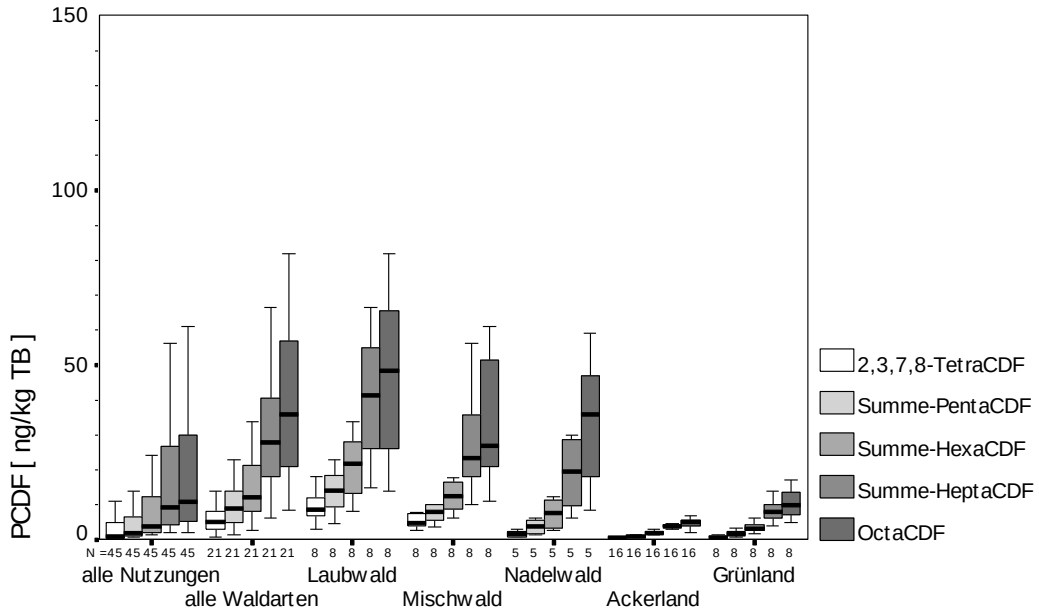
Kongenere	Herkunft*	Anzahl	Anzahl < NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (-TCDD)	RP	86	69	<0,3	<0,3	**<0,3**	<0,3	0,3	2,2	<0,3
	5911	45	35	<0,3	<0,3	**<0,3**	<0,3	0,5	0,9	<0,3
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzo-p-dioxin (-PeCDD)	RP	86	46	<0,3	<0,3	**<0,3**	0,6	1,3	3,1	3,1
	5911	45	23	<0,3	<0,3	**<0,3**	0,8	1,6	2,3	2,3
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	86	30	<0,3	<0,3	**0,3**	0,7	1,2	3,6	3,6
	5911	45	10	<0,3	0,2	**0,4**	0,9	1,7	2,4	1,7
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	86	2	<0,3	0,4	**0,6**	1,2	2,6	17,0	2,1
	5911	45	1	<0,3	0,4	**0,7**	1,5	3,0	4,9	3,0
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzo-p-dioxin (-HxCDD)	RP	86	3	<0,3	0,4	**0,5**	0,9	1,8	6,7	1,6
	5911	45	2	<0,3	0,3	**0,6**	1,3	2,3	3,6	2,3
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzo-p-dioxin(-HpCDD)	RP	86	0	1,6	3,9	**6,0**	12,0	24,7	244,0	22,0
	5911	45	0	2,6	4,1	**7,3**	14,3	25,0	44,0	25,0
Octachlor-dibenzo-p-dioxin (OCDD)	RP	86	0	7,2	19,0	**29,5**	53,0	126,4	3220,0	94,0
	5911	45	0	7,2	14,8	**30,0**	57,8	94,0	151,0	94,0
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzofuran (-TCDF)	RP	86	1	<0,3	0,6	**0,9**	2,9	8,1	29,0	5,3
	5911	45	0	0,3	0,6	**0,8**	4,9	9,5	18,0	11,0
1,2,3,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (PeCDF)	RP	86	2	<0,3	0,5	**0,8**	2,4	6,6	36,0	5,0
	5911	45	0	0,3	0,5	**0,9**	3,7	6,9	11,0	7,2
2,3,4,7,8-Pentachlor-dibenzofuran (PeCDF)	RP	86	1	<0,3	0,6	**0,8**	2,5	5,5	19,0	5,0
	5911	45	0	0,4	0,5	**0,8**	4,0	7,3	12,0	9,1
1,2,3,4,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	86	1	<0,3	0,8	**1,2**	4,0	8,8	120,0	8,6
	5911	45	0	0,5	0,8	**1,5**	5,1	8,8	13,0	9,1
1,2,3,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	86	2	<0,3	0,6	**0,8**	2,2	5,6	25,0	4,0
	5911	45	0	0,4	0,6	**1,0**	3,4	6,0	8,7	6,3
1,2,3,7,8,9-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	86	72	<0,3	<0,3	**<0,3**	<0,3	0,6	3,0	<0,3
	5911	45	33	<0,3	<0,3	**<0,3**	0,1	1,0	2,2	2,2
2,3,4,6,7,8-Hexachlor-dibenzofuran (-HxCDF)	RP	86	1	<0,3	0,6	**0,9**	2,7	6,1	48,0	5,1
	5911	45	0	0,4	0,6	**1,3**	4,2	7,5	48,0	9,2
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor-dibenzofuran (-HpCDF)	RP	86	0	0,9	3,5	**5,6**	17,0	37,9	165,0	37,0
	5911	45	0	2,1	3,8	**8,4**	25,3	39,0	63,0	53,0
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor-dibenzofuran (-HpCDF)	RP	86	6	<0,3	0,3	**0,5**	1,1	2,6	17,0	2,0
	5911	45	1	<0,3	0,3	**0,7**	1,8	2,8	4,3	3,6
Octachlor-dibenzofuran (OCDF)	RP	86	0	0,8	4,7	**8,1**	21,0	56,5	822,0	45,0
	5911	45	0	2,1	5,3	**11,0**	31,5	59,0	82,0	61,0

* Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Sehr aufschlußreich ist der regionale Vergleich des PCDD/PCDF-Verhältnisses (D/F) und der einzelnen Homologen. Von den untersuchten PCDD/F-Verbindungen stellt, wie erwähnt, rein mengenmäßig das Octa-CDD bei allen Nutzungsformen die wichtigste Einzelkomponente dar. Auch bei den Furanen



Polychlorierte Dibenzodioxine (Blatt 5911 Kisselbach)



Polychlorierte Dibenzofurane (Blatt 5911 Kisselbach)

Abb. 74 PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung

weisen jene, die 8 Chloratome substituiert haben, die höchsten Gehalte auf, jedoch besitzen die minderchlorierten Verbindungen einen größeren Stellenwert als die der Dioxine (siehe Abb. 74). Dies wurde ähnlich auch beim Bodenzustandsbericht Mainz beobachtet, aber hinsichtlich des D/F-Verhältnisses unterscheiden sich beide Regionen.

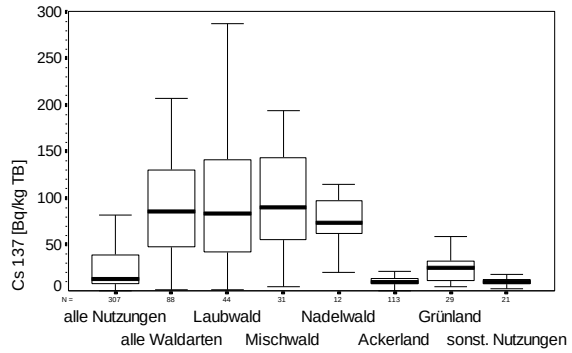
Allgemein gilt, dass in Ackerböden mehr Dioxine als Furane zu finden sind, was überwiegend durch das OctaCDD hervorgerufen wird. Während im Untersuchungsgebiet in Ackerböden ein D/F-Verhältnis im Mittel von 1,6 ermittelt wurde, liegt es in der Region Mainz fast doppelt so hoch, d.h. dass dort die Belastung stärker als im Raum Kisselbach von Dioxinen herrührt.

In den Waldböden hingegen überwiegen Furane. In ihnen liegt das D/F-Verhältnis durchschnittlich bei 0,8. Tendenziell sinkt dieses Verhältnis bei steigender Gesamtbelastung, d.h. je mehr PCDD/F die Waldböden enthalten, umso höher ist der Anteil der Furane. Möglicherweise ist dies ein Hinweis, dass ein höherer Anteil der in Waldböden vorkommenden PCDD/F aus thermischen Prozessen (Autoabgase, Hausbrand, Müllverbrennung, etc.) stammt. Da die Halbzeiten dieser Schadstoffe in Acker- und Waldböden aber vermutlich unterschiedlich ist, kann eine zeitliche Verschiebung der Homologenprofile nicht ausgeschlossen werden.

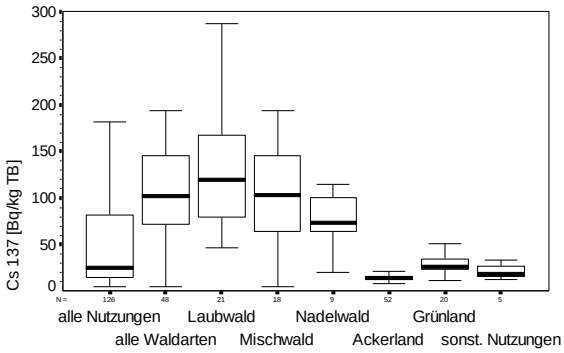
Die räumliche Verteilung der PCDD/F-Gehalte auf Blatt Kisselbach lässt keine spezifischen Emittenten erkennen. Auch in der Nähe der Autobahn sind keine signifikant höheren Werte feststellbar. Dies war auch nicht zu erwarten, da schon nach etwa 5m Fahrbahnabstand die Gehalte allgemein auf ubiquitäre Werte zurück gehen (UNGER & PRINZ 1997, in ROSENKRANZ et al. 1988). In der Karte zu den Gehalten im Oberboden (siehe Kartenanlage) kommt hingegen die schon erwähnte Abhängigkeit von der Nutzung deutlich zum Vorschein. In Böden mit überdurchschnittlichen PCDD/F-Gehalten liegen meist auch andere organischen Schadstoffe wie PAK oder PCB in erhöhten Konzentrationen vor. Dies ist ein weiterer Hinweis auf diffuse atmosphärische Einträge.

4.4. Radionuklide

Künstliche Radionuklide gelangten in die Böden des Untersuchungsgebietes in erster Linie durch die oberirdischen Kernwaffenversuche in der Zeit zwischen dem 2. Weltkrieg und Mitte der 70er Jahre sowie durch den Kernkraftwerksunfall von Tschernobyl Ende April 1986. Während die künstlichen Nuklide ^{125}Antimon (^{125}Sb), ^{134}Cäsium (^{134}Cs) und ^{60}Kobalt (^{60}Co) Halbwertszeiten zwischen 2 und 5 Jahren aufweisen und daher schon weitgehend zerfallen sind, beträgt die Halbwertszeit bei ^{137}Cäsium (^{137}Cs) und ^{90}Strontium (^{90}Sr) etwa 30 Jahre. Während ^{90}Sr in erster Linie auf Kernwaffen-Fallout zurückgeht und als Altbelastung anzusehen ist, wurde der ^{137}Cs-Gehalt durch die 1986 hinzugekommenen Anteile um etwa Faktor 8 erhöht (BUNZL, in BLUME et al. 1996). Dieses Radionuklid wird noch über Jahre im Boden nachweisbar bleiben. Das ^{137}Cs/^{134}Cs-Verhältnis betrug zum Zeitpunkt der Tschernobyl-Katastrophe 2,1:1. Den größten Anteil am Tschernobyl-Fallout hatte ^{131}Jod, das jedoch eine Halbwertszeit von nur 8 Tagen besitzt.
Die Radionuklid-Immissionen waren regional sehr unterschiedlich und der Eintrag wurde von der Menge der örtlichen Niederschläge bestimmt. In Oberbayern wurden im Mai 1986 um etwa 7,5fach höhere ^{137}Cs Gehalte festgestellt als in Unterfranken (LBP 1997). Bezogen auf den 01.05.1986 schwankt der Gehalt in bayrischen Böden zwischen 7 und 330 Bq ^{137}Cs/kg (Median 29 Bq ^{137}Cs/kg) (LBP 1997). Die auf die Kernwaffenversuche zurückgehende Hintergrundbelastung wird auf 2-9 Bq ^{137}Cs/kg geschätzt. Radiocäsium ist recht immobil, so dass eine bedeutsame vertikale Verlagerung nicht stattfindet (BLOCK 1993, LBP 1997). ^{137}Cs wird in erster Linie an Tonminerale gebunden und nur zu einem geringen Teil durch die Anlagerung an organische Substanz immobilisiert (BUNZL, in BLUME et al. 1996, LITZ & SATTELMACHER, in BLUME 1990).
Aufgrund der nuklidspezifischen Halbwertszeiten besitzt ^{137}Cs heute bei den künstlichen Radionukliden die größte radiotoxikologische Relevanz.
Die Untersuchung erfolgte auf künstliche Nuklide, die beim Zerfall γ-Strahlen emittieren (^{60}Co, ^{134}Cs, ^{137}Cs und ^{125}Sb). ^{137}Cs war in allen Proben nachweisbar. In fast 60% der Humusauflagen bzw. 22% der Waldoberböden wurden noch Spuren von ^{134}Cs gefunden. Die Nuklide ^{60}Co und ^{125}Sb lagen auch bei langer Messzeit (ca. 14h) immer unterhalb der Bestimmungsgrenze.



Rheinland-Pfalz



Blatt 5911 Kisselbach

Abb. 75 ^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Zur Vergleichbarkeit werden alle Daten der Bodenzustandsberichte auf das Datum 01.01.1997 normiert. Theoretisch ist die ^{137}Cs-Belastung seit der Katastrophe von Tschernobyl um etwa 25% zurückgegangen. Dabei wird aber vorausgesetzt, dass seit 1986 weder eine vertikale Verlagerung des ^{137}Cs noch eine Umlagerung des Bodenmaterials stattgefunden hat. Gerade durch Pflügen erfolgte die Vermischung der belasteten obersten Zentimeter des Bodens mit minder kontaminierter Bodensubstanz. Die in den Tabellen angegebenen zerfallskorrigierten Werte vom 01.05.1986 sind infolgedessen nur als Orientierungswert anzusehen. Flächendeckend stehen bislang ausser aus dem Untersuchungsraum nur Daten aus dem Bodenzustandsbericht Mainz zur Verfügung. Weitere Daten wurden im Rahmen von Untersuchungen zur bodenkundlichen Landesaufnahme erhoben. Sie stammen aus verschiedenen Landesteilen. Von den 312 auf Radionuklide untersuchten Böden, stammen 129 aus dem Untersuchungsgebiet.
Um Böden unterschiedlicher Nutzung besser vergleichen zu können, wurden neben der reinen Betrachtung des obersten Mineralbodenhorizontes die ^{137}Cs-Gehalte zusätzlich auf eine einheitliche Mächtigkeit

Tab. 74 Statistische Kennwerte: ^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Nutzung	Herkunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median 01.05.1986
alle Nutzungen	RP	312	2	<2,0	8,5	**13,2**	40,4	114,0	287,1	86,6	*16,9*
	5911	129	0	4,9	14,6	**25,1**	89,5	145,7	287,1	194,0	*32,1*
alle Waldarten	RP	90	1	<2,0	49,5	**88,0**	132,6	171,7	287,1	206,6	*112,3*
	5911	50	0	4,9	73,3	**104,1**	145,8	181,4	287,1	194,0	*132,9*
Laubwald	RP	45	0	1,1	44,1	**85,7**	139,3	181,4	287,1	206,6	*109,4*
	5911	22	0	46,8	80,0	**124,2**	168,1	182,5	287,1	287,1	*158,6*
Mischwald	RP	32	1	<2,0	55,0	**94,0**	145,1	166,5	194,0	194,0	*120,0*
	5911	19	0	4,9	70,9	**105,9**	146,6	179,3	194,0	194,0	*135,2*
Nadelwald	RP	12	0	20,2	62,1	**73,6**	96,9	106,1	114,8	114,8	*94,0*
	5911	*9*	*0*	*20,2*	*63,7*	***73,8***	*101,2*	*109,8*	*114,8*	*114,8*	*94,2*
Ackerland	RP	115	1	-2,0	7,9	**10,6**	14,2	17,0	24,6	21,0	*13,5*
	5911	52	0	7,7	12,3	**14,1**	16,1	17,9	24,6	21,0	*18,0*
Grünland	RP	29	0	4,5	11,7	**25,0**	33,2	42,5	59,2	59,2	*31,9*
	5911	20	0	12,0	23,2	**26,0**	34,9	42,1	51,6	51,6	*33,2*
sonstige Nutzungen	RP	21	0	3,0	8,3	**9,7**	13,1	21,7	33,4	18,5	*12,4*
	5911	*5*	*0*	*13,1*	*14,9*	***18,5***	*28,3*	*33,4*	*33,4*	*33,4*	*23,6*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Tab. 75 Statistische Kennwerte: ^{137}Cäsium in der Organischen Auflage
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Substrat	Herkunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median 01.05.1986
V	RP	118	1	<2,0	86,9	**192,3**	314,1	489,4	1011,0	652,4	*245,6*
	5911	48	0	31,1	97,5	**178,0**	249,0	315,5	577,0	376,3	*227,3*
Vb	RP	42	1	<2,0	80,5	**134,0**	234,3	382,7	652,4	397,7	*171,1*
	5911	20	0	56,7	85,8	**145,7**	214,0	271,4	376,3	376,3	*186,1*
Vbn	RP	54	0	2,9	120,1	**222,7**	391,6	580,3	1011,0	768,5	*284,4*
	5911	19	0	31,1	115,0	**173,9**	243,4	297,5	577,0	314,1	*222,1*
Vn	RP	22	0	12,8	156,6	**219,3**	343,1	450,5	935,2	486,4	*280,1*
	5911	*9*	*0*	*144,0*	*195,8*	***221,3***	*316,3*	*332,7*	*343,1*	*343,1*	*282,7*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

von 30 cm normiert und gewichtet. Die Berechnung der Gewichtung erfolgt analog zum Gefährdungspotential der Spurenelemente (siehe 3.3.2.1.).

Die ^{137}Cs-Belastung der Böden des Untersuchungsraums liegt im Mittel etwas höher als in bisher untersuchten Böden. An allen Standorten ist dieses Radionuklid nachweisbar. Am geringsten sind die Ackerböden belastet. Sie weisen einen Median von 14,1 und ein 90. Perzentil von 17,9 Bq ^{137}Cs/kg auf. Zwar sind dies keine hohen Aktivitäten, jedoch liegen sie etwa 70-80% höher als in Ackerböden der Umgebung von Mainz. Da die Pflugsohle meist 30 cm erreicht, unterscheiden sich die Gehalte des obersten Mineralbodenhorizontes nur unwesentlich von den auf 30 cm gewichteten Gehalten. Bis in diese Bodentiefe liegt die gewichtete Konzentration im Mittel bei 13,4 Bq ^{137}Cs/kg. Beim Bodenzustandsbericht Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) waren dies lediglich 7,8 Bq ^{137}Cs/kg. Offensichtlich waren die Niederschläge während des Tschernobyl-Fallout im Untersuchungsgebiet höher.

Erheblich höhere Aktivitäten sind in der Humusauflage und in den nur geringmächtigen Oberböden der Wälder zu finden (siehe auch Kartenanlage). Im Mittel enthalten die organischen Auflagen 178 Bq ^{137}Cs/kg und die Oberböden 104 Bq ^{137}Cs/kg. Im Untersuchungsraum können die Konzentrationen bis auf 577 bzw. 287 Bq ^{137}Cs/kg ansteigen. Diese verhältnismäßig hohen Gehalte sind aber immer nur im obersten Bereich der Waldböden zu finden. Schon nach wenigen Zentimetern nehmen die ^{137}Cs-Gehalte rapide ab. Gewichtet auf 30 cm Mineralboden unterscheiden sich die Gehalte der Wald- und Ackerböden kaum noch. Der Median des gewichteten Gehaltes liegt in Waldböden nur noch bei 15 Bq ^{137}Cs/kg bzw. das 90. Perzentil bei 29 Bq ^{137}Cs/kg. Damit liegen die Werte ungefähr 10-50% höher als in den Ackerböden des Untersuchungsraums. Dies zeigt deutlich, dass in die Wälder nicht so viel Radiocäsium gelangte, als es die rein horizontbezogenen Daten anzeigen. Vielmehr ist es durch die fehlende Durchmischung in den obersten Zentimetern des Mineralbodens verblieben. Das starke vertikale Konzentrationsgefälle lässt den Schluss zu, dass ^{137}Cs in den 13

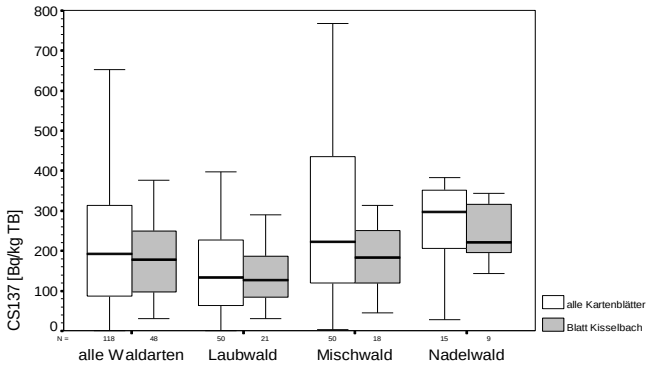


Abb. 76 ^{137}Cäsium in der Organischen Auflage, gruppiert nach Nutzung
(zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Jahren seit der Tschernobyl-Katastrophe auch in den sauren Waldböden nur äußerst langsam verlagert wird. Diese geringe Mobilität beobachtete auch BLOCK (1993) in anderen Waldstandorten von Rheinland-Pfalz.

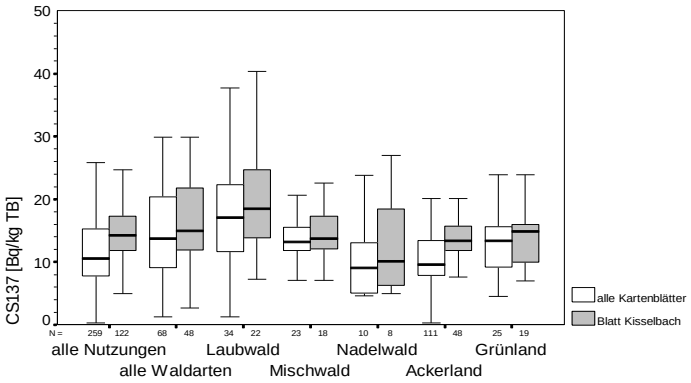


Abb. 77 Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Wie auch schon bei anderen Stoffen beobachtet, weisen im Untersuchungsraum die Oberböden der Laubwälder durchschnittlich die höchste ^{137}Cs-Belastung auf. Sie sinkt mit zunehmendem Anteil an Nadelbäumen von 124 auf 74 Bq ^{137}Cs/kg. Dies ist sowohl im obersten Mineralbodenhorizont als auch in den gesamten 30 cm des Oberbodens zu beobachten. In den Humusauflagen der Waldböden sind die Verhältnisse hingegen genau umgekehrt. Besteht diese vorwiegend aus Laubstreu, enthalten sie im Mittel 146 Bq ^{137}Cs/kg. Die Gehalte steigen in Mischwäldern auf 174 Bq ^{137}Cs/kg und erreichen 221 Bq ^{137}Cs/kg in Humusauflagen aus reiner Nadelstreu. Hinzu kommt, dass die Nadelstreu schlechter abbaubar ist, wodurch die organische Auflage der Nadelwälder mächtiger ist. Daher ist der Gesamtvorat an ^{137}Cs in der Humusauflage der Nadelwälder deutlich größer. In Laubwäldern verlagerte sich ein größerer Anteil über die Humusauflage hinaus in den Mineralboden, als dies in den Waldbböden der Nadelwälder geschah.

Um die Gesamtbelastung der verschiedenen Waldarten besser abschätzen zu können, wurden zu dem gewichteten Gehalt des Mineralbodens nach dem gleichen Rechenschritt die Gehalte der Humusauflagen addiert. Es zeigte sich, dass der gewichtete Gehalt von 30 cm Mineralboden und

Tab. 76 Statistische Kennwerte: Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung (Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Nutzung	Herkunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.	Median 01.05.1986
alle Nutzungen	RP	261	2	<2,0	7,8	**10,6**	15,3	21,3	112,3	26,6	*13,5*
	5911	123	0	2,7	11,8	**14,4**	17,3	26,0	112,3	24,7	*18,4*
alle Waldarten	RP	68	1	<2,0	9,2	**13,7**	20,4	29,4	112,3	29,9	*17,5*
	5911	48	0	2,7	12,0	**15,0**	21,8	29,4	112,3	29,9	*19,2*
Laubwald	RP	34	1	<2,0	11,7	**17,1**	22,3	41,0	69,6	37,7	*21,8*
	5911	22	0	7,3	13,9	**18,5**	24,7	45,6	69,6	40,4	*23,6*
Mischwald	RP	23	0	2,5	11,8	**13,2**	15,7	24,1	112,3	20,6	*16,9*
	5911	18	0	2,7	12,1	**13,7**	17,3	27,7	112,3	22,6	*17,5*
Nadelwald	RP	10	0	4,6	5,1	**9,1**	13,1	25,4	27,0	23,8	*11,6*
	5911	8	0	*5,0*	*6,3*	***10,2***	*18,5*	*26,0*	*27,0*	*27,0*	*13,0*
Ackerland	RP	111	1	<2,0	7,9	**9,6**	13,5	16,3	20,1	20,1	*12,3*
	5911	48	0	7,6	11,8	**13,4**	15,8	17,0	20,1	20,1	*17,1*
Grünland	RP	25	0	4,5	9,2	**13,4**	15,8	21,8	29,2	23,9	*17,1*
	5911	19	0	7,0	9,8	**14,9**	16,1	21,6	29,2	23,9	*19,0*
sonstige Nutzungen	RP	10	0	3,0	10,8	**13,2**	18,5	30,0	33,4	26,6	*16,9*
	5911	*5*	*0*	*13,1*	*14,9*	***18,5***	*28,3*	*33,4*	*33,4*	*33,4*	*23,6*

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Tab. 77 Statistische Kennwerte: ^{134}Cäsium in der Organischen Auflage
(Aktivität in Bq/kg TB, zerfallskorrigiert auf den 01.01.1997)

Nutzung	Her-kunft*	Anzahl	Anzahl <NWG	Min.	Perzentil 25	**Median**	Perzentil 75	Perzentil 90	Max.	max. Wert <Ausr.-gr.
V	RP	119	50	<0,5	<0,5	**1,7**	3,7	7,1	17,8	12,0
	5911	48	21	<0,5	<0,5	**1,5**	3,1	3,7	7,5	7,5
Vb	RP	43	23	<0,5	<0,5	**<0,5**	2,2	4,4	9,8	7,1
	5911	20	10	<0,5	<0,5	**<0,5**	2,4	3,2	4,2	4,2
Vbn	RP	54	19	<0,5	<0,5	**2,2**	4,5	9,2	17,8	12,4
	5911	19	8	<0,5	<0,5	**1,4**	3,0	4,1	7,5	7,5
Vn	RP	22	8	<0,5	<0,5	**2,2**	3,9	4,8	7,9	7,9
	5911	9	3	<0,5	<0,5	**2,4**	3,4	4,2	4,6	4,6

*Datenherkunft: RP= Rheinland-Pfalz; 5911= Blatt 5911 Kisselbach

Humusauflage in Laubwäldern des Untersuchungsraums im Mittel bei 33 Bq ^{137}Cs/kg liegt und in Nadelwäldern trotz geringerer Gehalte im Mineralboden auf 39 Bq ^{137}Cs/kg ansteigt. Für Mischwälder wurden 35 Bq ^{137}Cs/kg berechnet. Die gegenüber dem gewichteten Gehalt des Mineralbodens deutlich höheren Werte weisen darauf hin, dass insbesondere in den Nadelwäldern der größte ^{137}Cs-Vorrat in der Humusauflage und nicht im Mineralboden liegt. Dass sich in den organischen Auflagen Radionuklide besonders anreichern, zeigt auch das ^{134}Cs. In Spuren ist es noch in etwas mehr als der Hälfte der Proben zu finden, während seine Radioaktivität in Acker- und Grünlandböden so weit abgeklungen ist, dass es nicht mehr nachweisbar ist.

Zwar besitzen Bäume allgemein eine höhere Filterleistung gegenüber Luftschadstoffen, jedoch ist anzunehmen, dass im gesamten Untersuchungsgebiet während der kurzfristigen Deposition des Tschernobyl-Fallout ähnliche Niederschlagsverhältnisse herrschten, so dass auch in die Böden aller Nutzungsformen vergleichbare Gesamtmengen eingetragen wurden. Nutzungsbedingte Unterschiede dürften vor allem bei langanhaltenden Schadstoffdepositionen feststellbar sein. Vermutlich sind die über mehrere Jahrzehnte durchgeführten oberirdischen Atomwaffentests eine der Ursachen für die höheren ^{137}Cs-Konzentrationen der Waldböden.

Unabhängig von den erfreulich niedrigen gewichteten Gehalten der Waldböden sind die hohen Gehalte in der organischen Auflage und den obersten Zentimetern des Mineralbodens nicht unproblematisch, da in dieser Zone die Krautschicht wurzelt. Dies erklärt die überdurchschnittliche Cäsiumbelastung die heute noch z.B. in Waldbeeren oder Pilzen festzustellen ist.

Die höchste Gesamtbelastung wurde in den (An)-Mooren festgestellt. Diese Belastung resultiert nicht allein aus hohen Werten innerhalb der obersten Zentimeter, sondern insbesondere daraus dass die Gehalte mit der Tiefe bei weitem nicht so stark abnehmen wie in Mineralböden. Vermutlich mangels mineralischer Bindungsplätze ist das ^{137}Cs deutlich stärker vertikal verlagert worden. Da diese organischen Substrate gering verbreitet sind, stehen nur wenige Standorte zur Verfügung. Die gewichteten Gehalte schwanken in den oberen 30 cm zwischen 39 und 112 Bq ^{137}Cs/kg. Bei keinem anderen Substrat wurden solch hohe Konzentrationen gemessen.

Der gewichtete ^{137}Cs-Gehalt der Grünlandböden entspricht mit durchschnittlich 14,9 Bq ^{137}Cs/kg etwa den Waldböden. Im obersten Mineralbodenhorizont sind die Gehalte aber deutlich niedriger.

5. Grenz- und Hintergrundwerte

Während der Arbeiten an diesem Bericht wurde die Bundes - Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) erlassen. In ihr sind erstmals bundeseinheitliche Vorsorgewerte sowie Prüf- und Maßnahmenwerte für verschiedene Schutzgüter aufgeführt. Infolge der fortgeschrittenen Arbeiten konnte die BBodSchV im Bodenzustandsbericht Kisselbach nicht berücksichtigt werden. Bei der Fortschreibung der Bodenzustandsberichte wird die Bewertung der Bodeninhaltsstoffe künftig nach den Werten dieser Verordnung erfolgen.

5.1. Merkblatt ALEX-02

In Rheinland-Pfalz hat der Gesetzgeber unter dem Aspekt des Bodenschutzes noch keine Schadstoffgrenzwerte verabschiedet. Das rheinland-pfälzische Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht veröffentlichte 1997 das aktualisierte Merkblatt ALEX-02 mit Orientierungswerten für anorganische und organische Boden- und Wasserinhaltsstoffe. Es sind jeweils Prüf- und Sanierungswerte für 3 Sanierungszielebenen von Altablagerungen und Altstandorten definiert. Bei der Sanierungszielebene 1 sollen quasinatürliche Gehalte erreicht werden, die eine multifunktionelle Nutzung des Standortes gewährleisten. Die Zielebene (3) dient der „Gefahrenabwehr für den Menschen unter Hinnahme von Nutzungseinschränkungen“. Die Prüfwerte liegen in der Regel deutlich über dem jeweiligen Sanierungszielwert.

5.1.1. Anorganische Spurenelemente

Die Sanierungszielwerte der Ebene 1 ähneln bei den meisten Stoffen den Grenzwerten der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) bzw. stimmen mit ihnen überein. Für Chrom und Quecksilber gelten hingegen erheblich strengere Werte.

Bei keinem der 171 Oberböden des Untersuchungsgebietes wurde eine Überschreitung des orientierenden Sanierungszielwerts für Kupfer zur Zielebene 1 (oSW1) festgestellt. Auch die Spurenelementen Cadmium und Quecksilber unterschreiten den elementspezifischen Wert meist deutlich. Überschreitungen stellen die Ausnahme dar und sind überwiegend geringfügig. Die Arsengehalte erreichen gewöhnlich 30-70% des oSW1-Wertes. An 5% der Standorten wurden teilweise erhebliche Überschreitungen festgestellt. Hierbei handelt es sich überwiegend um Waldböden nördlich von Wiebelsheim. Dort steigen die Gehalte mit zunehmender Tiefe meist weiter an, was deutlich auf eine natürliche geochemische Anomalie hinweist.
Geringfügige Überschreitungen sind bei Chrom an 8% der Standorte feststellbar. Es sind ausnahmslos landwirtschaftliche Nutzflächen im südlichen Untersuchungsgebiet. In ihnen sind die Eisen-, Kupfer-, Nickel- und Zink-Gehalten ebenfalls überdurchschnittlich. Als Ursache werden nicht nutzungsspezifische Einträge vermutet, sondern hohe natürliche Grundgehalte (siehe auch 4.2.ff).

Der Zinkgehalt der Oberböden liegt in 9% der Fälle überwiegend geringfügig über dem orientierenden Sanierungszielwerte zur Zielebene 1 (oSW1). Überdurchschnittlich häufig sind die Überschreitungen im Tiefenbereich der Tälchen zu registrieren. Hierbei überlagern sich vermutlich mehrere Faktoren. Zu den natürlichen Ursachen zählen die weit verbreiteten relativ Zink-reichen Substrate und die örtlich vorkommenden Zinkerze (siehe auch 2.). Desweiteren handelt es sich bei den Talablagerungen um abgeschwemmtes Bodenmaterial (Solumsediment) und Auensedimente. Da diese Sedimente schon vor ihrer

Ablagerung einer Bodenbildung ausgesetzt waren, ist ihr Tongehalt und der geogene Grundgehalt gegenüber dem Ursprungssubstrat leicht erhöht. Hinzu kommen natürlich – wie in vielen Landesteilen – diffuse anthropogene Einträge.

Tab. 78 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungszielwerte zur Zielebene 1 (oSW1) des Merkblattes ALEX-02 (1997) im Oberboden

(Quasi natürlich (ermöglicht multifunktionelle Nutzung))

		< Orientierungswert		≥ Orientierungswert		Σ
Element	Orientierungs-wert (oSW1) in mg/kg	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl
Arsen	20	162	**95**	9	**5**	171
Blei	100	150	**88**	21	**12**	171
Cadmium	1	167	**98**	4	**2**	171
Chrom	50	157	**92**	14	**8**	171
Kupfer	50	171	**100**	0	**0**	171
Nickel	40	90	**53**	81	**47**	171
Quecksilber	0,5	158	**98**	3	**2**	161
Zink	150	156	**91**	15	**9**	171

Bei annähernd der Hälfte aller Standorte wird der oSW1 für Nickel überschritten. Die Nickelgehalte liegen teilweise um bis zu 100% über dem Sanierungszielwert. Vor allem in den schieferhaltigen bis -reichen Böden südöstlich der Linie Niederkumbd - Wiebelsheim sind Überschreitungen überdurchschnittlich oft zu beobachten. Die Gehalte sind in erster Linie auf die hohen natürlichen Nickelgehalte der devonischen Schiefer zurückzuführen (siehe auch 5.2.). Da es sich um natürliche Hintergrundgehalte handelt, ist trotz überdurchschnittlicher Konzentrationen von stabilen ökologischen Verhältnissen auszugehen. Für diese Substrate scheint der Sanierungszielwert für Nickel zur Zielebene 1 zu niedrig angesetzt.

Der oSW1 von 100 mg/kg Blei wird in 12% der untersuchten Oberböden überschritten. Hierbei handelt es sich fast ausnahmslos um Waldböden mit älteren Baumbestand, während landwirtschaftliche Nutzflächen hingegen davon kaum betroffen sind. Die Ursache ist in erster Linie in atmosphärischen Depositionen zu suchen. Durch den Auskämmeffekt der Bäume und der gegenüber Ackerböden fehlenden Durchmischung reichert sich Blei in den geringmächtigen Oberböden der Wälder an. Es handelt sich wahrscheinlich überwiegend um Fern-Immissionen (siehe auch 4.2.2.) da die Gehalte in den Böden nahe der Autobahn sich nicht signifikant von Autobahn-fernen Standorten unterscheiden und weitere lokale Emittenten unbekannt sind.

An allen Standorten wurden im Oberboden die orientierenden Prüfwerte sowohl der Zielebene 3 (oPW3) als auch der Zielebene 2 (oPW2) deutlich unterschritten. Bei den untersuchten Elementen sind nach ALEX-02 (1997) daher keine Nutzungseinschränkungen notwendig. Im Untersuchungsgebiet gehen von diesen Spurenelementen gewöhnlich keine starken ökotoxischen Wirkungen und Umweltbeeinträchtigungen aus. Dies schließt punktuelle Belastungen, die durch das Untersuchungsraster gefallen sind, nicht aus.

5.1.2. Organische Schadstoffe

Die Gehalte an polycyclischen aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierten Biphenylen (PCB) und Dioxin/Furanen sind in den Böden des Untersuchungsgebietes allgemein gering bis sehr gering. Minimale Überschreitungen der orientierenden Sanierungszielwerte der Zielebene 1 sind bei diesen Schadstoffgruppen fast ausnahmslos in den Oberböden der Laubwälder zu finden (siehe auch 4.3.ff.). Die stärkste Überschreitung mit etwa dem 2,5-fachen des Orientierungswertes wurde bei den PAK in der Simmerbach-Aue südlich von Pleizenhausen gemessen.

Tab. 79 Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungs- und Prüfwerte für organische Schadstoffe des Merkblattes ALEX-02 (1997) im Oberboden

			< oSW1		≥ oSW1		Σ
	Stoffgruppe	oSW1	Anzahl	**%**	Anzahl	**%**	Anzahl
Zielebene 1 (oSW1):	Σ-PCB	10 µg/kg TB	40	**89**	5	**11**	45
(multifunktionelle Nutzung)	Σ-PAK	1000 µg/kg TB	42	**93**	3	**7**	45
	Σ-PCDD/F	10 ng I-TEq/kg TB	41	**91**	4	**9**	45
		oPW3	< oPW3		≥ oPW3		Σ
Zielebene 3 (oPW3):	Σ-PCB	5000 µg/kg TB	45	**100**	0	**0**	45
(Gefahrenabwehr für den Menschen	Σ-PAK	100000 µg/kg TB	45	**100**	0	**0**	45
mit Nutzungseinschränkungen)	Σ-PCDD/F	1000 ng I-TEq/kg TB	45	**100**	0	**0**	45

Wie bei den anorganischen Spurenelementen wurden an allen Standorten die orientierenden Prüfwerte der Zielebene 2 und 3 weit unterschritten.

Insgesamt liegen die Konzentrationen an organischen Schadstoffen in einem Bereich, in dem nach dem heutigen Kenntnisstand ökotoxische Wirkungen nicht zu erwarten sind. Trotz der überwiegend niedrigen Gehalte muss betont werden, dass es sich um schlecht abbaubare xenobiotische Stoffe handelt, und im Sinne der Daseinsvorsorge die Einträge möglichst minimiert werden sollten.

5.2. Klärschlammverordnung

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) regelt die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Nutzflächen. 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.

In allen untersuchten Standorten wird der Grenzwert der AbfKlärV (1992) bei den Elementen Chrom, Kupfer und Quecksilber unterschritten. Gerade bei den Elementen Cadmium und Quecksilber streuen die Gehalte nur wenig und erreichen meist nicht mehr als 40% des Grenzwertes. Sofern eine Substratgruppe dominiert, deuten scharfgipfelige Verteilungen auf naturnahe Verhältnisse hin (siehe Abb. 78). Bei den Böden, die den Grenzwert für Cadmium erreichen bzw. überschreiten, handelt es sich fast ausnahmslos um feuchte bis nasse Standorte mit einem sehr hohen Gehalt an organischer Substanz. Da Moore bzw. Anmoore in erster Linie in Quellmulden zu finden sind, die nicht in Beziehungen zu einem potentiellen Emittent stehen, scheint es sich in erster Linie um diffuse atmosphärische Einträge zu handeln. Cadmium wird durch seine ausgeprägte Affinität zu organischen Bindungsformen in diesem Böden offensichtlich besonders stark angereichert. In ihnen sind häufig auch überdurchschnittliche Quecksilber- und Bleigehalten zu beobachten.
Die Blei-, Nickel- und Zinkgehalte streuen recht stark (siehe Abb. 78), was auf besondere Verhältnisse hinweist. Da ein erheblicher Teil des Bleis im Boden aus anthropogenen Quellen stammt und dieses sich im Boden nutzungsspezifisch unterschiedlich anreichert, war dies im Untersuchungsgebiet durch den hohen Waldanteil zu erwarten.
Am häufigsten sind Überschreitungen des Zink-Wertes in den Böden der Täler zu beobachten. Die möglichen Ursachen sind in Kapitel 5.1.1. aufgeführt.
Beim Schwermetall Nickel sind die mit Abstand häufigsten Überschreitungen des Grenzwertes von 50 mg/kg festzustellen. In der Hälfte aller Böden, bei denen eine Überschreitung festgestellt wurde, handelt es sich um Ackerstandorte. Bei 48% der untersuchten Ackerböden ist eine Klärschlammaufbringung unzulässig. Nickel ist das Element, das in der Regel die Verwendung von Klärschlämmen auf Ackerböden im Gebiet des Hunsrücks limitiert. Unter Berücksichtigung der Nutzungsverteilung bedeutet dies, dass auf maximal 17% der Gesamtfläche die Applikation von Klärschlamm gesetzlich möglich wäre.
Die überdurchschnittlich hohen Nickelgehalte sind kein Zeichen erhöhter anthropogener Belastung, sondern Folge hoher natürlicher Gehalte der schieferreichen Substrate. Besonders in Deckschichten, in

Tab. 80 Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) im Oberboden

		< Grenzwert		≥ Grenzwert		Σ
Element	Grenzwert in mg/kg	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl
Arsen	20*	162	**95**	9	**5**	171
Blei	100	150	**88**	21	**12**	171
Cadmium	1,0	136	**94**	4	**6**	140
	1,5	31	**100**	0	**0**	31
Chrom	100	171	**100**	0	**0**	171
Kupfer	60	171	**100**	0	**0**	171
Nickel	50	119	**70**	52	**30**	171
Quecksilber	1	161	**100**	0	**0**	161
Zink	150	132	**94**	8	**6**	140
	200	29	**94**	2	**6**	31

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)

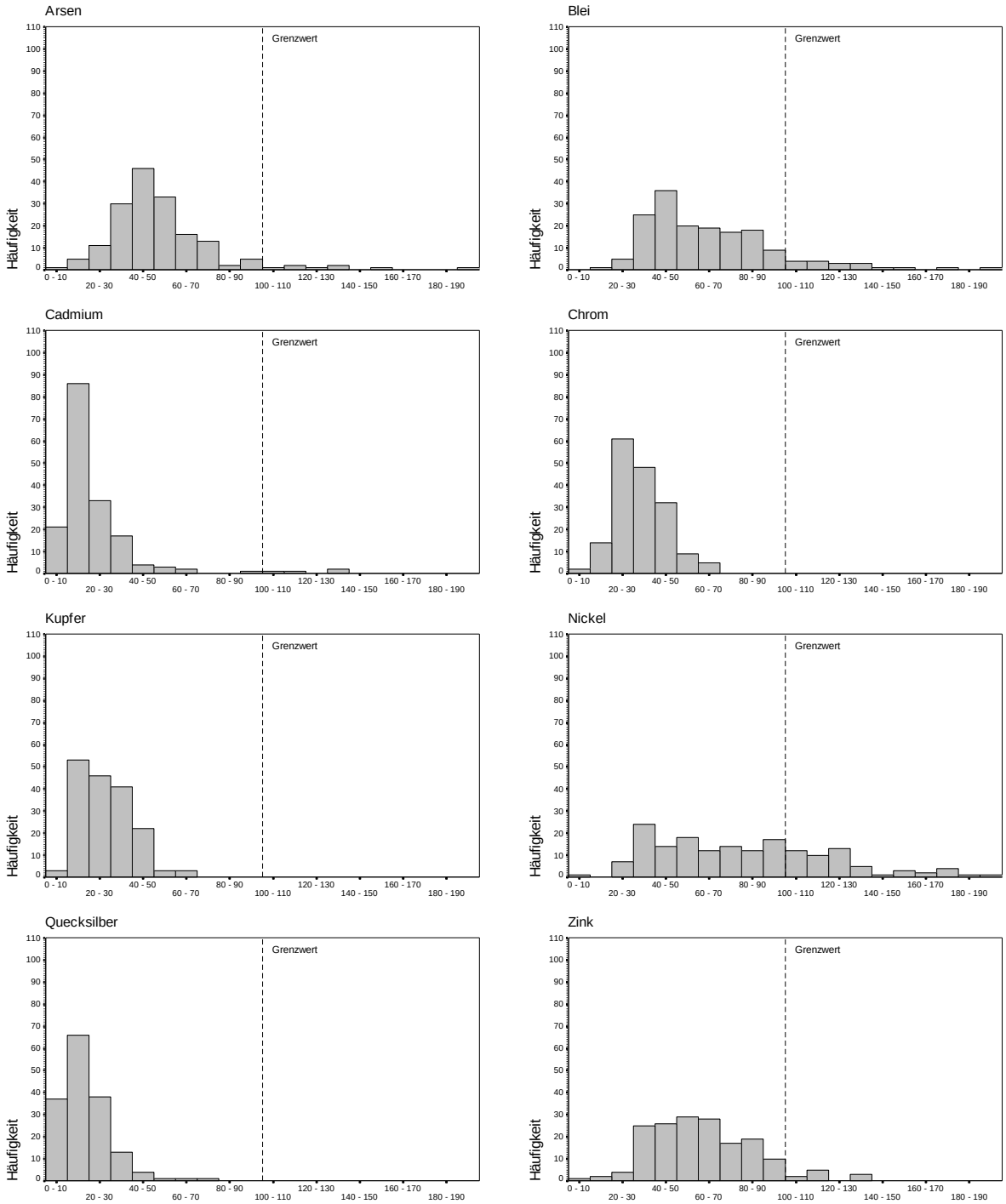


Abb. 78 Relative Stellung der Königswasser-extrahierbaren (Gesamt-) Gehalte im Oberboden zum Grenzwert der AbfKlärV (1992) (Angaben in %; 100 % → Gehalt = Grenzwert)

denen „Hunsrückerze“ (siehe 2.) auftreten, kann der Grenzwert der AbfKlärV (1992) um fast das Doppelte überschritten werden. Dass gerade die Ackerböden überdurchschnittliche Nickelgehalte aufweisen, liegt höchstwahrscheinlich darin begründet, dass durch Pflügen nickelreicheres Untergrundmaterial in den Oberboden eingearbeitet wird. Diese Situation besteht vor allem in erosionsgefährdeten Reliefpositionen, die keine oder nur eine geringmächtige lößlehmhaltige Decklage besitzen (siehe auch 4.2.6.).

5.3. Niederländische Liste

5.3.1. Anorganische Spurenelemente

Unterschreiten die Elementgehalte die individuellen Referenzwerte (S-Werte) der Niederländischen Liste (1994), wird von einer guten Qualität und der Multifunktionalität des Bodens ausgegangen. Ein großer Vorteil dieses Gesetzes ist die Einbeziehung der organischen Substanz und des Tongehaltes, wodurch das spezifische Bindungsverhalten der Spurenelemente stärker als in anderen Regelwerken beachtet wird.

Tab. 81 Unter- und Überschreitungen der Referenzwerte (S-Wert) der Niederländischen Liste (1994) im Oberboden

			< Referenzwert (S-Wert)		≥ Referenzwert (S-Wert)		Σ
Element	Berechnungs-verfahren	Referenzwert in mg/kg (Standardboden[*2])	Anzahl	**%**	Anzahl	**%**	Anzahl
Arsen	15+0,4(L+H) [*1]	29	166	**97**	5	**3**	171
Blei	50+L+H	85	147	**86**	24	**14**	171
Cadmium	0,4+0,007(L+3H)	0,8	171	**100**	0	**0**	171
Chrom	50+2L	100	171	**100**	0	**0**	171
Kupfer	15+0,6(L+H)	36	168	**98**	3	**2**	171
Nickel	10+L	35	81	**47**	90	**53**	171
Quecksilber	0,2+0,0017(2L+H)	0,3	147	**91**	14	**9**	161
Zink	50+1,5(2L+H)	140	150	**88**	21	**12**	171

[*1] L=Tongehalt in Gew.%, H = Gehalt an organischer Substanz in Gew.% (Glühverlust)

(Glühverlust (H) berechnet = (C_{org} x 100/58) + ($CaCO_3$ x 0,4397)

[*2] Standardboden (L = 25, H = 10)

Die elementspezifische Stellung der Daten zum Referenzwert der Niederländischen Liste (1994) zeigt trotz der Beteiligung bodenkundlicher Parameter ein ähnliches Bild wie es bei der Betrachtung der orientierenden Sanierungszielwerte der Zielebene 1 des Merkblattes ALEX-02 (1997) und der AbfKlärV (1992) (siehe 5.1.1. und 5.2.) entsteht.

Während die Gehalte im Oberboden bei den Elementen Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer und Quecksilber weitgehend unterhalb ihrer Referenzwerte liegen, werden die jeweiligen Werte bei Blei und Zink an 14% bzw. 12% der Standorte meist geringfügig überschritten. Da im Untersuchungsraum weder Erzbergbau noch Weinanbau bzw. sonstige emissionsverdächtige Nutzungen in nennenswerten Umfang betrieben wurde, stellt sich die Situation bei den genannten Elementen gegenüber dem Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) allgemein günstiger dar.
Die sehr häufigen und hohen Überschreitungen bei Nickel zeigen – wie schon mehrfach im Bericht erwähnt – keine besondere Belastungssituation an, sondern beruhen in den teilweise hohen geogenen Nickelgehalten der im Untersuchungsraum vorkommenden Substrate.
Während im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) und dem Bodenzustandsbericht Blatt 6015 Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) in sehr seltenen Fällen Überschreitungen des Interventionswertes zu verzeichnen waren, wurden solch hohen Belastungen im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet.

Auch die Grenzwerte der Niederländischen Liste zeigen, dass im Untersuchungsgebiet die Böden nicht in einem Maß belastet sind, dass Risiken für eine multifunktionelle Nutzung gegeben sind. Im Vergleich zu anderen Untersuchungsgebieten sind besondere Belastungsquellen selten, und die gefundenen Gehalte spiegeln weitgehend die typische ubiquitäre Belastungssituation in diesem Naturraum wider.

5.3.2. Organische Schadstoffe

Von den Insektiziden DDT bzw. dessen Metaboliten (Σ-DDX) und Dieldrin abgesehen, liegen die untersuchten organischen Schadstoffe weitgehend unterhalb der Referenzwerte. Diese Werte entsprechen bei den meisten Bioziden etwa ihrer Bestimmungsgrenze.
Die mit Abstand häufigsten Überschreitungen dieses Wertes sind bei den DDX-Verbindungen zu verzeichnen. In der Regel sind es die Waldböden, in denen die Gehalte über dem Referenzwert liegen. Im Mittel wird dieser Wert um das ca. 3-fache überschritten. Entgegen dem bisher beobachteten Trend enthalten die Böden der Laubwälder mehr DDX als die der Nadelwälder (siehe 4.3.1.). In Acker- oder Grünlandböden war diese Schadstoffgruppe weitgehend nicht mehr nachweisbar. Dennoch stellt sich die Situation als durchaus günstig dar. Sowohl die Häufigkeit als auch die Höhe der Überschreitungen sind gegenüber dem vor 12 Jahren erhobenen Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) deutlich gesunken. Auch die allgemeine Belastung liegt im gesamten Untersuchungsraum gegenüber dem letztjährigen Bodenzustandsbericht Blatt 6015 Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) merklich niedriger. Wie schon in diesem Bericht, zeigt die Verteilung der DDX-Isomere klar, dass es sich mittlerweile um eine Altbelastung handelt und das Anwendungsverbot eingehalten wird. Überschreitungen werden nicht nur von den eigentlichen Wirkstoffen, den DDT-Isomeren, sondern auch vom Abbauprodukt DDE verursacht (siehe 4.3.1.). DDT gelangte vermutlich durch atmosphärischen Ferntransport in die Waldböden. Es ist davon auszugehen, dass durch weiteren Abbau die Gehalte in den nächsten Jahrzehnten weiter sinken werden.
Der Referenzwert von Dieldrin wird in einen knappen Drittel der untersuchten Böden geringfügig überschritten. Auch bei diesem seit langem verbotenen Insektizid sind vor allem die Waldböden betroffen. Beim Bodenzustandsbericht Blatt 6015 Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) konnte dieser Wirkstoff nicht nachgewiesen werden. Die regionale Belastung scheint überdurchschnittlich gewesen zu sein, da dieser Stoff noch heute an mehr Standorten als im Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz (HAUENSTEIN & BOR 1996) nachweisbar ist. Es ist anzunehmen, dass analog zum DDT es sich um eine „historische“ Belastung handelt, die im Abklingen begriffen ist. Der Eintragspfad ist nicht bekannt.
In seltenen Fällen wurde der Referenzwert des Fungizids und Saatschutzmittels HCB in Ackerböden leicht überschritten. Dies deutet daraufhin, dass dieser Wirkstoff direkt in der Landwirtschaft eingesetzt wurde. Die Gehalte sind allerdings sehr niedrig.

Tab. 82 Organische Schadstoffe: Unter- und Überschreitungen der Referenzwerte (S-Wert) der Niederländischen Liste (1994) im Oberboden

		< Referenzwert (S-Wert)		≥ Referenzwert (S-Wert)		Σ
Element	S-Wert in µg/kg	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl
Aldrin	2,5	45	**100**	0	**0**	45
Dieldrin	0,5 (<1)	32	**71**	13	**29**	45
Endrin	1	45	**100**	0	**0**	45
Heptachlor	- (<1)	45	**100**	0	**0**	45
Heptachlorepoxid	- (<1)	42	**93**	3	**7**	45
Σ-DDX	2,5	26	**58**	19	**42**	45
α-HCH	2,5	45	**100**	0	**0**	45
β-HCH	1	45	**100**	0	**0**	45
γ-HCH (Lindan)	50	45	**100**	0	**0**	45
δ-HCH	- (<1)	45	**100**	0	**0**	45
HCB	2,5	42	**93**	3	**7**	45
Pentachlorphenol	2	43	**96**	2	**4**	45
Σ-PCB	20	45	**100**	0	**0**	45
PAK (Σ aus 10)	1000	44	**98**	1	**2**	45

* Σ aus 10 = Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Chrysen, Phenathren, Fluoranthen, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Naphtalin, Benzo(ghi)perylen

Während der Referenzwert (S-Wert) für die PAK im Bodenzustandsbericht Blatt 6015 Mainz (HAUENSTEIN & BOR 1998) in 25% der untersuchten Fälle überschritten wurde, ist dies im Untersuchungsgebiet nur an einem Standort zu beobachten. Gerade in Waldböden wird der Referenzwert allerdings meist fast erreicht.
Dass trotz gleicher Grenzwerte die Unterschreitungen gegenüber der ALEX-02 Liste häufiger sind, liegt an der verschiedenartigen Summenbildung der einzelnen PAK-Verbindungen.
Insgesamt handelt es sich bei den gefundenen PAK-Gehalten um eine vergleichsweise geringe und für den Raum typische Hintergrundbelastung.

Der Interventionswert der Niederländischen Liste (1994) wird bei allen organischen Schadstoffen weit unterschritten.

6. Allgemeine Bewertungen

6.1. Erosionsgefährdung

Bodenerosion führt zur Beeinträchtigung bzw. im Extremfall zur irreversiblen Zerstörung natürlicher Bodenfunktionen. Die Schädigung der Bodenstruktur, der Verlust an Nährstoffen und die Verminderung der Filter- und Pufferfunktionen verursachen eine Veränderung des natürlichen Lebensraums für Fauna und Flora. Zu den ökonomischen Konsequenzen zählen sinkende Ertragsfähigkeit, Gewässerbelastung, und im Extremfall ist mit Ernteverlusten und örtlich mit der Gefährdung von Siedlungsflächen zu rechnen. Erhebliche Kosten können zudem der Bau von technischen Vorkehrungen (z.B. Auffangbecken, Kanalisation), die die unmittelbaren Auswirkungen der Erosion mindern sollen, verursachen.

Die Bewertung der Erosionsgefährdung erfolgt durch ein relativ einfaches Modell von CAPELLE & LÜDERS (1985; in HENNINGS 1994). Es kennzeichnet die *Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser nach bodenkundlichen und morphologischen Bedingungen* (Ebm). Als Eingangsdaten dienen allein Bodenart und Hangneigung. Weitere Faktoren wie Niederschlagsmenge, -verteilung, Grobbodengehalt, Hanglänge, Bodennutzung etc. werden nicht berücksichtigt.

Dass die Bodennutzung schon seit Jahrhunderten zur Intensivierung der Bodenerosion geführt hat zeigt, dass etwa 12% der Oberböden in kolluvialen Sedimenten entwickelt sind. Erodiertes Bodenmaterial wurde überwiegend wieder in Hangfußlagen und Tiefenbereichen abgelagert. In den Mittel- und Oberhängen sind hingegen häufig erosiv verkürzte Bodenprofile zu finden. Ein weiteres Indiz ist der teilweise residual erhöhte Grobbodenanteil.
Die naturräumlichen Bedingungen für eine relativ geringe Bodenerosion sind im Untersuchungsraum allerdings überwiegend günstig. Potentiell besonders erosionsgefährdet sind in erster Linie die Ackerflächen, da ihre Oberböden zeitweise ungeschützt sind bzw. nur eine lückenhafte Vegetationsdecke aufweisen. Die übrigen Flächen, die im Untersuchungsgebiet einen Anteil von etwa 66% besitzen, sind nutzungsbedingt deutlich geringer erosionsgefährdet.
In der welligen Hochfläche weisen über 80% der untersuchten Standorte weniger als 5° (9%) Hangneigung auf. Steilere Hänge sind vorwiegend im Rheinhunsrück, d.h. im nordöstlichen Teil des Bearbeitungsraums, anzutreffen. Dieser intensiv zerschnittene Naturraum ist aber überwiegend bewaldet, was die tatsächliche Erosionsgefährdung erheblich herabsetzt.

Tab. 83 Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Nutzungsklassen

Blatt 5911 Kisselbach

	Alle Nutzungen		Wald		Ackerland		Grünland	
Erosionsgefährdung	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
keine	27	**16,3**	15	**17,4**	2	**3,8**	9	**45,0**
sehr gering	72	**43,4**	30	**34,9**	33	**63,5**	7	**35,0**
gering	39	**23,5**	20	**23,3**	12	**23,1**	4	**20,0**
mittel	14	**8,4**	8	**9,3**	5	**9,6**	0	**0,0**
hoch	3	**1,8**	3	**3,5**	0	**0,0**	0	**0,0**
sehr hoch	11	**6,6**	10	**11,6**	0	**0,0**	0	**0,0**

In den vorherrschenden Substraten überwiegen die Bodenarten schwach toniger Lehm (Lt2) und schluffiger Lehm (Lu) (siehe 4.1.1). Bei dieser Korngrößenzusammensetzung liegt ein mittlere Erosionsgefährdung vor. Deutlich empfindlicher gegenüber Erosion sind Sedimente mit Korngrößenmaximum im Grobschluff- und/oder Feinsandbereich.
Nach dem obengenannten Modell werden 67% der Ackerböden im Untersuchungsraum als nicht oder nur sehr gering erosionsgefährdet eingestuft. 23% fallen in die geringe und 10% in die mittlere Gefährdungskategorie. Eine höhere potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser herrscht an den untersuchten Standorte nicht vor. Kleinräumig dürften auf Ackerland gerade im Bereich der steileren westexponierten Hänge auch höhere Gefährdungsklassen erreicht werden. Ungünstigere Bewertungen werden allgemein nicht erreicht, da Ackerbau in steilen Hanglagen nicht betrieben wird.
Da Grünlandflächen vor allem in den schwach geneigten Quellmulden und Tiefenbereiche der Täler liegen, weisen sie die geringste potentielle Erosionsgefährdung auf. Das tatsächliche Risiko ist bei Dauergrünland durch die geschlossene Vegetationsdecke noch weit geringer.
Die höchsten Gefährdungsklassen werden nur unter Wald erreicht. Da die Bodenarten mit anderen Nutzungen vergleichbar sind, ist dies ausschließlich Folge der großen Hangneigung, die eine anderweitige Nutzung ausschließt. Es handelt sich aber nur um eine potentielle und nicht um eine reale Gefährdung. Ein geschlossener Baumbestand ist der beste Erosionsschutz. Überschreitet die Hangneigung mehr als 5° (9%) sollte im Sinne des vorbeugenden Bodenschutzes auf das Roden größerer zusammenhängender Waldflächen verzichtet werden.

6.2. Filter- und Puffervermögen

Böden besitzen die Fähigkeit, in unterschiedlichem Maß eingetragene Fremdstoffe zu binden. Diese Eigenschaft als Schadstoffsenke ist begrenzt und kann z.B. durch Säureeinträge abnehmen. Durch Überlastung der Böden steigt das Risiko, dass sie zunehmend zur Schadstoffquelle werden, von der Stoffe über den Bodenbildungsbereich hinaus in tiefere Schichten oder in die Nahrungskette gelangen.
Das Stoffrückhaltevermögen eines Bodens wird im wesentlichen von der Korngrößenzusammensetzung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenreaktion (pH-Wert) beeinflusst. Das Filtervermögen der Böden beruht in der Fähigkeit, partikuläre Stoffe mechanisch zu binden. Bei der Pufferung erfolgt die Immobilisierung von gasförmigen und gelösten Stoffen durch Absorption.

Das Rückhaltevermögen der Böden gegenüber potentiell ökotoxische Spurenstoffe ist im Untersuchungsgebiet durch die von der Nutzung abhängigen Bodenreaktion recht unterschiedlich.
In den Ackerböden, die etwa 34% des Untersuchungsraums einnehmen, herrschen für alle untersuchten Spurenstoffe günstige Bindungsverhältnisse vor. Alle wesentliche Bodenparameter wie Ton- und Humusgehalt sowie pH-Wert liegen in einem Bereich in dem eine bedeutsame Verlagerung bzw. Austrag ausgeschlossen werden kann. Nach dem in HENNINGS (1994) beschriebenen Auswertemodell zur *relativen Bindungsstärke für Schwermetalle im Oberboden* wird bei den untersuchten Stoffen meist das Klassenniveau „sehr hohe Bindungsstärke“ erreicht. An der Situation dürfte sich solange nichts ändern, solange diese Nutzungsform erhalten bleibt. Ob bei einer Flächenstilllegung die Bedingungen sich verschlechtern, kann hier nicht beurteilt werden.

In den Waldböden, d.h. in etwa der Hälfte der untersuchten Fläche liegen ungünstigere Voraussetzungen vor. Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung gleichen sie zwar den Ackerböden und mit der organischer Substanz ist ein wichtiger Bindungsbestandteil in hohen Mengen vorhanden, aber durch die tiefen pH-Werte werden die meisten kationischen Stoffe deutlich schwächer gebunden. Nach dem obengenannten Rechenmodell (HENNINGS 1994) ist die Bindungsstärke von Cadmium, Nickel und Zink überwiegend als gering zu bewerten. Dies deckt sich mit den hohen Mobilgehalten dieser Stoffe. Allerdings konnte in der vorliegenden Untersuchung eine bedeutsame vertikale Verlagerung nicht nachgewiesen werden, da die Mobilgehalte im Unterboden, trotz der meist nur gering steigenden pH-Werte, überwiegend rasch abnehmen. Dennoch kann eine potentielle Gefährdung des Grundwassers nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Die Schwermetalle Blei und Quecksilber, die vornehmlich organisch gebunden werden, fallen trotz tiefer pH-Werte auch in den Waldböden vorwiegend in die Kategorie „hohe Bindungsstärke“. Die Bindungsstärke von Chrom und Kupfer wird als mittel eingestuft.
Die großräumige Kalkung der Waldböden wird auf die Bindungsstärke im Mineralboden nur einen geringen Einfluss besitzen, da der pH-Wert in erster Linie in der Humusauflage und nur geringfügig im Oberboden erhöht wird. Die Kalkgaben dürften den pH-Wert im obersten Bereich des Bodens jedoch über einem gewissen Zeitraum stabil halten.
Das Rückhaltevermögen der Grünlandböden steht zwischen den Wald- und Ackerböden. Infolge der sehr unterschiedlichen pH-Werte kann auch die Bindungsfähigkeit stark schwanken. Diese Nutzung wird besonders in feuchten bis nassen Hanglagen und in den Tiefenbereichen der Tälchen betrieben. In den grundwasser- bzw. stauwasserbeeinflussten Böden dürften die durch Wassersättigung verursachte niedrige Redoxpotentiale insbesondere beim Nickel die Überführung in immobile Bindungsformen behindern. Gerade im Gebiet der Quellmulden und der Auenböden ist daher nur ein geringes Rückhaltevermögen zu erwarten.

Insgesamt ist das Filter- und Rückhaltevermögen der Böden des Untersuchungsraumes als nur mäßig zu bewerten. Die von Natur aus sauren Böden, dürften infolge der geringen Basensättigung, der unterdurchschnittlichen Austauschkapazität und der relativ hohen Schwermetallgehalte sensibel auf zusätzliche Schadstoffeinträge reagieren.

6.3. Bodenschätzung (Ertragspotential)

Neben den vorliegenden analytischen Ergebnissen (siehe 4.1.ff) erlaubt die Bodenschätzung eine flächenhafte Beurteilung der Ertragsfähigkeit bzw. des -potentials von Acker- und Grünlandstandorten. Für dieses Projekt standen digitale Daten der Bodenschätzung für die Gemeinden Wiebelsheim und Laudert zur Verfügung. Aufgrund der relativ einheitlichen naturräumlichen Verhältnisse innerhalb des Untersuchungsraums, sind die Aussagen auch auf weitere Gemeinden übertragbar.
Die Bewertung nach dem Bodenschätzungsgesetz erfolgt im wesentlichen über die Bodenart (Korngrößenzusammensetzung), das geologische Alter des Substrates, der Jahresdurchschnittstemperatur und dem Bodenzustand. Bei der Schätzung des Grünlands werden ferner die Wasserverhältnisse berücksichtigt, wobei sowohl Mangel als auch Überschuss negativ bewertet werden. Das Maß für die Ertragsfähigkeit sind Wertzahlen, die bei Ackerland von 7-100, bei Grünland von 7-88 reichen. Die wertvollsten Böden erhalten die Wertzahl 100 bzw. 88. Tiefergehende Informationen sind bei WILL (1987) und AG Boden (1994) zu finden.
Das Verhältnis Acker- zu Grünlandböden beträgt in den obengenannten Gemeinden etwa 2:1. Dies entspricht etwa dem übrigen Untersuchungsraum.

Die Ackerböden der Gemeinden Wiebelsheim und Laudert werden von der Bodenschätzung generell als Verwitterungsböden angesprochen, d.h. als Böden, die aus dem anstehenden Festgestein entstanden sind. Aus heutiger geologischer Sicht ist diese Ansprache nicht haltbar, zeigt aber dass der Anteil der devonischen Untergrundgesteine hoch ist. Diese Böden werden gegenüber den übrigen Entstehungsarten ungünstiger bewertet. In knapp 5% der Ackerböden ist zudem der Grobbodenanteil so hoch, dass dieser gesondert ausgewiesen wird, was zu einer weiteren Wertminderung führt. In etwa 64% der Ackerböden wird die Bodenart als sandiger Lehm (sL) und in 23% als stark lehmiger Sand (SL) angesprochen. In letzteren wird der höhere Sandgehalt vermutlich durch eine höheren Anteil an Untergrundgestein verursacht. Hierfür spricht auch, dass fast alle grobbodenreichen Böden (Vg) in dieser Bodenartenklasse liegen. Die Bodenarten sL und SL werden nach Lehm und schweren Lehm von der Bodenschätzung zwar recht hoch bewertet, allerdings erreichen die Böden des Untersuchungsraum allgemein nur ungünstige Zustandsstufen. Lediglich 0,3% der Ackerböden erreichen die Zustandsstufe 3 bzw. 16% die Zustandsstufe 4. In etwa der Hälfte der Ackerböden wird nur die ungünstige Stufe 6 erreicht.
Durch die überwiegend ungünstigen Faktoren erhalten die Ackerböden daher nur eine durchschnittliche Bodenzahl von 40. Diese Zahl schwankt überwiegend zwischen etwa 35 und 55. Die grobbodenreichen Böden erreichen im Mittel eine Bodenzahl von nur 28. Die Ackerzahl, die letztlich die Ertragsbedingung der einzelnen Standorte charakterisiert, liegt durchschnittlich nochmals um 5 bis 7 niedriger als die Bodenzahl. Hier kommen vor allem ungünstige morphologische und mikroklimatische Einflüsse zum tragen. Mit einer mittleren Ackerzahl von 33 bzw. 23 in grobbodenreichen Ackerböden weisen sie relativ schlechte Ertragsbedingungen auf. Im Vergleich dazu erreichten die lößreichen Böden der Region Mainz nach dem Ackerschätzungsrahmen Wertzahlen von 70 bis 90.
Die ertragreichsten Böden sind meist aus lößlehmreichen Sedimenten im flacheren Hangfußbereich entwickelt. Dabei handelt es sich überwiegend um Kolluvisole, d.h. Böden die in abgeschwemmten Bodenmaterial entwickelt sind. In erosionsgefährdeten Reliefpositionen erreichen die Böden dagegen oft nur niedrige Ackerzahlen.
Die häufig nur mäßigen bis ungünstigen Ackerzahlen resultieren in erster Linie aus der naturräumlichen Situation und der Bewirtschaftbarkeit der Böden. Die Nährstoffversorgung hingegen ist, abgesehen vom Phosphor, überwiegend durchschnittlich bis gut (siehe 4.1.4.).

Die Tiefenbereiche der Tälchen, die Umgebung der Quellmulden sowie die feuchteren Hangbereiche werden vorwiegend als Grünland genutzt. Da dies der typische Sedimentationsbereich von erodiertem Bodenmaterial ist (Solum-, Auensedimente), besitzen die Gründlandböden im Durchschnitt einen etwas höheren Tongehalt als die Ackerböden. Etwa 74% der Grünlandböden weisen die Bodenart Lehm (L) auf. Bei den übrigen Böden dominiert die Bodenart lehmiger Sand (lS). Mit Jahresdurchschnittstemperaturen von $\leq$ 7,9°C werden die Grünlandböden in die mittlere Klimastufe (b) gestellt. Die ungünstige Bodenstufe III, die etwa der Zustandstufe 6 und 7 beim Ackerland entspricht, ist in über 60% der Grünlandböden anzutreffen. Ansonsten wird mit wenigen Ausnahmen die Bodenstufe II erreicht. Obwohl auch bei den Böden dieser Nutzung die genannten Faktoren nicht ideal sind, werden sie durch die überwiegend günstigen Wasserverhältnisse aufgewertet. Im Mittel weisen sie eine Grünlandgrundzahl von 38 auf. Einflüsse, die den Ertrag mindern, besitzen gegenüber den Ackerböden eine geringere Bedeutung, so dass die Grünlandzahl meist nur einen Abschlag von etwa 2 erhält. Da der Grünlandschätzrahmen nur ein Idealwert von 88 erlaubt, sind im Untersuchungsraum die Grünlandböden gegenüber den Ackerböden im Verhältnis besser bewertet.

6.4. Verwertung von Bodenaushub

Der Boden ist eine natürliche Ressource, die in einem für den Menschen überschaubaren Zeitraum nicht regenerierbar ist. Der durch Baumaßnahmen anfallende Bodenaushub sollte daher grundsätzlich als wertvoller Rohstoff betrachtet werden. Die Verwertung von Bodenaushub hat sowohl ökonomische als auch ökologische Vorteile, da einerseits teurer Deponieraum eingespart wird, andererseits die natürlichen Funktionen des Bodens zumindest teilweise der Umwelt erhalten bleiben.
Die Erweiterung der Siedlungsflächen erfolgt überwiegend am Rand der Ortslagen auf Kosten landwirtschaftlicher Nutzflächen. Die Böden im Untersuchungsraum sind im allgemeinen durch anorganische und organische Stoffe so gering belastet, dass eine Wiederverwertung des Bodenaushubs sinnvoll und unproblematisch ist. Besonders die Verwertung von Lößlehmen und lößlehmreichem Bodenmaterial ist aufgrund niedriger Schadstoffgehalte und günstiger bodenphysikalischer Eigenschaften empfehlenswert. Vor der Wiederverwendung sollte jedoch der pH-Wert überprüft werden. Bei einem pH-Wert <5, ist eine Kalkung günstig, um die überdurchschnittliche Pflanzenverfügbarkeit der anorganischen Spurenstoffe zu senken.
Im Verbreitungsgebiet der schieferreichen Sedimente kann der Bodenaushub hohe natürliche Nickelgehalt (siehe auch 4.2.6.) aufweisen. Stammt der Aushub aus tieferen Schichten und sind Eisenkonkretionen zu finden, ist mit Nickel-Gesamtgehalte von über 100 mg/kg zu rechnen. In diesem Fall empfiehlt es sich das Material in der näheren Umgebung zu verarbeiten. Ferner ist zu beachten, dass es nicht in grund- oder stauwasserbeeinflussten Bereichen eingebaut wird. Sollten in diesem Material tiefe pH-Werte vorherrschen, ist ebenfalls eine Kalkung zu empfehlen.
Flächen, bei denen der Verdacht auf nutzungsbedingt erhöhte Schadstoffgehalte besteht, sind in dem ländlich geprägten Raum nicht festgestellt worden. Dennoch sollten bei einer Nutzungsänderung die Böden von gewerblichen bzw. industriellen Flächen und Altstandorten prinzipiell hinsichtlich ihres Schadstoffgehaltes untersucht werden.

Schriftenverzeichnis

ALLOWAY, B.J. & AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt.- 382 S.; Heidelberg (Spektrum).

AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung.- 319 S., 4.Aufl.; Stuttgart (Ulmer).

ANLAUF, R. & KERSEBAUM, K.C. (1988): Modelle für Prozesse im Boden.- Stuttgart.

BALLSCHMITTER, KH. & BACHER, R. (1996): Dioxine.- 507 S., Weinheim (VCH).

BAUER, I. & BOR J. (1995): Lithogene, geogene und anthropogene Schwermetallgehalte von Lößböden an den Beispielen von Kupfer, Zink, Nickel, Blei, Quecksilber und Cadmium.- Mainzer geowiss. Mitt., **24**: 47-70; Mainz.

- (1996): Vertikale Bilanzierung von Schwermetallen in Böden. Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden, gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von lithogenem Grundgehalt, pedogener An- und Abreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung, Teil 2. UBA-F+E 107 01 001/02, 199 S.; Berlin

- & SPRENGER, M. & BOR J. (1992): Die Berechnung lithogener und geogener Schwermetallgehalte von Lößböden am Beispiel von Kupfer, Zink und Blei.- Mainzer geowiss. Mitt., **21**: S. 7-34; Mainz.

BECKER, T. (1975): Zur nacheiszeitlichen Waldgeschichte des Hunsrücks.- Sonderdr. Annales Universitatis Saraviensis, 12: 97-121; Berlin-Stuttgart (Borntraeger).

BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen. - Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 24/93, 287 S.; Trippstadt.

BLUME, H.P. [Hrsg.] (1990): Handbuch des Bodenschutzes. - 686 S.; Landsberg/Lech (ecomed).

BLUME, H.P. & FELIX-HENNINGSEN, P. & FISCHER, W.R. & FREDE, H.G. & HORN, R. & STAHR, K. [Hrsg.] (1996): Handbuch der Bodenkunde. - Losebl. -Ausg.; Landsberg/Lech (ecomed).

BOR, J. (1984): Untersuchungen zur Pedogenese und Chemismus von Sandböden in Rheinland-Pfalz. - Geol. Jb., R. F, **18**: 143 S.; Hannover.

BOR, J. & KRZYZANOWSKI, J. (1987): Rechenmodelle zur Schwermetallbilanzierung in Böden. - Mainzer geowiss. Mitt., **16**: 307-326; Mainz.

BORCHERT, H. (1993): Der Eintrag von Luftschadstoffen in die Waldgebiete von Rheinland-Pfalz. - In: Ministerium für Umwelt, Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten [Hrsg.]: Waldschäden, Boden- und Luftversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, 167 S.; Mainz.

BORSDORF, H. & MÖDER, M. & OPP, C. & STACH, J. BÖHLMANN, W. (1995): Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **76**: 221-224; Oldenburg.

BORSDORF, K.H. & MALINOWSKI, D. & NAUMANN, M. (1995): Radiologische Belastung von Böden in Sachsen. - Z. angew. Geol., **41**: 111-117.

BROSIUS, G. & BROSIUS, F. (1995): SPSS. Base System und Professional Statistics. - Bonn.

CHRISTEN, H.R. (1985): Grundlagen der organischen Chemie. - 6. Aufl., 1158 S.; Frankfurt a. M., Aarau (Salle, Sauerländer).

CLAUß, G. & EBNER, H. (1979): Grundlagen der Statistik. - 530 S.; Frankfurt a. M. (Harri Deutsch).

CRÖßMANN, G. & LIPHARD, K.G. & EUSTERMANN, K. (1992); Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen, Bd. 2 Untersuchungsergebnisse. - 69 S.; Essen (Kommunalverband Ruhrgebiet).

DOMINIK, P. & PAETZ, A. (1994): Methodenhandbuch Bodenschutz - [Entwurf]. - 149 S.; Berlin (DIN).

DOMSCH, K.H. (1992): Pestizide im Boden. - 1. Aufl., 575 S.; Weinheim (VCH).

EIKMANN, T. & KLOKE, A. (1991): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. - VDLUFA-Mitt., **1**:19-26.

FAUTH, H. & HINDEL, R. (1979): Geochemische Prospektion im Linksrheinischen Schiefergebirge. - Ber. 72, Geowiss. Gemein. -Aufg., 51 S., 4 Anl.; Hannover.

FAUTH, H. & HINDEL, R. & SIEWERS, U. & ZINNER, J. (1985): Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland, Verteilung von Schwermetallen in Wässer und Bachsedimenten. - 79 S.; Hannover.

FELIX-HENNINGSEN, P. & SPIES, E. -D. (1985): Mineralogische und geochemische Untersuchungen an jungmesozoisch-tertiären Verwitterungsprofilen des Rheinischen Schiefergebirges. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43**: 911-916; Oldenburg.

FELIX-HENNINGSEN, P. & SPIES, E. -D. (1986): Soil Development from Tertiary to Holocene and Hydrothermal Decomposition of Rocks in the Eastern Hunsrück Area. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **47**: 76-99; Oldenburg.

FELIX-HENNINGSEN, 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).

FINK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten. - 3. Aufl., 200. S.; Kiel (Hirt).

FUCHS, A. & KUTSCHER, F. (1938): Geologische Karte Blatt 5911 Kisselbach 1:25000. - Unveröffent. Manuskriptkt. Preuß. Geolog. L. -Anst., Archiv Geol. L. -Amt Rheinland-Pfalz; Mainz.

GRINAT, M. (1989): Messungen der Induzierten Polarisation bei Maisborn. - Ber. Geowiss. Gemein. - Aufg., 13 S., 10 Anl.; Hannover.

HARTMANN, R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden. - Bayreuther Bodenkdl. Ber., **44:** 117 S.; Bayreuth.

HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1996): Bodenbelastungskataster Rheinland-Pfalz. - 286 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (1998): Bodenzustandsbericht Rheinland-Pfalz; Blatt 6015 Mainz. - 128 S.; Mainz (Ministerium für Umwelt und Forsten).

HEIN, H. & SCHWEDT, G. (1992): Richt- und Grenzwerte, Wasser-Boden-Abfall-Chemikalien-Luft. - 3. Aufl., Losebl. Ausg.; Würzburg (Vogel).

HENNINGS, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde, Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. - Geol. Jb., **F 31:** 5-242, 28 Abb., 123 Tab.; Hannover.

HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. - Bonner Bodenkdl. Abh., Bd. 2, 228 S. 30 Abb.; Bonn.

- & BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. - Z. Pflanzenern. Bodenkde., **158:**137-145; Weinheim (VCH).

- & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden, 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels $CaCl_2$ und NH_4NO_3. - Z. Pflanzenern. Bodenkde. **158:**137-145; Weinheim (VCH).

HINDEL, R. & FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland, geogene und anthropogene Anteile. - Texte, **13/91:** 1-137, 25 Abb., 29 Tab.; Berlin (Umweltbundesamt).

JONECK, M. & PRINZ, R. (1993): Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. Chlorierte Kohlenwasserstoffe, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und N-Herbizide in Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation. - GLA Fachber., 9: 1-155; München (Bayerisches GLA).

- (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen. - GLA Fachber., **12:** 1-55, 5 Abb., 39 Tab.; München (Bayerisches GLA).

KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils ans Plants. - 365 S.; Boca Raton, Florida (CRC Press).

KAMPE, W. (1988): Chlorkohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle in Ackerböden von Rheinland-Pfalz und des Saarlandes. - Wasser und Boden, **1**: 22-26; Hamburg, Berlin (Parey).

KICK, H. (1962): Gedanken zur Spurenelementversorgung der Kulturpflanzen. - Landwirt. Forsch., **16**. SH: 1-17.

KLOKE, A. (1980): Richtwerte 80 - Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. - VDLUFA-Mitt., **1:** 9-11.

- (1981): Sollen Richtwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich / gärtnerisch genutzten Böden auch für Forstböden gelten?. - Mitt. forstl. B. -Versuchsanst., **1:** 241-246; Wien.

KLOTZ, S. & STUMM, Th. (1998): Bewertung der Aufbringung von Sekundärrohstoffdüngern auf Ackerflächen im Hunsrück unter Berücksichtigung der Überschreitung des Vorsorgewertes und der Pflanzenverfügbarkeit von Nickel. - Dipl. -Arb., Fachhochschule Bingen, 179 S.; Bingen.

KOCH, D. & GRUPE, M. (1993): Mobilität von Schwermetallen geogener/anthropogener Herkunft. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **72**: 385-388; Oldenburg.

KRASEL, G. & PESTEMER, G.W. (1991): Belastung der bodennahe Atmosphäre mit Pflanzenschutzmittel. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 123-126; Oldenburg.

KRIMMEL, M. (1984): Geochemische Detailprospektion auf Buntmetall- und Barytmineralisationen im linksrheinischen Schiefergebirge. - Diss., Johannes Gutenberg Univ. Mainz, 200 S.; Mainz [unveröff.].

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, Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **1530:** 1-86; Berlin (E. Schmidt).

- & ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1988): Bodenkunde. - 4. erw. Aufl., 568 S., 150 Abb., 157 Tab.; Stuttgart (Ulmer).

KUTSCHER, F. (1951): Unterdevonstratigraphie und Tektonik der Umgebung von Kisselbach (Hunsrück). - Geol. Jahrb., **66**: 249-256, 1 Abb.; Hannover.

LIEDTKE, H. (1984): Namen und Abgrenzungen von Landschaften in der Bundesrepublik Deutschland gemäß der amtlichen Übersichtskarte 1:500000 (ÜK 500). - Forsch. dt. Landeskde. **222:**1-96, 1 Kt.; Trier (Zentralaus. dt. Landeskde. Selbstverlag).

MEHRA, O.P. & JACKSON, M.L. (1960): Iron oxid removal from soils and clays by dithionit-citrate system buffered with sodium bicarbonate. - Clay and Clay Mineral., **7**:317-327; Washington/D.C..

MERIAN, E. [Hrsg.] (1984): Metalle in der Umwelt. - 722 S.; Weinheim (Verlag Chemie).

MÜLLER, U. & HENNINGS, V. & HORN, A. (1991): Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **66 I:** 365-368.

- (1992): Hintergrundbelastung niedersächsischer Böden mit polychlorierten Biphenylen und Polychlordibenzodioxinen/-furanen. - Wasser und Boden, **9**: 571-576; Hamburg, Berlin (Parey).
- MÜLLER-MINY, H. & BÜRGENER, M. (1971): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 138 Koblenz. - Geogr. L. -aufnahme 1:200000, 82 S.; Bonn-Bad Godesberg (B. -forsch. -anst. Landeskde Raumordnung Selbstverlag).

MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1990): Klimadaten der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980. - 289 Tab., 1 Kt.; Offenbach (Selbstverlag Dt. Wetterdienst).

NORUSIS, M.J. (1986): SPSS/PC$^+$. - 268 S., Chicago.

OTTOW, J. (1991): Mikrobiologische und chemisch-physikalische Wechselwirkungen beim Abbau organischer Schadstoffe in Böden. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **63**: 19-25; Oldenburg.

PRÜEß, 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, Ergänzbares 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.

ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H.M. [Hrsg.] (1988): Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. - Losebl. -Ausg.; Berlin (Schmidt).

RUPPERT, H. (1994): Einfluß periglazialer Deckschichten auf die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden. - In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 21-33; Berlin (Springer).

RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. - GLA Fachber., **2:** 1-97, 3 Abb., 89 Tab.; München (Bayerisches GLA).

RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. & SCHMIDT, R. (1991): Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns. - GLA Fachber., **5:** 49-73; München (Bayerisches GLA).

SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. - 6. Aufl., S.; Berlin (Springer).

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. - 11. Aufl., 442 S.; Stuttgart (Enke).

SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. - 249 S.; Weinheim (VCH).

SCHÖLER, H.F. & FÄRBER, H. (1994): Die Verlagerung von Pestiziden in landwirtschaftlich genutzten Böden. - In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 69-77; Berlin (Springer).

SCHUBERT, A. (1995): Verteilung von Schwermetallen auf Bayerischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen. - In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 63-73; München.

SCHÜLER, G. (1994): Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992. - Mitt. Forst. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz, Bd. 30/94, 291 S.; Trippstadt.

SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43 (1)**: 471-476; Göttingen.

SEMMEL, A. (1985): Periglazialmorphologie. - Erträge Forsch. Bd. 231, 116 S., 58 Abb.; Darmstadt (Wiss. Buchgesell.).

SPIES, E. -D. & FELIX-HENNINGSEN, P. (1985): Geologisch-mineralogische Untersuchungen der tiefgründig kaolinisierten Unterdevongesteine im Osthunsrück und der nordöstlichen Eifel. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **43**: 931-936; Oldenburg.

STEUBING, L. & VOGEL, A. & HAMMEL, W. (1996): Bindung und Mobilität ökotoxischer Metalle und Metalloide im Bereich von ehemaligen Quecksilber-Bergwerken im Nordpfälzer Bergland - Bestimmung der mobilen Fraktionen von Quecksilber, Arsen und Antimon in Böden mittels Ammoniumnitrat. - Forsch. -vorhaben Mini. Umwelt. Rheinland-Pfalz. - 46 S.; Giessen (Justus-Liebig-Univ.) [unveröff.].

STÖHR, W. (1963): Der Bims (Trachyttuff), seine Verlagerung, Verlehmung und Bodenbildung (Lockerbraunerden) im südwestlichen Rheinischen Schiefergebirge. - Notizbl. hess. L. -amt Bodenforsch., **91:** 318-337; Wiesbaden.

SUTTNER, Th. (1995): Ermittlung von Hintergrundwerten anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns. - In: Bayer. Staatsminist. Landesentwick. Umweltfragen [Hrsg]: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, S. 16-21; München.

SUTTNER, Th. & AUßENDORF, M. & MARTIN, W. (1998): Hintergrundwerte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns. - GLA Fachber., **16:** 158 S.; München (Bayerisches GLA).

TEBAAY, R.H. & WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1991): Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen in Böden unterschiedlicher Nutzung. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **63:** 157-160.

WELP, G. & HAMER, M. & BRÜMMER, G.W. & LICHTFUß, R. (1995): Mobilität und Bindungsformen von Cd, Cr, As und V in urbanen Böden unterschiedlicher Belastung. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., **76**: 487-490; Oldenburg.

WILL, D. (1987): Die Bodenschätzung in Theorie und Praxis sowie als bodenkundliche Datenquelle. - Nachrichtenbl. Vermess. - Katasterverw. Rheinland-Pfalz, 4: 310-332. Koblenz.

WITTENBECHER, M. (1999): Mobilisierbare Schwermetalle in forstwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns. - GLA Fachber., **18:** 1-35, 8 Abb., 8 Tab.; München (Bayerisches GLA).

ZAUNER, G. & JAHN, R. & STAHR, K. (1994): Abschätzung geogener Schwermetallgehalte von Böden der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft. - In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt, S. 35-40; Berlin (Springer).

ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **59 I:** 505-510.

ZÖLLER, L. (1984): Reliefgenese und marines Tertiär im Ost-Hunsrück. - Mainzer geowiss. Mitt., 13: 97-114, 7 Abb.; Mainz.

Arbeitsgruppe Boden (**AG Boden**) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl., 392 S., 33 Abb. 91 Tab.; Hannover.

Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**)([Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil I: Einführung, Stoffbestand des Boden-Nährstoffe,Schadstoffe. - Schr. -r. Bayer. L. -anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 4/97, S. 1-77; Freising-München.

Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (**LBP**)[Hrsg.] (1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF); Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995; Teil II: Stoffeinträge, Stoffausträge, Schwermetall-Bilanzierung verschiedener Betriebstypen. - Schr. -r. Bayer. L. -anst. Bodenkultur Pflanzenbau, Bd. 5/97, S. 85-190; Freising-München.

Bezirksregierung Koblenz, Forstdirektion [Hrsg.] (198?): Erläuterungsbericht zur Standortskartierung im Forstamt Kastellaun, Forstrevier 09 Bubach. - 25 S.; Koblenz.

Bezirksregierung Koblenz, Forstdirektion [Hrsg.](1986): Erläuterungsbericht zur Standortskartierung im Forstamt Simmern, Forstrevier 06 Rheinböllen. - 62 S.; Koblenz.

Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (**LABO**)(1998): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. -; Berlin.

DECHEMA [Hrsg.] (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate. - 615 S.; Frankfurt a.M..

Deutscher Wetterdienst (1957): Klimaatlas von Rheinland-Pfalz. - 77 Kt., 9 Diagr., 37 S. Erl.; Bad Kissingen.

Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz (**GLA**) [Hrsg.] (1993): Exkursionsführer, Geologie, Böden und Waldbau im östlichen Hunsrück und im Mittelrheintal. - 27 S.; Mainz.

Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz [Hrsg.] (1994): Forstatlas. - Mitt. Landesforstverwalt. Rheinland-Pfalz **12:** 1-104.; Mainz.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1991): Rheinland-Pfalz heute 1991. - 20 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1992): Rheinland-Pfalz seine kreisfreien Städte und Landkreise. - 669 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1994): Rheinland-Pfalz heute 1993/94. - 20 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1996): Rheinland-Pfalz heute 1995/96. - 20 S.; Bad Ems.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1997): Rheinland-Pfalz heute 1996/97. - 20 S.; Bad Ems.

Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Karlsruhe, Schadstoffgehalte der Böden. - Ber. UM-14-95, 68 S.; Stuttgart.

Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Pforzheim, Schadstoffgehalte der Böden. - Ber. UM-15-95, 62 S.; Stuttgart.

Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Bodenzustandsbericht Kehl, Schadstoffgehalte der Böden. - Ber. UM-16-95, 59 S.; Stuttgart.

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (**VDLUFA**) (1996): Methodenbuch VII, Umweltanalytik. - 1.Aufl., 1.Teilliefer.; Darmstadt (VDLUFA).

Normen

DIN 19683 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Physikalische Laboruntersuchungsverfahren, Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat; (1973).

DIN 19684 Teil 2, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Chemische Laboruntersuchungsverfahren, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden; (1977).

DIN 19684 Teil 6, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Chemische Laboruntersuchungsverfahren, Bestimmung des Gehaltes an oxalatlöslichem Eisen im Boden; (1977).

DIN 19730, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung; (1997).

DIN 38406 Teil 22, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut 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 Deutschen Institut 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 Deutschen Institut 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 Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des pH-Wertes; (1997).

DIN ISO 10693, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung des Carbonatgehaltes, Volumetrisches Verfahren; (1997).

DIN ISO 11261, Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Bestimmung von Gesamt-Stickstoff, Kjeldahl-Verfahren unter Verwendung von Titandioxid als Katalysator; (1997).

E DIN ISO 11464, Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V. [Hrsg.]: Bodenbeschaffenheit, Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen; (1994).

Richtlinien, Verordnungen und Gesetze

Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (1997): Altablagerungen, Altstandorte und Grundwasserschäden, Merkblatt **ALEX-02**: Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung. - 10 S.; Oppenheim.

Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1988): Leidraad bodemsanering (**Niederländische Liste**). - in ROSENKRANZ ; D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H. -M. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **8935**:1-27.

- (1994): Leidraad bodemsanering (**Niederländische Liste**). - in ROSENKRANZ; D. & BACHMANN, G. & EINSELE, G. & HARREß, H. -M. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, **8935**:1-4.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): Klärschlammverordnung [**AbfKlärV**], BGBl. Teil I, S. 912-934; Bonn.

Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz (1994): Vollzug der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) - Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt, MiniBl. **3**:59-73; Mainz.

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
EPA	Umweltbehörde der USA
LABO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
mNN	Meter über Normalnull
NSG	Naturschutzgebiet
VwV	Verwaltungsvorschrift
TK25	Topographische Karte Maßstab 1:25000
TVO	Trinkwasserverordnung (TrinkwV)

Chemische/Physikalische Abkürzungen:

Al	Aluminium
As	Arsen
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrom
Cs	Cäsium
Cu	Kupfer
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
Flammen-AAS	Flammen-Atomabsorptionsspektrometer
G-AAS	Graphitrohrofen-Atomabsorptionsspektrometer
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
ICP-AES	Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma
KAK_{pot}	potentielle Kationenaustauschkapazität
Mg	Magnesium
MHS-AAS	Metallhydridsystem- Atomabsorptionsspektrometer
N_{ges}	Gesamt-Stickstoff
Ni	Nickel
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDD/F	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
SE_{ges}	Gesamtgehalt (Königswasser-extrahierbarer Gehalt) SM = jeweiliges Element (z.B. Cd_{ges})
SE_{mob}	Mobilgehalt (NH_4NO_3-extrahierbarer Gehalt) SM = jeweiliges Element (z.B. Pb_{mob})
TB	Trockenboden
Zn	Zink

Bq	Becquerel
mg	Milligramm
µg	Mikrogramm
ng	Nanogramm

Bodenkundliche / Geologische Abkürzungen

AH	Anmoor
Al	Auenlehm (carbonatfrei)
H	Moor
Lp	Lößlehm
pfl	periglaziale Lage
pfl [Lp(3.2-4)/-.-]	Solifluktions-Lößlehm
pfl [(^tsf;^tfl)(3-4)/Lp(0-1)]	periglaziale Lagen (schieferreich / lößlehmarm bis -frei) [Schiefer(3-4)/Lößlehm(0-1)]
pfl [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	periglaziale Lagen(lößlehmhaltig bis -reich / schieferhaltig bis -arm) [Lößlehm(2-3)/Schiefer(1-2)]
pfl [^qtsf(3-4)/Lp(0-1)]	periglaziale Lagen [quarzitische Schiefer(3-4)/Lößlehm(0-1)]
pfl [Lp(3)/^qtsf(1)]	periglaziale Lagen [Lößlehm(2-3)/[quarzitische Schiefer(1-2)]
pfl [Lp(3)/+VTbs(1)]	periglaziale Lagen (lößlehmreich / bimstuffarm) [Lößlehm(3)/Bimstuff(1)]
^tsf	Tonschiefer
^tfl	Flaserschiefer, Rauhschiefer
Ul	Solumsediment (lehmig, carbonatfrei) (ohne petrographische Differenzierung)
Ul [(^tsf;^tfl)(3)/Lp(1)]	Solumsediment (lehmig, carbonatfrei, schieferreich / lößlehmarm) [Schiefer(3)/Lößlehm(1)]
Ul [Lp(2-3)/(^tsf;^tfl)(1-2)]	Solumsediment (lehmig, carbonatfrei, lößlehmhaltig bis -reich / schieferhaltig bis -arm) [Lößlehm(2-3)/Schiefer(1-2)]
Ul [Lp(3.2.-4)/-.-]	Solumsediment (lehmig; carbonatfrei, sehr lößlehmreich, Lößlehm)
V	Organische Auflage (undifferenziert)
Vb	Organische Auflage aus Blattstreu
Vbn	Organische Auflage aus Blatt- und Nadelstreu
Vn	Organische Auflage aus Nadelstreu
+Vtbs	Tephra (Bimstuff)
YS	Anthropogene Substrate (sandig)
YL	Anthropogene Substrate (lehmig)

fU	Feinschluff
mU	Mittelschluff
gU	Grobschluff
U	Schluff
fS	Feinsand
mS	Mittelsand
gS	Grobsand
S	Sand

Mathematisch / Statistische Abkürzungen

Max Maximum
Med Median (Zentralwert, 50. Perzentil, 50. Quartil)
Min Minimum
n Größe der Stichprobe
Σ Summe

Tabellenverzeichnis

Tab.		Seite
1	Substrate der Oberböden im Untersuchungsraum	10
2	Mehrjährige Temperatur- und Niederschlagmittelwerte	16
3	Flächennutzung im Untersuchungsraum	17
4	Mittlere Nachweisgrenzen (Makro- und Spurenelemente)	20
5	Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der Biozide und der polychlorierten Biphenyle (PCB)	21
6	Mittlere Nachweisgrenzen und Summenformeln der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)	22
7	Mittlere Nachweisgrenzen, Faktoren der Toxizitätsäquivalente und Summenformeln der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)	22
8	Mittlere Nachweisgrenzen und Halbwertszeiten der Radionuklide	23
9	Prüfwertfunktionen für Spurenelement-Gesamtgehalte und allgemeine Prüfwerte für mobile Spurenelemente	26
10	Ermittlung des gewichteten Gefährdungspotentials (GGP) an einem Beispielprofil	27
11	Mediane der Kornfraktionen im Oberboden und deren typische Bodenart	30
12	Grobbodenanteil (Korngröße >2 mm) im Oberboden	32
13	pH-Wert des Oberbodens	33
14	Mittlere pH-Werte des Oberbodens; gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen	34
15	pH-Wert in der Organischen Auflage	35
16	Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden	36
17	Organisch gebundener Kohlenstoff im Oberboden; Mediane, gegliedert nach Substrat und Nutzungsklassen	37
18	Stickstoff im Oberboden	37
19	Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden	40
20	Potentielle Kationenaustauschkapazität in der Organischen Auflage	40
21	Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen im Oberboden	41
22	Mediane der potentiellen Kationenaustauschkapazität und austauschbarer Kationen in der Organischen Auflage	42
23	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat im Oberboden	42
24	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Phosphat in der Organischen Auflage	43
25	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium im Oberboden	44
26	Laktat-extrahierbares (pflanzenverfügbares) Kalium in der Organischen Auflage	44
27	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Magnesium im Oberboden	45
28	Häufige Gehalte, Richtwerte, phytotoxische Schwellenwerte und Transferkoeffizient Boden-Pflanze von potentiell toxischen Metallen in Böden	46
29	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden	47
30	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen in der Organischen Auflage	50
31	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden	50
32	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen in der Organischen Auflage	52
33	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden	55
34	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei in der Organischen Auflage	58
35	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden	59
36	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei in der Organischen Auflage	60

Tab.		Seite
37	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden	66
38	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium in der Organischen Auflage	66
39	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden	68
40	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium in der Organischen Auflage	68
41	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden	74
42	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom in der Organischen Auflage	75
43	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden	76
44	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom in der Organischen Auflage	76
45	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden	82
46	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer in der Organischen Auflage	83
47	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden	84
48	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer in der Organischen Auflage	85
49	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden	90
50	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel in der Organischen Auflage	91
51	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden	92
52	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel in der Organischen Auflage	94
53	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden	98
54	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber in der Organischen Auflage	100
55	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden	101
56	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber in der Organischen Auflage	102
57	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden	106
58	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink in der Organischen Auflage	108
59	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden	109
60	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink in der Organischen Auflage	110
61	Organische Schadstoffe im Boden	115
62	Blatt 5911 Kisselbach: Biozide; Anzahl der Über- und Unterschreitungen der Nachweisgrenze	115
63	Summe der DDD-, DDE- und DDT-Isomere (Σ-DDX) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	116
64	Summe der Hexachlorcyclohexan-Isomere (Σ-HCH) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	118
65	Hexachlorbenzol (HCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	118
66	Pentachlorphenol im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	119
67	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Oberboden	121
68	Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	123
69	Benzo(a)pyren (BaP) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	123
70	Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Oberboden	126
71	Summe der polychlorierten Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	127
72	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	128
73	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Oberboden	130
74	^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	133
75	^{137}Cäsium in der Organischen Auflage	134
76	Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	135
77	^{134}Cäsium in der Organischen Auflage	136
78	Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungszielwerte zur Zielebene 1 des Merkblattes ALEX-02 (1997) im Oberboden	138
79	Unter- und Überschreitungen der orientierenden Sanierungs- und Prüfwerte für organische Schadstoffe des Merkblattes ALEX-02 (1997) im Oberboden	139
80	Unter- und Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) im Oberboden	140
81	Unter- und Überschreitungen der Referenzwerte (S-Wert) der Niederländischen Liste (1994) im Oberboden	142
82	Organische Schadstoffe: Unter- und Überschreitungen der Referenzwerte (S-Wert) der Niederländischen Liste (1994) im Oberboden	144
83	Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Ebm); gegliedert nach Nutzungsklassen	145

Abbildungsverzeichnis

Abb.		Seite
1	Blick über die Nordöstliche Hunsrück-Hochfläche und die Obere Simmerner Mulde nach Süd	9
2	Potentielle petrographische Komponenten der Hauptlagen	14
3	Schema eines Boxplots	27
4	Korngrößenzusammensetzung im Oberboden	31
5	pH-Wert im Oberboden	33
6	Kohlenstoff im Oberboden	36
7	Stickstoff im Oberboden	38
8	C/N-Verhältnis im Oberboden	38
9	Potentielle Kationenaustauschkapazität im Oberboden	40
10	NH_4NO_3-extrahierbare Kationen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	41
11	Laktatextrahierbare Nährstoffe im Oberboden	43
12	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden	48
13	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Arsen im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	48
14	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen im Oberboden	51
15	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Arsen und relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	51
16	Relative Mobilität von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	51
17	Gewichtetes Gefährdungspotential von Arsen im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	52
18	Tiefenfunktion von Arsen im Bodenbildungsbereich	53
19	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden	56
20	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Blei im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	56
21	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei im Oberboden	59
22	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Blei und relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	60
23	Relative Mobilität von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	61
24	Gewichtetes Gefährdungspotential von Blei im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	61
25	Tiefenfunktion von Blei im Bodenbildungsbereich	62
26	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	64
27	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Cadmium im Oberboden	64
28	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium und relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	67
29	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Cadmium im Oberboden	67
30	Relative Mobilität von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	69
31	Gewichtetes Gefährdungspotential von Cadmium im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	69
32	Tiefenfunktion von Cadmium im Bodenbildungsbereich	70
33	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen	72
34	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Chrom im Oberboden	74
35	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom und relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	75
36	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Chrom im Oberboden	77
37	Relative Mobilität von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	77
38	Gewichtetes Gefährdungspotential von Chrom im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	77
39	Tiefenfunktion von Chrom im Bodenbildungsbereich	78
40	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen	80

Abb.		Seite
41	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Kupfer im Oberboden	82
42	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer und relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	83
43	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Kupfer im Oberboden	84
44	Relative Mobilität von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	84
45	Gewichtetes Gefährdungspotential von Kupfer im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	85
46	Tiefenfunktion von Kupfer im Bodenbildungsbereich	86
47	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen	88
48	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Nickel im Oberboden	90
49	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel und relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	92
50	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Nickel im Oberboden	93
51	Relative Mobilität von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	93
52	Tiefenfunktion von Nickel im Bodenbildungsbereich	95
53	Gewichtetes Gefährdungspotential von Nickel im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	97
54	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Tongehaltsklassen und Klassen organischer Substanz	97
55	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Quecksilber im Oberboden	100
56	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber und relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	101
57	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Quecksilber im Oberboden	102
58	Relative Mobilität von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	102
59	Tiefenfunktion von Quecksilber im Bodenbildungsbereich	103
60	Gewichtetes Gefährdungspotential von Quecksilber im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	104
61	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden, gegliedert in Ton- und Eisengehalts-Klassen	105
62	Königswasser-extrahierbares (Gesamt-) Zink im Oberboden	106
63	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink und relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in pH-Klassen	109
64	NH_4NO_3-extrahierbares (mobiles) Zink im Oberboden	110
65	Relative Mobilität von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	110
66	Gewichtetes Gefährdungspotential von Zink im Oberboden, gegliedert in Nutzungs-Klassen	111
67	Tiefenfunktion von Zink im Bodenbildungsbereich	112
68	p,p´-DDX-Isomere und Σ-DDX im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	117
69	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden	122
70	Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK_{16}) und Benzo(a)pyren im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	124
71	Polychlorierten Biphenyle (PCB) im Oberboden, gegliedert nach Nutzung und Einzelkomponenten	125
72	Polychlorierten Biphenyle (Σ-PCB) im Oberboden - Vergleich der Gesamtdaten mit Daten des Untersuchungsgebietes, gegliedert nach Nutzung	126
73	PCDD/F-Gehalte, gruppiert nach Nutzung	129
74	PCDD/F-Homologenprofile, gruppiert nach Nutzung	131
75	^{137}Cäsium im Oberboden, gruppiert nach Nutzung	133
76	^{137}Cäsium in der Organischen Auflage, gruppiert nach Nutzung	134
77	Gewichteter ^{137}Cäsium-Gehalt der oberen 30 cm des Mineralbodens, gruppiert nach Nutzung	135
78	Relative Stellung der Königswasser-extrahierbaren (Gesamt-) Gehalte im Oberboden zum Grenzwert der AbfKlärV (1992)	141

Kartenverzeichnis

Übersichtskarten 1:1.000.000

In dieser Online-Fassung von 2015 geben die nachfolgend aufgeführten Übersichtskarten abweichend zur Druckfassung von 2000 den aktuell vorhandenen und ggfs. erweiterten Kenntnisstand zum landesweiten geochemischen Zustand der Oberböden wieder. Für das hier relevante Gebiet des Bodenzustandsberichts ist diese Information aber deckungsgleich.

		Seite
1	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Arsen** im Oberboden	49
2	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Blei** im Oberboden	57
3	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Cadmium** im Oberboden	65
4	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Chrom** im Oberboden	73
5	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Kupfer** im Oberboden	81
6	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Nickel** im Oberboden	89
7	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Quecksilber** im Oberboden	99
8	Geochemische Übersichtskarte: Gesamtgehalt von **Zink** im Oberboden	107

Kartenanlage

Die Kartenanlagen dieser Online-Fassung stehen in mehreren Dateien gesondert als download zur Verfügung.

1 Karte der obersten Substratschicht 1:50.000
2 Bodennutzung 1:50.000
3 Geochemische Karte 1:50.000: **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: **Gefährdungspotential** durch Spurenelemente
12 Geochemische Karte 1:50.000: **DDX - Gesamt**-**DDT** (DDT und Metaboliten) im Oberboden
13 Geochemische Karte 1:50.000: **PAK**, Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Oberboden
14 Geochemische Karte 1:50.000: **PCB**, Polychlorierte Biphenyle im Oberboden
15 Geochemische Karte 1:50.000: **PCDD/F**, Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane im Oberboden
16 Geochemische Karte 1:50.000: **Cäsium-137** (^{137}Cs) im Oberboden

Allen, die uns im Laufe dieser Arbeit mit Ratschlägen, Hilfsbereitschaft und Geduld zur Seite standen, sei an dieser Stelle herzlichst gedankt.

Unser Dank gilt im besonderen Herrn Dr. Hoffmann und Herrn Dr. Backes vom Ministerium für Umwelt und Forsten durch deren Einsatz und Interesse dieses Projekt ermöglicht wurde.

Für die konstruktive und vertrauensvolle Zusammenarbeit möchten wir uns herzlich bei Herrn Fickus und Herrn Chudziak vom Landesamt für Umwelt und Gewerbeaufsicht bedanken.

Dem Leiter der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer Herrn Prof. Dr. Aldag und seinen Mitarbeiter Herrn Dr. Jobst und Herrn Dr. Züricher danken wir für die rasche und gewissenhafte Durchführung der Analytik der organischen Schadstoffe sowie für ihre fachliche Unterstützung.

Wir möchten uns bei den Verwaltungen der Verbandsgemeinden Emmelshausen, Kastellaun, Rheinböllen, Simmern und St. Goar-Oberwesel sowie bei den Forstämtern Kastellaun, Simmern und St. Goar für die bereitwillige Unterstützung der Geländearbeiten bedanken.

Für die unverzichtbare Unterstützung durch den Direktor des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz Herrn Prof. Dr. K.-H. Emmermann danken wir ganz herzlich.

Herrn Dipl.-Geogr. J. Hoffmann (TERRA PLAN HOFFMANN, Frankfurt) und Herrn G. Habich vom Geologischen Landesamt Rheinland-Pfalz möchten wir unseren Dank für die zügigen und sorgsamen Geländearbeiten aussprechen.

Unseren Kollegen vom geochemischen-bodenchemischen Labor des Geologischen Landesamtes Frau D. Detmann, Herrn R. Arens, Herrn P. Bahrmann, Herrn H. Becker, Herrn U. Helsper, Herrn Dr. K. Mauersberger, Herrn M. Nastali und Herrn K. Prinz danken wir für das große Engagement bei der Durchführung der umfangreichen Laborarbeiten und nicht zuletzt für das freundliche Arbeitsklima.

Bei Frau Dr. I. Bauer, Herrn Dr. K. Agsten, Herrn Dr. K.H. Bauer, Herrn Dr. M. Krimmel und Herrn Dr. E.-D. Spies möchten wir uns ganz herzlich für die große fachliche Unterstützung, den Anregungen und der kritischen Durchsicht des Manuskripts bedanken. Dies trug ganz wesentlich zum Gelingen der Arbeit bei.

Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Landesregierung von Rheinland-Pfalz im Rahmen ihrer verfassungsgemäßen Verpflichtung zur Unterrichtung der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern während eines Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Mißbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Information oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme der Herausgeberin zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist es jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

RheinlandPfalz
MINISTERIUM FÜR
WIRTSCHAFT, KLIMASCHUTZ,
ENERGIE UND
LANDESPLANUNG

Stiftsstraße 9
55116 Mainz

www.mwkel.rlp.de