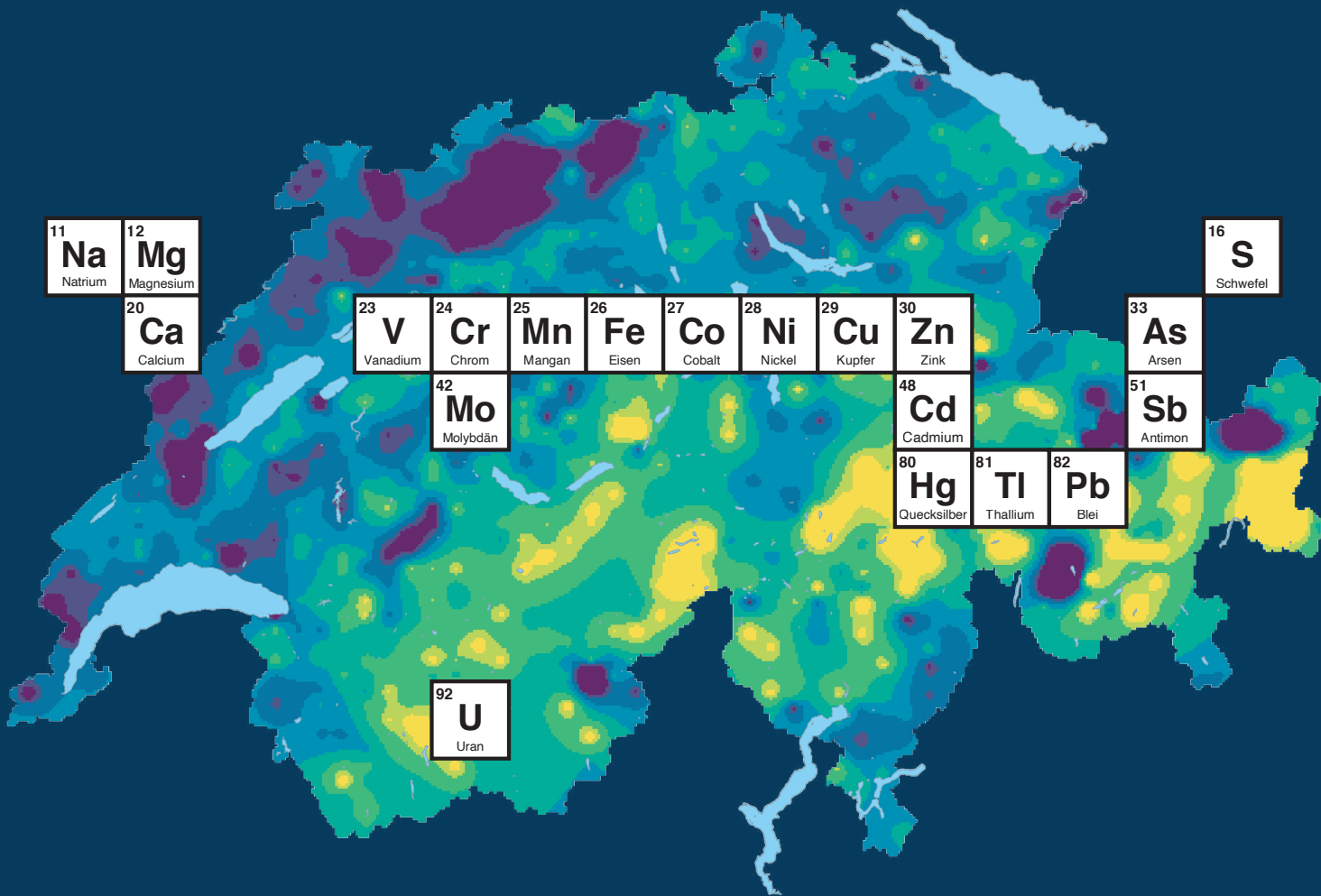


Geochemischer Bodenatlas der Schweiz

Verteilung von 20 Elementen in den Oberböden



Impressum

Herausgeber	Agroscope, 8046 Zürich, www.agroscope.ch Agroscope ist das Kompetenzzentrum des Bundes für landwirtschaftliche Forschung und ist dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) angegliedert. Bundesamt für Umwelt (BAFU), 3003 Bern, www.bafu.admin.ch Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).
Autorinnen und Autoren	Jolanda E. Reusser ^{1,2} , Maja B. Siegenthaler ^{1,3} , Lenny H. E. Winkel ^{2,3} , Daniel Wächter ¹ , Ruben Kretzschmar ² , Reto G. Meuli ¹ ¹ Bodenqualität und Bodennutzung, Agroscope, 8046 Zürich ² Institut für Biogeochemie und Schadstoffdynamik IBP, ETH Zürich, 8092 Zürich ³ Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser, Wasserforschungsinstitut Eawag, 8600 Dübendorf
Auskünfte	Jolanda E. Reusser
Begleitung BAFU	Alice Badin
Titelbild	Jolanda E. Reusser
Layout und Druck	Valmedia AG, 3930 Visp, www.valmedia.ch
Download	www.agroscope.ch/geochemischerbodenatlas
Sprachversionen	Diese Publikation ist auch auf Französisch, Italienisch und Englisch verfügbar. Die Originalsprache ist Deutsch.
Copyright	© Agroscope, BAFU 2023
DOI	https://doi.org/10.34776/gca23-g

Haftungsausschluss

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leserschaft. Aus den Daten und Karten können keine punkt- und parzellenscharfen Informationen abgeleitet werden. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Die Autorinnen und Autoren, Agroscope sowie die beteiligten Institutionen der Autorinnen und Autoren schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leserschaft gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	5
1.1 Elemente	5
1.2 Quellen und Senken von Elementen in Böden	6
1.3 Geochemische Atlanten	7
1.4 Zielsetzung des Geochemischen Bodenatlas der Schweiz	7
2 Datengrundlage	8
2.1 Datensatz BDM	8
2.1.1 Probenahme	9
2.1.2 Probenaufbereitung und Laboranalysen	9
2.1.3 Nachweisgrenzen	10
2.1.4 Nachmessungen der Schwefel-Konzentrationen	10
2.1.5 Analyse der totalen Quecksilber-Konzentrationen	11
2.2 Datensatz NABO	12
2.2.1 Probenahme	12
2.2.2 Probenaufbereitung und Laboranalysen	12
2.2.3 Nachweisgrenzen	12
2.3 Datensatz UB	12
2.3.1 Probenahme	12
2.3.2 Probenaufbereitung und Laboranalysen	13
2.3.3 Nachweisgrenzen	13
2.3.4 Umrechnung der Messwerte VBBo nach Aqua-Regia	13
2.4 Vergleichbarkeit der Datensätze	13
2.5 Ergänzende Daten	14
3 Methodik	15
3.1 Ausschlussverfahren	15
3.2 Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze	15
3.3 Univariate Datenanalyse	17
3.4 Multivariate Datenanalyse	18
3.4.1 Signifikanztest	18
3.4.2 Korrelationen	18
3.4.3 Faktorenanalyse	19
3.5 Räumliche Interpolationen	19
4 Elementgehalte in Schweizer Oberböden	21
4.1 Antimon (Sb)	23
4.2 Arsen (As)	28
4.3 Blei (Pb)	33
4.4 Cadmium (Cd)	38
4.5 Calcium (Ca)	43
4.6 Chrom (Cr)	48
4.7 Cobalt (Co)	53
4.8 Eisen (Fe)	58

4.9 Kupfer (Cu).....	63
4.10 Magnesium (Mg)	68
4.11 Mangan (Mn)	73
4.12 Molybdän (Mo)	78
4.13 Natrium (Na)	83
4.14 Nickel (Ni).....	88
4.15 Quecksilber (Hg)	93
4.16 Schwefel (S)	98
4.17 Thallium (Tl)	103
4.18 Uran (U)	108
4.19 Vanadium (V)	113
4.20 Zink (Zn)	118
5 Bodenkennwerte der Schweizer Oberböden	123
5.1 pH-Wert	124
5.2 Organischer Kohlenstoff	127
5.3 Stickstoff	130
5.4 Körnung der Feinerde	133
6 Betrachtung potentieller Einflussfaktoren	138
6.1 Korrelationen	138
6.2 Faktorenanalyse	140
7 Schlussfolgerungen	142
8 Ausblick	143
9 Danksagung	144
10 Beiträge der Autorenschaft	145
Abkürzungsverzeichnis	146
Literaturverzeichnis	147
Anhang	151
Korrelationen mit ergänzenden Daten	151
Ergebnisse der Validation Interpolation	152
Vergleich von Ordinary Kriging mit Universal Kriging	154

1 Einleitung

1.1 Elemente

Insgesamt sind 118 chemische Elemente bekannt (Abbildung 1), wobei die Hauptelemente Sauerstoff (O), Silicium (Si), Aluminium (Al), Eisen (Fe), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) und Kalium (K) zusammen 98.4 % der Masse der Erdkruste bilden (Amelung *et al.*, 2018a). Einige dieser Elemente, z. B. Calcium und Magnesium, gelten als essentiell, da sie grundlegende Bestandteile des Organismus von Pflanzen, Mensch und Tieren sind. Andere Elemente, beispielsweise Kupfer (Cu) und Zink (Zn), sind zwar essentiell, können aber in hohen Konzentrationen schädlich wirken, wobei Bodenorganismen und Pflanzen meist bereits bei geringeren Konzentrationen geschädigt werden als der Mensch. Nebst den essentiellen Elementen gibt es nützliche Elemente, welche beispielsweise das Wachstum mancher Pflanzen fördern können oder nur für bestimmte Lebewesen essentiell sind, z. B. Cobalt (Co) als Bestandteil des Vitamins B₁₂ (Amelung *et al.*, 2018b; Schulin *et al.*, 2010). Andere Elemente, wie Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Quecksilber (Hg) und Uran (U), sind bereits in kleinen Konzentrationen potentiell toxisch.

Einen Grossteil der essentiellen und potentiell toxischen Elemente nimmt der Mensch über die Nahrung auf, wobei diese Elemente in Nahrungs- und Futtermitteln hauptsächlich aus den Böden stammen. Wie stark sich die Elemente in den Pflanzen anreichern, ist abhängig von verschiedenen Faktoren, beispielsweise der Pflanzenart, den chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften sowie der chemischen Bindungsform der Elemente. Nebst der Verfügbarkeit der Elemente ist jedoch auch deren Ausgangskonzentration im Boden für die Pflanzenaufnahme entscheidend. Die Konzentration von Spurenelementen liegt in Böden generell bei weniger als 100 mg/kg (Hooda, 2010).

Der Hauptwurzelaum der meisten Pflanzen liegt im Oberboden, welcher auf Ackerstandorten meist der Pflugschicht von rund 0–20cm entspricht. Da die Elemente mit einigen Ausnahmen über die Wurzeln aufgenommen werden, ist diese oberste Bodenschicht im Hinblick auf die Pflanzenaufnahme von essentiellen und toxischen Elementen von grosser Bedeutung. Zudem kommen grasende Tiere, beispielsweise Schafe, und Menschen mit dieser Bodenschicht am häufigsten in Kontakt (Kinderspielplätze, Sportplätze, Ackerstandorte, Gärten etc.). Aus diesem Grund liegt der Fokus des Geochemischen Bodenatlas der Schweiz auf dem Oberboden.

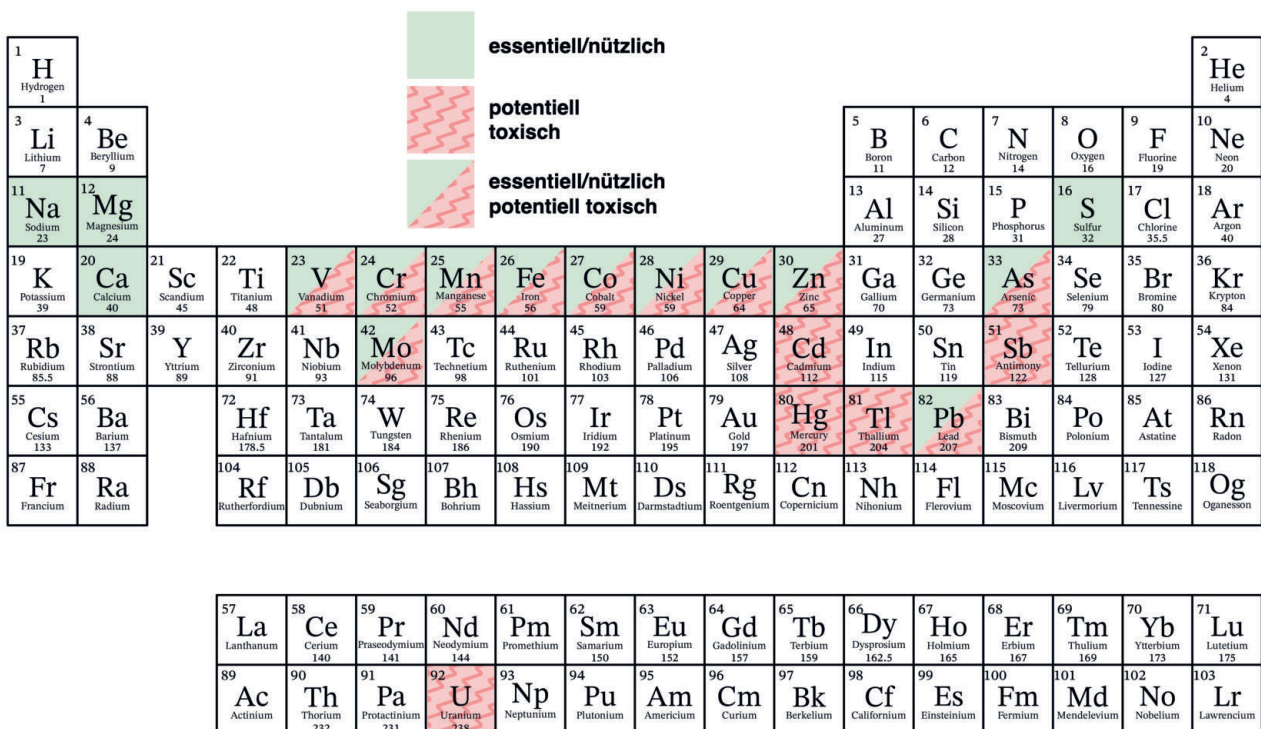


Abbildung 1 | Periodensystem der Elemente mit den markierten Elementen des Geochemischen Bodenatlas. Adaptiert von © 2022 Nagwa.

1.2 Quellen und Senken von Elementen in Böden

Die Elementkonzentrationen in den Böden werden von verschiedensten biotischen, chemischen und physikalischen Prozessen sowie diversen Ein- und Austrägen beeinflusst und überprägt. Folgende Faktoren können die Konzentrationen von Elementen in Böden beeinflussen (Abbildung 2):

Quellen/Einträge

- Geogene Quellen und andere natürliche Quellen, beispielsweise biogene Emissionen, atmosphärische Deposition von Staub und Sand, vulkanische Emissionen etc.
- Anthropogene Quellen, beispielsweise direkter Eintrag in den Boden (Dünger, Pestizide, Altlasten etc.), Eintrag durch Oberflächenabfluss, Sicker-/Grundwasser (z. B. Bewässerung), atmosphärische Nass- und Trockendeposition von anthropogenen Emissionsquellen sowohl über kurze als auch über lange Distanzen (Industrie, Verkehr, städtische Emissionen etc.).

Senken/Austräge

- Auswaschung mit Verlagerung in tiefere Bodenschichten / ins Grundwasser, welche von der chemischen Bindungsform des im Boden vorliegenden Elements, von hydrologischen Prozessen und weiteren Faktoren abhängt.
- Pflanzenaufnahme mit anschließender Ernte oder Tierfrass, d. h. Entfernung des Pflanzenmaterials vom ursprünglichen Standort. Inwiefern Pflanzen ein Element aufnehmen, hängt einerseits stark von pflanzenspezifischen Faktoren und andererseits von den Bodenkennwerten (z. B. pH-Wert) sowie der chemischen Bindungsform des Elementes ab. Weitere Einflussfaktoren sind der Gehalt und die chemischen Bindungsformen von weiteren Elementen.
- Ausgasung durch Bildung flüchtiger, chemischer Verbindungen (z. B. Antimon, Arsen, Quecksilber und Schwefel). Diese Senke hängt wiederum stark von biologischen und chemischen Prozessen im Boden ab.
- Verlagerung durch Erosion (z. B. Oberflächenabfluss).
- Verlagerung durch Bodenorganismen (z. B. Regenwürmer).

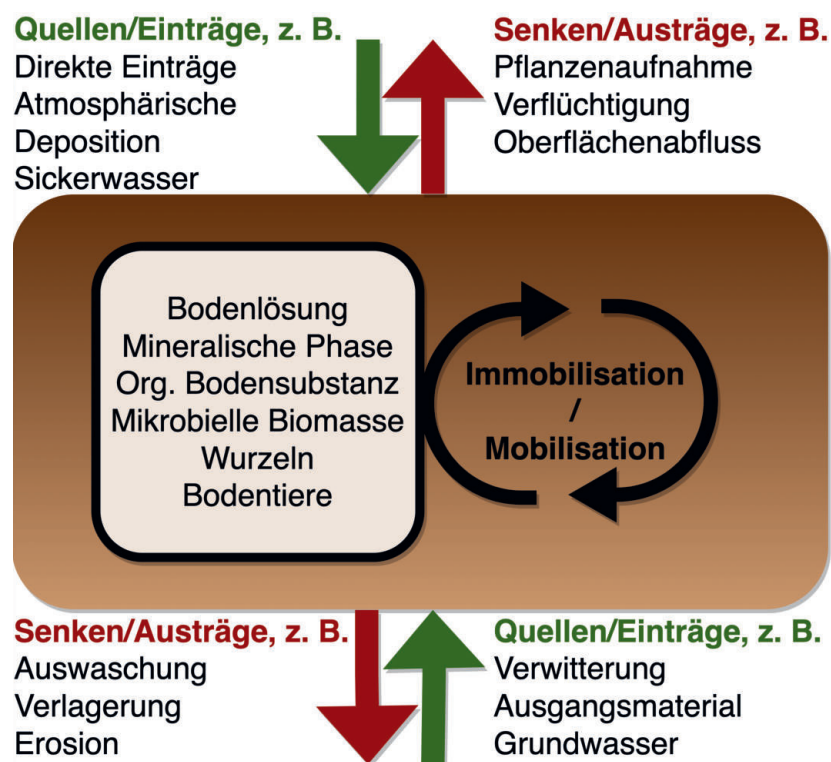


Abbildung 2 | Schematische Darstellung des Oberbodens mit Quellen/Einträgen und Senken/Austrägen von Elementen sowie Bodenbestandteilen, welche die Rückhaltung der Elemente durch Prozesse wie Sorption, Inkorporation, chemische Ausfällung etc. beeinflussen. Die Quellen/Einträge können sowohl geogenen (z. B. Ausgangsmaterial), biogenen (z. B. Pflanzenrückstände, Exkremte) als auch anthropogenen (z. B. Dünger, Pestizide, Altlasten) Ursprungs sein.

Immobilisation/Mobilisation

Faktoren, die den Rückhalt von Elementen im Boden beeinflussen, sind z.B. Sorption an der mineralischen Phase, Ausfällung, Sorption und/oder Inkorporation in die organische Bodensubstanz (inkl. pflanzliche und mikrobielle Biomasse). Diese Faktoren sind stark abhängig sowohl von biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen in den Böden als auch vom Oxidationszustand und der chemischen Bindungsform der Elemente.

1.3 Geochemische Atlanten

Die Geochemie zielt darauf ab, die chemische Zusammensetzung der Erde zu quantifizieren und Einflussfaktoren, welche die Verteilung einzelner Elemente kontrollieren, zu erkennen und zu beurteilen (Goldschmidt & Muir, 1954; Reimann *et al.*, 2014). Daraus kann abgeleitet werden, wie sich die Elemente in der Umwelt (den Menschen umgebende Welt) verhalten und sich zwischen den Kompartimenten Atmosphäre, Wasser und Boden verteilen und darin zirkulieren.

Um Gebiete mit potentiellen Belastungen (toxische Elemente/toxische Konzentrationslevel) oder Defiziten (essenzielle/nützliche Elemente) ausscheiden und beurteilen zu können, werden geochemische Bodenatlanten zu Rate gezogen, welche die räumliche Verteilung von Elementkonzentrationen im Boden abbilden. Beispiele solcher Atlanten sind der geochemische Atlas von England und Wales (Rawlins *et al.*, 2012) sowie die geochemischen und mineralogischen Karten der Böden der Vereinigten Staaten von Amerika (Smith *et al.*, 2014). In Europa wurde die geochemische Zusammensetzung des Oberbodens im Rahmen des Projektes «Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soil, GEMAS» erfasst (Reimann *et al.*, 2014). Die Schweiz ist in diesem Atlas ebenfalls repräsentiert, die Auswertung und Darstellung der räumlichen Verteilung der Elementkonzentrationen basiert auf jeweils 17 Ackerstandorten und 17 Graslandstandorten, welche über die Schweiz verteilt sind. Diese Auflösung reicht aus, um die Schweiz auf europäischer Skala abbilden zu können, jedoch nicht, um detailliertere Informationen über die räumliche Verteilung der Elementkonzentrationen in der Schweiz abzuleiten.

1.4 Zielsetzung des Geochemischen Bodenatlas der Schweiz

Ziel dieses Projektes ist die Erstellung eines geochemischen Bodenatlas der Schweiz, welcher den Status Quo der Elementkonzentrationen in den Oberböden der Schweiz erfasst und deren räumliche Verteilung abbildet. In Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe «Interventionswerte und Risikobeurteilung (AGIR)» der kantonalen Umweltschutzämter, dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) als Auftraggeber sowie dem Auftragnehmer wurden insgesamt 20 Elemente für den Atlas festgelegt. Es sind dies: Antimon (Sb), Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Calcium (Ca), Chrom (Cr), Cobalt (Co), Eisen (Fe), Kupfer (Cu), Magnesium (Mg), Mangan (Mn), Molybdän (Mo), Natrium (Na), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Schwefel (S), Thallium (Tl), Uran (U), Vanadium (V) und Zink (Zn). Zudem wurden die Bodenkennwerte pH-Wert, totaler Kohlenstoff, totaler Stickstoff, organischer Kohlenstoff, Feinerdekörnung, Gehalt an Calciumcarbonat und Humusgehalt erfasst.

Der Geochemische Bodenatlas ist die erste gesamtschweizerische Auswertung von Bodenanalysen in einer Auflösung von rund einem Standort pro 35 km² und wird eine wichtige Grundlage für den Vollzug von bodenrelevanten Massnahmen bilden. Auf Basis der gewonnenen Informationen können zudem weiterführende, gezielte regionale oder vertiefte nationale Untersuchungen durchgeführt werden. Bei den Ergebnissen des Geochemischen Bodenatlas handelt es sich um eine Momentaufnahme der Elementkonzentrationen in den Oberböden der Schweiz. Die interpolierten Karten dienen der verbesserten Visualisierung von Regionen mit erhöhten resp. tiefen Konzentrationen. Daraus können jedoch keine parzellenscharfen Informationen oder definitiven Rückschlüsse auf die Geologie, die Bioverfügbarkeit, die prozentuale Verteilung der geogenen und anthropogenen Quellen sowie die Belastung des Bodens abgeleitet werden.

2 Datengrundlage

Die Datengrundlage für den Geochemischen Bodenatlas der Schweiz bilden drei Datensätze. Es handelt sich in allen Fällen um Oberbodenproben (0–20 cm), welche getrocknet und gesiebt (<2 mm) wurden. Die Bodenproben des BDM (Biodiversitätsmonitoring Schweiz) und der NABO (Nationale Bodenbeobachtung) wurden für die Analyse der Elementgehalte mit Königswasser (Aqua-Regia) aufgeschlossen. Der Datensatz UB, welcher von Stanisc *et al.* (2021) der Universität Bern zusammengetragen und harmonisiert wurde, enthält neben den Königswasser-aufschlüssen zusätzlich Messwerte, welche in anderen chemischen Aufschlüssen analysiert wurden. Die räumliche Verteilung der Standorte ist in Abbildung 3 dargestellt. Die drei Datensätze werden in den folgenden Kapiteln im Detail beschrieben.

2.1 Datensatz BDM

Das Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM) gehört zu den nationalen Programmen zur Dauerbeobachtung der Artenvielfalt in der Schweiz (BAFU, 2020). Das Messnetz «Artenvielfalt in Lebensräumen» ist eines der drei Messnetze des BDM und umfasst die regelmässige Erhebung von Gefässpflanzen, Moosen und Mollusken auf rund 1450 Probenflächen. Zusätzlich wird jeweils die Hauptnutzung (Wald, Siedlung, Äcker, Wiesen, Weiden, Alpweiden und Gebirgsflächen) sowie der Lebensraumtyp gemäss Delarze *et al.* (2008) erhoben. Im Rahmen der Feldaufnahmen dieses BDM-Programmes (Indikator Z9) wurden die Bodenproben des BDM-Datensatzes an insgesamt 1238 Standorten in der Schweiz zwischen 2011 und 2015 aus einer Tiefe von 0–20 cm entnommen (Meuli *et al.*, 2017). An den restlichen Standorten des BDM-Messnetzes konnten aufgrund fehlender Bodenbildung oder Versiegelung keine Bodenproben entnommen werden (Strassen, Gletscher, Seen etc.). Nach dem Ausschlussverfahren (Kapitel 3.1) reduzierte sich der Datensatz auf 1082 Standorte.

Standorte Probenahme

- NABO
- BDM
- UB_GEMAS
- UB
- UB_VBBo

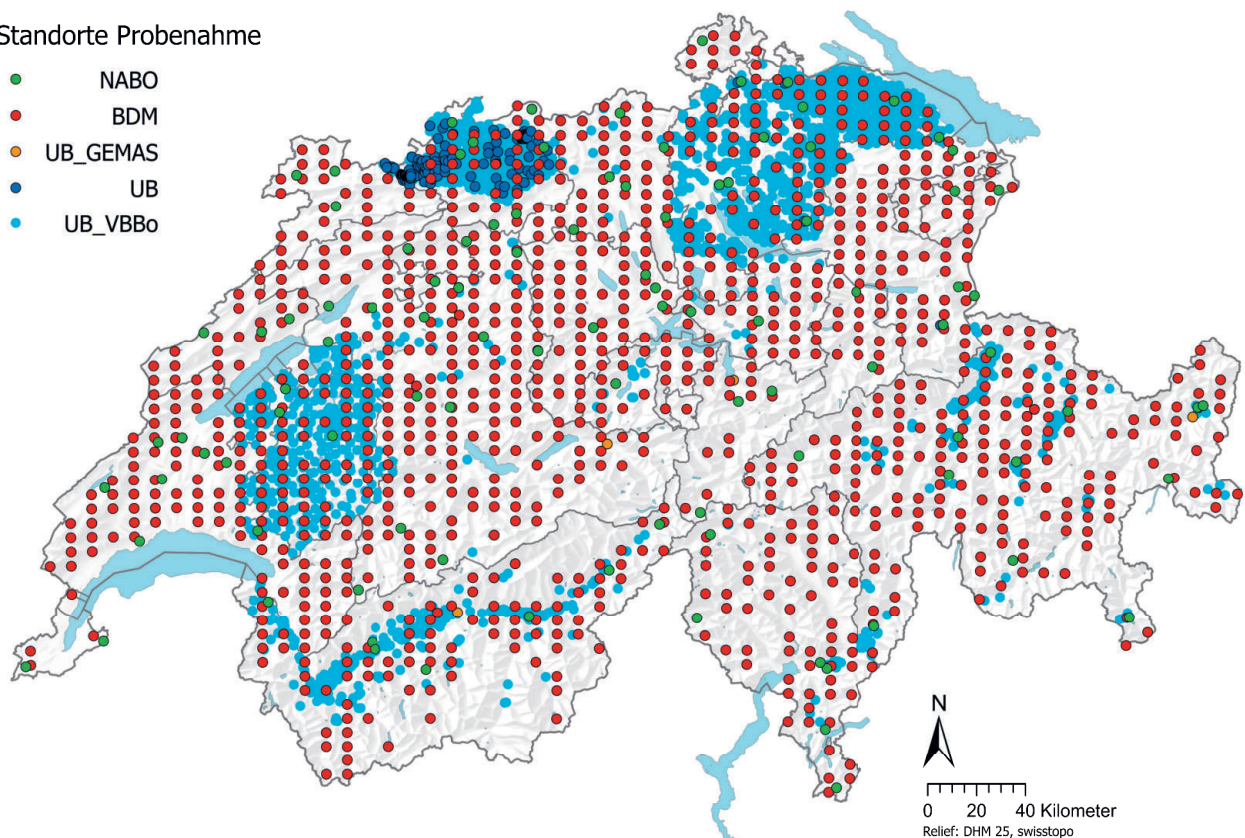


Abbildung 3 | Verteilung der Probenahme-Standorte des Biodiversitäts-Monitorings Schweiz (BDM, rot, 1082 Standorte) und der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO, grün, 102 Standorte) sowie Verteilung der Standorte, die von Stanisc *et al.* (2021) der Universität Bern (UB) nach dem Ausschlussverfahren (Kapitel 3.1) zusammengetragen wurden. In Dunkelblau diejenigen UB-Standorte, bei welchen die Bodenproben mit Aqua-Regia aufgeschlossen wurden (279 Standorte), in Hellblau diejenigen UB-Standorte, welche im 2-M-Salpetersäure-aufschluss nach VBBo (Verordnung über Belastungen des Bodens) analysiert wurden (3030 Standorte) und in Orange die Standorte des Geochemischen Bodenatlas von Europa (GEMAS, 17 Standorte).

2.1.1 Probenahme

Die Beprobung erfolgte auf einem 6 km × 4 km-Raster, welches die gesamte Fläche der Schweiz abdeckt. Da die Bodenbeprobung im Rahmen der Aufnahme des BDM-Z9-Indikators erfolgte, und diese Flächen nicht gestört werden dürfen, wurden an jedem Standort zwei innere Kreise für die Erhebung von Pflanzen und Weichtieren sowie ein äusserer Kreis mit einem Radius von 3–3.5 m für die Beprobung des Oberbodens ausgesteckt. Auf dem äusseren Kreis wurden vier Oberbodenproben jeweils in Richtung der vier Haupthimmelsrichtungen mit einer Humax-Schlagsonde entnommen. Die Innenseite der Sonde war mit einer Plastikhülse mit einem Durchmesser von 4.8 cm ausgekleidet. Falls Steine, Wurzeln oder sonstige Hindernisse die Beprobung erschwerten, wurde der Probenahme-Standort im Uhrzeigersinn auf dem äusseren Kreis bis max. 2 m verschoben. Die Streuschicht wurde vor der Probenahme entfernt. Die effektive Probenahme-Tiefe wurde mit einem Masstab im Bohrloch nachgemessen. Die genaue Position der Probenahme-Standorte, die Probenahme-Tiefe, die Landnutzung (Abbildung 4) sowie sonstige Bemerkungen zur Probenahme wurden in Protokollen zu jedem einzelnen Standort notiert.

2.1.2 Probenaufbereitung und Laboranalysen

Die Bodenproben wurden gekühlt transportiert, per Post verschickt, anschliessend gewogen, bei 40 °C für 48 h getrocknet und gesiebt (<2 mm). Die Feinerdeproben wurden in Kunststoffgefässe gefüllt und werden zusammen mit den Siebrückständen (Kiese, Steine, Wurzeln) im Bodenprobenarchiv bei Agroscope gelagert. Der gravimetrische Wassergehalt, das Raumgewicht der Feinerde und die Lagerungsdichte der Feinerde wurden nach Schwab und Gubler (2016) berechnet. Pro Standort wurde in mindestens einer Probe der prozentuale Anteil an Sand, Schluff und Ton sowie der Humusgehalt gemäss der Referenzmethode KOF von Agroscope (2020a) ermittelt. Von jeder Probe wurden 10 g entnommen und in 25 ml einer 0.01 M CaCl₂-Lösung für 2 Stunden suspendiert. Anschliessend wurde der pH-Wert in der Suspension mit einem Mettler-Toledo-Messgerät im Kalibrationsbereich von pH 4 bis 7 gemessen. Ebenfalls wurde von jeder Probe 0.5 g einer gemahlene (<0.45 mm) Teilmenge in Zinnfolie verpackt und in einem TruSpec CN (Leco) Dry Combustion Analyser bei 950 °C zur Analyse von totalem Kohlenstoff und Stickstoff verbrannt.

Hauptnutzung BDM

- Ackerland
- Alpweiden
- Gletscher, Wasser
- Unproduktive alpine Flächen
- Siedlungsgebiet
- Wald
- Wiesen, Weiden

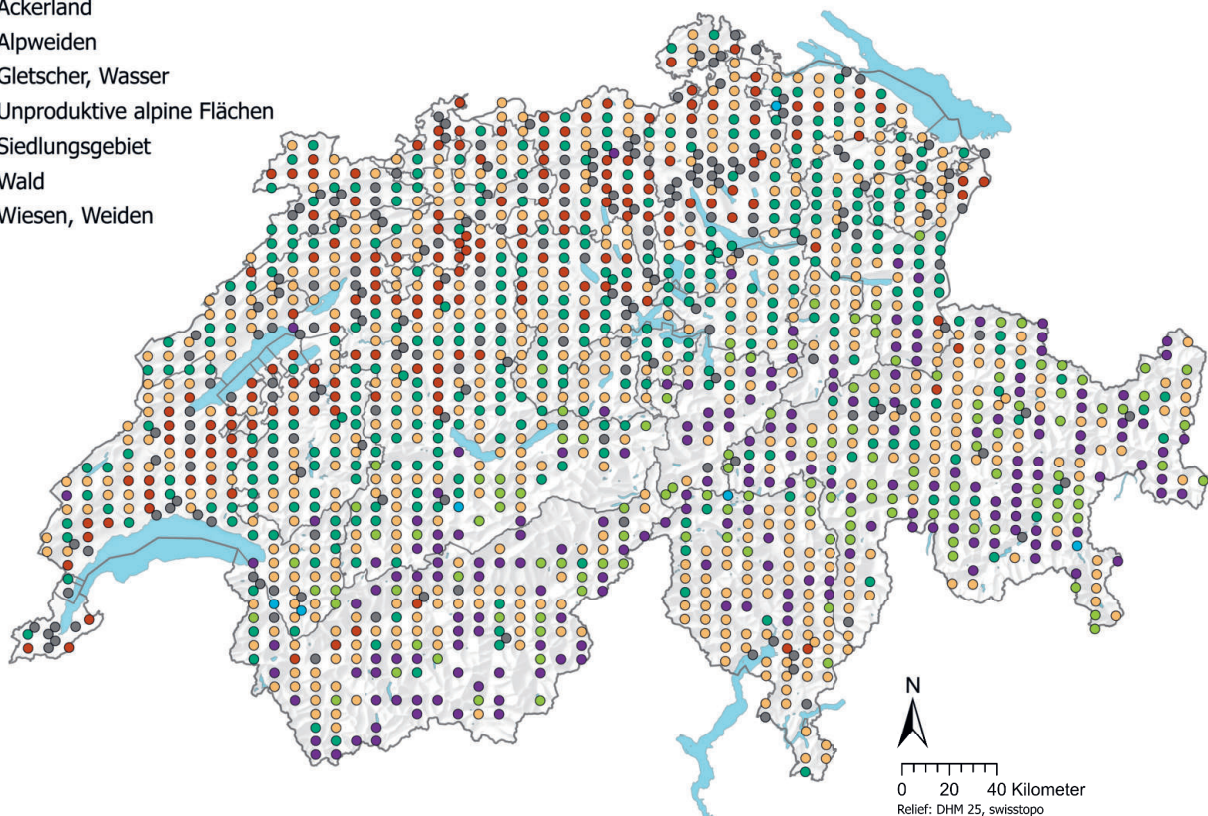


Abbildung 4 | Landnutzungen erhoben an den BDM-Standorten im Rahmen der Bodenbeprobung des Indikator-Z9-Programmes (Probenahme 2011–2015).

In Böden mit einem pH-Wert <6.5 wurde der gemessene totale Kohlenstoff dem organischen Kohlenstoff gleichgesetzt. In Böden mit einem pH-Wert >6.5 wurde zunächst der totale Gehalt an Carbonat mittels Salzsäure gemäss der Referenzmethode CaCO_3 von Agroscope (2020b) bestimmt. Für die Berechnung des organischen Kohlenstoffs in diesen Böden wurde der Gehalt an Carbonat vom totalen Kohlenstoffgehalt subtrahiert (Gubler *et al.*, 2018).

Zur Bestimmung der Elementkonzentrationen mittels Aqua-Regia wurde eine Teilmenge der Proben an das Labor «Bureau Veritas Minerals» in Vancouver (Kanada) geschickt. Dies ist dasselbe Labor, welches auch die Laboranalysen des Europäischen Geochemischen Bodenatlas durchgeführt hat (Reimann *et al.*, 2014). Die Proben wurden bei 60°C getrocknet und gemahlen. Pro Probe wurden 15 g des gemahlenden Bodens mit 300 ml einer $\text{HNO}_3:\text{HCl}:\text{H}_2\text{O}$ (1:1:1) Aqua-Regia(AR)- resp. Königswasser-Lösung aufgeschlossen (ohne H_2O_2) und mit induktiv gekoppelter Plasma-Massenspektrometrie (Single Quadrupole ICP-MS) analysiert (Analytik-Programme AQ251 und AQ251-EXT des Labors «Bureau Veritas Minerals», Katalog 2018). Insgesamt hat das Labor 5129 Proben (inkl. Referenzmaterialien und Leerproben) in 21 Messchargen zwischen Dezember 2019 und Februar 2020 analysiert. Zu Zwecken der Qualitätskontrolle wurden drei verschiedene Referenzmaterialien sowie 10 NABO-Kontrollböden in Replikaten mitanalysiert. Die Qualitätskontrolle der Labordaten hat ergeben, dass die Streuung der Messwerte insgesamt gering ist (gute Präzision), und die gemessenen Elementkonzentrationen in den Standards mit den zertifizierten Werten übereinstimmen (gute Richtigkeit).

2.1.3 Nachweisgrenzen

Die Nachweisgrenzen (NWG) für das Analytik-Programm AQ251-EXT sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Angaben basieren auf dem Katalog 2018 des Labors «Bureau Veritas Minerals». Zudem enthält Tabelle 1 den Median aller Messwerte pro Element. Bei den Analysen des Labors «Bureau Veritas Minerals» lagen weniger als 1 % der Messwerte unterhalb der NWG. Eine Ausnahme bildet Schwefel: Für dieses Element verfehlten rund 18 % aller Messwerte die NWG. Schwefel ist ein Nährelement, daher sind nicht nur hohe, sondern auch tiefe Konzentrationswerte von Interesse. Aus diesem Grund wurden diejenigen Proben, welche unter der NWG lagen, am Wasserforschungsinstitut Eawag mit einem Triple Quadrupole ICP-MS/MS nachgemessen. Dabei wurde eine neue NWG von 3.6 ppm erzielt, die rund 56-mal tiefer liegt als diejenige des Labors «Bureau Veritas Minerals». Keine der nachgemessenen Proben lag unterhalb der NWG der Eawag. Die Methode der Nachmessung ist im Kapitel 2.1.4 beschrieben.

2.1.4 Nachmessungen der Schwefel-Konzentrationen

Die Bodenproben für die Nachmessungen der Schwefel-Konzentrationen wurden getrocknet (40°C für 48 h), gesiebt ($<2\text{ mm}$) und in einer Schwingmühle bei 25 Hz für 4 min gemahlen. Die Aufschlüsse wurden von der Gruppe Umweltanalytik von Agroscope durchgeführt. Für die Aufschlüsse wurde wie im Labor «Bureau Veritas Minerals» modifiziertes Königswasser ($\text{HNO}_3:\text{HCl}:\text{H}_2\text{O}$ 1:1:1) verwendet. Zur Qualitätskontrolle wurden Leerproben und drei Kontrollböden des Wageningen-Auswertungsprogrammes für Analytik-Labore (WEPAL) integriert. Jeweils 1 g Boden wurde mit 20 ml modifiziertem Königswasser für 90 min bei 120°C auf einem geheizten Block aufgeschlossen. Der abgekühlte Aufschluss wurde mit H_2O auf 50 ml verdünnt und zuerst mit einem Filterpapier, anschliessend mit einem Spritzenfilter ($0.45\ \mu\text{m}$) filtriert. Die ICP-MS/MS-Messungen wurden an der Eawag in der Gruppe Anorganische Umweltgeochemie auf einem Triple Quadrupole ICP-MS/MS 8900 (Agilent Technologies), gekoppelt an ein automatisches Inline-Verdünnungssystem (ESI prepFAST Autodilution System, Elemental Scientific Inc.), durchgeführt. Schwefel (^{32}S und ^{34}S) wurde im H_2 -Modus (5.5 ml/min H_2) und im O_2 -Modus (1 ml/min H_2 und 30 % O_2) mit drei Wiederholungen gemessen. Für die Qualitätskontrolle wurden Quality Checks (QC) für Schwefel aus Multielement-Standards in einer originalen Säure-Matrix verwendet. Die Schwefel-Konzentrationen in den Aufschlüssen wurden mit dem internen Standard und den Leerproben korrigiert. Für die weitere Datenauswertung wurde ^{32}S im O_2 -Modus ausgewählt.

Durch die Nachmessungen von Schwefel auf einem Triple Quadrupole ICP-MS/MS konnten die Schwefel-Konzentrationen in den bisher unter der NWG (200 ppm) liegenden Bodenproben quantifiziert werden. Folgende Resultate sprechen für eine hohe Datenqualität der Eawag-Messdaten: i) die Leerproben lagen nur geringfügig über den durch das ICP-MS/MS ermittelten Hintergrundwerten, es liegen somit keine Kontaminationen mit Schwefel vor; ii) die Wiederfindungsrate der gemessenen Standards (QC und Einzelstandards) lag zwischen 88 % und 102 %, jene der Kontrollböden zwischen 69 % und 100 %; iii) die an der Eawag erhobenen Messwerte der Kontrollböden weisen tiefere Variationskoeffizienten auf als die ursprünglichen Messwerte.

Tabelle 1 | Nachweisgrenze (NWG) gemäss Programm AQ251, Katalog 2018 des Labors «Bureau Veritas Minerals» in Vancouver (Kanada). Median aller Messwerte (ohne Leerproben und Referenzmaterialien). Die Anzahl Messwerte, welche unter der NWG liegen, beinhaltet ebenfalls keine Leerproben. In Klammern ist der prozentuale Anteil der Messwerte unter der NWG aufgeführt. Messwerte in ppm entsprechen der Einheit mg/kg.

Element	Nachweisgrenze	Median aller Messwerte	Anzahl Proben unterhalb NWG Anzahl (%)
As	0.1 ppm	8.0 ppm	1 (0)
Ca	0.01 %	0.45 %	2 (0)
Cd	0.01 ppm	0.23 ppm	6 (0)
Co	0.1 ppm	8.7 ppm	0 (0)
Cr	0.5 ppm	31.1 ppm	0 (0)
Cu	0.01 ppm	18.40 ppm	0 (0)
Fe	0.01 %	2.19 %	2 (0)
Hg	5 ppb	65 ppb	15 (0)
Mg	0.01 %	0.42 %	3 (0)
Mn	1 ppm	664 ppm	0 (0)
Mo	0.01 ppm	0.81 ppm	0 (0)
Na	0.001 %	0.008 %	1 (0)
Ni	0.1 ppm	28.0 ppm	0 (0)
Pb	0.01 ppm	23.99 ppm	0 (0)
S	0.02 % / 3.6 ppm ¹	0.04 %	1051 (18) / 0 (0)
Sb	0.02 ppm	0.38 ppm	0 (0)
Tl	0.02 ppm	0.15 ppm	6 (0)
U	0.1 ppm	0.7 ppm	14 (0)
V	1 ppm	32 ppm	3 (0)
Zn	0.1 ppm	64.3 ppm	0 (0)

¹ Die NWG von 3.6 ppm bezieht sich auf die an der Eawag nachgemessenen Bodenproben.

Schwefel-Konzentrationen wurden in insgesamt 500 Bodenproben sowohl vom Labor «Bureau Veritas Minerals» als auch an der Eawag bestimmt. Beim Vergleich der Datensätze mit linearer Regression forciert durch den Nullpunkt wurde eine Wiederfindungsrate von 80 % für Schwefel erreicht. Nur 10 % der Proben, welche beim Labor «Bureau Veritas Minerals» unter der NWG lagen, überschritten bei der Eawag die ursprüngliche NWG von 200 ppm. Ein Zusammenführen der Messdaten der Eawag mit jenen des Labors «Bureau Veritas Minerals» ist somit möglich.

2.1.5 Analyse der totalen Quecksilber-Konzentrationen

Elementares Quecksilber ist flüchtig und kann unter Umständen aus den Bodenproben ausgasen. Um zu untersuchen, ob es während des Königswasser-Aufschlusses Quecksilber-Verluste durch Verdampfung gab, wurde ein Subset des BDM-Datensatzes nachgemessen. Bei insgesamt 224 Einzelproben wurde die totale Quecksilber-Konzentration mit einem Direct Mercury Analyser (DMA) von der Gruppe Bodenchemie am Institut für Biogeochemie und Schadstoffdynamik der ETH Zürich analysiert. Die Proben des Subsets wurden so ausgewählt, dass sie den Konzentrationsbereich des Humusgehaltes möglichst repräsentativ abdecken und über die gesamte Schweiz verteilt sind. Die Qualitätssicherung der Laboranalysen wurde von Dr. Sylvain Bouchet durchgeführt, basierend auf analytischen Replikaten von 24 Proben (zwei Replikate) und vier Referenzmaterialien (drei Replikate).

Die totalen Quecksilber-Konzentrationen, die mit dem DMA gemessen wurden, korrelierten stark mit den Quecksilber-Konzentrationen, die in den Königswasser-Aufschlüssen ermittelt worden waren (forciert durch den Nullpunkt, Korrelationskoeffizient $R^2=0.98$). Zudem beträgt die Steigung 1, was darauf hindeutet, dass mögliche Quecksilberverluste durch Verdampfung während des Königswasser-Aufschlusses vernachlässigt werden können. Aufgrund dieser Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass die Quecksilber-Konzentrationen der Königswasser-Aufschlüsse die Gesamtgehalte der Bodenproben approximieren. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass im Rahmen der Probenvorbereitung während der 40 °C Trocknung elementares Quecksilber ausgegast ist (MacSween *et al.*, 2020).

2.2 Datensatz NABO

Seit den 1980er-Jahren untersucht die Nationale Bodenbeobachtung NABO die Qualität der Böden der Schweiz (Gubler *et al.*, 2022). An den mehr als 100 Standorten des über die Schweiz verteilten Messnetzes werden Parameter zur Bodenphysik, Bodenchemie und Bodenbiologie periodisch analysiert. Daraus können zeitliche Entwicklungen der Bodenqualität abgeleitet und beurteilt werden. Im Rahmen der NABO-Dauerbeobachtung wurden von 2008 bis 2017 an 104 Standorten die Elementkonzentrationen in Königswasseraufschlüssen von Flächenmischproben analysiert. Nach dem Ausschlussverfahren (Kapitel 3.1) wurden insgesamt 102 Standorte für die Auswertungen des Geochemischen Bodenatlas verwendet.

2.2.1 Probenahme

Pro Standort wurde eine 10 m × 10 m-Fläche in ein 2 m × 2 m-Raster unterteilt. Für die Mischprobe wurde pro Rasterfeld mit einem Hohlmeisselbohrer (Innendurchmesser 2.5 cm) ab Oberfläche bis 20 cm Tiefe eine Bodenprobe entnommen. Insgesamt 25 Einzelproben wurden in einem Plastikbeutel (LDPE) für die Mischprobe vereint. Die Proben wurden bis zur weiteren Probenaufbereitung gekühlt transportiert und gelagert.

2.2.2 Probenaufbereitung und Laboranalysen

Die Bodenproben wurden analog zu den BDM-Proben getrocknet (40 °C für 48 h) und gesiebt (<2 mm). Die NABO-Proben wurden zusammen mit den BDM-Proben an das Labor «Bureau Veritas Minerals» in Vancouver (Kanada) verschickt, dort gemahlen, mit Königswasser aufgeschlossen und anschliessend mit ICP-MS analysiert (siehe Kapitel 2.1.2 und 2.1.4).

2.2.3 Nachweisgrenzen

Die NWG für die Elementkonzentrationen entsprechen den in Tabelle 1 aufgeführten NWG.

2.3 Datensatz UB

Im Auftrag des BAFU haben Lucija Stanisic, Dr. Juliet Blum und Dr. Moritz Bigalke des Geographischen Instituts der Universität Bern bestehende Daten zur geogenen Bodenbelastung zusammengetragen und in einem Datensatz homogenisiert. Die Daten stammen aus dem nationalen Bodeninformationssystem NABODAT, einzelnen Kantonen, der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, aus 41 wissenschaftlichen Publikationen und Berichten sowie von zwei Untersuchungen aus Ingenieurbüros. Insgesamt umfasst der Datensatz 152 212 Datenpunkte von 65 verschiedenen Elementen, gemessen an 4760 Standorten in unterschiedlichen Tiefen und mit unterschiedlichen Aufschluss- und Analysemethoden. Die Probenahmen fanden zwischen 1989 und 2017 statt. Der vollständige Datensatz enthält ebenfalls die Ergebnisse der Bodenbeprobungen, welche im Rahmen des Europäischen Geochemischen Bodenatlas (GEMAS; Kapitel 1.3) durchgeführt wurden. Weitere Informationen zum vollständigen Datensatz können dem Bericht «Zusammenfassender Bericht über bestehende Studien und Untersuchungen zu geogenen Schadstoffgehalten in Böden und Gesteinen der Schweiz» (Stanisic *et al.*, 2021) entnommen werden. Aus dem vollständigen Datensatz wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit diejenigen Datenpunkte für den Geochemischen Bodenatlas selektiert, welche die in Kapiteln 2.3.1 bis 2.3.4 aufgeführten Kriterien erfüllen. Die selektierten Datenpunkte werden im Folgenden als UB-Datensatz bezeichnet.

2.3.1 Probenahme

Es wurden nur diejenigen Proben ausgewählt, welche im Oberboden aus einer Tiefe von 0 cm bis 18–22 cm entnommen wurden. Diese Proben umfassen sowohl Misch- als auch Einzelproben aus Flächen- und Horizontbeprobungen.

2.3.2 Probenaufbereitung und Laboranalysen

Berücksichtigt wurden Proben, die auf 2 mm gesiebt und anschliessend mit Königswasser aufgeschlossen worden waren. Um die Vergleichbarkeit der Messdaten mit dem BDM-Datensatz garantieren zu können, haben wir nur diejenigen Königswasser-Aufschlüsse selektiert, welche mit ICP-MS analysiert wurden.

Die 20 Elemente, welche im Geochemischen Bodenatlas der Schweiz betrachtet werden, umfassen neben Schwermetallen auch Nichtmetalle wie Schwefel sowie andere, ebenfalls als Nährstoffe geltende Elemente wie Calcium, Magnesium und Natrium. Da diese Elemente nicht im ursprünglichen UB-Datensatz enthalten waren, wurden sie nachträglich aus NABODAT bezogen und zum UB-Datensatz hinzugefügt.

Für 322 Datenpunkte (5 % des bereinigten Datensatzes) sind Informationen zum Ausgangsmaterial vorhanden (z. B. Kalkstein, Konglomerat, Ton). Für 3332 Datenpunkte sind ebenfalls pH-Messwerte vorhanden. Der Humusgehalt des bereinigten Datensatzes umfasst 30 und der C_{org} -Gehalt 595 Datenpunkte.

2.3.3 Nachweisgrenzen

Die Messdaten im UB-Datensatz stammen aus unterschiedlichsten Beprobungskampagnen, dementsprechend sind die Analyseverfahren und die verwendeten Analyseinstrumente nicht einheitlich. Daher ist es nicht möglich, einheitliche NWG pro Element für den UB-Datensatz aufzuführen. Zudem wurden selten Messdaten, welche unterhalb der NWG liegen, rapportiert.

2.3.4 Umrechnung der Messwerte VBBo nach Aqua-Regia

Der Datensatz UB enthält zusätzlich zu den Messdaten, die in Königswasser-Aufschlüssen analysiert wurden, 47 667 Datenpunkte, welche in Aufschlüssen mit 2 M Salpetersäure gemäss der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) analysiert wurden. Gemäss Stanisic *et al.* (2021) korrelieren für einzelne Elemente die in VBBo-Aufschlüssen gemessenen Konzentrationen mit den in Königswasser-Aufschlüssen gemessenen Konzentrationen. Die Regressionsparameter und die Transferfunktionen sind in Tabelle 4 im Bericht von Stanisic *et al.* (2021) aufgelistet. Für die Elemente Cadmium, Cobalt, Kupfer und Blei sind sowohl der Korrelationskoeffizient als auch die Wiederfindungsrate hoch genug (≥ 0.8), um eine Umrechnung in Königswasser-Konzentrationen zu rechtfertigen. Für diese vier Elemente wurden die Konzentrationen mit folgenden Funktionen umgerechnet (Stanisic *et al.*, 2021):

- **Cd** $[Cd]_{KW} = ([Cd]_{VBBo} - 0.267) / 0.920$
- **Co** $[Co]_{KW} = ([Co]_{VBBo} + 0.17) / 0.795$
- **Cu** $[Cu]_{KW} = ([Cu]_{VBBo} + 1.25) / 0.854$
- **Pb** $[Pb]_{KW} = ([Pb]_{VBBo} - 0.217) / 0.884$

Wobei $[Element]_{KW}$ die Konzentration gemessen in Königswasser-Aufschlüssen (mg/kg) und $[Element]_{VBBo}$ die Konzentration gemessen in VBBo-Aufschlüssen mit 2 M Salpetersäure (mg/kg) bezeichnet. Da die linearen Regressionen von Stanisic *et al.* (2021) nicht durch den Nullpunkt gezogen wurden, ergaben sich bei der Umrechnung negative Werte. Diese umgerechneten Messwerte wurden vom Datensatz ausgeschlossen.

Mit der Umrechnung der VBBo-Konzentrationen in Königswasser-Konzentrationen konnte der UB-Datensatz (279 Standorte) mit insgesamt 3030 Standorten ergänzt werden: 2790 zusätzliche Standorte mit Cadmium-Messwerten, 1827 mit Co-Messwerten, 2848 mit Cu-Messwerten und 3003 zusätzliche Standorte mit Blei-Messwerten. Wie in Abbildung 3 ersichtlich, konzentrieren sich diese Standorte auf die Kantone Basel-Landschaft, Freiburg, Wallis und Zürich.

2.4 Vergleichbarkeit der Datensätze

Vor einer allfälligen Zusammenführung der drei Datensätze BDM, NABO und UB wurde deren Vergleichbarkeit geprüft. Dabei zeigte sich, dass die Elementkonzentrationen im UB-Datensatz signifikant höher sind als in den BDM- und NABO-Datensätzen. Diese Unterschiede beruhen einerseits auf der räumlichen Aggregation der UB-Standorte im Kanton Basel-Landschaft (Abbildung 3), andererseits auf der Auswahl der Probenahme-Standorte: Im Kanton Basel-Landschaft wurden gezielt Standorte mit Verdacht auf erhöhte geogene Belastung beprobt, und dieser Datensatz weist, gegenüber einer zufälligen Beprobung, einen Bias in Richtung höherer Konzentrationen auf. Deshalb wurde der UB-Datensatz separat ausgewertet.

2.5 Ergänzende Daten

Für die multivariate Datenanalyse wurden die Elementkonzentrationen nicht nur in Beziehung zu den gemessenen Bodenparametern, sondern auch zu einer Auswahl von ergänzenden Daten gesetzt. Diese umfassen:

- Das digitale Höhenmodell der Schweiz DHM25 mit einer Auflösung von 25 m, abgeleitet aus der Höheninformation der Landeskarte 1:25 000 (LK25), Bundesamt für Landestopografie swisstopo (Wabern)
- Jahresniederschlag und -temperatur, Klimanormwerte 1981–2010, Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz (Zürich-Flughafen)
- 25 Hauptgruppen der Lithologie-Petrographie (Abbildung 5), unterteilt nach den Kriterien Entstehung, mineralogische Zusammensetzung, Korngrösse und Kristallinität, vereinfachte Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz, 1:500 000 (Stand 2022), Bundesamt für Landestopografie swisstopo (Wabern), Fachgruppe Georessourcen Schweiz (Zürich)
- Modellierte Depositionsdaten von Blei, Quecksilber, Cadmium, Stickstoff und Schwefeloxiden für das Jahr 2015, The Norwegian Meteorological Institute (MET, Norwegen), Meteorological Synthesizing Centre-East (MSC-E, Russland)

Die modellierten Depositionsdaten sind nicht für alle Jahre der Beprobung (2011–2015) in gleicher Auflösung (1 Längengrad × 1 Breitengrad) vorhanden. Exemplarisch wurden daher die modellierten Depositionsdaten aus dem Jahr 2015 verwendet. Die MET Norwegen hat basierend auf den europäischen Emissionsdaten von 2015 die nassen und trockenen Depositionen von oxidiertem Schwefel sowie reduziertem und oxidiertem Stickstoff modelliert. Die MSC-E Russland hat, basierend auf den europäischen Emissionsdaten von 2015, die Depositionen von Cadmium, Blei und Quecksilber modelliert. Alle modellierten Emissionsdaten aus den öffentlich verfügbaren Textfiles wurden auf das Raster des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) gezogen und für die Schweiz extrahiert. Um abschätzen zu können, wie sich die atmosphärische Deposition dieser Elemente über die Zeitdauer der Beprobung verändert hat, wurden die Moosanalysen des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL) der einzelnen Erhebungen von 1990 bis 2015 verglichen (BAFU, 2018). Dabei hat sich gezeigt, dass zwischen den Jahren 2010 und 2015 keine signifikanten Veränderungen der Konzentrationen von Blei, Quecksilber und Cadmium in den Moosproben gemessen wurden.

Lithologisch-petrographische Hauptgruppen

- Quarzphyllite
- Tone, Silte, Sande
- Kalksteine, z.T. Mergel
- Tongesteine, Tonschiefer
- Radiolarite, Hornsteine
- Dolomite
- Glimmerschiefer, Gneise
- Blöcke, Gerölle
- Mergelschiefer, Kalkphyllite
- Sande, Kiese, Gerölle
- Gneise
- Quarzite
- Tone, Rauwacken
- Mergel, z.T. Sandstein
- Porphyrite, Quarzporphyre
- Basische Gesteine
- Gewässer, Seen
- Amphibolite
- Konglomerate, Brekzien
- Vulkanite
- Granite, Syenite
- Sandsteine, z.T. Mergel
- Dolomit- und Kalkmarmore
- Gletscher, Firn
- Ultrabasische Gesteine

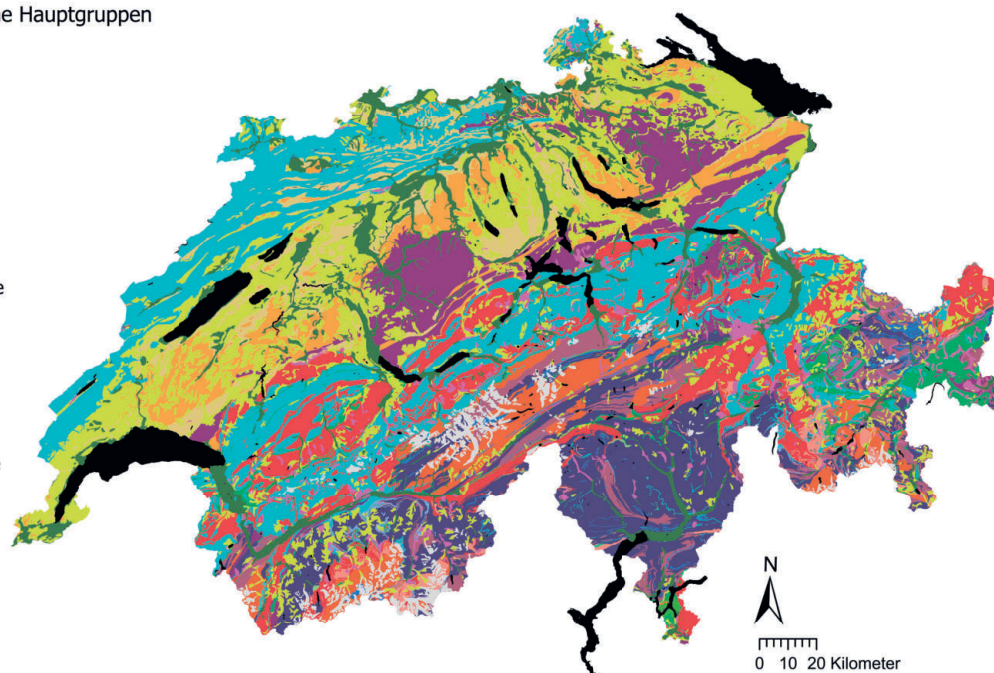


Abbildung 5 | Lithologisch-petrographische Hauptgruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (GK500), Bundesamt für Landestopografie swisstopo (Wabern), Fachgruppe Georessourcen Schweiz (Zürich). Die Karte wurde angepasst. Stand 2022.

3 Methodik

3.1 Ausschlussverfahren

Das mehrstufige Ausschlussverfahren, welches für den Ausschluss von Standorten mit potentieller anthropogener Überprägung der Elementkonzentrationen angewandt wurde (BDM- und NABO-Datensätze), ist in Abbildung 6 schematisch dargestellt. Gemäss Stanisci *et al.* (2021) enthält der UB-Datensatz nur Messwerte mit vermutetem primär geogenem Ursprung der Elementgehalte. Insgesamt wurden 25 BDM-, 2 NABO-, und 70 UB-Standorte komplett ausgeschlossen.

Da es nicht möglich ist, anthropogene von natürlichen Quellen gänzlich zu unterscheiden und die Proben von beiden Quellen in unterschiedlichen Proportionen beeinflusst sind, wurden diejenigen Proben ausgeschlossen, deren Elementkonzentrationen klar und hauptsächlich von anthropogenen Quellen überprägt sind. Diese bekannten oder vermuteten anthropogenen Überprägungen der Elementkonzentrationen enthalten direkte Einträge über kurze Distanzen, jedoch nicht Einträge aus atmosphärischer Deposition über weite Distanzen. Standorte, welche sich im Perimeter von Rebbergen befinden, wurden nicht ausgeschlossen. Zwar ist bekannt, dass bei Rebbergen die Applikation von kupferhaltigen Pestiziden eine Anreicherung von Kupfer im Oberboden zur Folge haben kann. Würden diese Standorte ausgeschlossen, so wären konsequenterweise auch alle anderen Standorte mit (semi-) diffusen Einträgen von Elementen in den Oberboden auszuschliessen, beispielsweise gedüngte Ackerflächen, Grünflächen in Städten, Gärten etc. Jedoch sind längst nicht alle direkten und/oder indirekten Einträge für alle 20 Elemente bekannt und quantifizierbar. Um eine durch selektiven Ausschluss generierte Verzerrung der Daten (Bias) zu vermeiden, flossen diese Standorte in die Datenanalyse ein.

Die Ausreisser-Analyse des BDM-Datensatzes basiert auf der Beurteilung der Variabilität zwischen den Einzelproben innerhalb eines Standortes. Für die Beurteilung der Variabilität der Elementkonzentrationen wurde der Variationskoeffizient (CV) der Einzelproben beigezogen. Standorte mit einem CV grösser als 95 % aller CV wurden als mögliche Ausreisser erfasst. Anschliessend wurden bei diesen Standorten die Einzelmessungen mit dem Median des Standortes verglichen. Einzelmessungen, die grösser als der zweifache Median oder kleiner als der 0.1-fache Median waren, wurden ausgeschlossen. Wenn die Einzelmessungen von drei oder mehr Elementen auf diese Weise vom Median des Standortes abwichen, wurden alle Messwerte der Einzelprobe mit den übrigen Einzelproben des Standortes verglichen. Falls auch die übrigen Messungen (Elementkonzentrationen und Bodenkennwerte) der Einzelprobe gegenüber den anderen Einzelproben des Standortes Auffälligkeiten aufwiesen, wurde die gesamte Einzelprobe ausgeschlossen. Dies war beispielsweise bei denjenigen Waldstandorten der Fall, bei denen Einzelproben deutlich höhere Humusgehalte bei deutlich tieferen Trockensubstanzanteilen aufwiesen. In diesem Fall wurde angenommen, dass – im Vergleich zu den anderen Einzelproben – die Streuschicht bzw. die organische Auflage die gemessenen Elementkonzentrationen übermässig beeinflusst, und somit die jeweilige Einzelprobe nicht repräsentativ für den Standort ist.

Zudem wurde für jedes Element die Summenhäufigkeitsfunktion berechnet und dargestellt (Kapitel 4). In den Summenhäufigkeitsfunktionen sind keine eindeutigen Beugungen in den oberen Bereichen feststellbar, welche gemäss Matschullat *et al.* (2000) auf «anthropogen beeinflusste» Proben hindeuten würden.

Insgesamt wurden 25 BDM-, 2 NABO-, und 70 UB-Standorte komplett ausgeschlossen. Zudem führte das Ausschlussverfahren des BDM-Datensatzes zum Ausschluss von 40 Einzelproben und 333 Einzelmessungen.

3.2 Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze

Werden Werte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) nicht in der Auswertung berücksichtigt, entsteht ein Bias hin zu höheren Werten. So können insbesondere Gebiete mit besonders geringen Konzentrationen im Boden und somit potentiellen Defiziten nicht repräsentativ erfasst werden. Bei der Darstellung der räumlichen Verteilung auf Karten werden diese Werte unterhalb der NWG mit einer Kategorie «kleiner als ...» dargestellt. Für die statistische Auswertung sowie für die Interpolationen wurde, falls nicht anders bezeichnet, der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen, analog zum Vorgehen beim Geochemischen Atlas von England und Wales (Rawlins *et al.*, 2012) und beim Europäischen Geochemischen Bodenatlas (Reimann *et al.*, 2014).

Ausschlussverfahren Standorte, Einzelproben, Messwerte

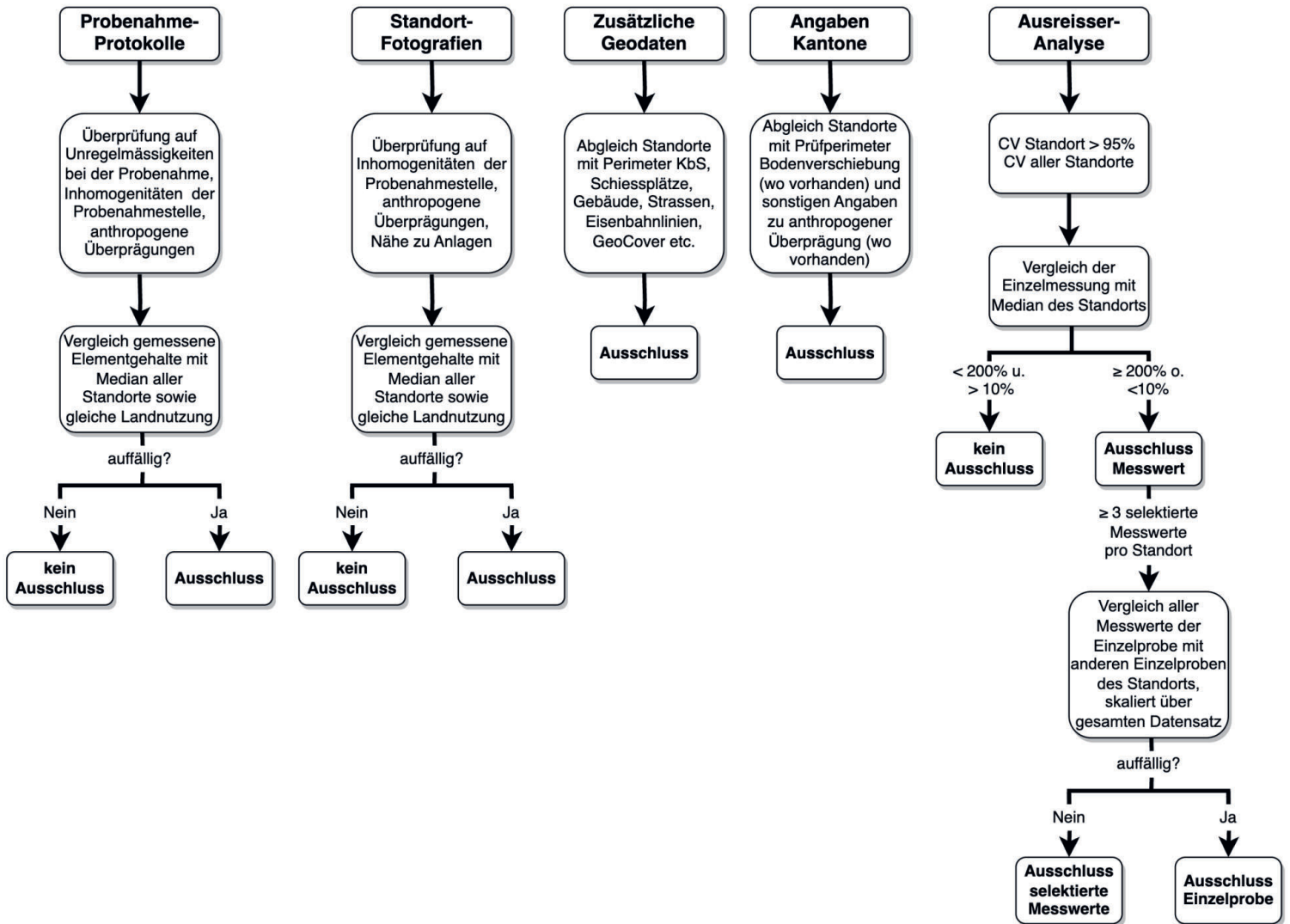


Abbildung 6 | Schematische Darstellung des Ausschlussverfahrens (KbS: Kataster der belasteten Standorte, CV: Variationskoeffizient).

3.3 Univariate Datenanalyse

Für die univariate Datenanalyse wurde der Median, als robuster mittlerer Wert pro Standort, verwendet.

Die Ergebnisse der univariaten Datenanalyse enthalten pro Element resp. Bodenparameter den Median, die mittlere absolute Abweichung vom Median (MAD) sowie die Quantile 5 %, 25 %, 75 % und 95 % der Datenverteilung. Zudem wird der Tukey Inner Fence (TIF)-Wert angegeben, welcher für geochemische Bodendaten als möglicher Grenzwert für Ausreisser verwendet wird (Jarva *et al.*, 2010; Reimann *et al.*, 2018; Tukey, 1977). Dadurch können Anomalien aufgedeckt werden, und Gebiete, welche Konzentrationswerte oberhalb des TIF-Werts aufweisen, sollten im Detail untersucht werden. Die Berechnung des TIF-Werts beruht ausschliesslich auf einer symmetrischen Datenverteilung, weshalb die Konzentrationswerte vorgängig log-transformiert werden (Reimann *et al.*, 2018):

$$TIF = 75\text{-Quantil} + 1,5 \times IQR$$

Wobei IQR (Interquartile Range) der Interquartilbereich ist, d. h. der Konzentrationsbereich zwischen dem 25 %- und dem 75 %-Quantil. Die Ergebnisse der deskriptiven Statistik sind tabellarisch zusammengefasst.

Die Konzentrationsverteilung wurde für jedes Element anhand von vier Diagrammen visualisiert, um weiterführende Informationen zu erhalten, z. B. zu den am häufigsten auftretenden Konzentrationswerten oder zu der Annäherung der log-transformierten Messdaten an eine Normalverteilung. Die vier Diagramme umfassen:

- A) Boxplot, n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen. Die grünen Datenpunkte wurden auf der x-Achse zur vereinfachten Visualisierung zufällig verteilt. Die obere und untere Whiskerlinie entspricht dem 1.5-fachen Interquartilsabstand. Die Box umfasst 25 % bis 75 % der Daten. Der Median wird mit der Mittellinie der Box markiert. Das orange Quadrat markiert den arithmetischen Mittelwert der Daten.
- B) Histogramm mit der Anzahl der Standorte pro Intervall. Die Anzahl Intervalle entspricht der Wurzel der gesamten Anzahl an Standorten. Die Daten wurden zur besseren Visualisierung der Verteilung log-transformiert. Der Median ist mit einer blauen Linie und der arithmetische Mittelwert mit einer orangen Linie markiert.
- C) Quantil-Quantil-Diagramm der log-transformierten Daten (blaue Punkte) verglichen mit den Quantilen der Normalverteilung (x-Achse). Die schwarze gestrichelte Linie repräsentiert die theoretische Normalverteilung.
- D) Empirische Verteilungsfunktion resp. Summenhäufigkeitsfunktion der log-transformierten Daten.

Die Wahl dieser Diagramme zur Visualisierung der Konzentrationsverteilungen von geochemischen Bodendaten basiert auf dem Europäischen Geochemischen Bodenatlas, weiterführende Informationen können Reimann *et al.* (2011) und Reimann *et al.* (2014) entnommen werden.

Da die räumliche Verteilung der Konzentrationswerte von Interesse ist, wurde zusätzlich zu den Diagrammen für jedes Element eine Karte mit den Punktdaten erstellt. Um Bereiche mit extrem tiefen und extrem hohen Konzentrationswerten hervorzuheben, wurden die Konzentrationen in den Karten mit den Punktdaten gemäss der Datenverteilung einheitlich klassiert:

- < NWG, mit Bezeichnung der NWG
- NWG – 5 %
- 5 % – 10 %
- 10 % – 25 %
- 25 % – 50 %
- 50 % – 75 %
- 75 % – 90 %
- 90 % – 95 %
- 95 % – 100 %

In den Karten mit den Punktdaten sind die jeweiligen Konzentrationsbereiche zu diesen Quantilen angegeben. Die Farbgebung der neun Klassen ist für alle Elemente gleich. Die Karten mit den Punktdaten stellen die Mediane dar. Das Relief stammt aus dem digitalen Höhenmodell DHM25 der Schweiz (Bundesamt für Landestopografie swisstopo, Wabern).

Die Karten mit den Punktdaten wurden mit ArcGIS Pro, Version 2.8.3 (© ESRI Inc.) erstellt. Die univariate und die multivariate Datenauswertung sowie die Erstellung der Diagramme erfolgte in R, Version 4.1.3 (R Core Team, 2022) mittels RStudio, Version 2022.2.1.461 (RStudio Team, 2022). Die Abbildungen wurden unter anderem mit dem Paket *ggplot2*, Version 3.3.5 (Wickham, 2016) erstellt.

3.4 Multivariate Datenanalyse

In der multivariaten Datenanalyse wurden die Elementkonzentrationen mit weiteren Parametern in Beziehung gesetzt, welche bestimmte Faktoren und Prozesse abbilden. Durch diese Datenanalyse können zusätzliche Informationen zu möglichen Beziehungen zwischen den Elementen und möglichen Einflussfaktoren der Konzentrationen gewonnen werden. Der Fokus liegt auf dem möglichen Einfluss der Lithologie, der Landnutzung, der Bodenprozesse und diffuser atmosphärischer Einträge. Die modellierten Depositionsdaten bilden dabei eine mögliche Quelle durch atmosphärische Deposition ab. Die Temperatur und der Niederschlag können sowohl Erosionsprozesse als auch indirekte Effekte der Vegetation darstellen. Die Gehalte an TOC und TN stehen stellvertretend für die organische Bodensubstanz (Sorption und/oder biochemische Einbindung). Die Konzentrationen der Hauptelemente Eisen, Aluminium, Kalium, Natrium und Magnesium stehen stellvertretend für die Mineralogie und/oder sekundäre Sorptionsprozesse an Oxiden. Mögliche Sorptionsprozesse werden ebenfalls durch den Tongehalt abgebildet. Das Ziel des Geochemischen Bodenatlas ist jedoch nicht, spezifische Quellen der Elementkonzentrationen im Boden zu identifizieren, sondern einen Überblick über die Verteilung der Elemente in den Oberböden der Schweiz zu schaffen.

Für jedes Element wurden die Konzentrationsunterschiede zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programmes erhobenen Landnutzungen sowie den 25 Hauptgruppen der Lithologie-Petrographie der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz mittels Boxplots und einem Signifikanztest verglichen.

3.4.1 Signifikanztest

Um zu beurteilen, ob zwischen den Elementkonzentrationen und den Landnutzungen resp. den Lithologie-Hauptgruppen signifikante Unterschiede bestehen, wurde ein Wilcoxon Rank Sum-Test (p -Anpassung nach Benjamini und Hochberg, 1995) ausgeführt. Mit diesem Test wird der Einfluss der Extremwerte auf das Ergebnis reduziert, da nicht absolute Werte, sondern der jeweilige Rang in der Datenverteilung der Konzentrationswerte verglichen wird (Reimann *et al.*, 2011). Zudem floss die Anzahl Standorte pro Gruppe in die Datenanalyse ein, um Gruppen mit einer hohen Anzahl an Standorten stärker zu gewichten als eine Gruppe mit nur wenigen Standorten. Die Signifikanz wurde mit Buchstaben dargestellt, wobei gleiche Buchstaben bedeuten, dass zwischen diesen Gruppen keine statistisch signifikanten Unterschiede bestehen. Die Buchstaben selbst stellen keine Hierarchie resp. Ordnung der Daten dar.

Die Signifikanztests wurden unter anderem mit den R-Paketen *multcompView*, Version 0.1-8 (Graves *et al.*, 2019), *robustbase*, Version 0.92-7 (Mächler *et al.*, 2016) und *MASS*, Version 7.3-45 (Venables & Ripley, 2002) durchgeführt.

3.4.2 Korrelationen

Für die Beurteilung der Korrelationen zwischen den Elementkonzentrationen und den Bodenparametern sowie einer Auswahl von zusätzlichen Geodaten wurde der Rangkorrelationskoeffizient R^2 nach Spearman berechnet. Da die Elementkonzentrationen und die Bodenparameter unterschiedliche Verteilungen aufweisen, welche nicht einer perfekten Normalverteilung folgen, ist die Betrachtung des Ranges dem Vergleich des absoluten Wertes zweier Variablen vorzuziehen. Für die Berechnung der Signifikanzlevels der Korrelationen wurde das R-Paket *psych*, Version 2.2.5 (Revelle, 2022) verwendet.

3.4.3 Faktorenanalyse

Wie bei der Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) ist das Ziel der Faktorenanalyse die Reduktion der Dimensionalität, d. h. die Extraktion derjenigen Komponenten aus einem Datensatz, welche hauptsächlich zur Variabilität beitragen (Reimann *et al.*, 2011). Für die Auswertung von geochemischen Daten empfehlen Reimann *et al.* (2011) die Anwendung der Faktorenanalyse, da mit dieser Methode ein Teil der Variabilität, welche für einige Variablen einzigartig ist, von der Gesamtvariabilität ausgeschlossen wird, und somit die Interpretierbarkeit der Gesamtvariabilität des Datensatzes gesteigert werden kann. Zudem empfehlen Reimann *et al.* (2011) eine Varimax-Rotation nach Kaiser (1958), um mögliche geochemische Hauptprozesse besser separieren zu können. Der Einfluss von Ausreißern auf die Ergebnisse wurde reduziert, indem die log-transformierten Konzentrationen mit dem Minimum Covariance Determinant (MCD) der robusten Kovarianz-Matrix skaliert wurden. Da bei der Faktorenanalyse, im Gegensatz zur PCA, die Anzahl Faktoren zu Beginn bestimmt werden muss, wurde vorgängig eine PCA durchgeführt. Daraus resultierte, dass bei 10 Komponenten mehr als 70 % der Varianz des Gesamtdatensatzes erklärt wird. Die Faktorenanalyse wurde anschliessend mit dem R-Paket *stats*, Version 4.1.3 (R Core Team, 2022) ausgeführt, welche auf der Maximum Likelihood-Methode beruht. Für die Interpretation wurden Grafiken mit den Faktorladungen (Loadings) der einzelnen Variablen erstellt. Die Faktorladung zeigt, wie stark eine Variable mit einem Faktor assoziiert ist. Wie bei den bivariaten Korrelationen können auch bei der Faktorenanalyse starke räumliche Korrelationen zwischen Variablen Korrelationen aufgrund geochemischer Prozesse überdecken, sodass keine Kausalität abgeleitet werden kann (Reimann *et al.*, 2011).

3.5 Räumliche Interpolationen

Mittels geostatistischen Interpolationsmethoden werden aus den Punktdaten Flächendaten berechnet. Aus diesen sogenannten Surface Maps können Regionen mit unterschiedlichen Konzentrationsbereichen visuell dargestellt werden. Diese Interpolationen sind immer mit Unsicherheiten behaftet, die lokale Variabilität geht verloren und Extremwerte werden geglättet (Reimann *et al.*, 2011). Es können somit keine parzellenscharfen Informationen abgeleitet werden.

Die Beprobung und Analytik sowie die Datenauswertung des Geochemischen Bodenatlas der Schweiz orientiert sich am Europäischen Geochemischen Bodenatlas (Reimann *et al.*, 2014). Wie im Europäischen Geochemischen Bodenatlas wurde die Interpolation der Konzentrationsdaten ebenfalls mit der Ordinary Kriging-Methode durchgeführt. Ein Vorteil dieser Methode ist, dass für jeden Punkt, auf den ein Konzentrationswert interpoliert werden soll, nicht nur ein statistisch optimierter Schätzwert berechnet wird, sondern auch die Qualität der Schätzung durch die Angabe der Unsicherheit quantifiziert wird (Cressie, 1993; Reimann *et al.*, 2011). Die Kriging-Interpolation basiert auf der Annahme, dass Konzentrationen von näher gelegenen Standorten ähnlicher sind als Konzentrationen von weiter entfernten Standorten. In der Theorie ändert sich ab einer gewissen Distanz diese Abweichung kaum mehr. Als Grundlage für die Kriging-Interpolation dient das Semivariogramm, welches die Ähnlichkeit der Standorte (Varianz) als Funktion der Distanz abbildet.

Die finale Modellierung der Semivariogramme wurde nach Malone *et al.* (2017) in R mit den R-Paketen *sp*, Version 1.5-1 (Bivand *et al.*, 2013; Pebesma & Bivand, 2005) und *geostat*, Version 2.1-0 (Gräler *et al.*, 2016; Pebesma, 2004) durchgeführt. Als Datengrundlage dienten die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (Ebene Einzelproben), um einen räumlichen Bias möglichst zu vermeiden. Die Punktpaare wurden für die Erstellung der finalen Semivariogramme in Distanzintervalle von 2 km aufgeteilt. Die maximale Distanz, bei der angenommen wird, dass sich die Varianz der Konzentrationen nicht mehr markant erhöht, wurde zwischen 30 km (Co) und 150 km (Na) basierend auf den vorgängig erstellten Semivariogrammen gesetzt. Die robuste Variogramm-Schätzung nach Cressie (1993) wurde angewandt. Die Elementkonzentrationen wurden vorgängig log-transformiert (natürlicher Logarithmus). Ein optimiertes Modell diente als Basis für die Kriging-Interpolation, welche für die Mittelpunkte eines 1 km × 1 km-Rasters ausgeführt wurde. Da die logarithmierten Daten einer Normalverteilung folgen, wurden die logarithmierten Konzentrationen und Varianzen nach Laurent (1963) zurücktransformiert.

Um Regionen mit hohen und tiefen Konzentrationen besser visualisieren und abgrenzen zu können, wurden die interpolierten Konzentrationen analog den Punktdaten in acht Konzentrationsbereiche gemäss den 5 %-, 10 %-, 25 %-, 50 %-, 75 %-, 90 %- und 95 %-Quantilen aufgeteilt. Da bei der Kriging-Interpolation Extremwerte geglättet werden, sind bei den Konzentrationsbereichen der niedrigsten und der höchsten Klasse jeweils die gemessenen Minimal- und Maximalwerte angegeben. Zusätzlich wird der Variationskoeffizient in Prozent als relatives Streuungsmass der interpolierten Konzentrationen angegeben. Für die Visualisierung wurden die Variationskoeffizienten pro Rasterzelle in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt (De Smith *et al.*, 2018).

Die Interpolationen wurden mit der Leave-one-out-Methode validiert, wobei immer ein Datenpunkt aus der Interpolation ausgeschlossen und anschliessend der Fehler zum interpolierten Wert berechnet wird (Lado *et al.*, 2008; Pebesma & Bivand, 2005). Für die Elemente Cadmium, Cobalt, Kupfer und Blei wurden gemäss Kapitel 2.3.4 die Standorte mit den nach VBBo gemessenen und umgerechneten Konzentrationswerte mit den interpolierten Werten verglichen. Die Ergebnisse der Validation befinden sich im Anhang.

Nebst der Ordinary Kriging-Methode wurden die Elementkonzentrationen unter Berücksichtigung der lithologisch-petrographischen Hauptgruppen (Kapitel 2.5), den Parametern Höhe, Steigung und Exposition des digitalen Höhenmodelles (Kapitel 2.5) sowie des von Descombes *et al.* (2020) für die gesamte Schweiz modellierten totalen organischen Kohlenstoffs und pH-Wertes mittels Universal Kriging interpoliert. Wie bei Lado *et al.* (2008) führte die Universal Kriging-Methode im Vergleich zur Ordinary Kriging-Methode nicht zu einer massgeblichen Verbesserung der Vorhersage der Elementkonzentrationen. Die Ergebnisse der Universal Kriging-Interpolation sowie der Vergleich mit der Ordinary Kriging-Methode für die Elemente Cadmium, Cobalt, Kupfer und Blei befinden sich im Anhang.

4 Elementgehalte in Schweizer Oberböden

Die deskriptive Statistik des konsolidierten Datensatzes ist in Tabelle 2 aufgelistet. Die Ergebnisse zu jedem Element sind in alphabetischer Reihenfolge in Kapitel 4.1 bis 4.20 zusammengefasst. Die gemessenen Elementkonzentrationen in den Oberböden der Schweiz folgen einer für geochemische Daten typischen multimodalen rechtsschiefen, logarithmischen Normalverteilung (Kapitel 4.1 bis 4.20). Diese Verteilung ist die Summe einer Vielzahl von zugrunde liegenden Verteilungen, die verschiedenste Prozesse im Boden abbilden (Reimann *et al.*, 2011).

Falls vorhanden und sinnvoll, wurden die typischen Element-Gehalte von bodenbildenden Gesteinen in der Schweiz basierend auf der Publikation von Tuchschnid (1995) aufgeführt. Dieser Vergleich dient ebenfalls zur Einordnung der gemessenen Konzentrationsbereiche, jedoch nicht für eine direkte Korrelation zwischen Konzentrationen in den Ausgangsgesteinen und den Gehalten in den Oberböden.

Ausserdem wurden die gemessenen Konzentrationen, falls vorhanden, mit den Toleranzwerten von Eikmann & Kloke (1993) verglichen, welche sich ebenfalls auf Königswasser-Aufschlüsse beziehen. Bei diesen Konzentrationen sind weder kurz- noch langfristig negative Effekte auf die «normale» Lebensqualität zu erwarten (Eikmann & Kloke, 1993). Bei Werten oberhalb der Toleranzwerte wird eine eingeschränkte, aber standort- und schutzgutbezogene Nutzung des Bodens (Herklotz *et al.*, 1996) empfohlen. Diese Orientierungswerte sind nutzungs- und schutzgutbezogen, d. h. es werden Toleranzwerte für Kinderspielplätze, Haus- und Kleingärten, Sport- und Fussballplätze, Park- und Freizeitanlagen, Industrie- und Gewerbeflächen, landwirtschaftliche Nutzflächen mit Obst- und Gemüseanbau sowie nicht-agrarische Ökosysteme unterschieden. Die Differenzierung der Nutzung wurde im Geochemischen Bodenatlas nicht vorgenommen, daher werden die gemessenen Konzentrationen mit den Toleranzwerten für landwirtschaftliche Nutzflächen verglichen. Die hier genannten Werte sind für die Schweiz nicht verbindlich, sondern dienen nur zur Einordnung der gemessenen Konzentrationen. Ein Vergleich mit den VBBo-Grenzwerten (Verordnung über die Belastung des Bodens) ist nicht zielführend, da eine Umrechnung, wenn überhaupt, nur für die wenigsten Elemente sinnvoll wäre (Stanisic *et al.*, 2021). Die Orientierungswerte nach Eikmann & Kloke (1993) sowie deren Vergleich mit den VBBo-Grenzwerten sind in Anhang 8 des BUWAL-Handbuches «Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden» (Mailänder & Hämman, 2005) aufgeführt.

Die Beschreibung der Elemente in Kapitel 4.1 bis 4.20 ist in verschiedene Themenbereiche gegliedert: Zunächst wird auf das geologische Vorkommen der Elemente in der Erdkruste eingegangen, anschliessend wird die technische Verwendung sowie mögliche anthropogene Quellen diskutiert. Da die Akkumulation von Elementen im Boden nicht nur von den Quellen abhängt, sondern auch von verschiedensten Bodenprozessen zur Mobilisierung bzw. Immobilisierung, werden im darauffolgenden Abschnitt die häufigsten Bindungsformen der einzelnen Elemente sowie deren Verhalten im Boden beschrieben. In einem weiteren Abschnitt wird die räumliche Verteilung der Elemente in den Oberböden der Schweiz diskutiert und die Konzentrationen zwischen verschiedenen Landnutzungen des BDM-Datensatzes verglichen. Im letzten Abschnitt werden die gemessenen Elementkonzentrationen mit vorhandenen Orientierungs- bzw. Grenzwerten in Kontext gesetzt.

Tabelle 2 | Mediane, Quantile, Maxima, Minima, mittlere absolute Abweichungen vom Median (MAD) sowie Tukey Inner Fence-Werte (TIF) der Elementkonzentrationen gemessen in der Feinerde (< 2 mm) des Oberbodens (0–20 cm). Aufgelistet sind die Ergebnisse des konsolidierten Datensatzes bestehend aus den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Die Spalte n listet die Anzahl Standorte auf, die in die Auswertung einfließen. Der Median und die Anzahl Standorte n des UB-Datensatzes sind separat aufgelistet. Pro Standort wurde der Median aller Einzelproben in der Datenauswertung berücksichtigt. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen (Kapitel 3.2). Diese Werte sind mit * markiert.

	Einheit	BDM, NABO, GEMAS													UB	
		n	Median	5%	10%	25%	75%	90%	95%	Min	Max	MAD	TIF	n ≥ TIF	n	Median
As	mg/kg	1201	7.9	2.7	3.6	5.5	12.1	21.9	35.2	0.6	317.4	4.4	40.0	48	275	40.0
Ca	g/kg	1201	4.2	0.7	1.0	2.0	14.0	67.9	100.9	0.2	247.0	4.4	259.3	0	222	33.0
Cd	mg/kg	1201	0.24	0.07	0.10	0.16	0.36	0.62	1.04	0.02	5.28	0.14	1.23	43	1510	0.24
Co	mg/kg	1201	8.6	2.6	3.9	6.4	11.8	14.9	17.9	0.4	134.2	3.8	29.6	14	2102	9.8
Cr	mg/kg	1201	30.3	9.8	13.8	22.9	40.1	52.1	62.8	2.5	1661.4	12.5	93.2	25	275	81.0
Cu	mg/kg	1201	18.1	5.8	7.7	11.9	25.7	35.0	40.8	1.7	371.1	9.9	81.2	5	3123	21.3
Fe	g/kg	1201	21.8	11.4	13.7	17.5	27.8	33.7	38.3	1.8	142.9	7.3	55.9	10	222	29.0
Hg	mg/kg	1201	0.066	0.027	0.033	0.046	0.097	0.140	0.180	0.003	2.830	0.035	0.302	13	275	0.050
Mg	g/kg	1201	4.2	1.4	2.0	3.1	6.2	9.7	14.8	0.2	191.0	2.1	17.2	49	222	5.3
Mn	mg/kg	1201	655	145	226	403	856	1139	1390	18	3609	337	2651	8	222	895
Mo	mg/kg	1201	0.81	0.39	0.47	0.61	1.16	1.78	2.51	0.08	260.99	0.36	3.08	42	275	0.50
Na	mg/kg	1201	80	40	50	65	115	160	195	20	3215	30	271	14	222	360
Ni	mg/kg	1201	27.3	6.2	10.2	19.1	37.5	49.8	63.9	1.1	1754.8	13.4	103.2	16	275	39.0
Pb	mg/kg	1201	24.2	13.1	15.0	18.7	30.6	41.3	52.4	1.9	800.8	8.6	63.8	28	3278	26.1
S	mg/kg	1201	350	129	160	232	500	700	900	65	4800	222	1582	9	10	390
Sb	mg/kg	1201	0.38	0.18	0.21	0.29	0.50	0.74	0.95	0.05	6.76	0.16	1.16	37	275	0.50
Tl	mg/kg	1201	0.15	0.07	0.09	0.11	0.21	0.31	0.38	0.01*	1.45	0.07	0.55	14	275	0.59
U	mg/kg	1201	0.7	0.3	0.4	0.5	1.0	1.6	2.0	0.1	63.6	0.3	2.8	25	270	1.3
V	mg/kg	1201	32	12	16	23	44	61	75	2	394	16	117	11	275	92
Zn	mg/kg	1201	64	27	35	48	83	106	128	5	398	25	187	9	275	93

4.1 Antimon (Sb)

Antimon ist ein nicht-essentielles Halbmetall, welches natürlicherweise zusammen mit Schwefel, Gold, Blei und Arsen in Mineralen vorkommt (Arai, 2010). In Verbindung mit Schwefel kann Stibnit (Sb_2S_3) entstehen, das Haupterz von Antimon (Christie & Brathwaite, 2011). In der Schweiz sind Antimonmineralisationen im Vorder- und Hinter- rheintal (GR), im Murgtal (SG) sowie im Südtessin im Malcantone dokumentiert (FGS, 2023b; Jost *et al.*, 2014). In letzterem Gebiet am Monte Pellegrino wurde einst Antimon abgebaut. Standorte des Geochemischen Bodenatlas, die der lithologisch-petrographischen Gruppe der Granite/Syenite zugeordnet werden können, weisen signifikant tiefere Antimon-Konzentrationen auf als andere Standorte, welche z. B. der Gruppe der Dolomite oder der Kalksteine zugeordnet werden (Abbildung 8).

Antimon ist Bestandteil von einigen Legierungen mit Blei, die beispielsweise die Härte von Munition erhöhen. Aus diesem Grund finden sich erhöhte, anthropogen bedingte Konzentrationen von Antimon im Boden, insbesondere in den Kugelfängen von Schiessständen (Scheinost *et al.*, 2006). Zudem wird Antimon unter anderem in Batterien, Rohrleitungen, Lötmittel, Halbleiter, Kabel, als Katalysator bei der Polymerisierung von Kunststoffen, in Flammenschutzmitteln für Plastik und Kleidung sowie in Medikamenten eingesetzt (Arai, 2010). Gemäss Mathys *et al.* (2007) sind die grössten Antimon-Emissionen in der Schweiz bei Schiessplätzen sowie diffus bei Strassen durch den Abrieb von Bremsbelägen zu erwarten.

Die Löslichkeit und Mobilität von Antimon ist im Boden stark vom pH-Wert und den Redox-Bedingungen abhängig (Arai, 2010). Unter oxidischen Bedingungen, d. h. bei Anwesenheit von Sauerstoff, gilt Antimon als relativ immobil, da Sb(III) und Sb(V) an Bodenkomponenten wie Eisen(hydro)oxiden, Tonmineralen und der organischen Bodensubstanz gebunden wird (Arai, 2010).

Die gemessenen Antimon-Konzentrationen in den Oberböden der Schweiz folgen einer unimodalen, rechtsschiefen, logarithmischen Normalverteilung (Abbildung 7). Durch diese Rechtsschiefe liegt der arithmetische Mittelwert deutlich über dem Median (A), da er wesentlich von Extremwerten beeinflusst wird. Ebenfalls weichen die oberen Quantile stark von der Normalverteilung ab (C).

Die hohen Antimon-Gehalte in den Oberböden treten vermehrt im südlichen Tessin sowie in den östlichen Zentralalpen auf (Abbildung 9). Insgesamt 37 Standorte werden gemäss der TIF-Methode als geochemische Ausreisser klassiert. Im Gegensatz dazu sind im Oberwallis besonders tiefe Antimon-Konzentrationen gemessen worden.

Gemäss Schätzungen enthalten die obersten 2 cm von landwirtschaftlichen Böden insgesamt 28 t Antimon (Mathys *et al.*, 2007). An den BDM-Standorten wurden keine signifikanten Unterschiede der Antimon-Konzentrationen zwischen den verschiedenen Landnutzungen festgestellt (Abbildung 8).

Antimon ähnelt im biogeochemischen Verhalten stark Arsen (Arai, 2010), daher wird teilweise von einer ähnlichen Toxizität ausgegangen (Mathys *et al.*, 2007). Der Oxidationszustand Sb(III) gilt als toxischer und löslicher als Sb(V) (Johnson *et al.*, 2005; Jost *et al.*, 2014). Der Toleranz- resp. Prüfwert von Antimon in Königswasser-Aufschlüssen von Böden liegt für Kinderspiel- und Sportplätze bei 2 mg/kg (Lühr *et al.*, 1996). An drei Standorten wird der Eingreifwert von Sportplätzen (5 mg/kg) überschritten. Für landwirtschaftliche Nutzflächen, Obst- und Gemüsebau liegt dieser Wert mit 25 mg/kg deutlich über dem gemessenen Maximum von 6.76 mg/kg.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Antimon	Sb	51	0.38 mg/kg	0.18 mg/kg	0.95 mg/kg

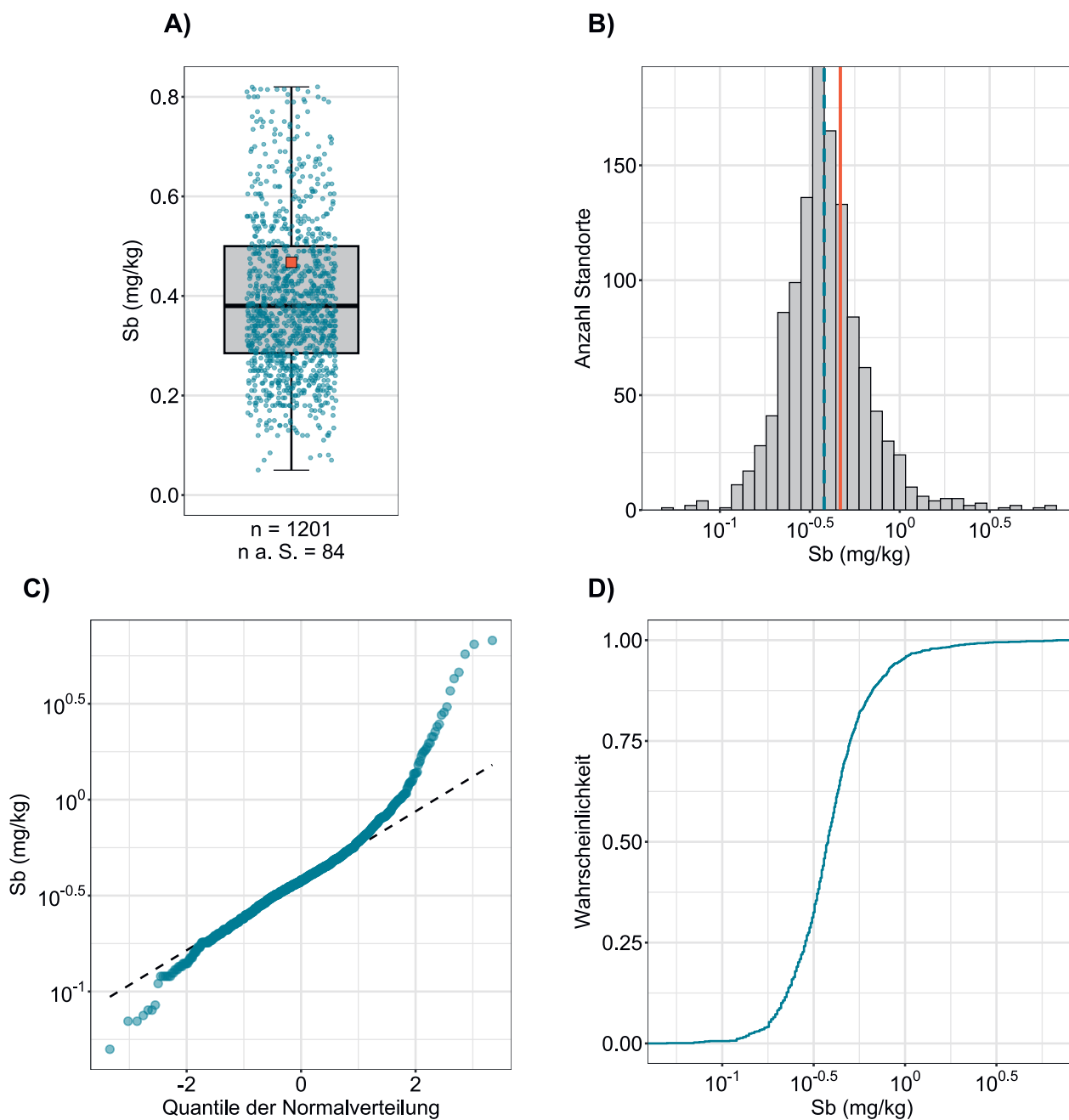


Abbildung 7 | Verteilung der Antimon-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

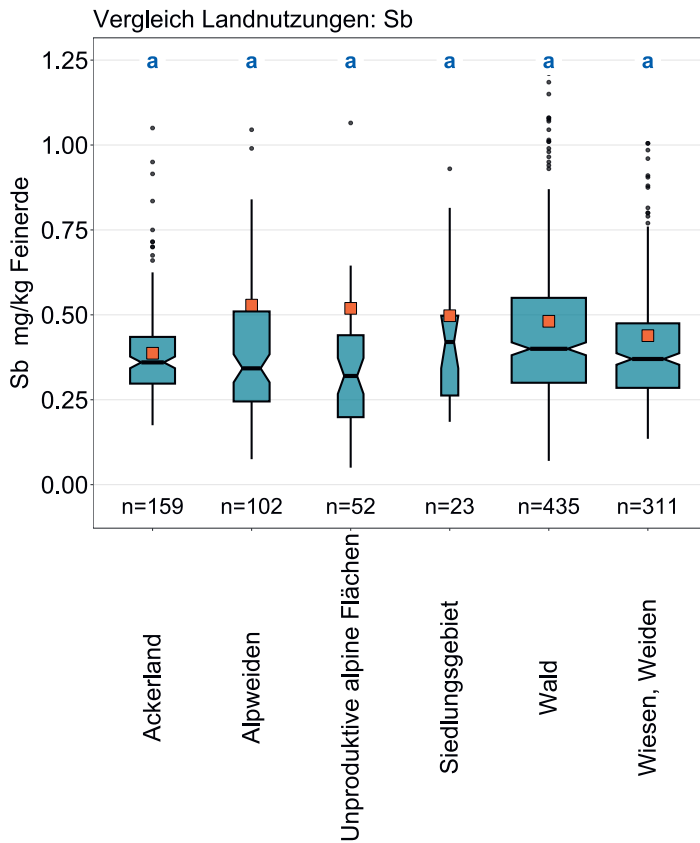
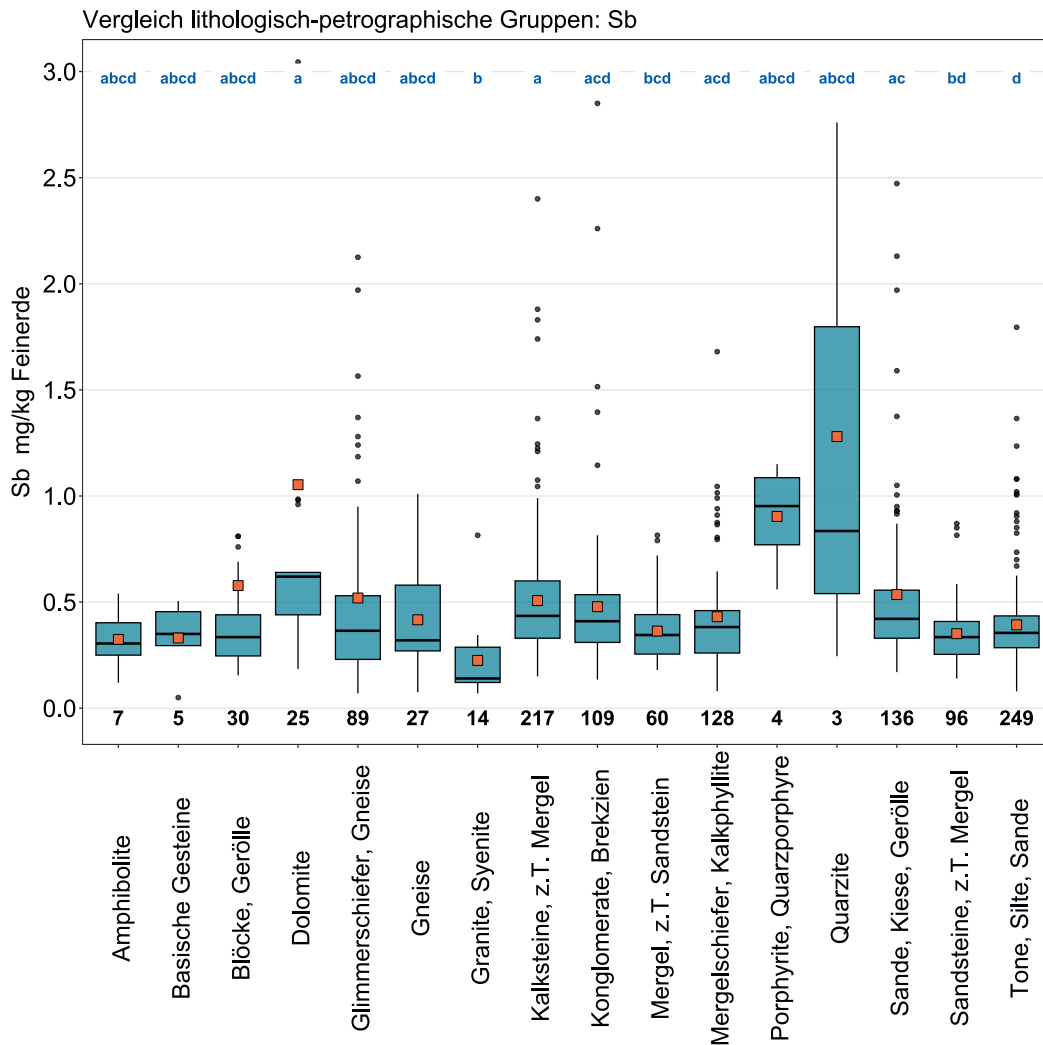


Abbildung 8 | Vergleich der Antimon-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Antimon (mg/kg)

- ≤ 0.02 (NWG)
- 0.02 - 0.18
- 0.18 - 0.21
- 0.21 - 0.29
- 0.29 - 0.38
- 0.38 - 0.50
- 0.50 - 0.74
- 0.74 - 0.95
- 0.95 - 6.76
- ≥ 1.16 (TIF)

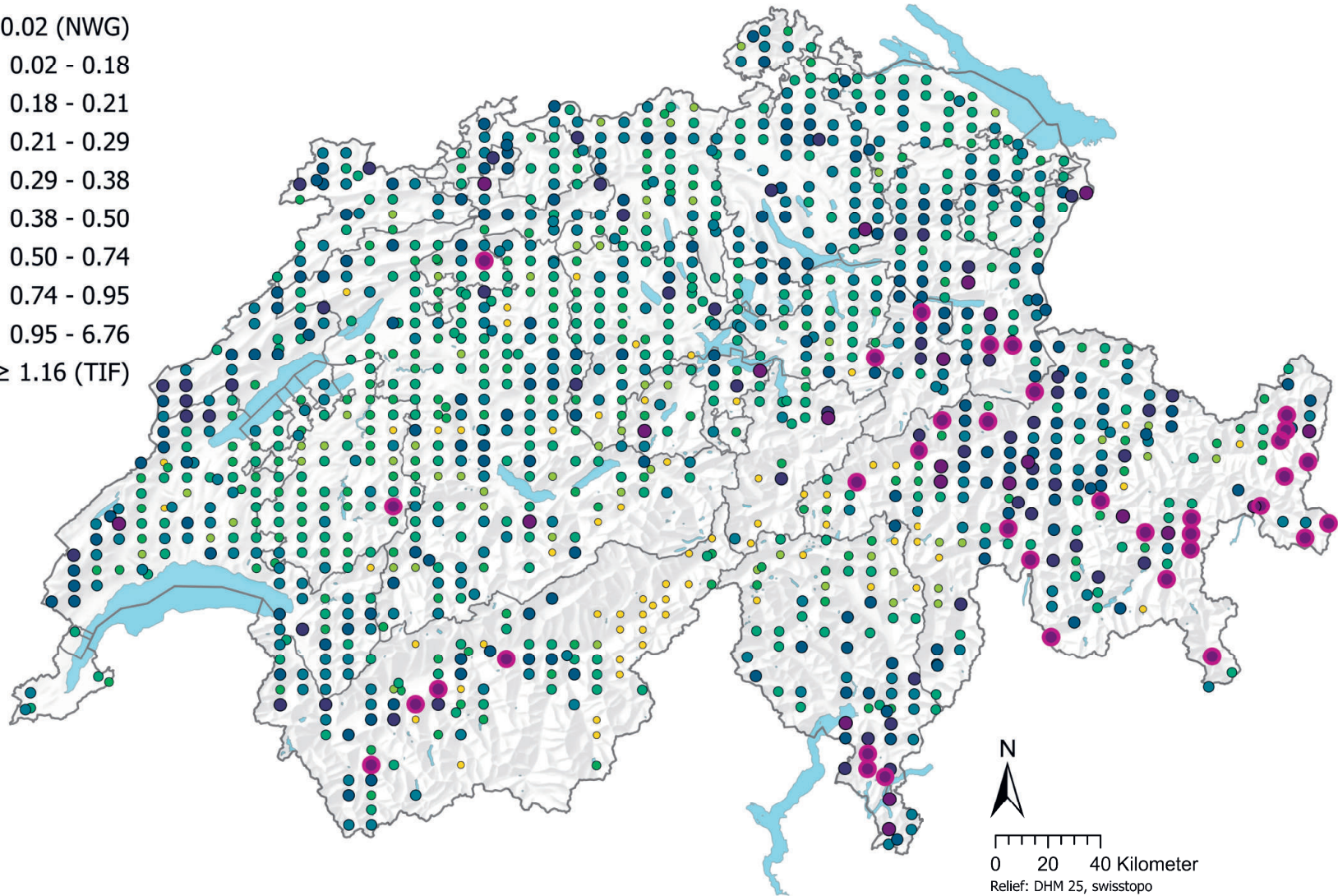
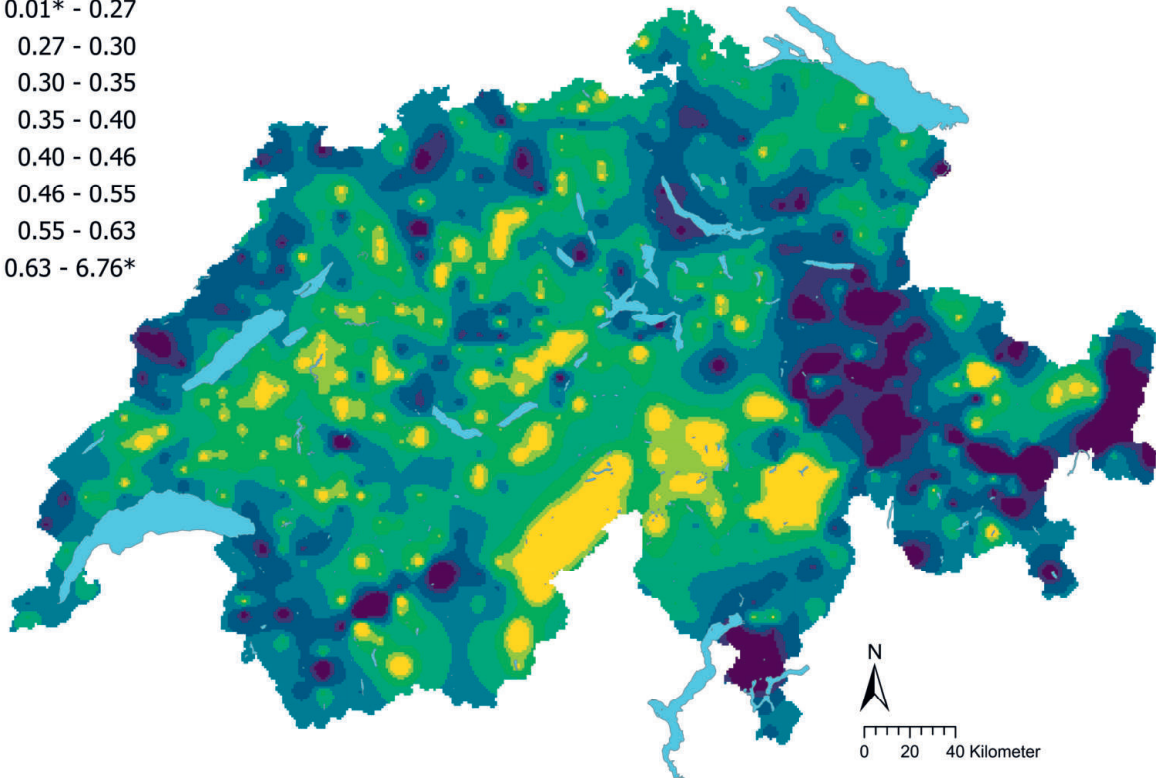


Abbildung 9 | Räumliche Verteilung der Antimon-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Antimon (mg/kg)



Antimon Variationskoeffizient (%)

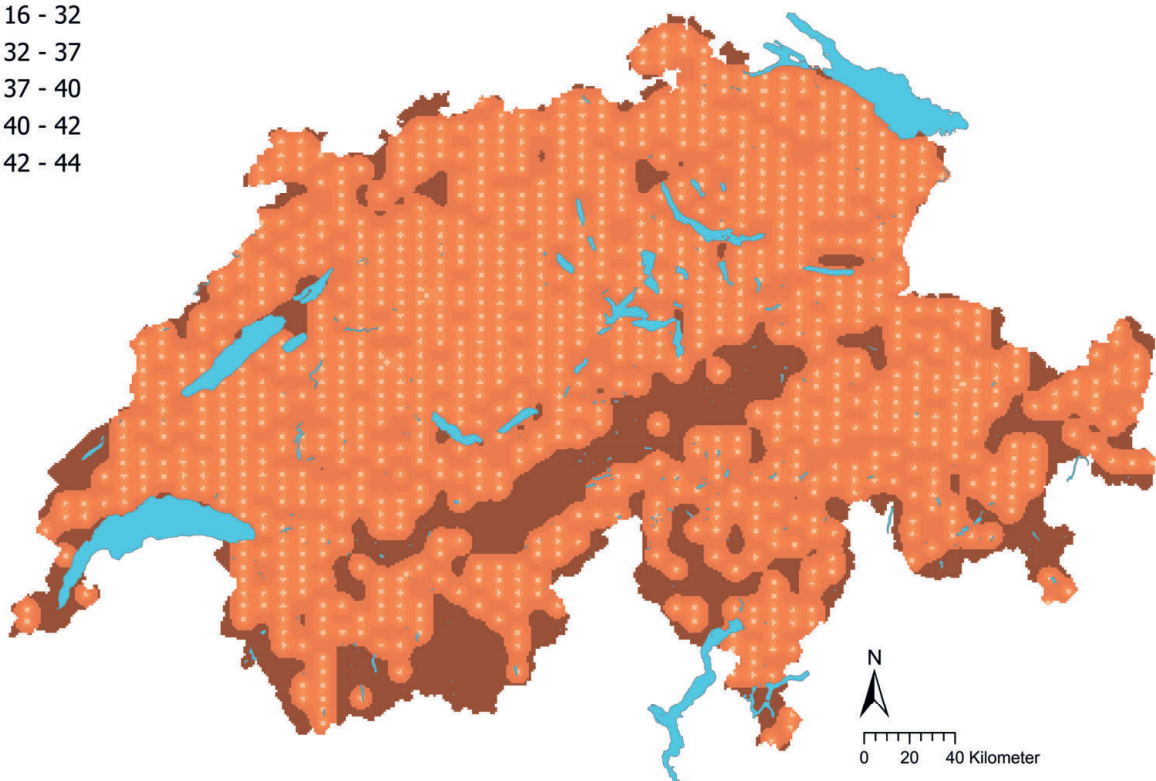
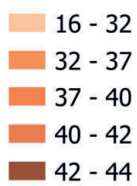


Abbildung 10 | Interpolierte Antimon-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und der Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.2 Arsen (As)

Arsen ist ein Halbmetall und befindet sich wie Antimon in der 15. Gruppe des Periodensystems. Der durchschnittliche Gehalt von Arsen in der Erdkruste beträgt 2–5 mg/kg (Tamaki & Frankenberger, 1992). Das Haupterz von Arsen ist Arsenopyrit (FeAs₂), dessen Vorkommen in der Schweiz hauptsächlich im Wallis, in Graubünden und im Tessin dokumentiert ist (Pfeifer *et al.*, 2010). Erhöhte Arsen-Konzentrationen weisen zudem tonreiche Gesteine, sedimentäre Eisenerze, Kohlen sowie Torf- und Moorablagerungen auf (NEROS, 2019). Im Jura kommen hohe Arsen-Konzentrationen in eisenhaltigen Kalksteinen und Tonen vor (Pfeifer *et al.*, 2010). Diese hohen geogenen Arsen-Konzentrationen könnten sich stellenweise im Oberboden manifestieren (Abbildung 13).

Nebst der Verwitterung von arsenhaltigen Gesteinen und Verlagerungen durch hydrothermale Prozesse (Pfeifer *et al.*, 2010) können anthropogene Einträge zu einer Akkumulation von Arsen in Böden führen. Dazu zählen Schmelzprozesse von arsenhaltigen Erzen, die Kohleverbrennung und landwirtschaftliche Einträge durch Düngemittel, Insektizide, Herbizide, Fungizide, Nutztierfuttermittel, Konservierungsstoffe für Holz, antibakterielle Behandlungsmittel und Mittel zur Entwurmung (Arai, 2010; Sheppard *et al.*, 2009).

Ähnlich wie bei Antimon wird die Mobilität von Arsen im Boden zu einem Grossteil von den vorherrschenden Redoxbedingungen bestimmt. Wie stark Arsen im Boden gebunden wird, wird von der Präsenz von Eisen- und Aluminiumoxiden, Tonmineralen und dem Calciumgehalt im Boden beeinflusst (Arai, 2010). Zudem ist die Sorption von Arsen im Boden vom pH-Wert abhängig; die Adsorption des Oxyanions Arsenat an Oxidoberflächen, z. B. Eisenoxid, nimmt mit zunehmendem pH-Wert ab (Amelung *et al.*, 2018c). Bei den Korrelationsanalysen ist keine Korrelation zwischen den Arsen-Konzentrationen und dem pH-Wert erkennbar, jedoch ist eine schwache Korrelation mit den Eisen-Konzentrationen vorhanden (Kapitel 6.1). Die erwähnte biogeochemische Ähnlichkeit von Arsen zu Antimon widerspiegelt sich ebenfalls in der Faktorenanalyse, bei der diese zwei Elemente nahe zusammenliegen (Kapitel 6.2).

Die gemessenen Arsen-Konzentrationen in den Oberböden folgen einer für geochemische Elemente typischen unimodalen, rechtsschiefen, logarithmischen Normalverteilung (Abbildung 11). Hinsichtlich räumlicher Verteilung sind hohe Werte gehäuft im östlichen Jura sowie im Engadin gemessen worden. In diesen Gebieten befindet sich auch die Mehrheit der 48 Standorte, welche Konzentrationen ausserhalb des TIF-Werts aufweisen und somit als Ausreisser gelten. Starke Anreicherungen von Arsen im Boden sind in der Schweiz bei ehemaligen Erzabbaustellen, beispielsweise in der Region Buus (BL) oder im Malcantone (TI) bekannt (AUE & Schmutz, 2016; NEROS, 2019). Diese Regionen weisen auch im vorliegenden Datensatz erhöhte Konzentrationen auf. Auf der Alpensüdseite sowie im westlichen Mittelland sind die Arsen-Gehalte der Oberböden im Vergleich zu den anderen Regionen tief (Abbildung 13). Für Ackerflächen wurden im Vergleich zu anderen Landnutzungen keine erhöhten Arsen-Konzentrationen gemessen. In Oberböden unter Wiesen und Weiden sind die Arsen-Konzentrationen signifikant höher als unter Wald (Abbildung 12).

Arsen, vor allem in anorganischer Form, kann sowohl auf Menschen und Tiere als auch auf Pflanzen bereits in geringen Mengen toxisch wirken, wobei die langfristige Exposition (chronische Toxizität) entscheidender ist als die akute Toxizität (NEROS, 2019; Tamaki & Frankenberger, 1992). Gemäss den von Eikmann *et al.* (1993) definierten Orientierungswerten für potentiell schädliche Substanzen liegt der Prüfwert von Arsen für Gärten und landwirtschaftliche Nutzflächen bei 40 mg/kg, analog dem TIF-Schwellenwert. Der Eingreifwert von 80 mg/kg, welcher von Mailänder & Hämman (2005) als Sanierungswert-Äquivalent gemäss VBBo definiert wurde, wird an 17 Standorten überschritten.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Arsen	As	33	7.9 mg/kg	2.7 mg/kg	35.2 mg/kg

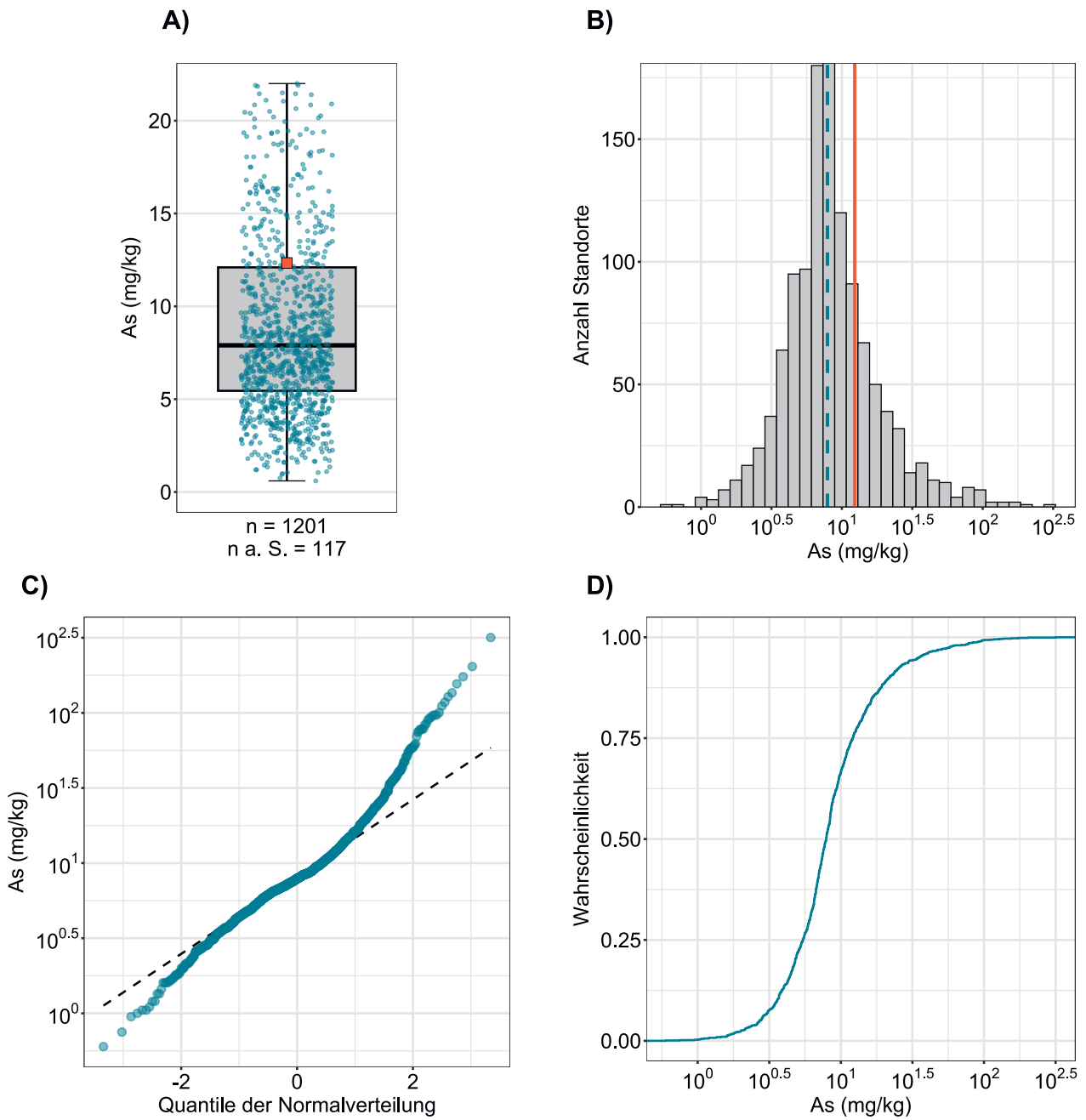


Abbildung 11 | Verteilung der Arsenkonzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

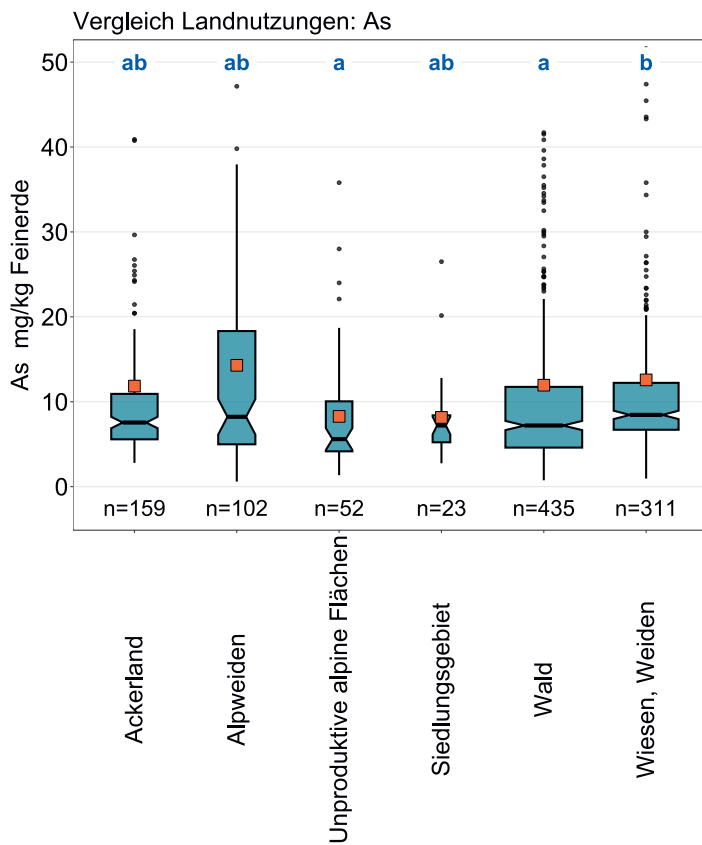
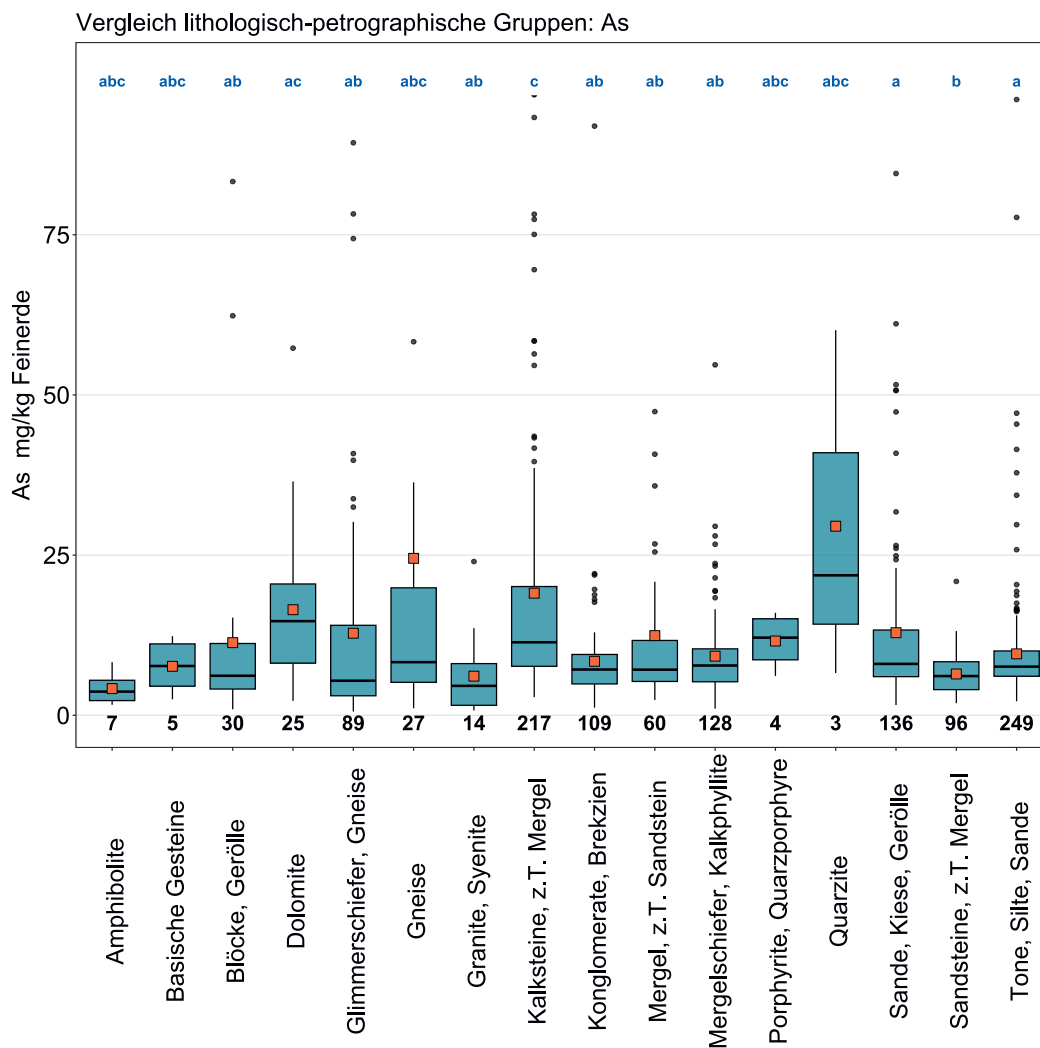


Abbildung 12 | Vergleich der Arsen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächen-nahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Arsen (mg/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 2.7
- 2.7 - 3.6
- 3.6 - 5.5
- 5.5 - 7.9
- 7.9 - 12.1
- 12.1 - 21.9
- 21.9 - 35.2
- 35.2 - 317.4
- ≥ 40.0 (TIF)

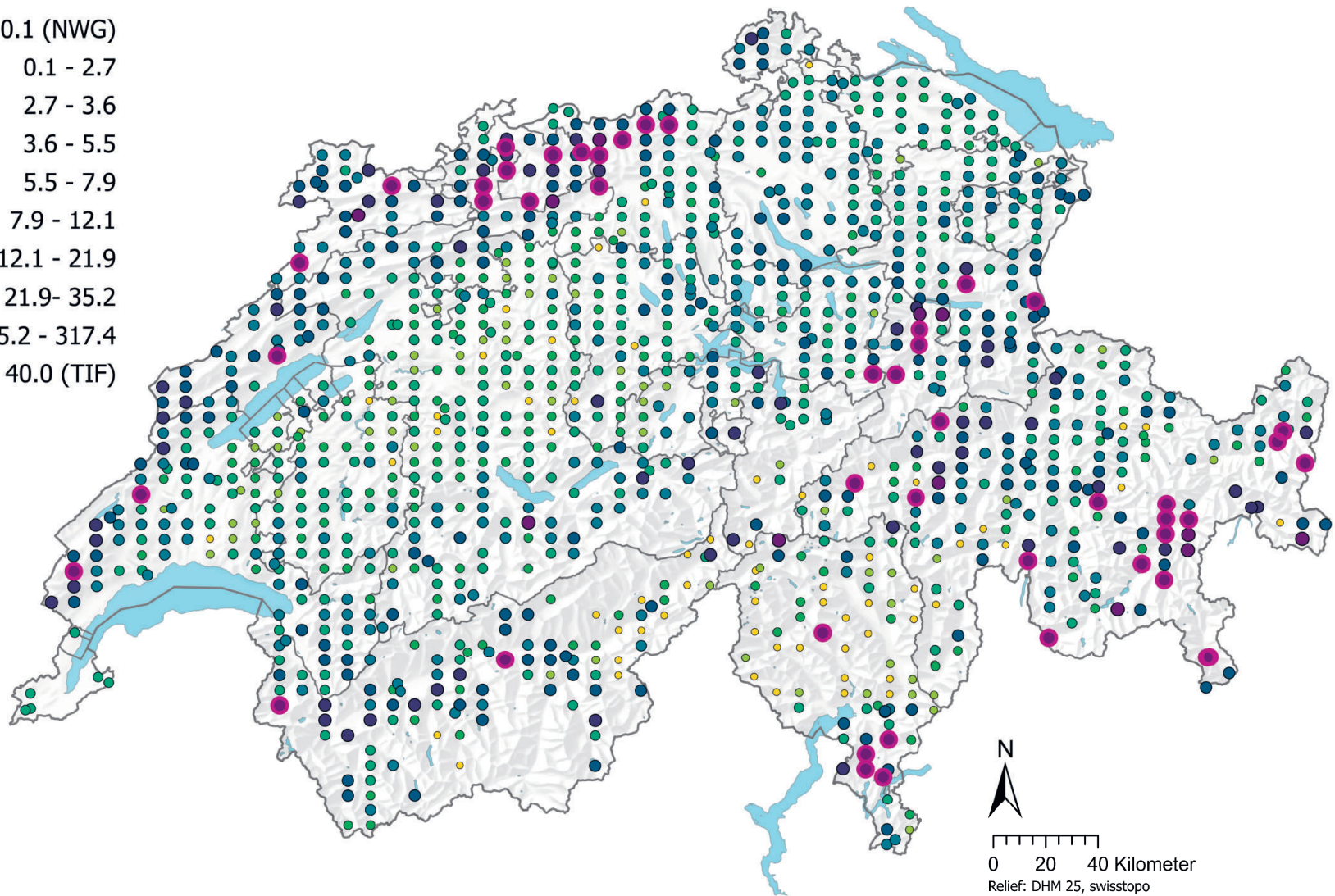
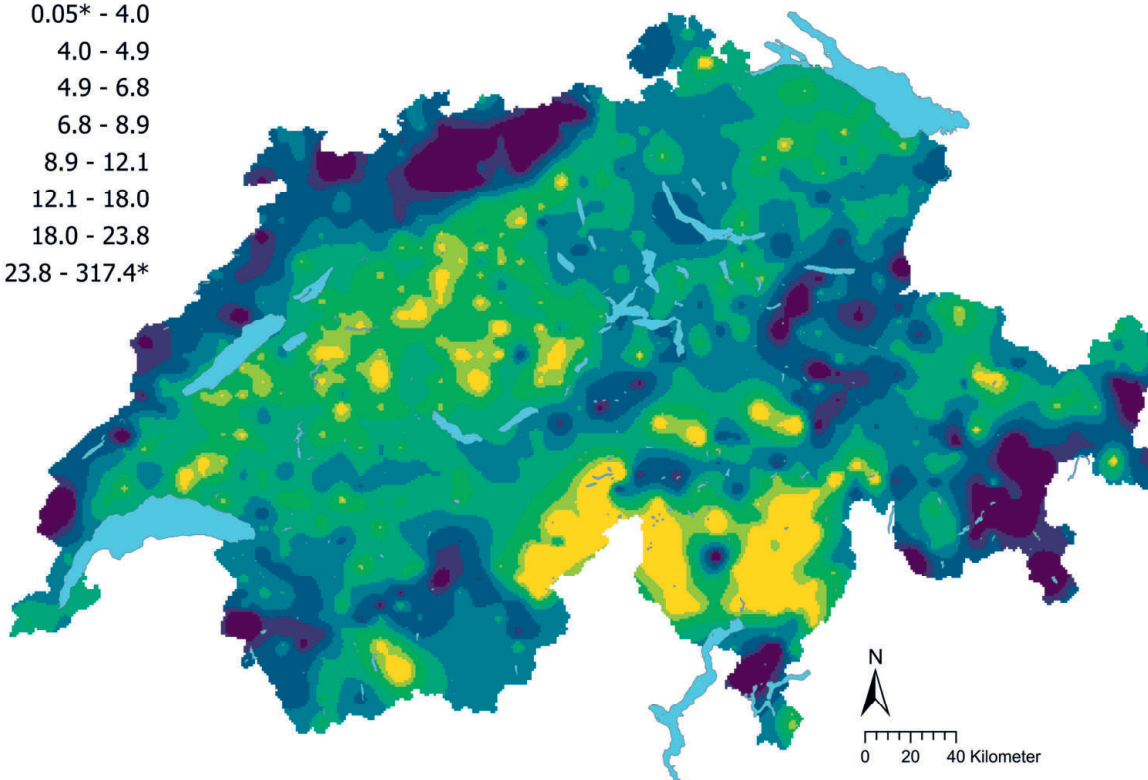
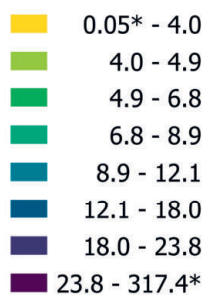


Abbildung 13 | Räumliche Verteilung der Arsen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Arsen (mg/kg)



Arsen Variationskoeffizient (%)

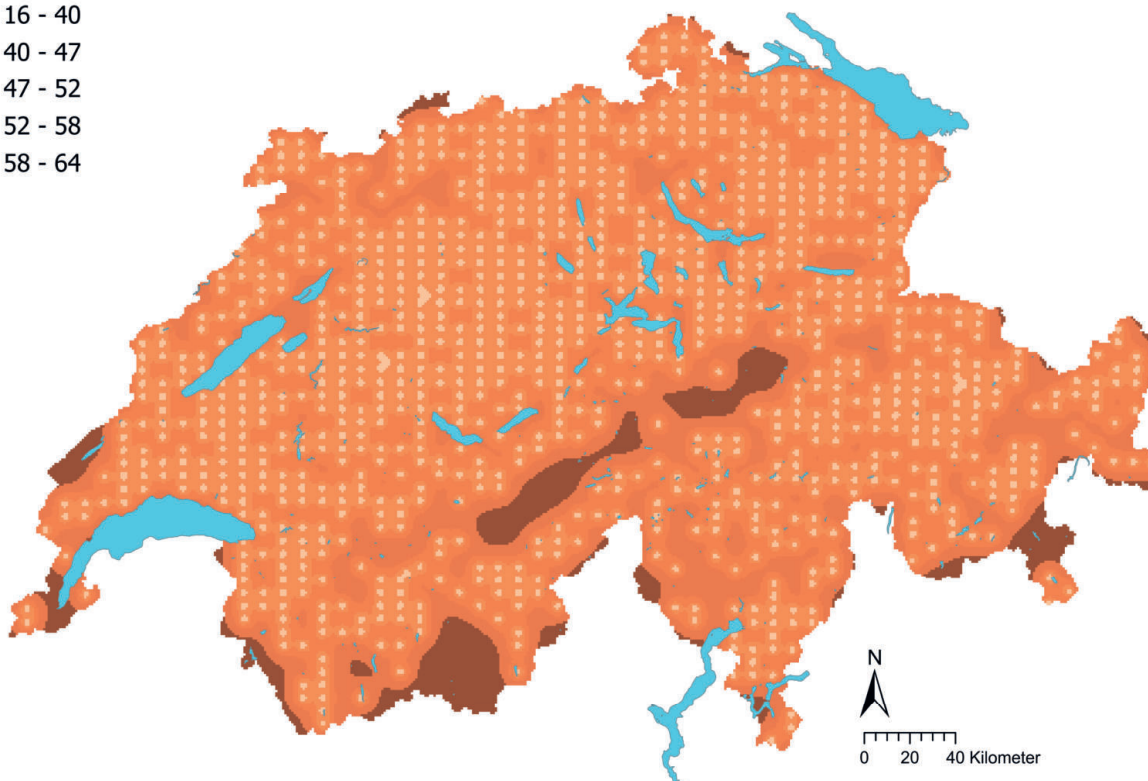
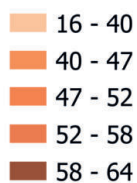


Abbildung 14 | Interpolierte Arsen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und der Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.3 Blei (Pb)

Blei liegt in der 14. Hauptgruppe des Periodensystems und gilt aufgrund seiner hohen Dichte als Schwermetall. Das Sulfid Galenit (PbS), auch unter dem Namen Bleiglanz bekannt, ist das Hauptmineral von Blei (Hough, 2010). Das Element kommt jedoch auch in Mineralen wie Feldspäten, Glimmer und Magnetiten in Spuren vor (Reimann *et al.*, 2014). Hohe Bleigehalte sind in granitischen Gesteinen und in Sedimentgesteinen mit hohen Gehalten an Tonmineralen, Sulfiden, organischem Kohlenstoff sowie in feldspat- und glimmerreichen Sandsteinen zu erwarten (Tuchschmid, 1995). Obwohl gemäss Tuchschmid (1995) Karbonatgesteine vergleichsweise tiefe Blei-Konzentrationen aufweisen, wurden in den Oberbodenproben, welche der Hauptgruppe der Kalksteine zugeordnet werden, im Vergleich zu anderen lithologisch-petrographischen Gruppen signifikant höhere Konzentrationen gemessen (Abbildung 16). Der Median der Blei-Konzentrationen liegt bei 24 mg/kg (Tabelle 2) und somit höher als typische Gehalte (50 % der Messdaten, 6.8–22.9 mg/kg) gemessen von Tuchschmid (1995) in den verschiedenen geochemischen Fazies und Lithofazies bodenbildender Gesteine der Schweiz.

Aufgrund seiner einfachen Gewinnung und Bearbeitung infolge des relativ tiefen Schmelzpunktes von 327.5°C wurde Blei schon vor über 5500 Jahren genutzt, zunächst in Rohren, als Pigment und in der Glasherstellung, heute als Bestandteil von Batterien (Reimann *et al.*, 2014). Bis zum Verbot im Jahr 2000 wurde Motorenbenzin Blei beige-mischt, daher gilt das Element als Leitschadstoff in Böden entlang von Strassen (AGIR, 2020). Standorte entlang von Strassen wurden ausgeschlossen, an den übrigen Standorten wurde keine Korrelationen der Blei-Konzentrationen mit Parametern zur Approximation der atmosphärischen Deposition festgestellt (Kapitel 6.1). Die Blei-Konzentrationen korrelieren hingegen schwach mit den Cadmium- und Quecksilber-Konzentrationen ($R^2 = 0.57$ resp. $R^2 = 0.59$), was auf ähnliche Quellen hindeuten könnte. Standorte, bei denen Blei-Konzentrationen über dem TIF-Wert gemessen wurden, treten gehäuft auf der Alpensüdseite und im westlichen Jura sowie an einzelnen Standorten in den Alpen auf (Abbildung 17). Oberböden im westlichen Mittelland und im Wallis enthalten vergleichsweise tiefe Blei-Konzentrationen.

Wälder, Wiesen und Weiden weisen signifikant höhere Bleigehalte auf als Ackerstandorte (Abbildung 16). Im Europäischen Geochemischen Atlas wurden ebenfalls höhere Blei-Konzentrationen an Graslandstandorten im Vergleich zu Ackerstandorten gemessen (Median: 18 mg/kg resp. 16 mg/kg), mit der möglichen Begründung, dass die Proben der Graslandstandorte höhere Gehalte an totalem organischem Kohlenstoff (TOC) aufweisen (Reimann *et al.*, 2014). Die Daten des Geochemischen Bodenatlas der Schweiz korrelieren jedoch nur schwach mit dem TOC ($R^2 = 0.47$, Kapitel 3.4.2). An den Standorten der NABO wurde im Zeitraum von 1985 bis 2009 eine allgemeine Abnahme der Blei-Konzentrationen in allen untersuchten Landnutzungen beobachtet (Gubler *et al.*, 2015). Als Gründe für diese Abnahme vermuteten die Autoren einerseits einen verminderten Eintrag über die Luft aufgrund des Verbots von Blei in Benzin, andererseits eine Durchmischung der Bodenschichten und somit Verdünnung der Blei-Konzentrationen.

Blei gilt als höchst toxisch für Menschen und Wasserorganismen (Reimann *et al.*, 2014). Der von Eikmann *et al.* (1993) definierte Toleranzwert liegt bei 500 mg/kg für landwirtschaftliche Nutzflächen. Dieser Wert wird an einem Standort überschritten. Im Boden ist meist nur ein kleiner Teil der totalen Blei-Konzentration bioverfügbar, ein Grossteil befindet sich meist nicht in Lösung, sondern ist adsorbiert oder ausgefällt (Hough, 2010).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Blei	Pb	82	24.2 mg/kg	13.1 mg/kg	52.4 mg/kg

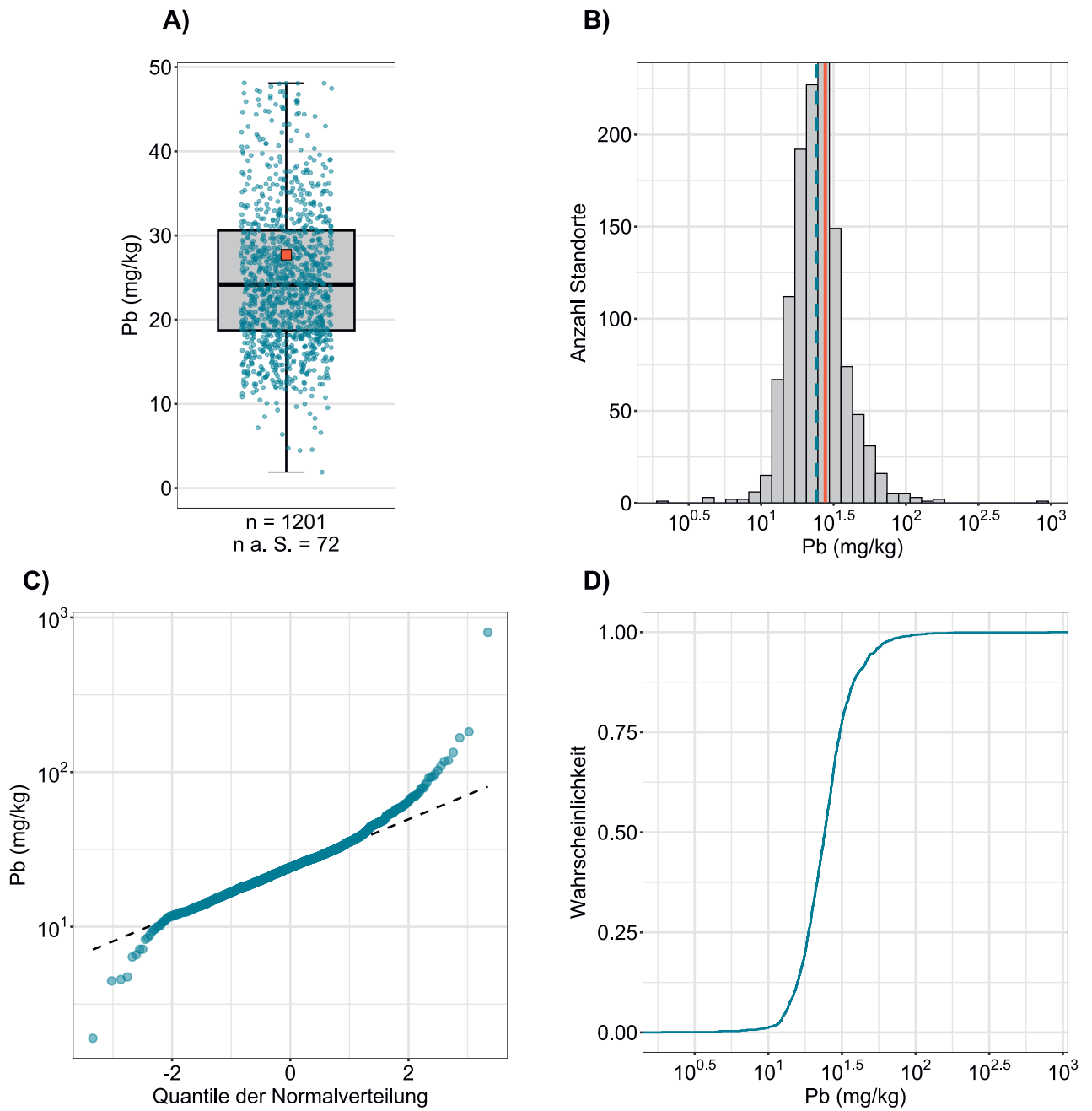


Abbildung 15 | Verteilung der Blei-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

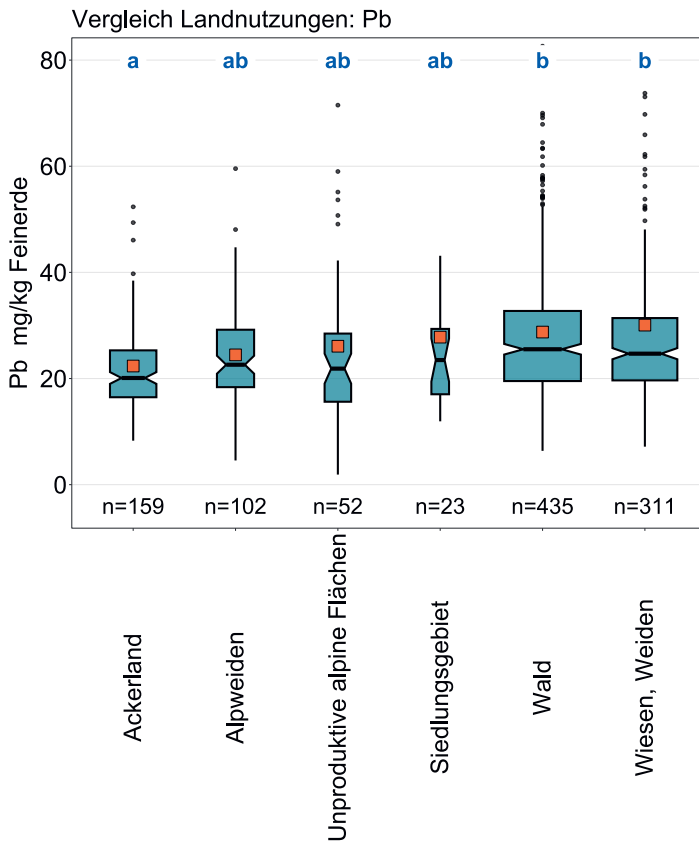
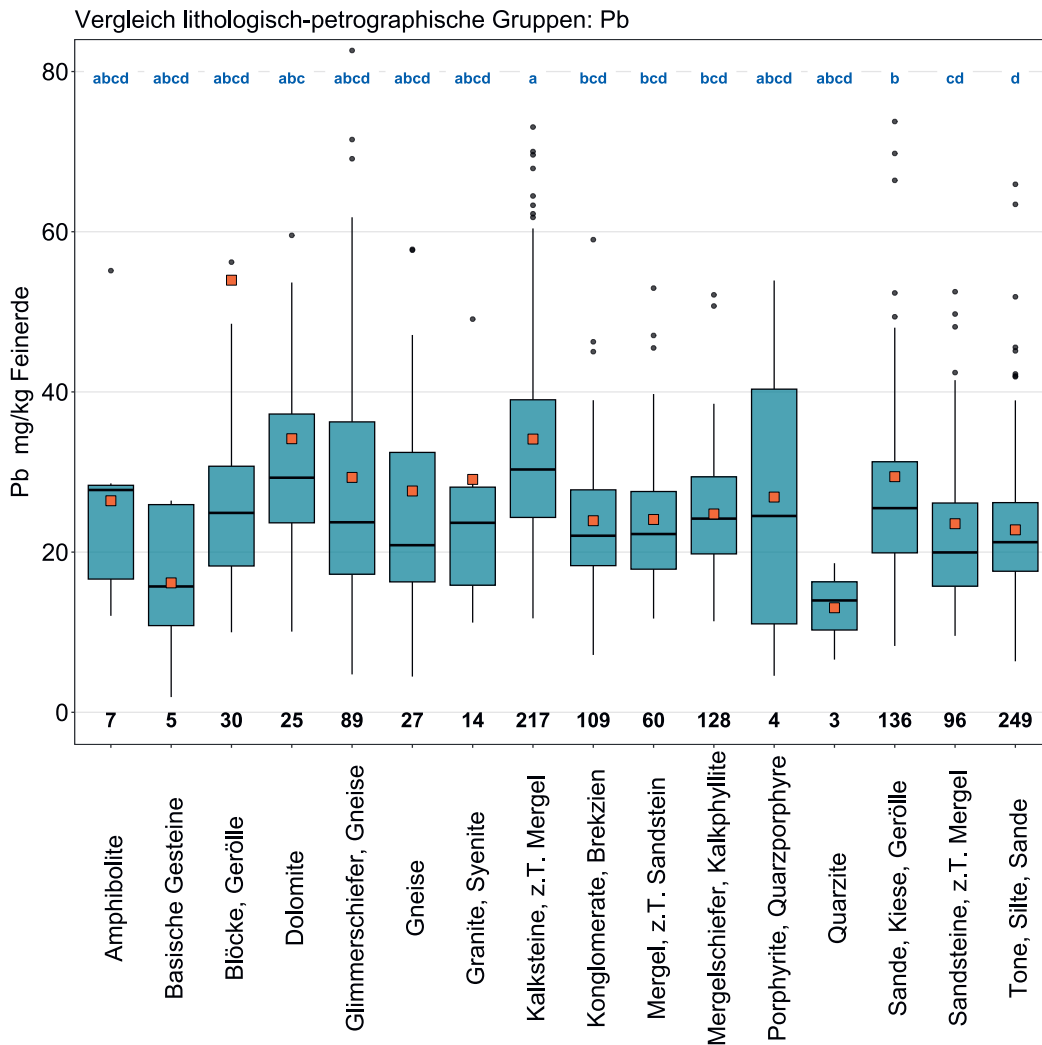


Abbildung 16 | Vergleich der Blei-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Blei (mg/kg)

- ≤ 0.01 (NWG)
- 0.01 - 13.1
- 13.1 - 15.0
- 15.0 - 18.7
- 18.7 - 24.2
- 24.2 - 30.6
- 30.6 - 41.3
- 41.3 - 52.4
- 52.4 - 800.8
- ≥ 63.8 (TIF)

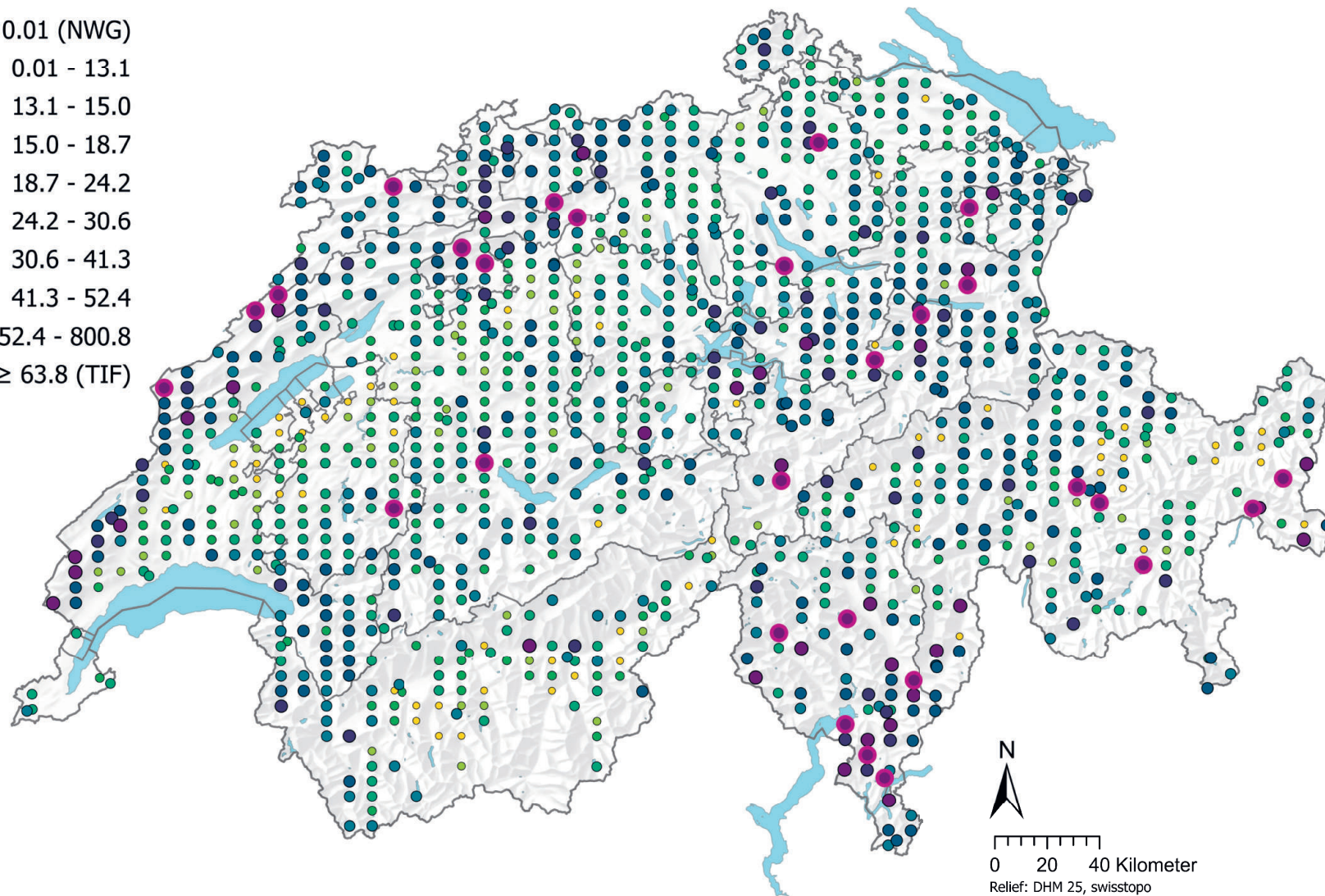
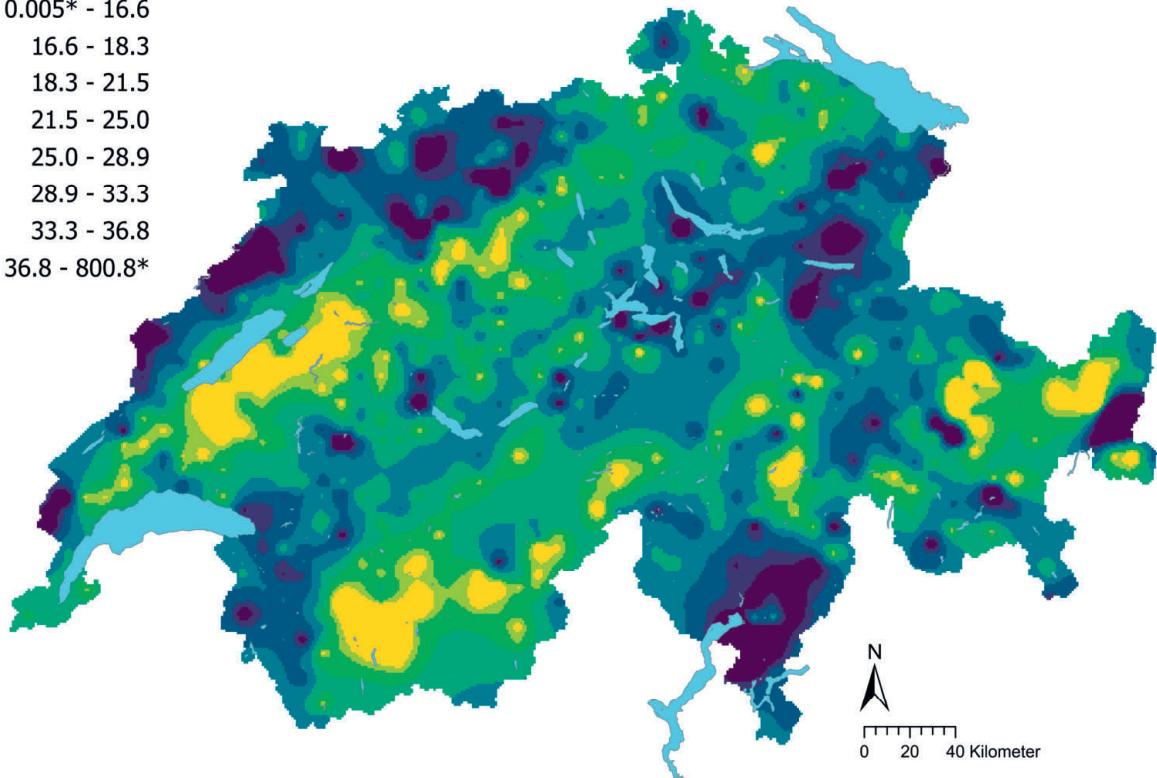
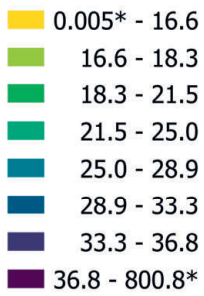


Abbildung 17 | Räumliche Verteilung der Blei-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Blei (mg/kg)



Blei Variationskoeffizient (%)

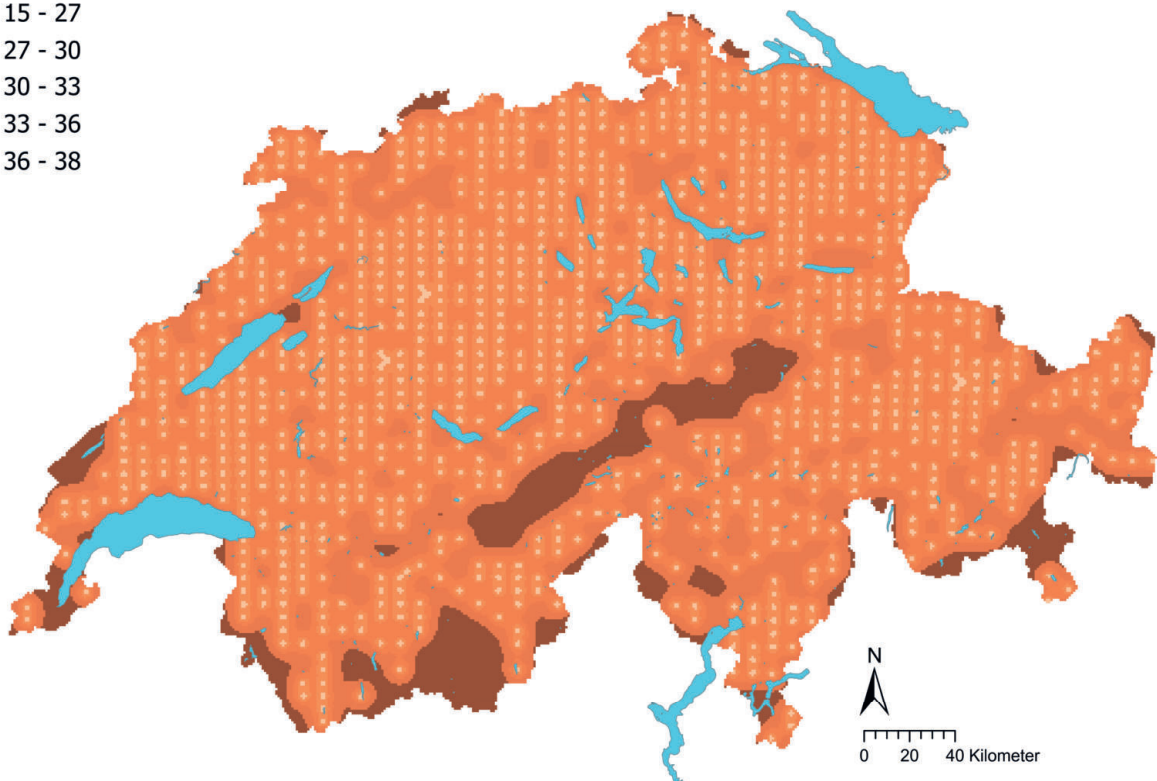
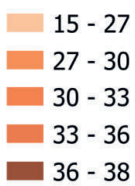


Abbildung 18 | Interpolierte Blei-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und der Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.4 Cadmium (Cd)

Cadmium ist ein Metall der zwölften Hauptgruppe. Die Hauptminerale von Cadmium (z. B. Greenockit) sind selten, das Element tritt jedoch in Spuren in Eisen-Magnesium-Silikaten (z. B. Amphibolen und Biotiten), in Eisen-Oxiden (Magnetit) und in Zink-Erzmineralen (Sphalerit) auf (Tuchschmid, 1995). Die geochemischen Eigenschaften und das mineralogische Vorkommen von Cadmium sind sehr eng mit Zink verknüpft (Tuchschmid, 1995). Die beiden Elemente weisen ebenfalls ähnliche Eigenschaften im Boden und in der Pflanzenaufnahme auf (Chaney, 2010; Khan *et al.*, 2014). Diese Verknüpfung könnte sich in der (allerdings schwachen) Korrelation der gemessenen Cadmium- und Zink-Konzentrationen widerspiegeln ($R^2 = 0.65$, Kapitel 6.1).

Im Boden kann Cadmium insbesondere bei oxidierenden Bedingungen und einem pH-Wert unter 8 mobil sein, das Cd^{2+} -Ion tendiert jedoch, an Tonmineralen und der organischen Bodensubstanz zu adsorbieren oder mit Eisen- und Mangan-Hydroxiden zu komplexieren (Reimann *et al.*, 2014). Die Cadmium-Konzentrationen sind in Proben des Oberbodens, welche der Gruppe der Kalksteine zugeordnet werden, gegenüber den anderen Gruppen deutlich erhöht (Abbildung 20). Dies könnte einerseits mit dem geogenen Vorhandensein von Cadmium in Kalksteinen (verzte Kalksteine; Tuchschmid, 1995) begründet werden, andererseits mit den im Vergleich zu Silikaten rascheren Verwitterungsprozessen der Kalksteine, was zu einer Akkumulation von Cadmium im Boden führen kann (Quezada-Hinojosa *et al.*, 2015). Zudem kann Cadmium bei pH-Werten über 8 mit Carbonaten ausfallen (Reimann *et al.*, 2014). Bei der Verwitterung der Kalksteine ist ebenfalls eine Anreicherung von Tonmineralen möglich, welche wiederum freigesetzte Cadmium-Ionen durch Sorptionsprozesse immobilisieren. Ein Indiz für die Sorption von Cadmium an Tonmineralen könnte die schwach negative Korrelation mit dem Sandgehalt bei gleichzeitiger schwach positiver Korrelation der Cadmium-Konzentrationen mit dem Tongehalt ($R^2 = 0.55$, Kapitel 6.1) sein. Nebst der Akkumulation durch Verwitterungsprozesse kann sich Cadmium im Boden durch Düngung und atmosphärische Einträge (z. B. Kohleverbrennung) anreichern (Imseng *et al.*, 2018; Keller & Schulin, 2003; Wiggenhauser *et al.*, 2019). Die gemessenen Cadmium-Konzentrationen sind in Wiesen und Weiden gegenüber anderen Landnutzungen signifikant erhöht (Abbildung 20). In der Studie von Bigalke *et al.* (2017) wurden aber keine signifikanten Unterschiede in den Cadmium-Konzentrationen zwischen Ackerstandorten und Graslandstandorten festgestellt. Die Autoren führten dies darauf zurück, dass eine Cadmium-Akkumulation auf Ackerstandorten aufgrund von mineralischen Phosphordüngern durch andere Einträge (Hofdünger, Klärschlammasche und atmosphärische Deposition) sowie durch den Austrag mit der Ernte und dem Landmanagement maskiert wird.

Mit einem Median von 0.24 mg/kg (Tabelle 2) liegen die Cadmium-Gehalte in den Oberböden leicht über den typischen Gehalten von bodenbildenden Gesteinen (0.06–0.23 mg/kg) sowie über typischen, hypothetischen Gehalten für decarbonatisierte Böden über Kalksteinen (0.3–0.7 mg/kg; Tuchschmid, 1995). Im europäischen Vergleich ist der Median der Cadmium-Konzentrationen in den Oberböden der Schweiz leicht höher als die von Reimann *et al.* (2014) dokumentierten Mediane in Ackerböden (0.18 mg/kg) und Graslandstandorten (0.20 mg/kg). Die räumliche Verteilung der Cadmium-Gehalte ist in den Oberböden des Juras höher als in 95 % der übrigen Standorte und überschreiten Konzentrationen von 1 mg/kg (Abbildung 21). Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass sich im Jura Cadmium vermutlich aufgrund von Verwitterungsprozessen von Kalksteinen in den Oberböden akkumuliert. Im Mittelland sind die Cadmium-Konzentrationen vergleichsweise tief.

Der von Eikmann *et al.* (1993) definierte Toleranzwert für landwirtschaftliche Nutzflächen liegt bei 2 mg/kg. Dieser Wert wird an 12 Standorten überschritten.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Cadmium	Cd	48	0.24 mg/kg	0.07 mg/kg	1.04 mg/kg

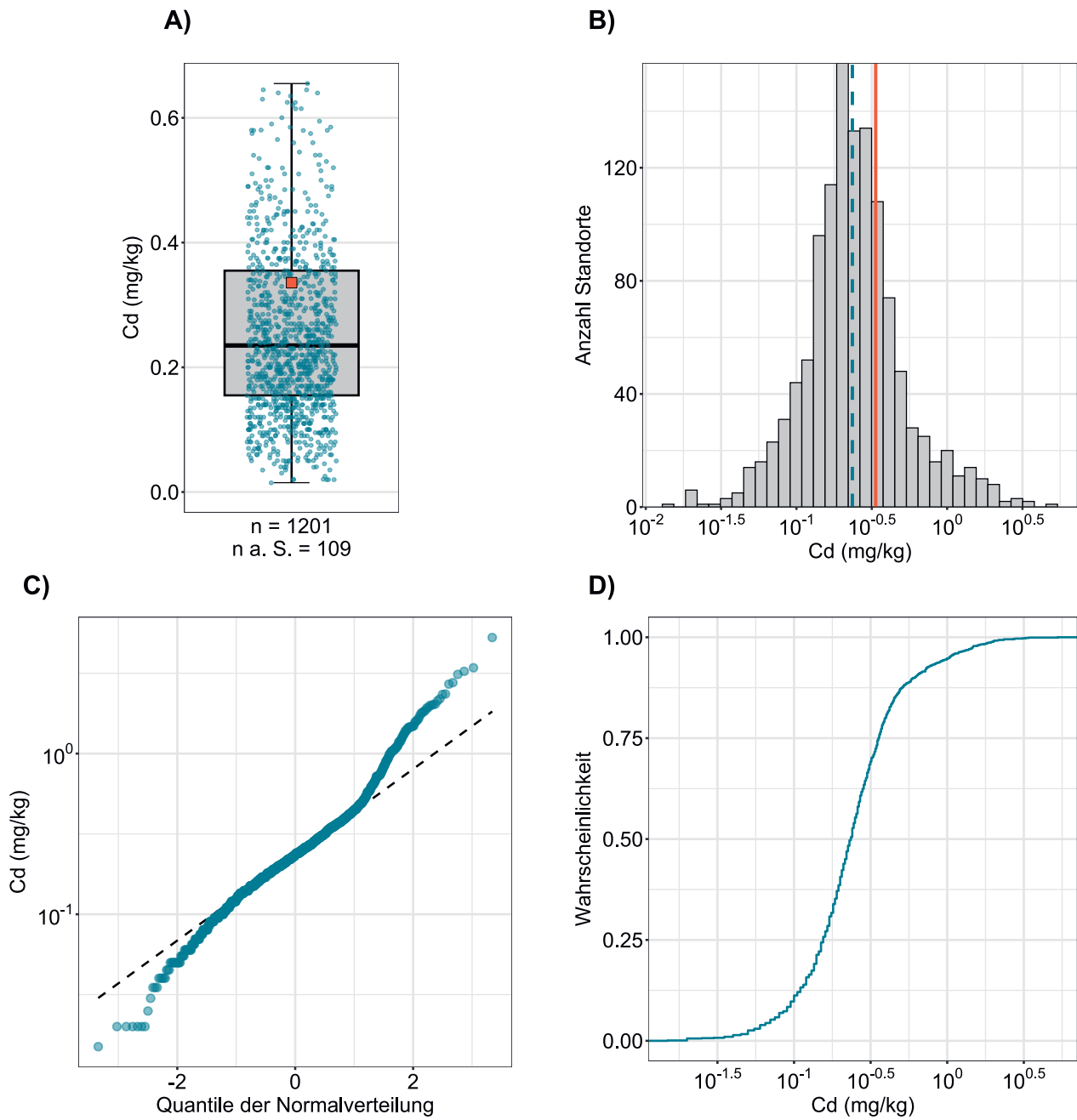


Abbildung 19 | Verteilung der Cadmium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

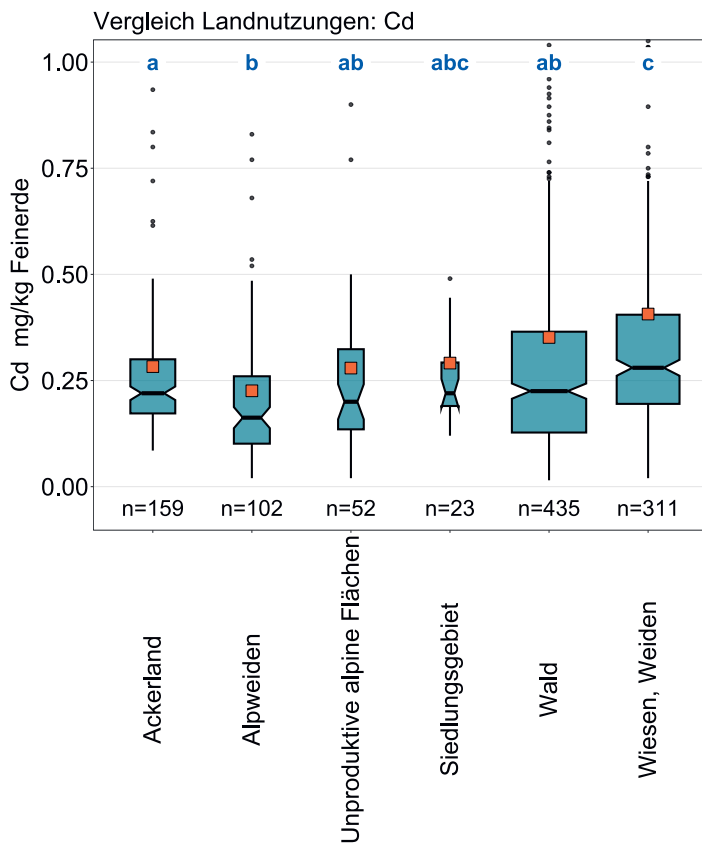
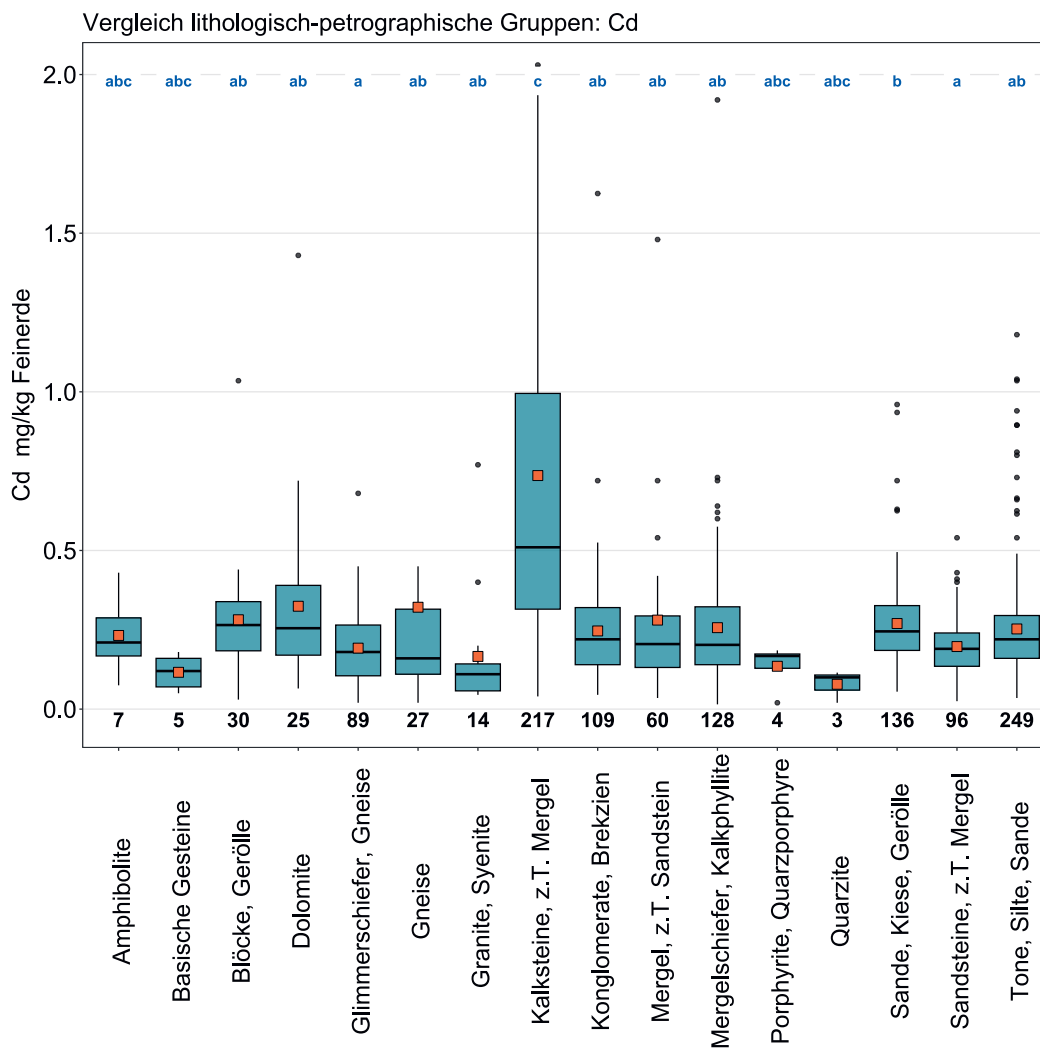


Abbildung 20 | Vergleich der Cadmium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächen-nahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Cadmium (mg/kg)

- ≤ 0.01 (NWG)
- 0.01 - 0.07
- 0.07 - 0.10
- 0.10 - 0.16
- 0.16 - 0.24
- 0.24 - 0.36
- 0.36 - 0.62
- 0.62 - 1.04
- 1.04 - 5.28
- ≥ 1.23 (TIF)

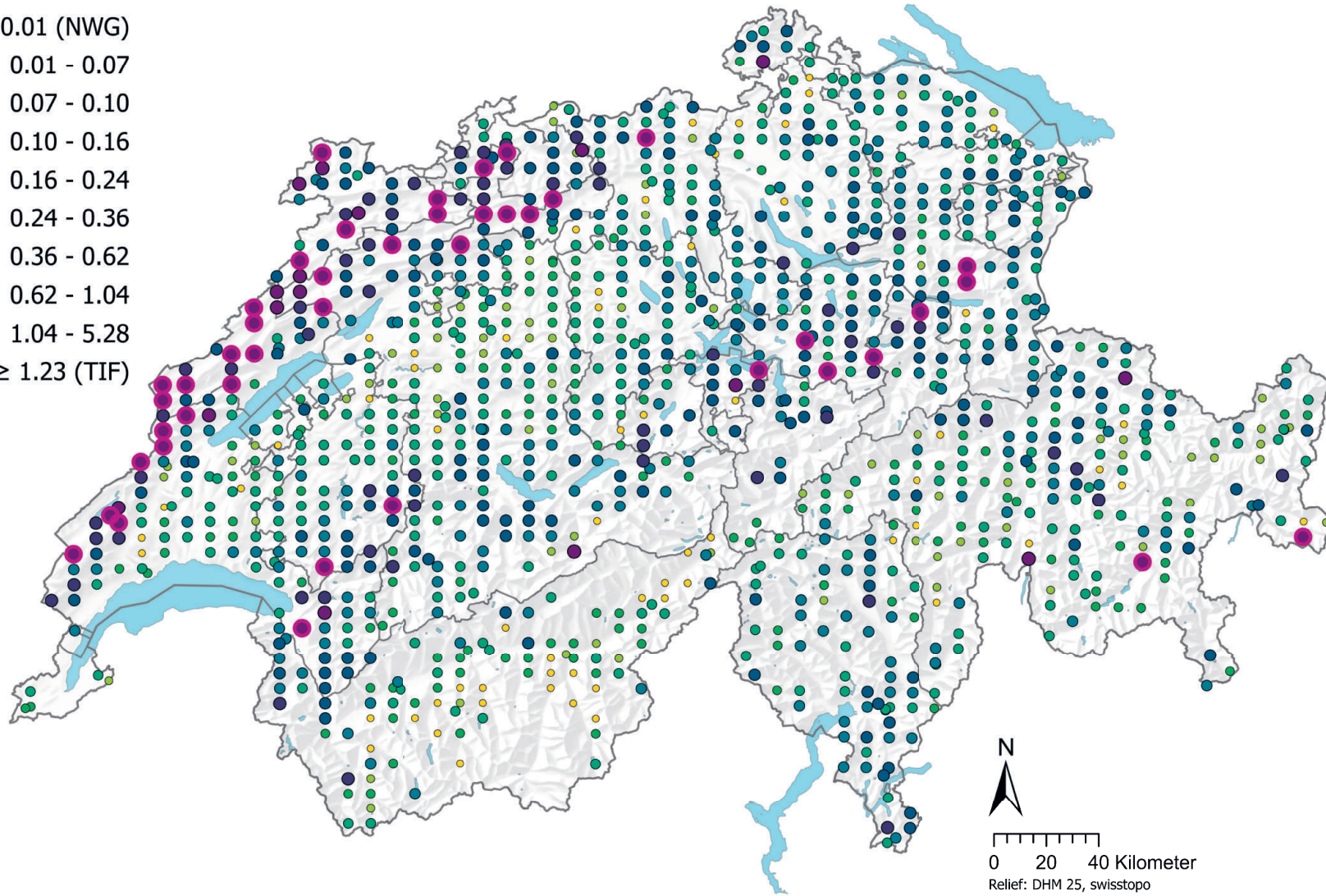
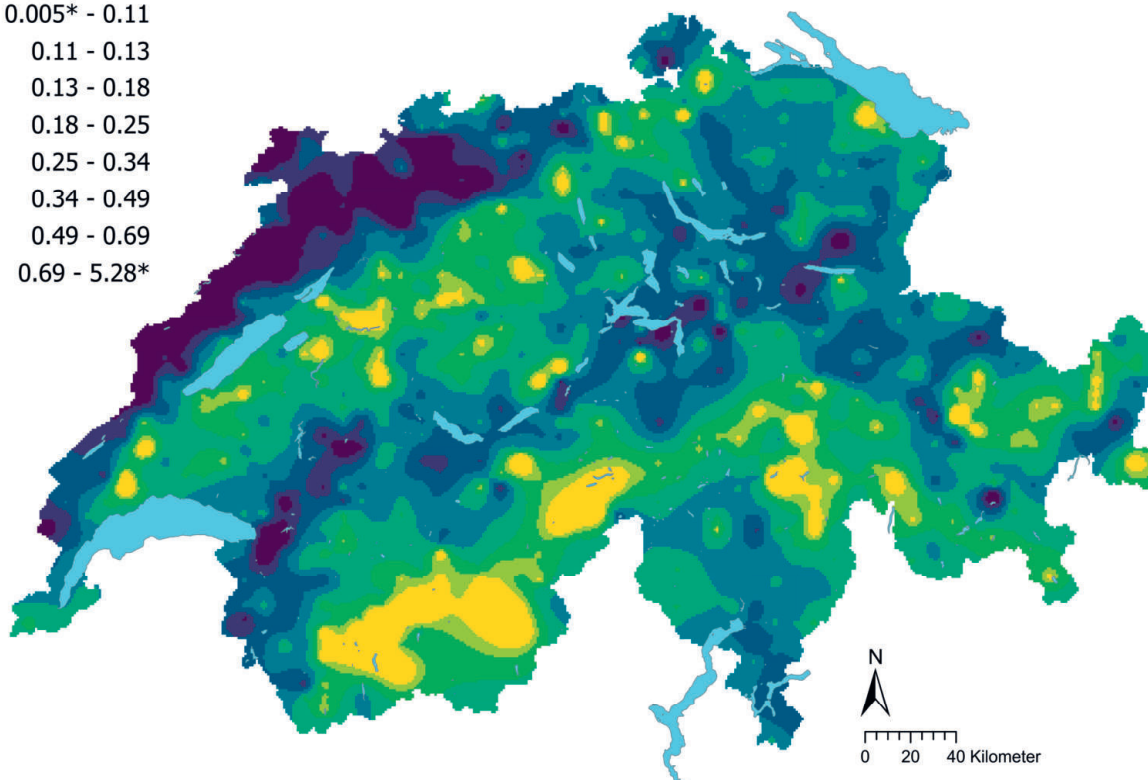


Abbildung 21 | Räumliche Verteilung der Cadmium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Cadmium (mg/kg)

- 0.005* - 0.11
- 0.11 - 0.13
- 0.13 - 0.18
- 0.18 - 0.25
- 0.25 - 0.34
- 0.34 - 0.49
- 0.49 - 0.69
- 0.69 - 5.28*



Cadmium Variationskoeffizient (%)

- 23 - 47
- 47 - 55
- 55 - 62
- 62 - 70
- 70 - 81

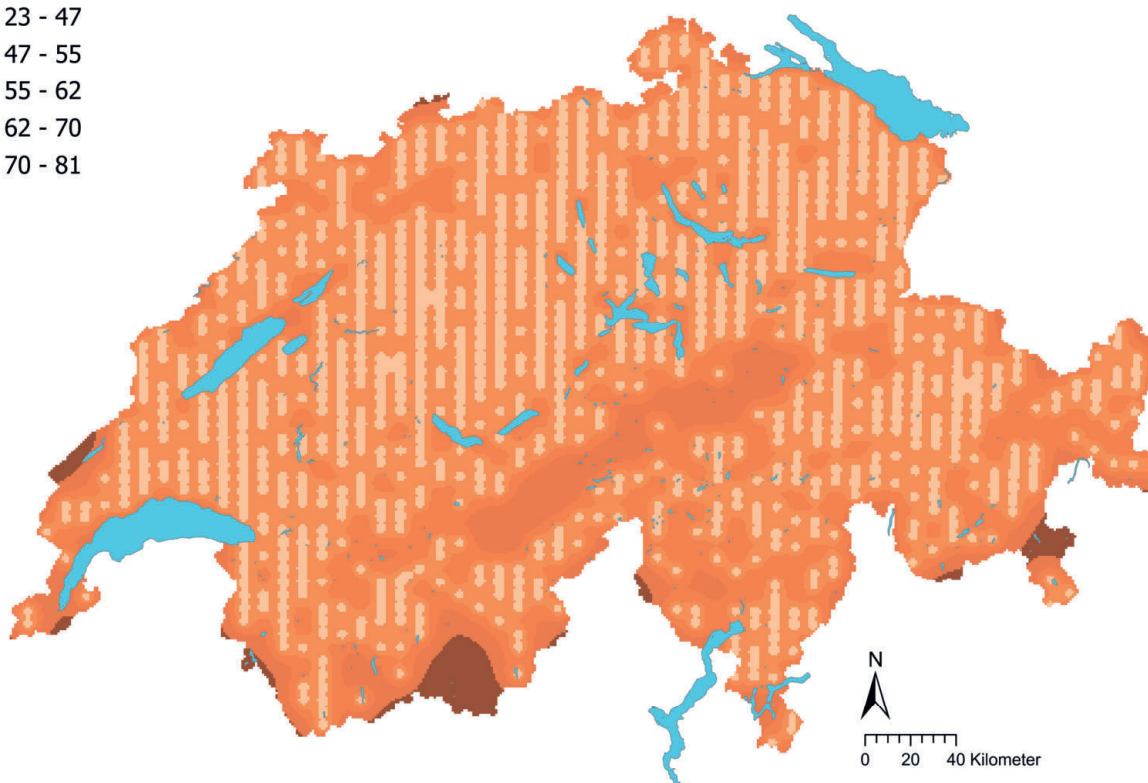


Abbildung 22 | Interpolierte Cadmium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und der Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.5 Calcium (Ca)

Calcium ist ein essentielles Erdalkalimetall der zweiten Hauptgruppe und weist einen Massenanteil von 3.4 % in der Erdhülle (Erdkruste + Atmosphäre + Hydrosphäre) auf (Fluck & Heumann, 2017). In der Erdkruste ist Calcium das fünfthäufigste Element und wichtiger Bestandteil von Mineralen, z. B. von Calcit (CaCO_3), Gips (CaSO_4) und Dolomit ($\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$), welche im Vergleich zu anderen Mineralen rasch verwittern (Reimann *et al.*, 2014). Das häufige Auftreten von Calcium in Carbonatgesteinen widerspiegelt sich ebenfalls in den erhöhten Calcium-Konzentrationen in Oberböden auf Kalksteinen und Dolomiten (Abbildung 24). Die heterogene Gruppe der Sande, Kiese und Gerölle, welche ein Gemisch aller möglichen Gesteine und Minerale repräsentiert, weist ebenfalls einen hohen Gehalt an Calcium auf.

Die pH-abhängige Verwitterung von Calciumcarbonaten und anderen Calcium-haltigen Mineralen setzt hauptsächlich Ca^{2+} -Ionen frei, welche im Boden in austauschbarer Form gebunden werden (Amelung *et al.*, 2018b). Dementsprechend korrelieren die Calcium-Konzentrationen stark mit den gemessenen Gehalten von Calcium-Carbonaten und dem pH-Wert ($R^2 > 0.9$, Kapitel 3.4.2), was sich auch in der Gruppierung dieser drei Parameter in der Faktorenanalyse zeigt (Kapitel 3.4.3.). Zwei wichtige Funktionen von Ca^{2+} im Boden sind der Beitrag zur Stabilisierung von Bodenaggregaten in gebundener Form an Tonmineralen und die Beeinflussung der Konzentrationen von Spurenelementen in der Bodenlösung (Amelung *et al.*, 2018b; Reimann *et al.*, 2014). Die Calcium-Konzentrationen korrelieren schwach mit den Cadmium-Konzentrationen ($R^2 = 0.54$, Kapitel 6.1), was einerseits auf die Verwitterungsprozesse von Kalksteinen und die resultierende Co-Akkumulation von Cadmium und Calcium im Boden zurückgeführt werden könnte, andererseits auf den Austausch zwischen den Kationen Ca^{2+} und Cd^{2+} an Sorptions-Oberflächen im Boden oder der Ausfällung mit Carbonaten. Zudem ist Calcium als Bestandteil von Calciumcarbonat wichtiger Bestandteil des Puffersystems im Boden. Um eine Versauerung des Bodens vorzubeugen, wird daher in der Landwirtschaft Kalk ausgebracht. Zudem ist Calcium essentiell für das Pflanzenwachstum und beeinflusst die Kältetoleranz, Stresstoleranz, die Wurzelverteilung und die Blattform (Amelung *et al.*, 2018b). Bei Menschen ist Calcium unter anderem Bestandteil des Knochenaufbaus und wichtig für das Funktionieren des Nervensystems (Reimann *et al.*, 2014). Für eine Beurteilung eines Calciummangels im Boden ist jedoch nebst dem pH-Wert nicht der Totalgehalt, sondern der Calciumgehalt in der Bodenlösung entscheidend (Amelung *et al.*, 2018).

Die gemessenen Calcium-Konzentrationen weisen eine bimodale Verteilung auf, was auf zwei unterschiedliche Hauptprozesse zur Ab- resp. Anreicherung des Elementes im Oberboden hindeuten könnte (Abbildung 23). Eine Verteilung beschreibt möglicherweise die natürliche Verteilung der Elementkonzentrationen basierend auf dem kalkhaltigen Ausgangsmaterial und bodenbildenden Prozessen, wohingegen eine zweite Verteilung überprägende anthropogene Einflüsse mit beispielsweise Kalkung und Düngung von landwirtschaftlich genutzten Böden repräsentieren könnte (Amelung *et al.*, 2018b). Ausserdem weisen die Siedlungsflächen im Vergleich zu anderen Landnutzungen deutlich erhöhte Calcium-Konzentrationen auf, was auf eine anthropogene Überprägung hindeutet (Abbildung 24). Hingegen sind die Calcium-Konzentrationen an Waldstandorten und unter Alpweiden eher tief, was stellenweise auf eine Versauerung des Bodens hindeuten könnte.

Vergleichsweise hohe Calciumgehalte wurden im östlichen Mittelland, im Jura und im Randen (SH) gemessen, was aufgrund des Carbonat-haltigen Ausgangsmaterials in diesen Gebieten anzunehmen war (Abbildung 25). Niedrige Konzentrationen wurden in den Südalpen ermittelt. Die für den Geochemischen Atlas gemessenen Werte liegen im typischen Bereich für Böden (1–12 g/kg; Amelung *et al.*, 2018).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Calcium	Ca	20	4.2 g/kg	0.7 g/kg	100.9 g/kg

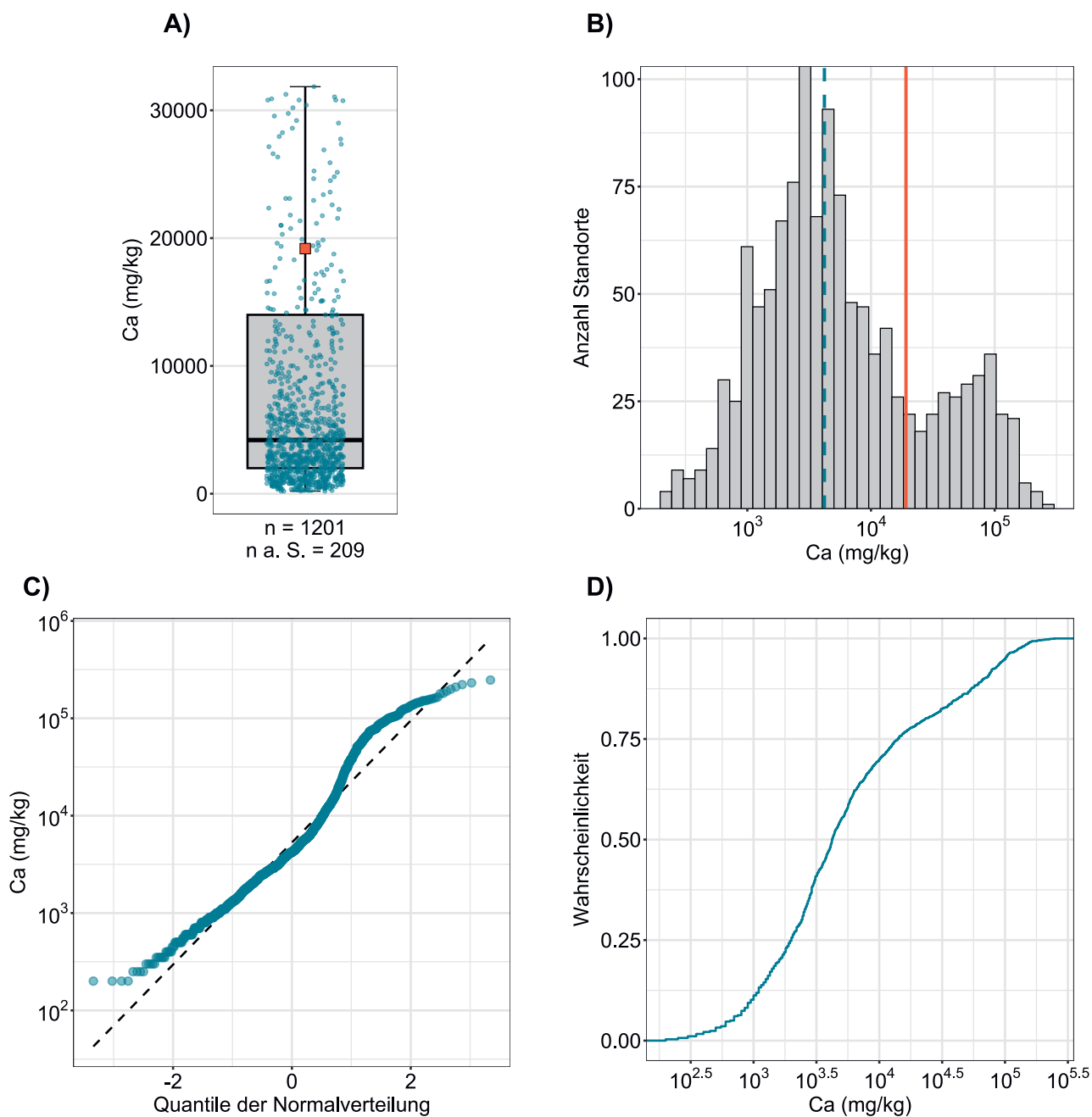


Abbildung 23 | Verteilung der Calcium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

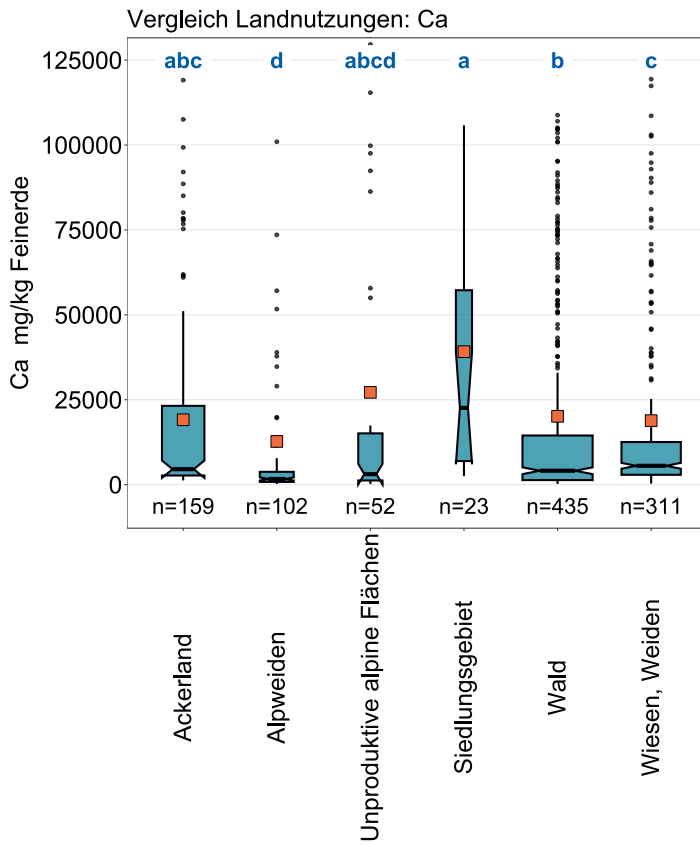
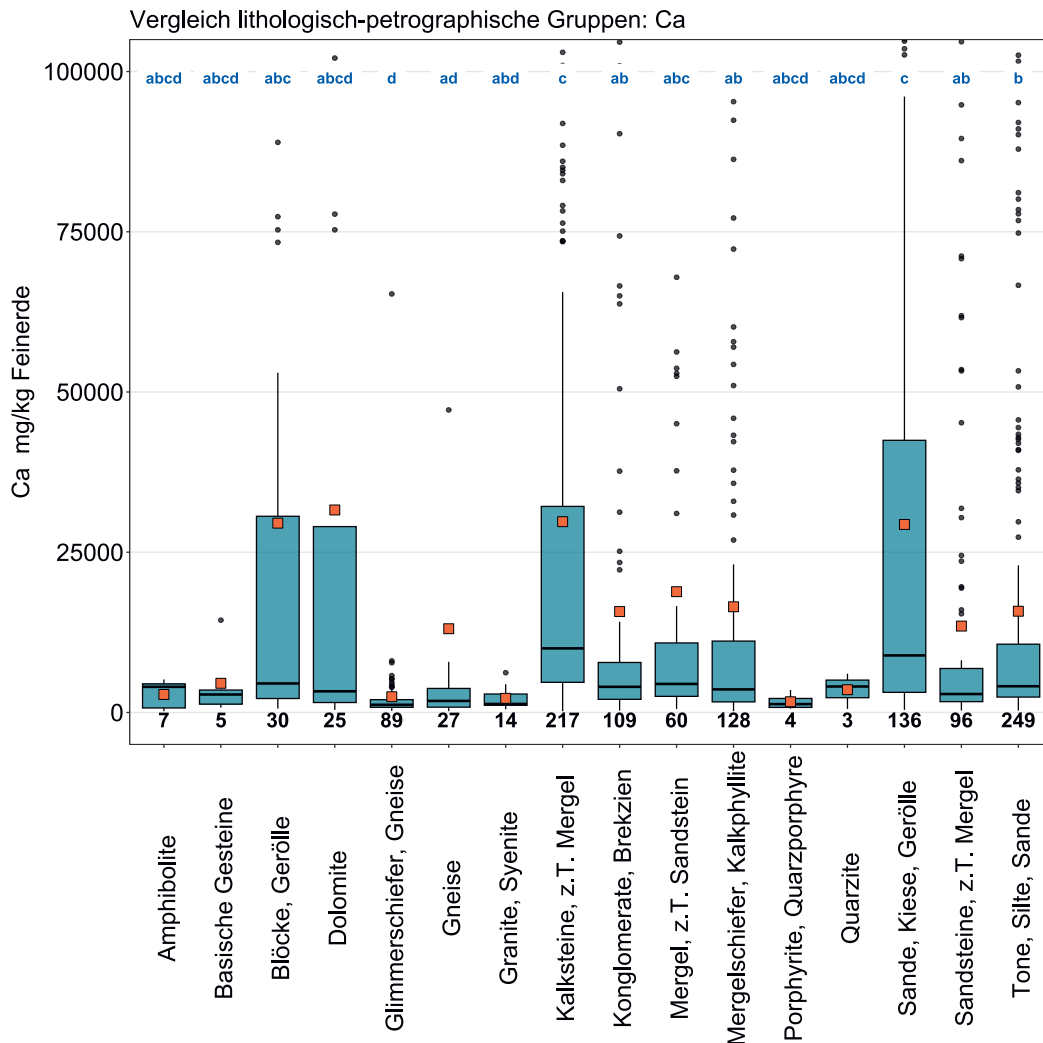


Abbildung 24 | Vergleich der Calcium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Calcium (g/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 0.7
- 0.7 - 1.0
- 1.0 - 2.0
- 2.0 - 4.2
- 4.2 - 14.0
- 14.0 - 67.9
- 67.9 - 100.9
- 100.9 - 247.0

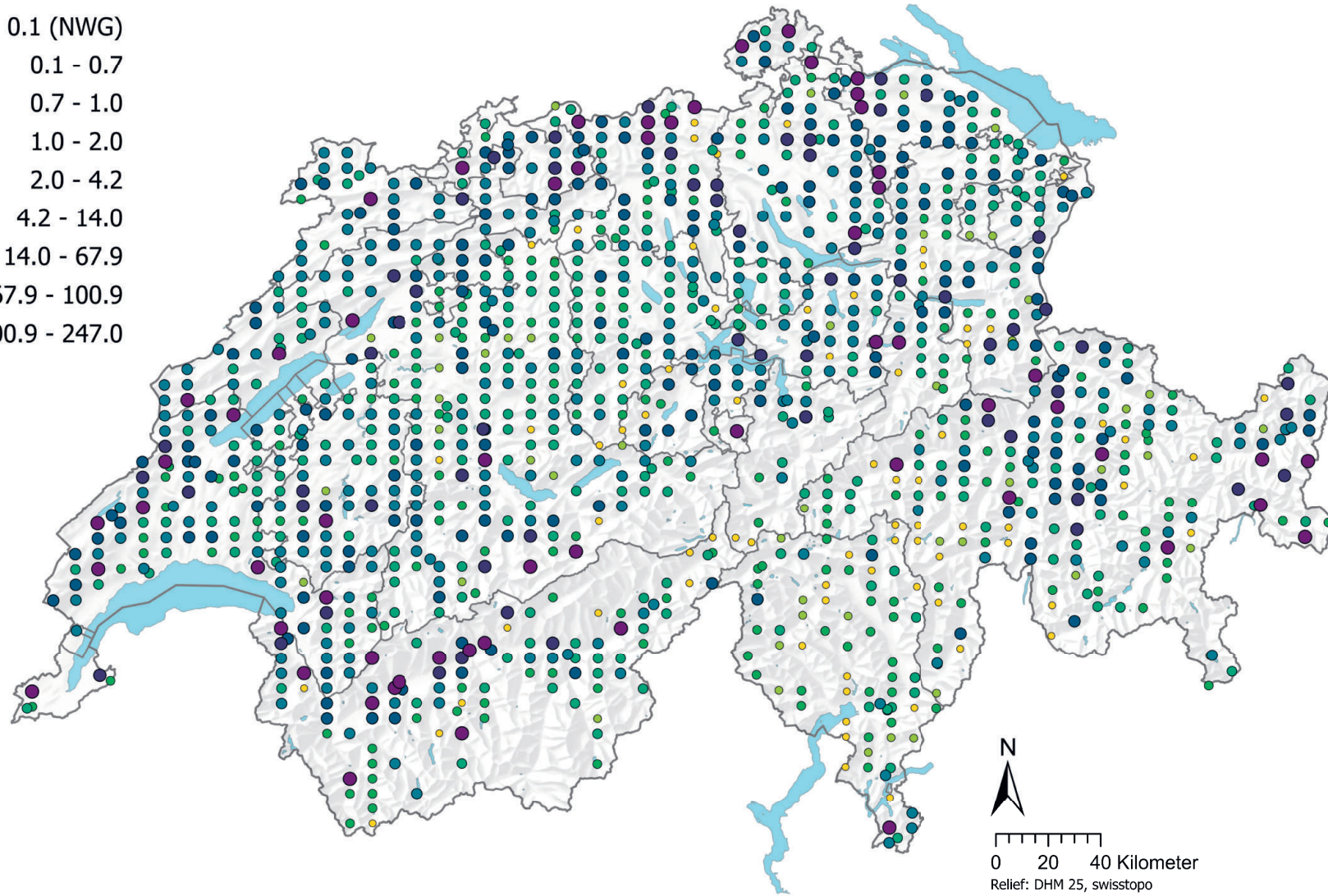
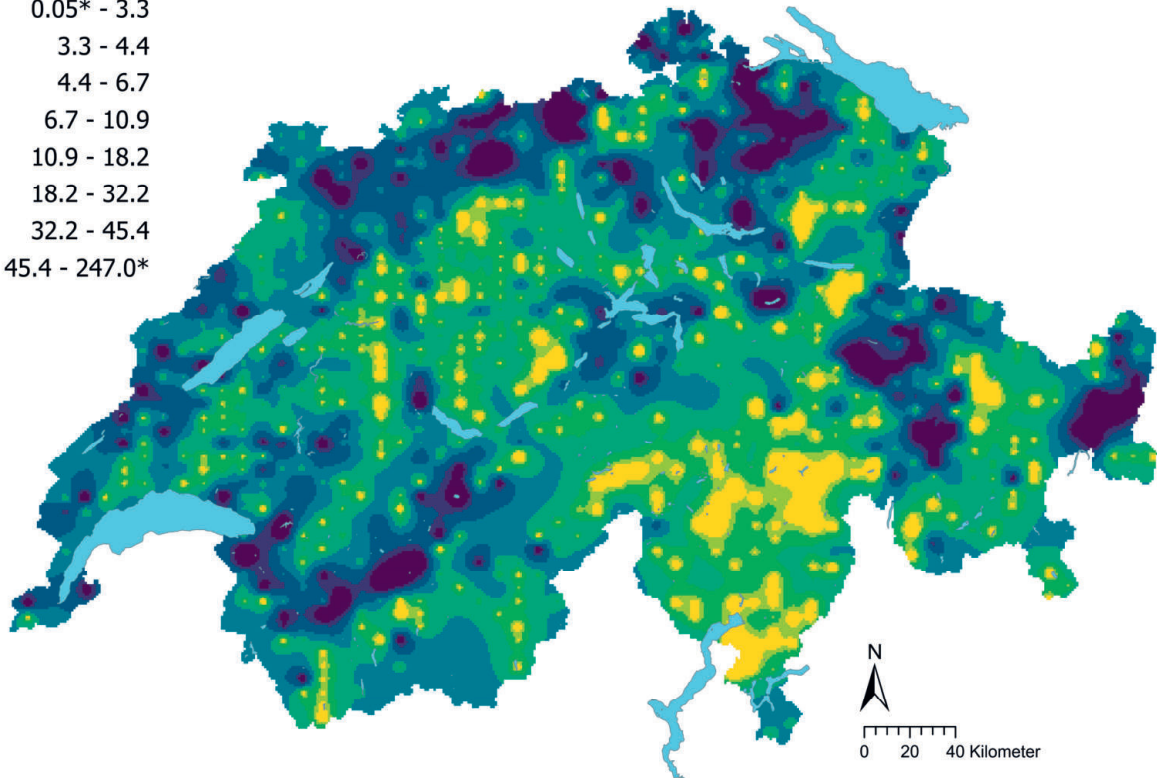
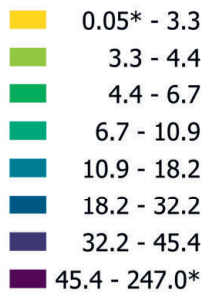


Abbildung 25 | Räumliche Verteilung der Calcium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Calcium (g/kg)



Calcium Variationskoeffizient (%)

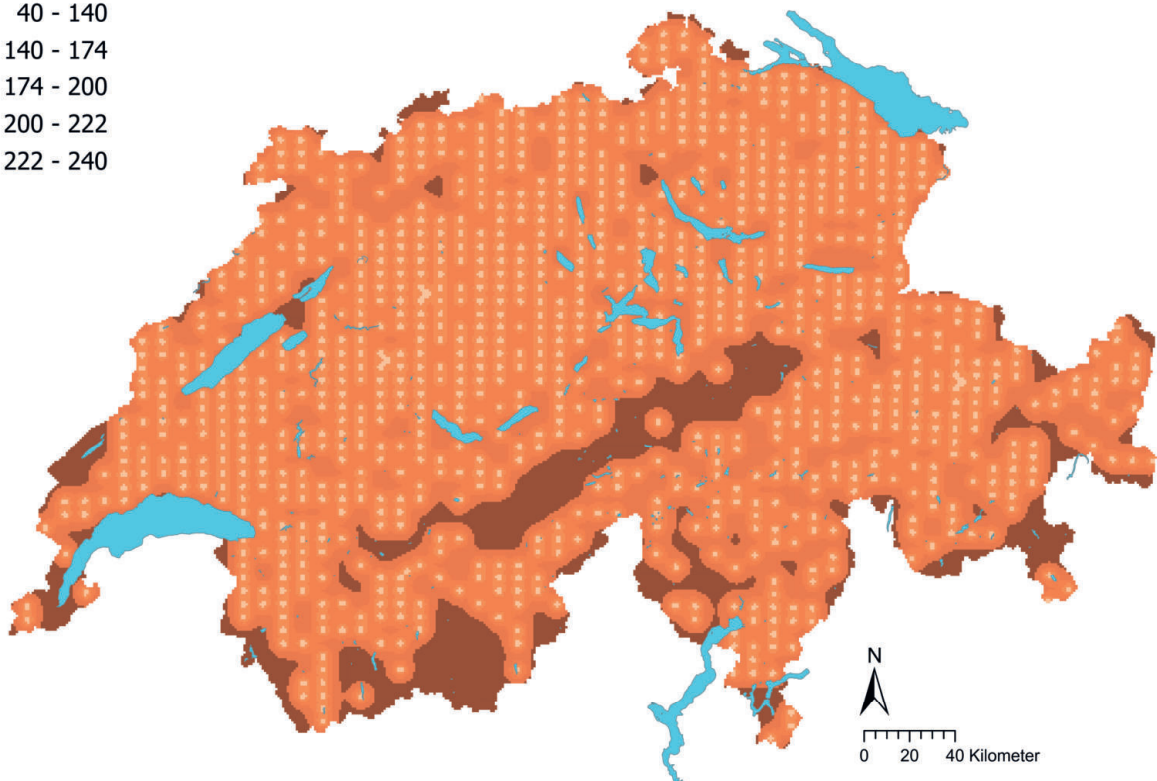
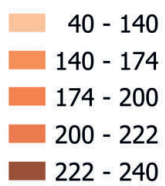


Abbildung 26 | Interpolierte Calcium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.6 Chrom (Cr)

Chrom ist ein Metall der sechsten Hauptgruppe und für einige Lebewesen, auch für den Menschen, in der Oxidationsstufe Cr(III) essentiell. Jedoch kann das Element bereits in geringen Mengen toxisch wirken. Insbesondere die Form Cr(VI) ist sehr krebserregend (Ma & Hooda, 2010; Zayed & Terry, 2003). Gemäss Tuchs Schmid (1995) tritt Chrom ausschliesslich in eisen- und aluminiumhaltigen Silikaten (z. B. Pyroxenen, Amphibolen und Biotiten) und Oxiden auf (z. B. Magnetiten), wodurch basische und ultrabasische Gesteine die höchsten Chromgehalte aufweisen. Standorte, welche in Gebieten von basischen Gesteinen liegen, weisen denn auch die höchsten Chrom-Konzentrationen auf, jedoch sind diese Unterschiede aufgrund der geringen Anzahl Standorte in dieser Gruppe nicht signifikant (Abbildung 28). Tuchs Schmid (1995) dokumentierte, dass über 25 % der untersuchten Gesteinsproben Chrom-Gehalte von über 75 mg/kg aufwiesen, vor allem in ultrabasischen bis basischen Magmatiten und Metamorphiten sowie in pelitischen Sedimentgesteinen und Sedimenten. Gemäss Tuchs Schmid (1995) sind Gesteine mit hohen Chromgehalten überall in der Schweiz anzutreffen. Das geogene Auftreten von Chrom ist zudem stark an die Konzentrationen von Cobalt und Nickel gekoppelt, da alle drei Elemente eng mit den Eisen- und Magnesiumgehalten der Gesteine verknüpft sind. In der Tat korrelieren die gemessenen Chrom-Konzentrationen mit diesen Elementen (Nickel: $R^2=0.72$), jedoch ebenfalls mit den Vanadium-Konzentrationen ($R^2=0.77$, Kapitel 6.1). Dies könnte einerseits damit begründet werden, dass beide Elemente bei der Ausfällung von Eisenoxiden im Boden miteingebunden werden (Amelung *et al.*, 2018a), andererseits treten beide Elemente vor allem in mafischen Mineralen auf (Kapitel 6.1).

Chrom wird hauptsächlich bei der Stahlproduktion, Galvanik und Holzbehandlung eingesetzt (Reimann *et al.*, 2014). In die Umwelt und den Boden gelangt Chrom ausser durch Punktquellen (z. B. durch Kontamination bei Galvanikbetrieben) diffus durch atmosphärische Deposition, Klärschlamm, mineralische Dünger, Hofdünger (z. B. Geflügelmist) und Kalk (Ma & Hooda, 2010; Nicholson *et al.*, 2003).

Im Boden wird Cr(III) bei einem pH-Wert über 5 hauptsächlich als schlecht lösliche Chromhydroxide ausgefällt oder an Oberflächen adsorbiert, was die Bioverfügbarkeit einschränkt (Ma & Hooda, 2010). Im Gegensatz dazu ist Cr(VI) stark wasserlöslich und mobil, kann jedoch im Boden je nach pH-Wert und Redoxbedingungen schnell zu Cr(III) reduziert werden (Reimann *et al.*, 2014).

Im vorliegenden Datensatz wurden hohe Chrom-Konzentrationen im Jura und im westlichen Mittelland gemessen (Abbildung 29). Eine besonders heterogene Chromverteilung weisen die Oberböden im Kanton Graubünden auf, mit einzelnen Hotspots, welche gemäss der TIF-Methode als Ausreisser klassiert werden.

Signifikant höhere Chrom-Konzentrationen wurden in Böden an Ackerstandorten sowie in Wiesen und Weiden gemessen im Vergleich zu anderen Landnutzungen (Abbildung 28). Im Zeitraum von 1985 bis 2009 wurden kaum Veränderungen der Chrom-Konzentrationen im Oberboden des NABO-Messnetzes festgestellt (Gubler *et al.*, 2015). Die Autoren schlossen daraus, dass die Konzentrationen von Chrom im Boden zusammen mit denjenigen von Nickel und Cobalt nicht durch atmosphärische und landwirtschaftliche Einträge, sondern durch geologische Bedingungen bestimmt werden. Historische anthropogene Einträge können jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Der Toleranzwert von 200 mg Cr/kg (Eikmann *et al.*, 1993) für landwirtschaftliche Nutzflächen wird an neun Standorten überschritten. Jedoch wurden nur Totalgehalte in den Aufschlüssen analysiert, es ist daher nicht bekannt, ob Chrom im Boden als essentielles Cr(III) oder als toxisches Cr(VI) vorliegt.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Chrom	Cr	24	30.3 mg/kg	9.8 mg/kg	62.8 mg/kg

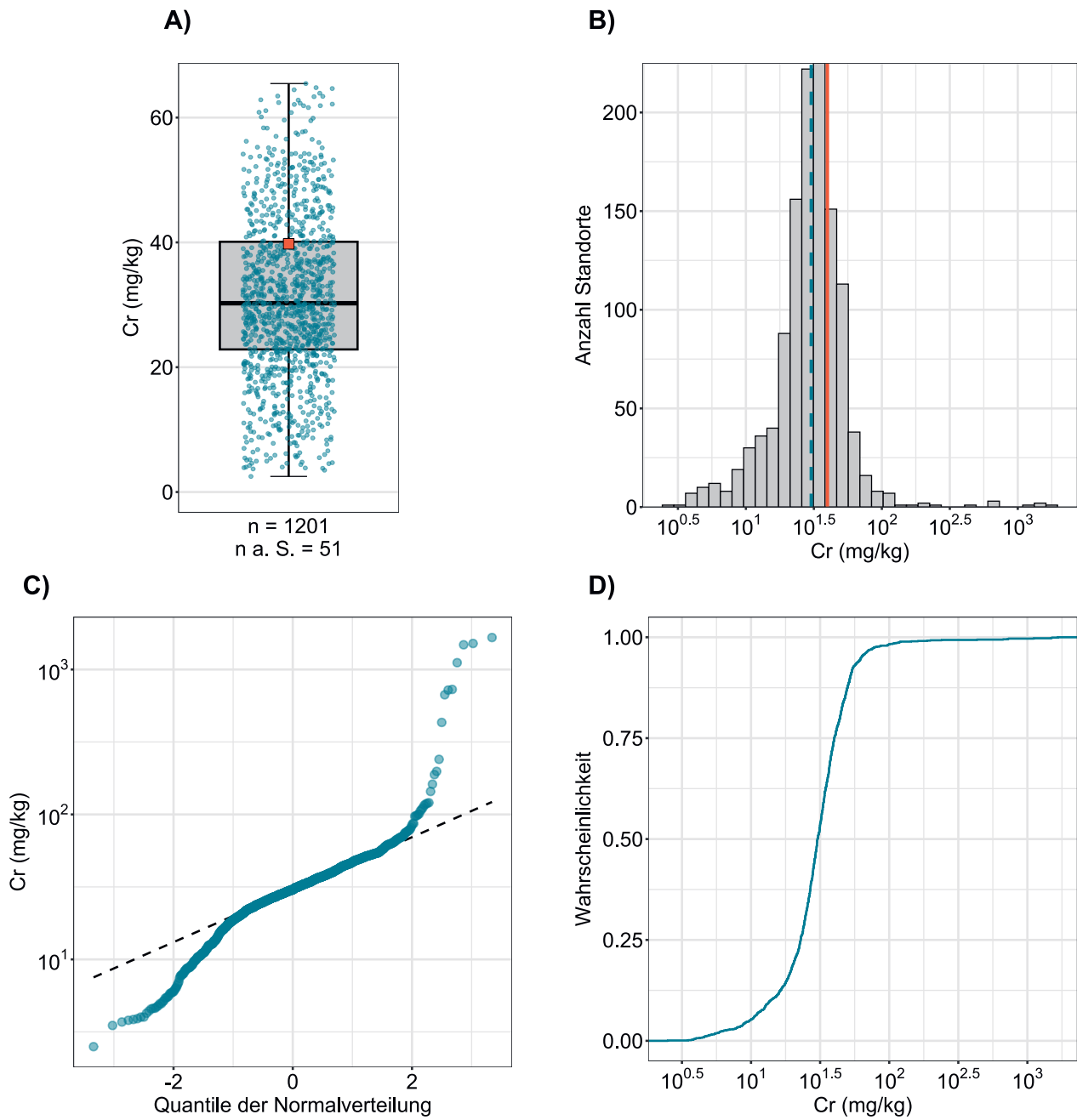


Abbildung 27 | Verteilung der Chrom-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

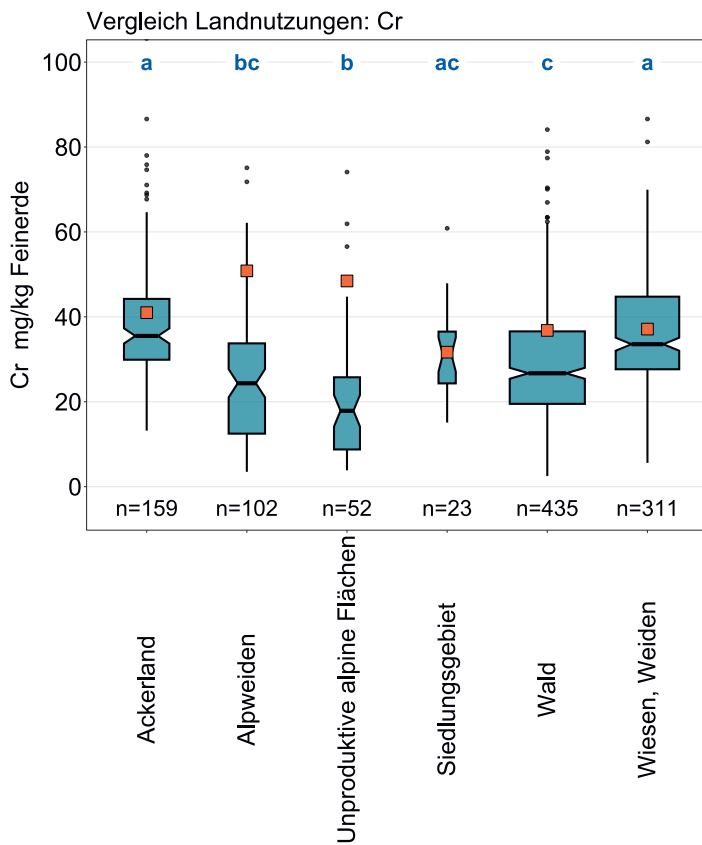
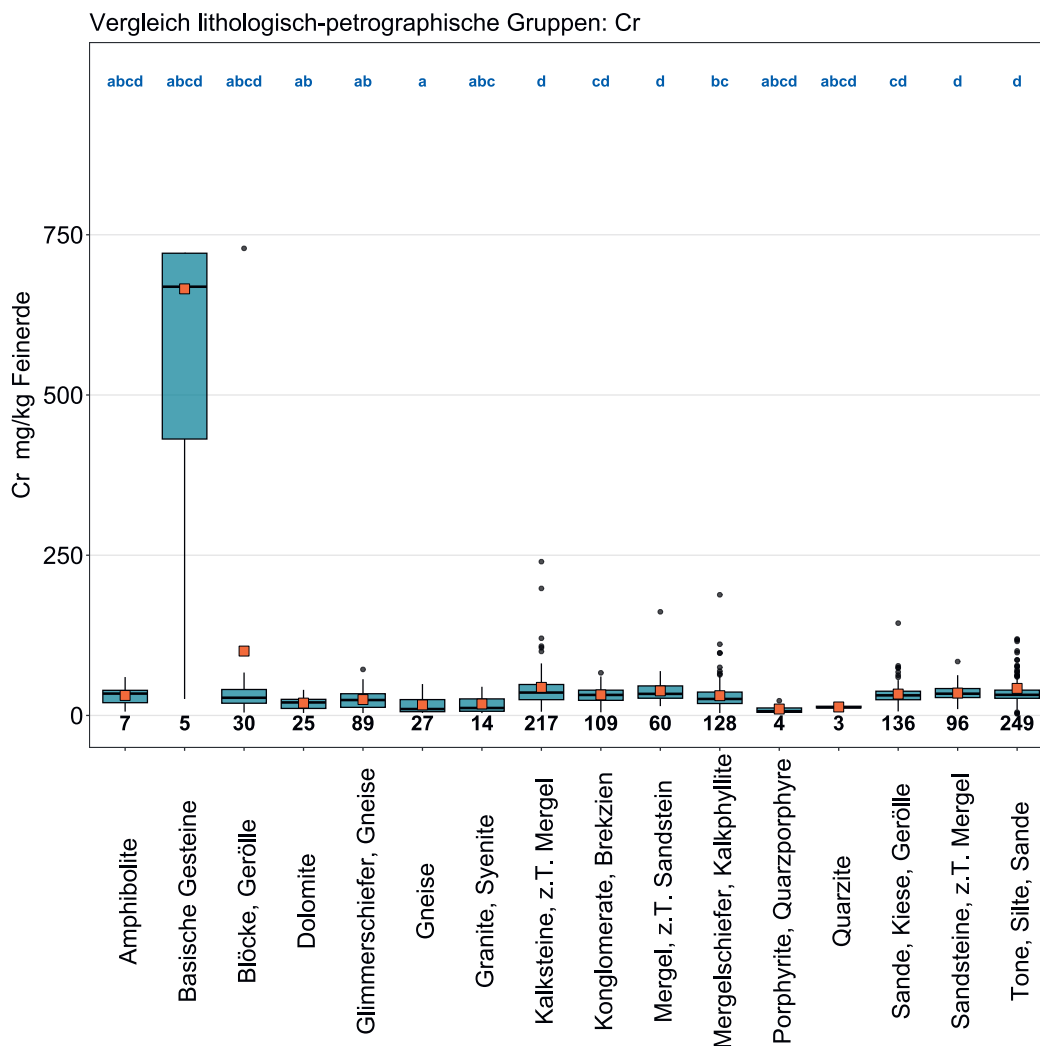


Abbildung 28 | Vergleich der Chrom-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Chrom (mg/kg)

- ≤ 0.5 (NWG)
- 0.5 - 9.8
- 9.8 - 13.8
- 13.8 - 22.9
- 22.9 - 30.3
- 30.3 - 40.1
- 40.1 - 52.1
- 52.1 - 62.8
- 62.8 - 1'661.4
- ≥ 93.2 (TIF)

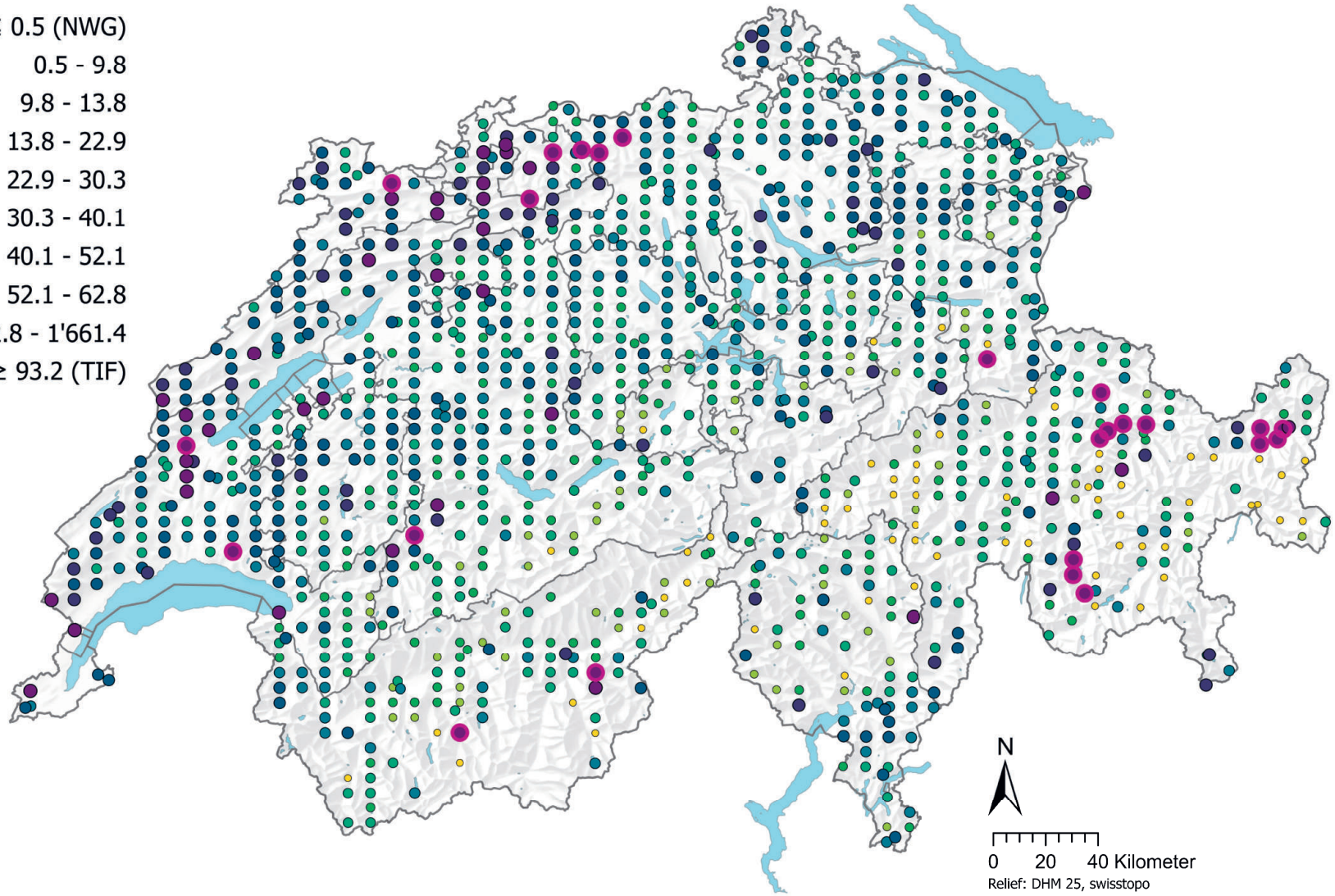
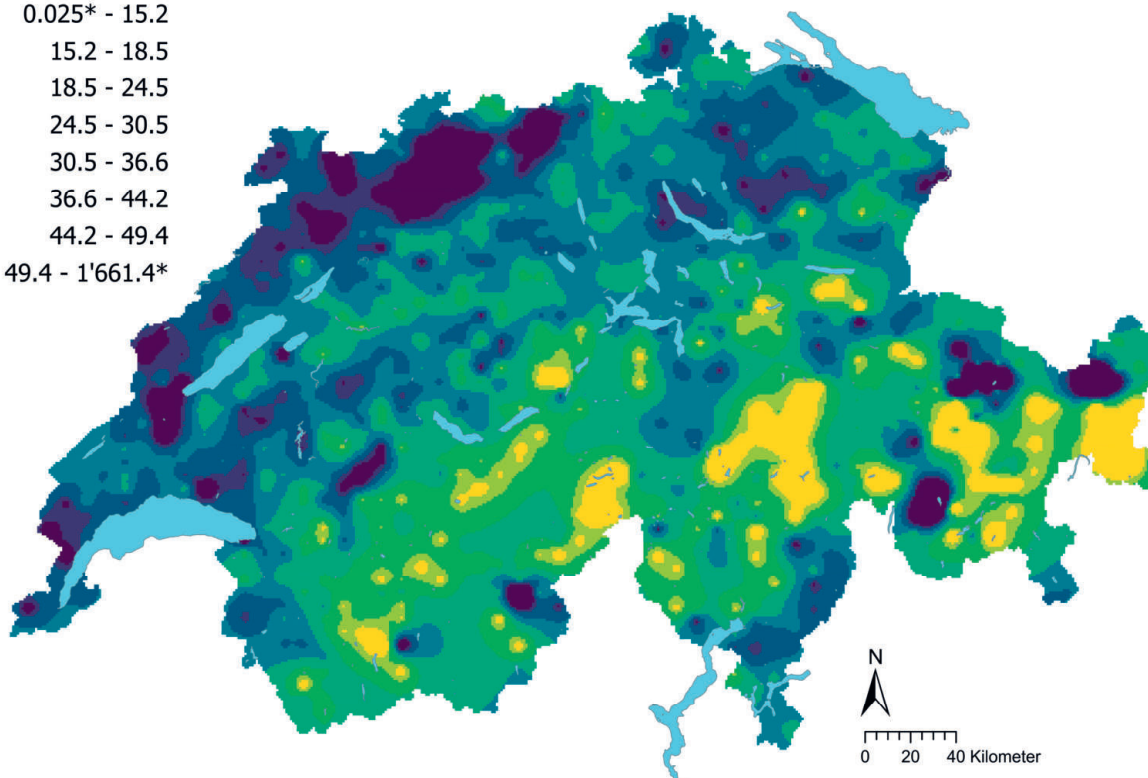
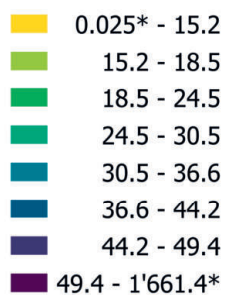


Abbildung 29 | Räumliche Verteilung der Chrom-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Chrom (mg/kg)



Chrom Variationskoeffizient (%)

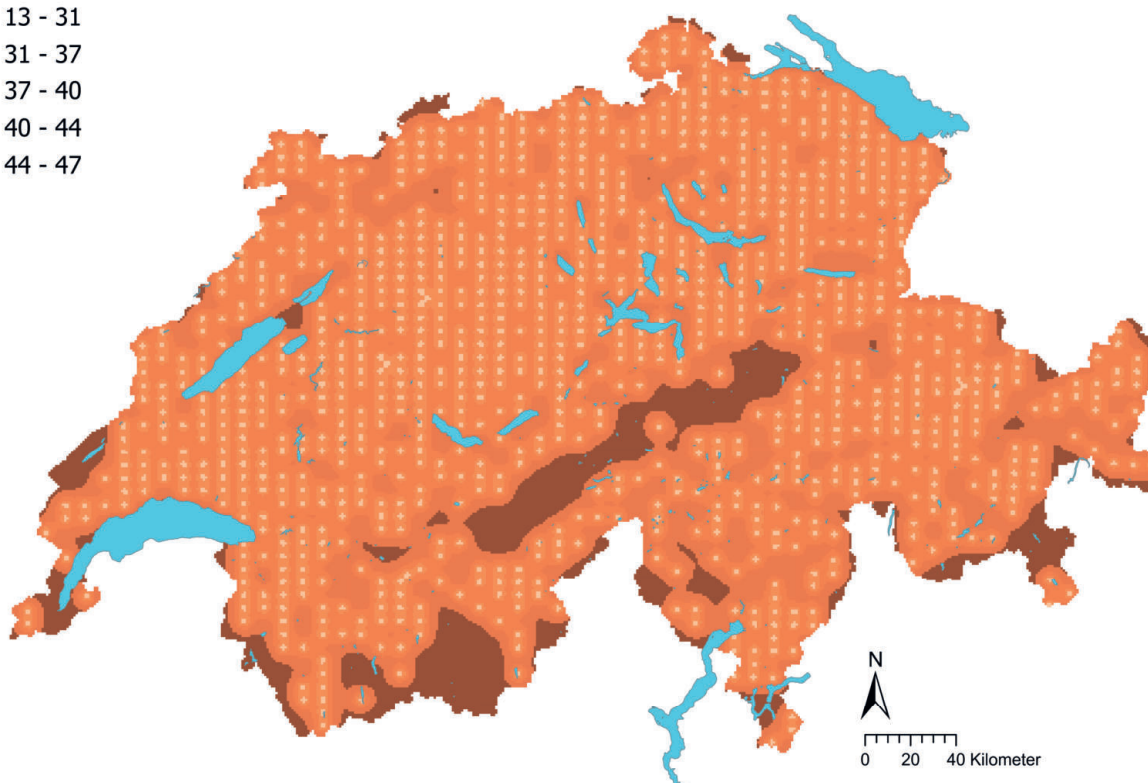
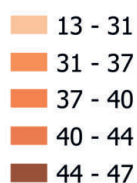


Abbildung 30 | Interpolierte Chrom-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.7 Cobalt (Co)

Cobalt ist ein Metall der neunten Hauptgruppe, dessen Minerale Smaltit ($[\text{Co}, \text{Fe}, \text{Ni}]\text{As}_2$) und Cobaltit (CoAsS) sehr selten sind (Reimann *et al.*, 2014). Aufgrund der siderophilen Eigenschaften von Cobalt formt das Element häufig Minerale mit Arsen, Schwefel und/oder Selen (Kabata-Pendias, 2011). Meist tritt Cobalt in eisen- und magnesiumreichen Gesteinen auf, hauptsächlich in eisenreichen Silikaten, z. B. in Olivinen, Pyroxenen und Biotiten, sowie in Oxiden, z. B. in Magnetit (Tuchschmid, 1995). Daher können basische und ultrabasische Gesteine der Alpen und deren Metamorphite, z. B. Serpentin, sowie die Bolustone im Jura Gebirge extrem hohe Gehalte aufweisen (Tuchschmid, 1995). Ähnlich wie Chrom ist Cobalt geochemisch sehr eng mit Nickel verwandt, was sich möglicherweise ebenfalls in deren positiven Korrelation in den Oberbodenproben und der Gruppierung in der Faktorenanalyse äussert (Kapitel 3.4.2 und 3.4.3) sowie in den deutlich, jedoch nicht signifikant, erhöhten Konzentrationen an Standorten, welche der Gruppe der basischen Gesteinen zugeordnet werden (Abbildung 32).

Hauptsächlich wird Cobalt in Batterien eingesetzt, beispielsweise ist Cobalt nebst Lithium und Graphit eine Hauptkomponente in Batterien von Elektrofahrzeugen (Gulley, 2022). Dies ist einer der Gründe, weshalb der weltweite Rohstoffabbau von Cobalt seit 1995 (22 100 Millionen Tonnen) um fast das 10-fache angestiegen ist, wobei rund 70 % in der Demokratischen Republik Kongo abgebaut werden (Gulley, 2022; Ma & Hooda, 2010). Daneben wird Cobalt unter anderem in Legierungen, in der Synthese von chemischen Verbindungen, in Düngern und in Arzneimitteln eingesetzt (Kabata-Pendias, 2011). Emissionen von Cobalt entstehen zudem bei der Metallurgie von insbesondere Kupfer und Nickel, bei der Kohleverbrennung und bei der Stahlverarbeitung (Reimann *et al.*, 2014).

Im Boden wird Cobalt in der Form Co(II) mit steigendem pH-Wert aufgrund erhöhter Sorption an Bodenkomponenten zunehmend immobilisiert (Amelung *et al.*, 2018b; Ma & Hooda, 2010). Gemäss Ma & Hooda (2010) ist bis zu 79 % des Cobalts im Boden mit Eisen- und Mangan-Oxyhydroxiden assoziiert, da an deren Oberflächen Co(II) zum weniger löslichen Co(III) oxidiert und anschliessend inkorporiert wird oder ausfällt. In den Oberbodenproben korrelieren die gemessenen Cobalt-Konzentrationen denn auch stark mit den Eisen-Konzentrationen ($R^2=0.84$, Kapitel 6.1), was einerseits auf den geogenen Ursprung von Cobalt in eisenhaltigen Gesteinen, andererseits auf die Assoziation im Boden mit Eisen-Oxyhydroxiden zurückgeführt werden kann.

Häufige Konzentrationen von Cobalt in Böden liegen zwischen 5–15 mg/kg (Amelung *et al.*, 2018b; Ma & Hooda, 2010). In diesem Bereich liegen ebenfalls die in den Schweizer Oberböden gemessenen Konzentrationen (Abbildung 31). Standorte mit vergleichsweise hohen Cobalt-Konzentrationen treten vereinzelt in Graubünden und im Jura auf (Abbildung 33). In diesen Gebieten liegen ebenfalls die als TIF-Ausreisser definierten Standorte der Chrom- und Nickel-Konzentrationen (Abbildungen 29 und 61), was auf einen hauptsächlich geogenen Ursprung hindeuten könnte. Wiesen und Weiden weisen signifikant höhere Cobalt-Konzentrationen auf im Vergleich zu Waldstandorten (Abbildung 32). Möglicherweise ist aufgrund des höheren pH-Werts von Wiesen und Weiden im Vergleich zu Waldstandorten die Sorption von Cobalt an Oxiden erhöht.

Cobalt ist ein für Mensch und Tier essentielles Element, da es unter anderem ein wichtiger Bestandteil des Vitamins B_{12} ist (Amelung *et al.*, 2018b). In erhöhten Konzentrationen kann Cobalt jedoch sowohl für Pflanzen als auch für Menschen toxisch wirken (Ma & Hooda, 2010). Der Toleranzwert von Cobalt für landwirtschaftliche Nutzflächen liegt bei 200 mg/kg (Lühr *et al.*, 1996). Dieser Wert wird an keinem Standort überschritten.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Cobalt	Co	27	8.6 mg/kg	2.6 mg/kg	17.9 mg/kg

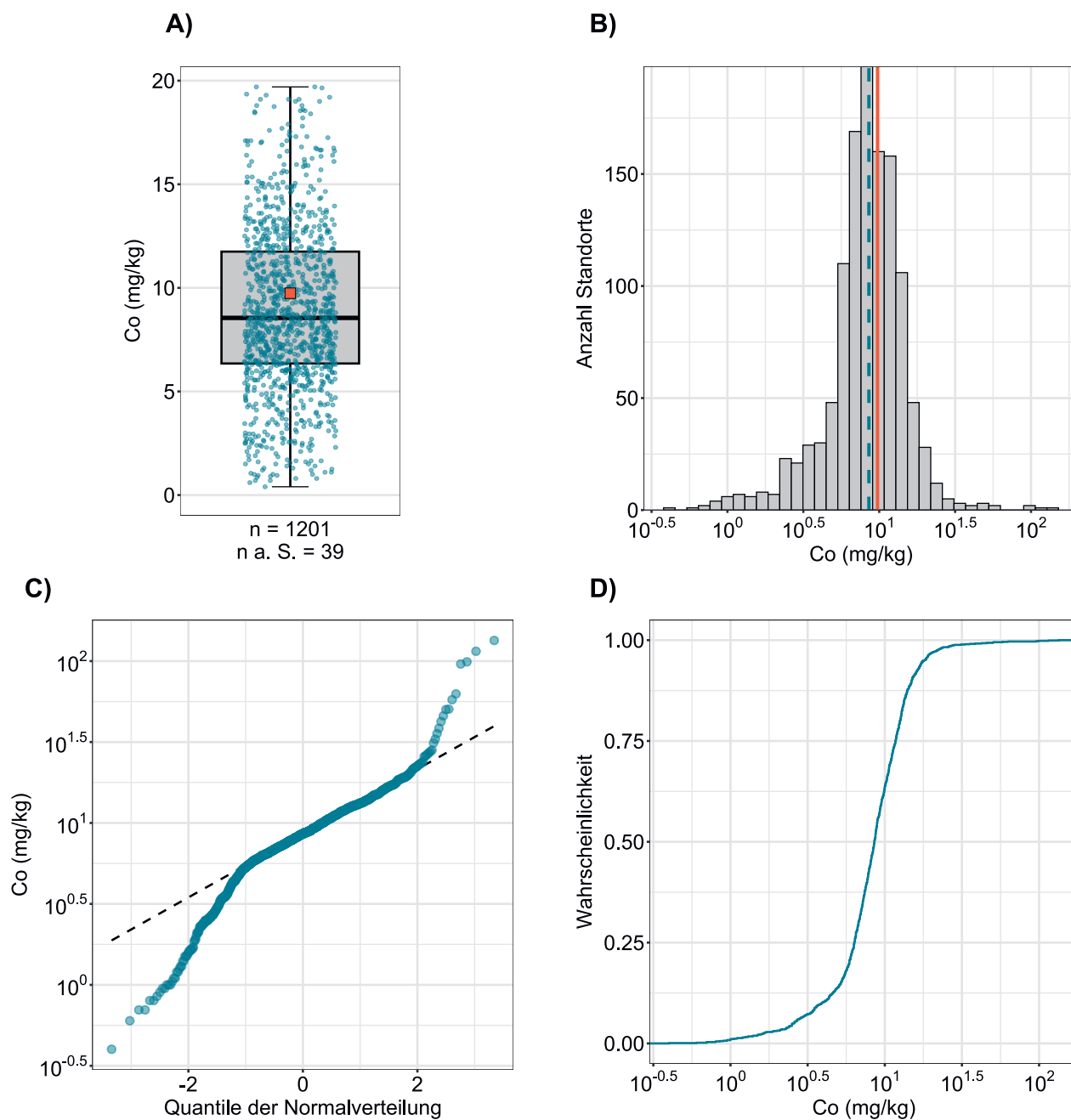


Abbildung 31 | Verteilung der Cobalt-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

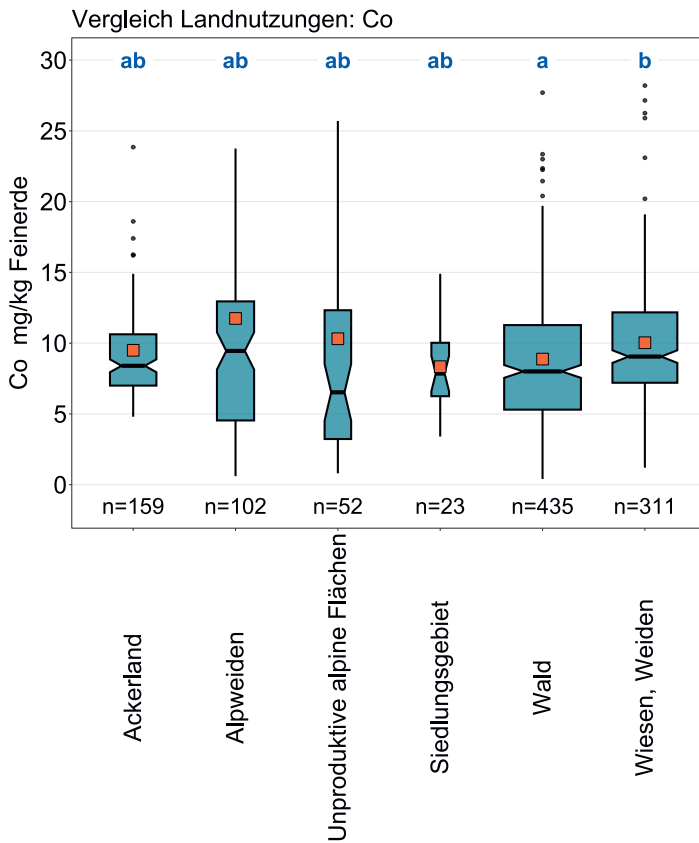
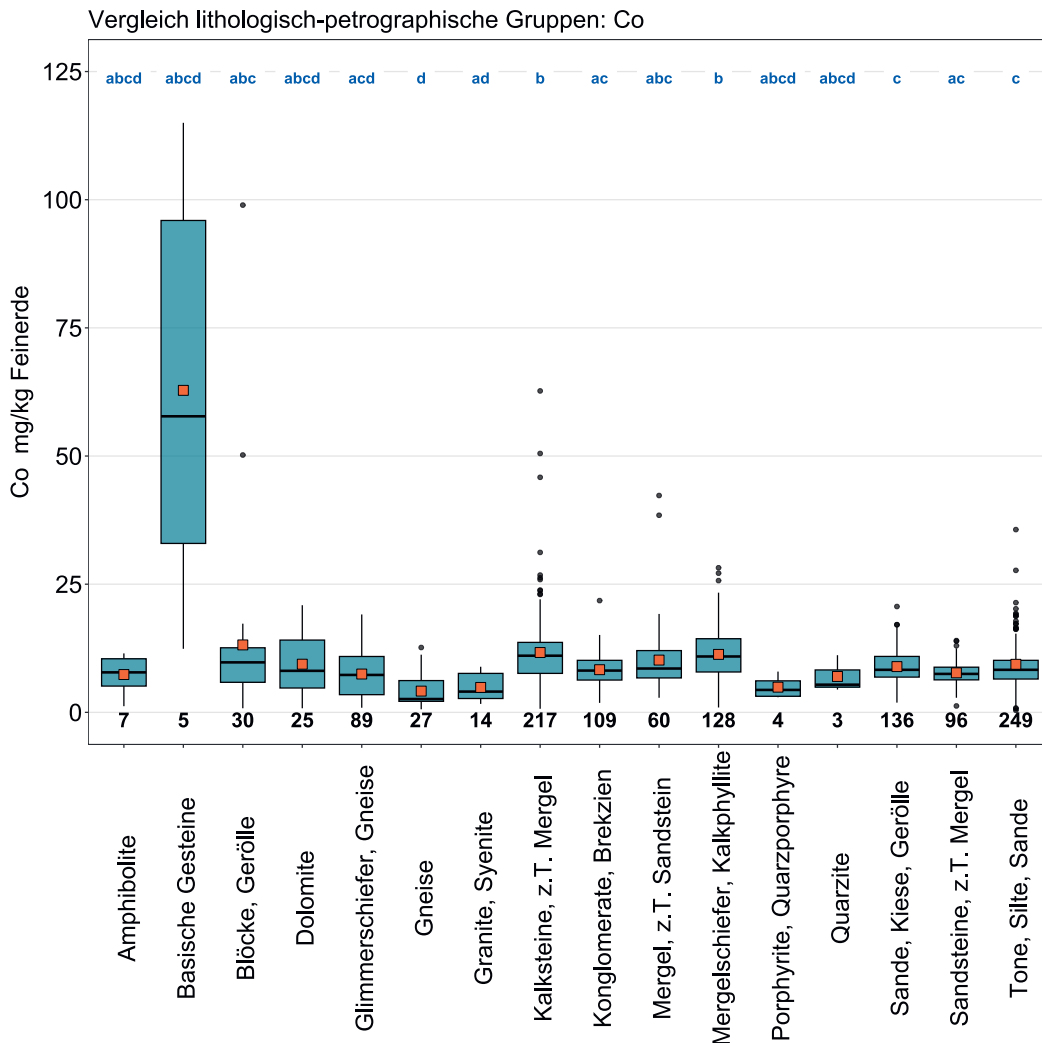


Abbildung 32 | Vergleich der Cobalt-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1 : 500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Cobalt (mg/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 2.6
- 2.6 - 3.9
- 3.9 - 6.4
- 6.4 - 8.6
- 8.6 - 11.8
- 11.8 - 14.9
- 14.9 - 17.9
- 17.9 - 134.2
- ≥ 29.6 (TIF)

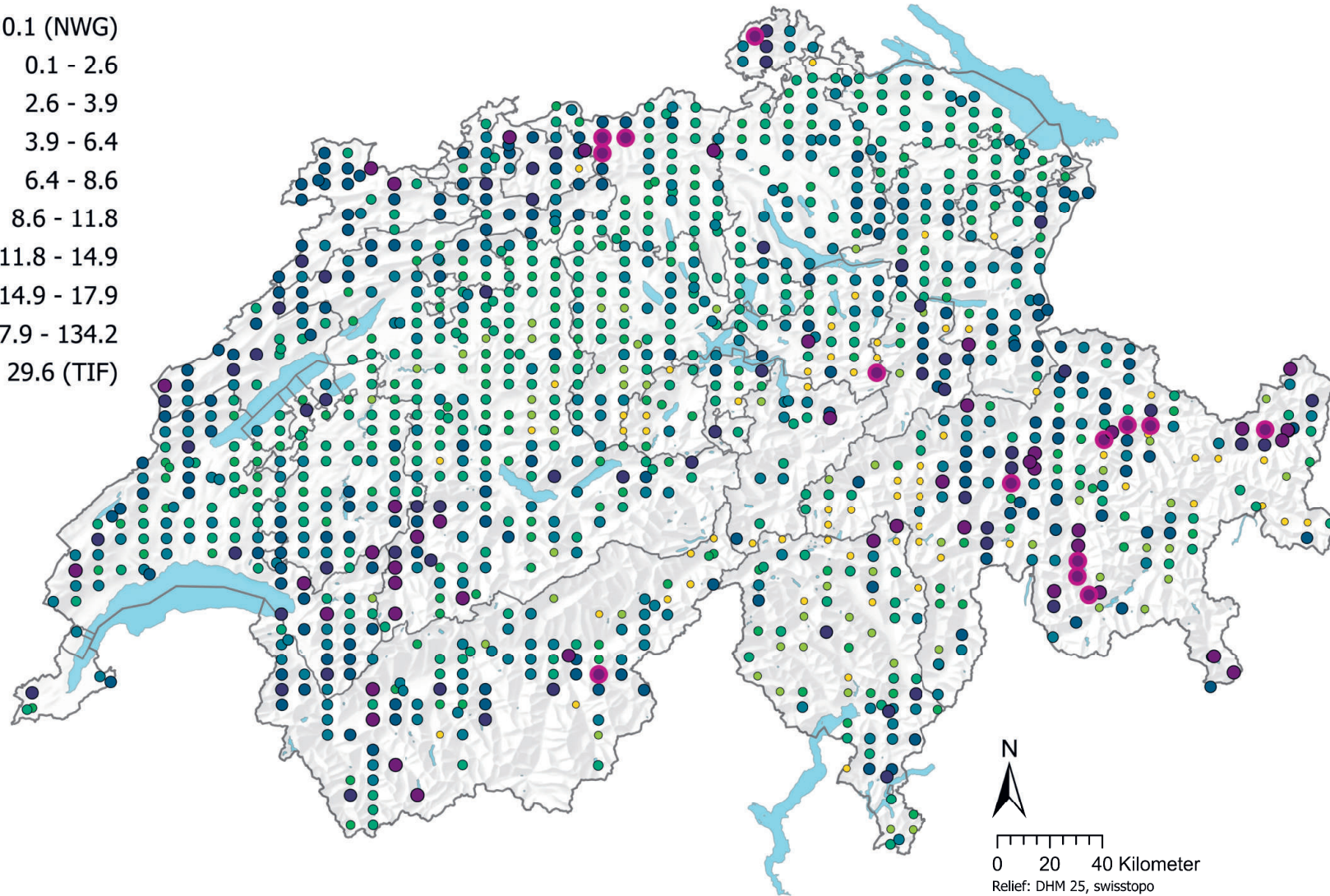
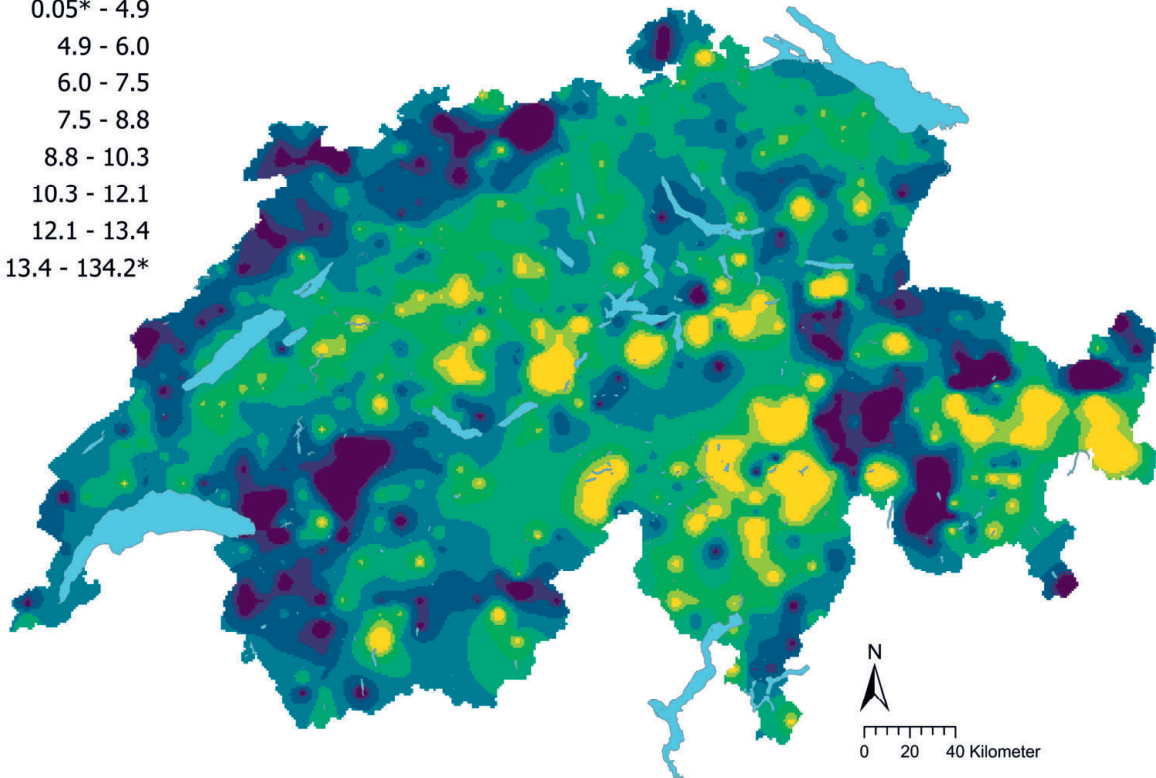
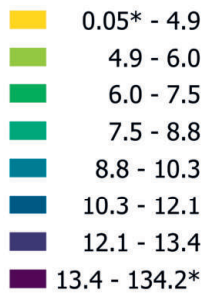


Abbildung 33 | Räumliche Verteilung der Cobalt-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Cobalt (mg/kg)



Cobalt Variationskoeffizient (%)

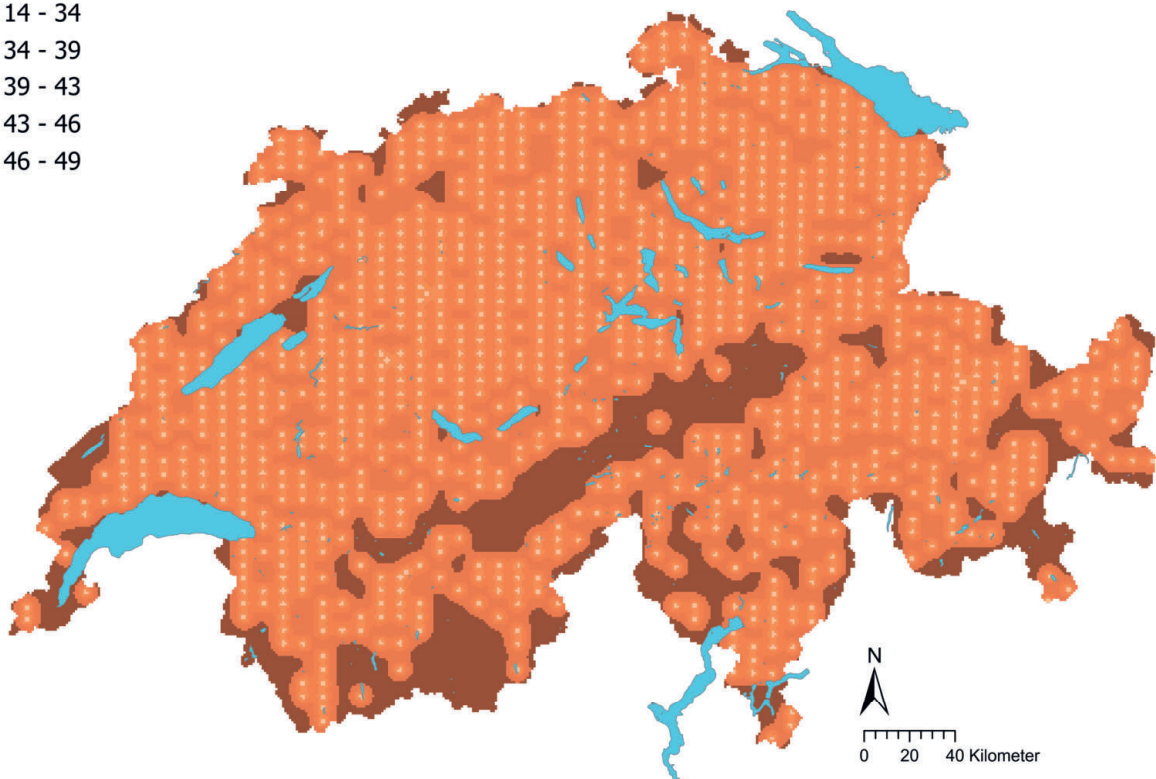
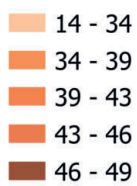


Abbildung 34 | Interpolierte Cobalt-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.8 Eisen (Fe)

Eisen ist ein essentielles Metall, das der achten Gruppe im Periodensystem angehört. Die beiden Kationen Fe^{2+} und Fe^{3+} bilden zusammen einen Masseanteil in der Erdkruste von ca. 5.1 %. Somit ist Eisen hinter Aluminium das viert-häufigste Element (Amelung *et al.*, 2018a). Hauptminerale von Eisen sind Eisenoxide wie Magnetit (Fe_3O_4), Hämatit (Fe_2O_3) sowie Goethit ($\text{FeO}[\text{OH}]$) und Pyrit (FeS_2). Ausserdem ist Eisen in Mineralen wie Olivinen, Pyroxenen, Amphibolen und Glimmer enthalten (Reimann *et al.*, 2014). Mafische und ultramafische Gesteine weisen mit 70–90 g/kg die höchsten Eisen-Konzentrationen auf (Reimann *et al.*, 2014). Die Bolustone, meist kalkfreie kaolinitische Tone, welche durch die Verwitterung der Juraschichten entstanden sind, enthalten 4–18 % Eisenoxid (FGS, 2023b). Diese eingelagerten Eisenerz-Konkretionen (Bohnerze) wurden zur Eisengewinnung abgebaut. In der Schweiz ist der Erzabbau zur Eisengewinnung insbesondere in der Nordschweiz und im Kanton Graubünden sowie im Tessin an verschiedenen Stellen dokumentiert (FGS, 2023b). In diesen Gebieten wurden ebenfalls vergleichsweise hohe Eisen-Konzentrationen im Oberboden gemessen (Abbildung 37). Im Mittelland sind die Eisengehalte der Oberböden im Vergleich zu den anderen Standorten eher tief.

Eisen wurde bereits in der nach dem Metall benannten Eisenzeit verwendet, die mit der Gewinnung und Bearbeitung von Eisen im Nahen Osten um 1200 v. Chr. begann. Im 8. Jahrhundert v. Chr. hielt die Eisenverarbeitung auch in der Schweiz Einzug (Drack, 1968). Im Jahr 2022 wurden weltweit 1.6 Milliarden Tonnen Eisen in Minen abgebaut, wobei der grösste Teil in der Eisen- und Stahlindustrie verwendet wird (USGS, 2023).

Die Eisen-Konzentration und dessen Form im Boden ist stark abhängig vom pH-Wert und den vorherrschenden Redoxbedingungen. Bei der Verwitterung eisenhaltiger Minerale wird Fe^{2+} zu Fe^{3+} oxidiert und anschliessend zu rot-braunen Eisenoxiden (z. B. Goethit, Hämatit und Ferrihydrit) hydrolysiert (Amelung *et al.*, 2018a). An den Oberflächen der Eisenoxide können sowohl Oxyanionen, z. B. Phosphat oder Selenit, als auch Kationen von Schwermetallen und Spurenelementen (z. B. Cr^{3+} , Hg^{2+} , Pb^{2+}) komplexieren und somit deren Mobilität im Boden verringern (Amelung *et al.*, 2018c). Eisenoxide sind zwar schwer löslich, werden aber die Bedingungen im Boden z. B. durch Staunässe anaerob, so werden die Eisenoxide durch die mikrobielle Oxidation von organischer Substanz im Boden zu Fe^{2+} reduziert und gelöst. Dies führt nicht nur zu einer Freisetzung von Fe^{2+} , sondern auch von komplexierten Elementen und chemischen Verbindungen. In der Bodenkunde ist diese Reduktion von Eisenoxiden zu Fe^{2+} unter dem Einfluss von Stau- resp. Grundnässe mit einhergehendem Farbwechsel des Bodens von rot-braun zu grau als Vergleyung bekannt. Sobald das gelöste Fe^{2+} in aerobe Bereiche gelangt, wird es wiederum als Eisenoxid ausgefällt, wodurch typische Rostflecken entstehen.

Eisen ist sowohl für Pflanzen als auch für Menschen und Tiere ein wichtiger Mikronährstoff. Die gemessenen Konzentrationen mit einem Median von 21.8 g/kg (Tabelle 2) bewegen sich im Bereich von dokumentierten Gehalten in Böden (2–50 g/kg; Amelung *et al.*, 2018). Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass ein Eisen-Mangel in Pflanzen auch auf Calciumcarbonat-haltigen Böden mit hohen Eisenoxidgehalten durch Immobilisierung auftreten kann (Amelung *et al.*, 2018a). Auf Wiesen und Weiden wurden signifikant höhere Eisen-Konzentrationen gemessen als an Waldstandorten (Abbildung 36). Dies könnte auf eine erhöhte Löslichkeit und somit Abreicherung von Eisen in Wäldern im Vergleich zu Wiesen und Weiden hindeuten, jedoch korrelieren die Eisen-Konzentrationen nicht mit dem pH-Wert (Kapitel 5.1 und 6.1).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Eisen	Fe	26	21.8 g/kg	11.4 g/kg	38.3 g/kg

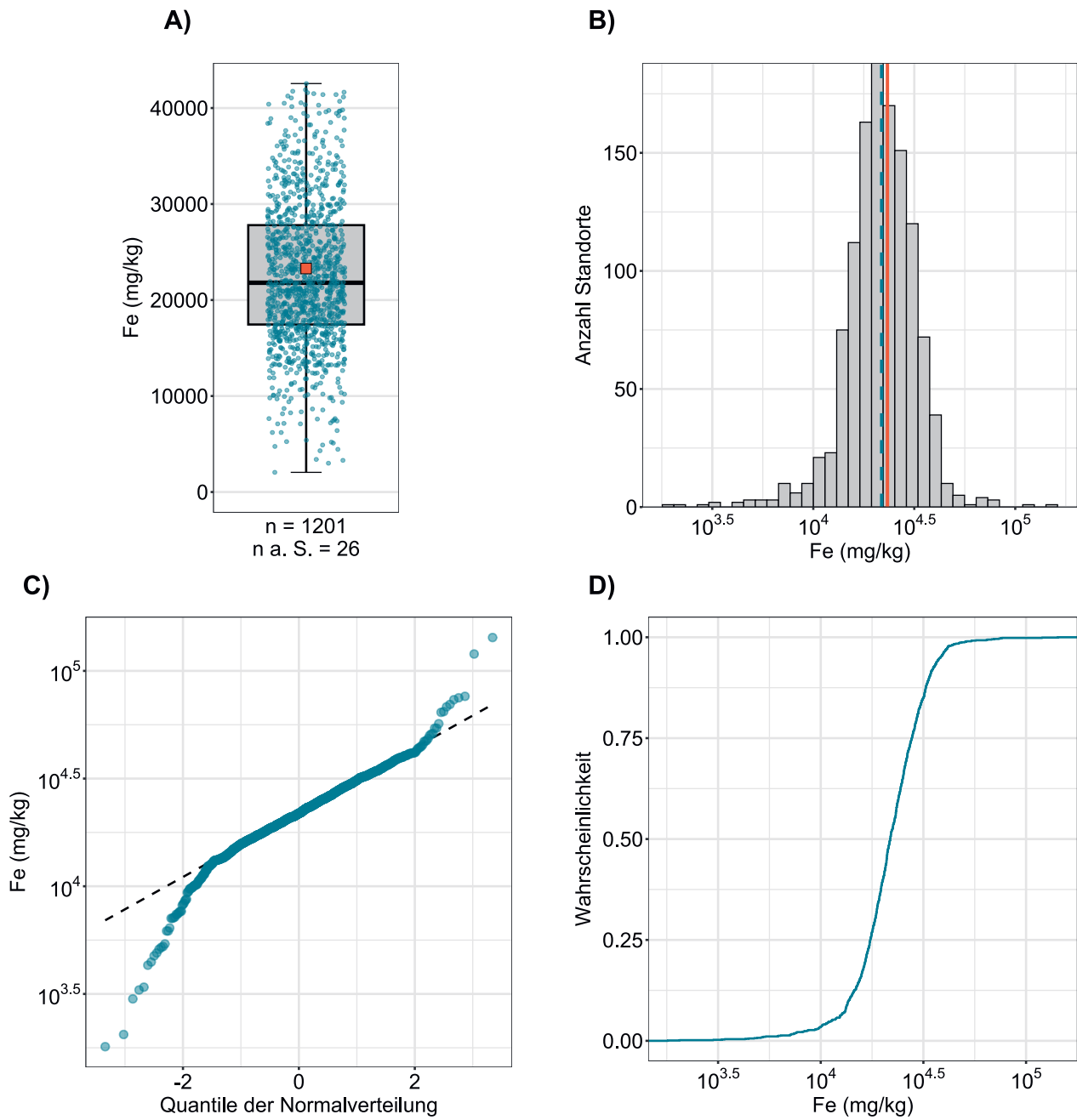


Abbildung 35 | Verteilung der Eisen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

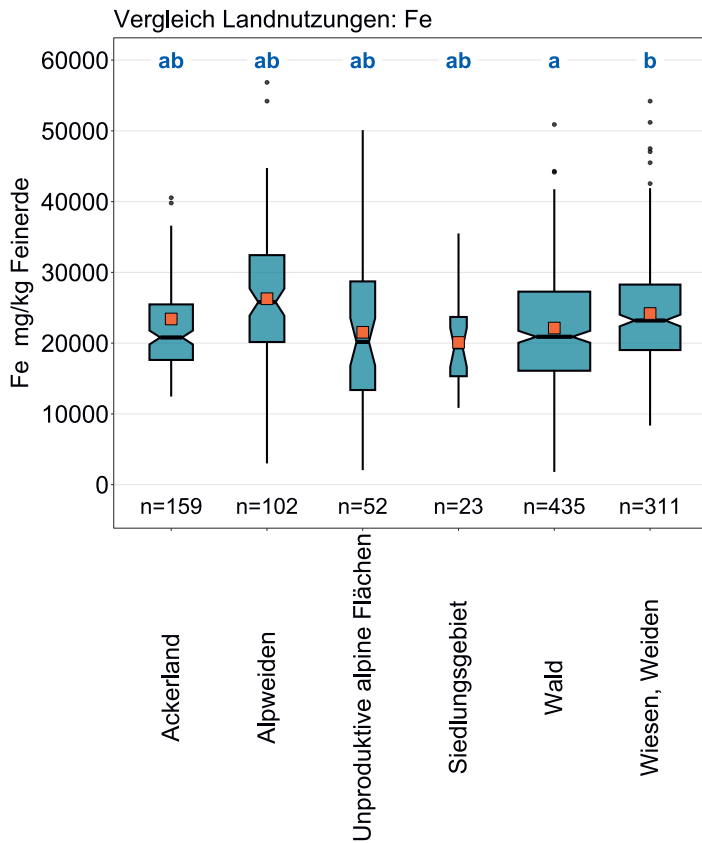
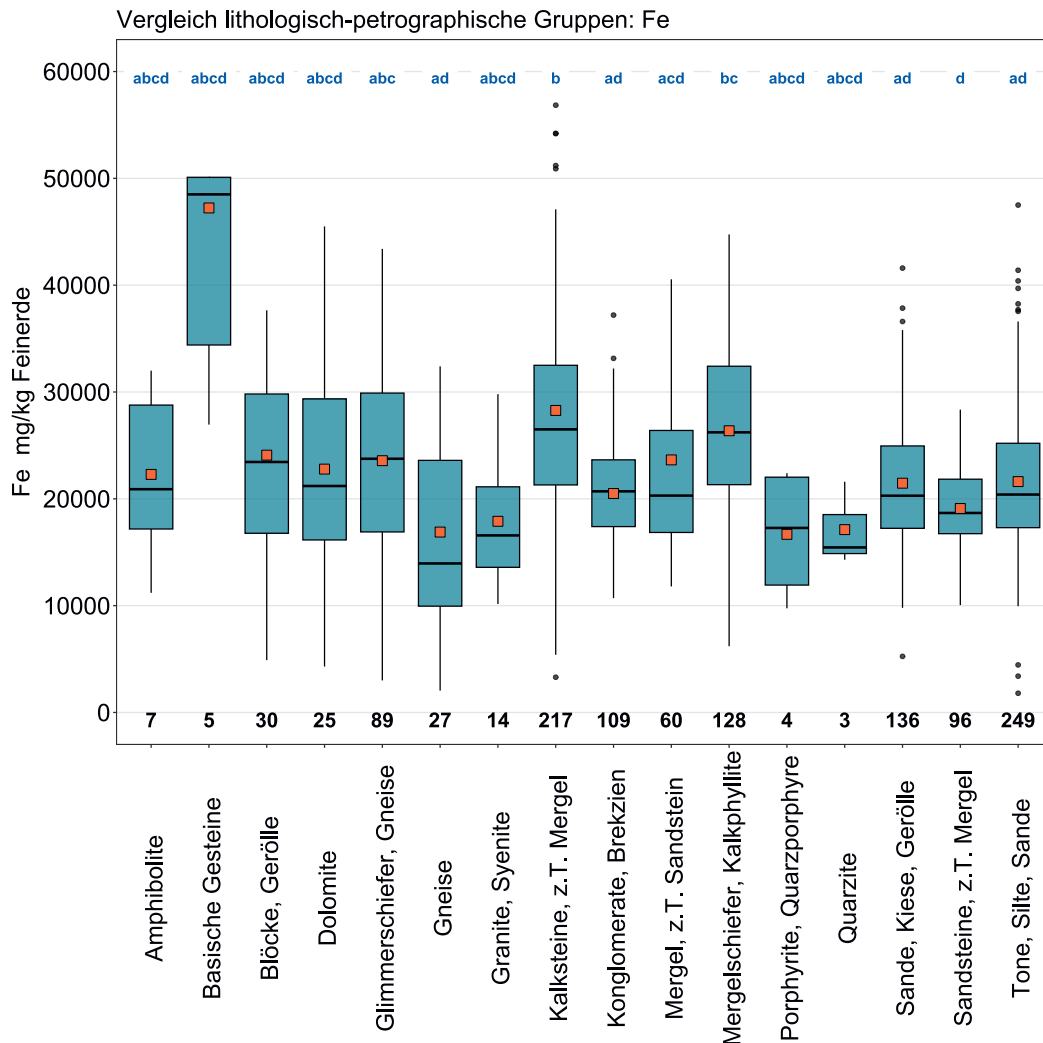


Abbildung 36 | Vergleich der Eisen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Eisen (g/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 11.4
- 11.4 - 13.7
- 13.7 - 17.5
- 17.5 - 21.8
- 21.8 - 27.8
- 27.8 - 33.7
- 33.7 - 38.3
- 38.3 - 142.9
- ≥ 55.9 (TIF)

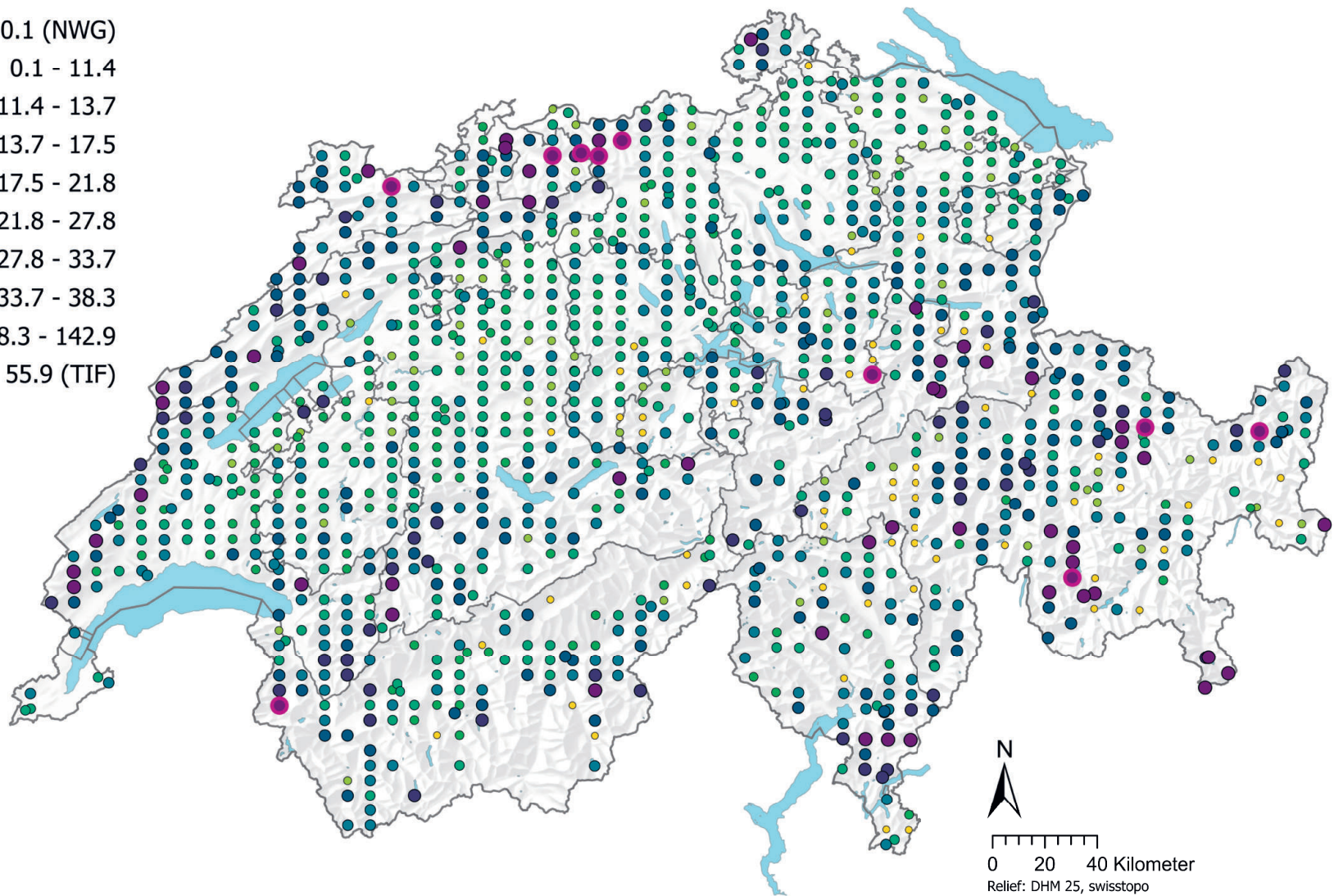
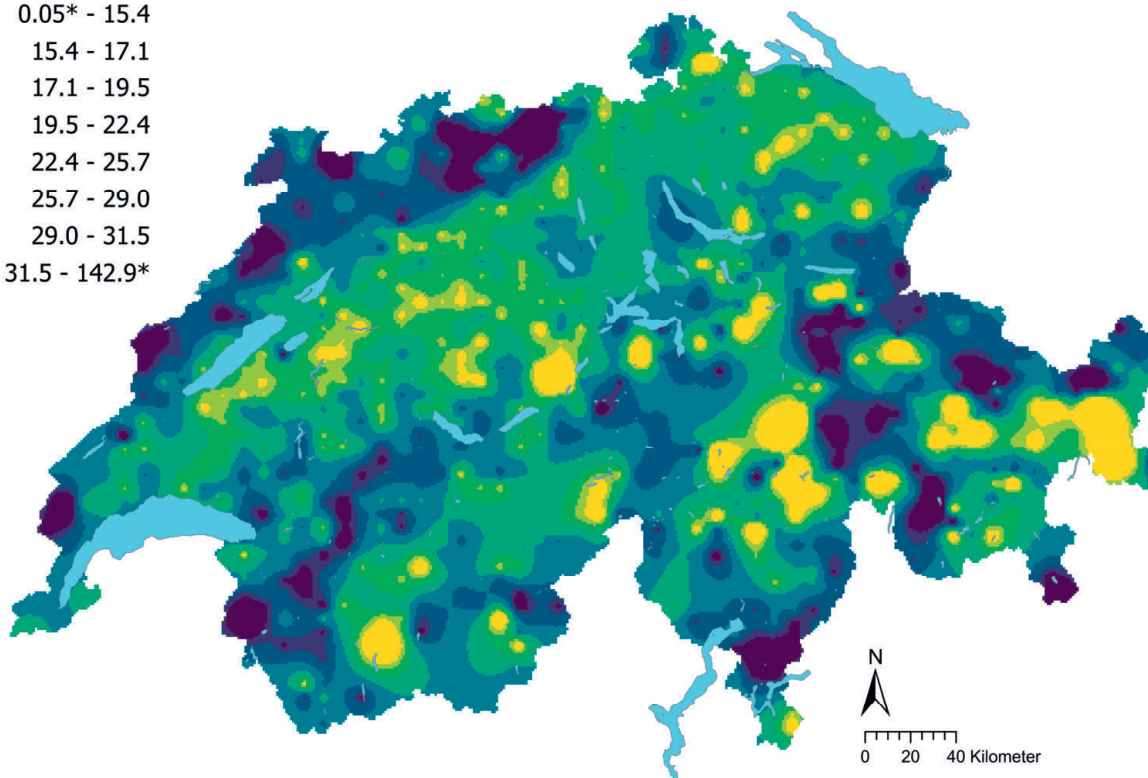
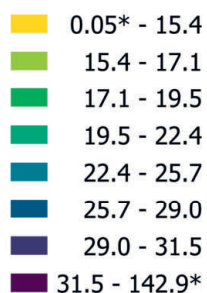


Abbildung 37 | Räumliche Verteilung der Eisen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Eisen (g/kg)



Eisen Variationskoeffizient (%)

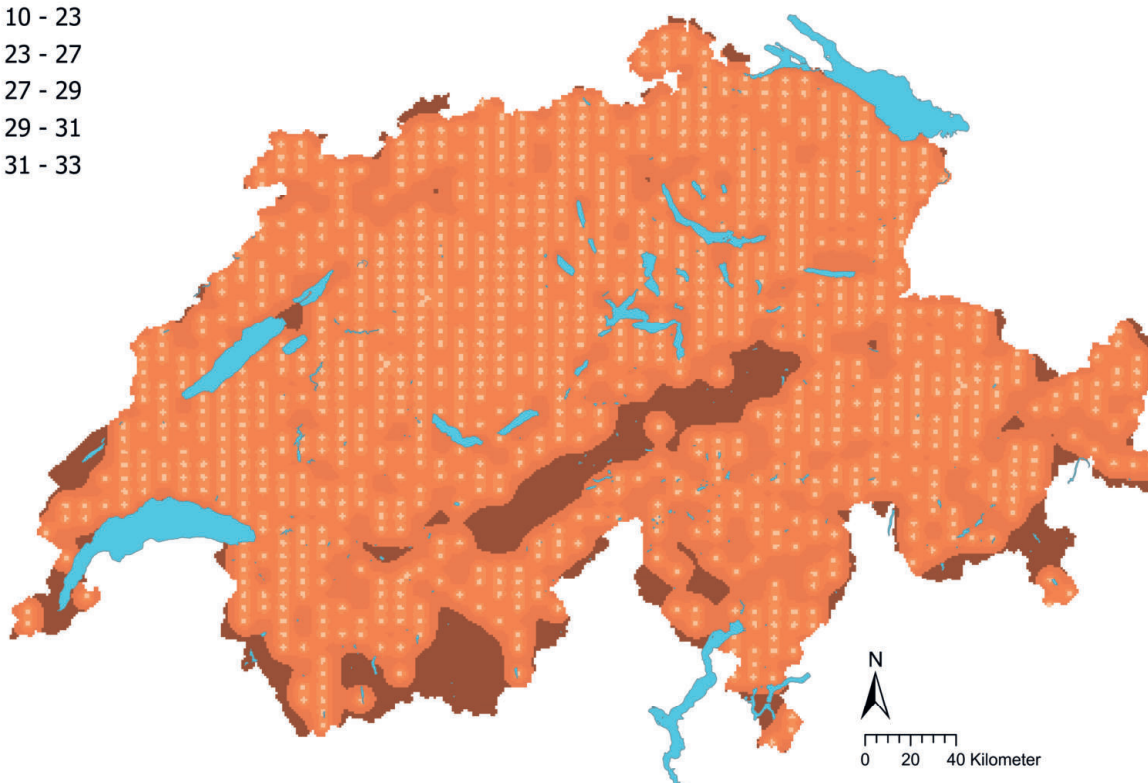
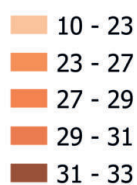


Abbildung 38 | Interpolierte Eisen-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.9 Kupfer (Cu)

Kupfer ist ein Metall der elften Gruppe und weist ähnlich wie Nickel und Zink einen Massenanteil von 0.01 % in der Erdhülle (Erdkruste + Atmosphäre + Hydrosphäre) auf (Fluck & Heumann, 2017). Hauptminerale von Kupfer sind beispielsweise Malachit (Kupfercarbonat), Chalcopyrit (CuFeS_2) und Bornit (Cu_5FeS_4) (Reimann *et al.*, 2014). In anderen Mineralen tritt Kupfer aufgrund seiner starken Affinität zu Schwefel hauptsächlich in Sulfiden und Sulfosalzen sowie in Arseniden auf. Darüber hinaus kann Kupfer als Spurenelement in Eisenoxiden und Eisen-Magnesium-Mineralen enthalten sein (z. B. in Olivinen, Pyroxenen, Amphibolen und Biotiten) (Tuchschmid, 1995). Tuchschmid (1995) dokumentierte stark erhöhte Kupfergehalte in basischen Gesteinen und Tongesteinen der Flysche und der Bündnerschiefer sowie der Grünschiefer der Alpen. Geogene Kupfervorkommen sind in den Walliser und Ostschweizer Alpen dokumentiert (FGS, 2023b; Simoni *et al.*, 2014). Im Gegensatz zu anderen Elementen sind die Gebiete mit hohen resp. tiefen Kupfergehalten aus der räumlichen Verteilung der Punktdaten weniger klar abgrenzbar (Abbildung 41). Einige als TIF-Ausreisser definierte Standorte im Alpenraum könnten hauptsächlich auf geogene Kupfervorkommen zurückzuführen sein.

Kupfer ist eines der ersten Metalle, das vom Menschen vor über 5000 Jahren abgebaut und verarbeitet wurde (Reimann *et al.*, 2014). Das Metall dient aufgrund seiner elektrischen Leitfähigkeit, der Wärmeleitfähigkeit und Korrosionsbeständigkeit als wichtiger Rohstoff in der Elektro- und Bauindustrie (Bader *et al.*, 2011). Aufgrund seiner toxischen Wirkung auf Mikroorganismen wird Kupfer zudem in der Landwirtschaft in Pestiziden und Düngern eingesetzt (Bader *et al.*, 2011). In der Schweiz betrug die modellierte Kupferemission in Böden und in aquatischen Systemen im Jahr 2000 800 t, wobei 70 % aus der Landwirtschaft und 20 % aus der Gebäude-Korrosion (Dachrinnen etc.) stammen (Bader *et al.*, 2011; Simoni *et al.*, 2014). In den Oberbodenproben weisen Ackerstandorte und Standorte in Siedlungen signifikant höhere Kupfer-Konzentrationen auf als die restlichen Landnutzungen (Abbildung 40). Beim NABO-Messnetz wurden sowohl bei intensiv genutzten Graslandstandorten, als auch bei einigen Ackerstandorten im Zeitraum von 1985 bis 2009 eine Zunahme der Kupfer-Konzentrationen im Oberboden beobachtet, welche auf den Austrag von Hofdüngern zurückgeführt wird (Gross *et al.*, 2021; Gubler *et al.*, 2015).

Im Boden adsorbiert Kupfer stark an Tonminerale, Eisen- und Manganoxide sowie an die organische Bodensubstanz (Hough, 2010). Die Korrelation der gemessenen Kupfer-Konzentrationen mit den Nickel-Konzentrationen ($R^2=0.65$) könnte auf einen geogenen Ursprung zurückgeführt werden (sulfidische Nickel-Kupfer-Mineralisationen; Tuchschmid, 1995). Die Korrelation mit Zink ($R^2=0.68$) beruht möglicherweise auf Einträgen durch die Landwirtschaft, insbesondere Hofdünger (Gubler *et al.*, 2015). Jedoch weisen die bivalenten Kationen aller drei Elemente eine starke, vom pH-Wert abhängige Sorption z. B. an Oxidoberflächen auf (Amelung *et al.*, 2018c), wodurch Korrelationen der drei Elemente auch mit einem ähnlichen Verhalten im Boden unter gleichen Bedingungen begründet werden könnte.

Kupfer ist zwar ein essentielles Element aller Lebewesen, kann aber vor allem bei Pflanzen und einigen Tieren in zu hohen Konzentrationen toxisch wirken (Amelung *et al.*, 2018a). Die Toleranz- resp. Prüfwerte für landwirtschaftliche Nutzflächen sowie nicht-agrarische Ökosysteme betragen gemäss Eikmann *et al.* (1993) 50 mg/kg. Dieser Wert wurde an 27 Standorten überschritten, wovon sechs Standorte in Rebbauf Flächen liegen. Dabei handelt es sich höchstwahrscheinlich um historische Einträge von Kupfer als Pestizid. Im Gegensatz dazu kann Kupfermangel bei Pflanzen bei Konzentrationen im Boden von < 5 mg/kg auftreten. Reimann *et al.* (2014) stellten die Hypothese auf, dass in Europa ein Kupfermangel ein wichtigeres Problem darstellt als Kupfertoxizität. In der Schweiz liegen die gemessenen Konzentrationen von rund 4 % der Standorte unterhalb dieses theoretischen Grenzwertes für Kupfermangel.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Kupfer	Cu	29	18.1 mg/kg	5.8 mg/kg	40.8 mg/kg

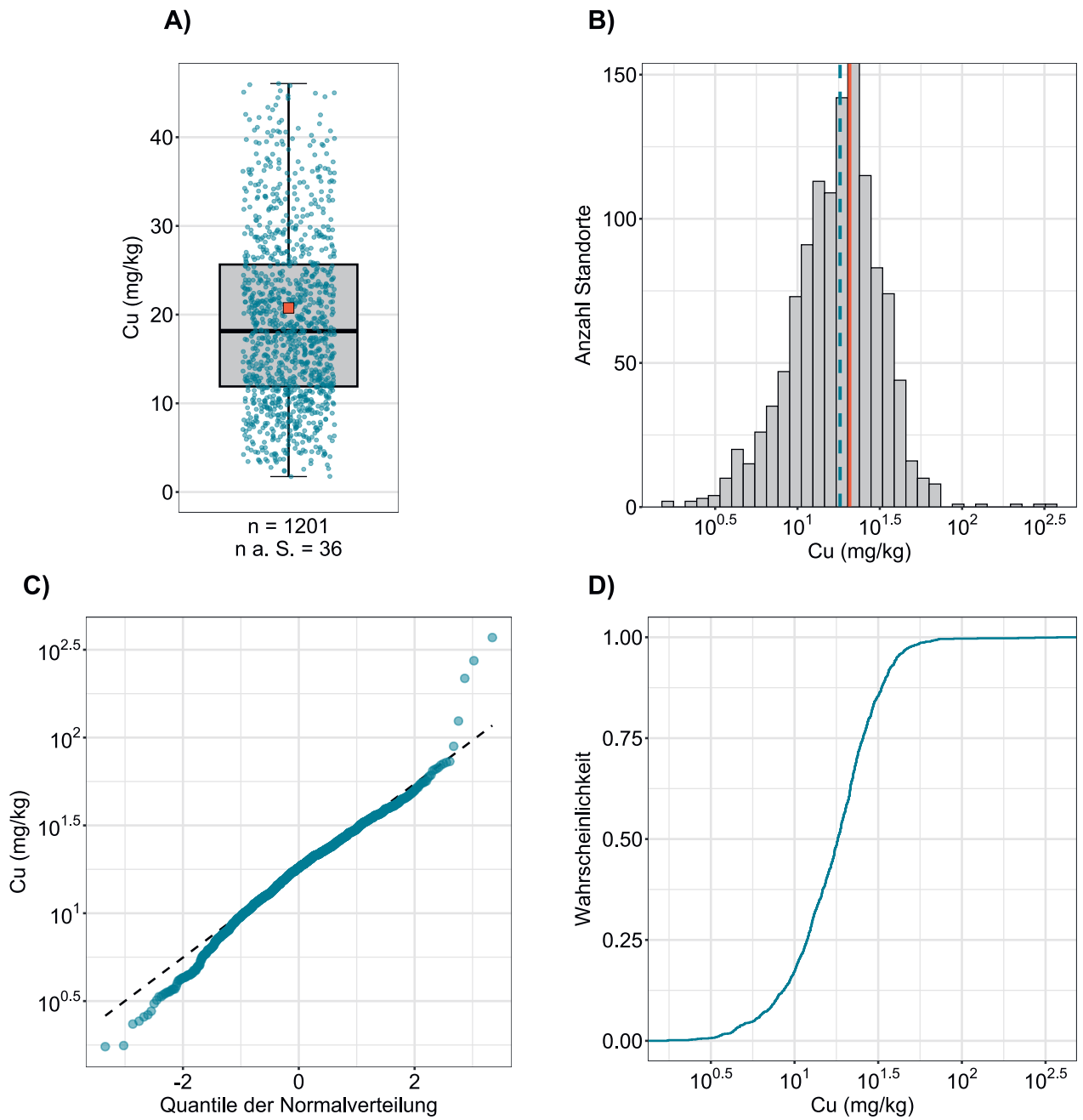


Abbildung 39 | Verteilung der Kupfer-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

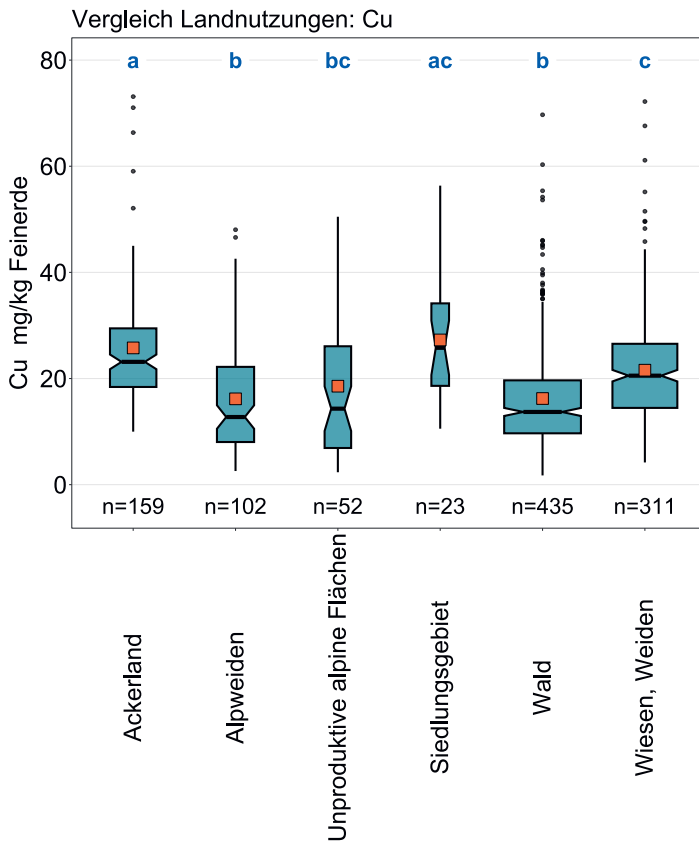
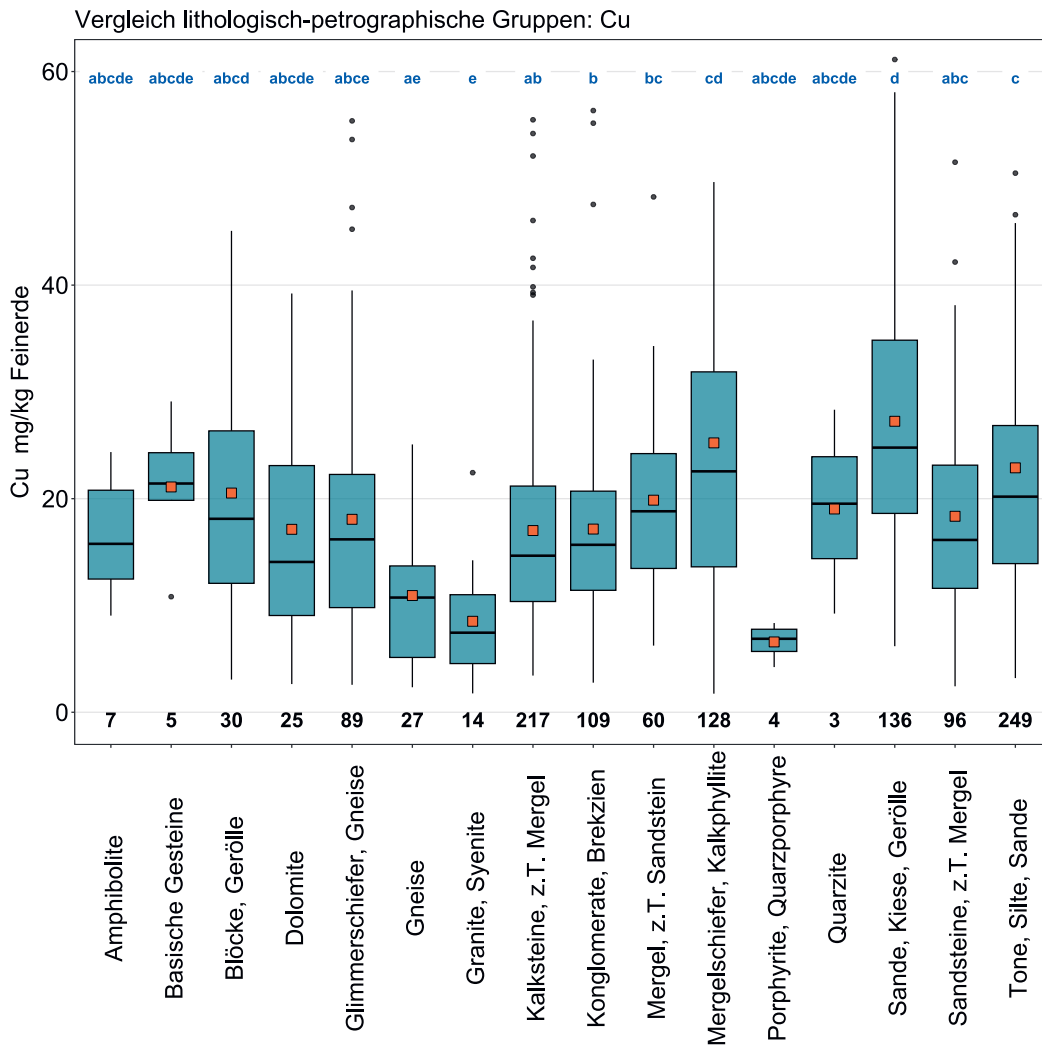


Abbildung 40 | Vergleich der Kupfer-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Kupfer (mg/kg)

- ≤ 0.01 (NWG)
- 0.01 - 5.8
- 5.8 - 7.7
- 7.7 - 11.9
- 11.9 - 18.1
- 18.1 - 25.7
- 25.7 - 35.0
- 35.0 - 40.8
- 40.8 - 371.1
- ≥ 81.2 (TIF)

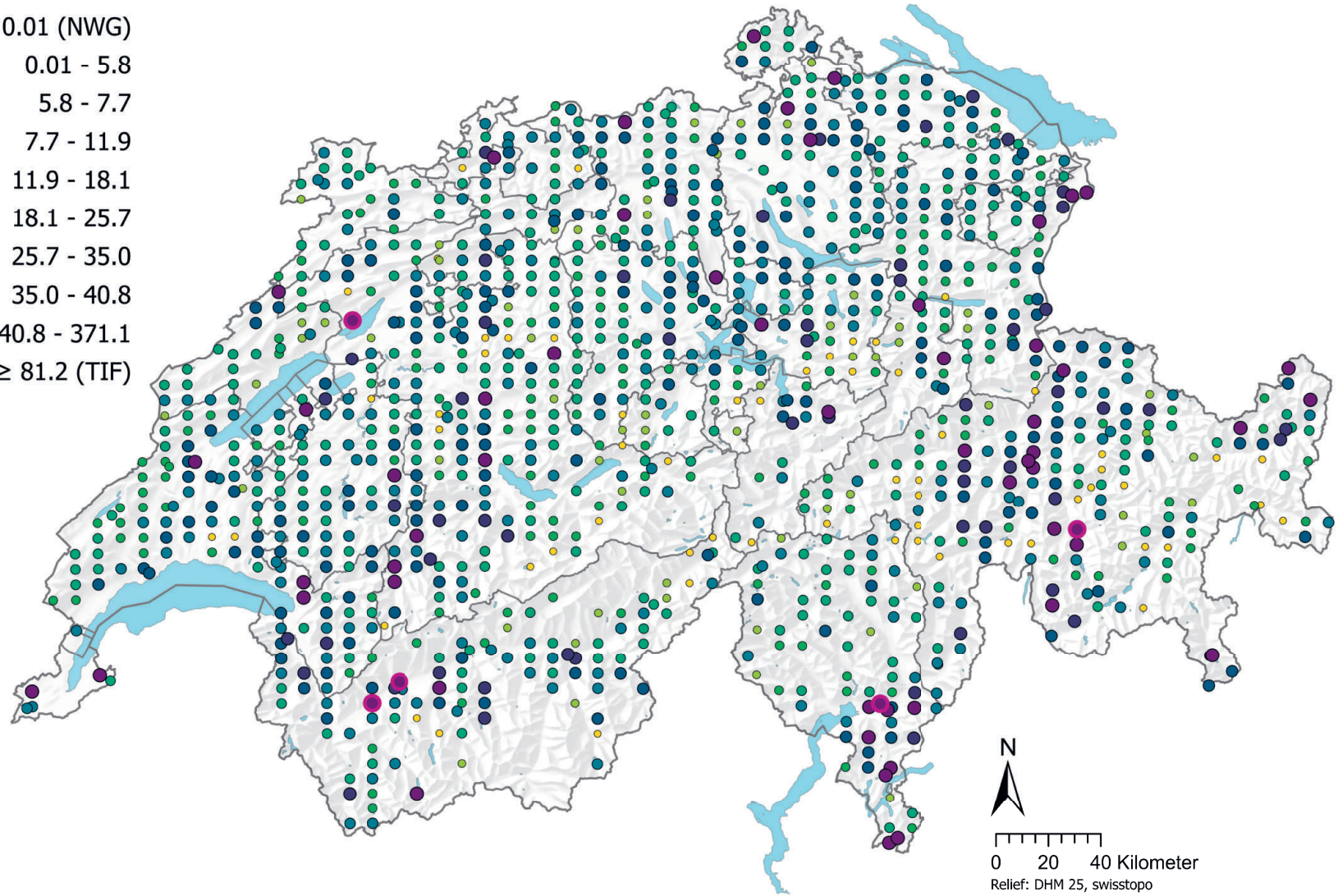
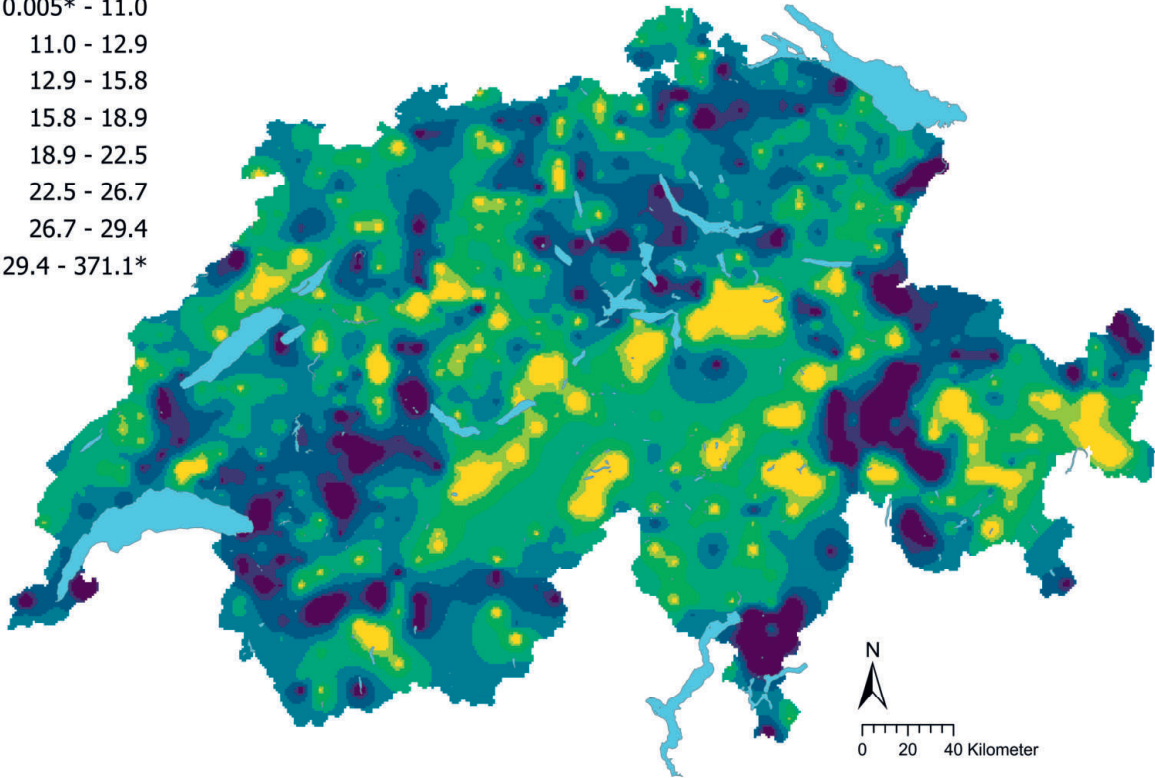
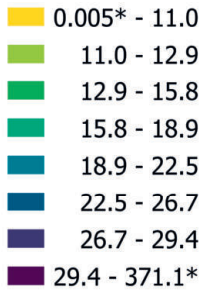


Abbildung 41 | Räumliche Verteilung der Kupfer-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Kupfer (mg/kg)



Kupfer Variationskoeffizient (%)

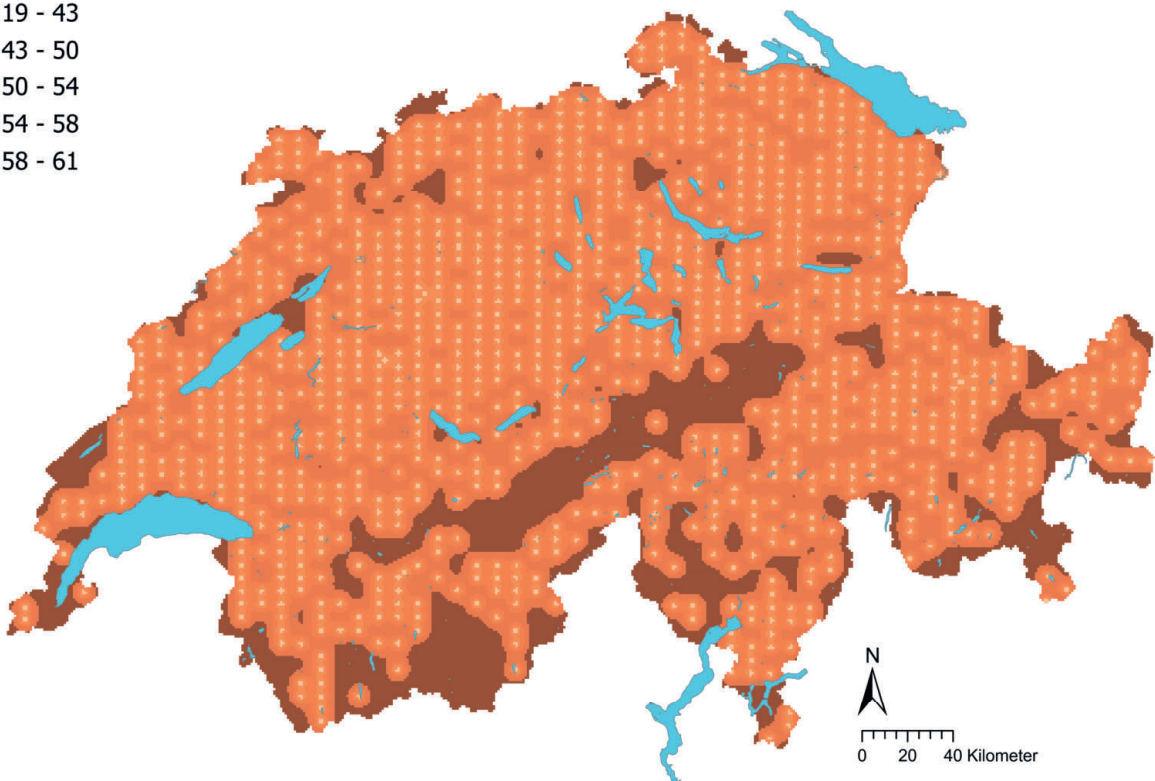
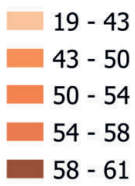


Abbildung 42 | Interpolierte Kupfer-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und der Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.10 Magnesium (Mg)

Magnesium ist ein Erdalkalimetall der zweiten Hauptgruppe des Periodensystems. Der Masseanteil in der Erdkruste beträgt 2.3 %, und Magnesium gehört damit zu den acht häufigsten Elementen (Amelung *et al.*, 2018a). Als Hauptbestandteil ferromagnetischer Silikate, z. B. von Olivinen, Amphibolen, Pyroxenen und Biotiten, tritt Magnesium am häufigsten in ultramafischen und mafischen Gesteinen auf (Reimann *et al.*, 2014). Neben dem Auftreten in Silikaten kommt das Element auch in Carbonaten, z. B. Dolomiten ($\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$) und Calcit (CaCO_3), vor, wo es Calcium ersetzen kann (Reimann *et al.*, 2014). Vergleichsweise hohe Magnesium-Konzentrationen im Oberboden wurden an denjenigen Standorten gemessen, welche der lithologisch-petrographischen Gruppe der Dolomite und der basischen Gesteine zugeordnet werden (Abbildung 44). Dies könnte in diesen Gebieten auf einen hauptsächlich geogenen Ursprung der Magnesium-Konzentrationen hindeuten, analog den Ergebnissen der Eisen-, Nickel-, Cobalt- und Chrom-Messungen, die Unterschiede sind jedoch nicht statistisch signifikant.

Magnesium ist ein essentielles Element und z. B. als Bestandteil von Chlorophyll unerlässlich für die Photosynthese. Ein Magnesiummangel äussert sich bei Pflanzen als Chlorose (Gelbfärbung der Blattspitzen) und bei Menschen und Tieren unter anderem als Muskelkrämpfe, z. B. Weidetetanie bei Wiederkäuern (Amelung *et al.*, 2018b). Daher wird Magnesium in der Landwirtschaft einerseits gezielt gedüngt, andererseits wird das Element bei der Kalkung durch den teilweisen Ersatz von Calcium in Carbonaten in den Boden eingebracht (Amelung *et al.*, 2018b). Neben Anwendungen in der Landwirtschaft wird Magnesium in zahlreichen Legierungen und Prozessen der Metallurgie eingesetzt und ist Bestandteil von Nahrungsergänzungs- und Arzneimitteln (Reimann *et al.*, 2014).

Das bei der Verwitterung der Minerale freigesetzte Mg^{2+} ist im Boden leicht austauschbar; die Sättigung mit Mg^{2+} der Austauscheroberflächen von schwach sauren bis leicht alkalischen Böden beträgt ca. 5–15 % (Calcium: >80 %) (Amelung *et al.*, 2018c). Gemäss Amelung *et al.* (2018) sind silicatreiche Tonböden in der Regel magnesiumreich, wohingegen quarzreiche Sandböden eher magnesiumarm sind. Es wurde jedoch keine Korrelation der gemessenen Magnesium-Konzentrationen mit der Körnung der Feinerde festgestellt (Kapitel 6.1).

Bei der räumlichen Betrachtung der Verteilung befinden sich Böden mit vergleichsweise hohen Magnesium-Konzentrationen in den östlichen Zentralalpen und in der Nordostschweiz (Abbildung 45). Gebiete mit besonders tiefen Magnesiumgehalten im Oberboden befinden sich in der Zentralschweiz. Zwischen den verschiedenen Landnutzungen gibt es keine signifikanten Unterschiede (Abbildung 44).

Der Median der gemessenen totalen Magnesium-Konzentrationen beträgt 4.2 g/kg und liegt somit deutlich oberhalb des Medians europäischer Ackerböden von 2.9 g/kg (Reimann *et al.*, 2014). Der Median der europäischen Ackerböden bezieht sich ebenfalls auf Königswasser-Aufschlüsse, die Magnesium-Konzentrationen gemessen mit der Röntgenfluoreszenz-Spektrometrie (XRF) liegen deutlich höher (Median: 5.9 g/kg). Grund dafür ist höchstwahrscheinlich, dass vor allem in Mineralen gebundenes Magnesium nicht vollständig mit Königswasser aufgeschlossen werden kann. Für die Pflanzenverfügbarkeit sind jedoch die Gehalte an austauschbarem Mg^{2+} entscheidend und nicht der Totalgehalt. Für salz- und carbonatarmer Böden der gemässigten Breiten beträgt der Gehalt an austauschbarem Mg^{2+} 0.5–5 g/kg (Amelung *et al.*, 2018a).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Magnesium	Mg	12	4.2 g/kg	1.4 g/kg	14.8 g/kg

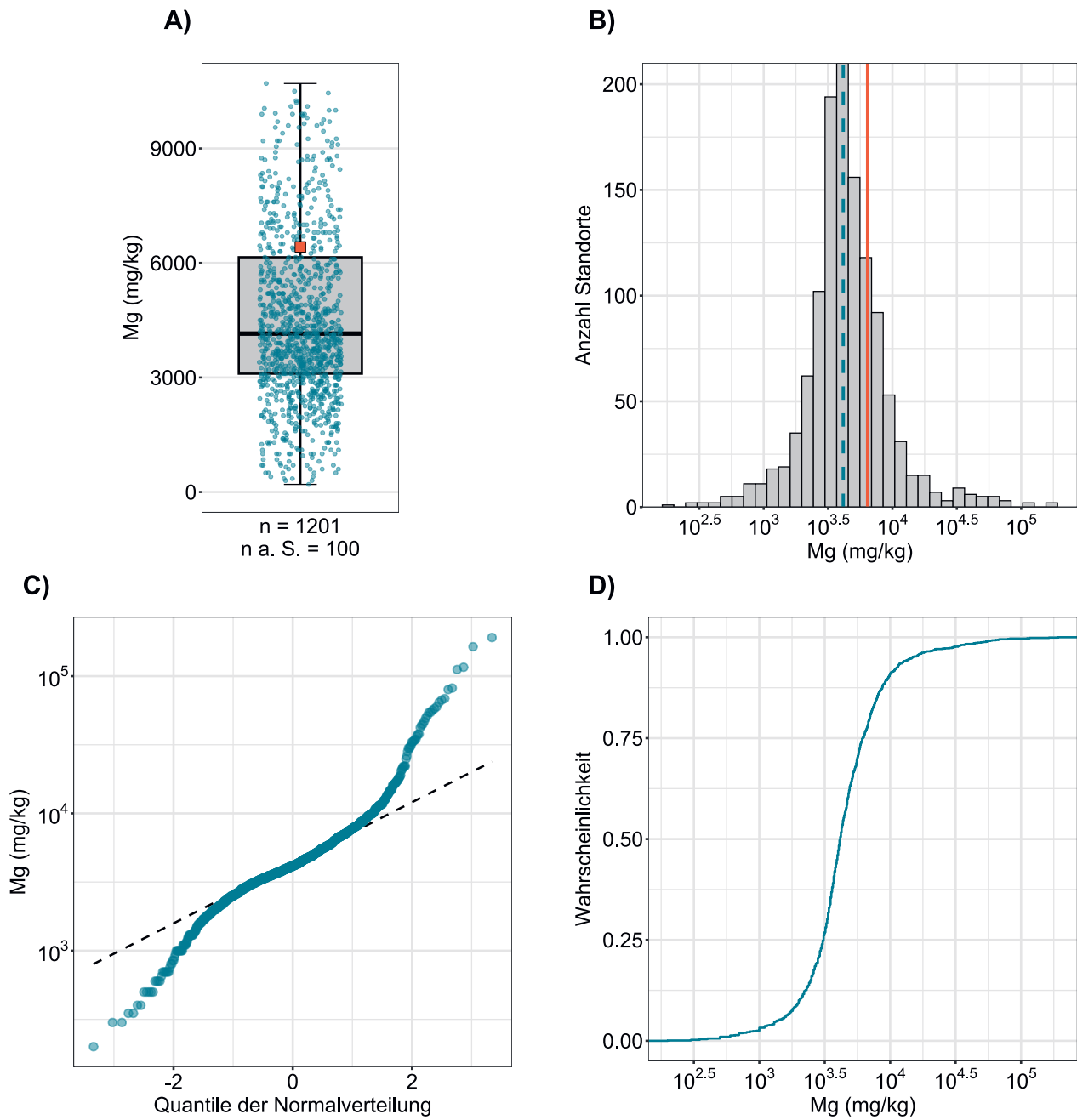


Abbildung 43 | Verteilung der Magnesium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

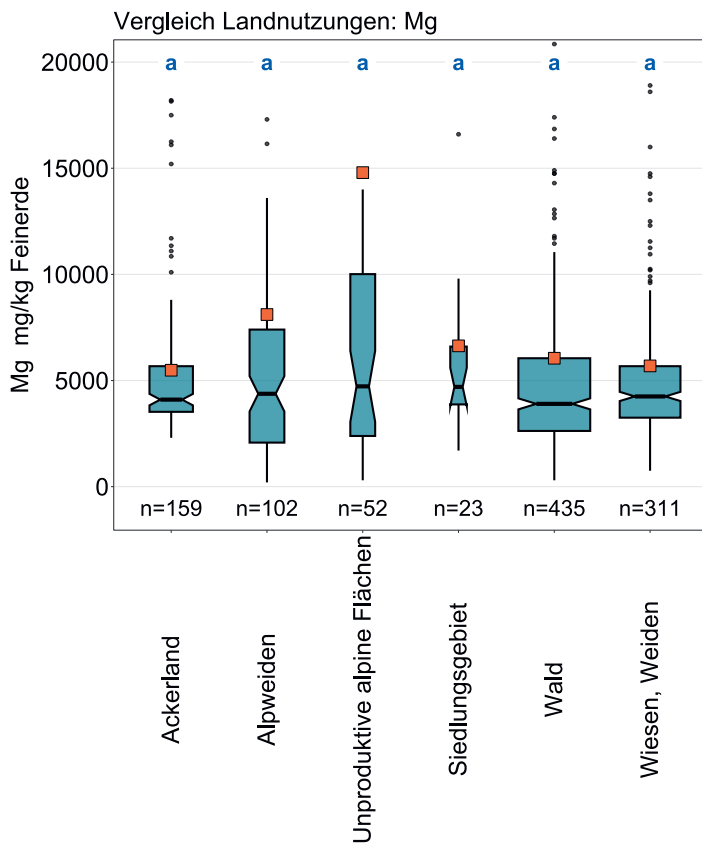
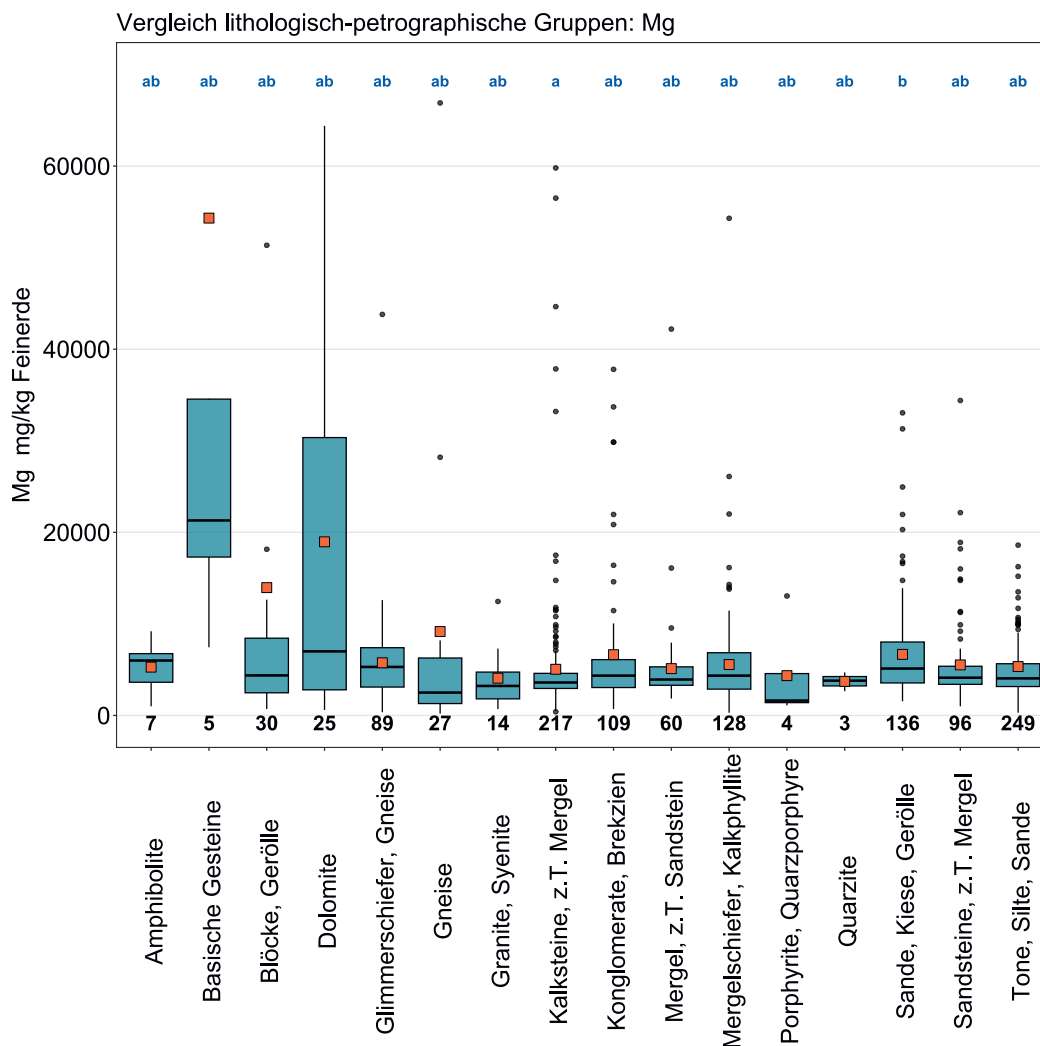


Abbildung 44 | Vergleich der Magnesium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächen-nahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Magnesium (g/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 1.4
- 1.4 - 2.0
- 2.0 - 3.1
- 3.1 - 4.2
- 4.2 - 6.2
- 6.2 - 9.7
- 9.7 - 14.8
- 14.8 - 191.0
- ≥ 17.2 (TIF)

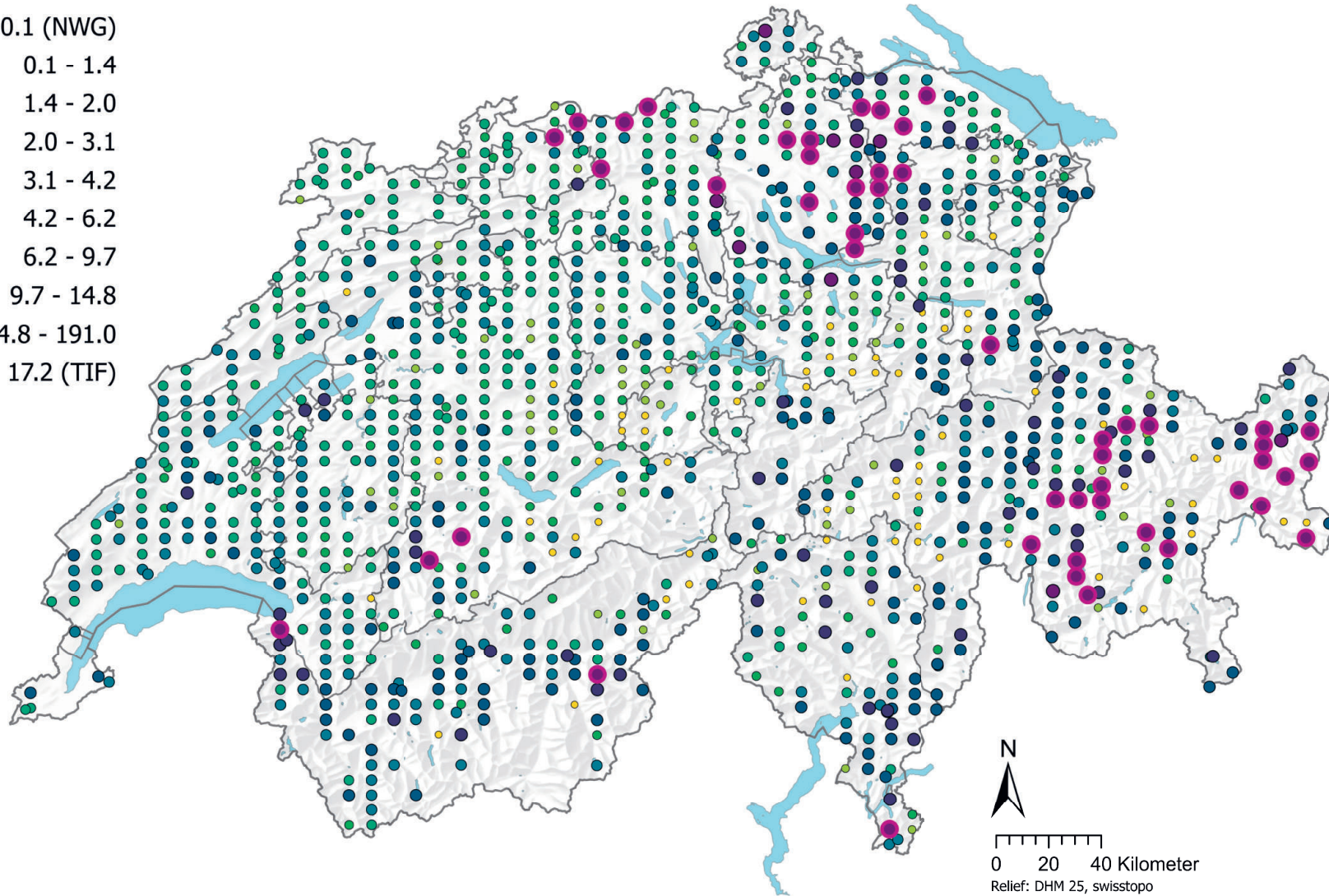
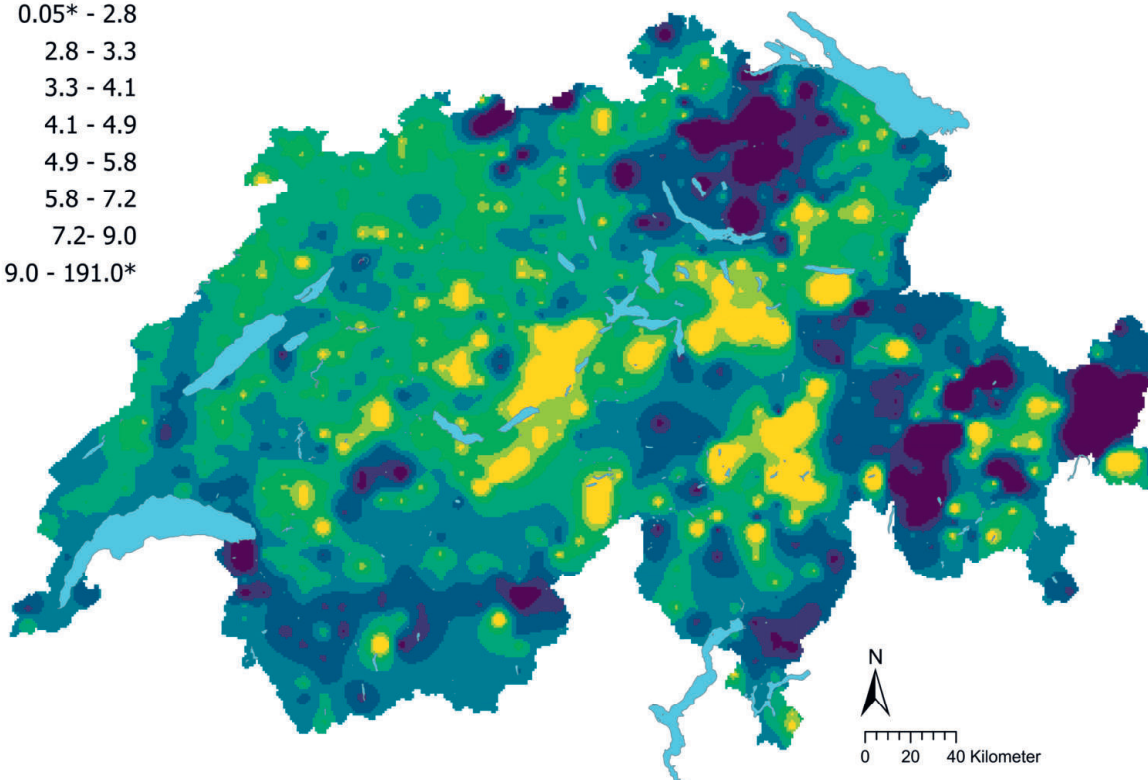
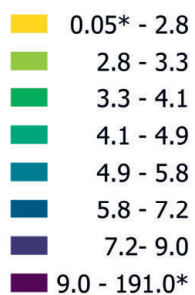


Abbildung 45 | Räumliche Verteilung der Magnesium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Magnesium (g/kg)



Magnesium Variationskoeffizient (%)

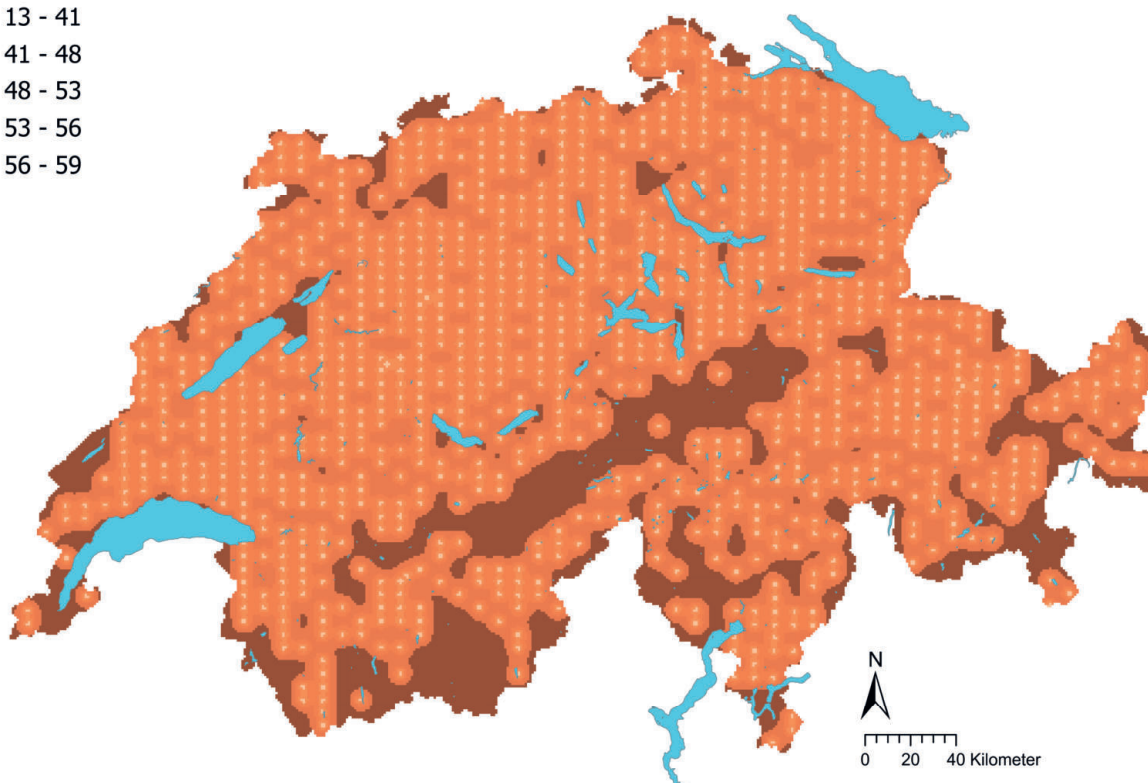
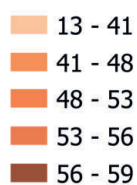


Abbildung 46 | Interpolierte Magnesium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und der Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.11 Mangan (Mn)

Mangan ist ein Metall der siebten Gruppe des Periodensystems und eines der häufigsten Spurenelemente in der Lithosphäre (He *et al.*, 2010). Zu den Mangan-Mineralen zählen unter anderem Rhodonit (MnSiO_3), das eine ungewöhnlich pinke Farbe aufweist, und das schwarze Erzmineral Pyrolusit (MnO_2) (Reimann *et al.*, 2014). Zudem kann das Mn^{2+} -Kation Eisen und Magnesium in Silikaten und Oxiden ersetzen (He *et al.*, 2010). Das Element kommt daher häufig in silikatischen Mineralen wie Chloriten, Olivinen, Biotiten, Pyroxenen und Amphibolen vor. Mafische Gesteine weisen meist die höchsten Mangangehalte auf, mit Konzentrationen zwischen 1400–1500 mg/kg (Reimann *et al.*, 2014). Wichtige Mangan-Vorkommen sind in der Schweiz beispielsweise in den Eisenoolithen der Herznacher Schichten im Fricktal dokumentiert (FGS, 2023b).

Mangan wird hauptsächlich in der Metallurgie sowie in Batterien, Katalysatoren, Pigmenten, der chemischen Industrie, in der Medizin und in Düngemitteln verwendet (Reimann *et al.*, 2014).

Im Boden wird Mangan bei der Verwitterung von Silikaten, Oxiden und Carbonaten hauptsächlich als Mn^{2+} freigesetzt (He *et al.*, 2010). Ähnlich wie bei Eisen wird das Kation unter oxidierenden Bedingungen schnell als schwer lösliche Oxide und Hydroxide ausgefällt, die sich im Boden als schwarze Mangan-Konkretionen anreichern können (He *et al.*, 2010). Unter reduzierenden Bedingungen wird Mangan wiederum in die Bodenlösung freigesetzt und somit bioverfügbar, oder es wird ausgewaschen. Mangan kann aber auch an Oberflächen von anderen Oxiden (z. B. Eisen, Aluminium und Titan) sowie an Tonmineralen adsorbieren und mit der organischen Bodensubstanz komplexieren. Einige dieser Komplexe und inorganische Komplexe, z. B. MnCO_3 und MnSO_4 , sind labil und dienen daher als Manganquelle für Pflanzen und Mikroorganismen (He *et al.*, 2010). Gemäss He *et al.* (2010) stammt das meiste Mangan im Boden aus dem Ausgangsmaterial. Die schwachen Korrelationen der vorliegenden Mangan-Konzentrationen im Oberboden mit den Cobalt-, Nickel- und Chrom-Konzentrationen (Kapitel 6.1) könnten einerseits auf einen gemeinsamen geogenen Ursprung hindeuten, andererseits auf Cobalt-Ausfällungen oder Sorptionsprozesse der Ionen an Oberflächen von sekundären Mangan(hydro)oxiden. Pedogene Mangan-Oxide akkumulieren häufig auch Schwermetalle wie Cadmium, Nickel, Blei und Zink (Amelung *et al.*, 2018a).

Das Mikronährelement Mangan ist essentiell für alle Lebewesen, kann jedoch in hohen Konzentrationen toxisch wirken (Amelung *et al.*, 2018a). Die Autoren nennen einen häufigen Bereich von Mangan-Konzentrationen in A-Horizonten von 40–1000 mg/kg. Die gemessenen Mangan-Konzentrationen in Schweizer Oberböden befinden sich mit einem Median von 655 mg/kg in diesem Bereich (Tabelle 2). Im gesamteuropäischen Vergleich (Ackerflächen: 445 mg/kg, Graslandstandorte: 435 mg/kg) ist dieser Median etwas erhöht, liegt jedoch noch unterhalb des 75 %-Quartils (Reimann *et al.*, 2014). Die höchsten Mangangehalte im Oberboden finden sich im Jura, den westlichen Voralpen sowie vereinzelt in Graubünden (Abbildung 49). Geringe Mangangehalte wurden auf der Alpensüdseite gemessen.

In Ackerflächen sowie unter Wiesen und Weiden sind die gemessenen Mangan-Konzentrationen im Vergleich zu den anderen Landnutzungen Wald sowie Alpweiden und zu ungenutzten Flächen signifikant erhöht (Abbildung 48). Diese Unterschiede zwischen den Landnutzungen werden auch beim pH-Wert beobachtet (Kapitel 5.1), jedoch korrelieren die gemessenen Mangan-Konzentrationen nur sehr schwach mit dem pH-Wert (Kapitel 6.1), und Daten zu den Redoxbedingungen wurden nicht erhoben. Mangan kann nebst atmosphärischer Deposition, Bewässerung und dem Austrag von Klärschlamm (seit 2006 in der Schweiz verboten) auch durch Düngung (z. B. Hofdünger) und Kalkung in den Boden gelangen (He *et al.*, 2010) und dadurch möglicherweise zu einer Erhöhung der Mangan-Konzentrationen im Boden führen.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Mangan	Mn	25	655 mg/kg	145 mg/kg	1390 mg/kg

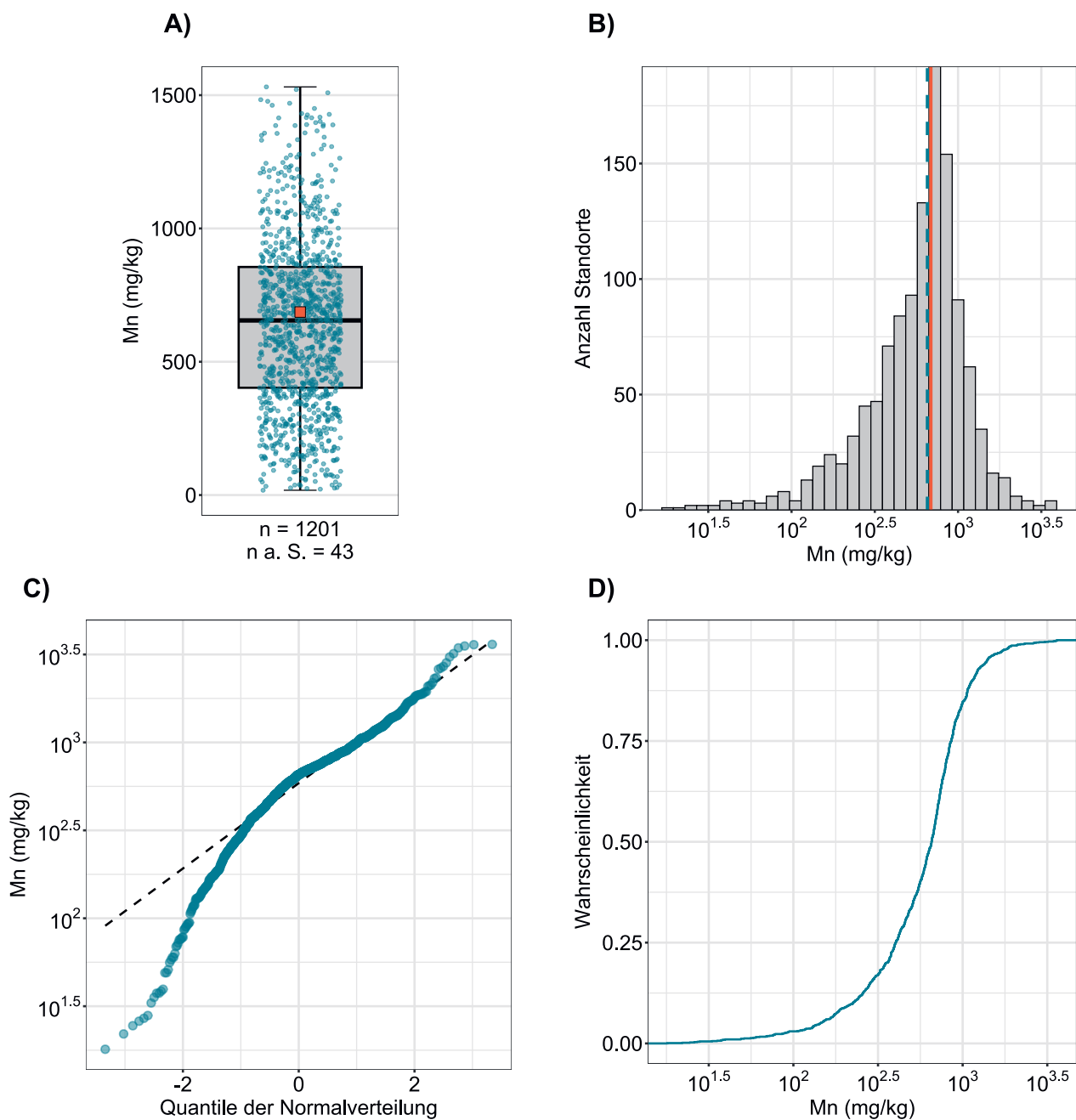


Abbildung 47 | Verteilung der Mangan-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

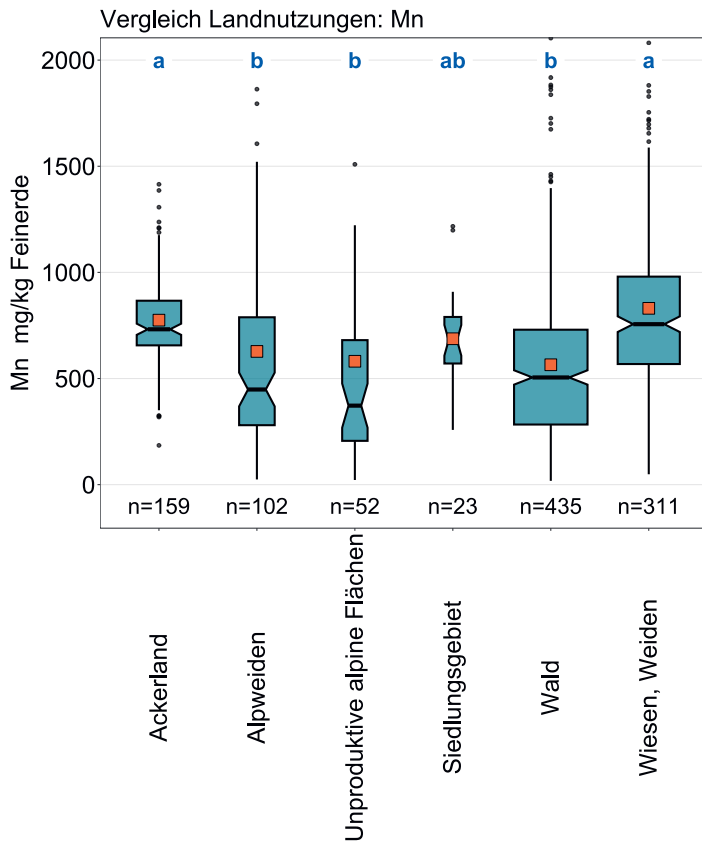
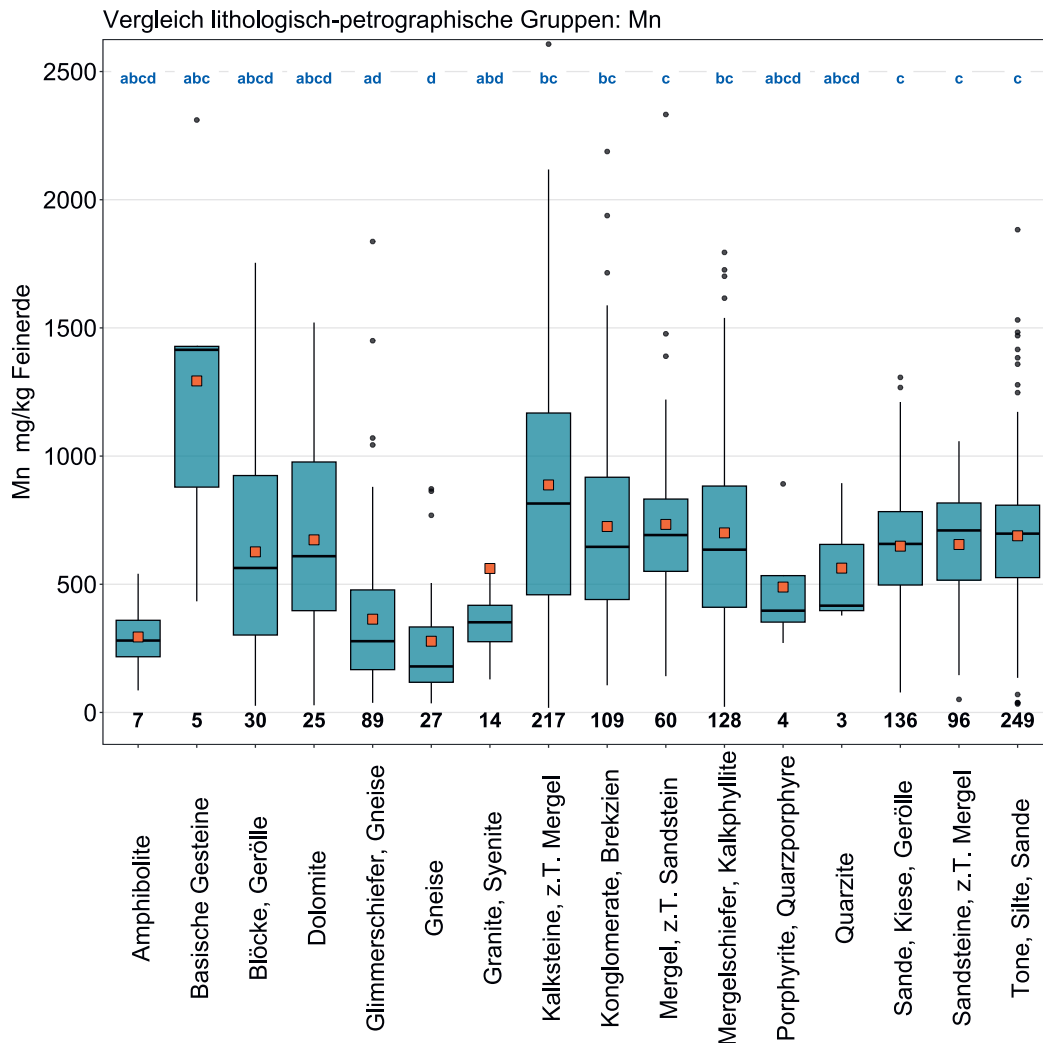


Abbildung 48 | Vergleich der Mangan-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Mangan (mg/kg)

- ≤ 1 (NWG)
- 1 - 145
- 145 - 226
- 226 - 403
- 403 - 655
- 655 - 856
- 856 - 1'139
- 1'139 - 1'390
- 1'390 - 3'609
- $\geq 2'651$ (TIF)

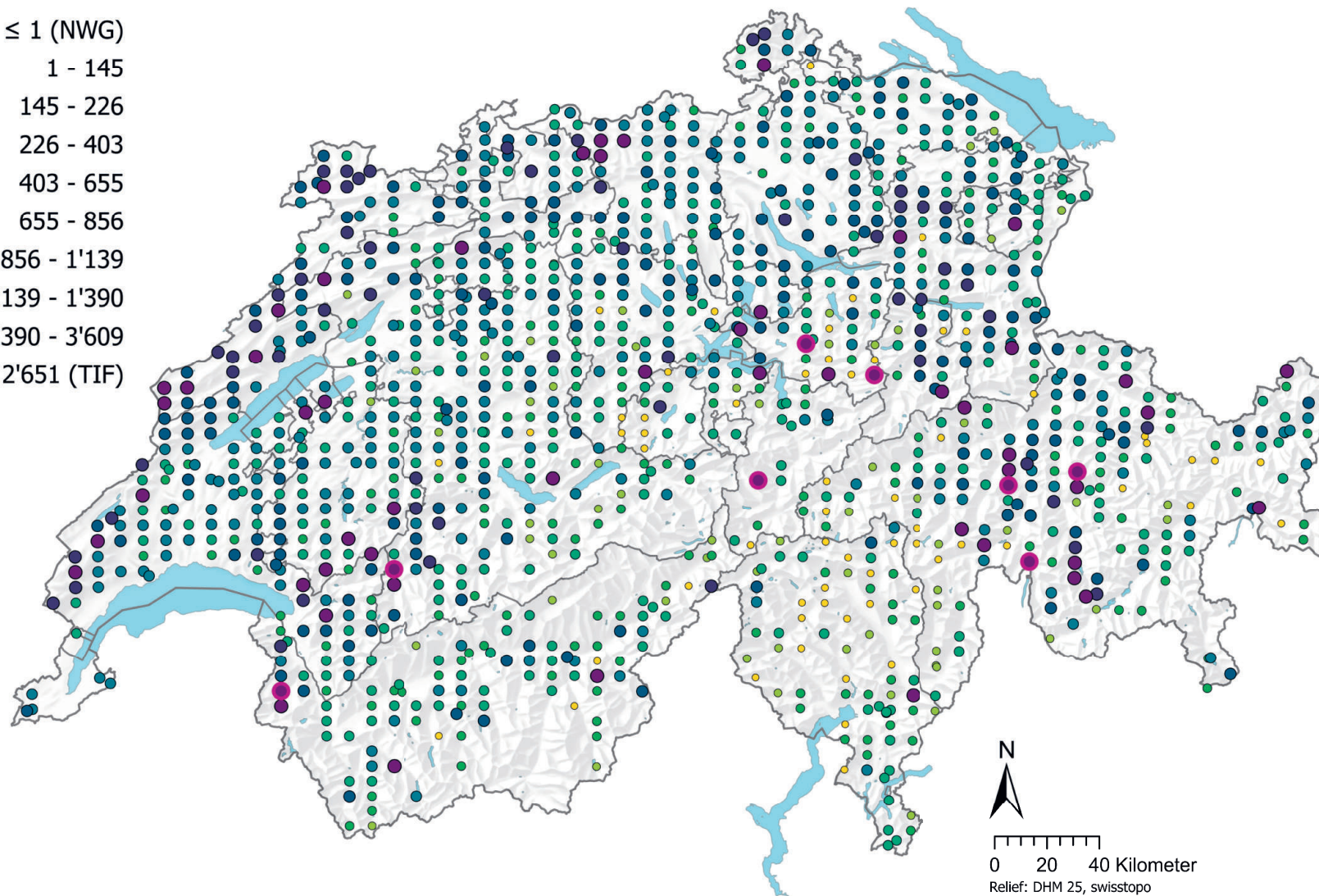
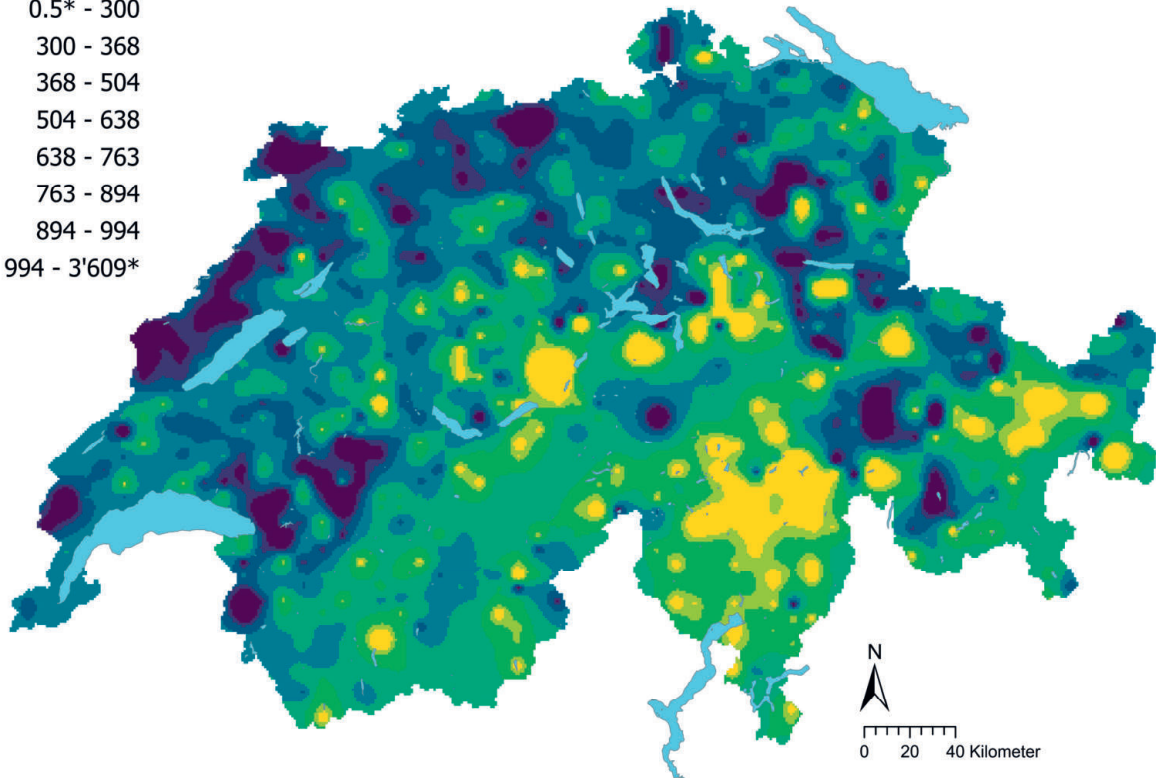
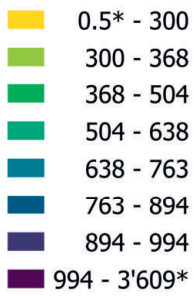


Abbildung 49 | Räumliche Verteilung der Mangan-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Mangan (mg/kg)



Mangan Variationskoeffizient (%)

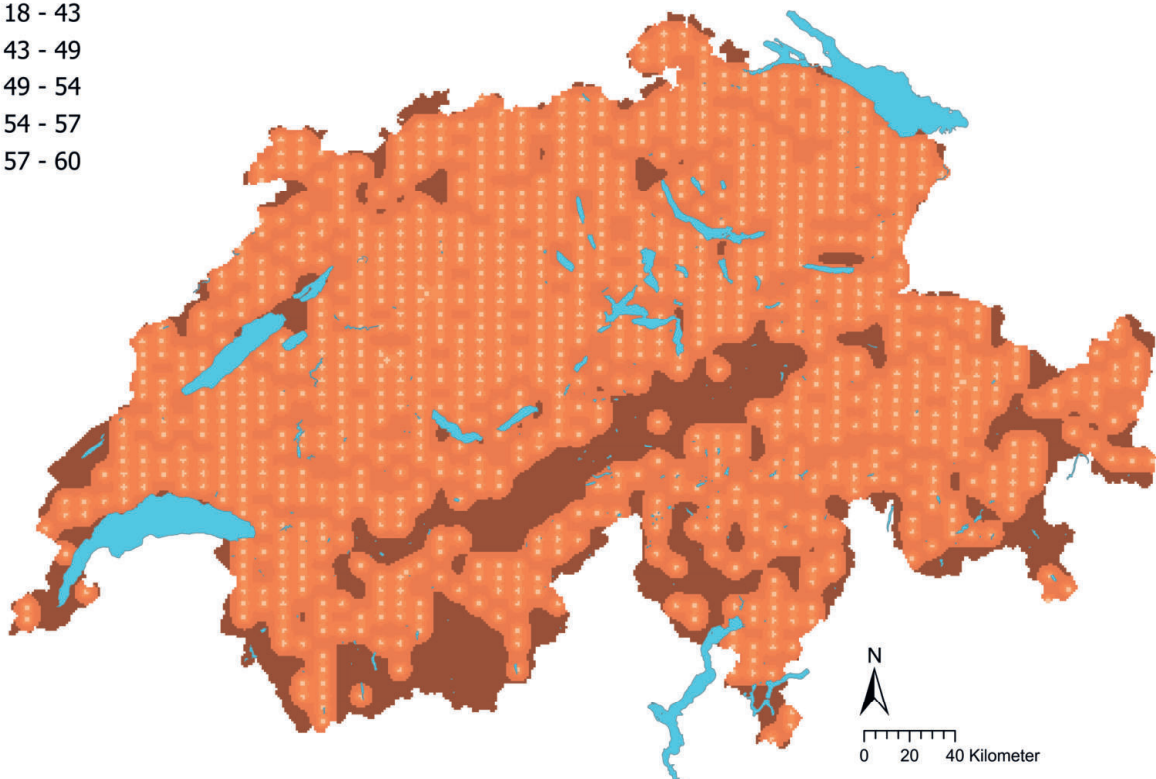
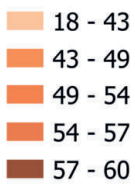


Abbildung 50 | Interpolierte Mangan-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.12 Molybdän (Mo)

Molybdän ist ein für die meisten Lebewesen essentielles Metall der sechsten Gruppe des Periodensystems. Das Haupterz von Molybdän ist das Sulfid Molybdänit (MoS_2), das Element kann aber auch eine Reihe von Elementen (z. B. Eisen, Titan und Aluminium) ersetzen und tritt in Mineralen wie Biotiten, Feldspäten und Amphibolen sowie in Mangan-Oxiden und Sulfiden auf (Evans & Barabash, 2010; Reimann *et al.*, 2014; Tuchschnid, 1995). Die Molybdän-Konzentrationen in den Gesteinen sind häufig an die Konzentrationen von Mangan, Schwefel und organischem Kohlenstoff gebunden (Tuchschnid, 1995). Gemäss Tuchschnid (1995) variieren die Molybdän-Konzentrationen in typischen Gesteinen der Schweiz nur geringfügig von rund 0.1 mg/kg in Kalksteinen bis 3 mg/kg in granitischen Magmatiten. Sehr hohe Molybdän-Konzentrationen können bituminöse Tongesteine und Kohlen aufweisen (bis 200 mg/kg), wobei auch in einem eisenoolithischen Kalkstein des Juras erhöhte Gehalte von 5.4 mg/kg gemessen wurden (Tuchschnid, 1995).

Rund 75 % des gesamten Molybdäns wird in der Stahlindustrie eingesetzt, weitere Anwendungen findet das Metall in Katalysatoren, Pigmenten, als Korrosionsschutz, in Schmiermitteln und in Düngern (Evans & Barabash, 2010). Zusätzlich zu Letzterem kann Molybdän durch atmosphärische Deposition und Hofdünger in den Boden gelangen.

Im Gegensatz zu vielen anderen Elementen wird Molybdän als Anion im Boden unter sauren Bedingungen an den Oberflächen von Eisen(hydro)oxiden und Tonmineralen adsorbiert, ab einem pH-Wert von 5 löst sich Molybdän rasch und wird mobil (Evans & Barabash, 2010). In der Bodenlösung kann das Oxyanion von Molybdän mit verschiedenen Kationen (z. B. Ca^{2+}) oder als Ion mit Komponenten der organischen Bodensubstanz komplexieren und ausfallen (Evans & Barabash, 2010).

Bei Molybdän wurden bei insgesamt 42 Standorten Konzentrationen gemessen, die gemäss der Tukey Inner Fence-Methode als Ausreisser gedeutet werden. Die rechtsschiefe Verteilung zeigt sich ebenfalls in der deutlichen Abweichung des Mittelwertes vom Median (Abbildung 51), welcher 0.81 mg/kg beträgt und somit im Bereich von häufigen Molybdän-Konzentrationen in Böden liegt (0.2–5 mg/kg) (Amelung *et al.*, 2018a). Die Oberböden des westlichen Mittellandes weisen besonders tiefe Molybdängehalte auf (Abbildung 53). Im Gegensatz dazu sind die Konzentrationen insbesondere im westlichen Jura erhöht. In diesen Regionen treten gemäss dem Geologischen Atlas der Schweiz ebenfalls Mikrite, Kalkoolithe, Mergelsteine, Dolomite, Kalkbrekzien und bioklastische Kalke auf (swisstopo, 2022). Einige Standorte, welche diesen Gruppen zugeordnet werden, weisen erhöhte Molybdän-Konzentrationen im Oberboden auf, die Unterschiede sind indes nicht signifikant (Abbildung 52).

Obwohl Molybdän ein Mikronährelement ist, kann es schon bei Gehalten von 5–10 mg/kg im Futter für Wiederkäuer toxisch wirken (Amelung *et al.*, 2018a). Zwischen den Landnutzungen sind keine signifikanten Unterschiede erkennbar, den höchsten Mittelwert weisen ungenutzte Flächen auf, die sich hauptsächlich im alpinen Raum befinden (Abbildung 4). Der Toleranzwert für landwirtschaftliche Nutzflächen von 20 mg/kg (Lühr *et al.*, 1996) wird an einem Standort des Geochemischen Bodenatlas überschritten.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Molybdän	Mo	42	0.81 mg/kg	0.39 mg/kg	2.51 mg/kg

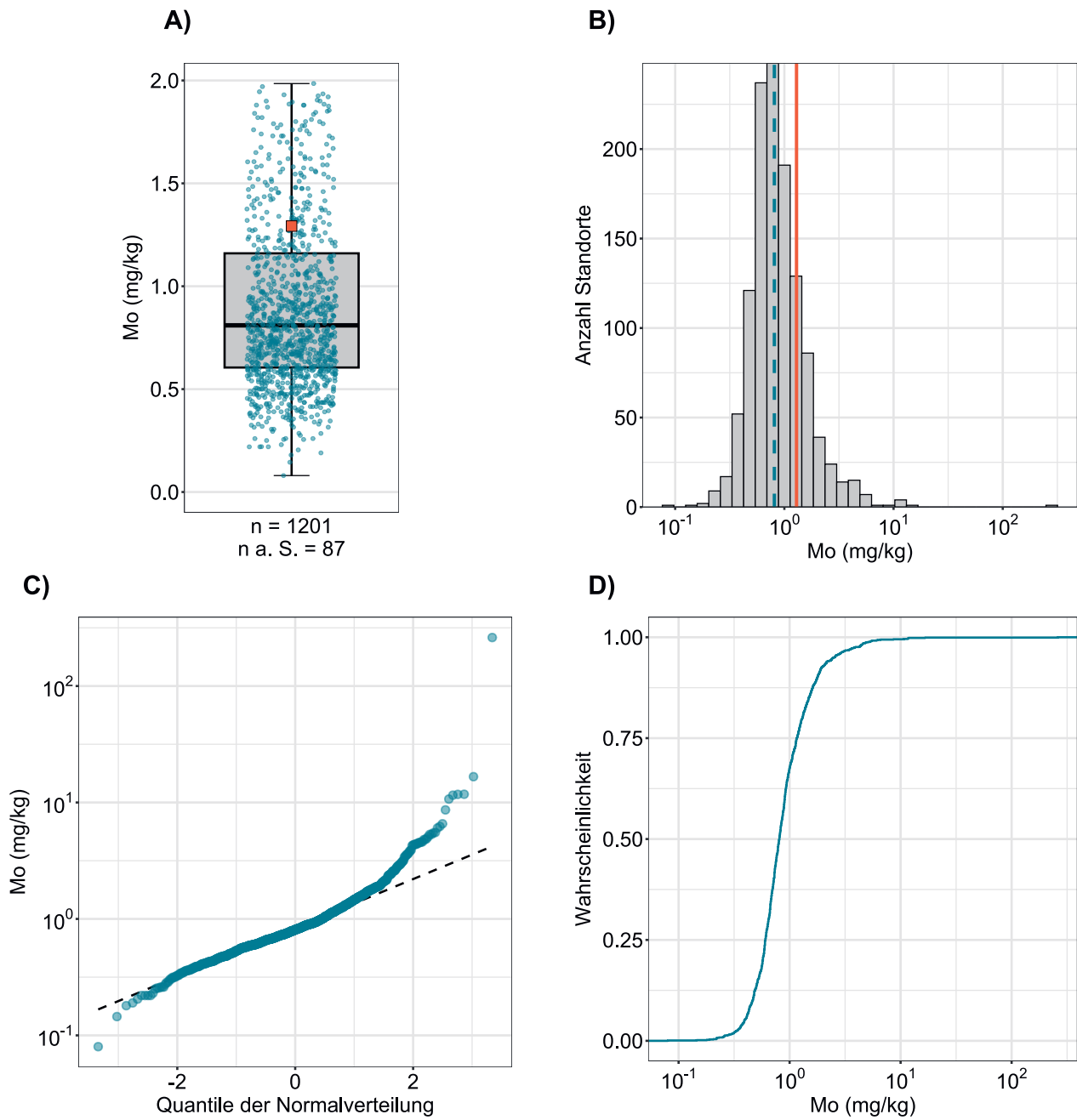


Abbildung 51 | Verteilung der Molybdän-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

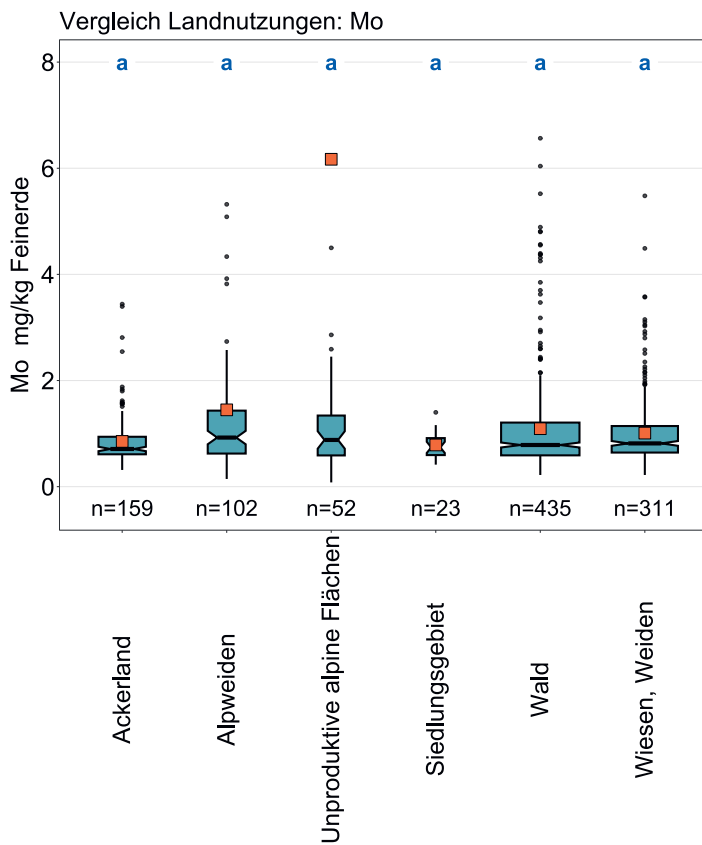
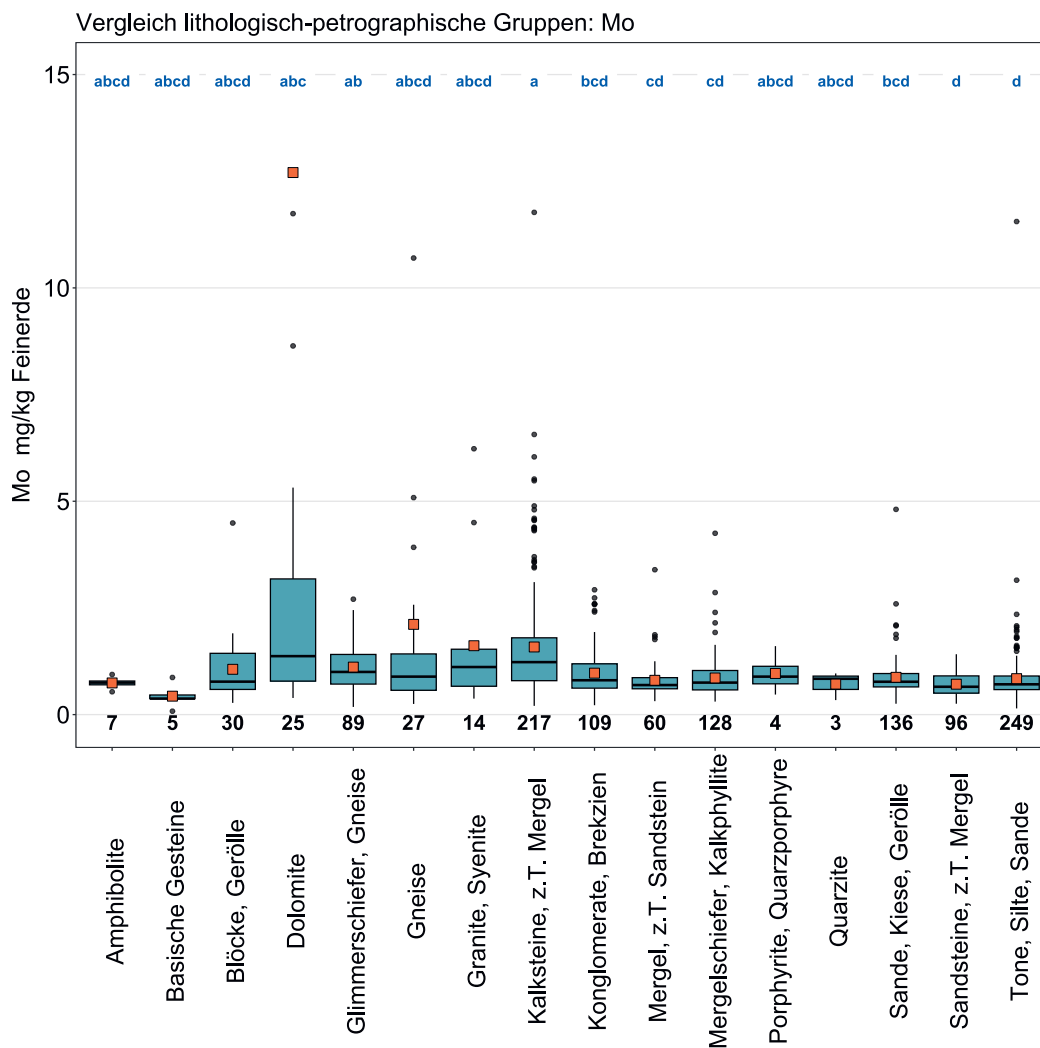


Abbildung 52 | Vergleich der Molybdän-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächen-nahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Molybdän (mg/kg)

- ≤ 0.01 (NWG)
- 0.01 - 0.39
- 0.39 - 0.47
- 0.47 - 0.61
- 0.61 - 0.81
- 0.81 - 1.16
- 1.16 - 1.78
- 1.78 - 2.51
- 2.51 - 260.99
- ≥ 3.08 (TIF)

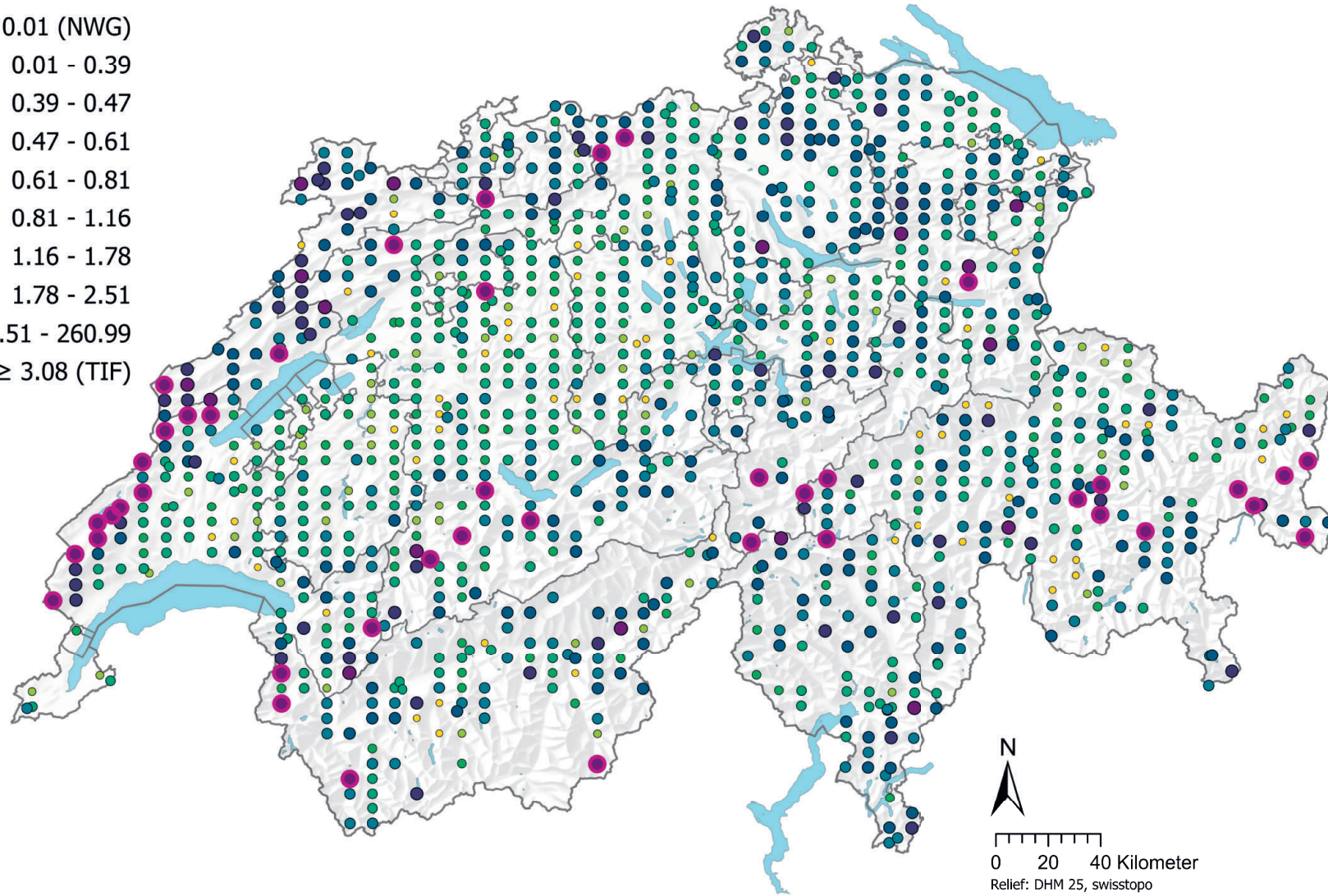
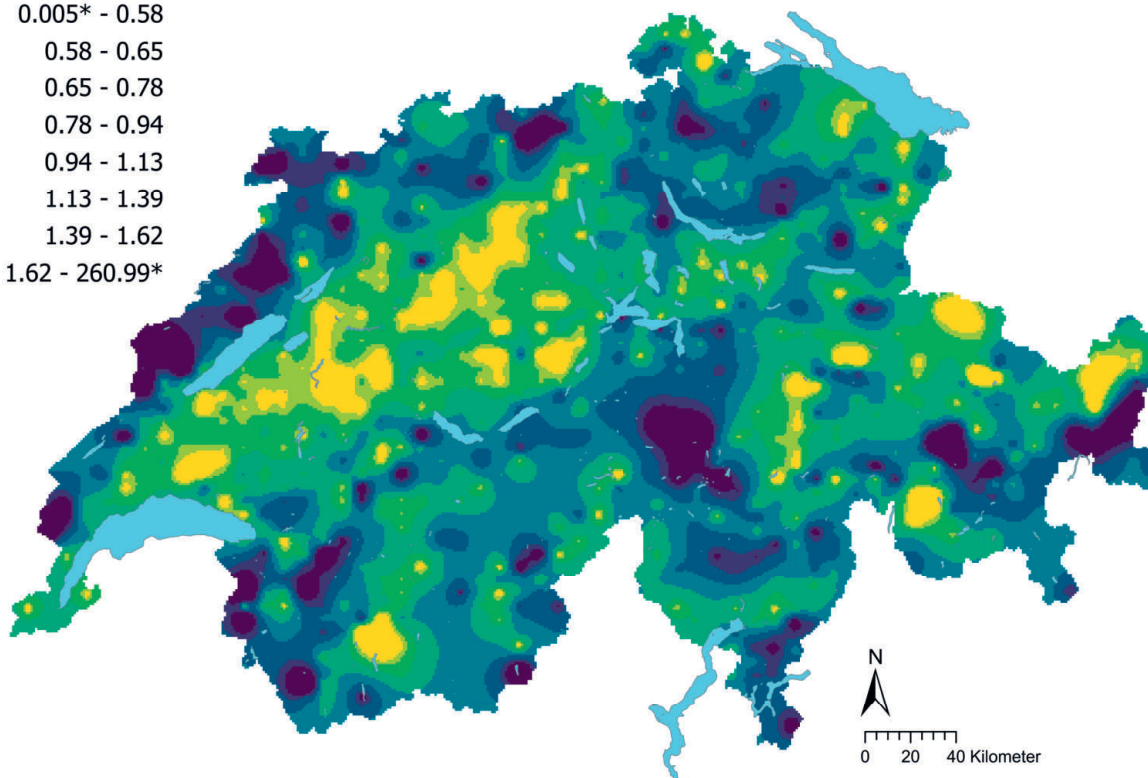
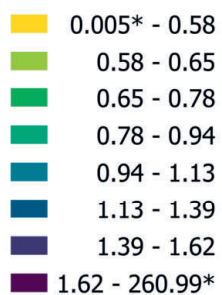


Abbildung 53 | Räumliche Verteilung der Molybdän-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Molybdän (mg/kg)



Molybdän Variationskoeffizient (%)

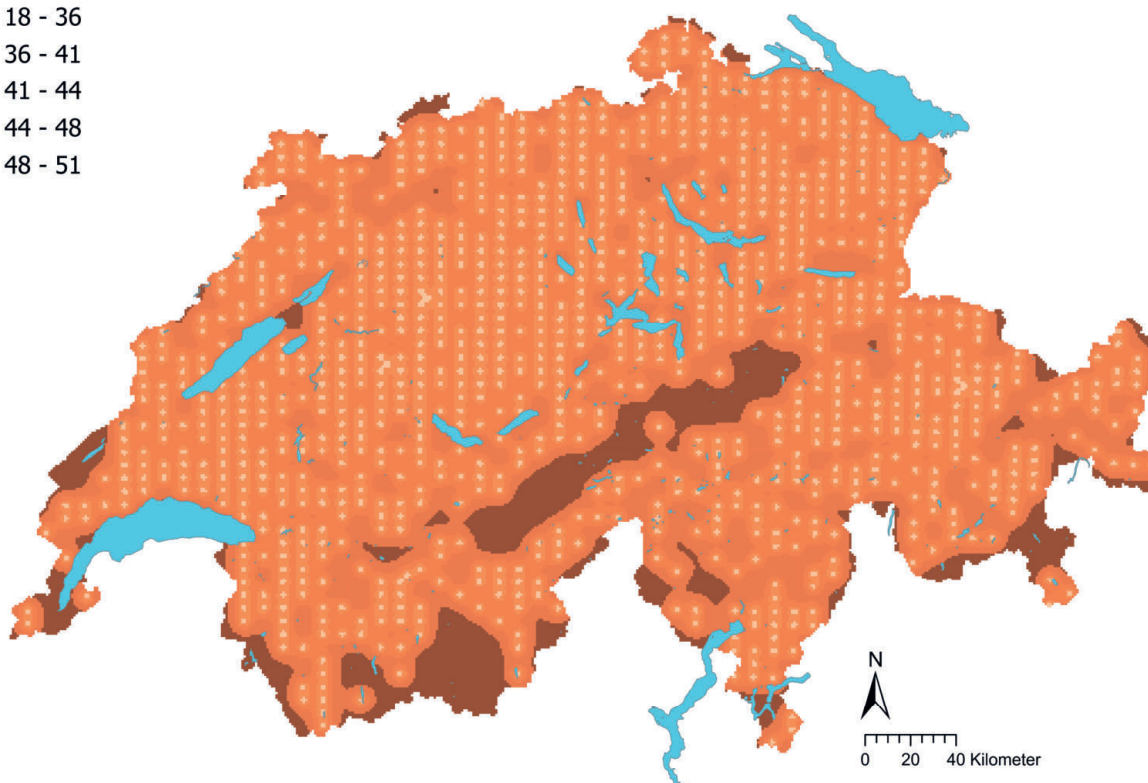
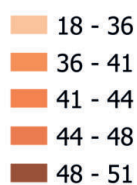


Abbildung 54 | Interpolierte Molybdän-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.13 Natrium (Na)

Natrium ist ein Alkalimetall der ersten Hauptgruppe des Periodensystems und mit einem Masseanteil von 2.1 % das sechsthäufigste Element der Erdkruste (Amelung *et al.*, 2018a; Amelung *et al.*, 2018b). Zu den typischen Mineralen von Natrium gehören Albit ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) und Kryolith (Na_3AlF_6) (Reimann *et al.*, 2014). Als Salz gebundenes Natrium, z. B. Halit (NaCl), Soda (Na_2CO_3) und Nitronatrit (NaNO_3), ist leicht löslich und verwittert unter humiden Klimabedingungen rasch (Amelung *et al.*, 2018a). In der Schweiz sind Vorkommen von Steinsalz hauptsächlich in der Nordschweiz und im Wallis (Salzminen von Bex) dokumentiert (FGS, 2023b). Natriumoxid (Na_2O) tritt in Plagioklasen, Kalifeldspäten, Muskoviten und zu einem kleineren Anteil in Amphibolen auf. Hohe Natrium-Konzentrationen weisen alkalische Syenite auf (bis 25 000 mg/kg). Im Gegensatz dazu enthalten ultramafische Gesteine sowie Kalksteine eher wenig Natrium (1500 mg/kg resp. 6000 mg/kg) (Reimann *et al.*, 2014). Dies könnte auch einer der Gründe sein, weshalb vergleichsweise tiefe Natrium-Konzentrationen an Standorten gemessen wurden, welche der lithologisch-petrographischen Gruppe der Kalksteine (mit z. T. Mergel) zugeordnet werden (Abbildung 56).

Natrium wird vielfältig eingesetzt, unter anderem in der Papier- und Textilindustrie, in der Metallurgie und in der chemischen Industrie. Ausserdem wurde Blei als Antiklopfmittel in Benzin durch Natriumverbindungen ersetzt (Reimann *et al.*, 2014).

Da Natrium mehrheitlich in Feldspäten gebunden ist, tritt das Element im Boden hauptsächlich in der Schluff-Fraktion auf (Amelung *et al.*, 2018b). Durch Bewässerung, Düngung und die Applikation von Streusalz gelangt NaCl in den Boden, das jedoch unter humiden Klimabedingungen rasch ausgewaschen wird – ausser wenn das Kation Na^+ durch Kationenaustausch in Tonmineralen gebunden wird (Amelung *et al.*, 2018a). In ariden und semiariden Böden kann sich das hauptsächlich durch die Bewässerung eingetragene NaCl jedoch anreichern und das Pflanzenwachstum beeinträchtigen (Amelung *et al.*, 2018b). Weitere Einträge von Natrium in den Boden verursachen Bioabfälle, Sickerwässer von Deponien und sonstige Abwässer (Reimann *et al.*, 2014).

Im Boxplot der Natrium-Konzentrationen wird deutlich, dass für die Bodenproben der BDM-Standorte eine Auflösung der Messdaten von 10 mg/kg erzielt wurde, was ebenfalls der Nachweisgrenze entspricht (Abbildung 55). Dadurch ist die Verteilung der Natrium-Konzentrationen stark stufig. Der Median von 80 mg/kg liegt zwar deutlich über dem Median der Oberböden Europas (Ackerstandorte: 48 mg/kg, Grasland: 49.5 mg/kg), aber immer noch im Bereich des 75 %-Quartils (Reimann *et al.*, 2014). Im schweizweiten Vergleich wurden erhöhte Natriumgehalte in den Zentralalpen, im Wallis und auf der Alpensüdseite gemessen (Abbildung 57). Hingegen weisen die Voralpen tiefe Natrium-Konzentrationen in den Oberböden auf. Auch in der Nordwestschweiz, wo zahlreiche Steinsalz-Vorkommen dokumentiert sind, wurden keine erhöhten Natrium-Konzentrationen im Oberboden festgestellt.

Natrium ist für Tiere, Menschen und für viele Pflanzen ein Makronährelement und hat ähnliche Funktionen wie Kalium. Das Element kann in hohen Konzentrationen aber als Salz zu osmotischem Stress führen und bei Menschen die Nieren schädigen und zu Bluthochdruck führen (Amelung *et al.*, 2018a; Reimann *et al.*, 2014). Zuckerrüben und Spinat gelten als natrophil und enthalten mehr als zehnmals so viel Natrium in der Trockenmasse wie natrophobe Pflanzen, z. B. Mais, Weizen und Kartoffeln (Amelung *et al.*, 2018b). Ackerstandorte weisen im Oberboden signifikant höhere Natriumgehalte auf als Wiesen und Weiden sowie Waldstandorte (Abbildung 56). Dieser Unterschied zwischen den Acker- und Graslandstandorten ist im europäischen Vergleich nicht ersichtlich (Reimann *et al.*, 2014).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Natrium	Na	11	80 mg/kg	40 mg/kg	195 mg/kg

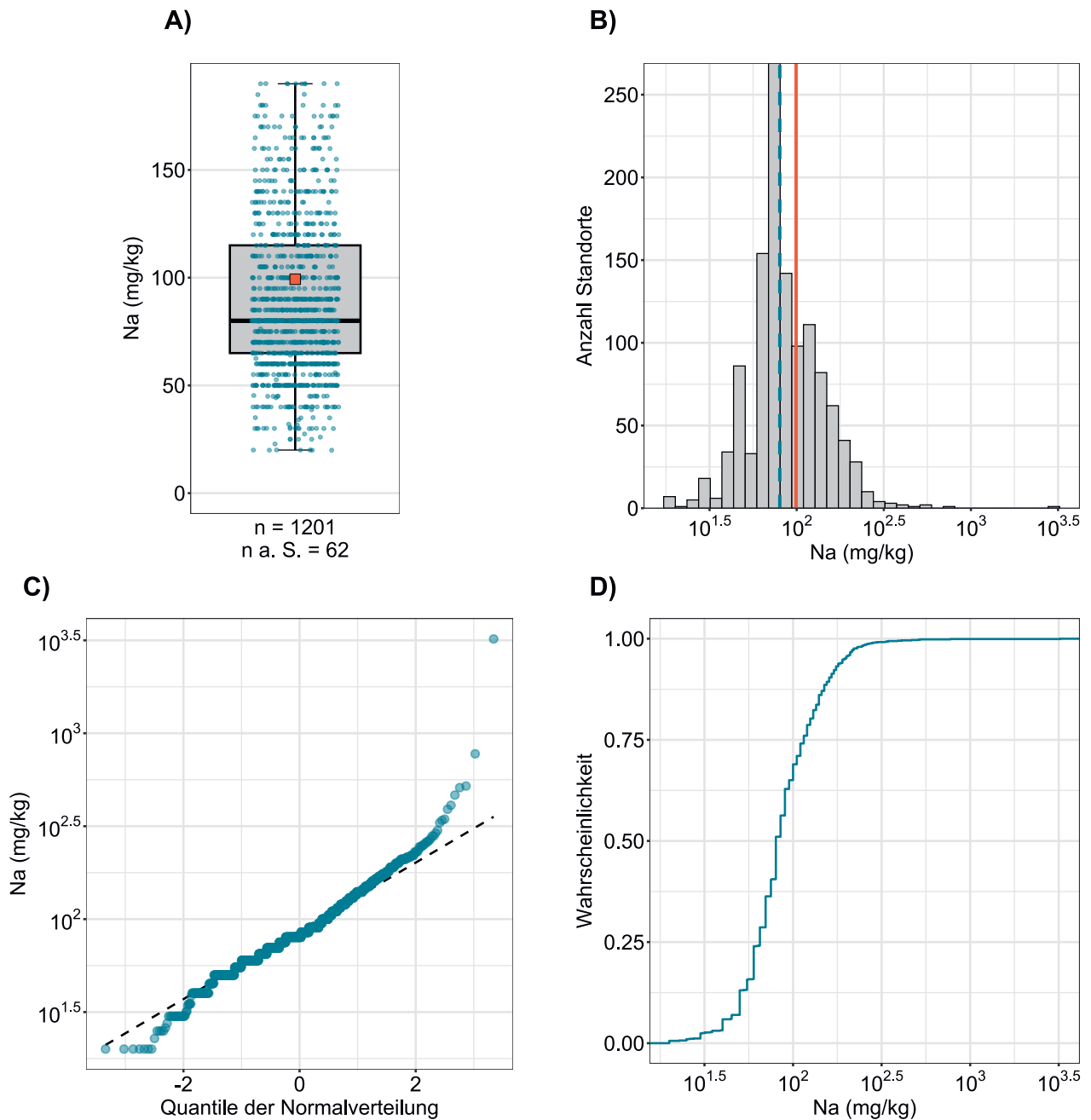


Abbildung 55 | Verteilung der Natrium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

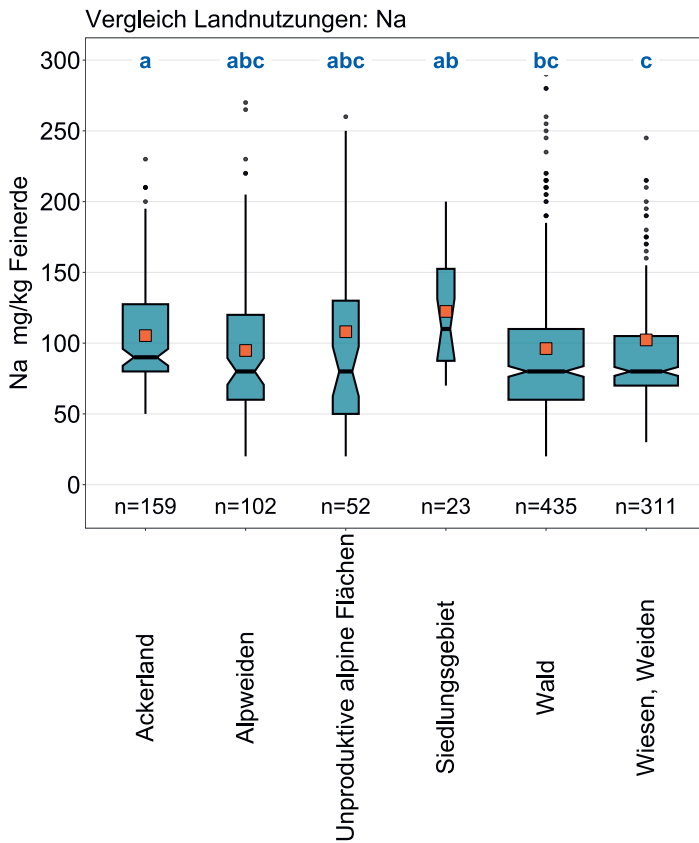
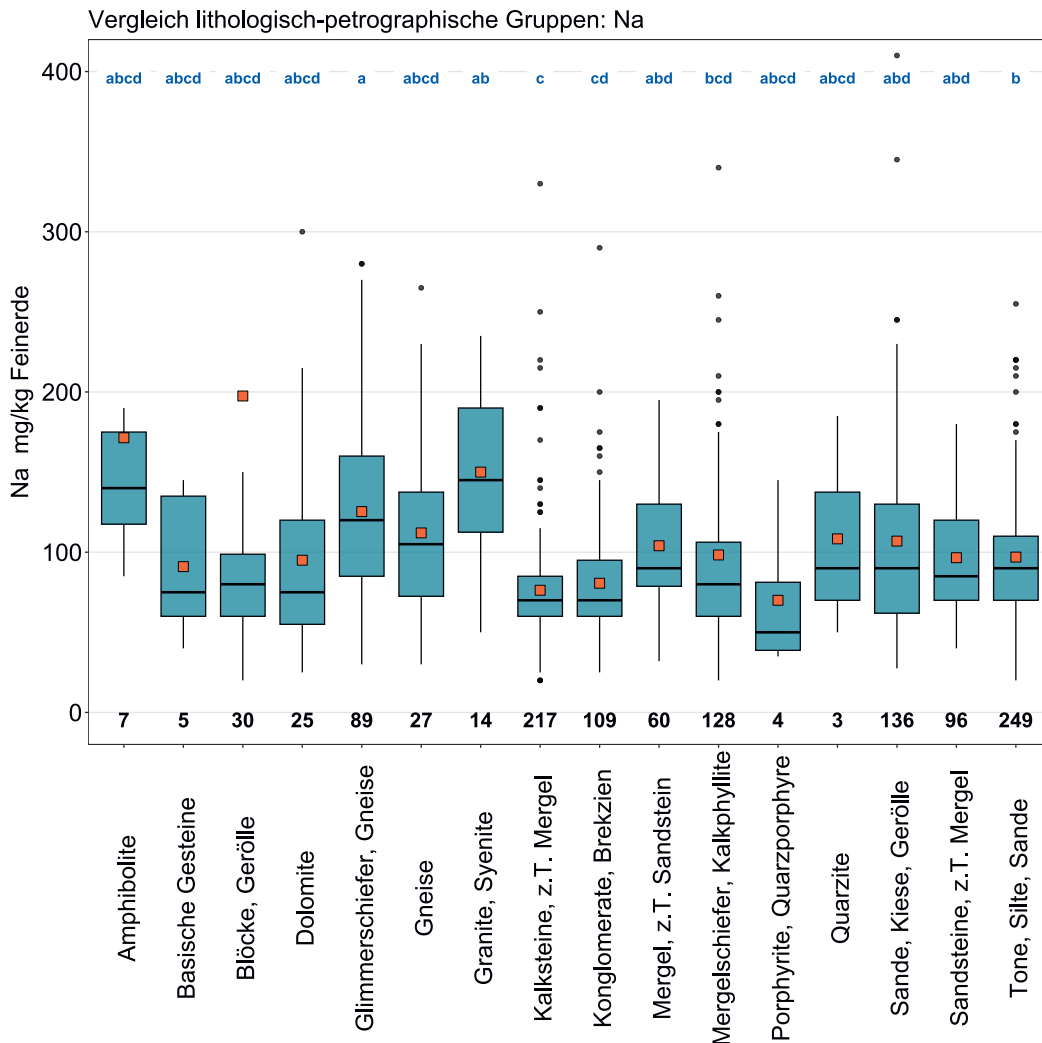


Abbildung 56 | Vergleich der Natrium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Natrium (mg/kg)

- ≤ 10 (NWG)
- 10 - 40
- 40 - 50
- 50 - 65
- 65 - 80
- 80 - 115
- 115 - 160
- 160 - 195
- 195 - 3'215
- ≥ 271 (TIF)

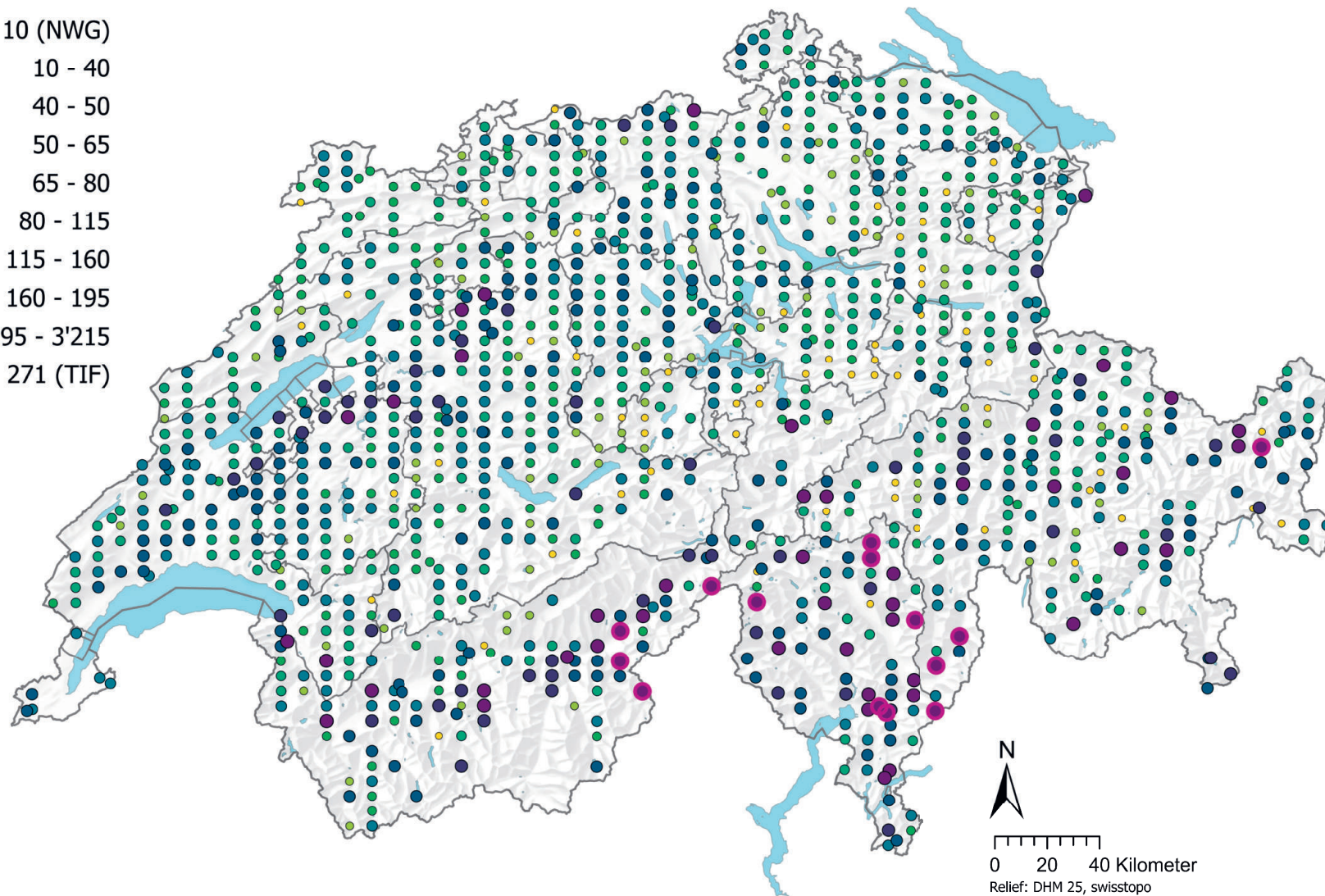
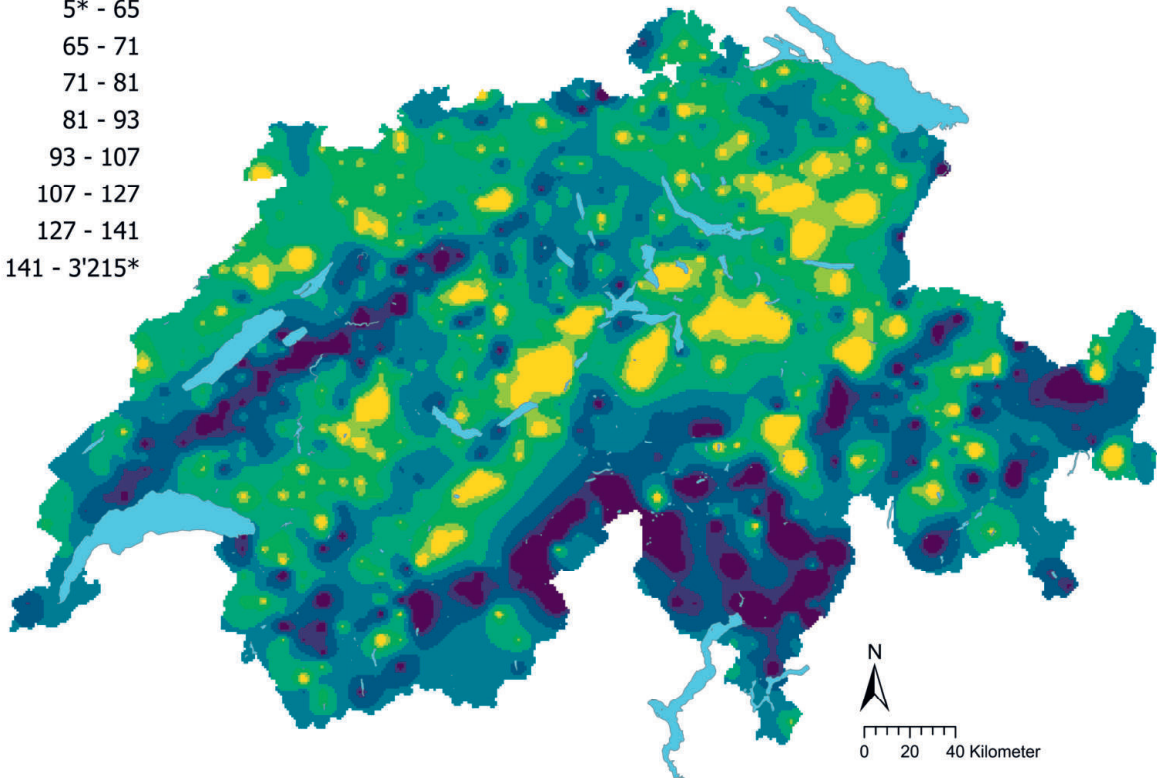
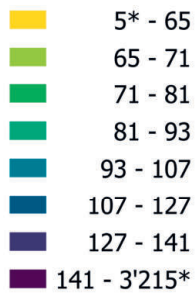


Abbildung 57 | Räumliche Verteilung der Natrium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Natrium (mg/kg)



Natrium Variationskoeffizient (%)

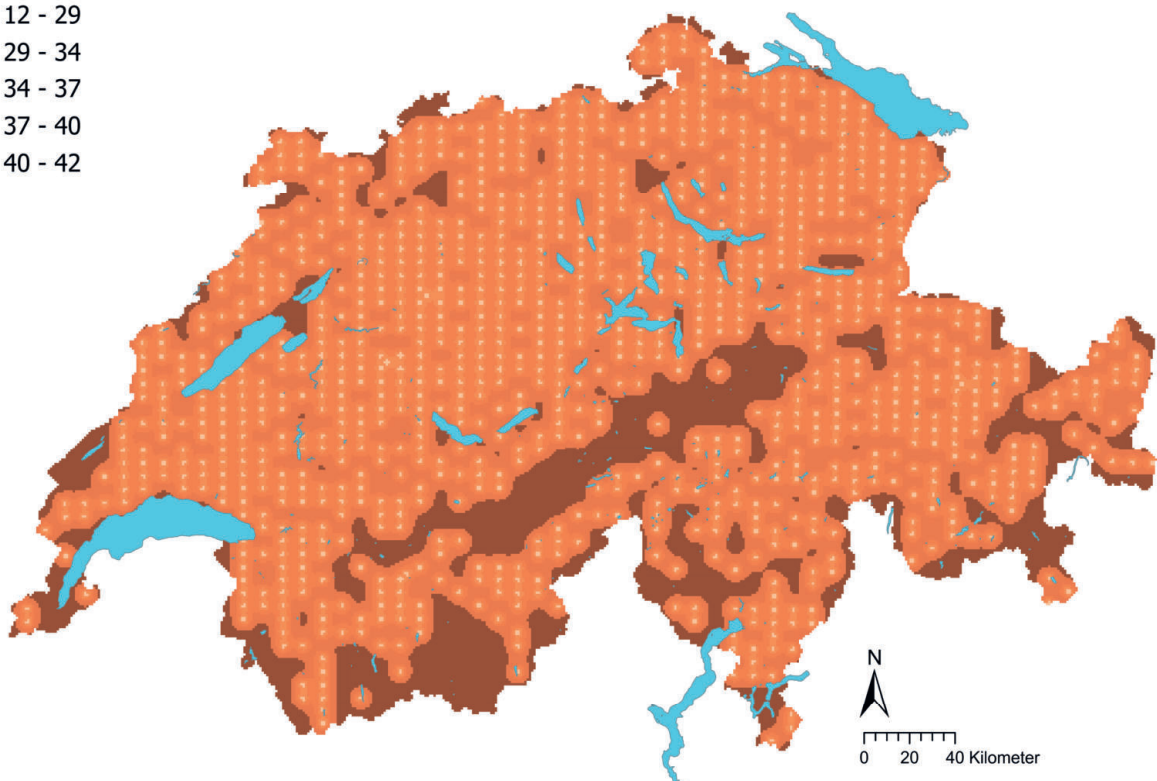
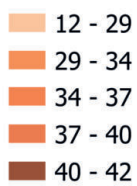


Abbildung 58 | Interpolierte Natrium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.14 Nickel (Ni)

Nickel ist ein Metall der zehnten Gruppe des Periodensystems. Minerale, welche Nickel als Hauptelement enthalten, sind z.B. Nickelin (NiAs), Ullmannit (NiSbS) und Kullerudit (NiSe₂) (Reimann *et al.*, 2014). Nickel kommt in verschiedenen Bindungsformen vor, besonders häufig tritt das Element als Spurenelement in eisen- und magnesiureichen Silikaten, beispielsweise in Olivinen, Pyroxenen, Biotiten und Amphibolen, auf (Tuchschmid, 1995). Die starke Anreicherung von Nickel in ultrabasischen und basischen Gesteinen könnte ebenfalls die erhöhten Nickelkonzentrationen an Standorten erklären, welche der lithologisch-petrographischen Gruppe der basischen Gesteine zugeordnet werden (Abbildung 60). Typische Nickel-Gehalte bodenbildender Gesteine der Schweiz liegen bei 9.9–47.7 mg/kg (Tuchschmid, 1995). Das Element ist geochemisch eng mit Cobalt verwandt (Tuchschmid, 1995), was sich in den Korrelationen der gemessenen Konzentrationen (Kapitel 6.1), der Gruppierung der beiden Elemente in der Faktorenanalyse (Kapitel 6.2) und in einer ähnlichen räumlichen Verteilung (Abbildung 61) äussert. Im Jura und im Randen sowie in einigen Gebieten in Graubünden sind die gemessenen Konzentrationen tendenziell höher als in den Zentral- und Südalpen.

Nickel wird hauptsächlich in der Stahlindustrie (65 %) und in Legierungen (21 %) eingesetzt (Ma & Hooda, 2010). Einträge von Nickel in den Boden stammen von Emissionen aus der Metallverarbeitung, der Kohle- und Ölverbrennung sowie aus dem Austrag von Klärschlamm und mineralischen Düngern (Gonnelli & Renella, 2013).

Die Mobilität von Nickel im Boden ist vom pH-Wert, der Kationenaustauschkapazität und von den Redox-Bedingungen abhängig (Ma & Hooda, 2010). Die höchste Mobilität weist das Element unter sauren und oxidierenden Bedingungen auf (Reimann *et al.*, 2014). Das Kation Ni²⁺ kann an Eisen- und Mangan(hydro)oxide, die organische Bodensubstanz und an Tonminerale adsorbieren, die Affinität zur Sorption ist jedoch geringer als bei Pb²⁺, Cu²⁺, und Zn²⁺ (Ma & Hooda, 2010; Uren, 1992).

Der Median der gemessenen Nickel-Konzentrationen von 27.3 mg/kg (Tabelle 2) liegt im Bereich von typischen Konzentrationen in Böden (40 mg/kg) (Uren, 1992). Wie bei Chrom (Kapitel 4.6) weisen Ackerstandorte sowie Wiesen und Weiden im Vergleich zu Alpweiden, ungenutzten Flächen und Waldstandorten signifikant höhere Nickelkonzentrationen im Oberboden auf (Abbildung 60). Dieser Unterschied zwischen Acker- und Graslandstandorten im Vergleich zu Waldstandorten wurde ebenfalls von Gubler *et al.* (2015) an den NABO-Standorten gemessen. Nickel und Chrom sind als Verunreinigungen in mineralischen Phosphatdüngern enthalten; durchschnittliche Konzentrationen betragen 14.8 mg/kg Nickel resp. 89.5 mg/kg Chrom (Nziguheba & Smolders, 2008). Im Messnetz der NABO wurden jedoch im Zeitraum von 1985 bis 2009 – ähnlich zu den Ergebnissen der Chrom- und Cobaltmessungen – kaum Veränderungen der Nickel-Konzentrationen beobachtet (Gubler *et al.*, 2015). Die Autoren führten dies auf den hauptsächlich geologischen Ursprung der drei Elemente zurück.

Nickel ist ein für manche Lebewesen essentielles Element, kann jedoch je nach chemischer Bindungsform und Oxidationsstufe hoch toxisch wirken (Reimann *et al.*, 2014). Der Toleranzwert für Nickelgehalte in landwirtschaftlichen Nutzflächen beträgt 100 mg/kg (Eikmann *et al.*, 1993). Dieser Wert wird an 17 Standorten überschritten. Die Toxizität von Nickel hängt stark von dessen Löslichkeit im Boden ab (Ma & Hooda, 2010; Rooney *et al.*, 2007). Meist liegt nur 0.001 % des Nickels im Boden in gelöster Form vor, die Nickel-Konzentrationen in der Bodenlösung können jedoch in sogenannten Serpentin-Böden stark erhöht sein (Johnston & Proctor, 1981; Ma & Hooda, 2010; Uren, 1992).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Nickel	Ni	28	27.3 mg/kg	6.2 mg/kg	63.9 mg/kg

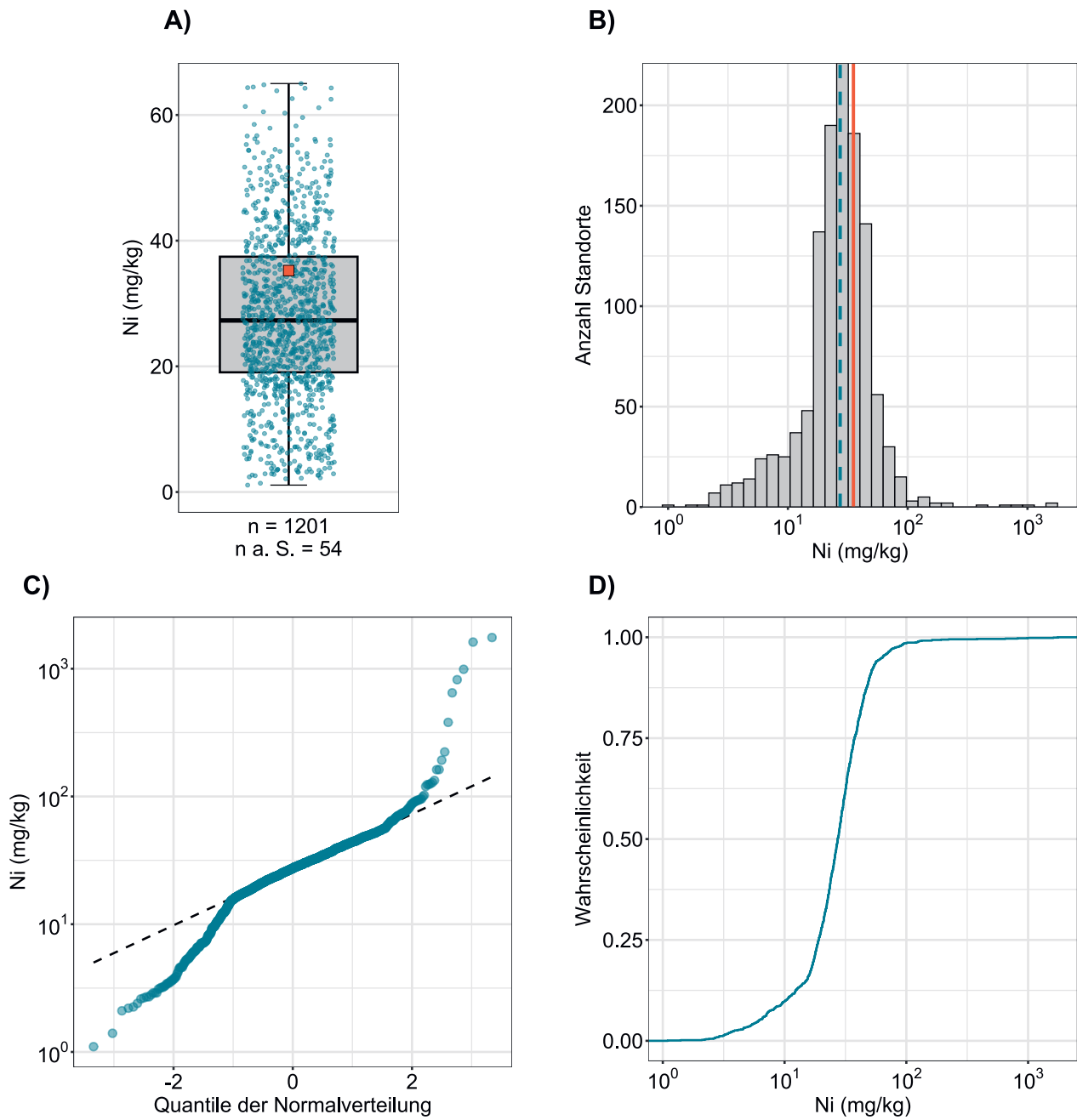


Abbildung 59 | Verteilung der Nickel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

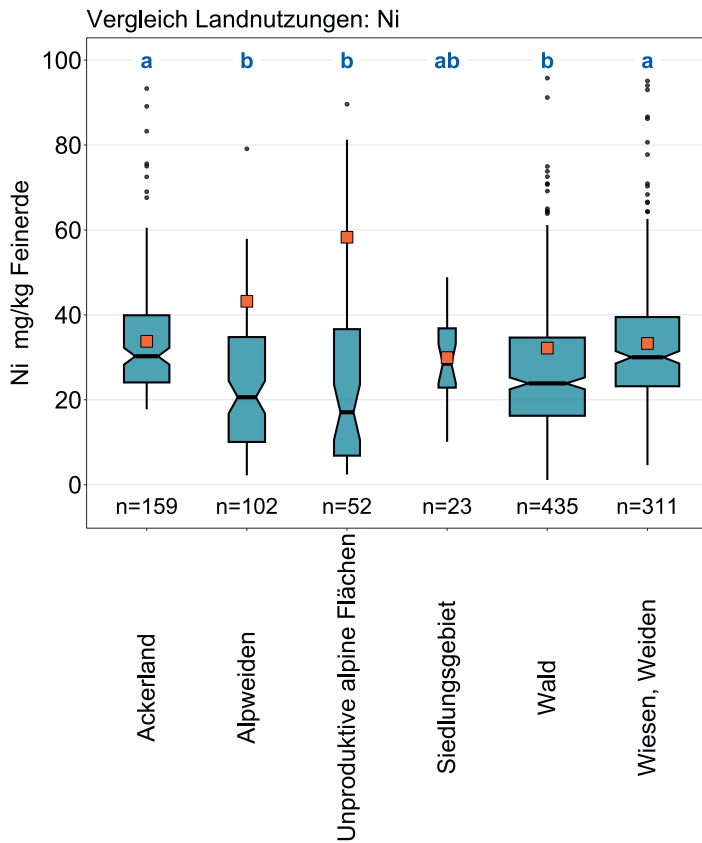
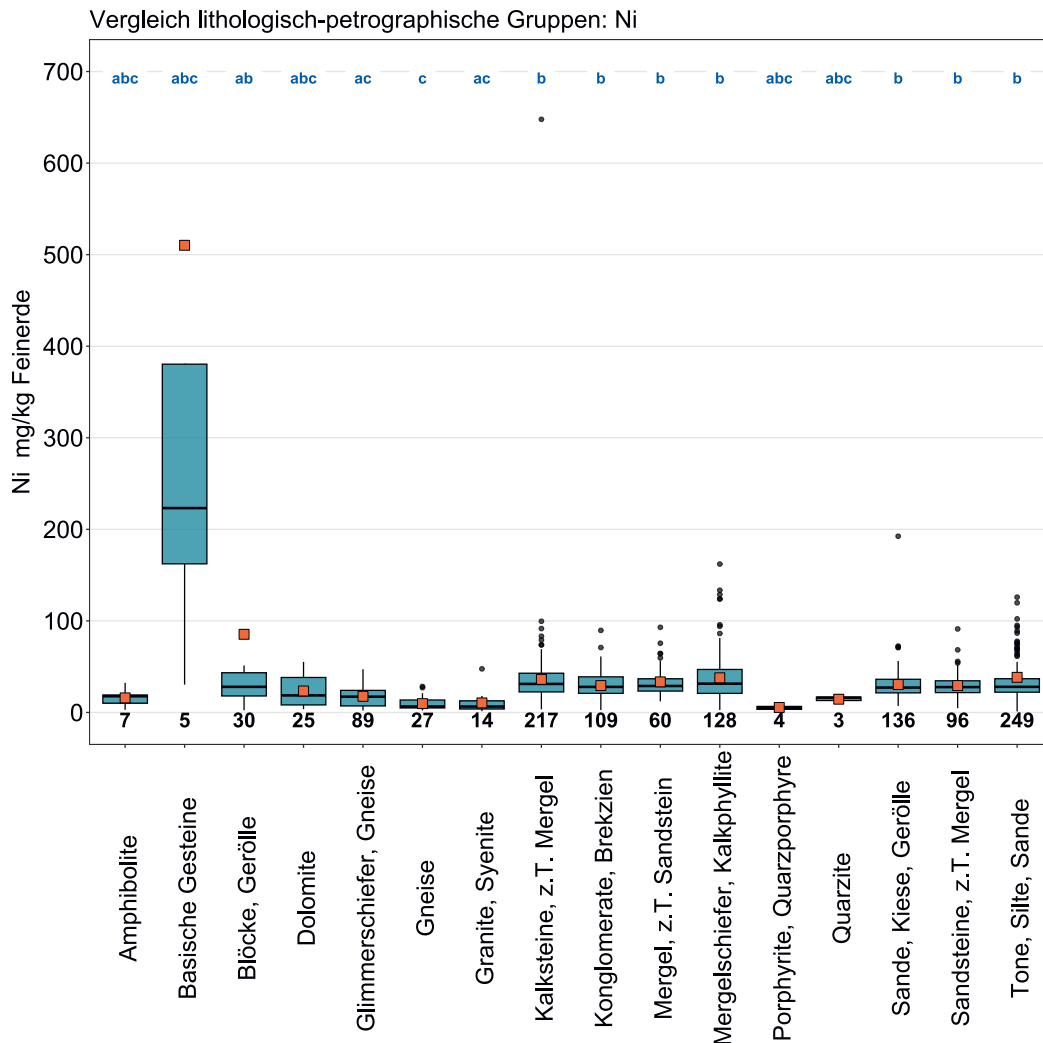


Abbildung 60 | Vergleich der Nickel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Nickel (mg/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 6.2
- 6.2 - 10.2
- 10.2 - 19.1
- 19.1 - 27.3
- 27.3 - 37.5
- 37.5 - 49.8
- 49.8 - 63.9
- 63.9 - 1'754.8
- ≥ 103.2 (TIF)

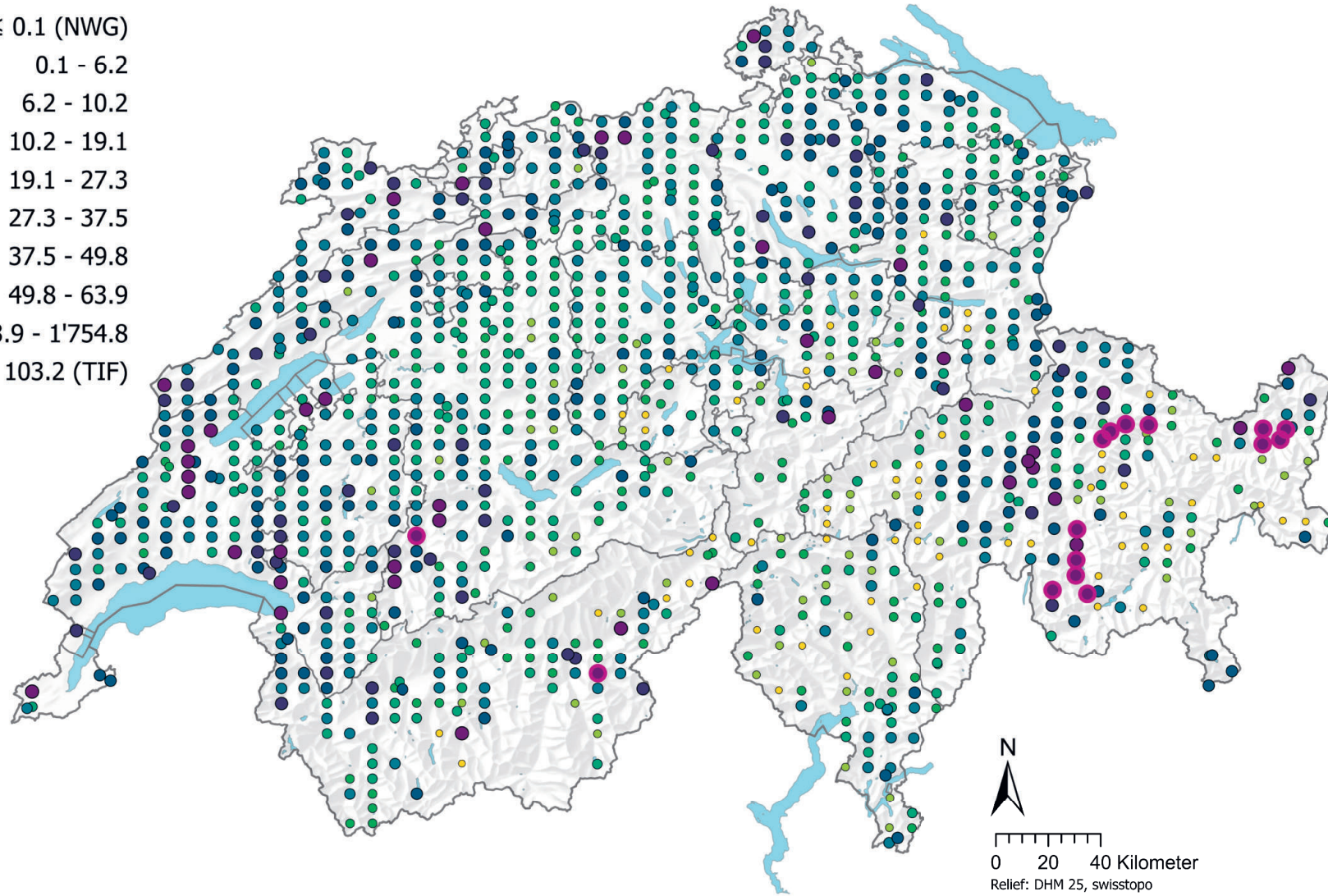
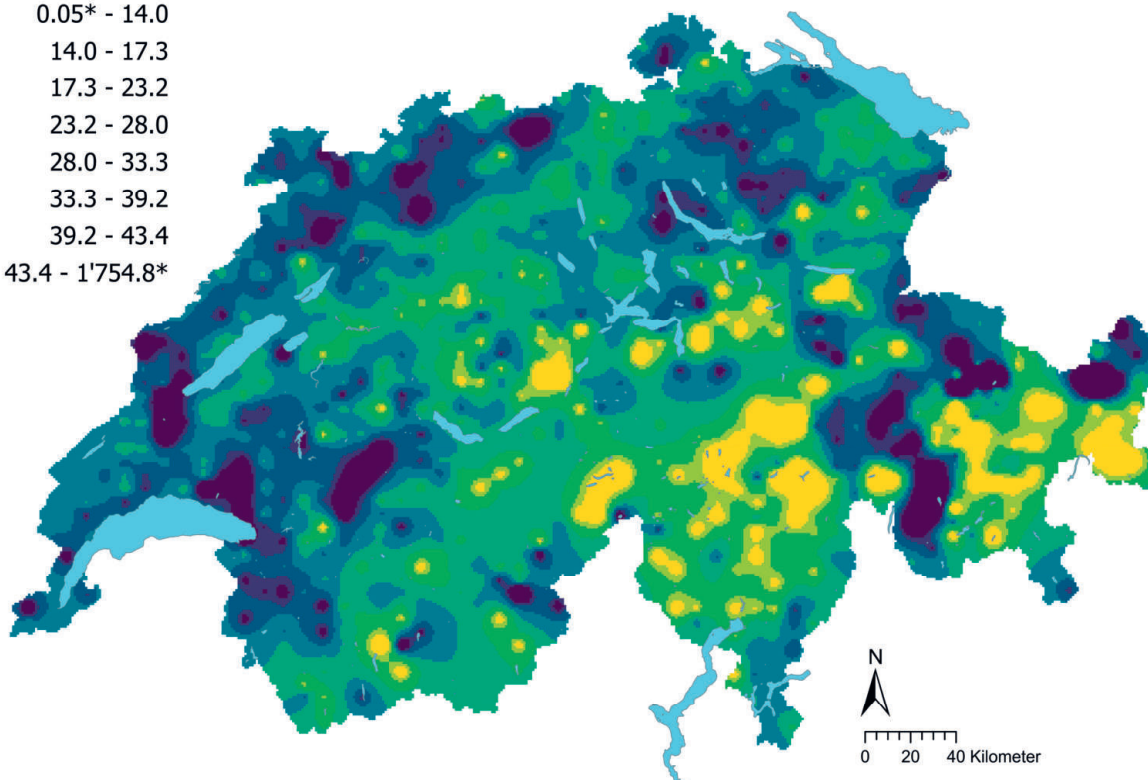
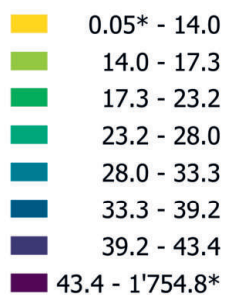


Abbildung 61 | Räumliche Verteilung der Nickel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Nickel (mg/kg)



Nickel Variationskoeffizient (%)

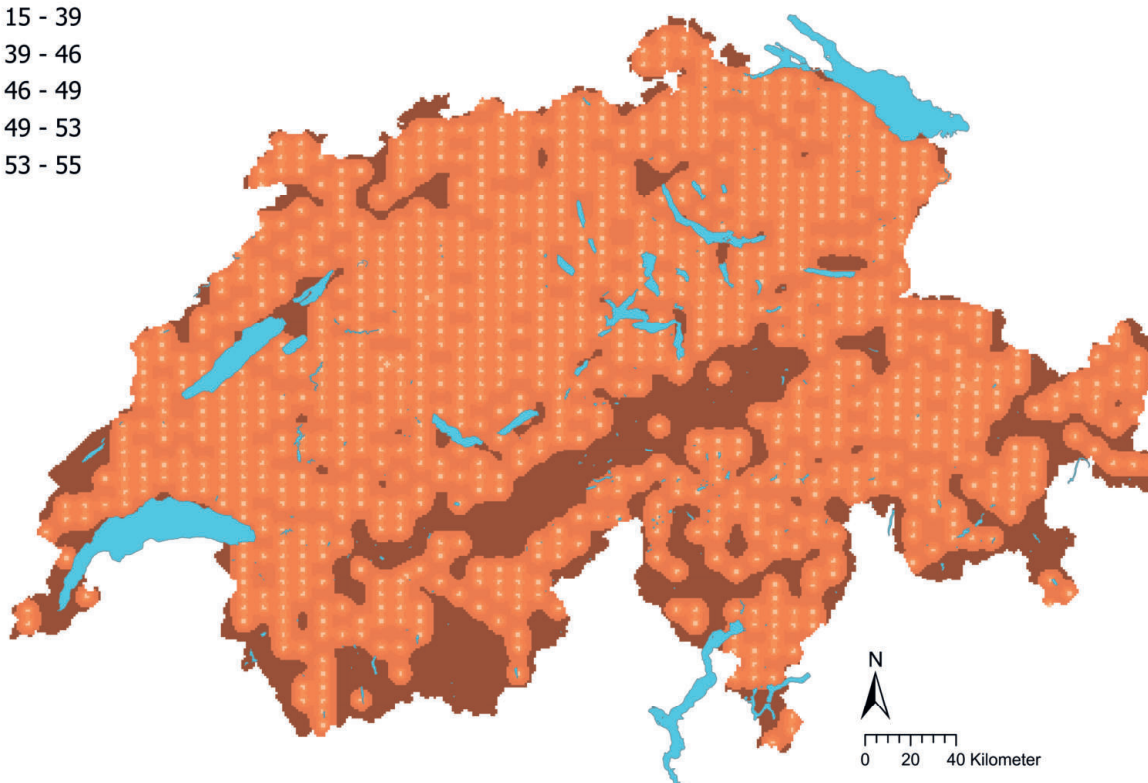
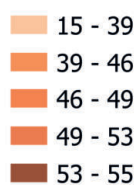


Abbildung 62 | Interpolierte Nickel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.15 Quecksilber (Hg)

Quecksilber ist ein leicht flüchtiges Metall der zwölften Gruppe des Periodensystems. Das Hauptmineral von Quecksilber ist das schwerlösliche Mineral Cinnabarit (HgS), das auch unter dem Namen Zinnober bekannt ist (Clifford *et al.*, 2010). Neben diesem Sulfid kommt das chalkophile Quecksilber als Nebenelement in Erzmineralen von u. a. Kupfer, Zink, Cadmium und Blei vor, jedoch nur in geringen Mengen in Oxiden und Silikaten. Gemäss Tuchs Schmid (1995) beschränken sich Gesteine mit erhöhten Quecksilbergehalten (> 0.5 mg/kg) in der Schweiz auf wenige Gebiete mit bituminösen Tongesteinen und Kohlevorkommen. Typische Quecksilber-Konzentrationsbereiche in den Gesteinen der Schweiz liegen zwischen 0.01 mg/kg (z. B. basische Magmatite) und 0.5 mg/kg (Tongesteine).

Quecksilber wird seit 3000 Jahren von Menschen genutzt, unter anderem bei der Goldgewinnung, in Glühlampen, Batterien und der chemischen Industrie (Reimann *et al.*, 2014). In die Atmosphäre freigesetztes Quecksilber stammt in Europa hauptsächlich aus Verbrennungsprozessen (inkl. fossiler Brennstoffe), aus der Zementproduktion, der Metallurgie und der Herstellung von Natronlauge (Clifford *et al.*, 2010; Pacyna *et al.*, 2006). Die atmosphärische Deposition dieser Emissionen kann eine wichtige Rolle bei der Anreicherung von Quecksilber in Böden und der erneuten Freisetzung spielen (Fitzgerald *et al.*, 2007). In den letzten Jahren ist diese Deposition in der Schweiz jedoch deutlich zurückgegangen (BAFU, 2018). Andere mögliche (historische) Einträge von Quecksilber in den Boden verursacht die Applikation von Klärschlamm, Schlacke und Pestiziden (Reimann *et al.*, 2014; Suess *et al.*, 2020).

Die Mobilität von Quecksilber im Boden hängt stark vom pH-Wert, von den Redox-Bedingungen und der organischen Bodensubstanz ab (Clifford *et al.*, 2010). Die Sorption von Hg²⁺ an die organische Bodensubstanz ist insbesondere bei sauren Bedingungen der Hauptmechanismus zur Immobilisierung von Quecksilber, bei steigendem pH-Wert wird die Sorption an Tonminerale und Eisenoxide bedeutender (Clifford *et al.*, 2010; Gilli *et al.*, 2018). Zudem kann Quecksilber im Boden mit Chlorid komplexieren, unter reduzierenden Bedingungen mit Sulfid als HgS ausfallen oder in organischer Form vorliegen (Clifford *et al.*, 2010; Gilli *et al.*, 2018).

Die angenäherte logarithmische Normalverteilung der Quecksilber-Konzentrationen im Oberboden weist im hohen Konzentrationsbereich zwei Ausreisser mit Quecksilbergehalten über 2 mg/kg auf (Abbildung 63). Vergleichsweise hohe Quecksilbergehalte treten vor allem im westlichen Jura und auf der Alpensüdseite auf, mit Hotspots in den östlichen Voralpen und im Mittelland (Abbildung 65). Die signifikant höchsten Quecksilber-Konzentrationen im Oberboden wurden bei Waldstandorten gemessen (Abbildung 64). Dies könnte mit einer möglichen Akkumulation von Quecksilber durch Sorptionsprozesse an die organische Bodensubstanz erklärt werden, da die Waldstandorte im Vergleich zu den anderen Landnutzungen höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff enthalten und gleichzeitig einen tieferen pH-Wert aufweisen (Kapitel 5.2 und 5.1). Zudem könnte die sogenannte «vegetation pump» (Jiskra *et al.*, 2018) zu einer möglichen Akkumulation von Quecksilber in Waldböden führen: Quecksilber aus der Atmosphäre wird von Bäumen aufgenommen, anschliessend in die Biomasse eingebaut und gelangt durch den Laubfall in den Boden.

Das nicht essentielle Element Quecksilber ist bereits in kleinen Mengen toxisch, wobei die Bindungsform eine entscheidende Rolle spielt: Der Körper nimmt von eingenommenem elementarem Quecksilber weniger als 0.01 %, von der organischen Form Methylquecksilber hingegen rund 95 % effektiv auf (Clifford *et al.*, 2010). Die gemessenen Totalkonzentrationen in den Oberböden der Schweiz liegen deutlich unterhalb des Toleranzwertes für landwirtschaftliche Nutzflächen von 10 mg/kg (Eikmann *et al.*, 1993).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Quecksilber	Hg	80	0.066 mg/kg	0.027 mg/kg	0.180 mg/kg

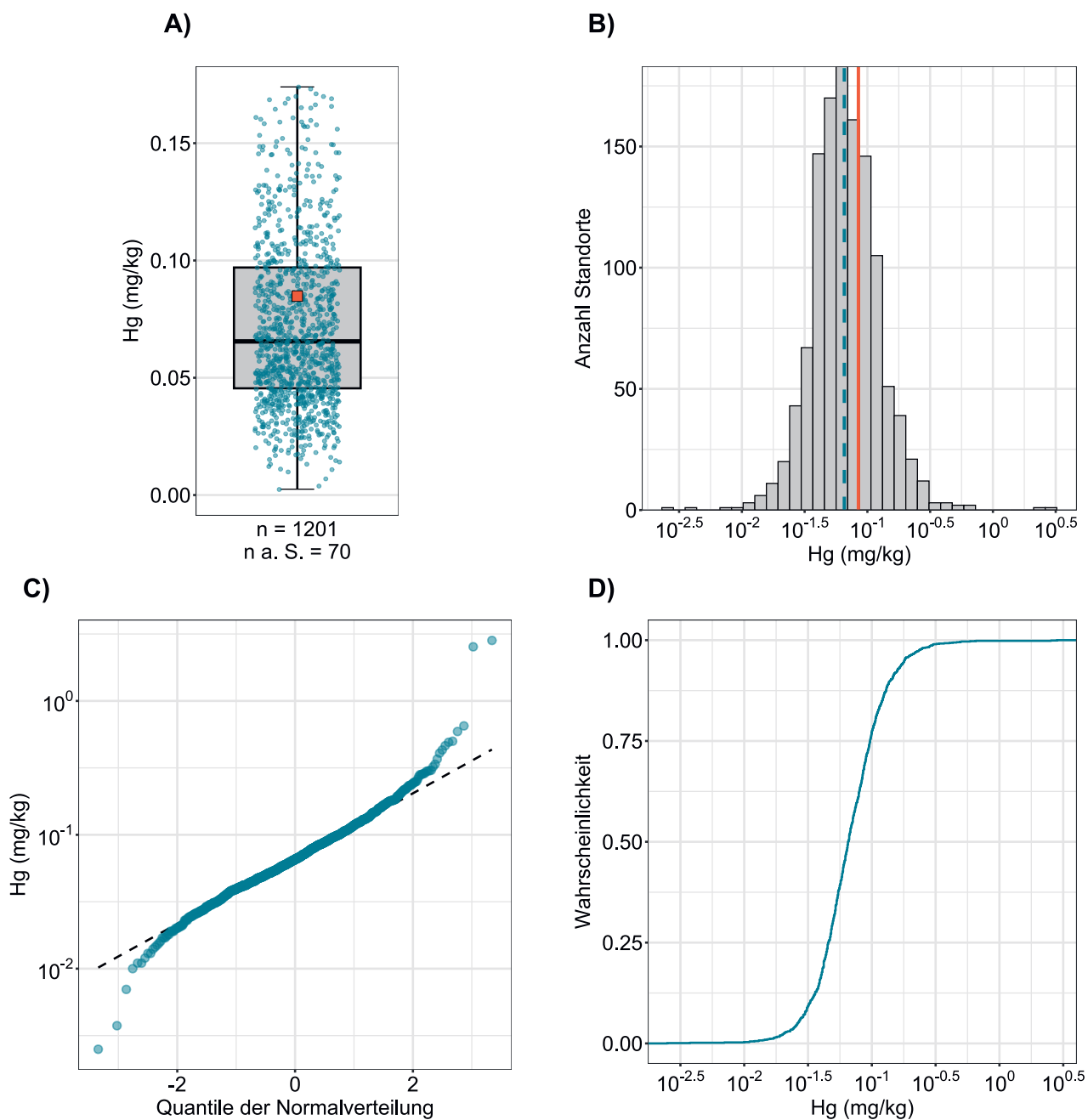


Abbildung 63 | Verteilung der Quecksilber-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

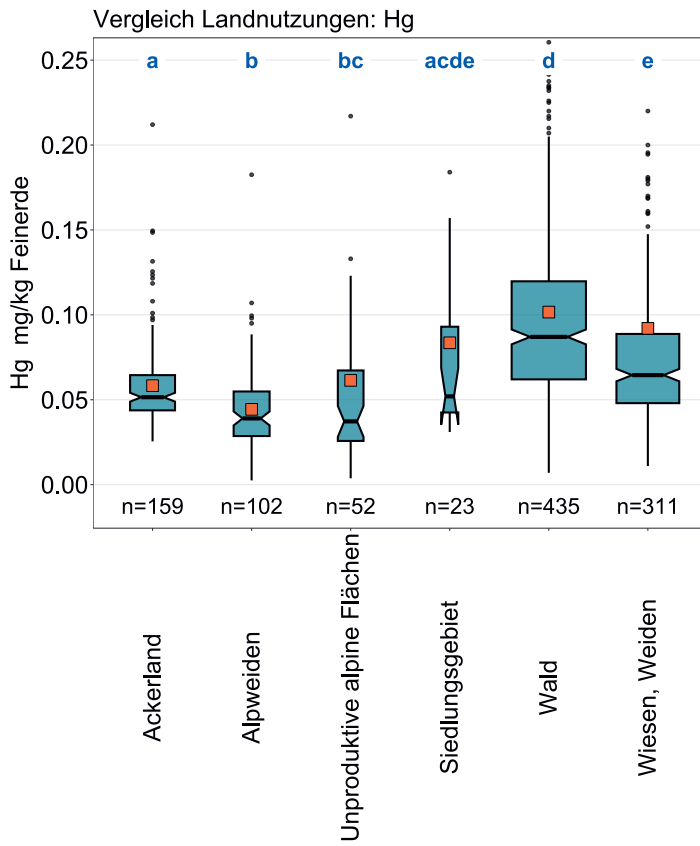
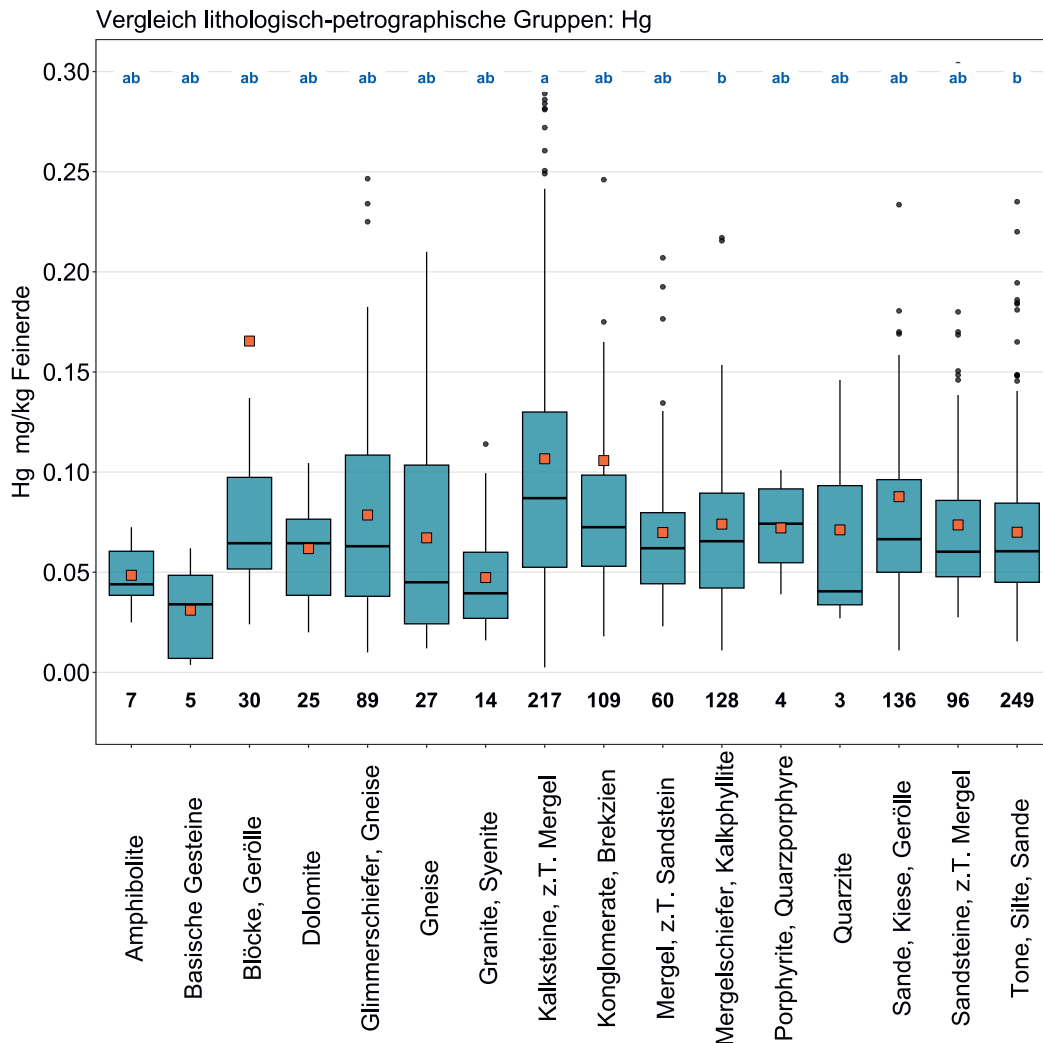


Abbildung 64 | Vergleich der Quecksilber-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächen-nahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Quecksilber (mg/kg)

- ≤ 0.005 (NWG)
- 0.005 - 0.027
- 0.027 - 0.033
- 0.033 - 0.046
- 0.046 - 0.066
- 0.066 - 0.097
- 0.097 - 0.140
- 0.140 - 0.180
- 0.180 - 2.830
- ≥ 0.302 (TIF)

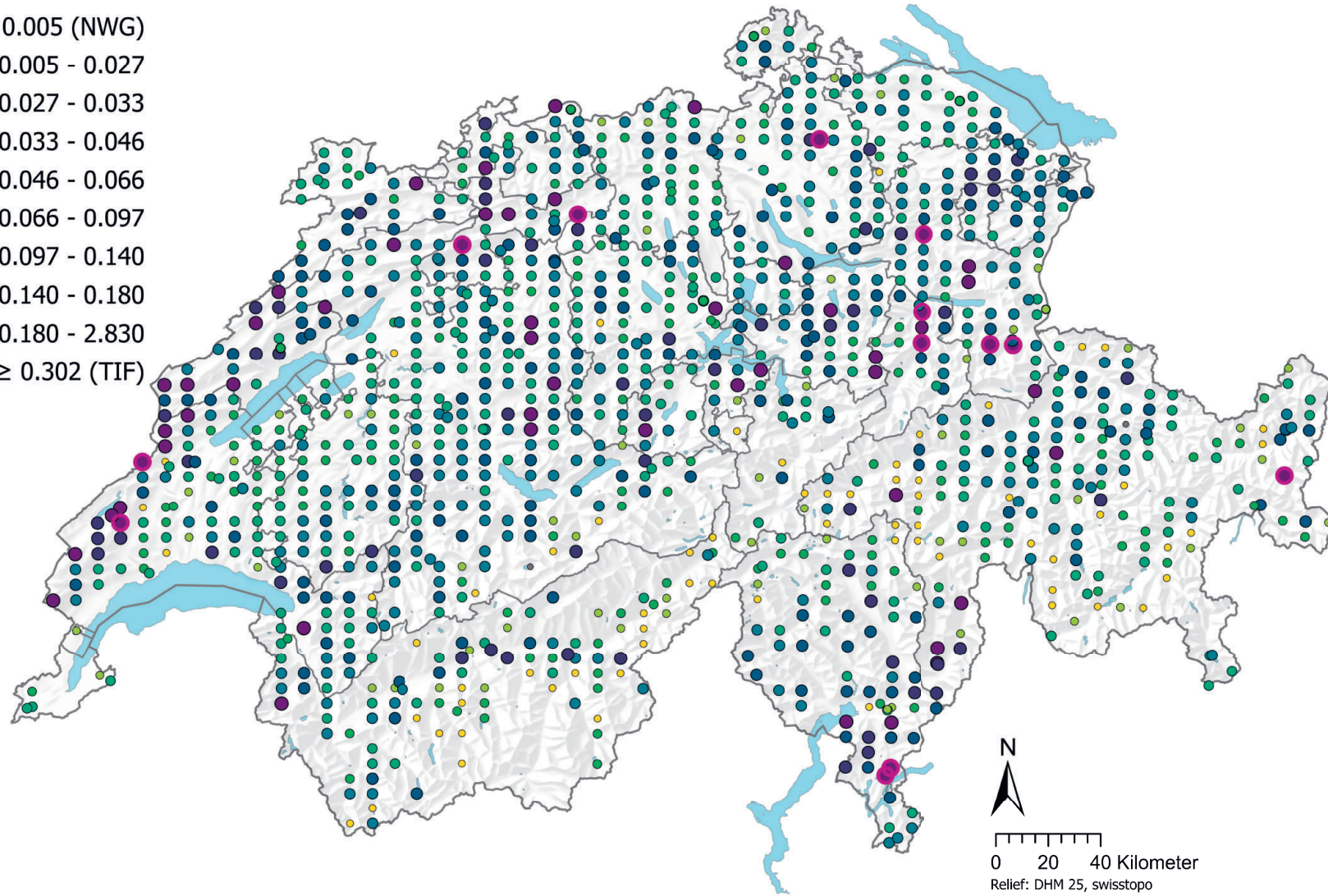
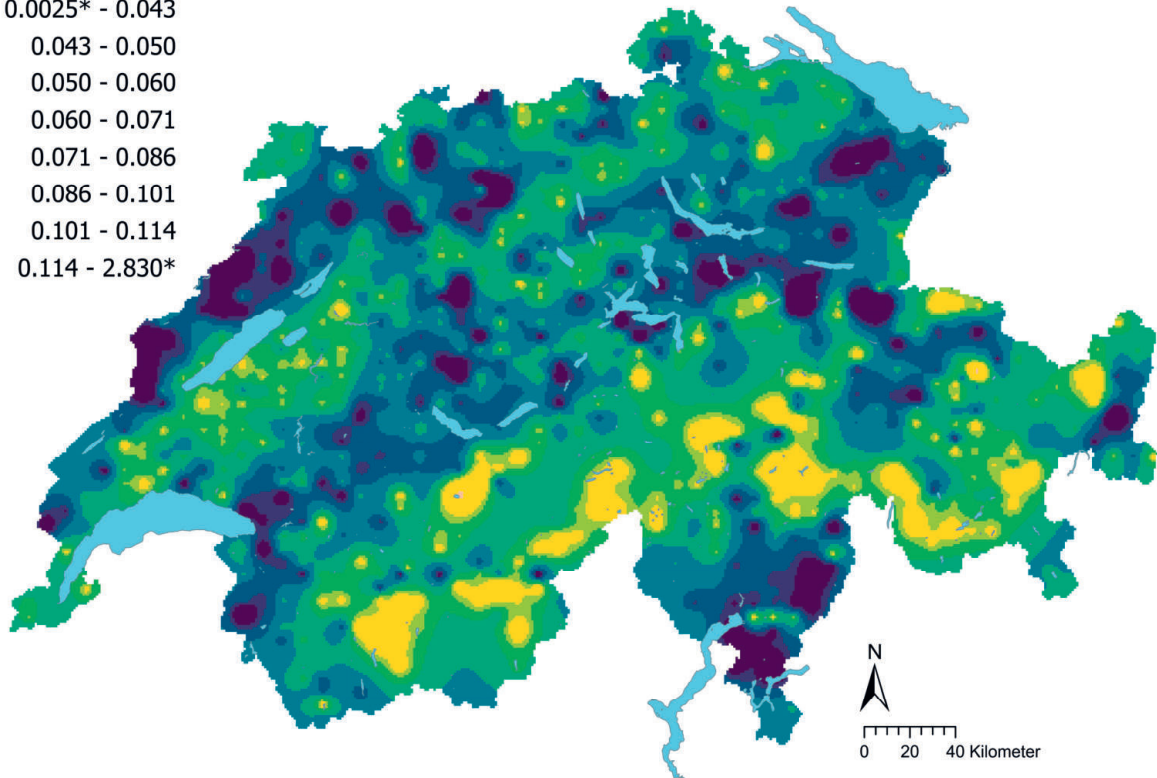
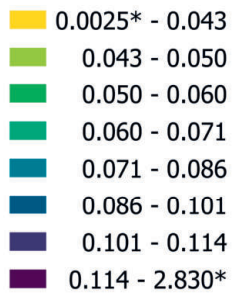


Abbildung 65 | Räumliche Verteilung der Quecksilber-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Quecksilber (mg/kg)



Quecksilber Variationskoeffizient (%)

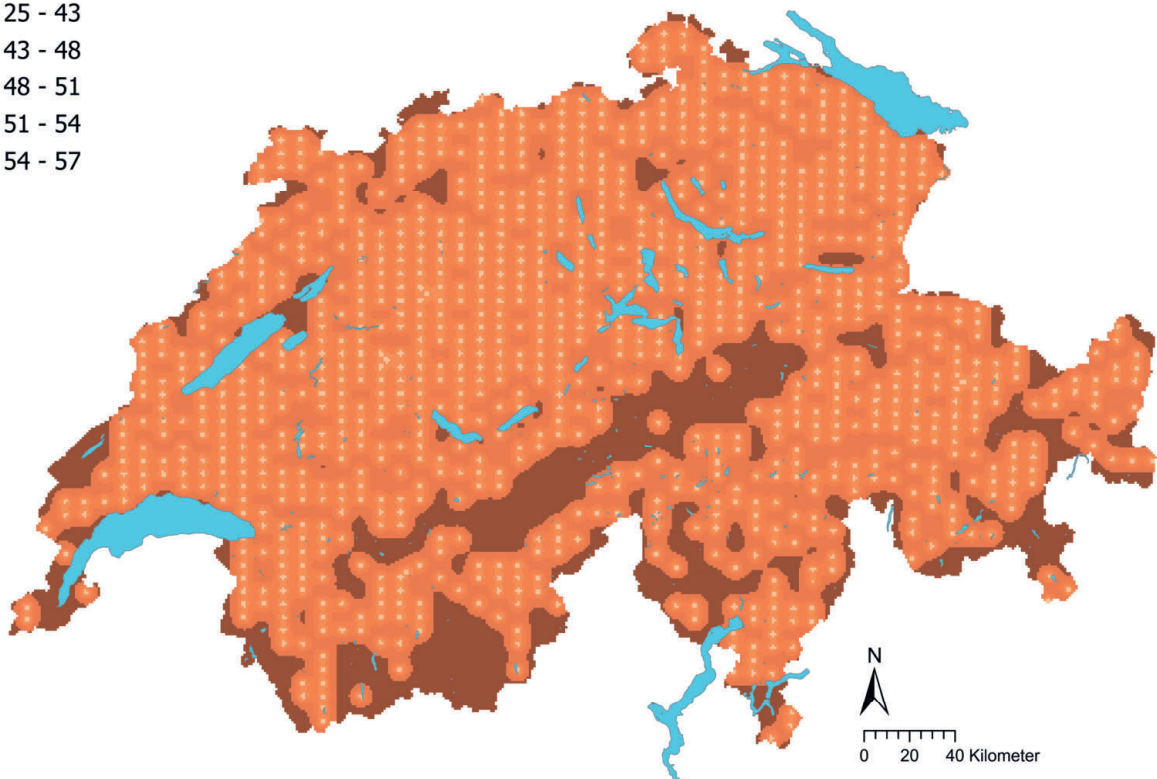
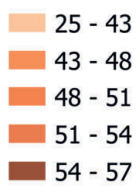


Abbildung 66 | Interpolierte Quecksilber-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.16 Schwefel (S)

Schwefel ist ein essentielles Nichtmetall der 16. Gruppe des Periodensystems. In Mineralen tritt Schwefel einerseits als Sulfate, z. B. Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) und Anhydrit (CaSO_4), oder als Sulfide, z. B. Pyrit (FeS_2) und Galena (PbS), auf (Reimann *et al.*, 2014). Zudem kann Schwefel in Silikaten wie Feldspäten, Glimmer, Amphibolen und Pyroxenen enthalten sein, wobei die höchsten Schwefel-Konzentrationen aufgrund der Assoziierung des Elements mit der organischen Substanz Schwarzschiefer und Kohlen aufweisen (Reimann *et al.*, 2014).

Schwefel wird unter anderem bei der Verbrennung von Kohle und Öl, bei Prozessen zur Metallgewinnung und -verarbeitung, bei der Herstellung von Cellulose, bei chemischen Prozessen zur Gewinnung von Schwefelsäure, bei Gerbverfahren und bei der Applikation von schwefelhaltigen Pestiziden freigesetzt (Brown, 1982; Reimann *et al.*, 2014). Vor der Einführung von Entschwefelungsanlagen führten Schwefel-Emissionen zu Atemproblemen, saurem Regen und einer Überversorgung von Schwefel in Böden (Amelung *et al.*, 2018b).

Der Schwefelgehalt im Boden beträgt meist 100–1200 mg/kg (Amelung *et al.*, 2018a). Schwefel kommt im Oberboden hauptsächlich organisch gebunden vor (80–98 %; Amelung *et al.*, 2018; Eriksen, 2009). Dies zeigt auch die Korrelation der gemessenen Schwefel-Konzentrationen mit dem organischen Kohlenstoff ($R^2=0.73$) und dem totalen Stickstoff ($R^2=0.86$) sowie der Gruppierung dieser Parameter in der Faktorenanalyse (Kapitel 6.1 und 6.2). Der restliche Teil des Schwefels im Boden liegt in anorganischer Form vor, hauptsächlich als Sulfate oder unter reduzierenden Bedingungen als Sulfide, welche mit Eisen als unlösliche Pyrite oder mit Spurenelementen, z. B. Kupfer, ausfallen können (Brown, 1982; Tack, 2010). Sulfate können an Bodenkomponenten, z. B. Eisen- und Aluminium(hydro)oxide, adsorbiert sein, mit Calciumcarbonat ausfallen oder in die Bodenlösung freigesetzt werden. Rund 1–10 % des totalen Schwefels im Boden liegt als leicht lösliche und somit pflanzenverfügbare Sulfate vor; Böden mit einem Schwefelmangel weisen meist weniger als 10 mg/kg lösliche Sulfate auf (Brown, 1982).

Der Median der Schwefel-Konzentrationen in den Oberböden der Schweiz liegt in einem für Böden typischen Bereich (350 mg/kg, Tabelle 2). Im europäischen Vergleich sind die gemessenen Schwefel-Konzentrationen leicht erhöht, der Median liegt über dem 75 %-Quartil der Ackerstandorte (322 mg/kg) (Reimann *et al.*, 2014). Standorte mit den tiefsten Schwefelgehalten befinden sich hauptsächlich in Gebieten des Mittellands, welche wichtig sind für die landwirtschaftliche Produktion (Abbildung 69). Auf Ackerflächen wurden denn auch signifikant tiefere Schwefel-Konzentrationen gemessen als auf Wiesen, Weiden und Alpweiden (Abbildung 68). Dieser Unterschied zwischen Graslandstandorten und Ackerstandorten wurde im Europäischen Geochemischen Bodenatlas ebenfalls beobachtet (Median 295 mg/kg resp. 207 mg/kg) (Reimann *et al.*, 2014). Da Schwefel stark mit der organischen Bodensubstanz assoziiert ist, liegt vermutlich der Hauptgrund für diesen Unterschied zwischen Ackerstandorten und Wiesen bzw. Weiden darin, dass Ackerstandorte geringere Gehalte an organischem Kohlenstoff aufweisen (Kapitel 5.2) (Bhupinderpal *et al.*, 2004).

Schwefel ist ein wichtiger Makronährstoff. So können Pflanzen bei Schwefelmangel anfälliger auf Pilzkrankheiten werden (Amelung *et al.*, 2018b). Einige Schwefelverbindungen können für Pflanzen und Tiere jedoch toxisch wirken, entweder direkt oder durch die Bildung von Schwefelsäure (Brown, 1982). Aufgrund der Ergebnisse und der markant reduzierten Emissionen von Schwefeldioxid in den letzten Jahrzehnten in der Schweiz (BAFU, 2022) kann davon ausgegangen werden, dass ein Schwefelmangel in den Oberböden der Schweiz eine grössere Problematik darstellt als eine potentielle Toxizität, wie dies weltweit ebenfalls beobachtet wird (Eriksen, 2009).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Schwefel	S	16	350 mg/kg	129 mg/kg	900 mg/kg

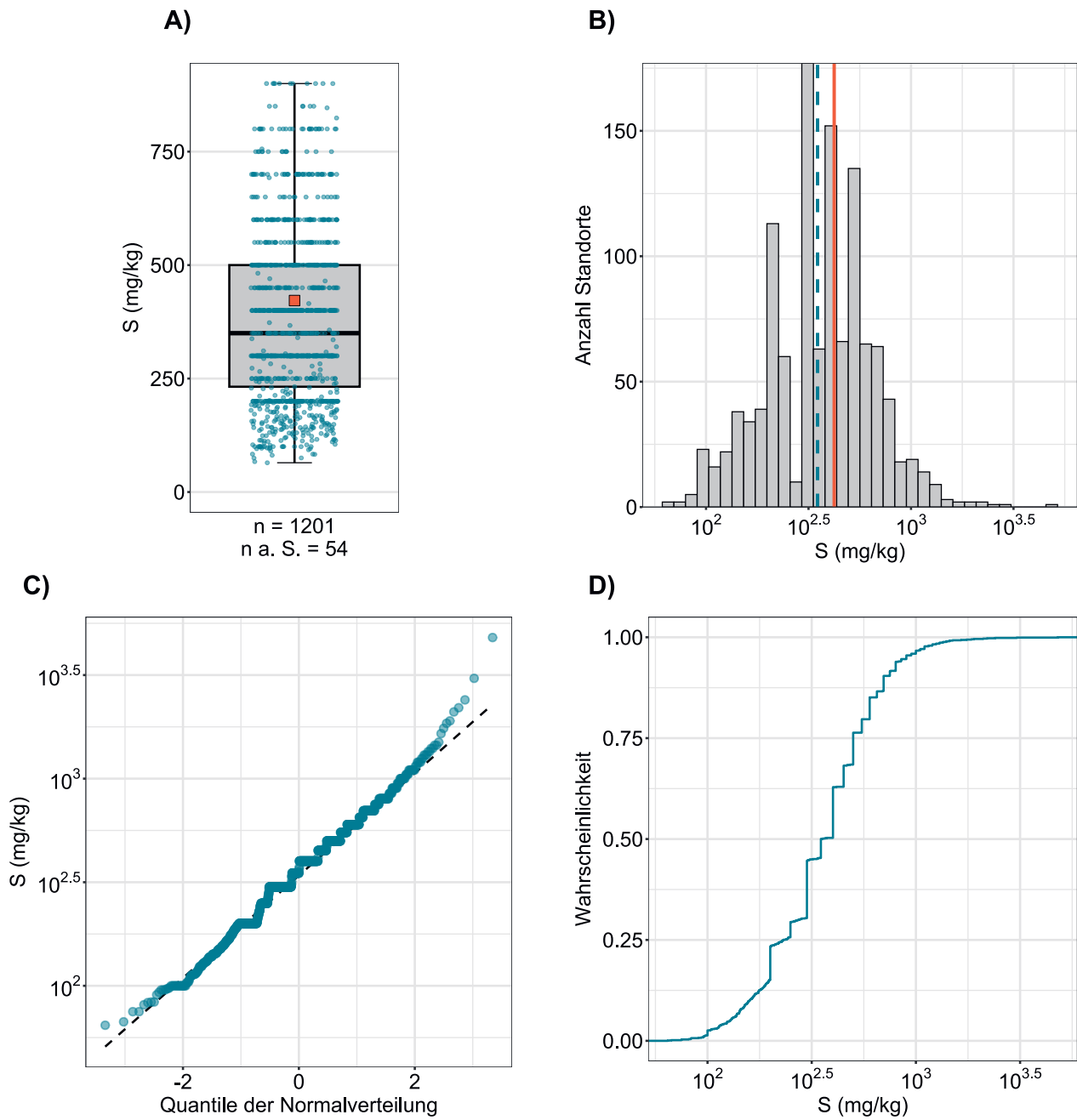


Abbildung 67 | Verteilung der Schwefel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

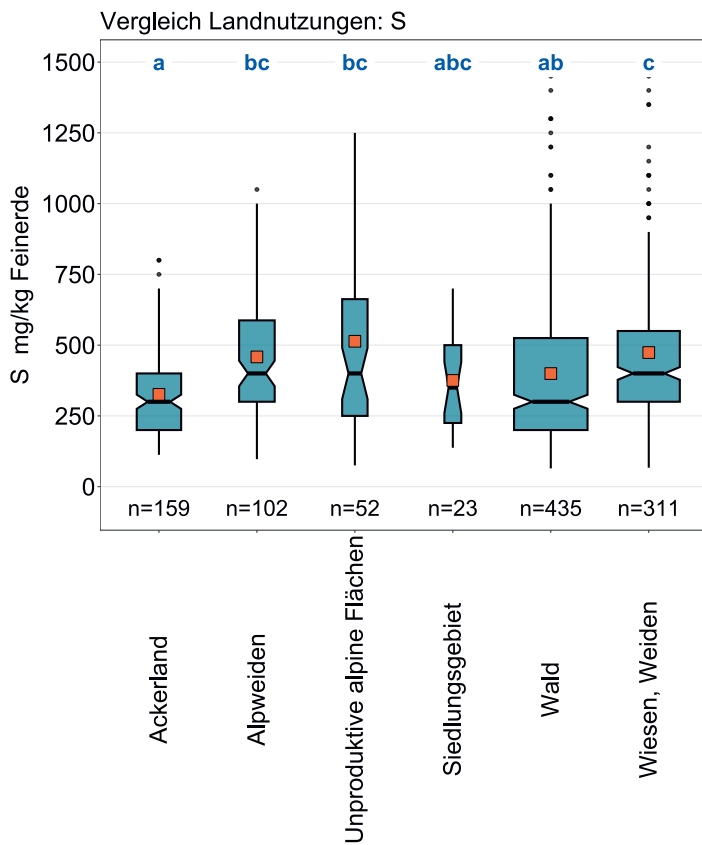
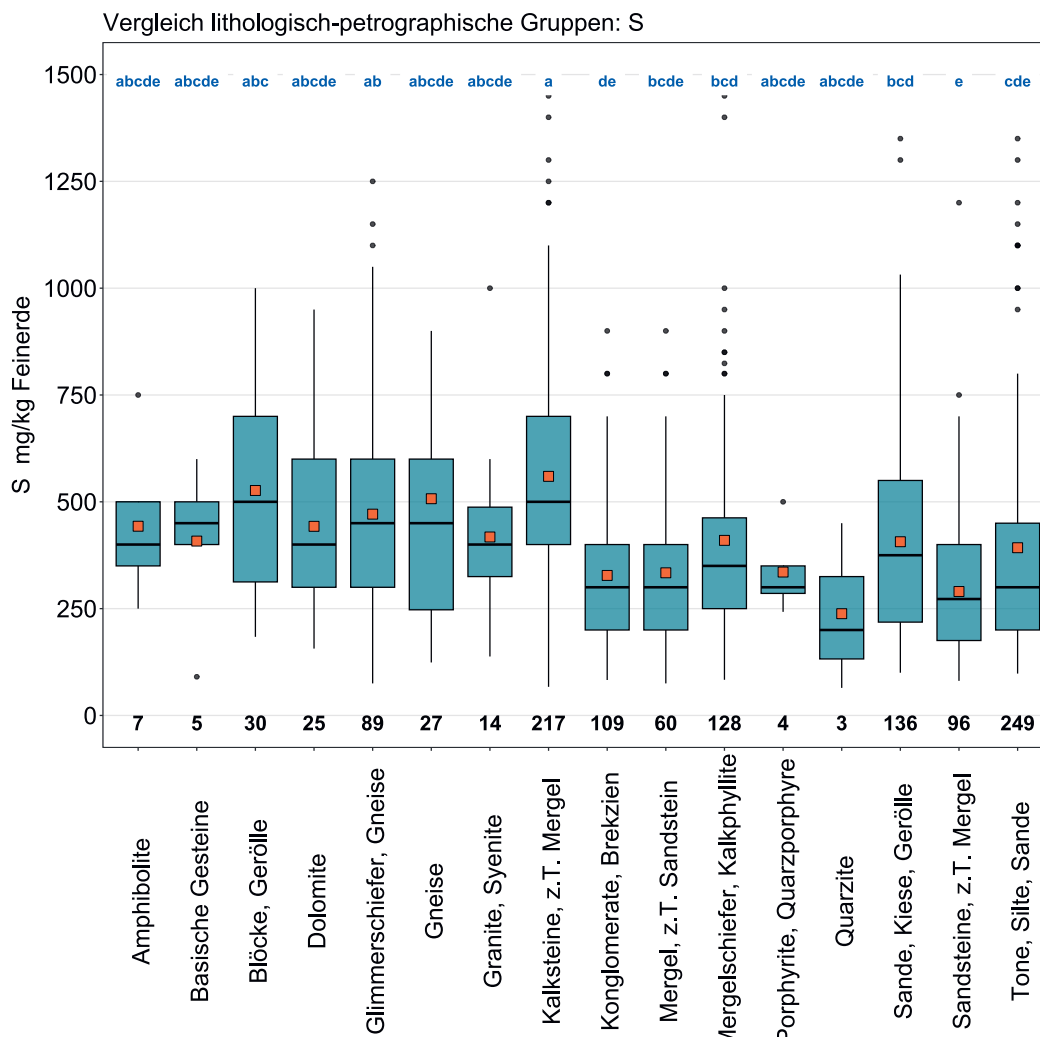


Abbildung 68 | Vergleich der Schwefel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächen-nahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Schwefel (mg/kg)

- ≤ 3.6 (NWG)
- 4 - 129
- 129 - 160
- 160 - 232
- 232 - 350
- 350 - 500
- 500 - 700
- 700 - 900
- 900 - 4'800
- $\geq 1'582$ (TIF)

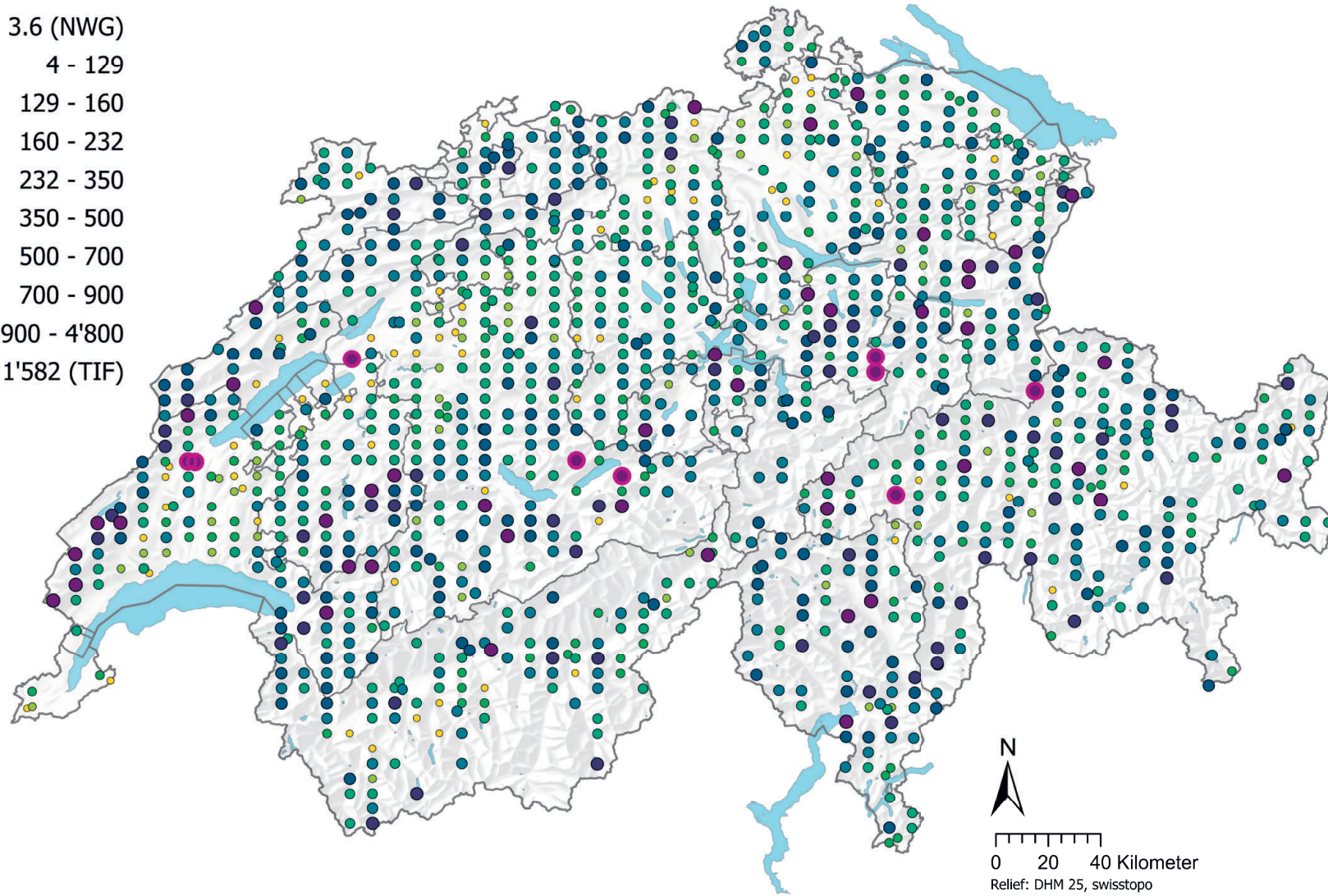
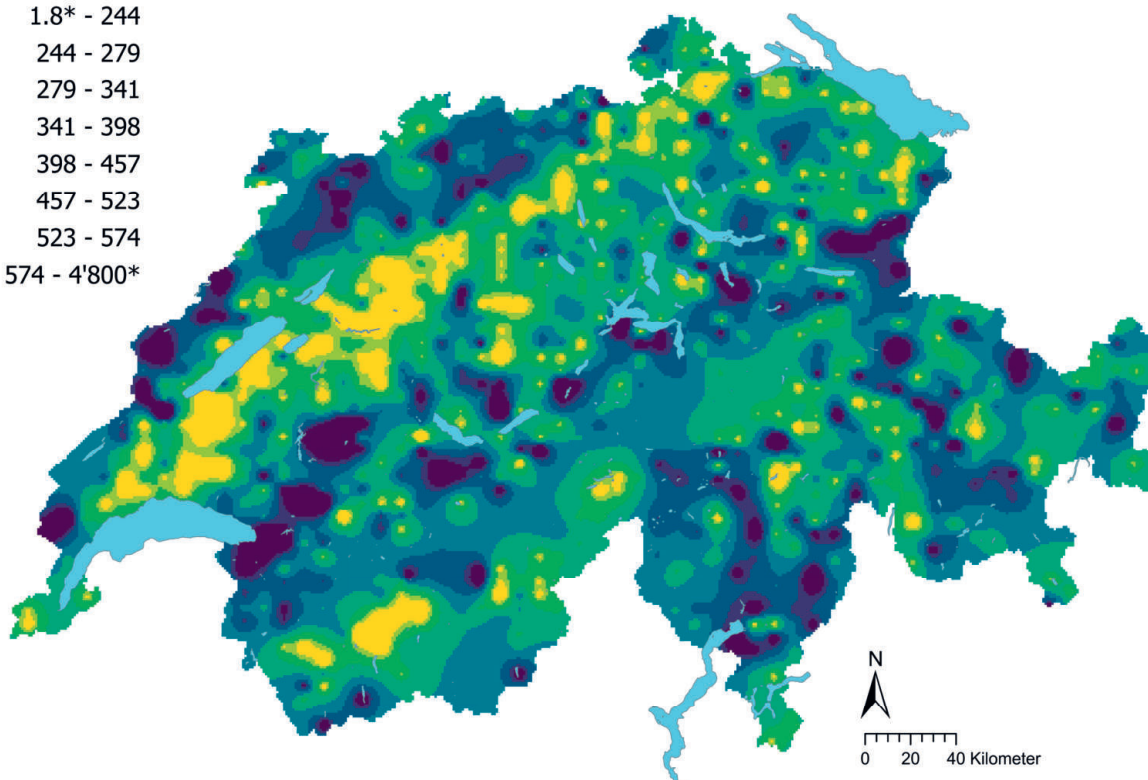


Abbildung 69 | Räumliche Verteilung der Schwefel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Schwefel (mg/kg)

- 1.8* - 244
- 244 - 279
- 279 - 341
- 341 - 398
- 398 - 457
- 457 - 523
- 523 - 574
- 574 - 4'800*



Schwefel Variationskoeffizient (%)

- 20 - 42
- 42 - 49
- 49 - 53
- 53 - 56
- 56 - 59

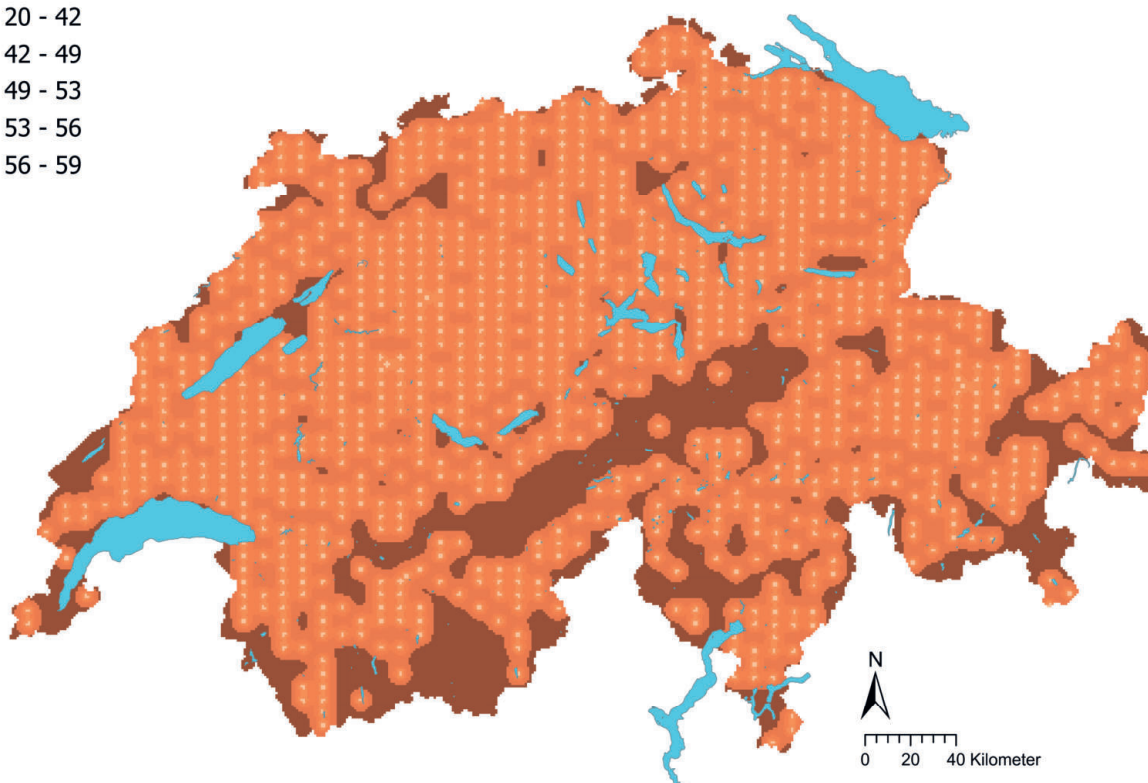


Abbildung 70 | Interpolierte Schwefel-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.17 Thallium (Tl)

Thallium ist ein nicht essentielles Metall der 13. Gruppe des Periodensystems (Fluck & Heumann, 2017). Das Erzminerale Lorandit ($TlAsS_2$) tritt häufig zusammen mit Sphalerit (ZnS) und Galena (PbS) auf (Evans & Barabash, 2010). Thallium findet sich zudem in kaliumreichen Silikaten sowie in diversen Sulfiden und Sulfaten (Tuchschmid, 1995). In der Schweiz sind Vorkommen von Lorandit im Binnatal im Wallis dokumentiert, wo es in vererzten Trias-Dolomiten auftritt (Graeser, 1967). Die erhöhten Thallium-Werte in Böden des Kantons Basel-Landschaft hängen vermutlich stellenweise mit dem Vorkommen von Trigonodus-Dolomit zusammen (Pfirter, 2020). Standorte, welche der lithologisch-petrographischen Gruppe der Dolomite zugeordnet werden, enthalten tatsächlich mehr Thallium als andere Gruppen, wenn auch nicht signifikant (Abbildung 72). Signifikant erhöhte Konzentrationen weisen hingegen die Kalksteine auf. Typische Thalliumgehalte in bodenbildenden Gesteinen liegen zwischen 0.17–0.82 mg/kg, wobei granitoide Magmatite und Metamorphite, Metapelite, Tongesteine der Flysche und Bündnerschiefer in den Alpen sowie Tongesteine der Molasse und Glaziallehme im Mittelland besonders hohe Thallium-Konzentrationen aufweisen können (Tuchschmid, 1995).

Thallium wurde früher als Ratten- und Ameisengift eingesetzt, heute wird das Element hauptsächlich in der elektronischen Industrie verwendet (Reimann *et al.*, 2014).

Im Boden existiert Thallium in den Oxidationsstufen $Tl(III)$ und $Tl(I)$, wobei beide Formen als unlösliche Präzipitate mit z.B. Schwefel oder Chlor ausfallen können (Evans & Barabash, 2010). Des Weiteren kann das Element an den Oberflächen von Tonmineralen, Oxiden und der organischen Bodensubstanz adsorbieren bzw. Kationen substituieren (Evans & Barabash, 2010; Voegelin *et al.*, 2015). Thallium ist geochemisch eng mit Blei verbunden, was sich auch in der schwachen Korrelation der in den Oberböden gemessenen Thallium-Konzentrationen mit Blei ($R^2=0.56$) äussern könnte (Kapitel 6.1).

Im Oberboden wurden vergleichsweise tiefe Thallium-Konzentrationen im zentralen und westlichen Mittelland sowie in Teilen der Kantone Wallis und Graubünden gemessen. Hohe Thallium-Gehalte weisen Gebiete im Jura und in den Südalpen auf (Abbildung 73). Gemäss der TIF-Methode als Ausreisser klassierte Standorte liegen hauptsächlich im nördlichen und westlichen Jura sowie an vereinzelt Standorten in den Zentralalpen und in Graubünden. Im Kanton Basel-Landschaft werden erhöhte Thallium-Konzentrationen in Böden insbesondere im Raum Erzmatt bei Buus und Bretzwil auf die Verwitterung von lokal begrenzten Vorkommen von Brauneisenerzen und weiteren Erzmineralen zurückgeführt (AUE & Schmutz, 2016; Pfirter, 2020; Voegelin *et al.*, 2015). Die von Voegelin *et al.* (2015) durchgeführten Speziierungsanalysen zeigten auf, dass in diesen Böden Thallium sowohl als $Tl(III)$ assoziiert mit Manganoxiden als auch als $Tl(I)$ gebunden in Illiten auftritt. Diese Formen können nicht nur von der Verwitterung von Sulfid-Mineralen, sondern auch von Emissionen z. B. aus der Zementindustrie stammen (Voegelin *et al.*, 2015). Interessanterweise korrelieren die gemessenen Thallium-Konzentrationen schweizweit sehr schwach mit Parametern zur Approximation der atmosphärischen Deposition von Schwermetallen (Kapitel 6.1), was auf einen zusätzlichen diffusen Eintrag von Thallium über die Atmosphäre hindeuten könnte.

Thallium gilt als hochtoxisches Element für Menschen, Tiere und Pflanzen, unter anderem wegen seiner Fähigkeit, Kalium in biologischen Systemen zu ersetzen (Evans & Barabash, 2010). Der Toleranzwert für landwirtschaftliche Nutzflächen von 2 mg/kg wird an keinem Standort überschritten (Eikmann *et al.*, 1993). Standorte, welche dem Ackerbau zugeordnet werden, weisen signifikant tiefere Thallium-Konzentrationen auf als Waldstandorte, Wiesen und Weiden (Abbildung 72).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Thallium	Tl	81	0.15 mg/kg	0.07 mg/kg	0.38 mg/kg

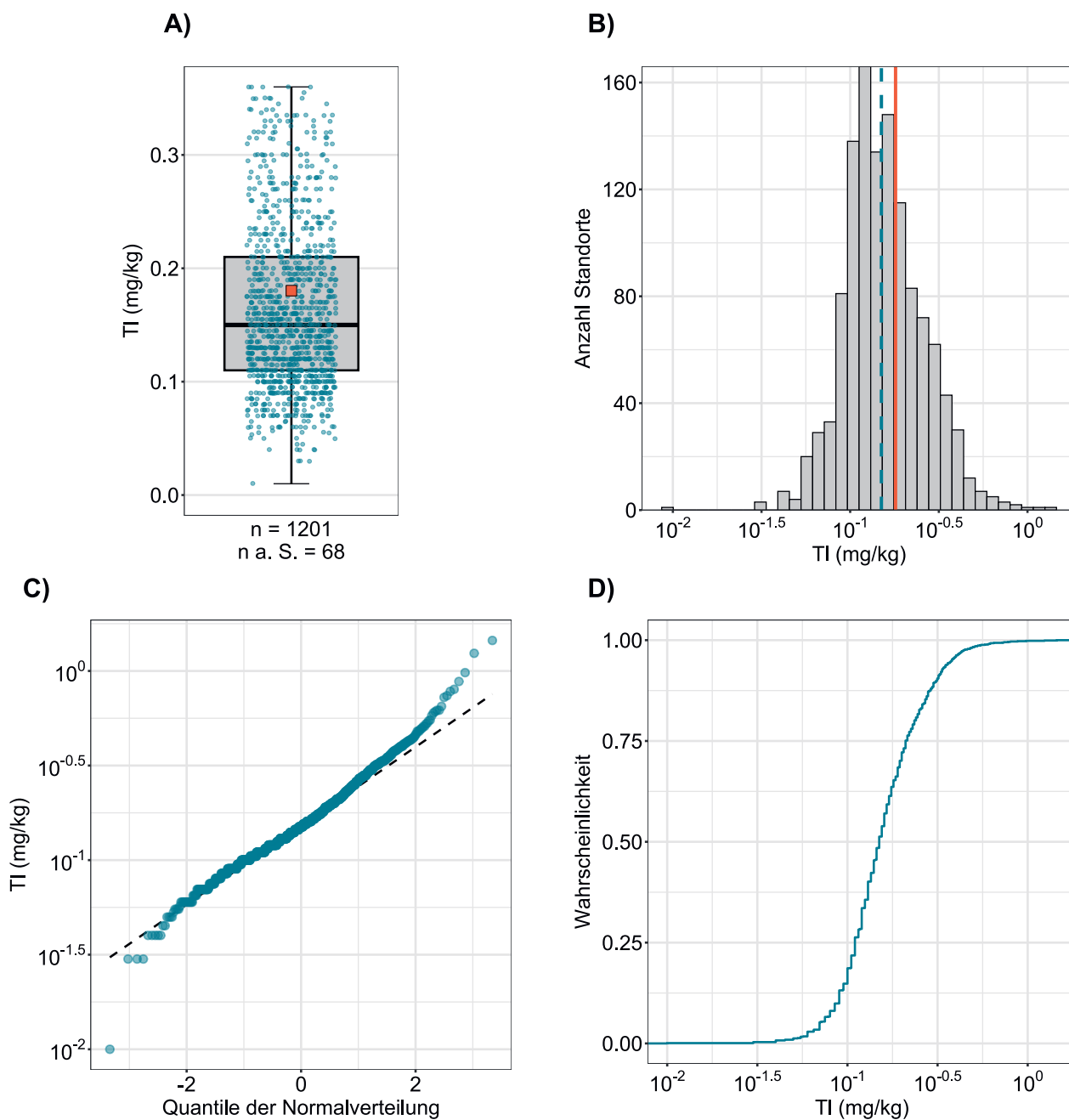


Abbildung 71 | Verteilung der Thallium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

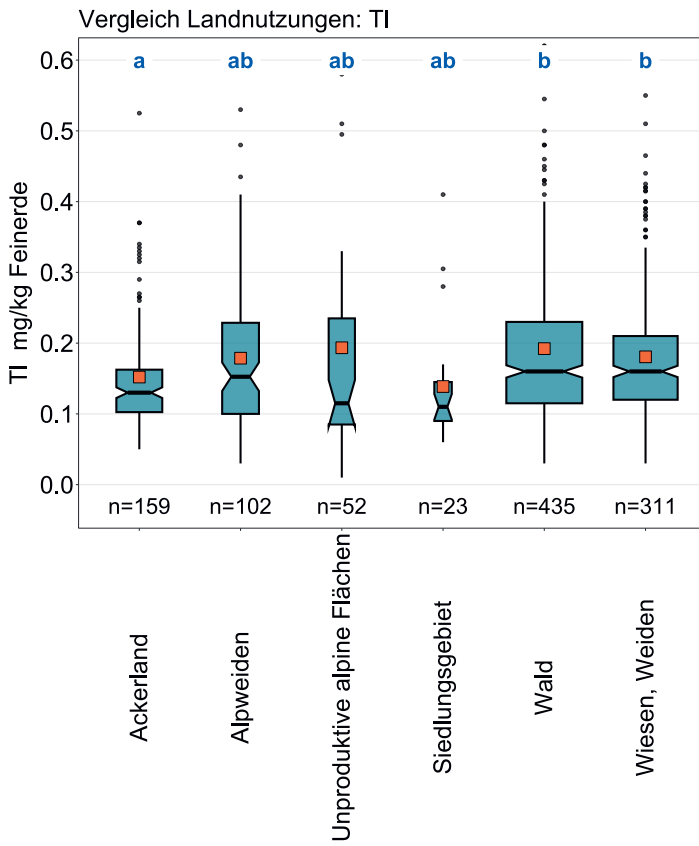
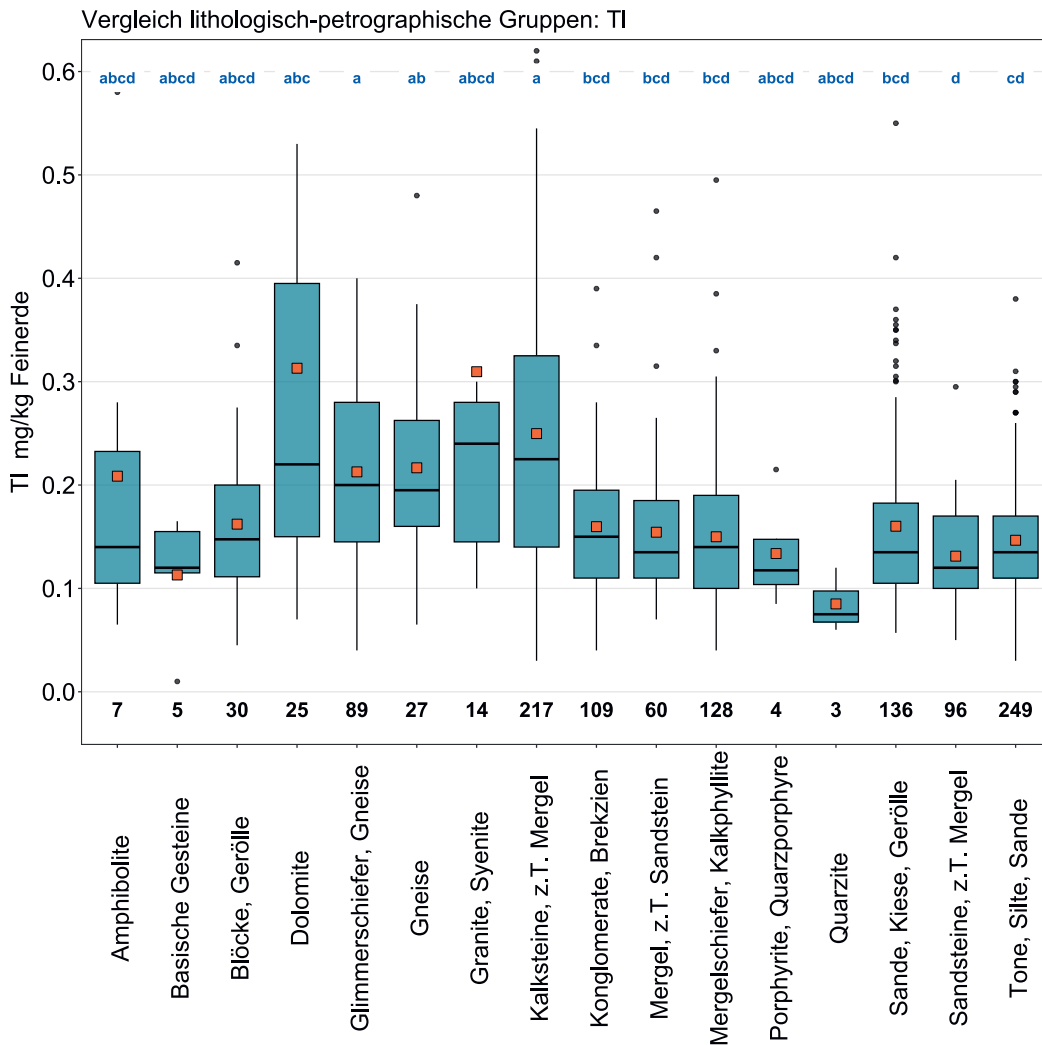


Abbildung 72 | Vergleich der Thallium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Thallium (mg/kg)

- ≤ 0.02 (DL)
- 0.02 - 0.07
- 0.07 - 0.09
- 0.09 - 0.11
- 0.11 - 0.15
- 0.15 - 0.21
- 0.21 - 0.31
- 0.31 - 0.38
- 0.38 - 1.45
- ≥ 0.55 (TIF)

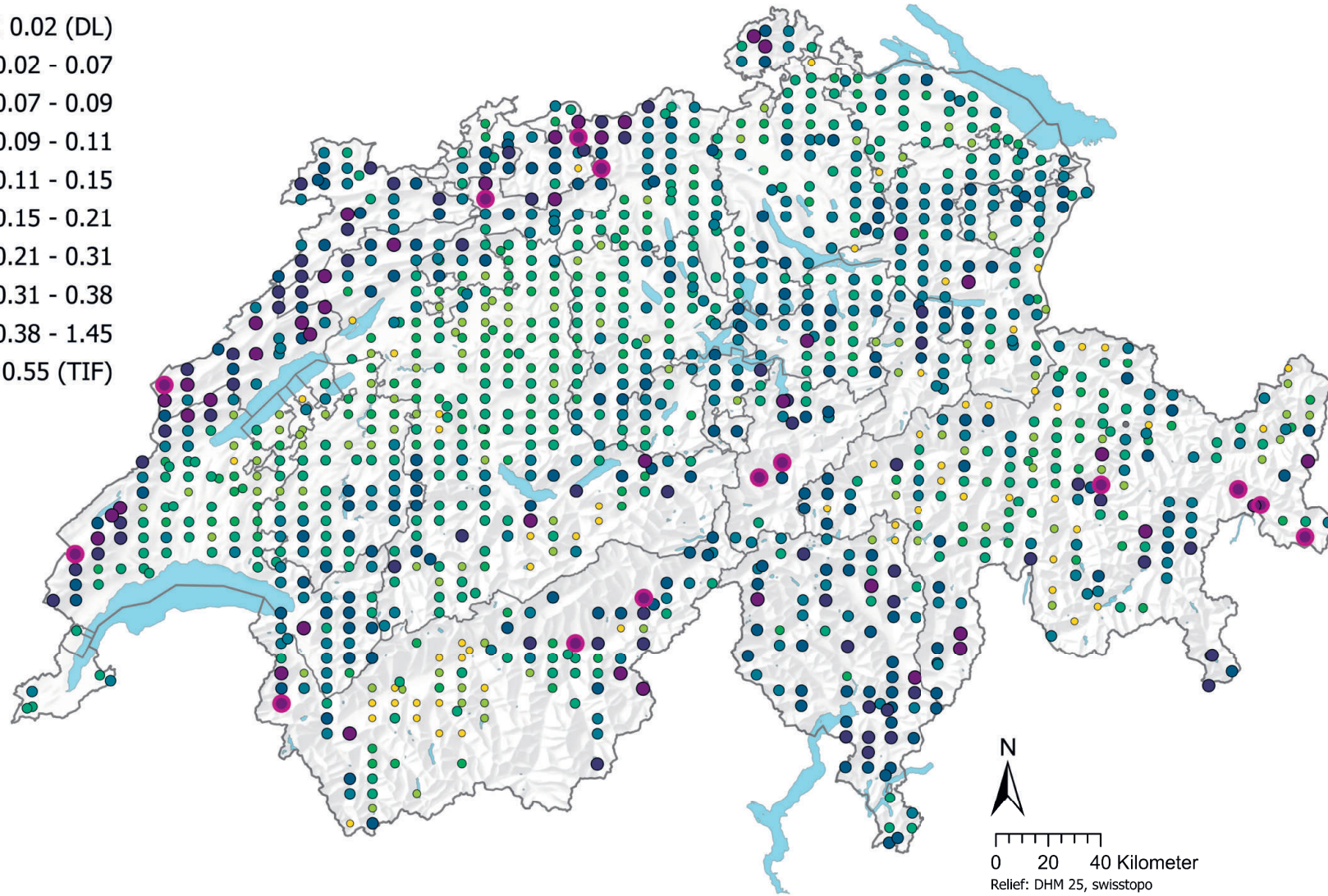
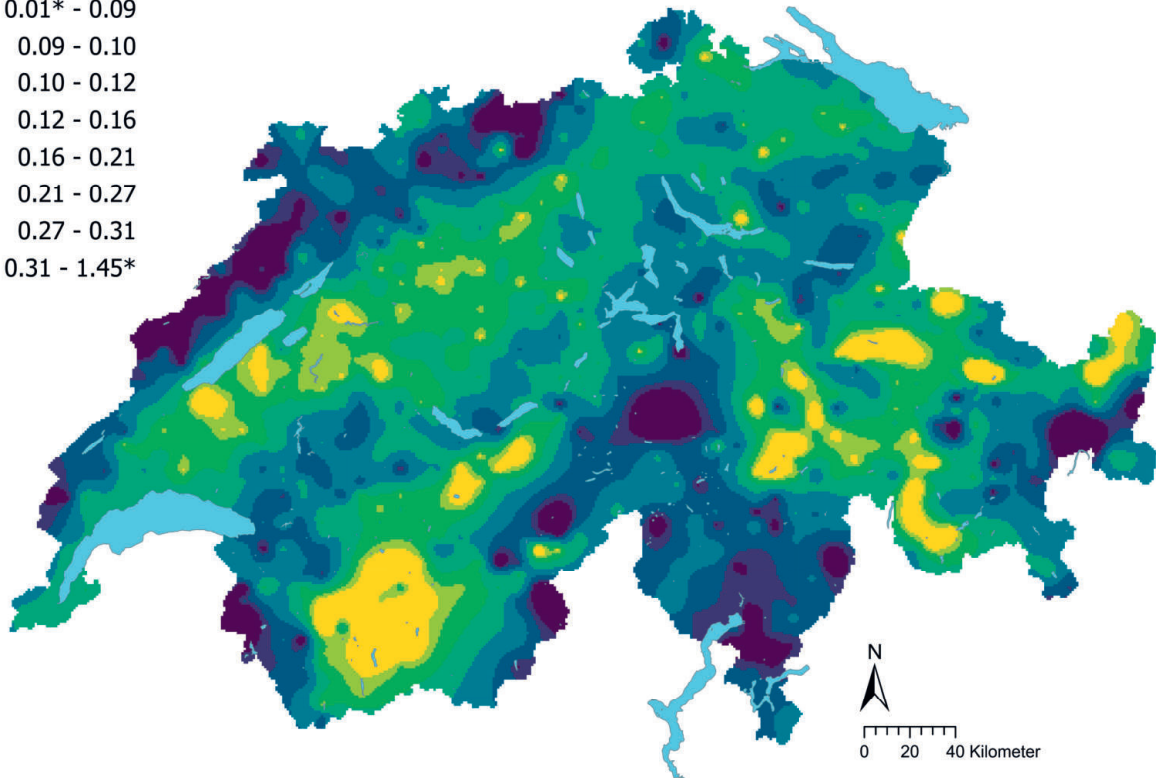
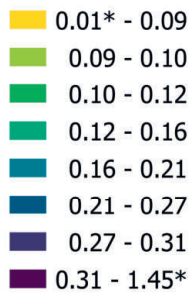


Abbildung 73 | Räumliche Verteilung der Thallium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Thallium (mg/kg)



Thallium Variationskoeffizient (%)

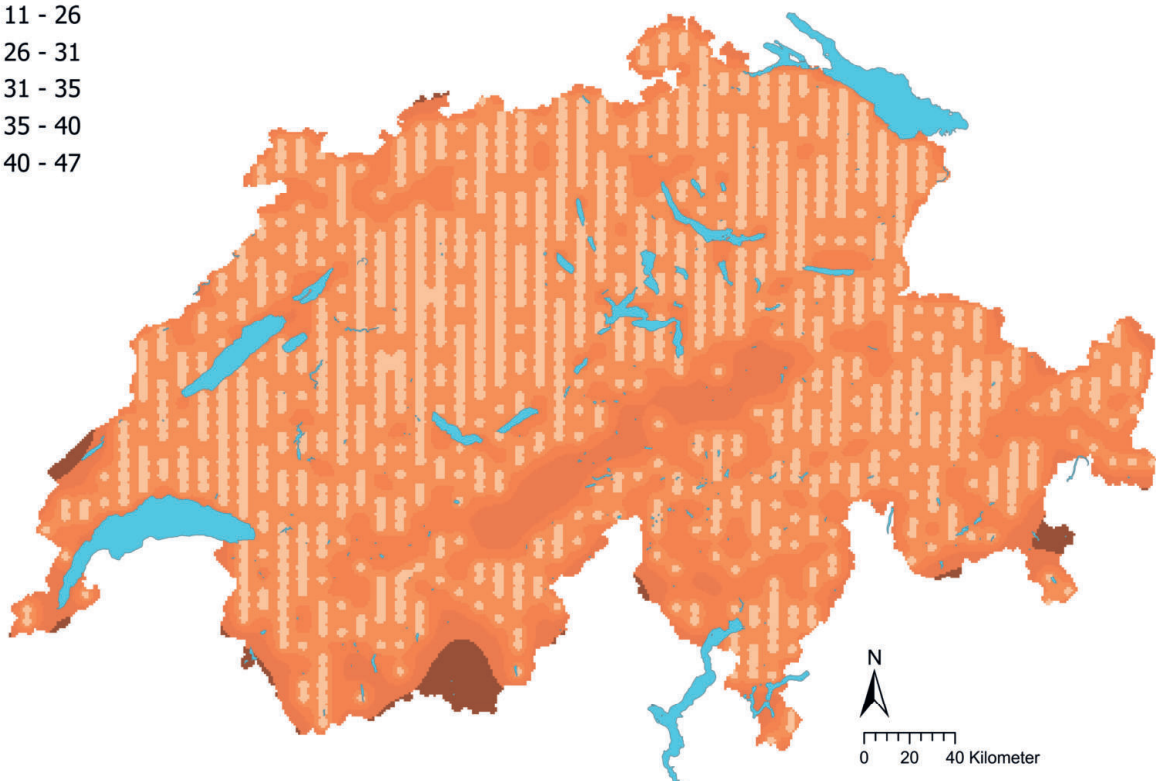
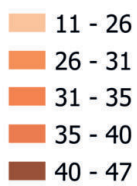


Abbildung 74 | Interpolierte Thallium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.18 Uran (U)

Uran ist ein radioaktives Metall der Actinoide. Am Ende seiner Zerfallsreihe werden stabile Blei-Isotope gebildet (MacKenzie, 2000). Erzminerale von Uran sind unter anderem die Oxide Uraninit (UO_2) und Brannerit (UTi_2O_6) (Pulford, 2010). Die höchsten Urangelhalte treten in sauren Gesteinen wie Granit auf, jedoch können auch sedimentäre Gesteine mit hohen Gehalten an organischer Substanz (z. B. Schiefer) und Phosphatvorkommen (z. B. Apatit) durch die Ausfällung von unlöslichem U(IV) hohe Uran-Konzentrationen aufweisen (Pulford, 2010). Bei der Betrachtung der lithologisch-petrographischen Hauptgruppen weist das Element ein von den anderen Elementen unterscheidbares Muster auf, da die höchsten Konzentrationen an Standorten gemessen wurden, welche den Hauptgruppen Gneise, Granite und Syenite zugeordnet werden (Abbildung 76). Dieses Muster ist auch beim Vergleich der Lithologie-Klassen der Festgesteine (swisstopo, 2022) erkennbar, wobei die Standorte in den Klassen Zweiglimmergneise, Augengneise, Orthogneise und Glimmerschiefer die höchsten Konzentrationen aufweisen. Diese Ergebnisse könnten auf einen teilweisen geogenen Ursprung hindeuten. In der Schweiz befinden sich bekannte Uranvorkommen unter anderem im Aiguilles-Rouges-Massiv der Westalpen (Meissner, 2012) sowie vom Unterwallis entlang des Rhonetals, Vorder- rheintals, Illanz bis zum oberen Weisstannental und Murgtal (Gilliéron, 1988; NEROS, 2019). Zudem sind Hotspots unter anderem bei Davos, Poschiavo und Bergün dokumentiert (NEROS, 2019). Erhöhte Uran-Konzentrationen im Oberboden wurden auch an Standorten im Engadin, in der Surselva und im Oberwallis gemessen, aber auch im westlichen Jura sowie auf der Alpensüdseite (Abbildung 77). Vergleichsweise tiefe Gehalte wurden am westlichen Alpennordhang und an Stellen der östlichen Zentralalpen erfasst.

Uran ist aufgrund seiner Anwendung in der Gewinnung von elektrischer Energie und in der Waffenproduktion seit dem 20. Jahrhundert eines der wertvollsten Elemente (Pulford, 2010).

Im Boden kommt Uran in den Oxidationsstufen U(IV) und U(VI) vor (Pulford, 2010). Gemäss Amelung *et al.* (2018d) wird das bei der Verwitterung der Ausgangsminerale freigesetzte U^{4+} rasch zu U^{6+} oxidiert, welches wiederum Uranyl-Komplexe bildet, die an Tonminerale, die organische Bodensubstanz und an Oxide adsorbieren können (Mikutta *et al.*, 2016). Das unter anaeroben Bedingungen stabile U^{4+} kann schwer lösliche Verbindungen wie UO_2 , Phosphat- oder Sulfidverbindungen bilden (Amelung *et al.*, 2018d). Uran ist im Boden relativ immobil und die Verlagerung gering, die Phosphatdüngung ist eine der primären Quellen für die Uran-Akkumulation im Oberboden (Amelung *et al.*, 2018d; Bigalke *et al.*, 2017). Diese diffusen Einträge insbesondere auf landwirtschaftlich genutzten Flächen könnten, nebst den Bodeneigenschaften, einer der Gründe sein, weshalb Oberböden an Ackerstandorten signifikant höhere Urangelhalte aufweisen als an Waldstandorten (Abbildung 76). Jedoch sind die Unterschiede im Vergleich zu den übrigen Landnutzungen nicht signifikant.

Der Median der Uran-Konzentrationen in den Oberböden der Schweiz liegt mit 0.7 mg/kg (Tabelle 2) im Bereich des europäischen Medians von 0.77 mg/kg bei Ackerstandorten und 0.74 mg/kg bei Graslandstandorten (Reimann *et al.*, 2014).

Zwar stellt die beim radioaktiven Zerfall von Uran freigesetzte Strahlung ein Risiko für Lebewesen dar. In Böden kann aber die chemische Toxizität von Uran ein höheres Risiko als die Strahlenbelastung darstellen (Sheppard *et al.*, 2005). Die Uran-Konzentration im Boden, bei welcher kein Effekt auf Bodenorganismen und Pflanzen zu erwarten ist (predicted no effect concentration, PNEC), wird auf 100 mg/kg resp. 250 mg/kg geschätzt (Sheppard *et al.*, 2005). Der Eikmann-Kloke-Toleranzwert für landwirtschaftliche Nutzflächen von 10 mg/kg (Herklotz *et al.*, 1996) wird an vier Standorten überschritten.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Uran	U	92	0.7 mg/kg	0.3 mg/kg	2.0 mg/kg

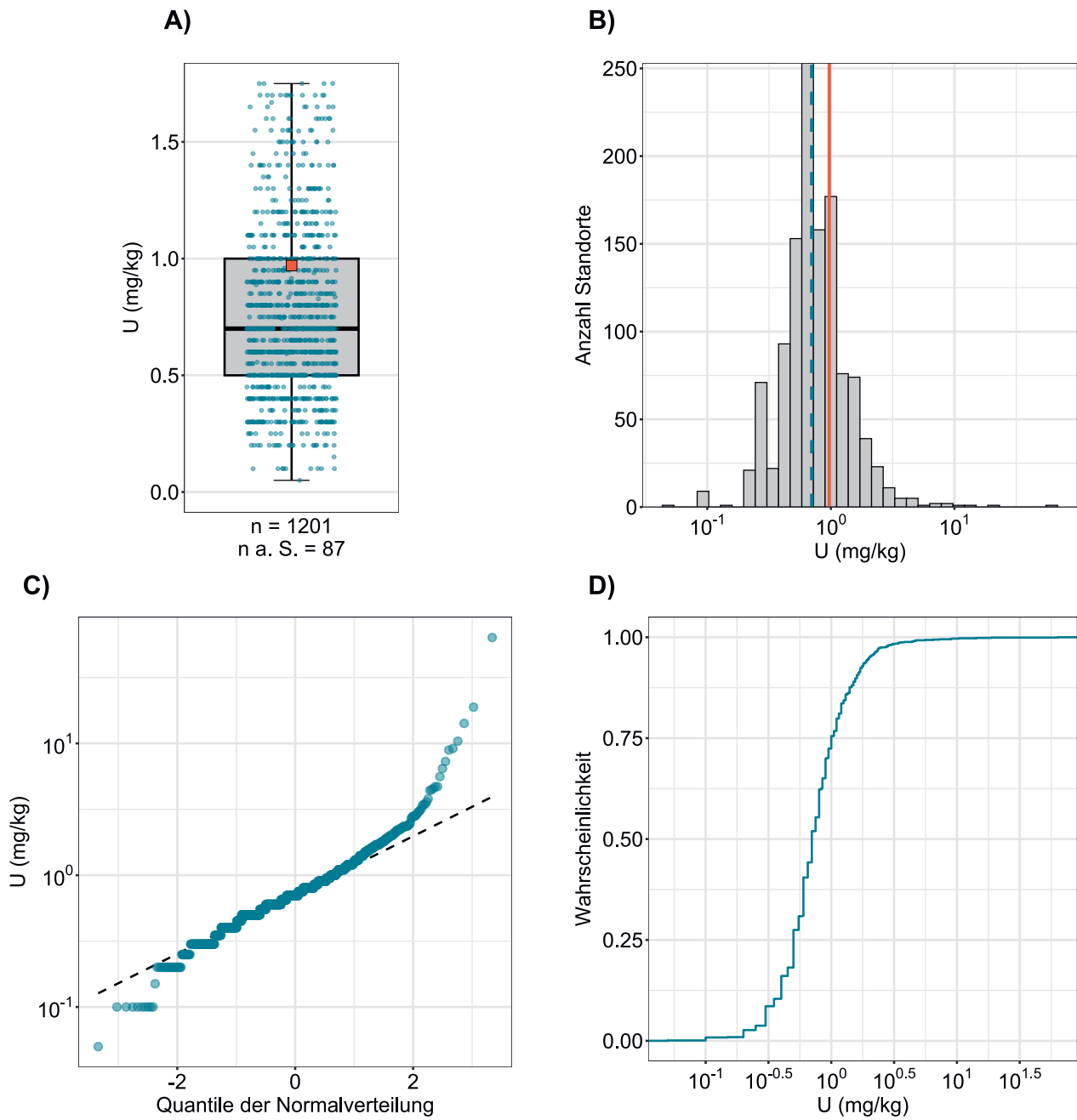


Abbildung 75 | Verteilung der Uran-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

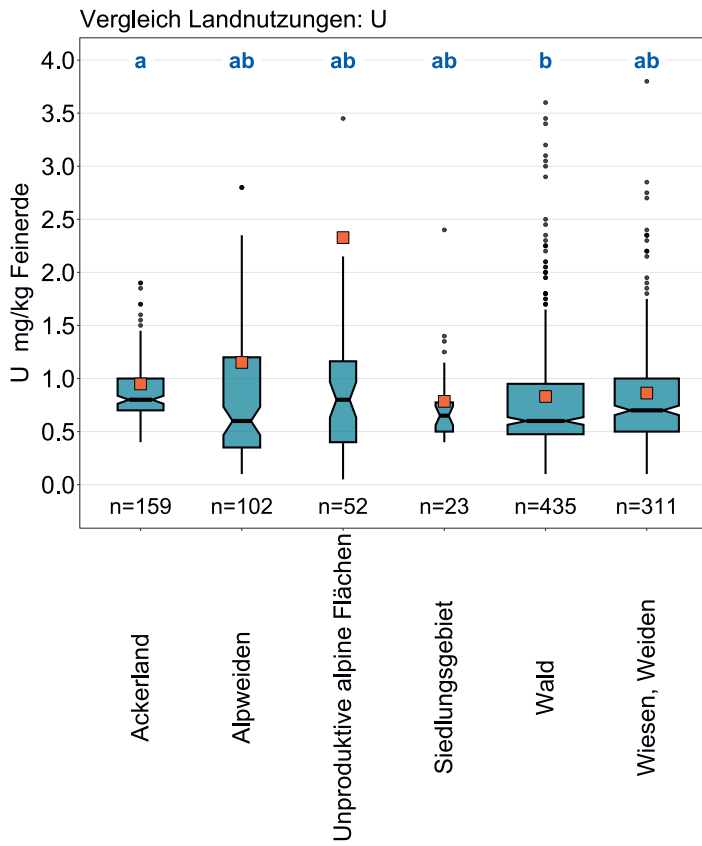
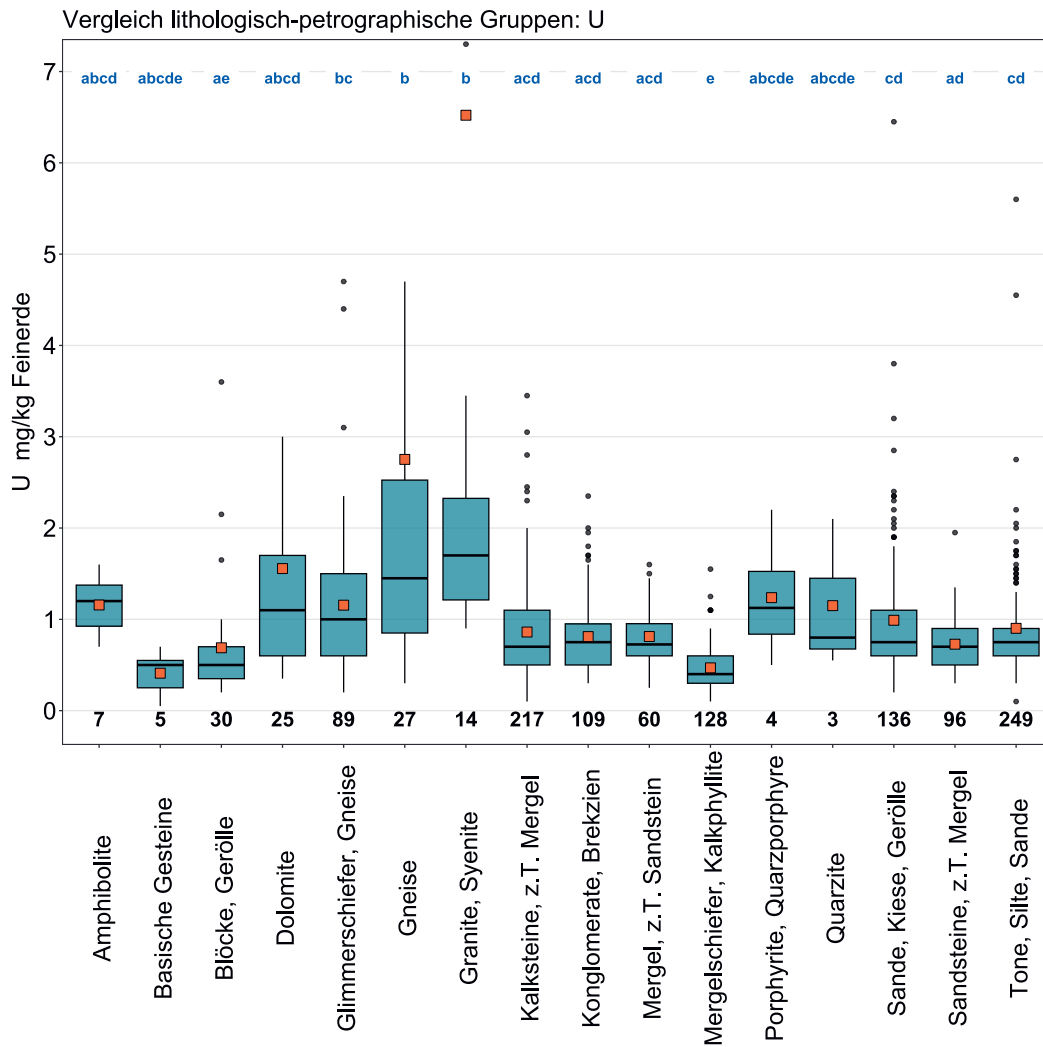


Abbildung 76 | Vergleich der Uran-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Uran (mg/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 0.3
- 0.3 - 0.4
- 0.4 - 0.5
- 0.5 - 0.7
- 0.7 - 1.0
- 1.0 - 1.6
- 1.6 - 2.0
- 2.0 - 63.6
- ≥ 2.8 (TIF)

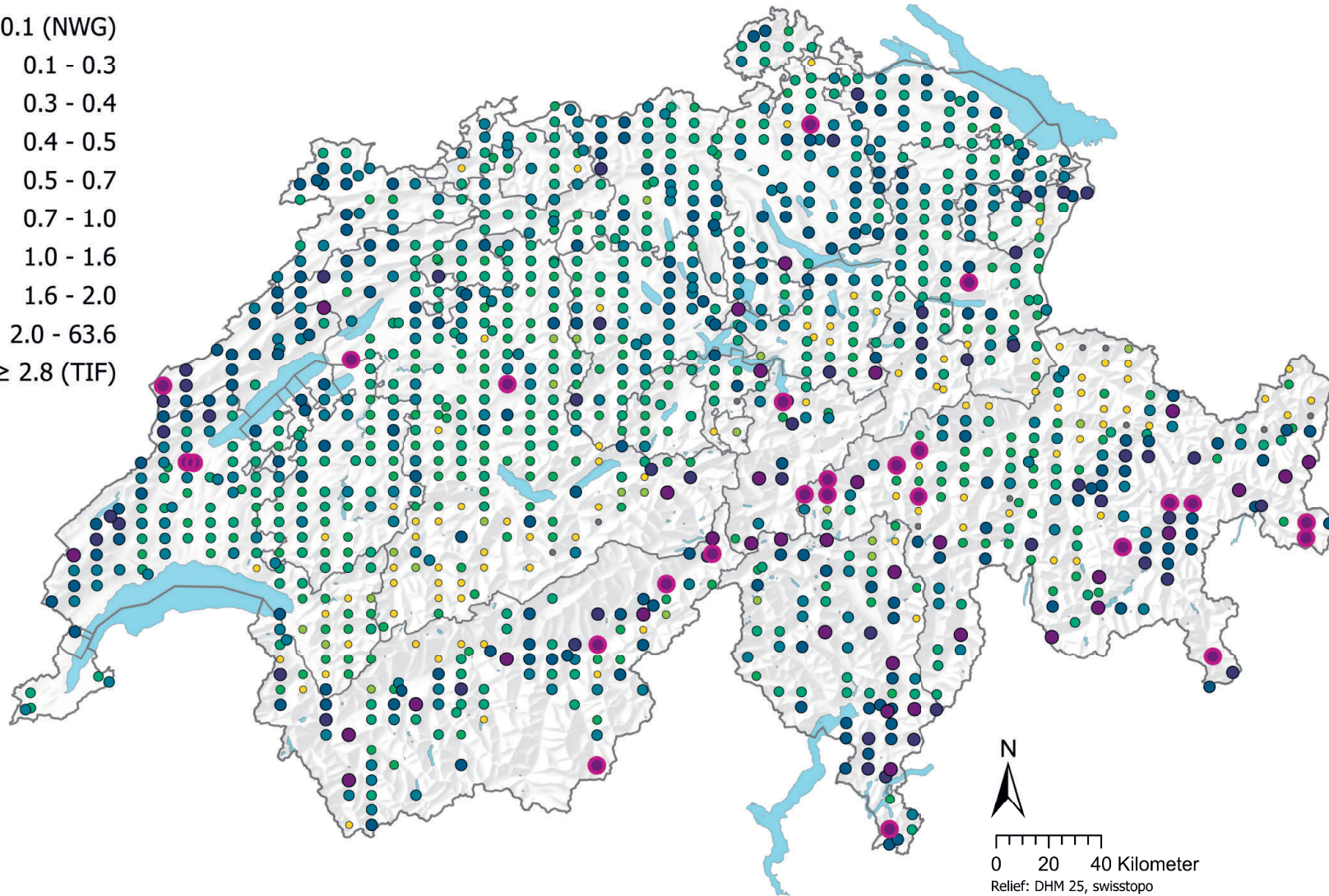
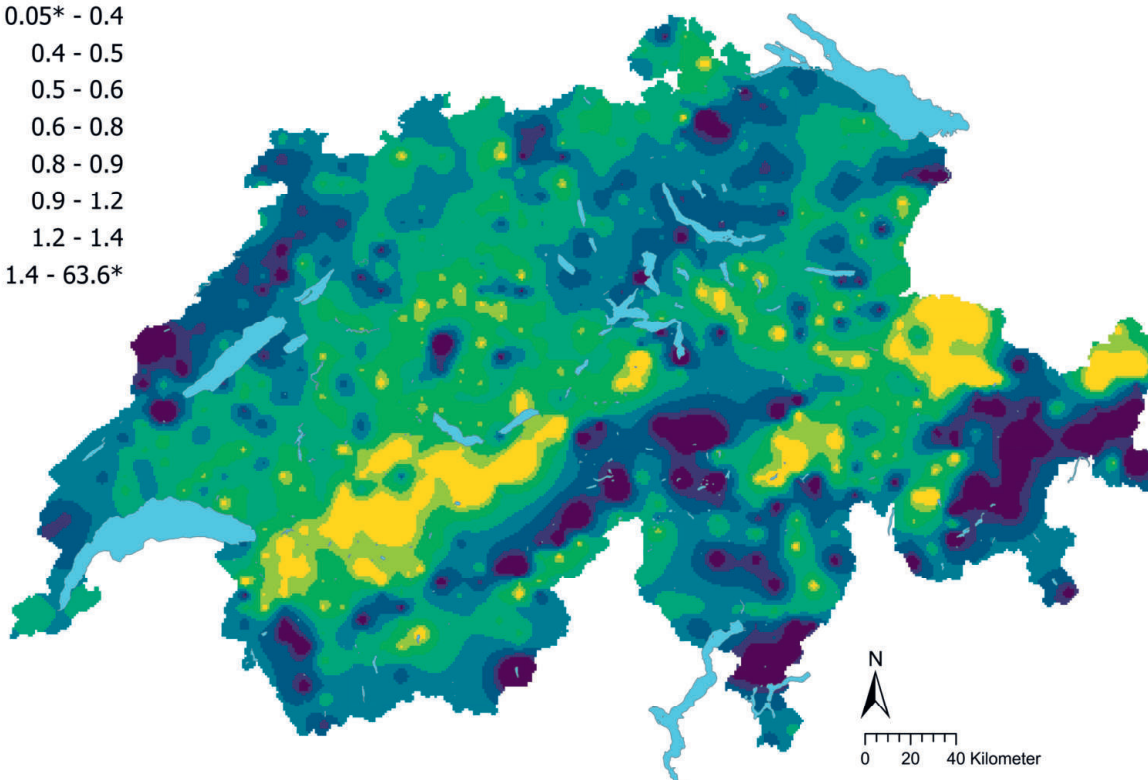


Abbildung 77 | Räumliche Verteilung der Uran-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Uran (mg/kg)



Uran Variationskoeffizient (%)

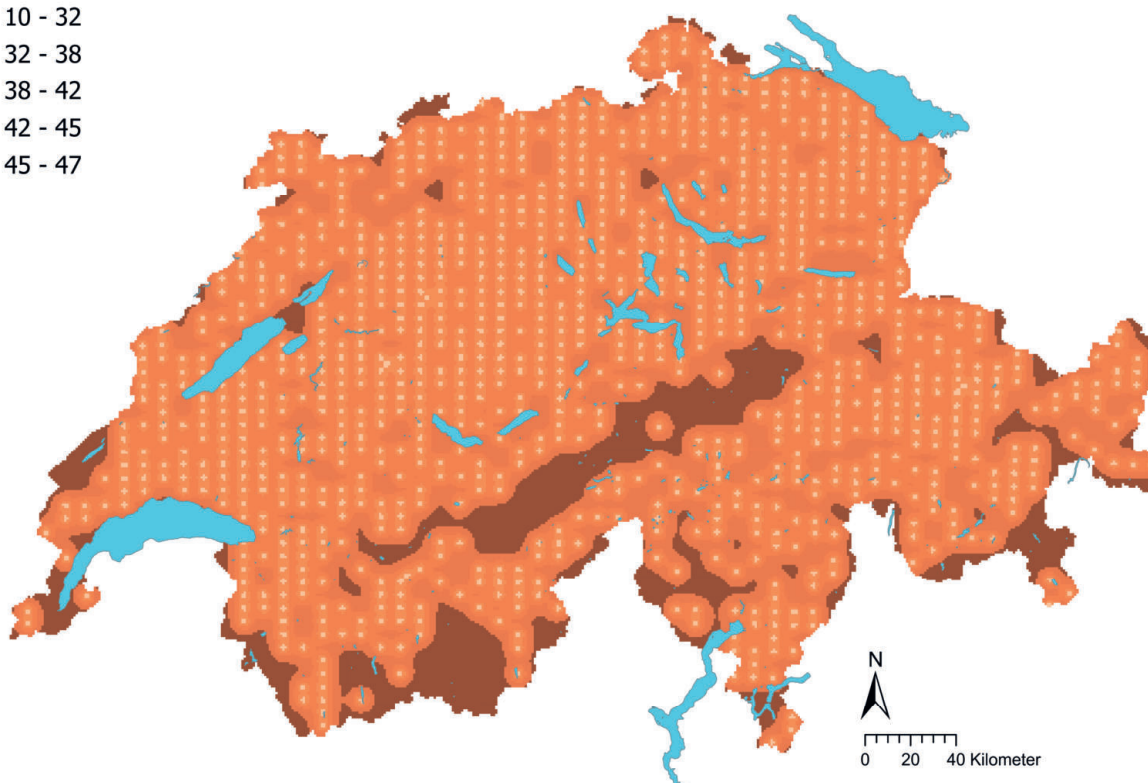
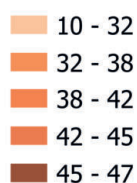


Abbildung 78 | Interpolierte Uran-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.19 Vanadium (V)

Vanadium ist ein Metall der fünften Gruppe des Periodensystems. Das Element ist für einige Lebewesen und vermutlich auch für den Menschen essentiell (Mukherjee *et al.*, 2004). Es tritt unter anderem in den Mineralen Vanadinit ($\text{Pb}_5[\text{VO}_4]_3\text{Cl}$) und Patrónit (VS_4) auf, sowie in Spuren in Pyroxenen, Amphibolen, Glimmer und Apatit (Pilbeam & Drihem, 2007; Reimann *et al.*, 2014). Erhöhte Vanadium-Konzentrationen weisen mafische Gesteine (z. B. Basalt, 250 mg/kg) und Schwarzschiefer (120 mg/kg) auf, zudem ist Vanadium aufgrund der Korrelation mit organischem Kohlenstoff in kohlenstoffhaltigen Sedimentgesteinen sowie in Erdöl und Kohlen angereichert (Breit & Wanty, 1991; Evans & Barabash, 2010; Reimann *et al.*, 2014).

Vanadium wird hauptsächlich in Stahllegierungen, in der Glas- und Keramik-Produktion, als chemischer Katalysator und als Bestandteil von Arzneimitteln eingesetzt (Evans & Barabash, 2010; Mukherjee *et al.*, 2004).

Im Boden kommt Vanadium in den drei Oxidationsstufen V(V), V(IV) und V(II) vor (Evans & Barabash, 2010). Während der Verwitterung des Ausgangsmaterials wird Vanadium zu Vanadaten oxidiert, die ein ähnliches Verhalten wie Phosphate aufweisen (Evans & Barabash, 2010; Pilbeam & Drihem, 2007). Da Vanadium im Boden unter anderem an Eisen- und Aluminiumoxiden sowie an Tonmineralen und an der organischen Bodensubstanz adsorbiert, wird das Element als relativ immobil eingeschätzt (Evans & Barabash, 2010; Pilbeam & Drihem, 2007).

Der Median der gemessenen Vanadium-Konzentrationen in den Oberböden der Schweiz liegt bei 32 mg/kg und somit über dem europäischen Median von 25 mg/kg (Reimann *et al.*, 2014). Zwei Gebiete lassen sich klar abgrenzen: Im Jura und im Randen sind überdurchschnittlich hohe, in den Zentralalpen tiefe Konzentrationen zu beobachten (Abbildung 81). Untersuchungen an einem über 6 m mächtigen Torfboden im Gebiet Étang de la Gruère im Jura ergaben, dass atmosphärische Deposition und nicht chemische Verwitterung der unterliegenden Sedimente zu einer Akkumulation von Vanadium und Chrom geführt haben (Krachler *et al.*, 2003). In den Oberbodenproben korrelieren die gemessenen Vanadium-Konzentrationen ähnlich zu Chrom sehr schwach mit Parametern, welche die atmosphärische Deposition approximieren ($R^2=0.34$, Kapitel 6.1). Die bei der Carbonatverwitterung verursachte Anreicherung von Tonmineralen könnte zudem ähnlich zu Cadmium und Zink zu einer Immobilisierung und folglich zu einer Akkumulation durch Sorption geführt haben (Korrelation mit Tongehalt: $R^2=0.53$, Kapitel 6.1). Die gemessenen Vanadium-Konzentrationen korrelieren zudem mit den gemessenen Chrom-Konzentrationen ($R^2=0.77$) und weisen eine ähnliche Verteilung zwischen den Landnutzungen auf, wobei Ackerstandorte sowie Wiesen und Weiden signifikant höhere Vanadiumgehalte im Oberboden aufweisen als anders genutzte Flächen (Abbildung 80). Diese Korrelation kann verschiedene Gründe haben: ähnliche Einträge (z. B. atmosphärische Deposition), Einbindung in Eisenoxide im Boden und erhöhtes geogenes Auftreten in eisenhaltigen Mineralen (Kapitel 6.1). Weitere Einträge von Vanadium können in der Landwirtschaft über die Anwendung mineralischer Phosphordünger erfolgen (Evans & Barabash, 2010).

Der Toleranzwert für landwirtschaftliche Nutzflächen von 100 mg/kg wird an 19 Standorten überschritten, der dazugehörige Eingreifwert von 200 mg/kg an drei Standorten (Herklotz *et al.*, 1996). Der von Eikmann & Kloke (1993) definierte Basiswert, der als möglicher oberer, geogen und pedogen bedingter Hintergrundwert ohne wesentliche anthropogene Einträge interpretiert werden kann, liegt für Vanadium bei 50 mg/kg (Herklotz *et al.*, 1996). Dieser Orientierungswert wird an 204 Standorten überschritten (17 % aller Standorte).

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Vanadium	V	92	32 mg/kg	12 mg/kg	75 mg/kg

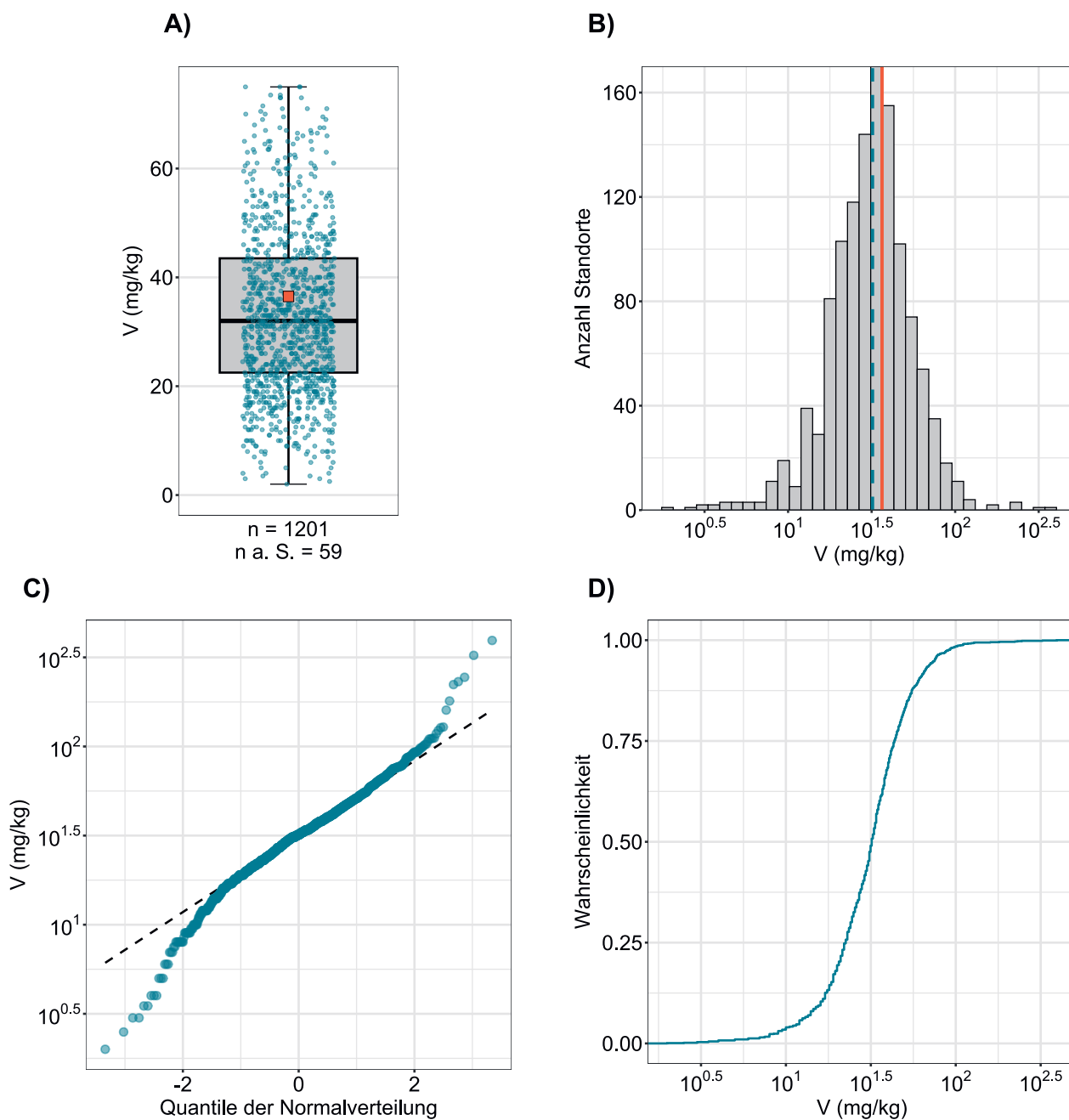


Abbildung 79 | Verteilung der Vanadium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden nicht berücksichtigt. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

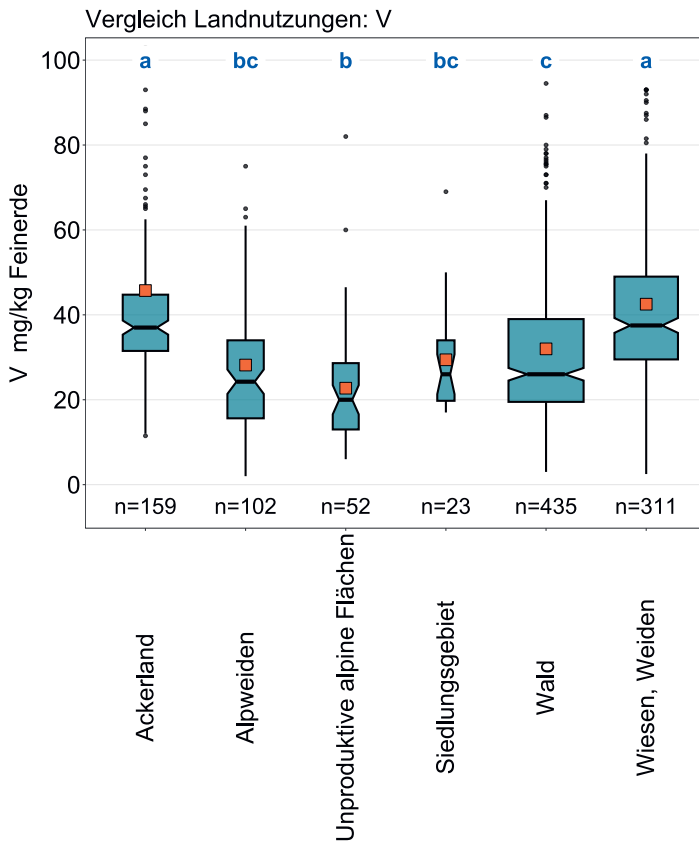
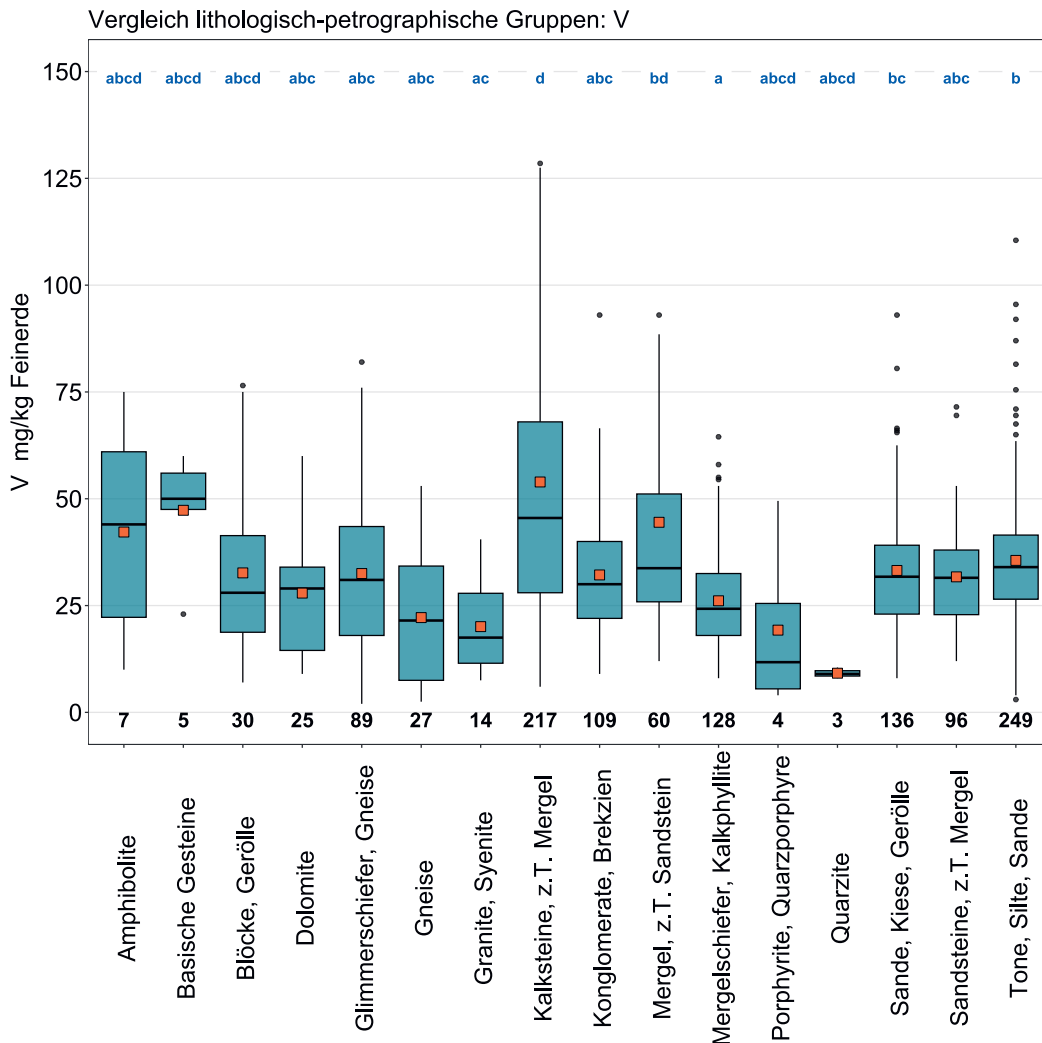


Abbildung 80 | Vergleich der Vanadium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500 000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Vanadium (mg/kg)

- ≤ 1 (NWG)
- 1 - 12
- 12 - 16
- 16 - 23
- 23 - 32
- 32 - 44
- 44 - 61
- 61 - 75
- 75 - 394
- ≥ 117 (TIF)

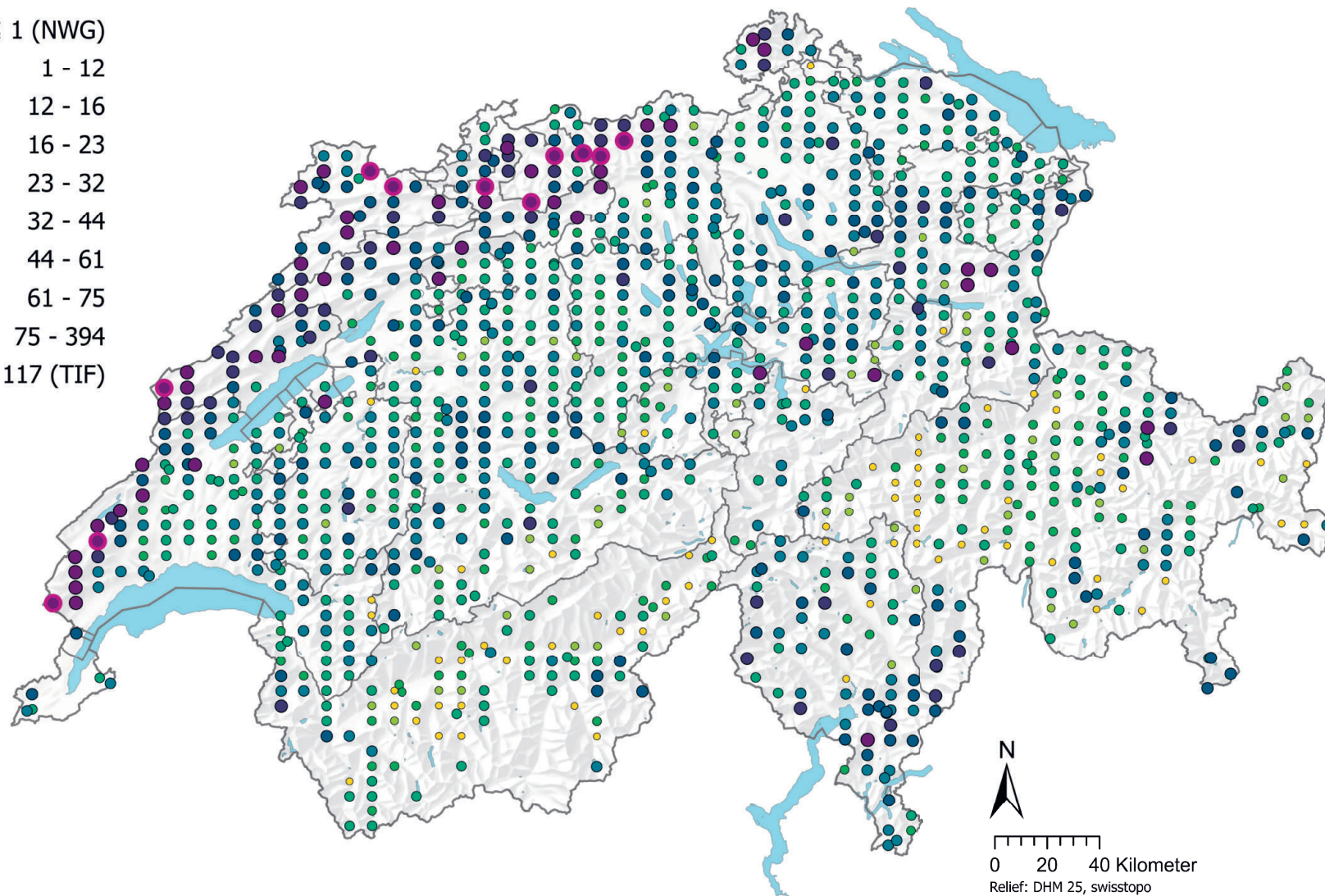
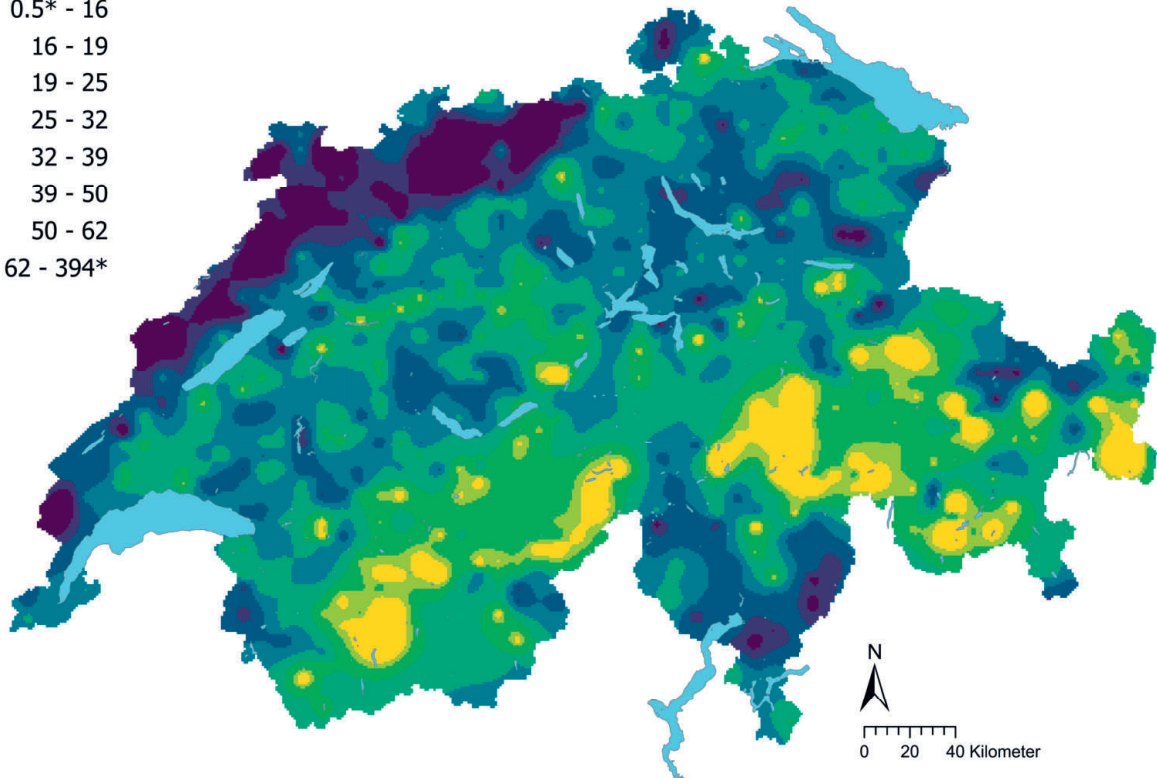
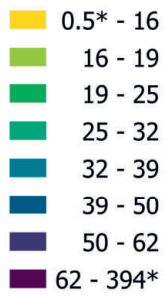


Abbildung 81 | Räumliche Verteilung der Vanadium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Für Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) wurde der 0.5-fache Wert der NWG zugewiesen. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018).

Vanadium (mg/kg)



Vanadium Variationskoeffizient (%)

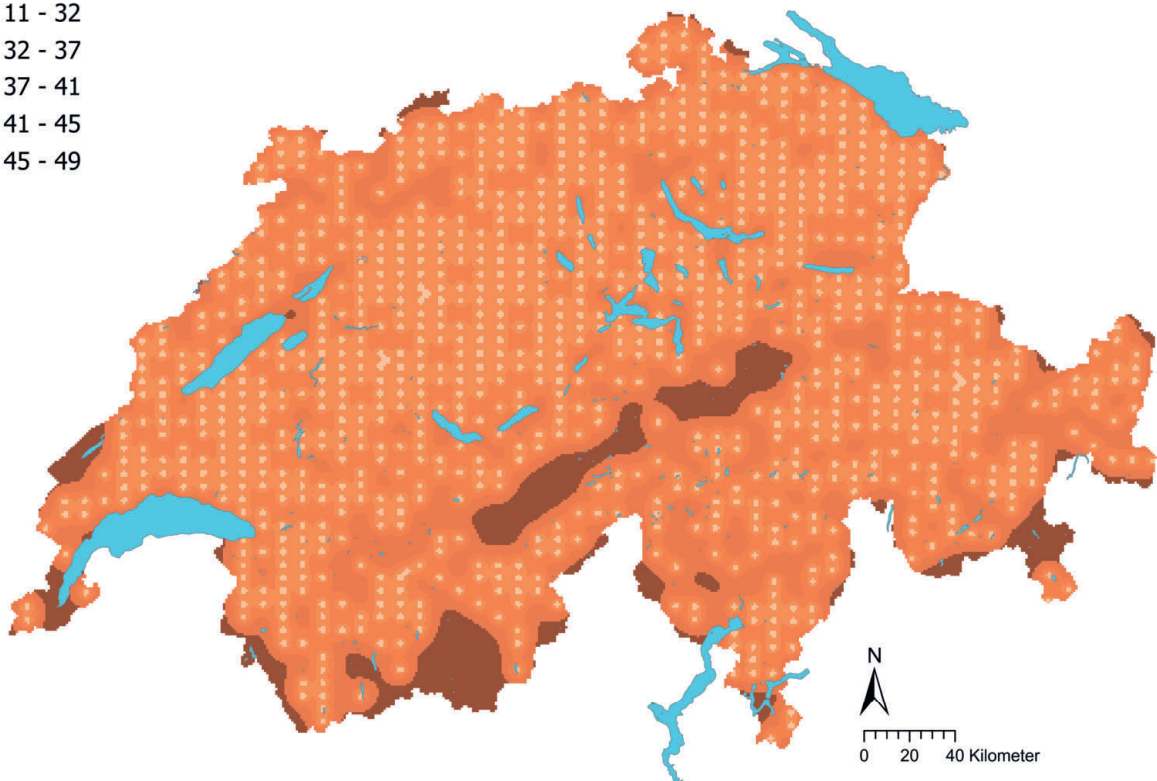
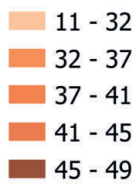


Abbildung 82 | Interpolierte Vanadium-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

4.20 Zink (Zn)

Zink ist ein essentielles Metall der zwölften Gruppe des Periodensystems. Die Konzentration von Zink in der Erdkruste beträgt ca. 70 mg/kg (SGTK *et al.*, 2013). Hauptminerale von Zink sind unter anderem Sphalerit (Zinkblende, ZnS), Smithsonit (ZnCO_3) und Zinkit (ZnO) (Reimann *et al.*, 2014). Daneben tritt Zink in einer Vielzahl von anderen Erzmineralen (z. B. Phosphaten), in Eisen-Magnesium-Silikaten (z. B. Granaten und Pyroxenen) und in Eisen-Oxiden (z. B. Magnetit) auf (Tuchschmid, 1995). Hohe Zink-Konzentrationen weisen basische bis intermediäre Gesteine (basische Magmatite 150 mg/kg), bituminöse Tongesteine (200 mg/kg) und Kohlen (50 mg/kg) auf. In Kalksteinen und Dolomiten hingegen sind die Konzentrationen mit rund 5 mg/kg eher tief (Tuchschmid, 1995). Die gemessenen Zink-Konzentrationen im Oberboden korrelieren hauptsächlich mit den Blei-, Eisen-, Nickel- und Cobalt-Konzentrationen (Kapitel 6.1), was auf einen teilweise geogenen Ursprung hindeuten könnte, da diese Elemente in den Gesteinen eng verknüpft sind (Tuchschmid, 1995). In der Schweiz finden sich Vorkommen von Blei-Zink-Erzen hauptsächlich in den Alpen, z. B. können diese in Graubünden in Kalksteinen und Dolomiten der mittleren Trias auftreten (Kündig *et al.*, 1997; SGTK *et al.*, 2013).

Zink wird als Korrosionsschutz (Verzinkung), in Legierungen, Druckgüssen, Rohrleitungen etc. eingesetzt (SGTK *et al.*, 2013). In urbanen Gebieten stammen Zink-Emissionen hauptsächlich aus dem Abrieb von Reifen und Bremsbelägen (Reimann *et al.*, 2014).

Im Boden liegt Zink entweder in der Bodenlösung vor, wobei die Konzentration des gelösten Zinks stark vom pH-Wert abhängig ist, oder adsorbiert (z. B. an Tonminerale), organisch gebunden, assoziiert mit Carbonaten oder fixiert in Oxiden (Amelung *et al.*, 2018b; Jacquat *et al.*, 2009; Jacquat *et al.*, 2011).

Der mittlere Konzentrationsbereich von Zink in den Oberböden der Schweiz liegt zwischen 48 und 83 mg/kg (25–50 %, Tabelle 2) und somit im Schwankungsbereich von wenig oder nicht belasteten Böden (10–80 mg/kg; Amelung *et al.*, 2018a). Insbesondere in den Oberböden des Juras wurden erhöhte Zinkgehalte gemessen (Abbildung 85). Werden die lithologisch-petrographischen Gruppen verglichen, so wurden die signifikant höchsten Zinkgehalte an Standorten gemessen, welche der Gruppe der Kalksteine zuzuordnen sind (Abbildung 84). Wie bei Cadmium und Vanadium könnte dies, nebst geogenen und anthropogenen Quellen, auf eine durch die Verwitterung der Carbonatgesteine verursachte Anreicherung von Tonmineralen zurückgeführt werden, welche durch Sorptionsprozesse möglicherweise Zink immobilisieren (Korrelation mit Tongehalt: $R^2=0.50$, Kapitel 6.1). Standorte mit vergleichsweise tiefen Gehalten finden sich in Graubünden.

Im Vergleich zu anderen Landnutzungen sind die gemessenen Zink-Konzentrationen in Wiesen und Weiden signifikant erhöht (Abbildung 84). Dies könnte auf den Einsatz von Hofdünger zurückgeführt werden, was bei den Standorten der NABO im Zeitraum 1985–2009 zu einer Zunahme der Zink-Konzentrationen im Ackerbau und intensiv genutzten Grasland geführt hat (Gubler *et al.*, 2015). Nebst Hofdünger kann atmosphärische Deposition zu einer Akkumulation von Zink in Böden führen, wie dies z. B. in England und Wales beobachtet wurde (Nicholson *et al.*, 2003).

Zink ist ein Mikronährelement, dessen tiefe Konzentrationen im Boden global auftretende Mangelerscheinungen verursachen, kann aber bei hohen Gehalten toxisch für Pflanzen und Mikroorganismen wirken (Amelung *et al.*, 2018a). Gemäss Amelung *et al.* (2018a) ist ab einem Grenzwert von 150 mg/kg in sandigen Böden und in Böden mit pH-Wert 5–6 eine phytotoxische Wirkung zu erwarten, welche jedoch stark von der Pflanzenverfügbarkeit abhängig ist. Die Autoren berichten, dass beim Menschen keine chronische Zinktoxizität als Folge der Nahrungsaufnahme bekannt ist. Der Toleranzwert für landwirtschaftliche Nutzflächen nach Eikmann & Kloke (1993) liegt bei 300 mg/kg und wird an drei Standorten überschritten.

Element	Symbol	Ordnungszahl	Median	5 %	95 %
Zink	Zn	30	64 mg/kg	27 mg/kg	128 mg/kg

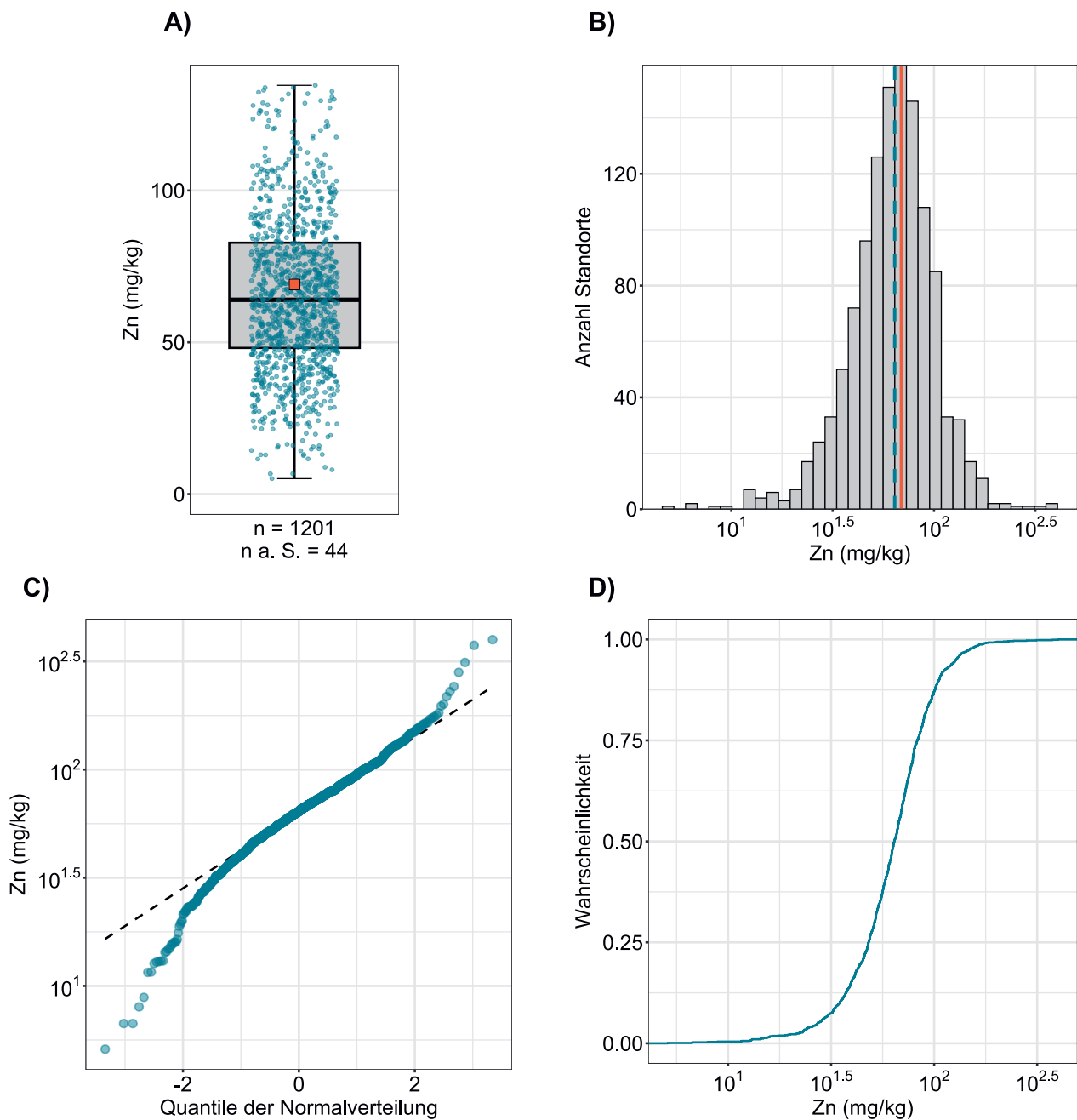


Abbildung 83 | Verteilung der Zink-Konzentrationen (mg/kg Feinerde). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

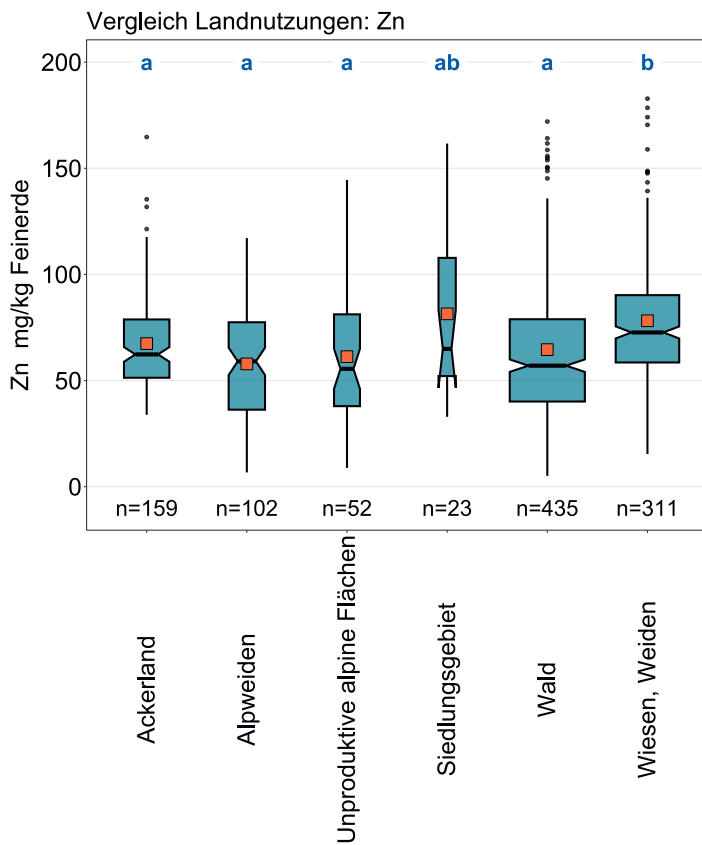
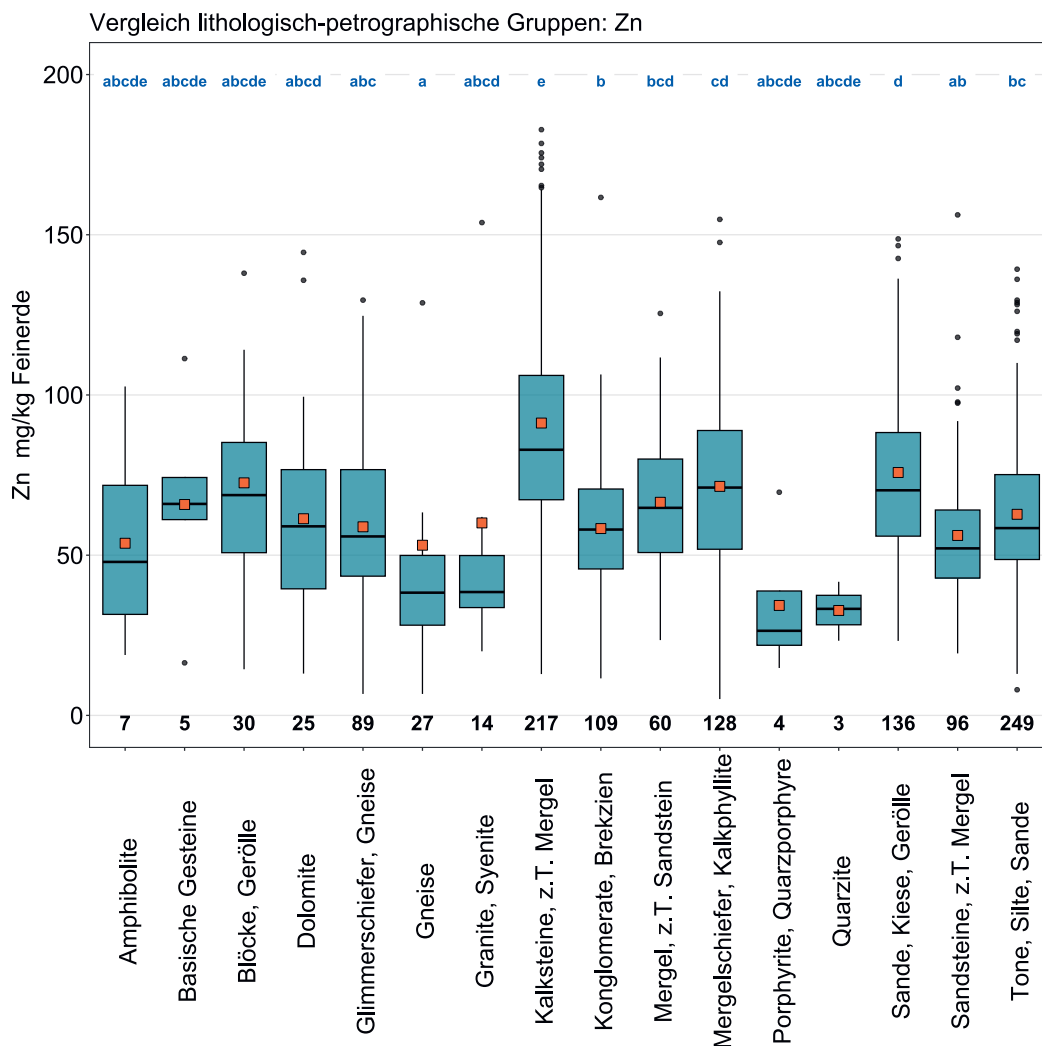


Abbildung 84 | Vergleich der Zink-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) zwischen den im Rahmen des BDM-Z9-Programms erhobenen Hauptnutzungen der BDM-Standorte (oben) sowie zwischen den lithologisch-petrographischen Gruppen der vereinfachten Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe der Schweiz (1:500000, swisstopo, unten). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen (BDM-, NABO- und GEMAS-Datensätze). Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Nicht alle Ausreisser sind dargestellt. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.



Zink (mg/kg)

- ≤ 0.1 (NWG)
- 0.1 - 28
- 28 - 35
- 35 - 48
- 48 - 64
- 64 - 83
- 83 - 106
- 106 - 128
- 128 - 398
- ≥ 187 (TIF)

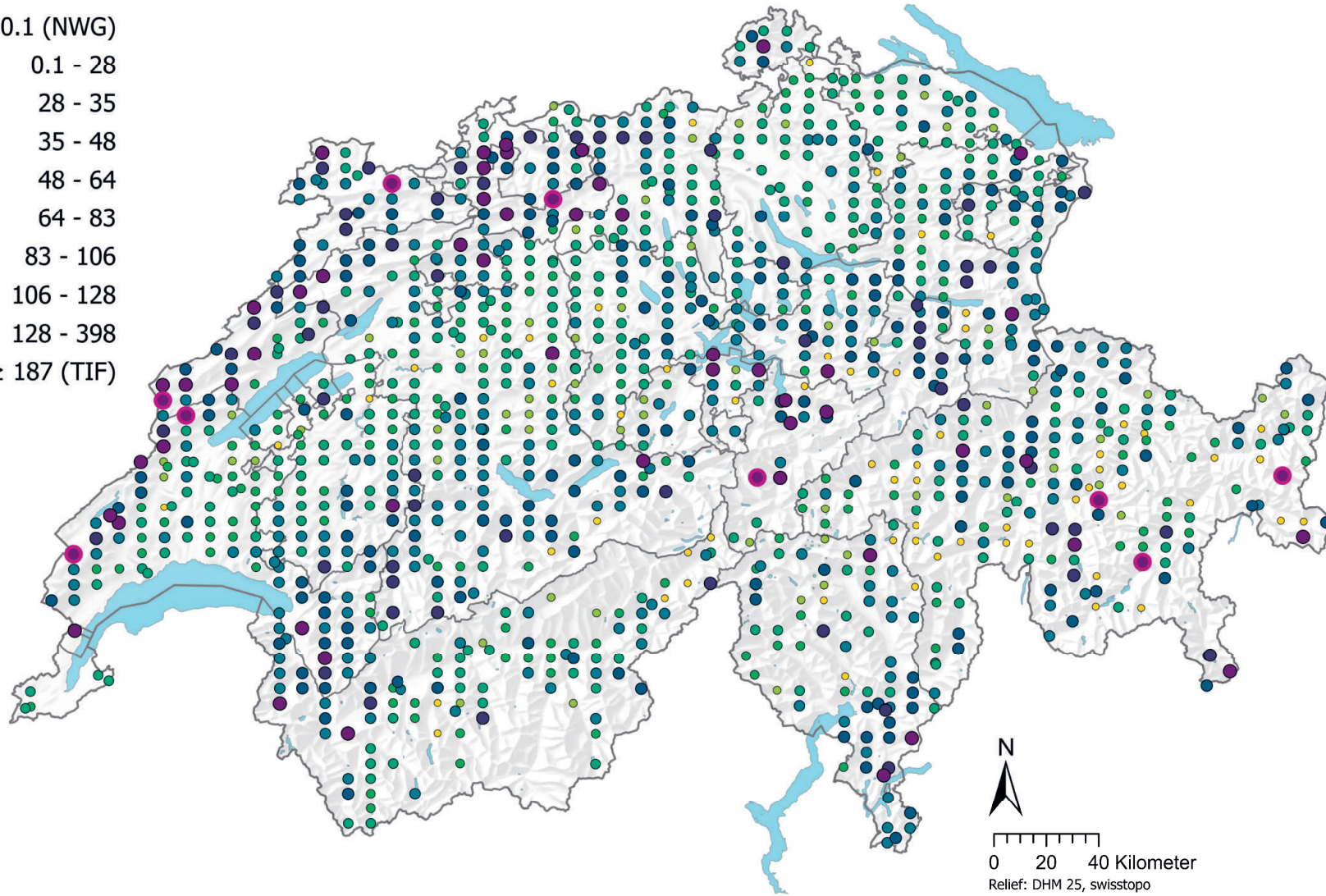
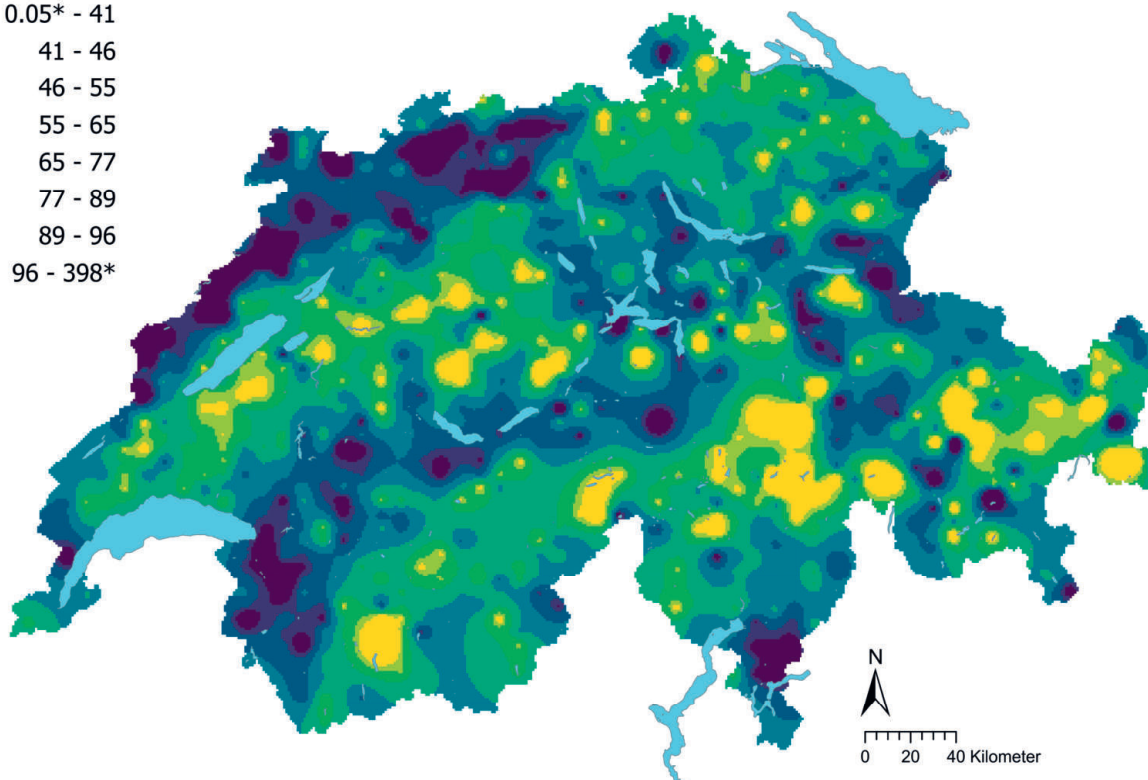


Abbildung 85 | Räumliche Verteilung der Zink-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) gemessen an den BDM-, NABO- und GEMAS-Standorten. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen. TIF: Tukey Inner Fence, Ausreisser gemäss Reimann *et al.* (2018). NWG: Nachweisgrenze.

Zink (mg/kg)

- 0.05* - 41
- 41 - 46
- 46 - 55
- 55 - 65
- 65 - 77
- 77 - 89
- 89 - 96
- 96 - 398*



Zink Variationskoeffizient (%)

- 14 - 30
- 30 - 35
- 35 - 39
- 39 - 42
- 42 - 45

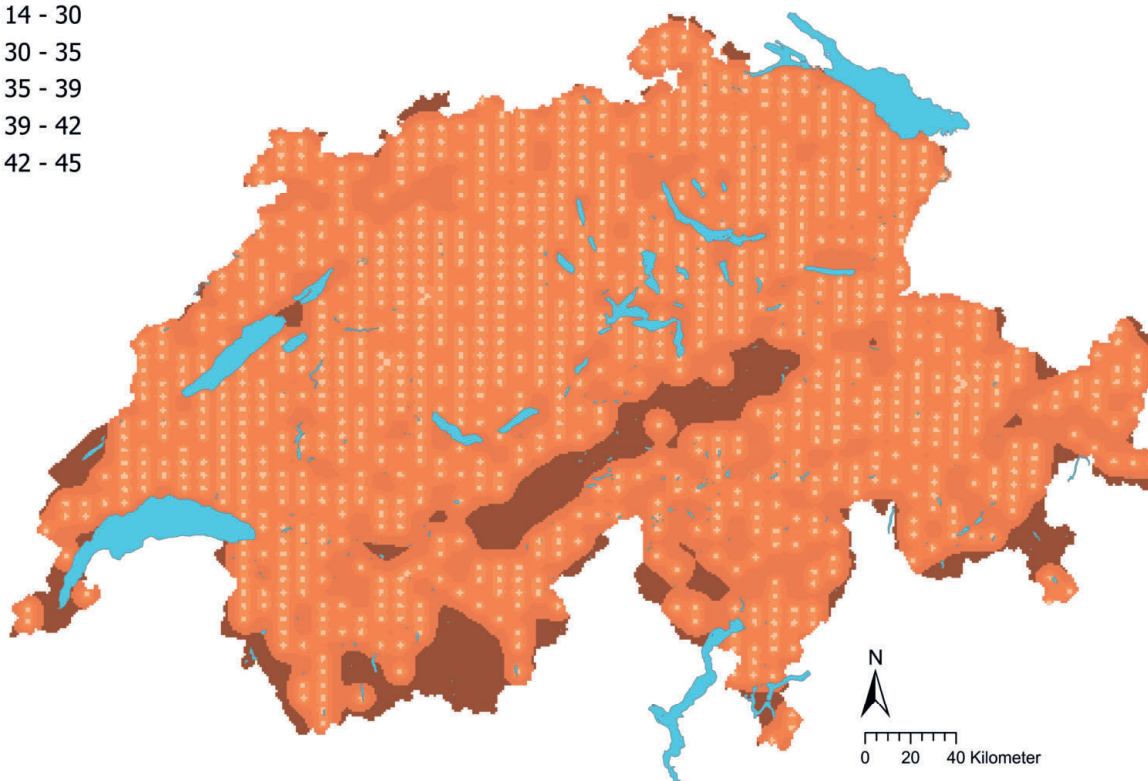


Abbildung 86 | Interpolierte Zink-Konzentrationen (mg/kg Feinerde) der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte (oben) und Variationskoeffizient (%) der interpolierten Konzentrationen (unten). Die Konzentrationen wurden gemäss den 5%, 10%, 25%, 50%, 75%, 90% und 95%-Quantilen in acht Klassen aufgeteilt. Die Variationskoeffizienten wurden in fünf Klassen gemäss dem Jenks Natural Breaks-Algorithmus aufgeteilt. Die Interpolation wurde mit Ordinary Kriging durchgeführt (1 km × 1 km-Raster). Bei den Klassen der interpolierten Werte wurde der aus der Nachweisgrenze berechnete Minimalwert und der Maximalwert der Punktdaten angegeben (*).

5 Bodenkennwerte der Schweizer Oberböden

In den Bodenproben der BDM-, NABO-, GEMAS- und UB-Datensätze wurden häufig nicht nur die Elementkonzentrationen gemessen, sondern auch zusätzliche Bodenparameter, z. B. der totale Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC), der totale Gehalt an Stickstoff (TN), der pH-Wert und die Körnung, analysiert (Kapitel 2). Die Ergebnisse dieser Analysen sind in Tabelle 3 und in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

Zu den Kennwerten pH-Wert, totaler Stickstoff, totaler organischer Kohlenstoff und C:N-Verhältnis existieren bereits schweizweit modellierte Karten basierend auf dem BDM-Datensatz (Descombes *et al.*, 2020), daher wurde auf eine Interpolation verzichtet.

Tabelle 3 | Mediane, Quantile, Maxima, Minima und mittlere absolute Abweichungen vom Median (MAD) der Bodenkennwerte gemessen im Oberboden (0–20 cm). Aufgelistet sind sowohl die Ergebnisse des kombinierten Datensatzes, als auch die Resultate der BDM-, NABO- und GEMAS-Standorte. Pro Standort wurde der Median aller Einzelproben in der Datenauswertung berücksichtigt. Die Spalte n enthält die Anzahl Datenpunkte, auf welchen die Auswertung basiert. TOC: totaler organischer Kohlenstoff, KAK: Kationenaustauschkapazität, TC: totaler Kohlenstoff, TN: totaler Stickstoff. Basensättigung (Agroscope, 2020c), Calciumcarbonat (Agroscope, 2020b), KAK potentiell (Agroscope, 2020c, d, e) und Körnung der Feinerde (KOF; Agroscope, 2020a): Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope.

	Messverfahren	Einheit	Alle Standorte		BDM, NABO, GEMAS								
			Median	n	Median	n	5%	25%	75%	95%	Min	Max	MAD
Basensättigung	Rechenwert, gem. Agroscope (2020c)	%	65	210	65	210	4	30	87	100	1	100	38
Calciumcarbonat CaCO ₃	gem. Agroscope (2020b), inkl. MgCO ₃	Gew. %	3.2	496	3	496	0.1	0.4	16.4	39.2	0.0	90.8	4.6
C:N-Verhältnis	Rechenwert	–	11	1173	11	1173	8	10	15	21	3	68	3
Humusgehalt	Humusgehalt aus KOF	Gew. %	5.45	2137	6	1078	2.4	4.4	9.9	20.5	0.2	102.1	3.6
KAK effektiv	Ca + Mg + K + Na, nach ISO/DIS 11260:2017	cmol/kg	17	421	17	421	7	12	24	35	2	47	8
KAK potentiell	Ca + Mg + K + Na + H, gem. Agroscope (2020c, d, e)	cmol/kg	22	520	22	520	10	17	30	43	0	104	9
Körnungsklasse	Körnungsklasse CH 1 bis 13	–	6	933	6	933	3	4	6	9	1	13	1
pH	2 h Extraktion in 0.01 M CaCl ₂	–	6.2	3729	5.6	1183	3.5	4.5	6.8	7.4	2.7	8.0	1.7
Raumgewicht Feinerde	KOF (Agroscope, 2020a)	kg/dm ³	0.82	1183	0.82	1183	0.33	0.60	1.02	1.27	0.08	3.77	0.32
Sandgehalt	In mineralischer Feinerde; nach KOF	%	48	969	48	969	21	36	59	72	7	86	17
Schluffgehalt	Nach KOF	%	31	976	31	976	18	25	36	47	11	74	8
TC	Trockenverbrennung	%	4.2	1172	4.2	1172	1.5	2.8	6.4	12.4	0.2	51.8	2.5
TC pool 20 cm	Vorrat 0–20 cm an TC	t/ha	67	513	67	513	34	52	89	124	18	268	27
TN	Trockenverbrennung	%	0.32	1172	0.32	1172	0.14	0.23	0.45	0.77	0.02	2.34	0.17
TN pool 20 cm	Vorrat 0–20 cm an TN	t/ha	5.0	1171	5.0	1171	2.2	3.7	6.5	9.1	0.2	54.4	2.1
TOC	TC; pH > 6.5: TOC = TC – CaCO ₃ * 0.12	%	3.8	1173	3.8	1173	1.4	2.5	5.5	11.7	0.1	51.8	2.0
TOC pool 20 cm	Vorrat 0–20 cm an TOC	t/ha	61	1172	61	1172	29	47	76	104	2	780	21
Tongehalt	Nach KOF	%	19.5	976	19.5	976	7.5	14.0	27.7	41.0	0.5	60.2	9.6
Trockensubstanz	Restwassergehalt bei 40 °C getrocknete Proben vs. Trocknung bei 105 °C	%	98	1078	98	1078	95	97	98	99	90	100	1

5.1 pH-Wert

Für den pH-Wert sind am meisten Daten in Oberbodenproben vorhanden, da dieser Messwert an fast allen Standorten gemessen wurde, bei denen Konzentrationsdaten nach VBBo erhoben wurden. Über alle Standorte (3729) beträgt der Median des pH-Werts 6.2, welcher der Klassierung «neutral» nach der Klassifikation der Böden der Schweiz (BGS, 2010) entspricht. Wenn nur die BDM- und NABO-Datensätze betrachtet werden (1183 Standorte), reduziert sich der Median des pH-Werts der Oberböden auf 5.6, entsprechend der Klasse «schwach sauer».

Im Gegensatz zu den Elementkonzentrationen weist der pH-Wert eine linksschiefe Verteilung auf, welche sich aus zahlreichen unterliegenden Verteilungen zusammensetzt (Abbildung 88). Im Histogramm ist dabei deutlich der alkalische Bereich abgrenzbar.

Die Standorte mit hohem pH-Wert liegen hauptsächlich in der nördlichen Schweiz, an vereinzelt Standorten im Mittelland, in den Alpen und im Rheintal (Abbildung 89). Dabei wird die Verteilung sowohl von kalkhaltigem Ausgangsmaterial als auch von der Kalkung der Böden in der Landwirtschaft beeinflusst. Die durch Carbonate induzierte Pufferung des Oberbodens gegen Säureinträge ist jedoch beschränkt: Sobald alle Carbonate gelöst sind, senkt sich der pH-Wert vergleichsweise schnell (Amelung *et al.*, 2018c). Dies ist auch im nordwestlichen Jura der Fall, wo der pH-Wert des Oberbodens trotz kalkhaltigem Ausgangsgestein bereits im schwach sauren Bereich liegt.

Die signifikant höchsten pH-Werte im Oberboden weisen Ackerflächen und Siedlungsgebiete auf. Im Gegensatz dazu wurden die tiefsten pH-Werte an Waldstandorten und Alpweiden gemessen (Abbildung 87).

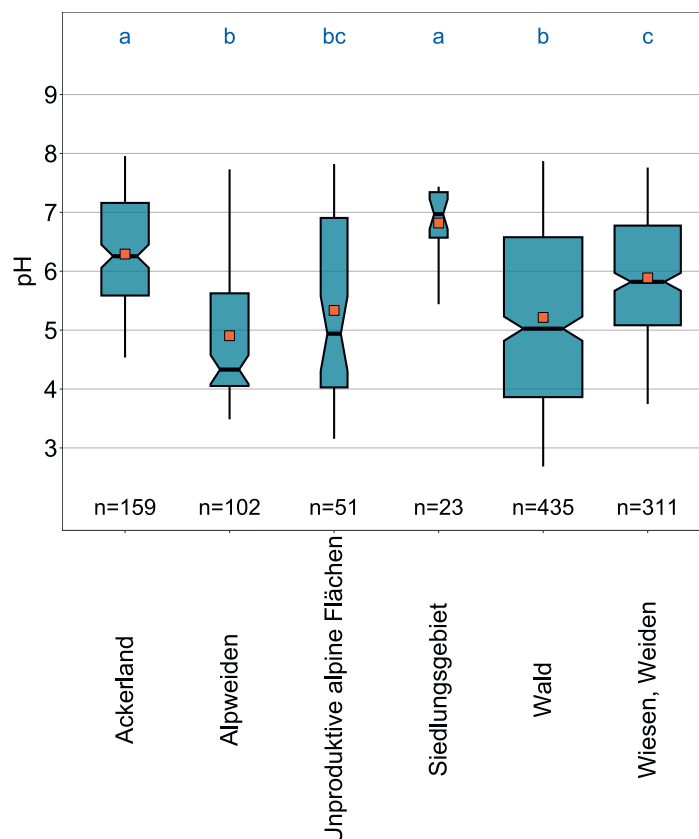


Abbildung 87 | Vergleich pH-Wert zwischen den kartierten Hauptnutzungen der BDM-Standorte. Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen. Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg.

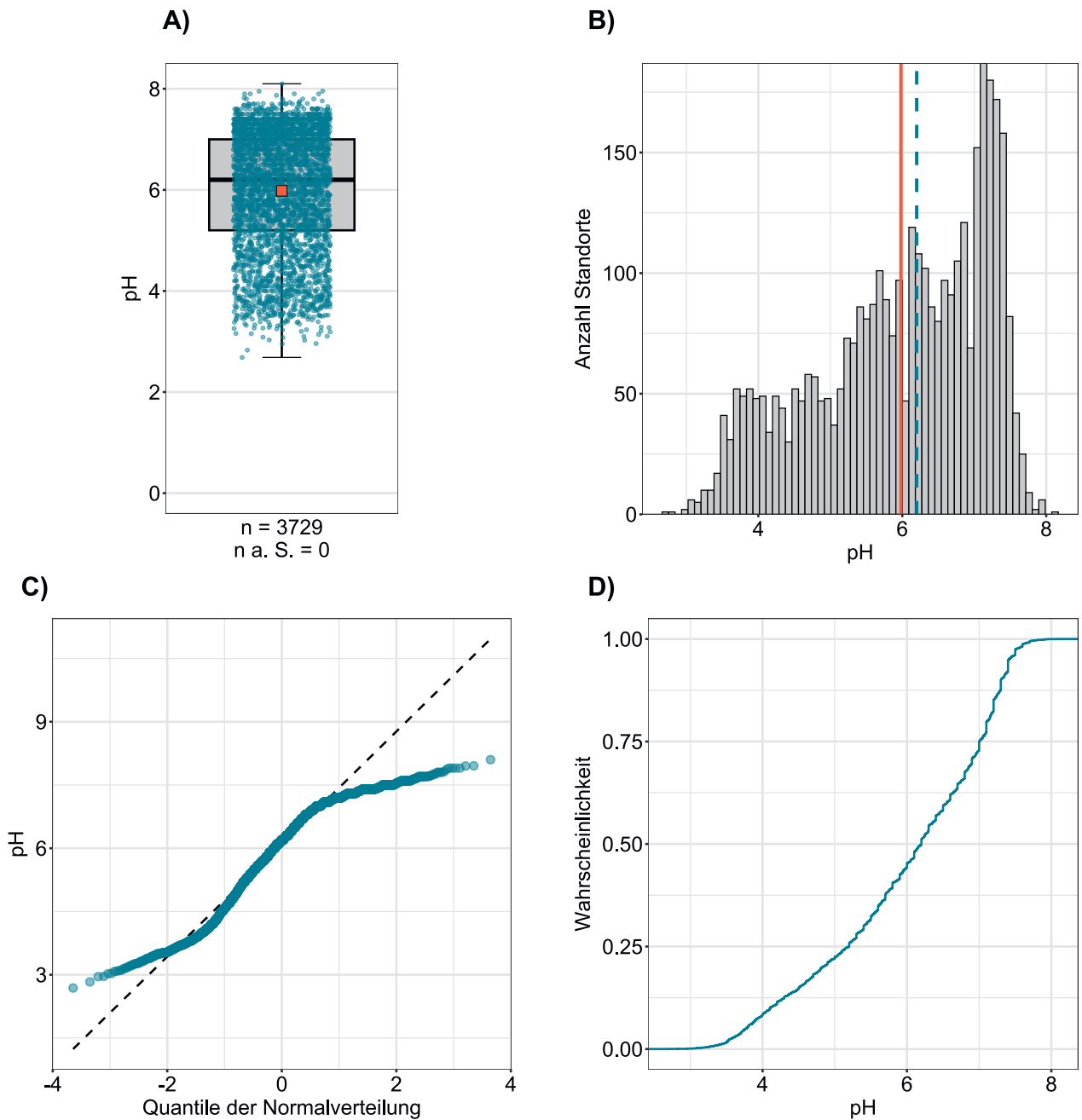


Abbildung 88 | Verteilung des pH-Wertes. Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM-, NABO- und UB-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

pH

- sehr stark sauer
- stark sauer
- sauer
- schwach sauer
- neutral
- schwach alkalisch
- alkalisch
- stark alkalisch

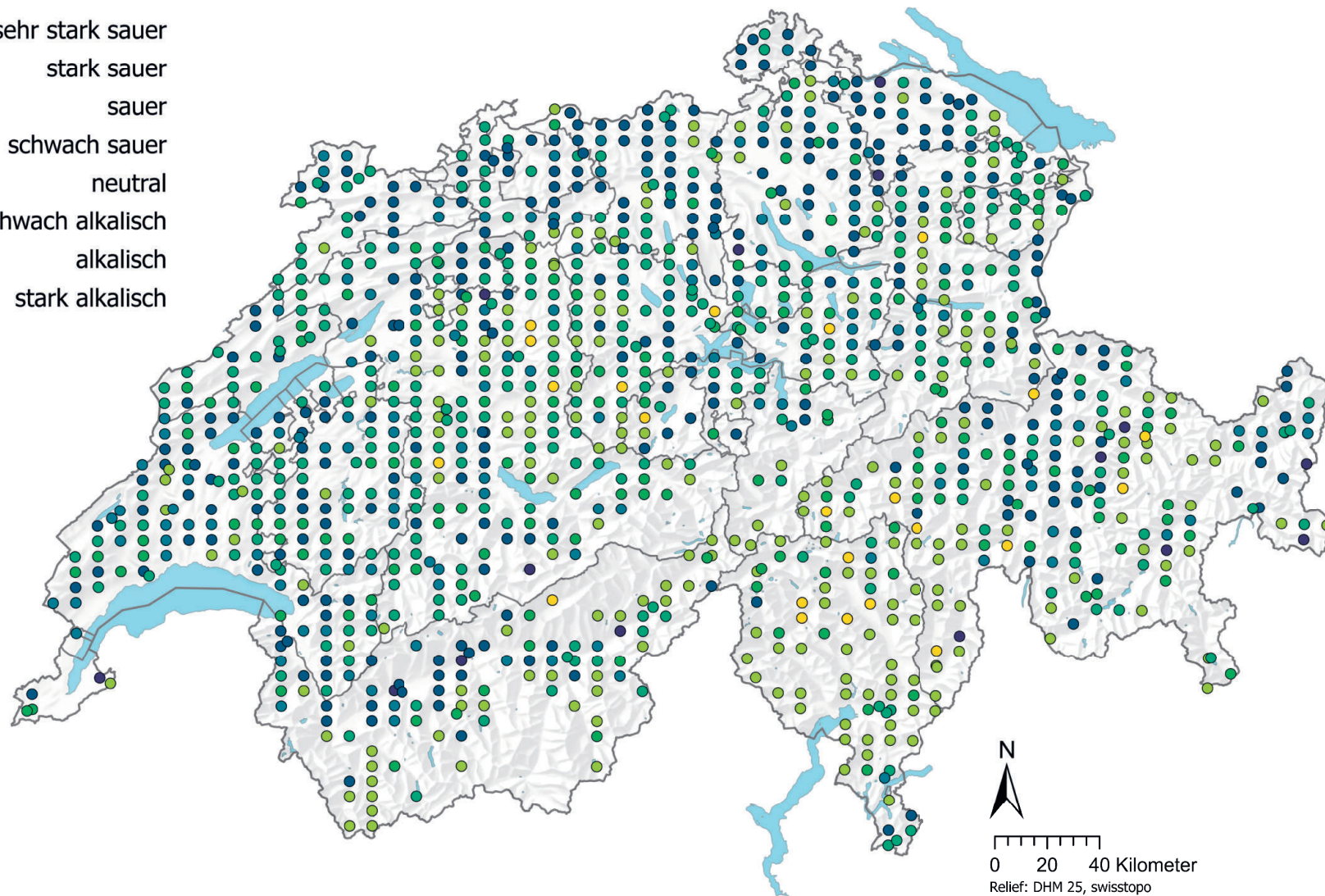


Abbildung 89 | Räumliche Verteilung des pH-Wertes gemessen in einer CaCl_2 -Lösung der BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Der pH-Wert wurde gemäss der Klassifikation der Böden der Schweiz (BGS, 2010) in folgende Klassen eingeteilt: sehr stark sauer < 3.3 , stark sauer 3.3–4.3, sauer 4.4–5.0, schwach sauer 5.1–6.1, neutral 6.2–6.7, schwach alkalisch 6.8–7.6, alkalisch 7.7–8.2 und stark alkalisch > 8.2 .

5.2 Organischer Kohlenstoff

Der Median des totalen organischen Kohlenstoffs (TOC) in den Oberböden der Schweiz liegt bei 3.8 % (Tabelle 3, Abbildung 91). Unter der Annahme, dass der TOC gemäss Umrechnung nach Gubler *et al.* (2018) ungefähr der organischen Bodensubstanz (Humus) entspricht, so liegt der Median des TOC gemäss der Klassifikation der Böden der Schweiz (BGS, 2010) im humosen Bereich.

Im Mittelland sind die TOC-Gehalte gering (Abbildung 92). Insbesondere Ackerflächen weisen im Vergleich zu anderen Landnutzungen die tiefsten Konzentrationen auf (Abbildung 90). Bei einem pH-Wert <6.5 wurde für die Berechnung des TOC der Calciumcarbonatgehalt nicht vom gemessenen totalen Kohlenstoff abgezogen. Jedoch können auch bei gekalkten landwirtschaftlichen Böden die pH-Werte unterhalb von 6.5 liegen (Amelung *et al.*, 2018c). Es ist daher nicht auszuschliessen, dass der TOC-Gehalt an einzelnen Ackerstandorten noch tiefer liegt. Die signifikant höchsten TOC-Gehalte wurden an Waldstandorten gemessen, wobei beachtet werden muss, dass auch die organische Auflage in den 0–20 cm des Bodens mitbeprobte wurde.

Nicht nur der Gehalt an organischem Kohlenstoff ist von Interesse, sondern auch der Kohlenstoffvorrat im Oberboden, insbesondere im Hinblick auf die Kohlenstoffsequestrierung und den Verlust der Bodenfruchtbarkeit durch Bodendegradation. Der TOC-Vorrat weist eine ähnliche räumliche Verteilung wie der TOC-Gehalt auf (Abbildung 93). Die besonders tiefen Werte sind jedoch nicht nur im Mittelland anzutreffen, sondern auch in subalpinen bis alpinen Gebieten. Der TOC-Vorrat ist an Ackerstandorten am tiefsten und in Wiesen und Weiden am höchsten. Diese Ergebnisse decken sich mit bisherigen Studien, z. B. Guillaume *et al.* (2022).

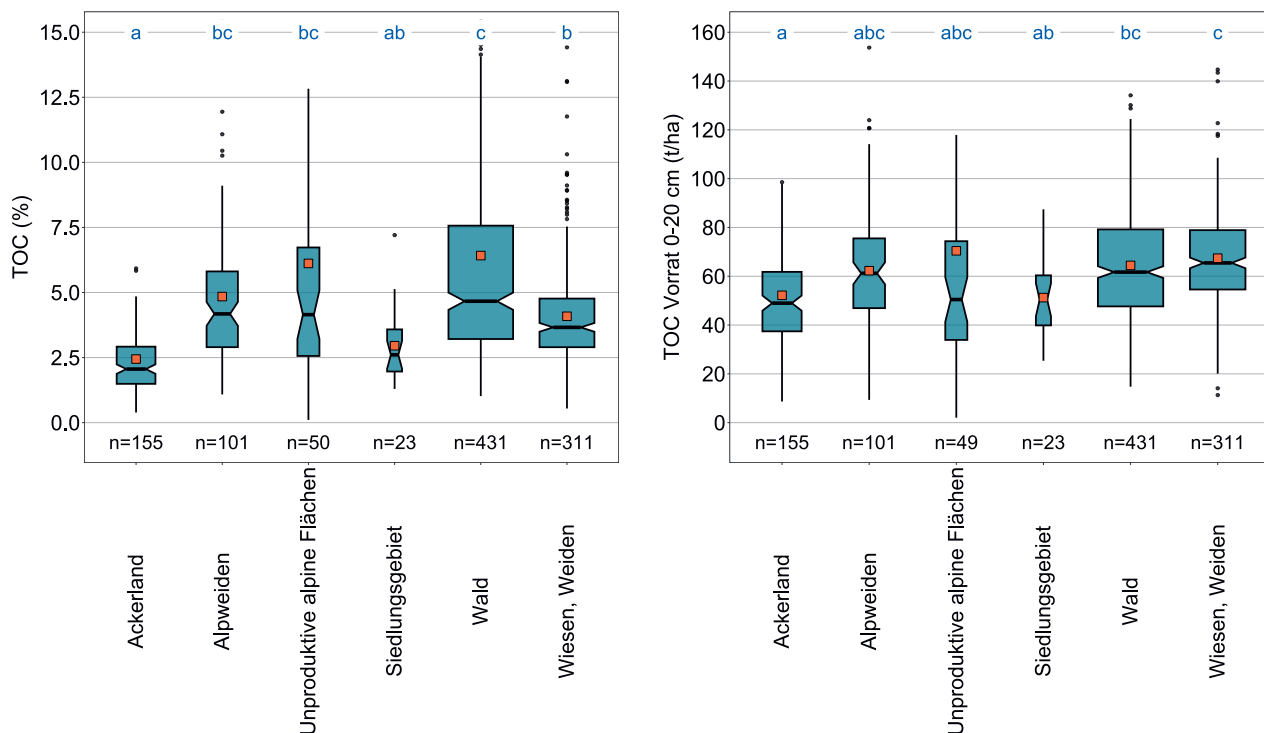


Abbildung 90 | Vergleich des totalen organischen Kohlenstoffs (TOC, %) und des Vorrats an TOC (t/ha) in einer Tiefe von 0–20 cm des Oberbodens zwischen den kartierten Hauptnutzungen der BDM-Standorte. Pro Standort wurde der Median der Einzelproben für die Analyse beigezogen. Die Anzahl Standorte pro Gruppe ist unterhalb der Boxen aufgeführt, wobei nicht alle Ausreisser dargestellt werden. Buchstaben in Blau: Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen ($p < 0.001$) basierend auf einem Wilcoxon Rank Sum-Test mit einer p-Anpassung nach Benjamini und Hochberg. Dargestellt sind 99.5 % der Datenpunkte. Oranges Quadrat: Mittelwert der Daten.

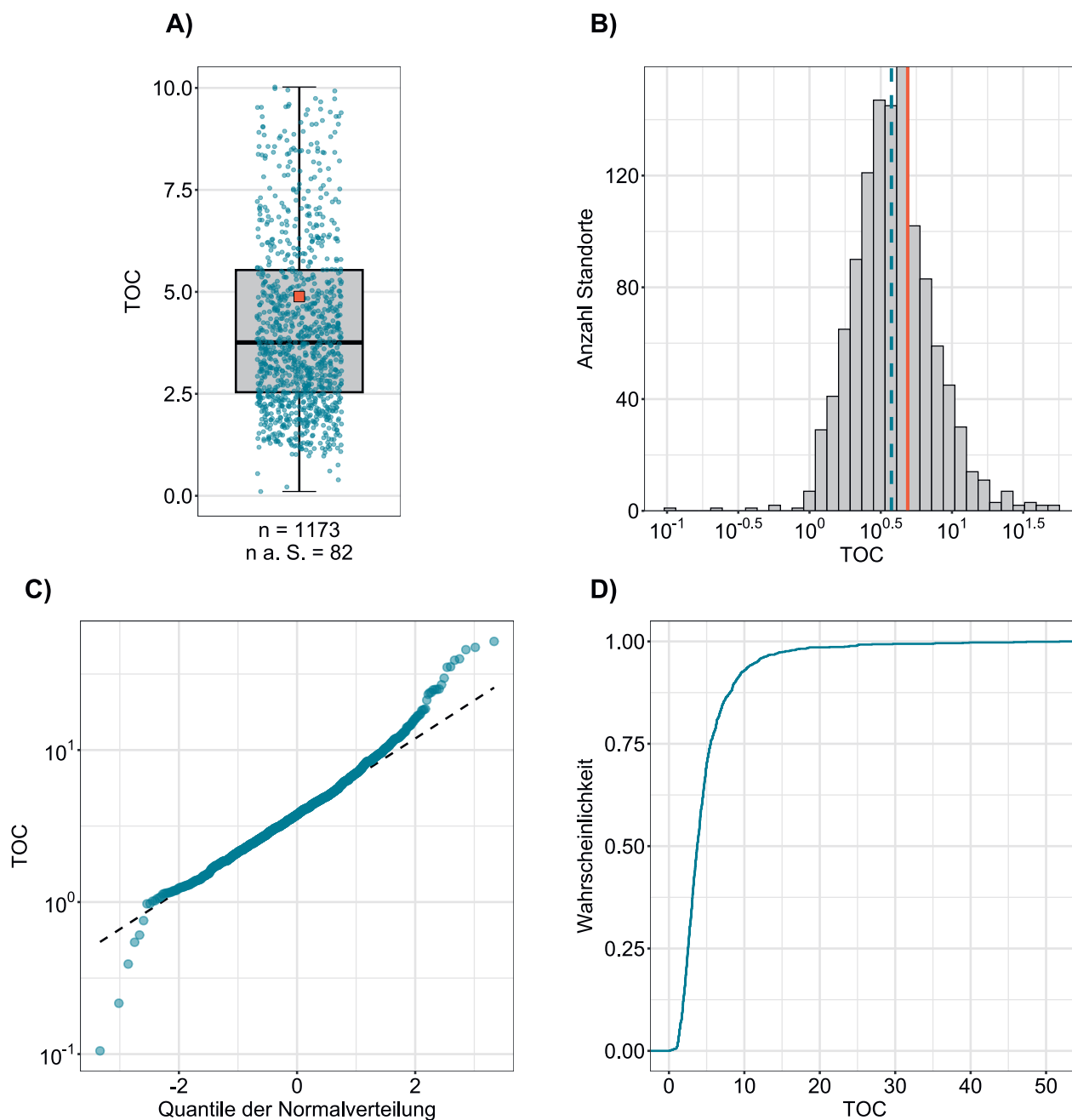


Abbildung 91 | Verteilung des totalen organischen Kohlenstoffs (TOC, %). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM- und NABO-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

TOC (%)

- 0.1 - 1.4
- 1.4 - 1.8
- 1.8 - 2.5
- 2.5 - 3.8
- 3.8 - 5.5
- 5.5 - 8.8
- 8.8 - 11.7
- 11.7 - 51.8

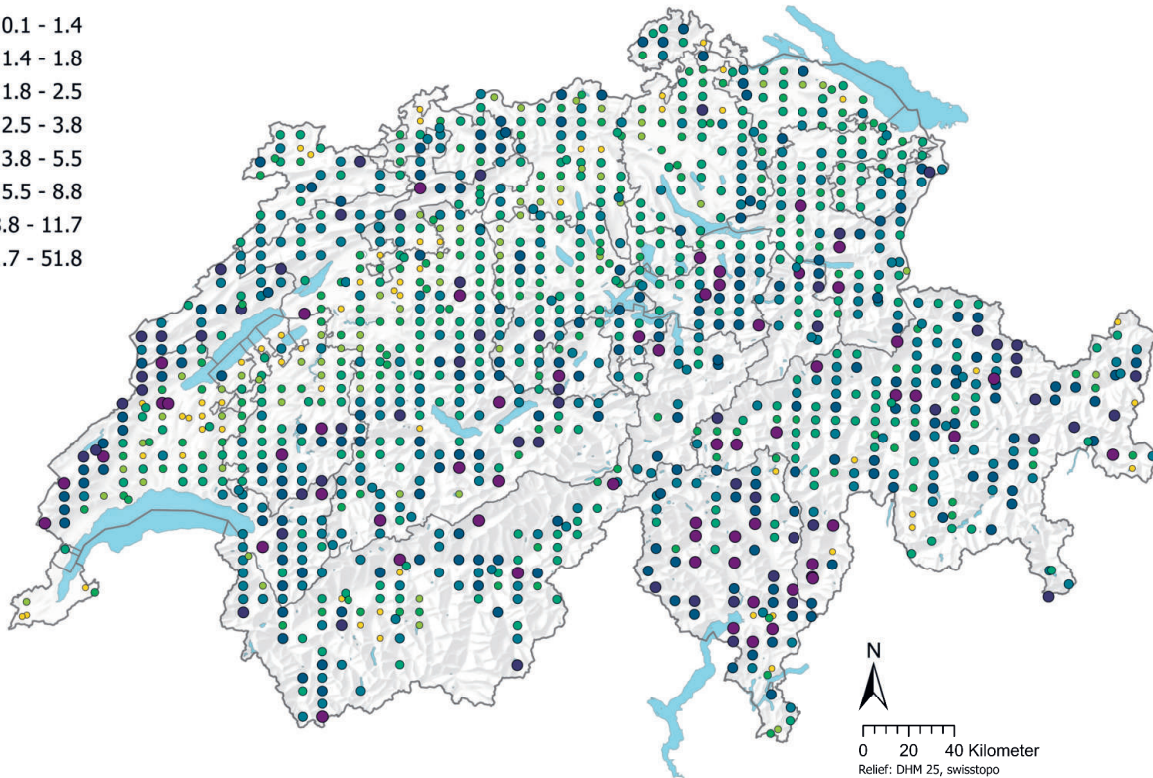


Abbildung 92 | Räumliche Verteilung des totalen organischen Kohlenstoffs (TOC, %) gemessen in den BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen.

TOC Vorrat 0-20 cm (t/ha)

- 2 - 29
- 29 - 36
- 36 - 47
- 47 - 61
- 61 - 76
- 76 - 93
- 93 - 104
- 104 - 780

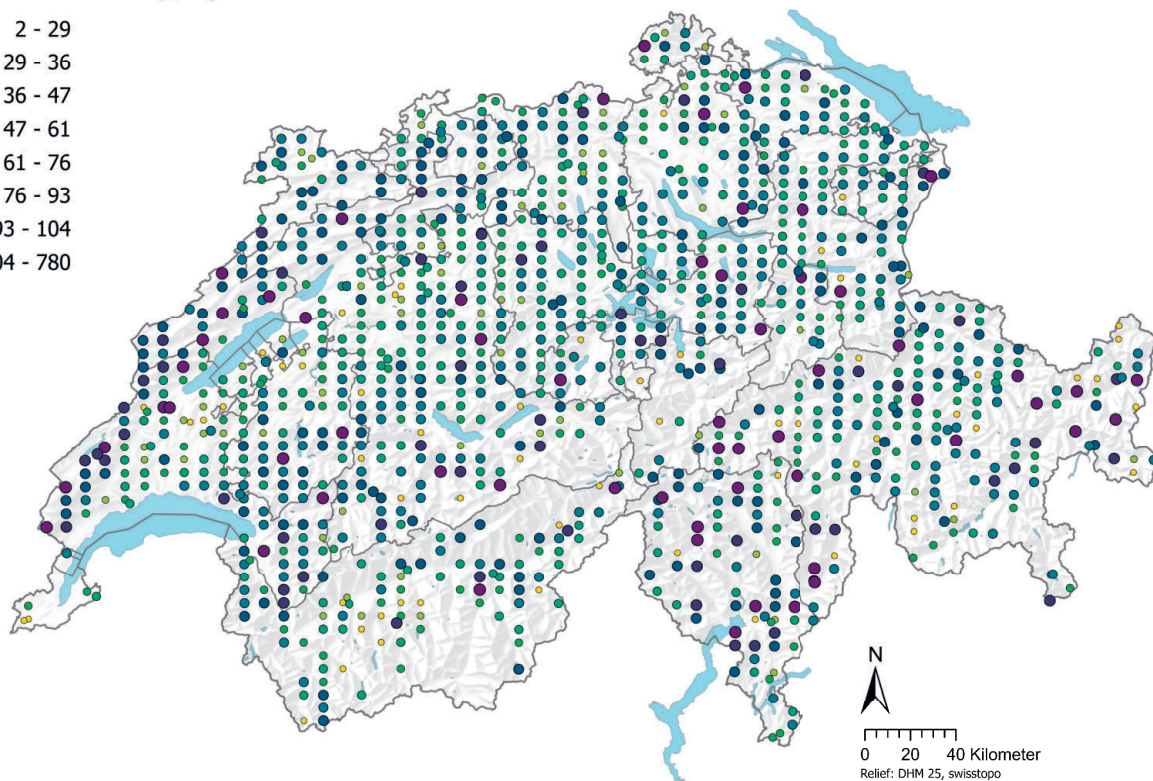


Abbildung 93 | Räumliche Verteilung des TOC-Vorrats (t/ha) berechnet aus den TOC-Konzentrationen der BDM- und NABO-Standorte (0–20 cm Tiefe). Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median der Einzelproben abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen.

5.3 Stickstoff

Stickstoff ist ein Hauptnährstoff für das Pflanzenwachstum, kann jedoch bei einem Überschuss durch Düngung und Einträge über die Atmosphäre zu einem Verlust der Biodiversität, Eutrophierung und Versauerung der Böden führen (BAFU, 2017). Über alle Standorte wurde in den Oberböden ein Median des totalen Stickstoffs (TN) von 0.32 % gemessen (Tabelle 3, Abbildung 94). Gemäss Amelung *et al.* (2018b) liegen die TN-Konzentrationen in den Bearbeitungshorizonten von Mineralböden des gemässigt-humiden Klimas bei umgerechnet 0.07–0.2 % und somit etwas tiefer als der Median der Oberböden der Schweiz. Tiefe Konzentrationen des TN sind ähnlich dem TOC besonders häufig auf Ackerflächen im Mittelland anzutreffen (Abbildung 95). Dies ist nicht erstaunlich, da einerseits Stickstoff mit der Ernte entfernt und durch Düngung ersetzt wird, andererseits ist Stickstoff auch in der organischen Bodensubstanz gebunden. Im nordwestlichen Jura und in den Voralpen sowie im Tessin sind die Stickstoffgehalte vergleichsweise erhöht, was besonders im Tessin auf atmosphärische Einträge hindeuten könnte.

Das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff (C:N-Ratio) kann als Näherungswert für die Abbaubarkeit der organischen Bodensubstanz verwendet werden (Amelung *et al.*, 2018c). Ackerstandorte und Grünlandböden weisen in der Regel eine C:N-Ratio von <10–15 auf, stark versauerte Waldböden 25–38 und Hochmoore 40–60 (Amelung *et al.*, 2018b). Bei einer tiefen C:N-Ratio <25, z.B. bei abgestorbenen Bodenbakterien (5–8), wird beim Abbau potentiell pflanzenverfügbarer Stickstoff freigesetzt (Amelung *et al.*, 2018b).

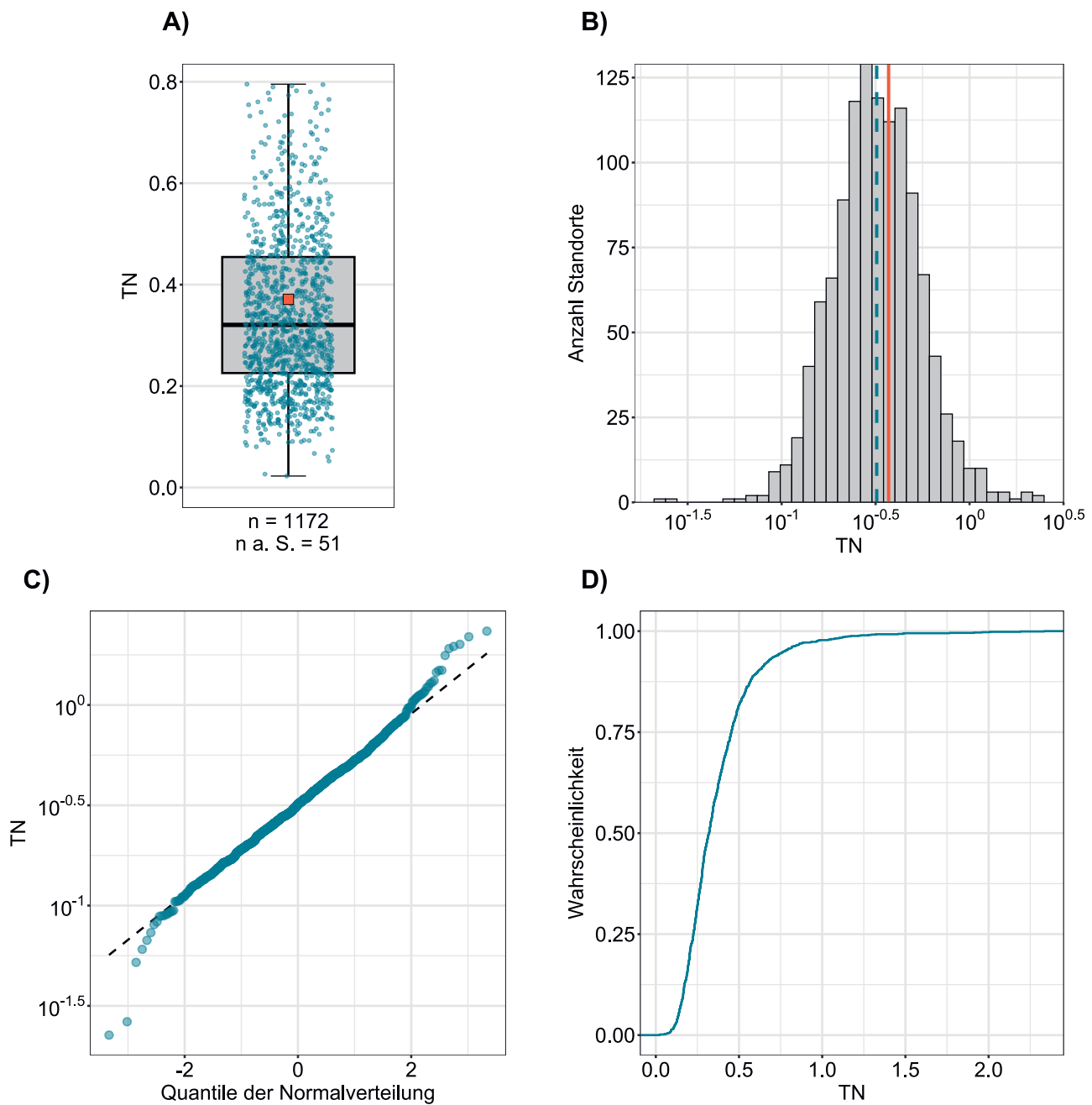


Abbildung 94 | Verteilung des totalen Stickstoffs (TN, %). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM- und NABO-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

TN (%)

- 0.02 - 0.14
- 0.14 - 0.16
- 0.16 - 0.23
- 0.23 - 0.32
- 0.32 - 0.45
- 0.45 - 0.61
- 0.61 - 0.77
- 0.77 - 2.33

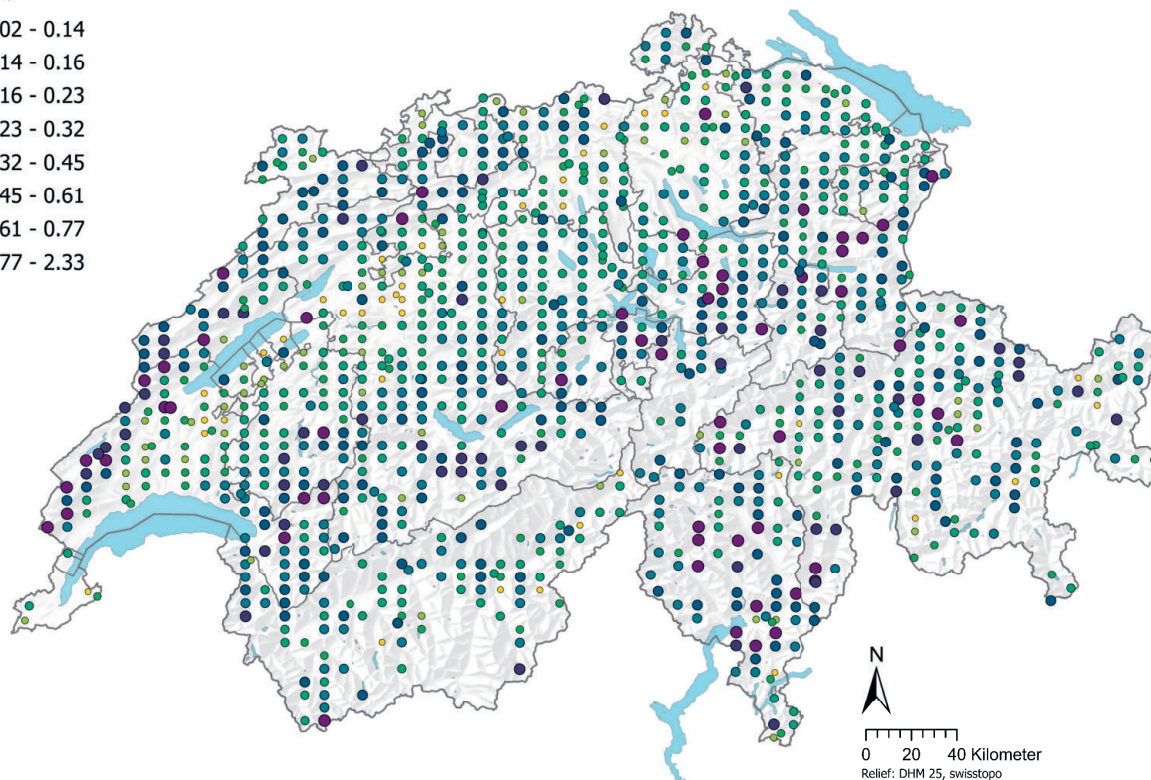


Abbildung 95 | Räumliche Verteilung des totalen Stickstoffs (TN, %) gemessen in den BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5 %-, 10 %-, 25 %-, 50 %-, 75 %-, 90 %- und 95 %-Quantilen.

C:N-Ratio

- 3.0 - 8.5
- 8.5 - 8.8
- 8.8 - 9.6
- 9.6 - 11.3
- 11.3 - 14.6
- 14.6 - 17.9
- 17.9 - 20.6
- 20.6 - 67.9

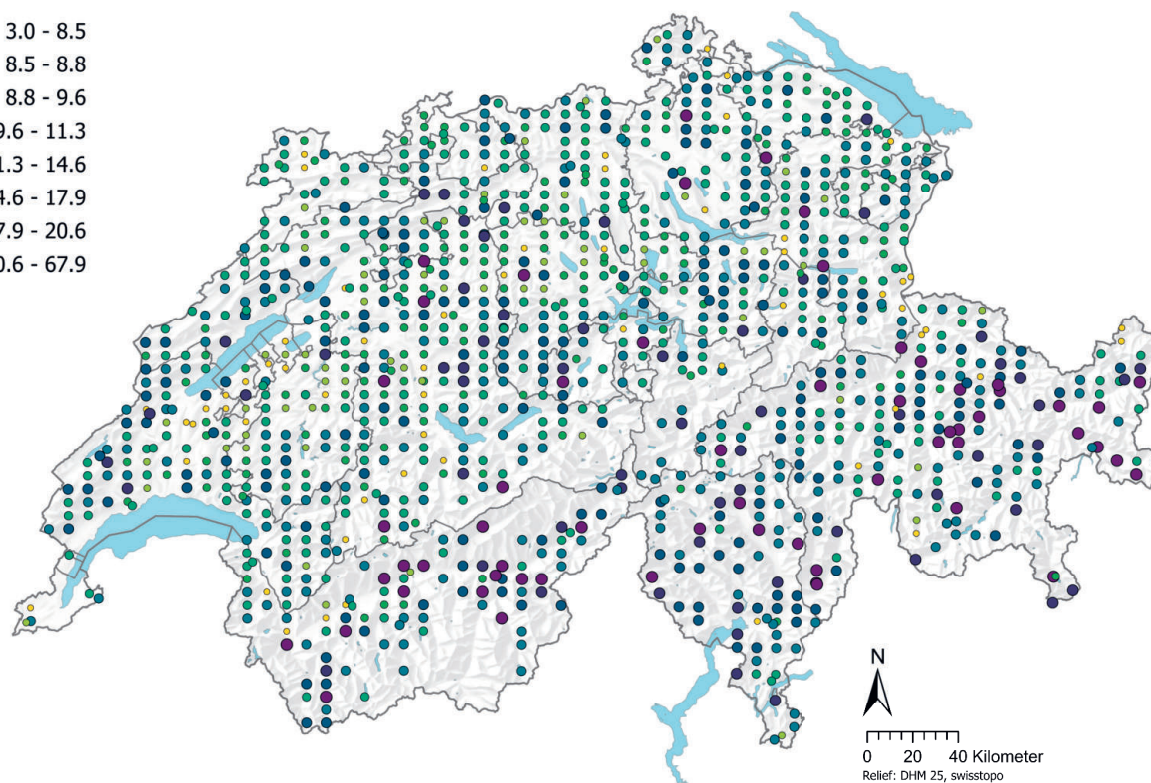


Abbildung 96 | Räumliche Verteilung des C:N-Verhältnisses berechnet aus den totalen Kohlenstoff- und Stickstoff-Konzentrationen in den BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5 %-, 10 %-, 25 %-, 50 %-, 75 %-, 90 %- und 95 %-Quantilen.

5.4 Körnung der Feinerde

Die Körnungsklassen der mineralischen Feinerde wurden gemäss der Klassifikation der Böden der Schweiz (BGS, 2010) aus dem Ton-, Sand- und Schluffgehalt abgeleitet und in Abbildung 100 visualisiert. Im Wallis, im Tessin und in Graubünden herrschen sandige Böden vor, wohingegen im nordwestlichen Teil der Schweiz sowie in den nördlichen Voralpen tonige und schluffige Böden dominieren. Das Mittelland ist durch lehmige Böden geprägt.

Der gemessene Tongehalt wurde separat ausgewiesen, da Tonminerale die Immobilisation von Schwermetallen und sonstigen Spurenelementen in Böden durch Sorptionsprozesse stark beeinflussen können. Zum Beispiel können Tonminerale die Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Zn^{2+} , Cd^{2+} und Ni^{2+} je nach pH-Wert stark binden. Nebst diesen Immobilisationsprozessen können Tongesteine selbst auch als Quelle fungieren, beispielsweise enthalten bituminöse Tongesteine hohe bis sehr hohe Cadmiumgehalte (Tuchschild, 1995). Der Median des Tongehaltes beträgt in den gemessenen Oberbodenproben rund 20 % und liegt somit im lehmigen Bereich (Tabelle 3, Abbildung 97). Vergleichsweise hohe Tongehalte finden sich im Jura und in den nördlichen Voralpen (Abbildung 101). Dementsprechend ist der Sandgehalt in den Oberböden dieser Regionen gering (Abbildung 103).

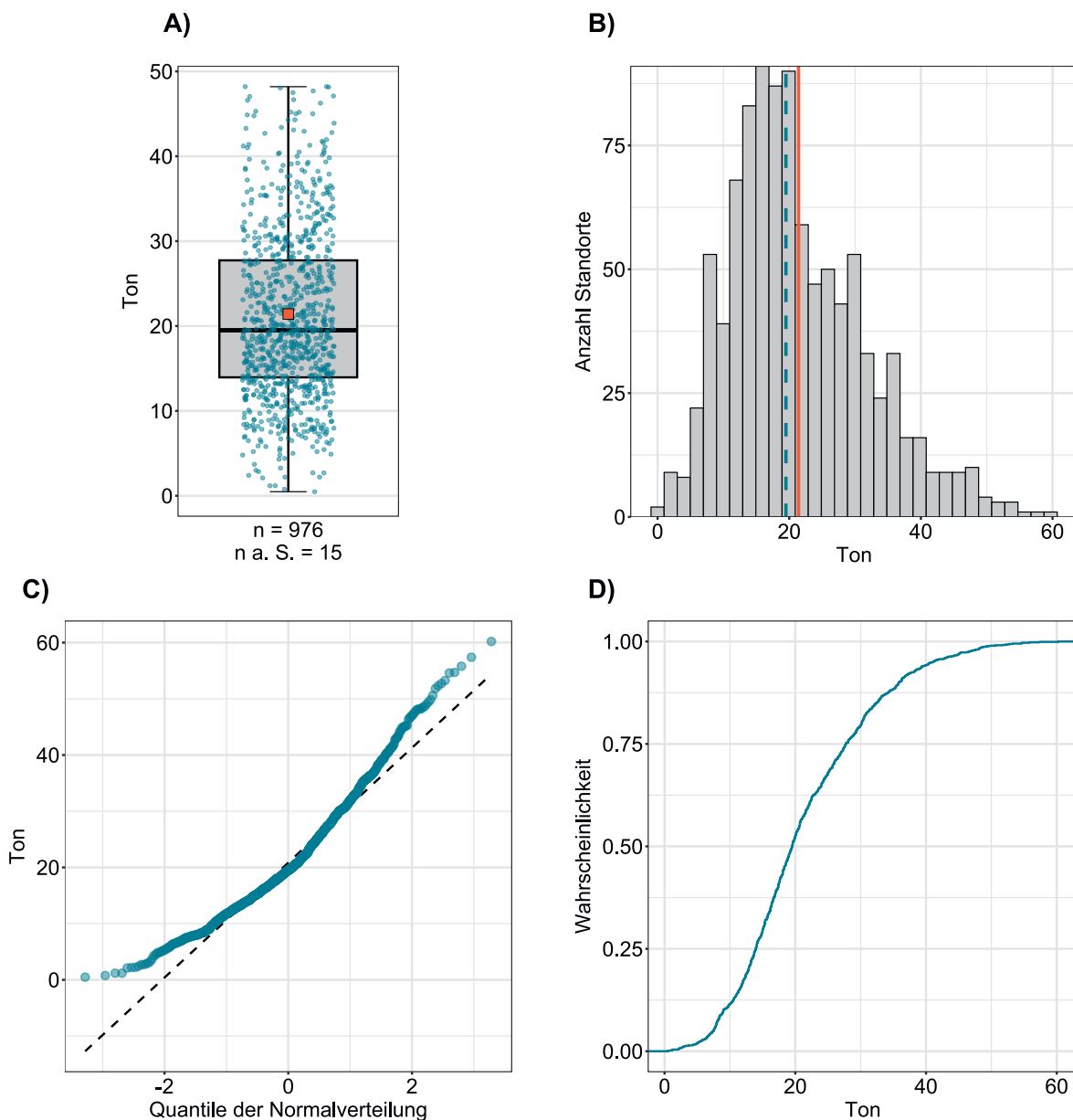


Abbildung 97 | Verteilung des Tongehaltes (%). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM- und NABO-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

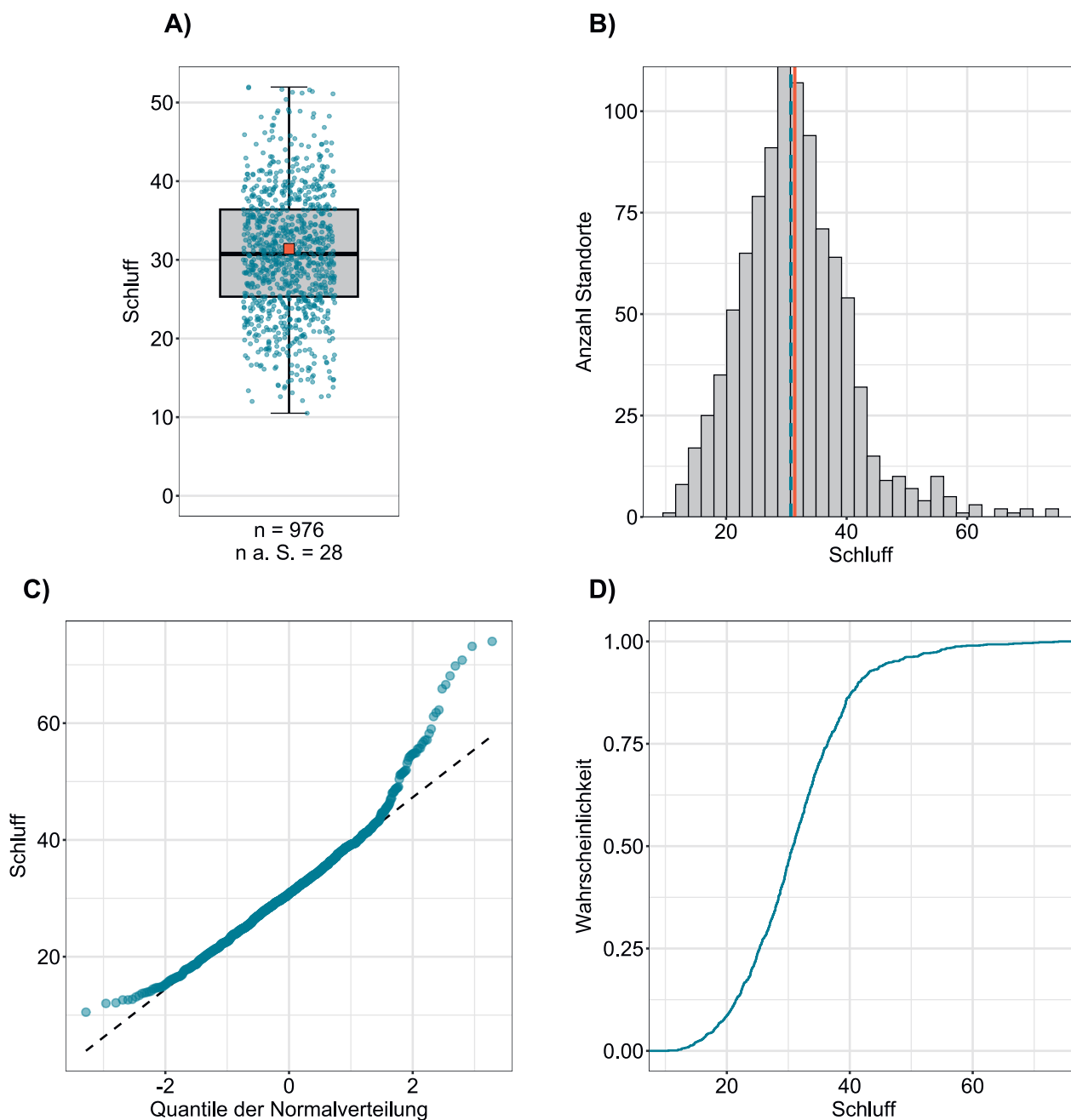


Abbildung 98 | Verteilung des Schluffgehaltes (%). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM- und NABO-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, n a. S. = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

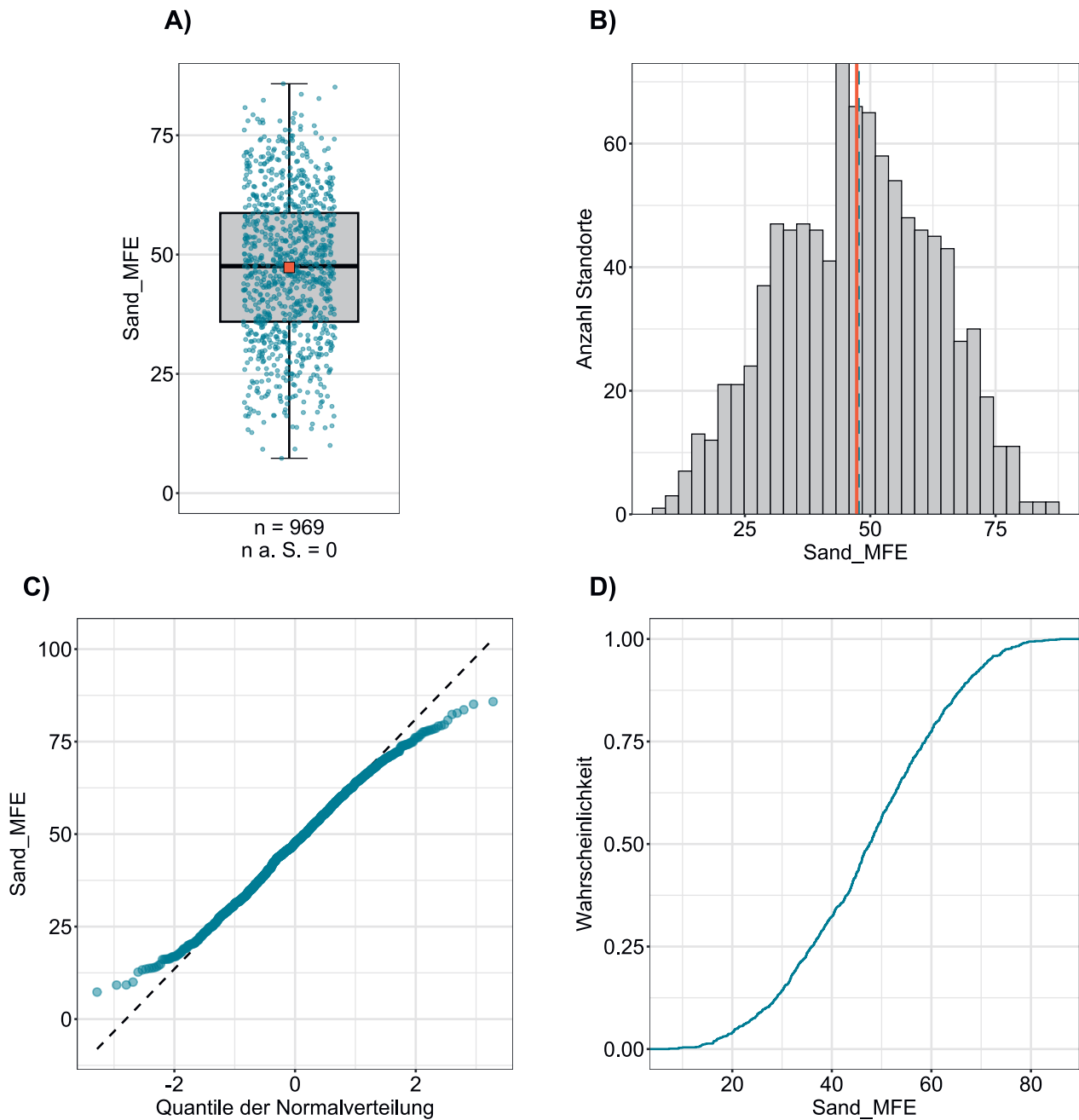


Abbildung 99 | Verteilung des Sandgehaltes (%). Pro Standort wurde der Median der Einzelproben als Wert zugewiesen. Der dargestellte Datensatz enthält die BDM- und NABO-Standorte. n = Gesamtanzahl Standorte, $n \text{ a. S.}$ = Standorte, welche ausserhalb der Skala resp. der Whisker liegen.

Körnungsklasse Feinerde

- Sand
- schluffiger Sand
- lehmiger Sand
- lehmreicher Sand
- sandiger Lehm
- Lehm
- toniger Lehm
- lehmiger Ton
- Ton
- sandiger Schluff
- Schluff
- lehmiger Schluff
- toniger Schluff

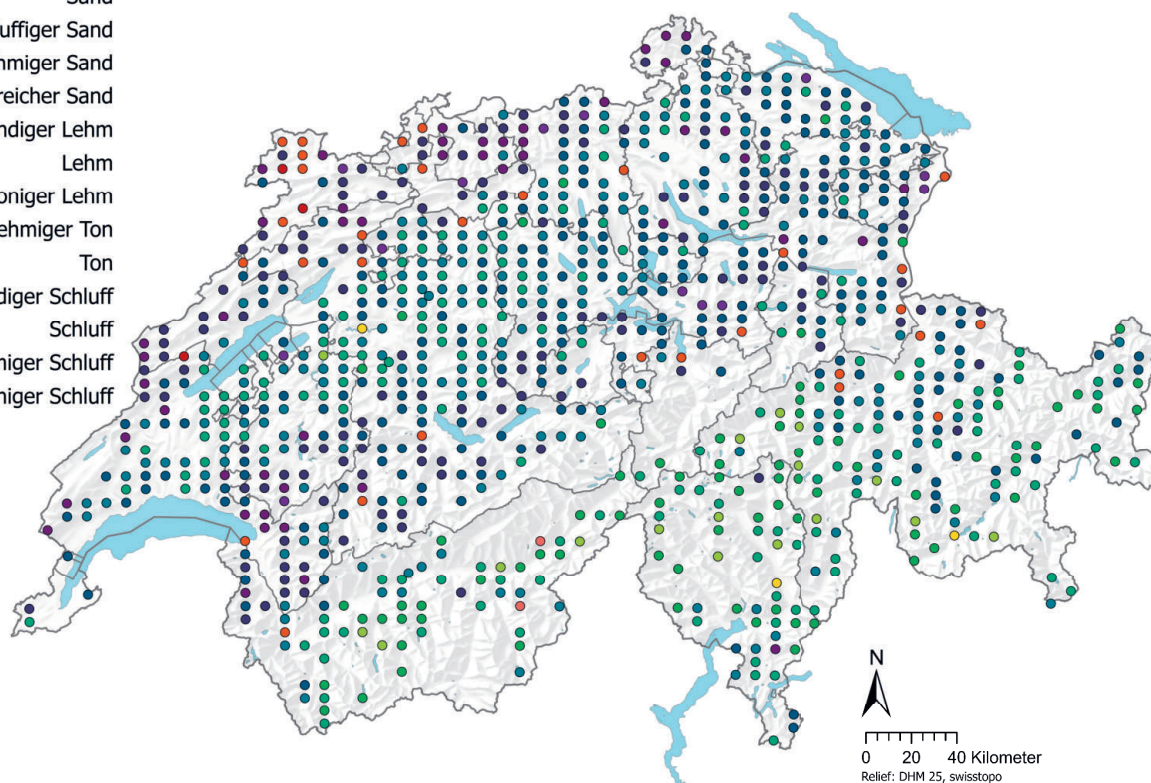


Abbildung 100 | Räumliche Verteilung der Körnungsklassen der Feinerde (BDM- und NABO-Standorte). Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Körnungsklasse wurde gemäss der Klassifikation der Böden der Schweiz (BGS, 2010) aus dem gemessenen Ton- und Schluffgehalt berechnet.

Tongehalt (%)

- 0.5 - 7.5
- 7.5 - 9.0
- 9.0 - 14.0
- 14.0 - 19.5
- 19.5 - 27.7
- 27.7 - 35.8
- 35.8 - 41.0
- 41.0 - 60.2

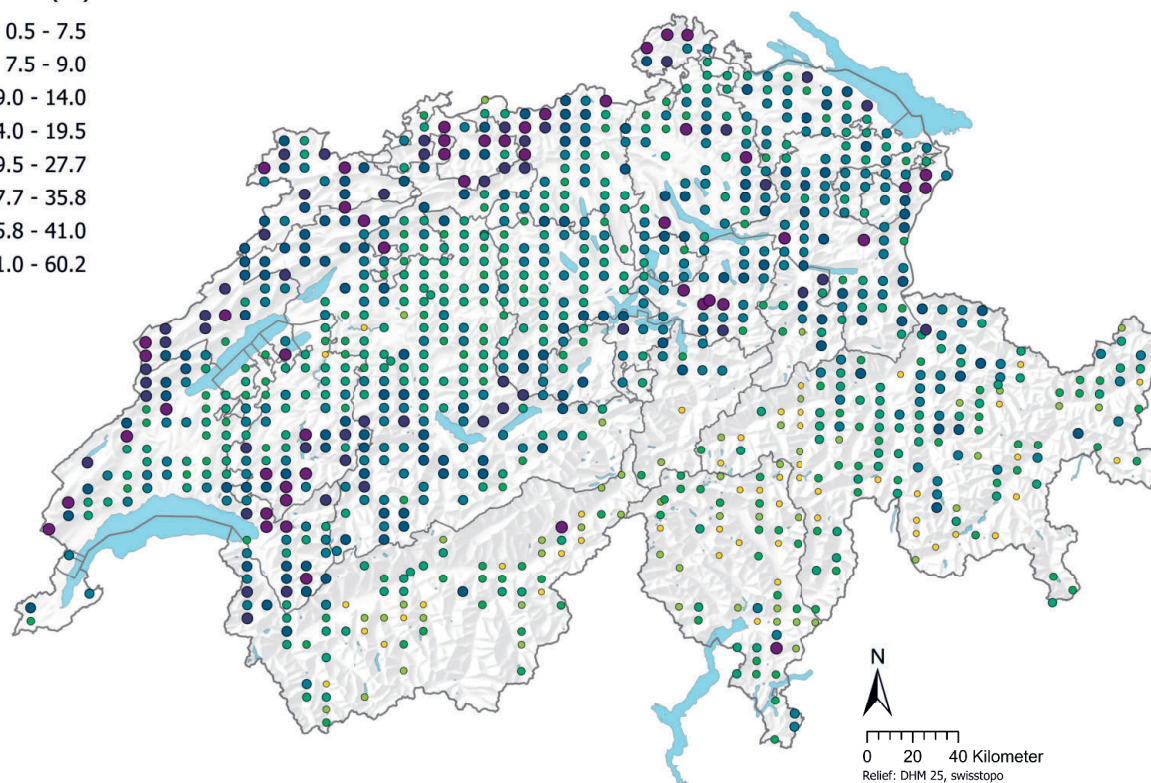


Abbildung 101 | Räumliche Verteilung des Tongehaltes (%) gemessen in den BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median der Einzelproben abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90% und 95%-Quantilen.

Schluffgehalt (%)

- 10.5 - 17.9
- 17.9 - 20.7
- 20.7 - 25.3
- 25.3 - 30.7
- 30.7 - 36.4
- 36.4 - 41.4
- 41.4 - 46.9
- 46.9 - 74.0

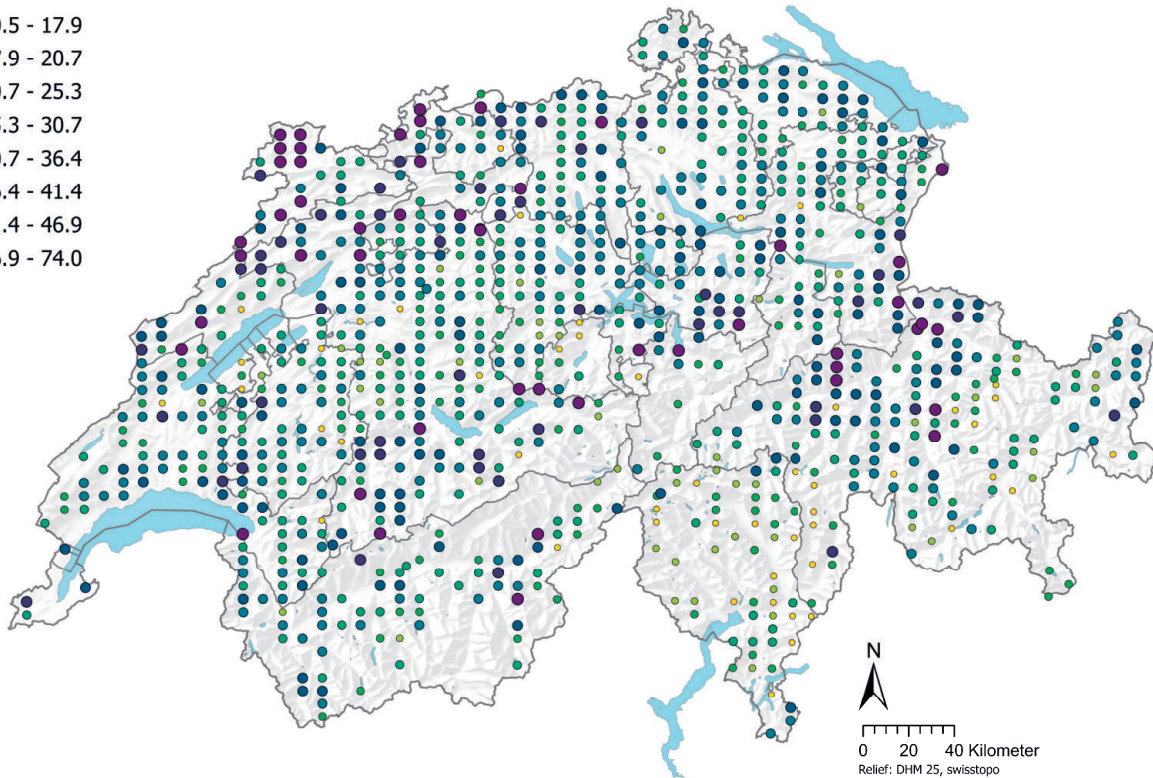


Abbildung 102 | Räumliche Verteilung des Schluffgehaltes (%) gemessen in den BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen.

Sandgehalt (%)

- 7.3 - 21.1
- 21.1 - 26.8
- 26.8 - 35.9
- 35.9 - 47.6
- 47.6 - 58.7
- 58.7 - 67.5
- 67.5 - 71.8
- 71.8 - 85.8

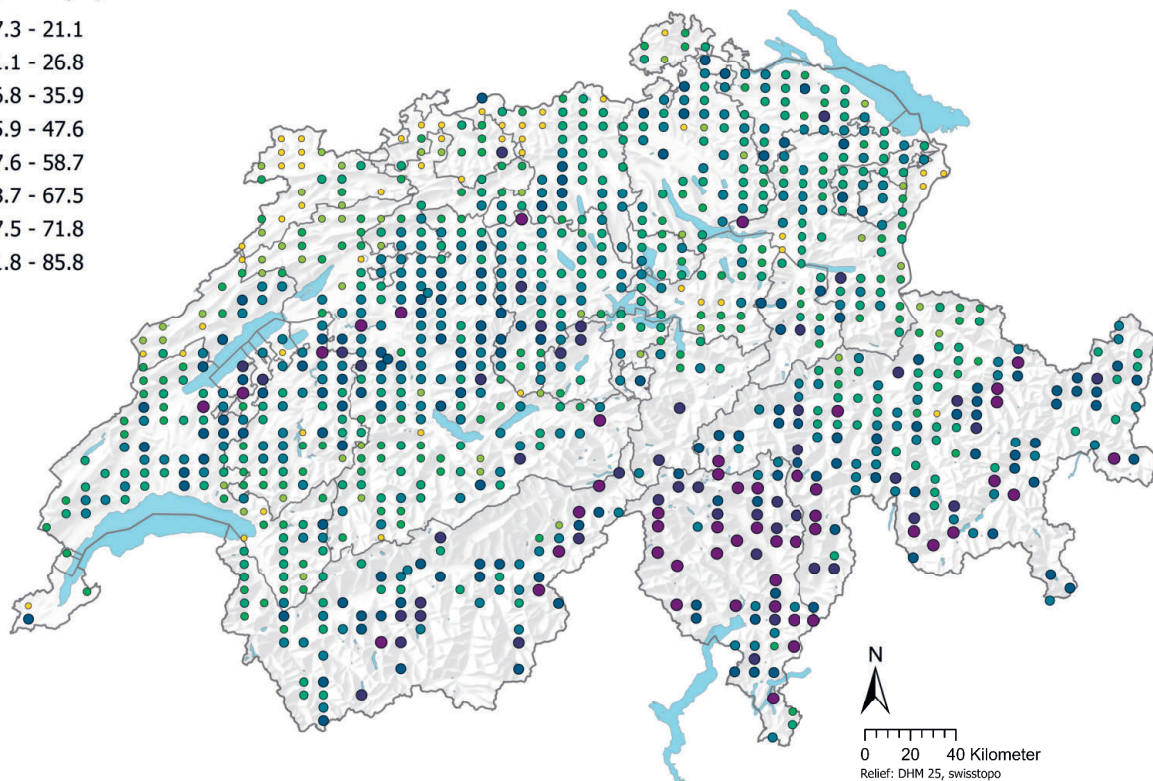


Abbildung 103 | Räumliche Verteilung des Sandgehaltes (%) gemessen in den BDM- und NABO-Bodenproben. Bei mehreren Einzelproben pro Standort wurde der Median abgebildet. Die Klassen entsprechen den 5%-, 10%-, 25%-, 50%-, 75%-, 90%- und 95%-Quantilen.

6 Betrachtung potentieller Einflussfaktoren

Die Ergebnisse der multivariaten Datenanalyse mit den Korrelationen zwischen den Elementkonzentrationen, einer Auswahl der gemessenen Bodenparameter und ergänzenden Daten sind in den folgenden Kapiteln zusammengefasst. Interpretationsansätze zu möglichen geogenen Quellen der Elementkonzentrationen sowie zu Prozessen, welche die Elementkonzentrationen im Boden beeinflussen, werden diskutiert. Es gilt dabei zu beachten, dass eine Korrelation nicht mit einer Kausalität gleichzusetzen ist.

6.1 Korrelationen

Die meisten Elemente weisen eine positive Korrelation zu anderen Elementen auf, die sich signifikant von 0 unterscheidet (Tabelle 4). Stark korrelieren jedoch nur die Konzentrationen von Cobalt, Eisen, Nickel, Chrom und Vanadium miteinander ($R^2 > 0.7$; Matschullat *et al.*, 2018). Die enge Korrelation zwischen den Cobalt-, Nickel- und Chromkonzentrationen wird ebenfalls in der Faktorenanalyse und dem Vergleich der lithologisch-petrographischen Hauptgruppen der einzelnen Elemente ersichtlich und könnte möglicherweise auf einen geogenen Ursprung hindeuten. Die positive Korrelation zwischen Cobalt, Nickel und Chrom deckt sich mit der Studie von Tuchschnid (1995). Gemäss dem Autor tritt Cobalt als Spurenelement in eisenreichen gesteinsbildenden Silikaten wie Olivinen und Pyroxenen auf und ist geochemisch sehr eng mit Nickel verwandt. Die positive Korrelation zwischen Chrom und Vanadium könnte auch dadurch erklärt werden, dass beide Elemente sowohl bei der Bildung von Eisenoxiden eingebaut werden können (Amelung *et al.*, 2018a) als auch vor allem in eisenhaltigen (mafischen) Mineralen (z. B. Pyroxenen und Amphibolen) auftreten (Coyte & Vengosh, 2020; Tuchschnid, 1995). Ähnliche Korrelationen der Chrom- und Vanadium-Konzentrationen im Boden wurden ebenfalls im Geochemischen Bodenatlas von England und Wales beobachtet (Rawlins *et al.*, 2012).

Die Calcium-Konzentrationen korrelieren sehr stark mit dem pH-Wert und den Calciumcarbonat-Konzentrationen (Tabelle 5). Die pH-abhängige chemische Verwitterung von Calciumcarbonaten mit der resultierenden Mobilisierung von Ca^{2+} in die Bodenlösung ist bekannt (Amelung *et al.*, 2018c) und widerspiegelt sich in den Ergebnissen der Korrelationen, in der Faktorenanalyse und im Vergleich der lithologisch-petrographischen Hauptgruppen. Eine ähnlich starke Korrelation ist zwischen den Schwefel-Konzentrationen und denjenigen Bodenparametern vorhanden, welche als Approximation der organischen Bodensubstanz dienen (Humusgehalt, TN und TC). Gemäss Eriksen (2009) ist über 95 % des Schwefels im Boden organisch gebunden. Blei, Cadmium und Quecksilber korrelieren ebenfalls, wenn auch nur schwach, mit den Bodenparametern, welche die organische Bodensubstanz beschreiben. Mögliche Prozesse, welche diese Korrelationen erklären könnten, sind sowohl die direkte Einbindung in organische Moleküle durch biochemische Prozesse als auch Sorptionsprozesse. Nebst den Tonmineralen sind Huminstoffe weitere wichtige Sorbenten insbesondere von Kationen im Boden (Amelung *et al.*, 2018c). Die variable negative Ladung der organischen Bodensubstanz trägt gemäss den Autoren wesentlich zur Kationenaustauschkapazität – besonders im Oberboden – bei.

Die meisten Elemente korrelieren schwach negativ mit dem Sandgehalt und schwach positiv mit dem Tongehalt. Dies könnte die Bedeutung von Tonmineralen als Sorbenten insbesondere von Kationen in der Bodenlösung widerspiegeln. In Böden mit hohem Sandanteil ist dieser Rückhalt durch Sorption deutlich geringer, daher vermutlich die negative Korrelation. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass nicht nur die Quelle, sondern auch Immobilisationsprozesse die Elementkonzentrationen im Oberboden beeinflussen.

Im Gegensatz zu den in den Bodenproben gemessenen Parametern korrelieren die Elementkonzentrationen gar nicht oder nur sehr schwach mit den ergänzenden Geodaten (Tabelle 6 im Anhang). Chrom korreliert sehr schwach negativ mit der Neigung und Höhe über Meer. Thallium und Vanadium korrelieren sehr schwach positiv mit Variablen, welche die atmosphärische Deposition widerspiegeln. Die Korrelation der Thallium-Konzentrationen mit den modellierten Depositionsdaten von Blei ist zwar signifikant, aber nur schwach.

Tabelle 4 | Rangkorrelationskoeffizient R² nach Spearman der gemessenen Elementkonzentrationen (mg/kg Feinderde) in den Königswasser-Aufschlüssen der Einzelproben des BDM- und NABO-Datensatzes. Die Signifikanzlevel sind mit Asterisken markiert: *** für eine sehr hohe Signifikanz (p < 0.001), ** für eine hohe Signifikanz (0.001 < p < 0.01), * für Signifikanz (0.01 < p < 0.1) und kein Stern für keine Signifikanz (p > 0.1).

R ²	As	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S	Sb	Tl	U	V	Zn
As		***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***
Ca	0.25		***	***	***	***	*	**	***	***	**		***	**	***	***		**	***	***
Cd	0.41	0.54		***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Co	0.50	0.21	0.34		***	***	***	***	***	***	***	*	***	***	***	***	***	**	***	***
Cr	0.28	0.23	0.34	0.61		***	***	***	***	***	***	*	***	***	**	***	***	***	***	***
Cu	0.25	0.29	0.26	0.58	0.42		***		***	***	**	***	***	***	***	***		***	***	***
Fe	0.56	0.06	0.35	0.84	0.58	0.46		***	***	***	***	**	***	***	***	***	***	***	***	***
Hg	0.15	0.07	0.40	0.10	0.17	0.06	0.15		**	***	***	***	***	***	***	***	***		***	***
Mg	0.22	0.35	0.11	0.52	0.42	0.53	0.43	-0.08		***	***	***	***		**	***	***	***	***	***
Mn	0.35	0.25	0.40	0.63	0.51	0.43	0.48	0.15	0.27		***		***	***		***	***	**	***	***
Mo	0.51	0.09	0.41	0.25	0.16	0.12	0.35	0.22	0.11	0.23			***	***	***	***	***	***	***	***
Na	-0.05	0.05	-0.18	0.07	0.06	0.28	0.10	-0.19	0.35	-0.04	0.01		*	***	*	*		***		
Ni	0.37	0.37	0.37	0.84	0.72	0.65	0.65	0.10	0.56	0.62	0.16	0.07		***	**	***	***		***	***
Pb	0.41	0.08	0.57	0.35	0.24	0.23	0.45	0.59	0.06	0.28	0.42	-0.14	0.24		***	***	***	***	***	***
S	0.24	0.36	0.55	0.10	0.09	0.13	0.22	0.36	0.09	0.05	0.29	-0.07	0.08	0.45		***	***	***	***	***
Sb	0.51	0.14	0.38	0.31	0.16	0.31	0.33	0.45	0.22	0.30	0.40	-0.05	0.28	0.58	0.26		***	***	***	***
Tl	0.38	0.01	0.46	0.30	0.31	0.07	0.40	0.34	0.10	0.20	0.49	-0.03	0.16	0.56	0.28	0.25		***	***	***
U	0.32	0.08	0.21	0.09	0.25	0.12	0.11	0.06	0.26	0.09	0.40	0.17	0.06	0.18	0.12	0.19	0.44		***	***
V	0.35	0.18	0.48	0.47	0.77	0.28	0.58	0.24	0.24	0.45	0.30	0.01	0.45	0.37	0.27	0.17	0.51	0.32		***
Zn	0.48	0.32	0.65	0.67	0.48	0.56	0.68	0.29	0.34	0.50	0.35	0.05	0.59	0.60	0.38	0.36	0.45	0.17	0.51	

Tabelle 5 | Rangkorrelationskoeffizient R² nach Spearman der gemessenen Elementkonzentrationen und Bodenparameter in den Einzelproben des BDM- und NABO-Datensatzes. BasenS: Basensättigung (%); CaCO₃: Calciumcarbonat-Gehalt (%); C:N-Verhältnis (-); Humusgehalt (%), KAKeff und KAKpot: effektive und potentielle Kationenaustauschkapazität (cmol/kg); Körnungsklasse der Schweizer Böden (-); pH-Wert (-); Sandgehalt (%); Schluffgehalt (%); TC: totaler Kohlenstoff (%); TC 20: Vorrat an totalem Kohlenstoff in 0–20 cm Tiefe (t/ha); TN: totaler Stickstoff (%); TN 20: Vorrat an totalem Stickstoff in 0–20 cm Tiefe (t/ha); TOC: totaler organischer Kohlenstoff (%); TOC 20: Vorrat an totalem organischem Kohlenstoff in 0–20 cm Tiefe (t/ha); und Tongehalt (%).

R ²	BasenS	CaCO ₃	CN-Ratio	Humus	KAKeff	KAKpot	Körnung	pH	Sand	Schluff	TC	TC 20	TN	TN 20	TOC	TOC 20	Ton
As	0.10	-0.04	-0.13	0.13	0.35	0.16	0.35	0.22	-0.37	0.22	0.14	0.14	0.24	0.26	0.14	0.17	0.36
Ca	0.89	0.91	-0.19	0.12	0.70	0.20	0.33	0.90	-0.30	0.07	0.37	0.50	0.24	0.29	0.13	0.19	0.37
Cd	0.31	0.06	-0.14	0.37	0.60	0.51	0.55	0.41	-0.47	0.14	0.41	0.44	0.54	0.48	0.39	0.42	0.55
Co	0.13	-0.29	-0.26	-0.00	0.33	0.16	0.44	0.20	-0.44	0.26	-0.04	0.05	0.14	0.25	0.01	0.07	0.40
Cr	0.24	-0.28	-0.33	-0.05	0.37	0.19	0.45	0.20	-0.40	0.13	-0.09	0.11	0.12	0.37	-0.04	0.15	0.45
Cu	0.37	-0.13	-0.40	-0.12	0.19	-0.05	0.24	0.36	-0.19	0.15	-0.10	0.08	0.05	0.27	-0.13	0.02	0.17
Fe	-0.09	-0.35	-0.17	0.15	0.28	0.28	0.40	0.03	-0.41	0.21	0.08	0.08	0.28	0.28	0.17	0.18	0.40
Hg	-0.07	-0.09	0.25	0.47	0.27	0.57	0.32	-0.10	-0.23	0.03	0.42	0.29	0.46	0.22	0.49	0.42	0.31
Mg	0.31	0.25	-0.15	-0.04	0.16	-0.06	0.04	0.35	-0.04	0.03	0.08	0.17	0.02	0.10	-0.04	0.01	0.03
Mn	0.25	-0.23	-0.41	-0.15	0.29	0.04	0.38	0.30	-0.35	0.22	-0.17	-0.02	0.05	0.27	-0.14	-0.01	0.36
Mo	0.00	-0.05	0.04	0.24	0.24	0.28	0.22	0.02	-0.23	0.07	0.23	0.22	0.29	0.20	0.27	0.24	0.26
Na	0.18	0.09	-0.10	-0.16	-0.20	-0.28	-0.24	0.10	0.20	-0.06	-0.12	-0.09	-0.15	-0.06	-0.16	-0.13	-0.27
Ni	0.38	-0.20	-0.34	-0.09	0.43	0.09	0.45	0.39	-0.43	0.22	-0.07	0.10	0.08	0.29	-0.08	0.06	0.44
Pb	-0.05	-0.22	0.08	0.44	0.33	0.52	0.43	-0.06	-0.38	0.16	0.38	0.30	0.53	0.34	0.47	0.42	0.41
S	0.17	0.21	0.01	0.69	0.51	0.62	0.33	0.20	-0.28	0.02	0.74	0.70	0.86	0.61	0.73	0.69	0.37
Sb	-0.01	-0.10	0.04	0.26	0.17	0.23	0.23	0.09	-0.16	0.09	0.24	0.20	0.29	0.18	0.26	0.23	0.18
Tl	-0.12	-0.17	0.11	0.31	0.26	0.46	0.37	-0.11	-0.33	0.05	0.26	0.19	0.35	0.25	0.34	0.32	0.38
U	0.08	-0.11	-0.06	0.04	0.12	0.05	-0.01	0.06	-0.03	-0.04	0.02	0.10	0.06	0.14	0.03	0.10	0.04
V	0.10	-0.24	-0.29	0.11	0.34	0.37	0.51	0.12	-0.45	0.14	0.07	0.20	0.30	0.46	0.13	0.29	0.53
Zn	0.18	-0.20	-0.28	0.20	0.44	0.30	0.49	0.25	-0.50	0.26	0.16	0.21	0.40	0.44	0.21	0.27	0.50

6.2 Faktorenanalyse

Mit den vier dargestellten Faktoren werden 43 % der Varianz erklärt. Für die Analyse wurden insgesamt zehn Faktoren berücksichtigt, welche zusammen 76 % der Gesamtvarianz erklären. Die einzelnen Faktorladungen (Loadings) der Variablen sind in Abbildung 104 dargestellt. Ein Interpretationsansatz der Faktorenanalyse ist, Variablen mit ähnlichen Faktorladungen zu gruppieren. Die meisten Elemente bilden bei Faktor 1 eine Gruppe mit hohen Loadings, wobei insbesondere Cobalt und Nickel nahe beieinanderliegen. Dies könnte wie schon bei den Korrelationen auf den geogenen Ursprung der beiden Elemente hindeuten.

Nebst der Korrelation und der Faktorenanalyse deutet auch der Vergleich der vereinfachten lithologisch-petrographischen Gruppen auf einen engen, möglicherweise geogen begründeten Zusammenhang zwischen den Cobalt- und Nickel-Konzentrationen hin (siehe Kapitel zu den jeweiligen Elementen). Zusammen mit Chrom weisen beide Elemente stark erhöhte Konzentrationen in der Klasse der basischen Gesteine auf, was sich mit den Beschreibungen von Tuchs Schmid (1995) deckt. Gemäss Tuchs Schmid sind die Elementkonzentrationen besonders eng mit den Eisen- und Magnesiumgehalten der verschiedenen Lithofazies verknüpft. Diese beiden Elemente weisen in der Gruppe der basischen Gesteine ebenfalls erhöhte Konzentrationen auf. Da jedoch nur fünf Standorte in diese Klasse fallen, sind die Unterschiede nicht signifikant. Ma & Hooda (2010) berichten ebenfalls, dass geogen erhöhte Gehalte von Chrom, Cobalt und Nickel im Boden mit dem Vorhandensein von mafischem bis ultramafischem Ausgangsgestein erklärt werden kann, wobei insbesondere bei Serpentin-haltigem Ausgangsmaterial hohe Chrom- und Nickel-Konzentrationen zu erwarten sind. Weitere Elemente wie Chrom, Kupfer, Eisen, Aluminium, Zink, Mangan und Magnesium erscheinen in einem ähnlichen Bereich. Es wird daher vermutet, dass Faktor 1 möglicherweise die Mineralogie und/oder Sorptionsprozessen an Eisenoxiden repräsentiert.

Cadmium und Blei liegen bei den Faktoren 1 und 2 ebenfalls sehr nahe beieinander, wobei hier auch der Tongehalt ähnliche Loadings aufweist. Dies könnte auf Sorptionsprozesse an Tonmineralen und/oder Tongesteinen als Quelle hindeuten.

Im Gegensatz zu den anderen Elementen erscheint Schwefel in einem ähnlichen Bereich wie der totale Stickstoff und der totale organische Kohlenstoff, welche als Approximation für die organische Substanz dienen. Die Quecksilber-Konzentrationen weisen ähnliche Loadings wie der Niederschlag auf.

Bei den Faktoren 3 und 4 ist deutlich die Gruppierung von Calcium und Calciumcarbonat mit dem pH-Wert sowie eine zweite Gruppierung bestehend aus Parametern zur Approximation der atmosphärischen Deposition zu erkennen. Die atmosphärischen Depositionen von Cadmium, Blei und Quecksilber sind in Faktor 6 gruppiert (nicht dargestellt), wobei jedoch kein Element in dieser Gruppe erscheint.

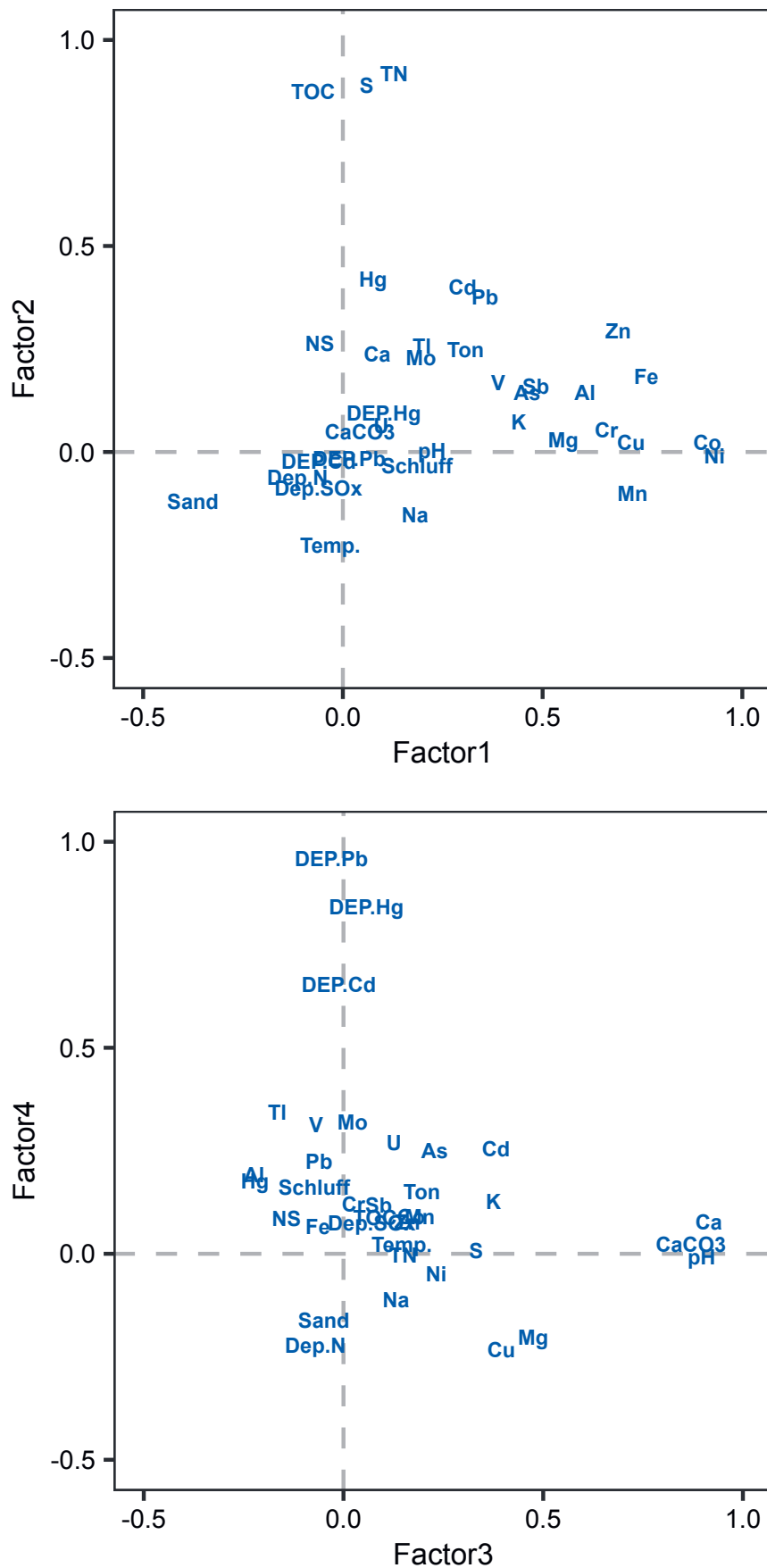


Abbildung 104 | Maximum Likelihood-Faktorenanalyse der Elementkonzentrationen und ausgewählter Boden- und Umweltparameter (Dep. = atmosphärische Deposition, Temp = Temperatur, NS = Niederschlag, Kapitel 2.4). Für die Analyse wurden die Medianwerte der BDM- und NABO-Standorte verwendet. Dargestellt sind die Loadings der einzelnen Variablen pro Faktor (Varimax Rotation). Robuste Skalierung basierend auf dem Minimum Covariance Determinant. Mit Faktor 1 wird 16% der Varianz erklärt, mit Faktor 2 weitere 9.5%, mit Faktor 3 9.1% und Faktor 4 8.8%.

7 Schlussfolgerungen

Der Oberboden ist als Bioreaktor der Lithosphäre für die Nährstoffaufnahme von Pflanzen und Bodenorganismen sowie als Filter für eingetragene Schadstoffe von grösster Wichtigkeit. Mit dem Geochemischen Bodenatlas wurde erstmals eine schweizweite, ausführliche Grundlage von 20 essentiellen und/oder potentiell schädlichen Elementen in den Oberböden geschaffen. Der Geochemische Bodenatlas bietet einen einzigartigen Überblick über die Verteilung und die Totalgehalte der Elemente und stellt somit ein wichtiges Instrument für den Vollzug des Bodenschutzes auf nationaler Ebene dar. Basierend auf dieser Grundlage können Gebiete eingegrenzt werden, bei denen weiterführende Analysen empfehlenswert sind, um das Risiko möglicher negativer Effekte durch erhöhte oder zu tiefe Elementgehalte auf die Gesundheit von Pflanzen, Tieren und Menschen abschätzen zu können und die Ressourcenbewirtschaftung entsprechend anzupassen.

Die gemessenen Elementkonzentrationen in der Schweiz liegen in typischen Konzentrationsbereichen von Böden in Europa. Regional sind jedoch klare Unterschiede ersichtlich, wobei häufig vergleichsweise hohe Elementgehalte im Jura und in den östlichen Zentralalpen gemessen wurden. Die Konzentrationen von potentiell toxischen Elementen, insbesondere von Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Vanadium, sind an einzelnen Standorten erhöht und überschreiten Toleranzwerte. Diese Gebiete mit möglicher Schadstoffbelastung sind aber meist auf kleinräumige Hotspots beschränkt. Bei der Mehrheit der untersuchten Standorte liegen die gemessenen Konzentrationen in einem Bereich, der als weitgehend unbedenklich eingestuft werden kann. Im Gegensatz zu den Hotspots weisen die Oberböden im Mittelland eher mittlere bis tiefe Elementgehalte auf, insbesondere bei den als essentiell geltenden Elementen wie Schwefel. Diese Gebiete sind wichtig für die landwirtschaftliche Produktion, daher sollte eine ausreichende Versorgung mit essentiellen Elementen sichergestellt werden, wozu weiterführende Untersuchungen notwendig sind.

Die regionale Verteilung der Elementkonzentrationen ist in den interpolierten Karten visualisiert, mit Fokus auf Hotspots resp. Gebieten mit tiefen Konzentrationen. Diese Karten bilden die Grundlage, um Gebiete für weiterführende Untersuchungen zur Toxizitäts-Abschätzung resp. Abschätzung von potentiellen Defiziten eingrenzen zu können. Aus den interpolierten Karten können jedoch keine punktgenauen oder parzellenscharfen Konzentrationswerte abgeleitet werden. Die Karten dienen vielmehr der Visualisierung der regionalen Verteilung der Elementgehalte in den Oberböden und der Identifizierung von Regionen mit möglichen Hotspots (resp. potentiellen Defiziten bei Nährstoffen).

Die multivariate Datenanalyse zeigt, dass für einige Elemente Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen und möglichen Ausgangsmaterialien bestehen, welche sich regional differenzieren lassen. Nebst diesen Quellen sind jedoch auch Bodenprozesse wie die Sorption an Tonmineralen und Eisenoxiden, Ausfällungsprozesse sowie die Einbindung in die organische Substanz etc. für die Immobilisierung und somit die Akkumulation von Elementen in Oberböden relevant.

8 Ausblick

Die Karten des Geochemischen Bodenatlas bilden die im Probenahme-Zeitraum aktuellen Hintergrundwerte der Elementgehalte in den Oberböden ab, inklusive diffuser Einträge über die Landwirtschaft, Atmosphäre etc. Anthropogene Punktquellen wurden basierend auf der vorhandenen Datengrundlage bestmöglich ausgeschlossen. Um eine vertiefte Differenzierung zwischen geogenen und anthropogenen Quellen vornehmen zu können, müssten die unteren Bodenschichten beprobt sowie weitere chemische Analysen durchgeführt werden (z. B. Isotopenanalysen). Neben den verschiedenen Quellen sind die Bodenprozesse relevant für die Akkumulation von Elementen in Oberböden. Diese Quellen und Prozesse weisen eine zeitliche Dynamik auf, die sich in den Ergebnissen des Langzeitmonitorings der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) widerspiegelt. Um mögliche Veränderungen der Elementkonzentrationen erfassen und somit die Dynamik beurteilen zu können, wäre eine erneute Beprobung der BDM-Standorte empfehlenswert. Damit könnten zum Beispiel die Entwicklungen der Schwefel-Konzentrationen durch die reduzierte atmosphärische Deposition und/oder durch den Abbau der organischen Bodensubstanz schweizweit erfasst werden. Ein Abbau der organischen Bodensubstanz führt zur Beeinträchtigung wichtiger Bodenfunktionen wie der Filterwirkung von Schadstoffen und kann dadurch zu einer Mobilisierung von potentiell toxischen Elementen führen.

Der Geochemische Bodenatlas bildet die Totalgehalte der untersuchten Elemente in den Oberböden der Schweiz ab. Für das effektive Risiko ist jedoch nicht nur der Totalgehalt, sondern auch die Bioverfügbarkeit eines Elementes relevant. Um die Bioverfügbarkeit abschätzen zu können, sind weitere Untersuchungen in den betroffenen Gebieten nötig. Dies könnte beispielsweise die Modellierung der Bioverfügbarkeit (Smolders *et al.*, 2009) in Kombination mit der Analyse der im Boden vorliegenden Elementspezies (organisch gebunden, anorganisch gebunden, Oxidationszustand) sowie selektiver Extraktionsmethoden umfassen. Zudem ist die jeweilige Nutzung zu berücksichtigen, z. B. sind die Toleranzwerte für Kinderspielflächen aufgrund der möglichen direkten Aufnahme von Bodenmaterial niedriger als die Toleranzwerte für landwirtschaftliche Nutzflächen. Analysen und Informationen wie diese sind nötig, um eine detaillierte Risikoabschätzung zu erstellen.

Ein räumliches Verteilungsmuster mit relativ hohen Elementgehalten im Jura und in den östlichen Zentralalpen sowie relativ tiefen Konzentrationen im Mittelland zeigt sich auch für weitere Elemente, welche in den BDM-Proben gemessen wurden, aber nicht Teil des Geochemischen Bodenatlas sind und daher nicht vertieft ausgewertet wurden. Unter anderem weist das essentielle Element Selen ähnlich wie Schwefel besonders tiefe Konzentrationen an Ackerstandorten im Mittelland auf. Für Selen und andere Elemente, z. B. Barium, Beryllium, Gallium und Zirkon, gibt es aufgrund ihrer potentiellen Toxizität Toleranz-, Prüf- und Eingreifwerte in Königswasser-Aufschlüssen (Eikmann & Kloke, 1993; Herklotz *et al.*, 1996). Besonders Beryllium, Gallium und Zirkon scheinen mit erhöhten Konzentrationen im Jura ein ähnliches Verteilungsmuster wie Chrom, Cadmium und Thallium aufzuweisen. Ein anderes Element von Interesse, welches im Rahmen des Geochemischen Bodenatlas noch nicht ausgewertet wurde, ist Lithium. Das Element ist aufgrund seiner Anwendung in Batterien weltweit ein wichtiger kritischer Rohstoff (FGS, 2023a). Zusammen mit Beryllium, Gallium, Germanium, Indium und Thallium sowie den Lanthanoiden (z. B. Cer) gehört Lithium zu den «High-Tech»-kritischen Elementen (HTCE), deren Anwendung und damit potentielle Emissionen in die Umwelt zwar ansteigen, über deren Ökotoxizität und Hintergrundwerte in Böden aber noch wenig Informationen vorliegen (Reimann *et al.*, 2018). Die detaillierte Auswertung würde wichtige zusätzliche Informationen über den aktuellen Zustand potentiell kritischer Elemente in den Oberböden der Schweiz liefern.

9 Danksagung

Die Autorinnen und Autoren bedanken sich herzlich bei den folgenden Personen und Institutionen für ihre Unterstützung:

- Nachmessungen Schwefel: Micha Vontobel und Dr. Diane Bürge (Boden- und Elementanalytik, Agroscope); Dr. Julie Tolu, Caroline Stengel und Björn Studer (Gruppe Anorganische Umweltgeochemie, Eawag und ETH Zürich)
- Nachmessungen Quecksilber: Dr. Sylvain Bouchet und Kurt Barmettler (Gruppe Bodenchemie, ETH Zürich)
- Probenahme und Datengrundlage: Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Z9-Indikators Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM) 2011–2015, Dr. Tobias Roth (Hintermann & Weber AG), Ramon Zimmermann und das NABO-Team (Agroscope); Lucija Stanisic, Dr. Juliet Blum, Prof. Dr. Moritz Bigalke, Sabnam Mahat und Prof. Dr. Adrien Mestrot (Geographisches Institut, Universität Bern), Dr. Reto Meier (NABEL, BAFU), Peter Hayoz (swisstopo)
- Multivariate Datenanalyse: Dr. Andrea Stenke und David Haaf (Gruppe Anorganische Umweltgeochemie, Eawag und ETH Zürich)
- Farbgebung, Vorauswertung der Bodenkennwerte: Vincent Marmier
- Fachliche Begleitgruppe und Initialisierung der Untersuchungen: Arbeitsgruppe Interventionswerte und Risikobeurteilung (AGIR) mit kantonalen Bodenschutzfachstellen sowie Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Boden und Biotechnologie
- Fachliches Feedback: Dr. Madlene Nussbaum (Fachbereich Agronomie, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften HAFL) und Dr. Felix Stumpf (Kompetenzzentrum Boden, HAFL)

10 Beiträge der Autorenschaft

Jolanda E. Reusser

- Daten des Geochemischen Bodenatlas: Qualitätssicherung der Laboranalysen, Validation, Auswertung, Interpretation, Erstellung und Visualisierung der Karten
- Bericht: Erstellung des Berichtsentwurfs, Überprüfung und Editierung
- Wissenschaftliche Projektleitung und Projektadministration

Maja B. Siegenthaler

- Daten der Nachmessungen von Schwefel: Datenerhebung mit Laboranalysen, Qualitätssicherung der Laboranalysen, Validation und Auswertung
- Bericht: Erstellung des Kapitels Nachmessungen von Schwefel, Überprüfung und Editierung mit wesentlichem Beitrag zu den Kapiteln Schlussfolgerungen und Ausblick

Lenny H. E. Winkel

- Konzeptualisierung
- Betreuung mit wesentlichem Beitrag bei der Datenauswertung und Interpretation
- Bericht: Überprüfung und Editierung
- Unterstützung der wissenschaftlichen Projektleitung

Daniel Wächter

- Daten von BDM und NABO: Begleitung der Probenahme und Laboranalyse, erste Qualitätssicherung der Laboranalysen, Erstellung des Datenmanagements mit Kuration, Vorauswertung der Daten, Visualisierung der Karten
- Bericht: Überprüfung und Editierung

Ruben Kretzschmar

- Konzeptualisierung
- Betreuung
- Bericht: Überprüfung und Editierung

Reto G. Meuli

- Konzeptualisierung
- Hauptbetreuung
- Bericht: Überprüfung und Editierung
- Gesamtprojektleitung

Abkürzungsverzeichnis

As	Arsen
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BDM	Biodiversitätsmonitoring Schweiz
BDM-Z9	Indikator Z9 «Artenvielfalt in Lebensräumen» des Biodiversitäts-Monitoring Schweiz
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
CV	Variationskoeffizient
Fe	Eisen
GEMAS	Europäischer Geochemischer Bodenatlas
Hg	Quecksilber
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
KbS	Kataster der belasteten Standorte
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
Na	Natrium
NABO	Nationale Bodenbeobachtung
NABODAT	Nationales Bodeninformationssystem
Ni	Nickel
NWG	Nachweisgrenze
p-Wert	Signifikanzwert
Pb	Blei
R ²	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman
S	Schwefel
Sb	Antimon
swisstopo	Bundesamt für Landestopografie
TC	totaler Gehalt an Kohlenstoff
TIF	Tukey Inner Fence
Tl	Thallium
TN	totaler Gehalt an Stickstoff
TOC	totaler Gehalt an organischem Kohlenstoff
U	Uran
UB	Universität Bern
V	Vanadium
VBBö	Verordnung über Belastungen des Bodens
XRF	Röntgenfluoreszenz-Spektrometrie
Zn	Zink

Literaturverzeichnis

- AGIR, 2020. *Faktenblatt «Bodenbelastungen entlang von Strassen»*. Arbeitsgruppe Interventionswerte und Risikobeurteilung (AGIR), Konferenz der Vorsteher der Umweltschutzämter KVV, Bern.
- Agroscope, 2020a. KOF: Bestimmung der Körnung in der Feinerde. Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope, Zürich-Reckenholz. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/45990>.
- Agroscope, 2020b. CaCO₃: Bestimmung des Gesamtkalkgehaltes (CaCO₃) in Bodenproben. Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope, Zürich-Reckenholz. Version 3.1. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/45887>.
- Agroscope, 2020c. KAK: Bestimmung der potentiellen Kationenaustauschkapazität und Basensättigung. Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope, Zürich-Reckenholz. Version 2.0. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/46182>.
- Agroscope, 2020d. KAK-Ex: Extraktion der potentiell austauschbaren Kationen des Bodens mit Bariumchlorid bei pH 8.1. Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope, Zürich-Reckenholz. Version 2.0. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/46183>.
- Agroscope, 2020e. KAK-H: Austauschbare H⁺ Ionen für potentielle Kationenaustauschkapazität und Basensättigung. Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope, Zürich-Reckenholz. Version 2.0. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/46184>.
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K., Wilke B.-M., 2018a. *Anorganische Komponenten der Böden – Minerale und Gesteine*. In: W. Amelung et al. (Hrsg.), Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Berlin Heidelberg, S. 11–62.
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K., Wilke B.-M., 2018b. *Böden als Pflanzenstandorte*. In: W. Amelung et al. (Hrsg.), Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Berlin Heidelberg, S. 491–581.
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K., Wilke B.-M., 2018c. *Chemische Eigenschaften und Prozesse*. In: W. Amelung et al. (Hrsg.), Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Berlin Heidelberg, S. 151–211.
- Amelung W., Blume H.-P., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R., Stahr K., Wilke B.-M., 2018d. *Gefährdung der Bodenfunktionen*. In: W. Amelung et al. (Hrsg.), Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Berlin Heidelberg, S. 583–686.
- Arai Y., 2010. *Arsenic and Antimony*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, S. 381–407.
- AUE, Schmutz D., 2016. *Faktenblatt: Arsen und Thallium in Landwirtschafts- und Waldböden im Gebiet Erzmatt bei Buus und Umgebung*. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE), Bau- und Umweltschutzdirektion, Kanton Basel Landschaft, Liestal. <https://www.basel.ch/politik-und-behorden/direktionen/bau-und-umweltschutzdirektion/umweltschutz-energie/boden/publikationen/>
- Bader H.P., Scheidegger R., Wittmer D., Lichtensteiger T., 2011. *Copper flows in buildings, infrastructure and mobiles: a dynamic model and its application to Switzerland*. Clean Technologies and Environmental Policy 13(1), 87–101.
- BAFU (Hrsg.), 2017. *Boden in der Schweiz. Zustand und Entwicklung. Stand 2017*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Zustand Nr. 1721: 86 S.
- BAFU (Hrsg.), 2018. *Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990–2015*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Zustand Nr. 1818: 134 S.
- BAFU (Hrsg.), 2020. *Monitoring und Wirkungskontrolle Biodiversität. Übersicht zu nationalen Programmen und Anknüpfungspunkte*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umweltwissen Nr. 2005: 57 S.
- BAFU (Hrsg.), 2022. *Luftqualität 2021. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL)*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Zustand Nr. 2227: 29 S.
- Benjamini Y., Hochberg Y., 1995. *Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing*. Journal of the Royal Statistical Society Series B 57, 289–300. doi:10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031
- BGS, 2010. *Klassifikation der Böden der Schweiz*. 3. Ausgabe. Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS, Luzern. https://www.soil.ch/download/pictures/c3/lbgit58se3ti5d6a7mpzo3cfdktz2o/klass_03_2010.pdf
- Bhupinderpal S., Hedley M.J., Saggar S., Francis G.S., 2004. *Chemical fractionation to characterize changes in sulphur and carbon in soil caused by management*. European Journal of Soil Science 55(1), 79–90.
- Bigalke M., Ulrich A., Rehmus A., Keller A., 2017. *Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland*. Environmental Pollution 221, 85–93.
- Bivand R.S., Pebesma E.J., Gomez-Rubio V., 2013. *Applied spatial data analysis with R*. Use R, volume 10. Second edition. Springer New York, NY.
- Breit G.N., Wanty R.B., 1991. *Vanadium accumulation in carbonaceous rocks: A review of geochemical controls during deposition and diagenesis*. Chemical Geology 91(2), 83–97.
- Brown K.A., 1982. *Sulphur in the environment: A review*. Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical 3(1), 47–80.
- Chaney R.L., 2010. *Cadmium and Zinc*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, S. 409–439.
- Christie T., Brathwaite B., 2011. *Mineral Commodity Report 2 – Antimony*. Institute of Geological and Nuclear Services Ltd. <https://www.nzpam.govt.nz/assets/Uploads/doing-business/mineral-potential/antimony.pdf>
- Clifford M.J., Hilson G.M., Hodson M.E., 2010. *Tin and Mercury*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, S. 497–513.
- Coyte R.M., Vengosh A., 2020. *Factors Controlling the Risks of Co-occurrence of the Redox-Sensitive Elements of Arsenic, Chromium, Vanadium, and Uranium in Groundwater from the Eastern United States*. Environmental Science & Technology 54(7), 4367–4375.
- Cressie N., 1993. *Statistics for Spatial Data*. Wiley Series in Probability and Statistics. 2nd ed. John Wiley & Sons, Incorporated, New York.
- De Smith M.J., Goodchild M.F., Longley P.A., 2018. *Geospatial analysis: a comprehensive guide to principles, techniques and software tools*. 6th edition ed. Drumlins Security, London.
- Delarze R., Gonseth Y., Galland P., 2008. *Lebensräume der Schweiz: Ökologie – Gefährdung – Kennarten*. 2. vollständig überarb. Aufl. Ott Verlag, Thun.

- Descombes P., Walthert L., Baltensweiler A., Meuli R.G., Karger D.N., Ginzler C., Zurell D., Zimmermann N.E., 2020. *Spatial modelling of ecological indicator values improves predictions of plant distributions in complex landscapes*. *Ecography* 43(10), 1448–1463.
- Drack W., 1968. *Ur- und frühgeschichtliche Archäologie der Schweiz: 6 Bände*. Verlag Schweizerische Gesellschaft für Ur- und Frühgeschichte, Basel.
- Eikmann T., Kloke A., 1993. *Nutzung- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden*. In: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele (Hrsg.), *Bodenschutz, ergänzbares Handbuch*. E. Schmidt Verlag, Berlin.
- Eriksen J., 2009. *Chapter 2: Soil Sulfur Cycling in Temperate Agricultural Systems*. In: D.L. Sparks (Hrsg.), *Advances in Agronomy*. Elsevier Academic Press, Amsterdam, S. 55–89.
- Evans L.J., Barabash S.J., 2010. *Molybdenum, Silver, Thallium and Vanadium*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), *Trace Elements in Soils*. Wiley, Chichester, S. 515–549.
- FGS, 2023a. *Lithium in Schweizer Tiefengewässer*. Fachgruppe Georessourcen Schweiz (FGS), ETH Zürich. <https://georessourcen.ethz.ch/lithium-aus-schweizer-tiefenwaessern/>
- FGS, 2023b. *Rohstoffinformationssystem Schweiz (RIS)*. Fachgruppe Georessourcen Schweiz, ETH Zürich. <https://map.georessourcen.ethz.ch/>
- Fitzgerald W.F., Lamborg C.H., Hammerschmidt C.R., 2007. *Marine Biogeochemical Cycling of Mercury*. *Chemical Reviews* 107(2), 641–662.
- Fluck E., Heumann K.G., 2017. *Periodensystem der Elemente*. Wiley-VCH, Weinheim, 6. Auflage, 2 S.
- Gilli R.S., Karlen C., Weber M., Rüegg J., Barmettler K., Biester H., Boivin P., Kretzschmar R., 2018. *Speciation and Mobility of Mercury in Soils Contaminated by Legacy Emissions from a Chemical Factory in the Rhône Valley in Canton of Valais, Switzerland*. *Soil Systems* 2(3), 44. <https://doi.org/10.3390/soilsystems2030044>
- Gilliéron F., 1988. *Zur Geologie der Uranmineralisation in den Schweizer Alpen*. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geotechnische Serie, Lieferung 77, Fachgruppe Georessourcen Schweiz, ETH Zürich. 60 S. <https://georessourcen.ethz.ch/publikationen/beitraege-zur-geologie-der-schweiz-geotechnische-serie/>
- Goldschmidt V.M., Muir A., 1954. *Geochemistry*. The international series of monographs on physics. Clarendon Press, Oxford.
- Gonnelli C., Renella G., 2013. *Chromium and Nickel*. In: B.J. Alloway (Hrsg.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Netherlands, Dordrecht. S. 313–333.
- Graeser S., 1967. *Ein Vorkommen von Lorandit (TlAs₂) in der Schweiz*. *Contributions to Mineralogy and Petrology* 16(1), 45–50.
- Gräler B., Pebesma E.J., Heuvelink G., 2016. *Spatio-Temporal Interpolation using gstat*. *The R Journal* 8(1), 204–218.
- Graves S., Piepho H.-P., Selzer L., Dorai-Jai S., 2019. *multcompView: Visualizations of Paired Comparisons*. *R Package Version 0.1-8*.
- Gross T., Keller A., Müller M., Gubler A., 2021. *Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung: Nährstoffe und Schwermetalle 1985–2017*. *Agroscience* 123, 1–99. <https://doi.org/10.34776/as123g>
- Gubler A., Gross T., Hug A.-S., Moll-Mielewicz J., Müller M., Rehbein, K., Schwab P., Wächter D., Zimmermann R., Meuli R.G., 2022. *Die Nationale Bodenbeobachtung 2021*. *Agroscience* 128, 1–66. <https://doi.org/10.34776/as128g>
- Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R.G., Keller A., 2015. *Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009: Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter*. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Umwelt-Zustand Nr. 1507: 1–81.
- Gubler A., Wächter D., Schwab P., 2018. *Homogenisierung von Bodenkohlenstoff-Daten: Harmonisierung der Resultate aus Nassoxydation (FAL-Methode) und Trockenveraschung*. *Agroscience* 62, 1–9. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/37689>
- Guillaume T., Makowski D., Libohova Z., Elfouki S., Fontana M., Leifeld J., Bragazza L., Sinaj S., 2022. *Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation*. *Geoderma* 422, 115937.
- Gulley A.L., 2022. *One hundred years of cobalt production in the Democratic Republic of the Congo*. *Resources Policy* 79, 103007.
- He Z.L., Shentu J., Yang X.E., 2010. *Manganese and Selenium*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), *Trace Elements in Soils*. Wiley, Chichester, S. 481–495.
- Hengl T., 2009. *A Practical Guide to Geostatistical Mapping*. EUR 22904 EN Scientific and Technical Research. 2 ed. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Herklotz K., Coldewey W.G., Hoffmann K., Rump H.H., Wagner H., Kloke A., Lühr H.P., Eikmann T., 1996. *Erfassen und Bewerten*. In: H. Neumaier, H.H. Weber (Hrsg.), *Altlasten: Erkennen, Bewerten, Sanieren*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, S. 42–218.
- Hooda P.S., 2010. *Introduction*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), *Trace Elements in Soils*. Wiley, Chichester, S. 1–8.
- Hough R.L., 2010. *Copper and Lead*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), *Trace Elements in Soils*. Wiley, Chichester, S. 441–460.
- Imseng M., Wigganhauser M., Keller A., Müller M., Rehkämper M., Murphy K., Kreissig K., Frossard E., Wilcke W., Bigalke M., 2018. *Fate of Cd in Agricultural Soils: A Stable Isotope Approach to Anthropogenic Impact, Soil Formation, and Soil-Plant Cycling*. *Environmental Science & Technology* 52(4), 1919–1928.
- Jacquat O., Voegelin A., Kretzschmar R., 2009. *Soil properties controlling Zn speciation and fractionation in contaminated soils*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73(18), 5256–5272.
- Jacquat, O., Rambeau, C., Voegelin, A., Efimenko N., Villard A., Föllmi K. B., Kretzschmar R., 2011. *Origin of high Zn contents in Jurassic limestone of the Jura mountain range and the Burgundy: evidence from Zn speciation and distribution*. *Swiss Journal of Geosciences* 104(3), 409–424.
- Jarva J., Tarvainen T., Reinikainen J., Eklund M., 2010. *TAPIR – Finnish national geochemical baseline database*. *Science of The Total Environment* 408(20), 4385–4395.
- Jiskra M., Sonke J.E., Obrist D., Bieser J., Ebinghaus R., Myhre C.L., Pfaffhuber K.A., Wängberg I., Kyllönen K., Worthy D., Martin L.G., Labuschagne C., Mkololo T., Ramonet M., Magand O., Dommergue A., 2018. *A vegetation control on seasonal variations in global atmospheric mercury concentrations*. *Nature Geoscience* 11(4), 244–250.
- Johnson C.A., Moench H., Wersin P., Kugler P., Wenger C., 2005. *Solubility of Antimony and Other Elements in Samples Taken from Shooting Ranges*. *Journal of Environmental Quality* 34(1), 248–254.
- Johnston W.R., Proctor J., 1981. *Growth of Serpentine and Non-Serpentine Races of Festuca Rubra in Solutions Simulating the Chemical Conditions in a Toxic Serpentine Soil*. *Journal of Ecology* 69(3), 855–869.

- Jost B., SGK, GEO Partner AG, 2014. *Urban Mining: AWEL Factsheet Antimon*. Schweizerische Geotechnische Kommission SGK, ETH Zürich, GEO Partner AG; Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Baudirektion Kanton Zürich, <https://georessourcen.ethz.ch/publikationen/faktenblaetter/>
- Kabata-Pendias A., 2011. *Trace elements in soils and plants*. Fourth edition. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kaiser H.F., 1958. *The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis*. Psychometrika 23(3), 187–200.
- Keller A., Schulin R., 2003. *Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms*. European Journal of Agronomy 20(1), 181–198.
- Khan M., Castro-Guerrero N., Mendoza-Cozatl D., 2014. *Moving toward a precise nutrition: preferential loading of seeds with essential nutrients over non-essential toxic elements*. Frontiers in Plant Science 5. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00051>
- Krachler M., Mohl C., Emons H., Shotyk W., 2003. *Atmospheric Deposition of V, Cr, and Ni since the Late Glacial: Effects of Climatic Cycles, Human Impacts, and Comparison with Crustal Abundances*. Environmental Science & Technology 37(12), 2658–2667.
- Kündig R., Mumenthaler T., Eckardt P., Keusen H.R., Schindler C., Hofmann F., Vogler F., Guntli P., 1997. *Die mineralischen Rohstoffe der Schweiz*. Schweizerische Geotechnische Kommission.
- Lado L.R., Hengl T., Reuter H.I., 2008. *Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS Geochemical database*. Geoderma 148(2), 189–199.
- Laurent A.G., 1963. *The Lognormal Distribution and the Translation Method: Description and Estimation Problems*. Journal of the American Statistical Association 58(301), 231–235.
- Ma Y., Hooda P.S., 2010. *Chromium, Nickel and Cobalt*. In: John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, S. 461–479.
- Mächler M., Rousseeuw P., Croux C., Todorov V., Ruckstuhl A., Salibian-Barrera M., Verbeke T., Koller M., Conceicao E., Anna di Palma M., 2016. *robustbase: Basic Robust Statistics. R package version 0.92-7*.
- MacKenzie A.B., 2000. *Environmental radioactivity: experience from the 20th century – trends and issues for the 21st century*. Science of The Total Environment 249(1), 313–329.
- MacSween K., Edwards G.C., Howard D.A., 2020. *Up-scaling mercury emissions from terrestrial surfaces as a response to sustained temperature increase*. Atmospheric Environment 223, 117190.
- Mailänder R.A., Hämmann M., 2005. *Handbuch – Gefährdungsabschätzung und Massnahmen bei schadstoffbelasteten Böden – Gefährdungsabschätzung Boden*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Vollzug Umwelt: 104 S.
- Malone B.P., Minasny B., McBratney A.B., 2017. *Using R for Digital Soil Mapping*. Progress in Soil Science. 1. Ausgabe. Hrsg. Springer International Publishing, Cham, Schweiz.
- Mathys R., Dittmar J., Johnson C.A., 2007. *Antimony in Switzerland: A substance flow analysis*. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Environmental studies 0724: 149 S.
- Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C., 2000. *Geochemical background – can we calculate it?* Environmental Geology 39(9), 990–1000.
- Matschullat J. et al., 2018. *GEMAS: CNS concentrations and C/N ratios in European agricultural soil*. Science of The Total Environment 627, 975–984.
- Meissner N., 2012. *La minéralogie de l'uranium dans le massif des Aiguilles Rouges (Alpes occidentales)*. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geotechnische Serie, Lieferung 96, 183.
- Meuli R.G., Wächter D., Schwab P., Kohli L., Zimmermann R., 2017. *Connecting biodiversity monitoring with soil inventory data – a Swiss case study*. BGS Bulletin 38, 65–69.
- Mikutta C., Langner P., Bargar J.R., Kretzschmar R., 2016. *Tetra- and Hexavalent Uranium Forms Bidentate-Mononuclear Complexes with Particulate Organic Matter in a Naturally Uranium-Enriched Peatland*. Environmental Science & Technology 50(19), 10465–10475.
- Mukherjee B., Patra B., Mahapatra S., Banerjee P., Tiwari A., Chatterjee M., 2004. *Vanadium – an element of atypical biological significance*. Toxicology Letters 150(2), 135–143.
- NEROS, 2019. *Geogene Belastungen in Gesteinseinheiten der Schweiz. Übersicht, Charakterisierung, Handlungspotenzial*. Netzwerk mineralische Rohstoffe Schweiz (NEROS); Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C., Chambers B.J., 2003. *An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales*. Science of The Total Environment 311(1), 205–219.
- Nziguheba G., Smolders E., 2008. *Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries*. Science of The Total Environment 390(1), 53–57.
- Pacyna E.G., Pacyna J.M., Steenhuisen F., Wilson S., 2006. *Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000*. Atmospheric Environment 40(22), 4048–4063.
- Pebesma E.J., 2004. *Multivariable geostatistics in S: the gstat package*. Computers & Geosciences 30(7), 683–691.
- Pebesma E.J., Bivand R.S., 2005. *Classes and methods for spatial data in R*. R news 5(2), 9–13.
- Pfeifer H.-R., Hassouna M., Plata N., 2010. *Arsenic in the different environmental compartments of Switzerland: an updated inventory*. Kristianstad, Schweden.
- Pfirtner U., 2020. *Geologischer Kurzbericht zu den Belastungen mit Thallium und Arsen im Kanton BL*. Kanton Basel-Landschaft, Liestal.
- Pilbeam D.J., Drihem K., 2007. *Vanadium*. In: A.V. Barker, D.J. Pilbeam (Hrsg.), Handbook of plant nutrition. Books in soils, plants, and the environment. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, FL.
- Pulford I.D., 2010. *Gold and Uranium*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, S. 551–565.
- Quezada-Hinojosa R.P., Föllmi K.B., Verrecchia E., Adatte T., Madera V., 2015. *Speciation and multivariable analyses of geogenic cadmium in soils at Le Gurnigel, Swiss Jura Mountains*. CATENA 125, 10–32.
- R Core Team, 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Wien, Österreich.
- Rawlins B.G., McGrath S.P., Scheib A.J., Breward N., Cave M., Lister T.R., Ingham M., Gowing C., Carter S., 2012. *The advanced soil geochemical atlas of England and Wales*. British Geological Survey, Nottingham, GB: 227 S. <http://www.bgs.ac.uk/GBASE/advSoilAtlasEW.html>
- Reimann C., Birke M., Demetriades A., Filzmoser P., O'Connor P., 2014. *Chemistry of Europe's agricultural soils, Part A: Methodology and Interpretation of the GEMAS Data Set*. Geologisches Jahrbuch. Reihe B, Regionale Geologie Ausland Heft 102–103. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

- Reimann C. et al., 2018. *GEMAS: Establishing geochemical background and threshold for 53 chemical elements in European agricultural soil*. Applied Geochemistry 88, 302–318.
- Reimann C., Filzmoser P., Garrett R., Dutter R., 2011. *Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R*. John Wiley & Sons.
- Revelle W., 2022. *psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research. R Package Version 2.2.5.*, Northwestern University, Evanston, Illinois.
- Rooney C.P., Zhao F.-J., McGrath S.P., 2007. *Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation*. Environmental Pollution 145(2), 596–605.
- RStudio Team, 2022. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Scheinost A.C., Rossberg A., Vantelon D., Xifra I., Kretzschmar R., Leuz A.-K., Funke H., Johnson C.A., 2006. *Quantitative antimony speciation in shooting-range soils by EXAFS spectroscopy*. Geochimica et Cosmochimica Acta 70(13), 3299–3312.
- Schulin R., Johnson A., Frossard E., 2010. *Trace Element-Deficient Soils*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, S. 175–197.
- Schwab P., Gubler A., 2016. Methoden zur Bestimmung physikalischer Begleitparameter an Bodenproben. Agroscope Science 40, 1–34. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/36112>
- SGTK, Simoni M., Jost B., 2013. *Factsheet Zink (NEROS)*. Schweizerische Geotechnische Kommission SGTK, ETH Zürich; Netzwerk Mineralische Rohstoffe Schweiz NEROS. <https://georessourcen.ethz.ch/publikationen/faktenblaetter/>
- Sheppard S.C., Grant C.A., Sheppard M.I., de Jong R., Long J., 2009. *Risk Indicator for Agricultural Inputs of Trace Elements to Canadian Soils*. Journal of Environmental Quality 38(3), 919–932.
- Sheppard S.C., Sheppard M.I., Gallerand M.-O., Sanipelli B., 2005. *Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium*. Journal of Environmental Radioactivity 79(1), 55–83.
- Simoni M., Jost B., SGTK, GEO Partner AG, 2014. *Urban Mining: AWEL Factsheet Kupfer*. Schweizerische Geotechnische Kommission SGTK, ETH Zürich, GEO Partner AG; Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Baudirektion Kanton Zürich, <https://georessourcen.ethz.ch/publikationen/faktenblaetter/>
- Smith D.B., Cannon W.F., Woodruff L.G., Solano F., Ellefsen K.J., 2014. *Geochemical and mineralogical maps for soils of the conterminous United States*. U.S.G. Survey, Reston, VA, Open-File Report: 399. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/ofr20141082>
- Smolders E., Oorts K., Van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGrath S.P., McLaughlin M.J., 2009. *Toxicity of Trace Metals in Soil as Affected by Soil Type and Aging After Contamination: Using Calibrated Bioavailability Models to Set Ecological Soil Standards*. Environmental Toxicology and Chemistry 28(8), 1633–1642.
- Stanisic L., Blum J., Bigalke M., 2021. *Zusammenfassender Bericht über bestehende Studien und Untersuchungen zu geogenen Schadstoffgehalten in Böden und Gesteinen der Schweiz*. Geographisches Institut Universität Bern; Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern.
- Suess E., Berg M., Bouchet S., Cayo L., Hug S.J., Kaegi R., Voegelin A., Winkel L.H.E., Tessier E., Amouroux D., Buser A.M., 2020. *Mercury loads and fluxes from wastewater: A nationwide survey in Switzerland*. Water Research 175, 115708.
- swisstopo, 2022. *GeoCover*. Bundesamt für Landestopografie swisstopo, Wabern, Version 3.
- Tack F.M.G., 2010. *Trace Elements: General Soil Chemistry, Principles and Processes*. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, S. 9–37.
- Tamaki S., Frankenberger W.T., 1992. *Environmental Biochemistry of Arsenic*. In: G.W. Ware (Hrsg.), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews. Springer New York, New York, NY, S. 79–110.
- Tuchschnid M.P., 1995. *Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetall- und Fluorgehalten bodenbildender Gesteine der Schweiz*. Institut für Mineralogie und Petrographie, ETH Zürich; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Tukey J.W., 1977. *Exploratory data analysis*, Band 2. Reading, MA.
- Uren N.C., 1992. *Forms, Reactions, and Availability of Nickel in Soils*. In: D.L. Sparks (Hrsg.), Advances in Agronomy. Academic Press, S. 141–203.
- USGS, 2023. *Mineral Commodity Summaries*. U.S. Geological Survey, Reston, VA
- Venables W.N., Ripley B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S. R package version 7.3-45*. Springer, New York.
- Voegelin A., Pfenninger N., Petrikis J., Majzlan J., Plötze M., Senn A.-C., Mangold S., Steininger R., Göttlicher J., 2015. *Thallium Speciation and Extractability in a Thallium- and Arsenic-Rich Soil Developed from Mineralized Carbonate Rock*. Environmental Science & Technology 49(9), 5390–5398.
- Wickham H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. R Package Version 3.3.5*. Springer-Verlag New York.
- Wiggenhauser M., Bigalke M., Imseng M., Keller A., Rehkämper M., Wilcke W., Frossard E., 2019. *Using isotopes to trace freshly applied cadmium through mineral phosphorus fertilization in soil-fertilizer-plant systems*. Science of The Total Environment 648, 779–786.
- Zayed A.M., Terry N., 2003. *Chromium in the environment: factors affecting biological remediation*. Plant and Soil 249(1), 139–156.

Anhang

Korrelationen mit ergänzenden Daten

Tabelle 6 | Rangkorrelationskoeffizient R^2 nach Spearman der gemessenen Elementkonzentrationen und der zusätzlichen Geodaten auf Standortebene des BDM- und NABO-Datensatzes. Bei mehreren Einzelproben wurde der Median pro Standort für die Auswertung verwendet. Temp.: Normtemperatur 1981–2010; Nieders.: Normniederschlag 1981–2010; Höhe, Neigung und Exposition (Expo.) aus dem Höhenmodell DHM25 (swisstopo); Dep.: Modellerte Depositionsdaten von Schwefeloxiden (SOx), Stickstoff (N), Cadmium, Quecksilber und Blei (Kapitel 2.4).

R ²	Temp.	Nieders.	Höhe	Neigung	Expo.	Dep. SOx	Dep. N	DEP.Pb	DEP.Cd	DEP.Hg
As	0.01	-0.06	-0.02	-0.02	0.03	-0.00	-0.12	0.15	0.14	0.21
Ca	0.24	-0.17	-0.28	-0.14	0.02	0.15	0.10	-0.08	0.10	-0.08
Cd	0.06	0.26	-0.09	-0.03	0.02	0.20	0.10	0.20	0.28	0.17
Co	0.01	-0.04	-0.00	-0.03	0.00	-0.02	-0.11	0.07	-0.00	0.09
Cr	0.30	-0.04	-0.32	-0.31	0.02	0.32	0.24	0.09	0.21	-0.04
Cu	0.29	-0.19	-0.29	-0.27	-0.02	0.13	0.11	-0.10	-0.04	-0.15
Fe	-0.12	0.12	0.14	0.09	0.02	-0.10	-0.20	0.19	0.01	0.23
Hg	0.07	0.19	-0.08	0.06	0.04	0.23	0.21	0.04	0.16	-0.01
Mg	0.09	-0.21	-0.08	-0.05	0.01	-0.04	-0.09	-0.11	-0.17	-0.09
Mn	0.14	-0.08	-0.18	-0.22	-0.01	0.17	0.14	-0.02	0.14	-0.05
Mo	-0.14	0.14	0.12	0.12	0.00	-0.05	-0.17	0.25	0.14	0.26
Na	0.13	-0.23	-0.10	-0.04	0.02	-0.10	-0.11	0.01	-0.21	-0.04
Ni	0.20	-0.12	-0.20	-0.18	-0.00	0.14	0.08	-0.03	0.04	-0.07
Pb	-0.04	0.30	0.04	0.08	0.00	0.14	0.02	0.28	0.24	0.25
S	-0.18	0.23	0.17	0.08	0.03	-0.11	-0.15	0.13	0.02	0.19
Sb	0.03	-0.02	-0.02	0.04	-0.00	0.06	-0.02	0.03	0.04	0.05
Tl	-0.09	0.31	0.09	0.10	0.01	0.08	-0.07	0.38	0.24	0.34
U	0.12	-0.06	-0.13	-0.17	-0.00	0.08	0.00	0.22	0.15	0.15
V	0.22	0.15	-0.25	-0.25	0.07	0.34	0.24	0.22	0.31	0.09
Zn	0.06	0.14	-0.08	-0.05	0.02	0.09	0.01	0.16	0.15	0.14

Ergebnisse der Validation Interpolation

Die Validation der Ordinary Kriging-Interpolation mit der Leave-one-out-Methode (Lado *et al.*, 2008; Pebesma & Bivand, 2005) wurde einerseits auf Standortebene (Median der Einzelproben) und auf Probenebene durchgeführt (Tabelle 7 und Tabelle 8). Auf Standortebene wird zwischen 11 % (Schwefel) und 37 % (Vanadium) der Varianz erklärt, der Root Mean Square Prediction Error (RMSE) liegt zwischen 0.37 (Eisen) und 1.42 (Calcium). Unter Einbezug der Einzelproben hat sich die Nugget-Varianz im Vergleich zur Interpolation auf Standortebene deutlich reduziert. Da die kleinräumige Variabilität zwischen den Einzelproben an einem Standort viel tiefer ist als zwischen den Standorten, sind die Validations-Ergebnisse mit der Leave-one-out-Methode auf Probenebene deutlich besser, der RMSE liegt zwischen 0.17 (TI) und 0.52 (Ca). Daher wurden für die Elemente Cadmium, Cobalt, Kupfer und Blei die interpolierten Werte mit den umgerechneten Konzentrationen der Standorte des UB-Datensatzes verglichen (Tabelle 9). Das Bestimmtheitsmass der linearen Regression ist sehr tief, es können keine punktgenauen Informationen aus den interpolierten Karten entnommen werden.

Tabelle 7 | Modell-Parameter und Validation der Ordinary Kriging-Interpolation auf Standortebene (Median der Einzelproben) mit der Leave one out-Methode. maxDist = maximale Distanz berücksichtigt, Varexp = Varianz erklärt, MSNE = Mean Squared Normalised Error, MSE = Mean Squared Prediction Error, RMSE = Root Mean Squared Prediction Error, berechnet nach Hengl (2009).

Element	Range (m)	Nugget	Psill	maxDist (m)	Varexp (%)	MSNE	MSE	RMSE
As	29418	0.143	0.384	98841	34	1.76	0.39	0.63
Ca	3254	0.000	1.903	48693	13	1.37	2.01	1.42
Cd	22219	0.170	0.381	78929	34	1.45	0.39	0.63
Co	3414	0.002	0.209	28865	15	1.93	0.32	0.57
Cr	4886	0.048	0.146	39059	24	1.96	0.30	0.55
Cu	3691	0.011	0.306	39059	17	1.33	0.31	0.56
Fe	5080	0.021	0.083	28865	16	1.75	0.14	0.37
Hg	3938	0.080	0.192	28865	16	1.38	0.32	0.57
Mg	3181	0.000	0.300	28865	13	2.18	0.49	0.70
Mn	3371	0.000	0.301	28865	19	1.88	0.42	0.65
Mo	22108	0.135	0.146	78929	21	1.60	0.29	0.54
Na	1736074	0.196	1.947	148969	18	0.91	0.19	0.44
Ni	3185	0.007	0.261	28865	20	1.90	0.42	0.65
Pb	13244	0.063	0.086	98841	22	1.53	0.15	0.39
S	10266	0.192	0.134	78929	11	1.19	0.32	0.56
Sb	30887	0.122	0.107	89141	25	1.43	0.21	0.46
Tl	28539	0.073	0.186	98841	34	1.55	0.18	0.42
U	31510	0.119	0.219	129029	23	1.83	0.31	0.55
V	14407	0.088	0.159	58937	37	1.42	0.21	0.46
Zn	7489	0.038	0.155	98841	15	1.63	0.20	0.45

Tabelle 8 | Modell-Parameter und Validation der Ordinary Kriging-Interpolation auf Probenebene mit der Leave one out-Methode.
 maxDist = maximale Distanz berücksichtigt, Varexp = Varianz erklärt, MSNE = Mean Squared Normalised Error, MSE = Mean Squared Prediction Error, RMSE = Root Mean Squared Prediction Error, berechnet nach Hengl (2009).

Element	Range (m)	Nugget	Psill	maxDist (m)	Varexp (%)	MSNE	MSE	RMSE
As	9242	0.012	0.335	39166	92	2.00	0.04	0.21
Ca	4689	0.059	1.848	39167	89	2.14	0.27	0.52
Cd	17423	0.034	0.501	59172	84	1.90	0.10	0.32
Co	4877	0.009	0.203	28970	89	2.34	0.04	0.20
Cr	6216	0.008	0.188	39166	92	2.10	0.03	0.18
Cu	4601	0.019	0.295	39167	86	1.62	0.05	0.23
Fe	6235	0.005	0.100	28970	84	2.91	0.03	0.17
Hg	4550	0.039	0.240	28970	79	1.43	0.09	0.29
Mg	4415	0.004	0.298	28970	92	3.26	0.04	0.21
Mn	4633	0.016	0.295	28969	85	2.54	0.08	0.28
Mo	6110	0.021	0.206	39166	86	1.41	0.05	0.22
Na	4529	0.006	0.155	39166	85	3.11	0.04	0.19
Ni	4217	0.009	0.257	28970	92	2.22	0.04	0.21
Pb	6879	0.015	0.120	39167	76	2.09	0.05	0.22
S	4299	0.022	0.271	39166	68	3.09	0.12	0.34
Sb	4632	0.016	0.164	39167	85	1.75	0.05	0.21
Tl	29052	0.008	0.239	98891	89	2.18	0.03	0.17
U	5224	0.002	0.197	39166	90	5.21	0.04	0.20
V	7931	0.005	0.211	39166	92	2.66	0.03	0.17
Zn	6375	0.010	0.170	39167	85	2.12	0.04	0.20

Tabelle 9 | Vergleich der mit der Ordinary Kriging-Methode interpolierten Konzentrationswerte mit den umgerechneten Messdaten des UB-Datensatzes.
 Ausreisser nach der TIF-Methode wurden nicht berücksichtigt.

Element	Bestimmtheitsmass R ² interpoliert vs. beobachtet UB-Datensatz
Cd	0.21
Co	0.14
Cu	0.06
Pb	0.19

Vergleich von Ordinary Kriging mit Universal Kriging

Die Interpolation der Elementkonzentrationen auf Probenebene wurde zudem mit der Universal Kriging-Methode unter Berücksichtigung der Parameter lithologisch-petrographischen Hauptgruppen (Kapitel 2.5), der Parameter Höhe, Steigung und Exposition des digitalen Höhenmodelles (Kapitel 2.5) sowie des von Descombes *et al.* (2020) für die gesamte Schweiz modellierten totalen organischen Kohlenstoffs und pH-Wertes durchgeführt. Für die Modellierung wurde ebenfalls das R Package *geostat*, Version 2.1-0 (Gräler *et al.*, 2016; Pebesma, 2004) verwendet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 zusammengefasst. Der Vergleich der interpolierten Werte mit dem UB-Datensatz zeigt, dass sich die Vorhersage mit der Universal Kriging-Methode nur geringfügig verbessert (Tabelle 11). Beide Methoden sind nur geeignet, um Gebiete mit erhöhten Konzentrationen von Gebieten mit tiefen Konzentrationen unterscheiden zu können, aber nicht, um daraus parzellenscharfe Informationen abzuleiten.

Tabelle 10 | Modell-Parameter und Validation der Universal Kriging-Interpolation auf Probenebene mit der Leave one out-Methode. maxDist = maximale Distanz berücksichtigt, Varexp = Varianz erklärt, MSNE = Mean Squared Normalised Error, MSE = Mean Squared Prediction Error, RMSE = Root Mean Squared Prediction Error, berechnet nach Hengl (2009).

Element	Range (m)	Nugget	Psill	maxDist (m)	Varexp (%)	MSNE	MSE	RMSE
As	5517	0.012	0.293	39166	92	1.94	0.05	0.21
Ca	2831	0.072	1.106	39167	88	2.01	0.27	0.52
Cd	4440	0.034	0.301	59172	84	1.84	0.10	0.32
Co	3805	0.009	0.191	28970	89	2.32	0.04	0.20
Cr	5423	0.008	0.176	39166	92	2.10	0.03	0.18
Cu	4223	0.020	0.230	39167	86	1.60	0.05	0.23
Fe	4497	0.005	0.092	28970	84	2.90	0.03	0.17
Hg	2430	0.039	0.187	28970	79	1.42	0.09	0.29
Mg	4043	0.005	0.285	28970	92	3.03	0.04	0.21
Mn	3940	0.016	0.292	28969	85	2.50	0.08	0.28
Mo	3681	0.021	0.183	39166	86	1.41	0.05	0.22
Na	2318	0.005	0.151	39166	85	2.95	0.04	0.19
Ni	3903	0.009	0.233	28970	92	2.19	0.04	0.21
Pb	2701	0.015	0.101	39167	76	2.05	0.05	0.22
S	445	0.029	0.231	39166	68	2.89	0.12	0.34
Sb	2770	0.015	0.151	39167	85	1.72	0.04	0.21
Tl	11 516	0.008	0.169	98891	89	2.08	0.03	0.17
U	2525	0.002	0.187	39166	90	4.77	0.04	0.20
V	5258	0.005	0.195	39166	92	2.56	0.03	0.17
Zn	3490	0.010	0.137	39167	85	2.09	0.04	0.20

Tabelle 11 | Vergleich der mit der Universal Kriging-Methode interpolierten Konzentrationswerte mit den umgerechneten Messdaten des UB-Datensatzes. Ausreisser nach der TIF-Methode wurden nicht berücksichtigt.

Element	Bestimmtheitsmass R ² interpoliert vs. beobachtet UB-Datensatz
Cd	0.23
Co	0.12
Cu	0.13
Pb	0.18