

Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz

Moosanalysen 1990 – 2015



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz

Moosanalysen 1990 – 2015

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt,
Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Autoren

Lotti Thöni, Zaida Kosonen

(FUB - Forschungsstelle für Umweltbeobachtung)

Begleitung BAFU

Reto Meier

Verdankung

Sammlung: N. Schnyder, N. Müller, M. Baudraz, N. Müller (FUB)

Aufbereitung: B. Meier, Z. Kosonen, M. Baudraz (FUB)

Analytik Metalle: Z. Jeran (Institut «Jožef Stefan», Slowenien)

Analytik Stickstoff: M. Skudnik (Slovenian Forestry Institute,
Slowenien)

Analytik POP: S. Waldvogel (NIUTEC, Schweiz)

Meteorologische Daten: B. Rhim (Meteotest)

Niederschlagsdaten Stickstoff: A. Thimonier (WSL), S. Braun (IAP)

Europäische Koordination, Moss Survey: M. Frontasyeva, H.
Harmens und ganze ICP Vegetation Gruppe für Moosmonitoring

Zitierung

BAFU (Hrsg.) 2018: Deposition von Luftschadstoffen in der
Schweiz. Moosanalysen 1990 – 2015. Bundesamt für Umwelt,
Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1818: 134 S.

Layout

Cavelti AG, medien. digital und gedruckt, Gossau

Titelbild

Standort Cellerina (CEL), im Vordergrund die Fläche der Proben-
nahme, rechts die Freilandmessstation der WSL

© N. Müller, 17. September 2015

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uz-1818-d

(eine gedruckte Fassung liegt nicht vor)

© BAFU 2018

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	5	2.2.15 Pb – Blei	71
		2.2.16 Sb – Antimon	76
Vorwort	6	2.2.17 Se – Selen	79
		2.2.18 Sr – Strontium	81
Zusammenfassung	7	2.2.19 Tl – Thallium	84
Metalle	7	2.2.20 U – Uran	86
Stickstoff	14	2.2.21 V – Vanadium	88
PAK – Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe	15	2.2.22 Zn – Zink	91
PCB – Polychlorierte Biphenyle	16	2.3 N – Stickstoff	95
Fazit	16	2.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	102
		2.5 Polychlorierte Biphenyle	107
Einleitung	17		
Anlass	17	3 Schlussfolgerungen und Ausblick	109
Ziele	18		
		4 Methoden	110
1 Grundlagen	19	4.1 Sammlung	110
1.1 Moose als Biomonitoren der atmosphärischen Deposition	19	4.1.1 Sammelstellen	110
1.2 Die gemessenen Elemente	20	4.1.2 Sammelstellen zur Bestimmung der Metallkonzentrationen	111
1.3 Die gemessenen POP	25	4.1.3 Sammelstellen zur Bestimmung der Stickstoffgehalte	113
1.3.1 PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)	25	4.2 Verwendete Moosarten	114
1.3.2 PCB (Polychlorierte Biphenyle)	27	4.3 Sammlung der Moose	115
		4.4 Aufbereitung, Aufschluss und Analytik	119
2 Resultate	28	4.4.1 Elementvergleich mit Al	120
2.1 Darstellung der Resultate	28	4.4.2 Elementvergleich mit Al – 1995 und 2015	121
2.1.1 Metalle	28	4.5 Qualitätskontrolle	121
2.1.2 Stickstoff	29	4.5.1 Bestimmungsgrenze (LOQ)	121
2.1.3 POP	29	4.5.2 Richtigkeit, Referenzmaterial	122
2.2 Metalle	29	4.5.3 Rückstellproben	123
2.2.1 Ag – Silber	29	4.5.4 Vergleich Mischproben pro Naturraum	124
2.2.2 Al – Aluminium	32	4.5.5 Korrekturfaktoren	124
2.2.3 As – Arsen	34	4.5.6 Reproduzierbarkeit	125
2.2.4 Ba – Barium	38	4.5.7 Qualitätssicherung der Analyse von POP	126
2.2.5 Bi – Bismut	40		
2.2.6 Cd – Cadmium	43	5 Verzeichnisse	127
2.2.7 Co – Cobalt	47	5.1 Abkürzungen	127
2.2.8 Cr – Chrom	50	5.2 Literatur	128
2.2.9 Cs – Cäsium	53		
2.2.10 Cu – Kupfer	55		
2.2.11 Fe – Eisen	59		
2.2.12 Hg – Quecksilber	61		
2.2.13 Mo – Molybdän	65		
2.2.14 Ni – Nickel	67		

Abstracts

This report describes the spatial distribution and chronological development of pollutants in mosses in Switzerland. The series of studies has been carried out every five years since 1990 within the scope of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. In Switzerland, pollution caused by Ag, As, Cd, Hg, V and Pb (reductions of between 51 % and 88 %) and by Al, Co, Cr, Fe, Mo, Ni, Sb, Tl and Zn (reductions of between 31 % and 49 %) has strongly decreased over the past 25 years. Concentrations of nitrogen in mosses have barely changed since 1995. PAH levels were mostly lower in 2015 versus 2010 (when measurements were first carried out). Generally speaking, higher levels are found in southern Switzerland, while the lowest levels occur in the central Alps.

Der vorliegende Bericht zeigt die räumliche Verteilung und die zeitliche Entwicklung von Schadstoffen in Moosen in der Schweiz. Die Untersuchung wird im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung seit 1990 alle 5 Jahre durchgeführt. In der Schweiz hat die Belastung durch Ag, As, Cd, Hg, V und Pb (Abnahmen zwischen 51 und 88 %) sowie durch Al, Co, Cr, Fe, Mo, Ni, Sb, Tl und Zn (Abnahmen zwischen 31 und 49 %) in den letzten 25 Jahren stark abgenommen. Die Stickstoffkonzentrationen in Moosen haben sich seit 1995 kaum verändert. Die PAK-Gehalte sind 2015 verglichen zu 2010 meist tiefer (davor nicht gemessen). Generell werden in der Südschweiz meist höhere und in den Zentralalpen die niedrigsten Werte gefunden.

Le présent rapport montre la répartition géographique ainsi que l'évolution des polluants contenus dans les mousses en Suisse. Il est le fruit d'une enquête réalisée tous les cinq ans depuis 1990 dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. En Suisse, la pollution à l'argent, à l'arsenic, au cadmium, au mercure, au vanadium et au plomb a baissé ces 25 dernières années de 51 à 88 % et celle à l'aluminium, au cobalt, au chrome, au fer, au molybdène, au nickel, à l'antimoine, au thallium et au zinc, de 31 à 49 %. Les concentrations d'azote dans les mousses restent par contre pratiquement inchangées depuis 1995. Les teneurs en HAP enregistrées en 2015 sont, elles, pour la plupart inférieures à celles relevées en 2010 (aucune mesure réalisée avant 2010). En général, les valeurs les plus faibles sont observées dans les Alpes centrales et les plus fortes, en Suisse méridionale.

Il presente rapporto mostra la distribuzione spaziale e lo sviluppo temporale di sostanze inquinanti nei muschi in Svizzera. Lo studio è effettuato dal 1990 a cadenza quinquennale nel quadro della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza. In Svizzera l'inquinamento da Ag, As, Cd, Hg, V e Pb (diminuzione tra il 51 e l'88 %) come pure da Al, Co, Cr, Fe, Mo, Ni, Sb, Tl e Zn (diminuzione tra il 31 e il 49 %) ha fatto registrare un forte calo negli ultimi 25 anni. Le concentrazioni di azoto nei muschi sono rimaste praticamente invariate dal 1995. Nel 2015 i tenori di PAH sono risultati prevalentemente inferiori rispetto al 2010 (prima non venivano misurati). In generale, i valori più alti sono stati rilevati nella Svizzera meridionale, mentre quelli più bassi nelle Alpi centrali.

Keywords:

bio-monitoring, moss, heavy metals, nitrogen, PAH, PCB, Switzerland

Stichwörter:

Biomonitoring, Moos, Schwermetalle, Stickstoff, PAK, PCB, Schweiz

Mots-clés :

biosurveillance, mousses, métaux lourds, azote, HAP, PCB, Suisse

Parole chiave:

biomonitoraggio, muschi, metalli pesanti, azoto, PAH, PCB, Svizzera

Vorwort

Luft ist eines unserer wichtigsten Lebensmittel. Daher soll die Luft, wie alle anderen Lebensmittel auch, nicht durch Schadstoffe belastet sein, da diese die menschliche Gesundheit sowie Tiere und Pflanzen beeinträchtigen können. Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung aus der Luft eignen sich u. a. Moose sehr gut. Da sie die Luft nicht nur zum Atmen brauchen, sondern auch Nährstoffe über die Luft bzw. den Niederschlag aufnehmen, werden Schadstoffe im Moosgewebe akkumuliert.

Die Verbesserung der Luftqualität seit Mitte der 1980er Jahre zeigt, dass die nationalen und internationalen Massnahmen zur Reduktion von Luftschadstoffemissionen erfolgreich sind. Dies wird auch durch die vorliegende Analyse der Belastung von Moosen durch Luftschadstoffe bestätigt. Die Belastung durch Metalle ist seit 1990 stark zurückgegangen und auch die Belastung durch Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die 2010 erstmals in Moosen gemessen wurde, ist rückläufig. Schwermetalle und PAK sind im Schwermetall Protokoll sowie im Aarhus Protokoll (1998) über persistente organische Schadstoffe geregelt. Beide Protokolle sind Teil des 1983 in Kraft getretenen UNECE Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung zum Schutz von Mensch und Umwelt.

Neben der rückläufigen Belastung der meisten untersuchten Substanzen, gibt es aber nach wie vor Stoffe, deren Konzentrationen kaum ab- oder sogar leicht zunehmen. So zeigen erhöhte Stickstoffgehalte in Moosen, dass dieser Nährstoff vielerorts im Überfluss vorhanden ist. Es laufen nationale und internationale Anstrengungen, das Problem mit Einbezug der Landwirtschaft in den Griff zu bekommen. Auch bei flüchtigen organischen Verbindungen (Vorläuferstoffe für Ozon), beim lungengängigen Feinstaub sowie bei krebserregenden Stoffen wie Benzol, Benzo[a]pyren und Russ bleibt einiges zu tun, damit jetzt und in Zukunft für Mensch und Umwelt das Lebensmittel Luft in gesunder Qualität verfügbar ist.

Martin Schiess
Chef der Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Zusammenfassung

Unter der Leitung des International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation, <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>) – ein Arbeitsprogramm im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (LRTAP Konvention) – wird seit 1990 die Umweltbelastung durch Schwermetalle in Europa mit Hilfe chemischer Analysen von Moosen untersucht. Als Schweizer Beitrag zum Projekt «Monitoring of atmospheric heavy metal and nitrogen deposition in Europe using bryophytes» wurde in der Schweiz im Jahr 2015 wie schon 1990, 1995, 2000, 2005 und 2010 der atmosphärische Eintrag verschiedener Metalle, Halbmetalle und ab 2005 auch von Stickstoff mit Hilfe von Moosen (*Hypnum cupressiforme* oder *Pleurozium schreberi*) als akkumulative Biomonitoren geschätzt. Zusätzlich wurden in den Jahren 2010 und 2015 in einigen Ländern inklusive der Schweiz, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und 2015 Polychlorierte Biphenyle (PCB) in Moosen bestimmt. An der Erhebung 2015 beteiligten sich neben der Schweiz 24 West- und Zentraleuropäische und 8 asiatische Länder, sowie Kanada an den Untersuchungen. In 12 Ländern, inklusive der Schweiz, wurden zusätzlich zu den Metallen der Stickstoffgehalt und in 6 Ländern Persistente organische Schadstoffe (POP) bestimmt.

Moose eignen sich für diese Untersuchung sehr gut, weil sie Wasser und alle Nährstoffe sowie Schadstoffe nicht über die Wurzeln, sondern direkt aus der Luft aufnehmen. Die Probenahme der Moose erfolgte im Abstand von mindestens 300 m zu Strassen und Siedlungen, da die emittentenferne Belastung und nicht lokale Spitzenwerte erfasst werden sollen. In den Bergen wurden die Sammelstellen ca. 400 bis 600 m über Talboden gewählt, jedoch immer unterhalb der Waldgrenze. Die Proben wurden an offenen Stellen im Wald (Verjüngungsflächen), in Mooren oder Alpweiden entnommen. Pro Standort wurden je 5 Teilproben gesammelt.

Die Moosproben wurden aufgearbeitet (Entfernen von Nadeln usw., Auswahl des Zuwachses der letzten drei Jahre) und die Metalle nach dem Aufschluss im Mikrowellenofen mit Hilfe von ICP-MS analysiert, Quecksilber mit DMA-80, PAK und PCB mit HPLC/FLD, Stickstoff mit Vario

Pyro cube Elemental Analyser. Für die Qualitätskontrolle wurden Blindwerte, Referenzmaterial sowie Rückstellproben analysiert und Mehrfachbestimmungen durchgeführt.

Metalle

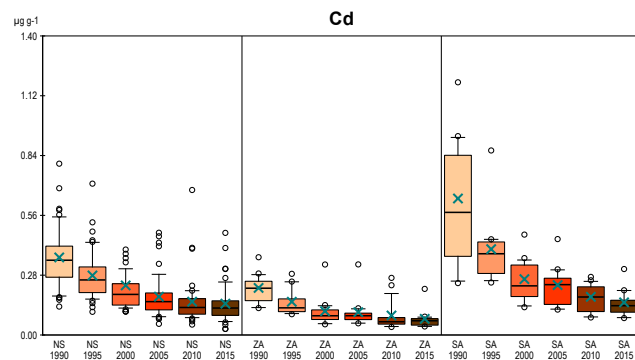
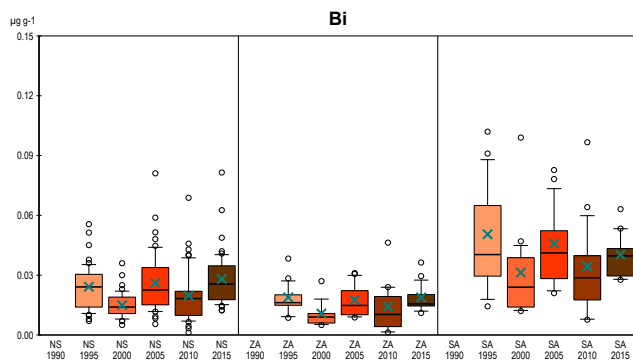
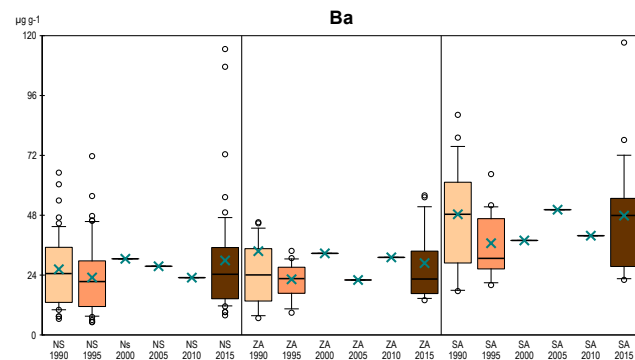
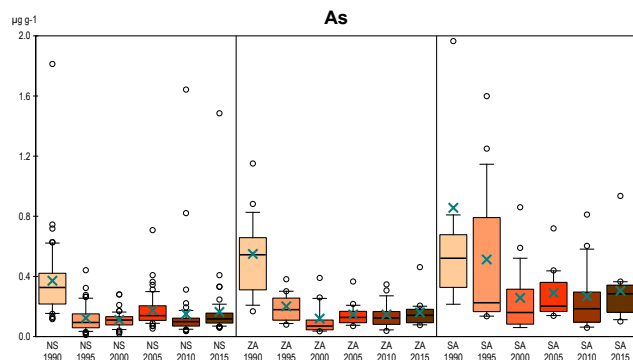
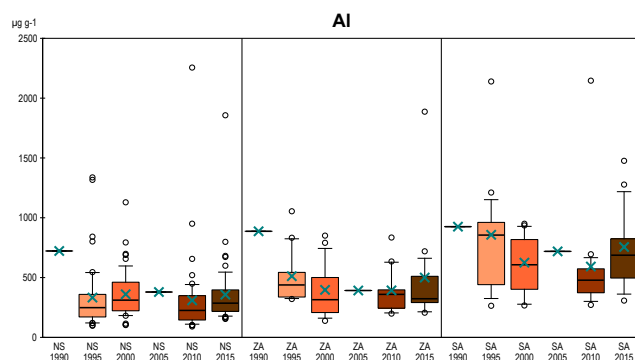
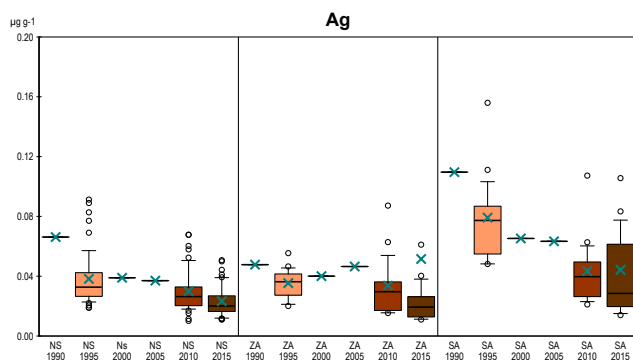
In den Moosproben wurden die Elemente Silber (Ag), Aluminium (Al), Arsen (As), Bismut (Bi), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Blei (Pb), Antimon (Sb), Selen (Se), Vanadium (V) und Zink (Zn) gemessen. Zusätzlich wurden Barium (Ba), Cäsium (Cs), Strontium (Sr), Thallium (Tl) und Uran (U) in regionalen Mischproben von 1990 bis 2015 bestimmt. Die Konzentrationen von As, Cd, Cu, Ni, Pb und Zn im Moos (Mediane Mittelland, Nordalpen, Südalpen) wurden mit Depositionsfrachten verglichen, die durch das NABEL gemessen wurden (Standorte Payerne, Rigi-Seebodenalp, Magadino). Die Übereinstimmung ist gut. Der Vergleich der zeitlichen Veränderung von Cd, Hg und Pb in Moosen mit den Schweizer Emissionen dieser Stoffe zeigt parallele Abnahmen.

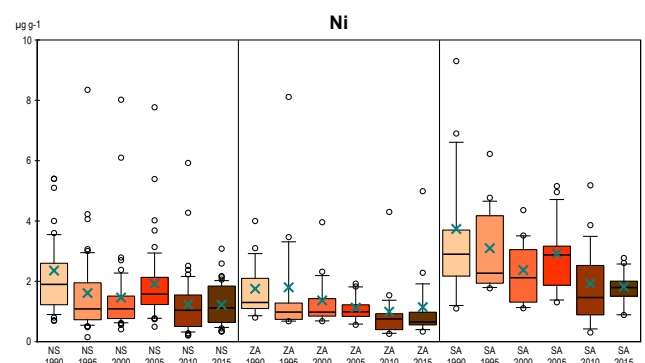
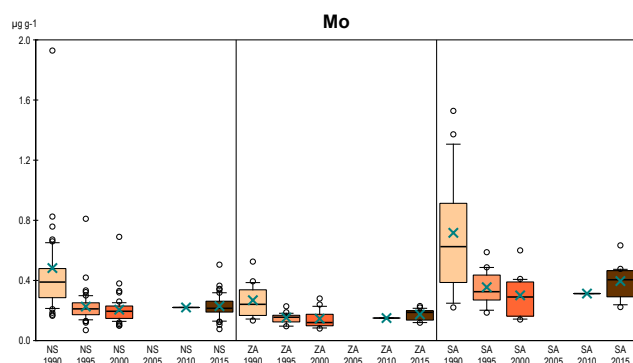
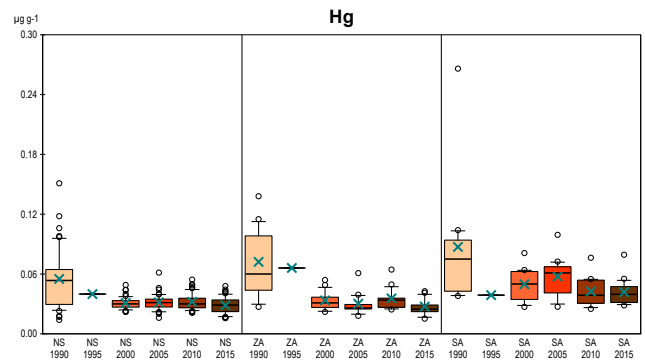
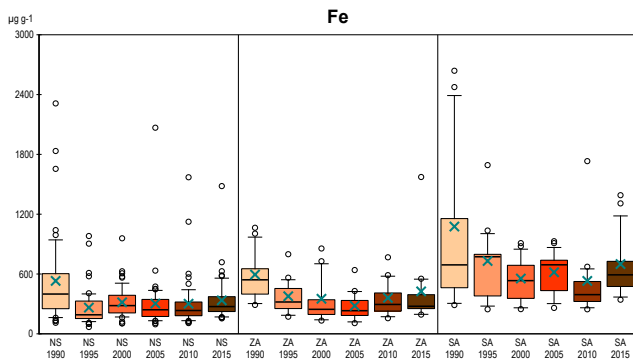
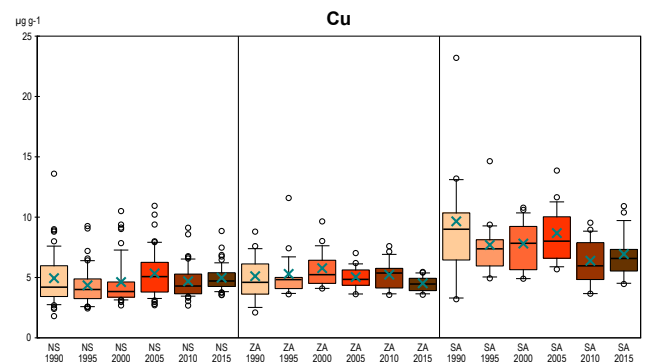
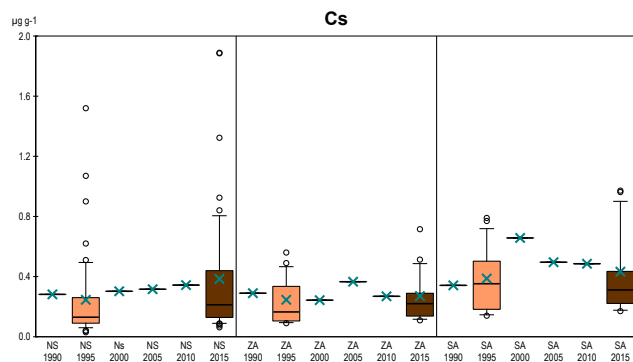
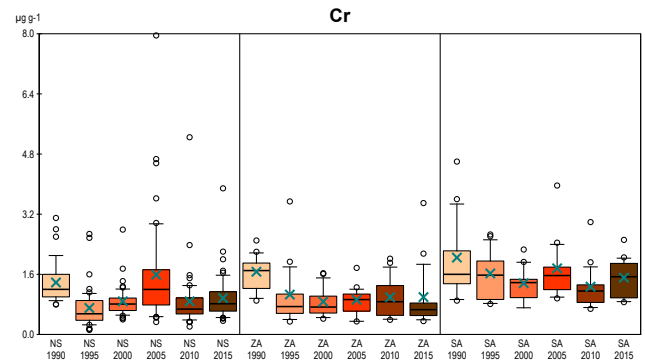
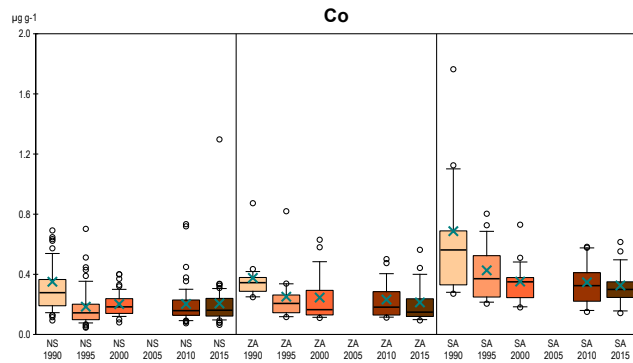
Wie schon in den letzten fünf Erhebungen fiel auch 2015 bei allen untersuchten Elementen auf, dass in den Südalpen die mittlere Belastung (Median) meistens am höchsten ist (Abbildung 1). Dazu trugen neben lokalen Emissionen die hohen Niederschläge, die Topographie sowie der Ferntransport aus dem Ballungsraum Mailand und der Po-Ebene bei. Zwischen den Regionen Jura, Mittelland und Nordalpen waren die Unterschiede meist klein, weshalb sie in diesem Kapitel zusammengefasst und als Region Nordschweiz dargestellt werden. Trotz der geringeren Urbanität der Nordalpen und des Juras ähneln die Messwerte stark denen im Mittelland. Dies dürfte in erster Linie mit den höheren Niederschlägen in den Nordalpen und im Jura zusammenhängen, die zu höheren Depositionen führen. Dies kann einen ähnlich hohen Einfluss auf die Metallkonzentrationen haben wie die Urbanität des Mittellands. Die Zentralalpen wiesen bei den meisten Elementen die niedrigste mittlere Belastung (Median) auf. Diese Region ist aufgrund der abgeschirmten Lage (beiderseits hohe Berge) weniger vom Ferntransport betroffen und zudem wenig besiedelt.

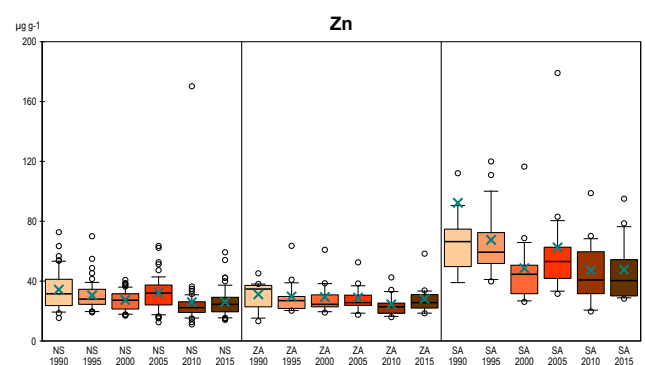
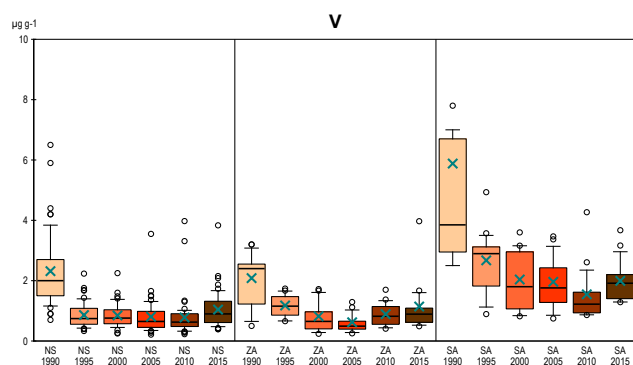
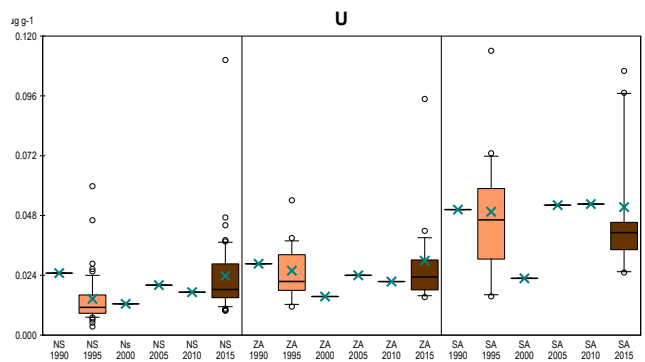
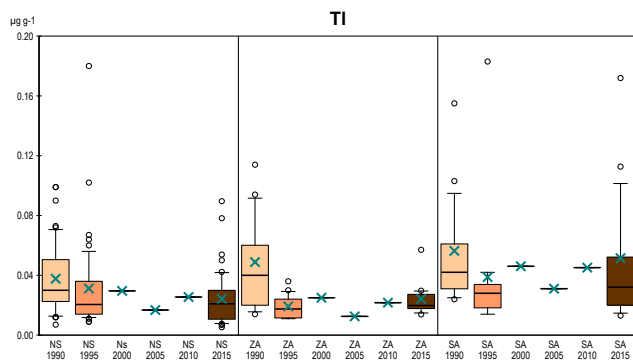
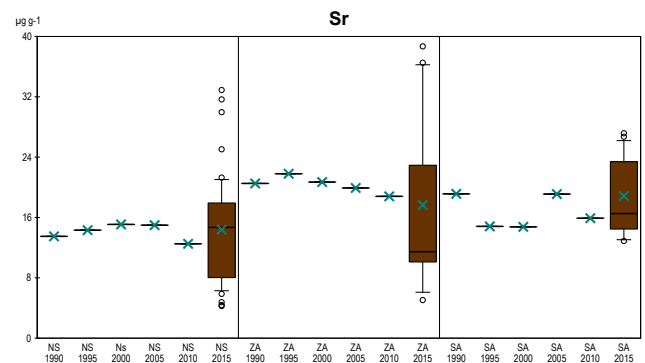
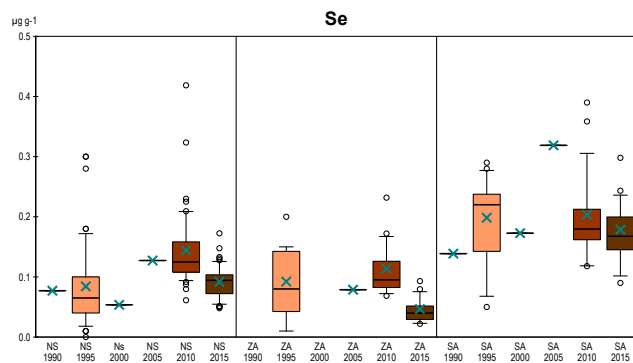
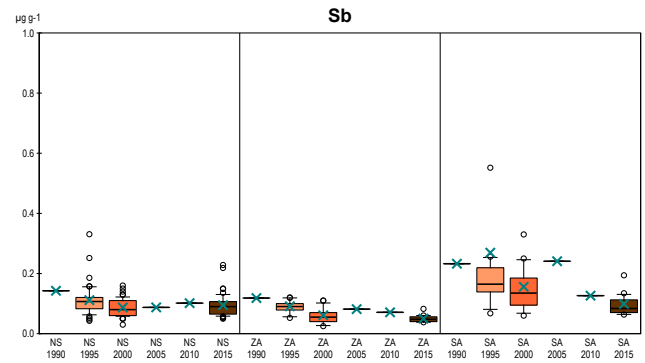
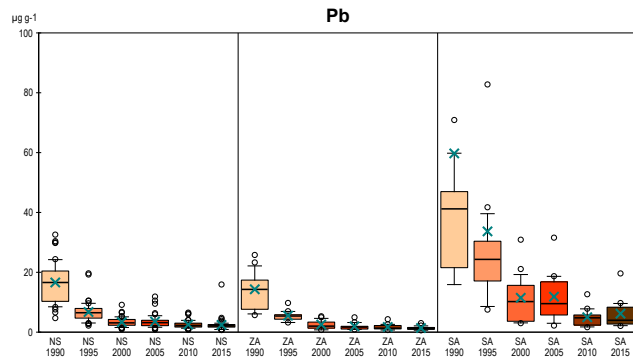
Abbildung 1

Konzentration der untersuchten Metalle als Boxplots dargestellt

Darstellung der gemessenen Metallkonzentrationen der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Daten wurden auf drei Naturräume der Schweiz aufgeschlüsselt: NS: Nordschweiz (Jura, Mittelland, Nordalpen), ZA: Zentralalpen, SA: Südalpen. Wo nur der Mittelwert gezeigt ist, handelt es sich um das Resultat einer Mischprobe. Konzentrationen in $\mu\text{g pro Gramm Trockensubstanz}$.





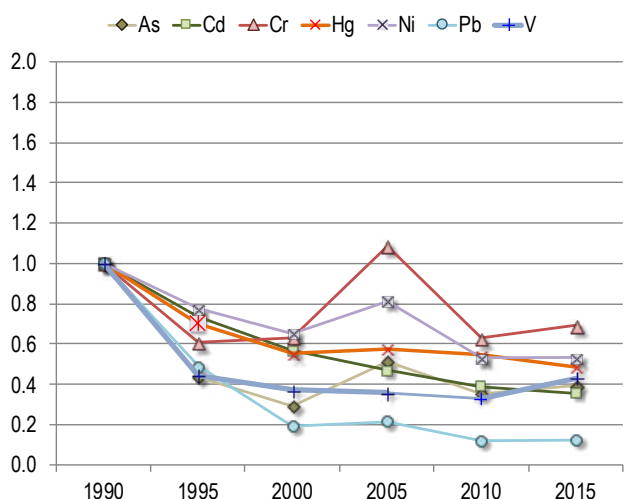
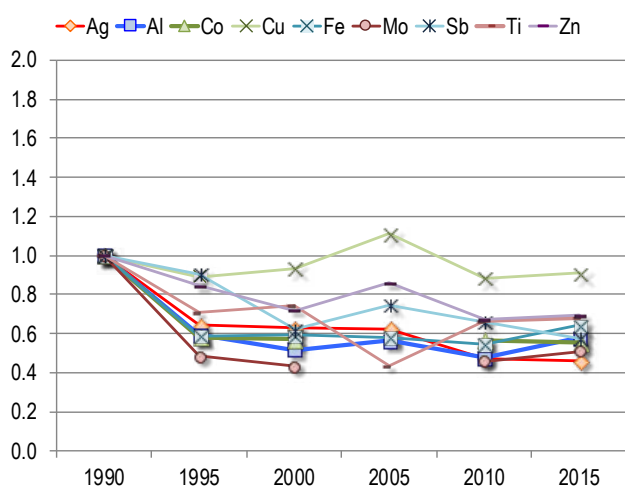


In der Zeit von 1985 bis heute wurden viele Industrieanlagen im In- und Ausland stillgelegt oder saniert. Zudem ist die Verbrennung von Erdölprodukten in den letzten 20 Jahren sauberer geworden. Diese Bemühungen in der Emissionssenkung spiegeln sich bis auf wenige Ausnahmen gut in den Konzentrationen im Moos wieder. Abbildung 2 zeigt die zeitliche Veränderung der normierten Mittelwerte der gemessenen Metalle aufgeteilt nach den unterschiedlichen Entwicklungen über die Zeit.

Abbildung 2

Verlauf der Metallkonzentrationen 1990 bis 2015

Darstellung der gemittelten Metallkonzentrationen der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Werte wurden anschliessend auf die Konzentrationen von 1990 normiert.

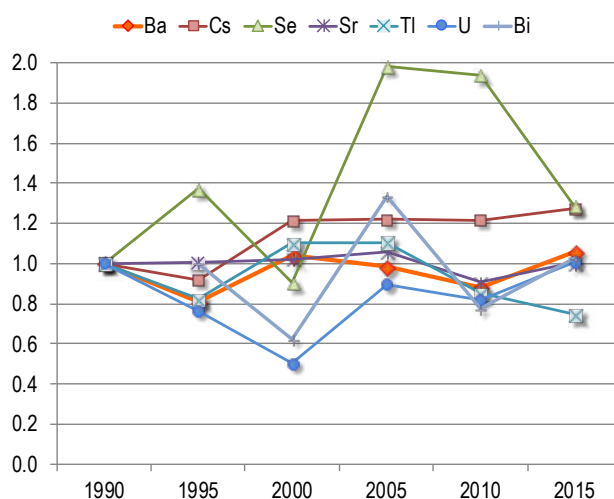


Links, oben: Ag, Al, Co, Fe, Mo, Sb und Zn haben seit 1990 abgenommen (– 54 %, – 42 %, – 45 %, – 36 %, – 49 %, – 42 %, resp. – 31 %), wobei die Abnahmen nicht immer kontinuierlich waren. Lediglich Cu zeigt eine mehr oder minder unveränderte Entwicklung seit 1990 (– 9 %).

Links, unten: As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb und V haben seit 1990 ebenfalls abgenommen, wobei sich die Konzentrationen in den meisten Fällen mehr als halbiert haben (– 62 %, – 65 %, – 31 %, – 51 %, – 47 %, – 88 %, resp. – 57 %). Die stärkste und kontinuierlichste Abnahme ist bei Pb zu verzeichnen.

Rechts: Die gemittelten Konzentrationen von Ba, Cs, Se, Sr, und Uran blieben über die sechs Erhebungen im gleichen Bereich oder haben sogar ein wenig zugenommen (+6 %, +27 %, +29 %, 0 %, resp. 1 %). Tl zeigt eine Abnahme (– 32 %). Se- und U-Konzentrationen schwankten zwischen den sechs Erhebungen stark. Eine mögliche Erklärung ist, dass diese Elemente tiefe Werte aufwiesen.

Für Cd, Hg und Pb wurden in den letzten Jahrzehnten spezifische emissionsmindernde Massnahmen ergriffen, wie die Sanierung von Kehrlichtverbrennungsanlagen (v.a. Cd) und Krematorien (Hg) sowie die Einführung von bleifreiem Benzin. Die dadurch erzielten Emissionsminderungen widerspiegeln sich gut in den gemessenen Konzentrationen im Moos (Abbildung 3), ausser bei Hg, bei welchem der Rückgang der Emissionen nach 2000 im Moos nicht reflektiert wird. Dies kann durch die Verflüchtigung von im Boden vorhandenem Quecksilber oder durch weiträumige Verfrachtung begründet sein.



Um einen Überblick über die Gesamtbelastung durch Schwermetalle zu erhalten, wurden die Elemente As, Cd, Cr, Ni, Pb und V kumuliert dargestellt (Abb. 4, Abb. 5). Diese Elemente werden vor allem anthropogen emittiert, sind in geringen Mengen toxisch und wurden in allen sechs Erhebungen gemessen. Die Werte wurden auf ihr geometrisches Mittel der sechs Erhebungen normiert, pro Standort aufsummiert und proportional zur Punktfäche dargestellt. Die Karten zeigen die klar höheren Konzentrationen in der Südschweiz, aber auch die schweizweite Abnahme über die letzten 25 Jahre (Abb. 5). Bei den Elementen As, Co, Cr, Hg, Pb, Tl und V kann man davon ausgehen, dass sich der anthropogene Einfluss zwischen 1995 und 2015 verringert hat. Ein Hinweis dazu ist die Zunahme der Korrelation dieser Elemente mit Aluminium,

welches in der Schweiz vorwiegend aus geogenen und nur untergeordnet aus anthropogenen Quellen stammt.

Verglichen mit einigen anderen Ländern in Europa wurden in der Schweiz bei praktisch allen Elementen eher tiefe Werte gemessen. Ähnliche Konzentrationen wurden oft in Österreich gefunden, in Norwegen waren die Werte häufig niedriger, bei Quecksilber jedoch deutlich höher als in der Schweiz. Deutschland schwang bei Kupfer und Zink oben aus, Tschechien bei den meisten anderen Elementen. Noch höherer Werte wurden oft in Slowenien gefunden. Europaweit kann bei fast allen Elementen über die letzten 25 Jahre eine Abnahme verzeichnet werden.

Abbildung 4

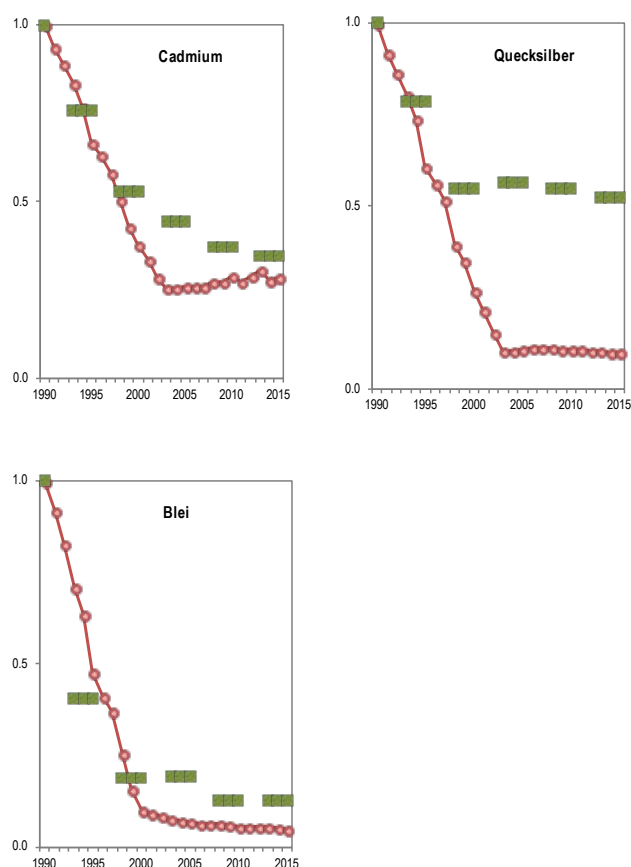
Gesamtbelastung in der Schweiz mit toxischen, anthropogen beeinflussten Schwermetallen

Die sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 von toxischen, hauptsächlich anthropogen beeinflussten Elementen (As, Cd, Cr, Ni, Pb, V) wurden normiert und aufsummiert. Zur Darstellung wurde die Summe von 1990 auf 1 normiert.

Abbildung 3

Vergleich mit Emissionen 1990 bis 2015

Darstellung der gemessenen Cd-, Hg- und Pb-Konzentrationen im Moos und die Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen.



Quelle Emissionen: Emissionsinventar Schweiz, BAFU 2017

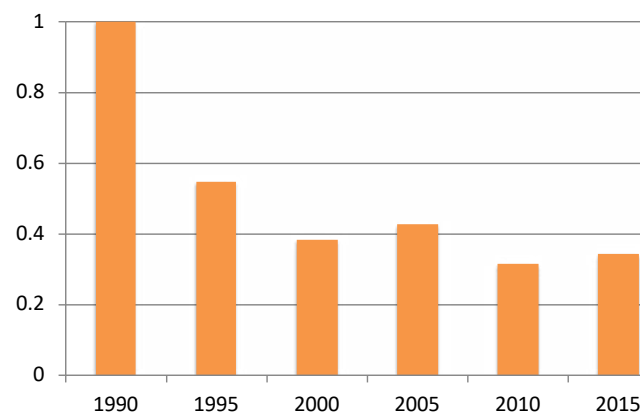
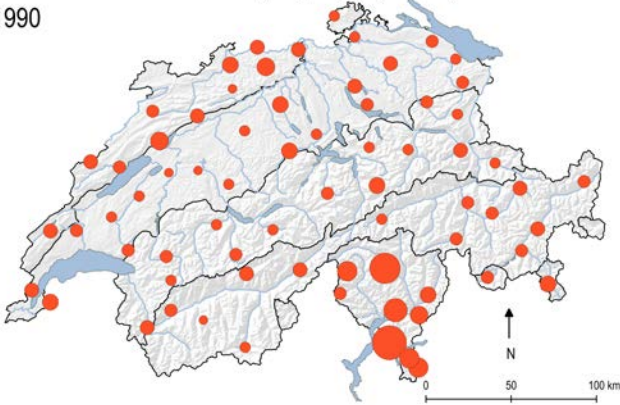
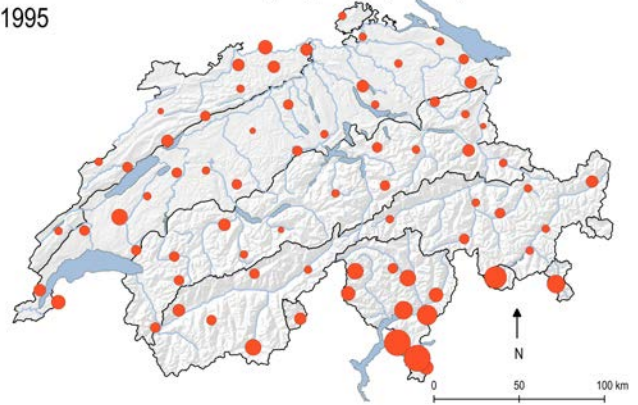
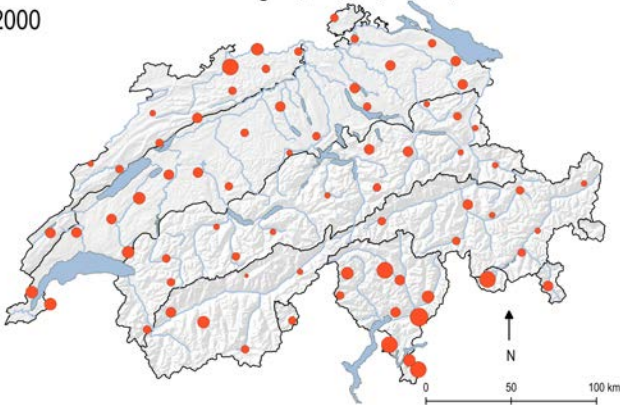
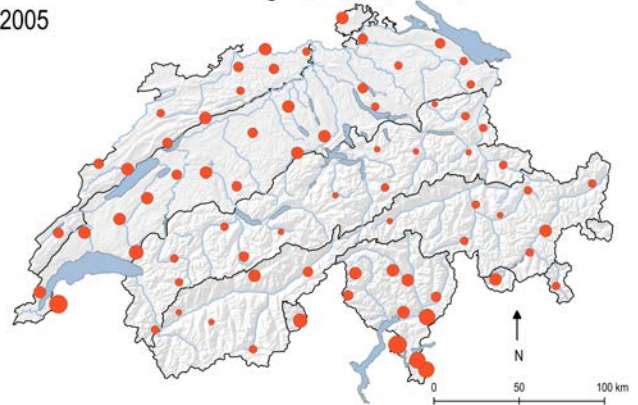
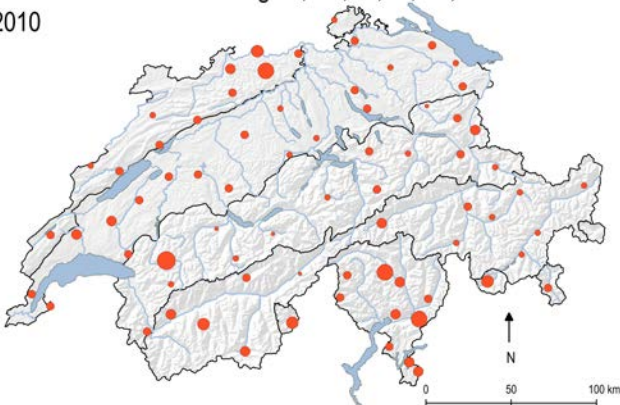
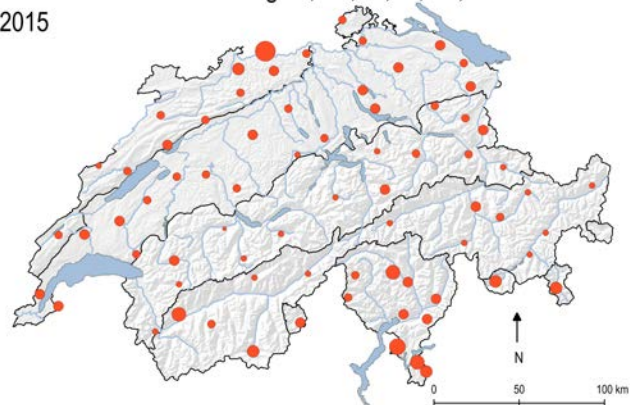


Abbildung 5

Gesamtbelastung der Schweiz mit toxischen, anthropogen beeinflussten Schwermetallen

Kartendarstellung der Gesamtbelastung der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Werte von toxischen, teilweise anthropogen beeinflussten Elementen (As, Cd, Cr, Ni, Pb, V) wurden normiert und aufsummiert. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Belastungsintensität

Normierte Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
1990Normierte Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
1995Normierte Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2000Normierte Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2005Normierte Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2010Normierte Gesamtbelastung As, Cd, Cr, Ni, Pb, V
2015

Stickstoff

Die Stickstoffkonzentrationen haben sich seit 1995 wenig verändert, tendenziell haben sie eher zugenommen (Abbildung 6).

Auch beim Stickstoff zeigt sich 2015 eine ähnliche regionale Verteilung wie bei den Metallen: in der Südschweiz werden im Mittel die höchsten und in den Zentralalpen die niedrigsten Konzentrationen gemessen. Im Gegensatz zu den Metallen werden jedoch auch in den Nordalpen relativ niedrige Werte gemessen (Abbildung 7). Der höchste Wert der Studie wurde im Mittelland gemessen, was infolge der intensiven landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in dieser Region nicht weiter erstaunlich ist.

Abbildung 6

Vergleich der Stickstoffkonzentrationen der vier Erhebungen 1995, 2005, 2010 und 2015

Gemessene Stickstoffkonzentrationen dargestellt als Boxplots. In die Darstellung miteinbezogen sind nur die Standorte, die bei allen Erhebungen beprobt wurden ($n=10$). Die grüne Linie stellt den natürlichen Stickstoffgehalt der Moospflanze dar (5 mg g^{-1}).

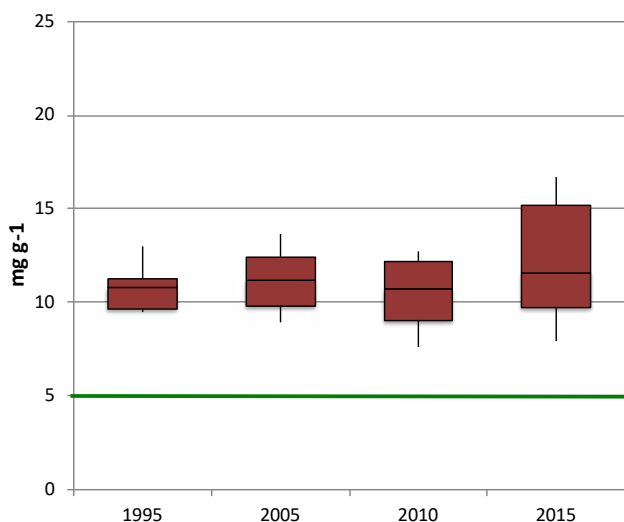
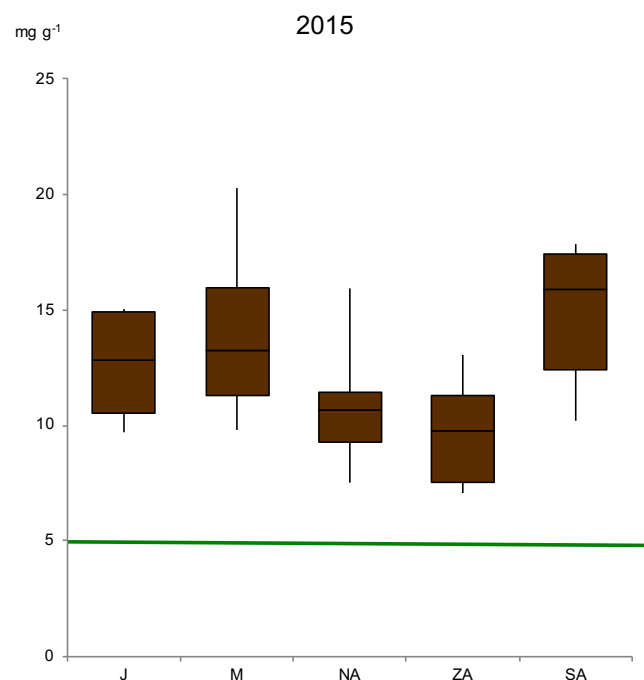


Abbildung 7

Stickstoffkonzentrationen in den fünf Naturräumen 2015

Dargestellt als Boxplot aufgeteilt auf die fünf Naturräume Jura (J, $n=7$), Mittelland (M, $n=17$), Nordalpen (NA, $n=15$), Zentralalpen (ZA, $n=10$) und Südalpen (SA, $n=6$). Die grüne Linie markiert den natürlichen Stickstoffgehalt im Moos (5 mg g^{-1}).

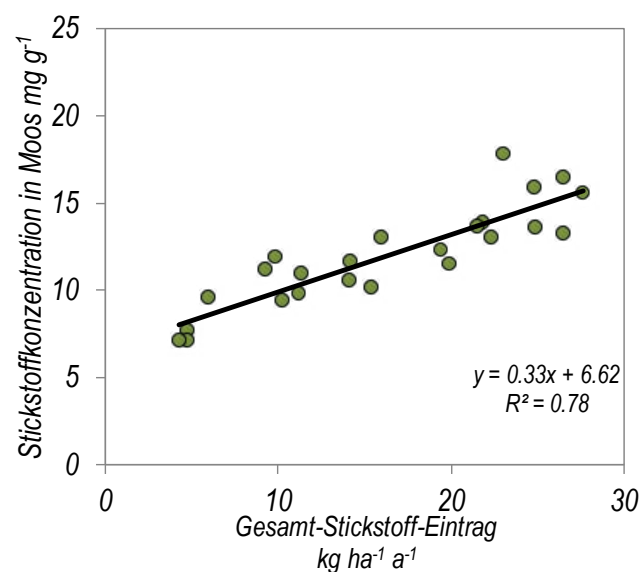


2014 wurde im Rahmen eines schweizweiten Projektes der Gesamt-Eintrag von Stickstoff ermittelt. Dazu wurden Stickstoffkomponenten in der Luft mit Hilfe aktiver und passiver Sammlung gemessen und anschliessend die Deposition berechnet (Seitler et al. 2016). Diese Daten konnten an 24 Orten mit der Stickstoffkonzentration im Moos in der Nähe der Messstandorte verglichen werden. Der Vergleich zeigt eine gute Korrelation (Abbildung 8).

Abbildung 8

Vergleich mit Gesamt-Eintrag von Stickstoff an 24 Orten

Vergleich der Stickstoffkonzentration im Moos mit dem Gesamt-Eintrag von Stickstoff (Ammonium und Nitrat im Niederschlag, die Gase Ammoniak, Stickstoffdioxid, Salpetersäure sowie Ammonium und Nitrat in Aerosolen).



Quelle: Stickstoff im Niederschlag ermittelt durch WSL, IAP, FUB

PAK – Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

In Moosproben von 22 Orten in der ganzen Schweiz wurden 14 verschiedene PAK analysiert. In Abbildung 9 wird die Summe der 14 Substanzen in einer Karte dargestellt. Es zeigt sich, dass es einzelne Standorte mit höheren Werten gibt, v.a. in den Regionen Basel, Bodensee, westliches Mittelland und Südtesin. Es gibt zwar eine Tendenz, dass an inneralpinen Standorten tiefere Konzentrationen gemessen werden, jedoch unterscheiden sich die Gesamtkonzentrationen in den einzelnen Naturräumen nicht eindeutig. Werden die PAK-Konzentrationen mit den Werten der 2010-Untersuchung verglichen, zeigt sich, dass die PAK-Belastung an einzelnen Orten zurückgegangen, an anderen gleich geblieben ist (Abbildung 10). Die 2010 vorherrschenden regionalen Unterschiede scheinen zunehmend zu verschwinden. Es ist jedoch zu vermerken, dass die Anteile der einzelnen PAK an den einzelnen Standorten stark variieren.

Abbildung 9

Aufsummierte PAK-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der Summe von 14 PAK in den 2015 gesammelten Moosproben. Die Werte sind in ng g^{-1} TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos

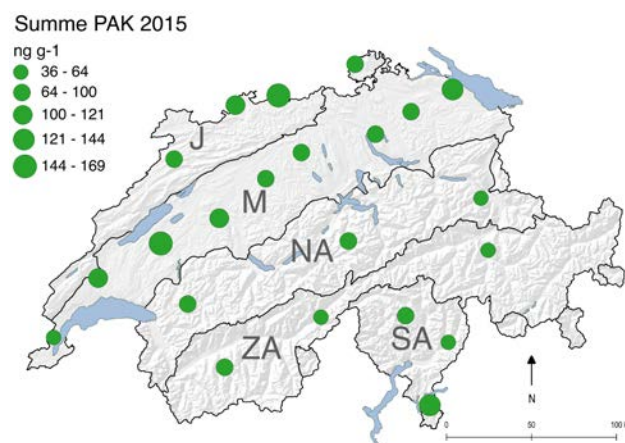
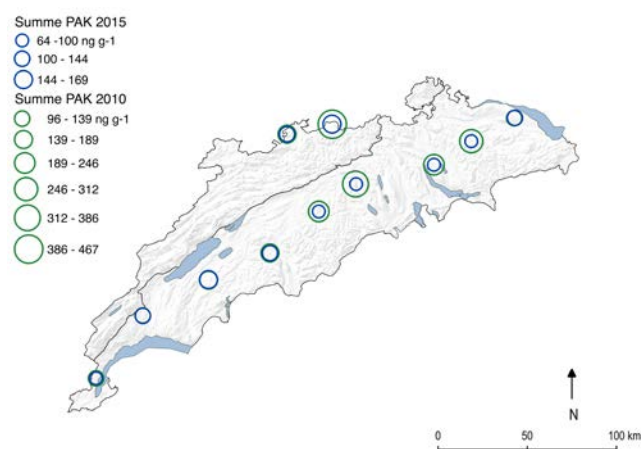


Abbildung 10

Vergleich der aufsummierten PAK-Konzentrationen 2010 und 2015

Darstellung der aufsummierten Konzentrationen der 9 PAK die in 2010 und 2015 gemessen wurden. Betrachtet werden nur die Standorte, die in beiden Erhebungen beprobt wurden. Die Werte sind in ng g^{-1} TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos



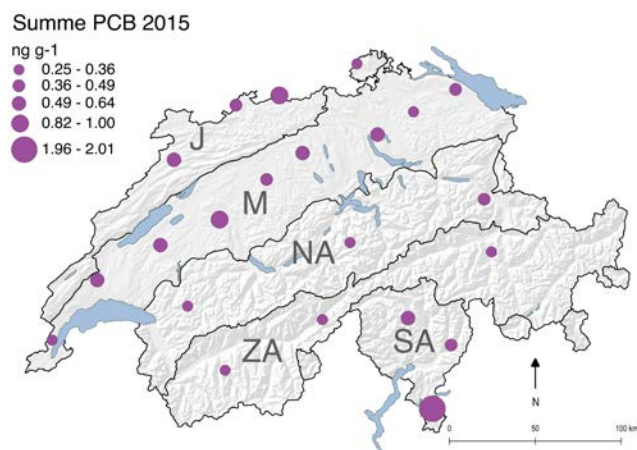
PCB – Polychlorierte Biphenyle

PCB wurden an den gleichen 22 Orten wie PAKs ermittelt. Die Konzentrationen aller gemessenen PCB sind relativ nahe an der Nachweisgrenze der benutzten Methode. Werte von Proben aus den Nord- und Zentralalpen sind am niedrigsten, im Mittelland und im Raum Basel wurden mittlere Werte und im Südtessin der höchste Wert gemessen (Abbildung 11). Leider fehlt es an zeitnahen vergleichbaren Untersuchungen, um die PCB in Schweizer Moosen in einen grösseren Kontext setzen zu können. Im Vergleich mit Deutschland sind die PCB-Konzentrationen ähnlich, in norwegischen Moosen sind die Konzentrationen deutlich tiefer.

Abbildung 11

Vergleich der aufsummierten PCB-Konzentrationen 2015

Darstellung der aufsummierten Konzentrationen der gemessenen PCB 2015. Die Werte sind in ng g^{-1} TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.



Fazit

Der vorliegende Bericht zeigt die räumliche Verteilung und die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen von Metallen, Stickstoff und POPs in Moosen der Schweiz. Die Belastung von Ag, As, Cd, Hg, V und vor allem Pb hat in den letzten 25 Jahren stark und signifikant abgenommen (Abnahme zwischen 51 und 88 %) und auch die Konzentrationen von Al, Co, Cr, Fe, Mo, Ni, Sb, Tl und Zn haben abgenommen (Abnahme zwischen 31 und 49 %). Diese Messungen zeigen, dass die emissi-

onsmindernden Massnahmen erfolgreich sind. Die Konzentrationen von Bi, Cu und Se nahmen über die Jahre nicht ab, jedoch wurden bei diesen Elementen auch kaum Massnahmen ergriffen. Ba, Cs, Sr und U veränderten sich kaum, die Konzentrationen im Moos sind allerdings vor allem natürlichen Ursprungs. Zur räumlichen Verteilung ist zu bemerken, dass unabhängig vom Element, bei allen Erhebungen in der Südschweiz meist die höchsten, in den Zentralalpen oft die niedrigsten Werte gemessen wurden.

Die Analyse von Stickstoff (N) im Moos ermöglicht eine Aussage über die N-Belastung der Ökosysteme wobei sich die N-Konzentrationen seit 1995 kaum verändert haben. Auch bei N ist die Belastung in den Südalpen am höchsten, in den Nord- und Zentralalpen deutlich niedriger. Gegenüber 2010 haben auch die PAK-Konzentrationen im Moos meist abgenommen. Diese Abnahmen konnte in unabhängigen Studien auch in PM₁₀-Messungen gefunden werden. Leider werden die PAK erst seit 2010 mit der Moosmethode untersucht und somit können noch keine Aussagen über längere Zeiträume gemacht werden.

Mit dieser Untersuchung wurden folgende Ziele erreicht: Die regionale atmosphärische Deposition verschiedener Elemente und Verbindungen konnte mit Hilfe der Moosanalysen abgeschätzt und mit Werten aus anderen europäischen Ländern verglichen werden. Die Veränderungen gegenüber den früheren Erhebungen dienten als Erfolgskontrolle von Massnahmen zur Emissionsminderung. Die Untersuchung stellt auch Referenzdaten für das nationale Bodenbeobachtungsprogramm (NABO) und für weitere Untersuchungen bereit. Die verwendete Methode kann für Erfolgskontrollen von emissionsmindernden Massnahmen empfohlen werden.

Einleitung

Anlass

Erhöhte atmosphärische Einträge von Nährstoffen und/oder Schadstoffen in Ökosysteme, Böden und Gewässer haben oft eine erhöhte Aufnahme dieser Stoffe in Organismen zur Folge. Dies kann u. a. einen negativen Einfluss auf das Wachstum von Pflanzen haben und durch die Anreicherung über die Nahrungskette Probleme bei Tier und Mensch verursachen.

Internationale Anstrengungen zur Reduktion von Schadstoffbelastungen aus der Luft führten 1979 zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (LRTAP Konvention), welches 1983 von der Schweiz ratifiziert worden ist. Zur Reduktion von Schadstoffemissionen in der Schweiz sind seit den 1980er Jahren Emissionsbegrenzungen vorgeschrieben (USG 1983, LRV 1985). Explizit ist in der LRV die Überwachung der Immissionen von Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Zink (Zn) vorgeschrieben. Die Deposition dieser Schwermetalle wurde und wird punktuell gemessen, z. B. an Stationen des NABEL-Messnetzes (NABEL). Da auch eine langsame Akkumulation in der Biosphäre mit der Zeit Probleme verursachen kann, ist es sinnvoll, die Immissionen langfristig und in einem dichteren Netz sowie in emittentenfernen Gebieten zu überwachen.

In Skandinavien wird die Überwachung der Schwermetallbelastung aus der Luft mit Hilfe von Moosanalysen seit 1968/69 durchgeführt (Rühling und Tyler 1973, Gydesen et al. 1983, Steinnes 1985, Rühling et al. 1987, Rühling et al. 1996). Seit 1990 beteiligen sich mehr als 20 Länder am «European Moss Survey», das im Rahmen des International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation, <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>) – ein Arbeitsprogramm unter der LRTAP Konvention – durchgeführt wird, um die emittentenferne Belastung durch verschiedene Metalle zu evaluieren (Rühling 1994, Rühling und Steinnes 1998, Buse et al. 2003, Harmens und Norris 2008b, Harmens et al. 2010, Harmens et al. 2013, Europäischer Bericht zur Moosuntersuchung 2015 in Vorbereitung). Der Schweizer Beitrag an diesen Surveys wurde seit 1990 alle fünf Jahre

im Auftrag des BUWAL/BAFU durch die Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) durchgeführt (Schmid-Grob et al. 1993, Thöni 1998, Thöni und Seitler 2004, Thöni et al. 2008a, Thöni et al. 2011, Thöni et al. 2013). So auch für den Survey 2015. Dank der finanziellen Unterstützung des Joint Institute for Nuclear Research in Dubna, Russland, haben sich 2015 verschiedene osteuropäische Länder erstmals an den Untersuchungen beteiligt.

Wie schon 2005 (Harmens et al. 2011) und 2010 (Harmens et al. 2013), wurde 2015 in der Schweiz und in 11 anderen europäischen Ländern der Stickstoffgehalt in Moosproben gemessen, um die Belastung durch Stickstoffeinträge aus der Luft zu beurteilen. Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die meist durch Verbrennungsprozesse freigesetzt werden, wurden 2015 nach 2010 zum zweiten Mal gemessen. Hierbei wurden 2015 neben den PAK auch Polychlorierte Biphenyle (PCB) analysiert. Die Minimierung dieser Persistenten Organischen Schadstoffe (POP) ist wichtig, da diese z. T. sehr giftig sind (karzinogen, mutagen, immuntoxisch), sich nur sehr langsam abbauen, weit transportiert werden und in der Nahrungskette angereichert werden. Emissionen von POP sowie deren Überwachung sind im POP Protokoll der LRTAP Konvention geregelt, welches 2010 aktualisiert und 2017 von der Schweiz ratifiziert worden ist. Die Bestimmung des Schwefelgehaltes, welche 2010 durchgeführt wurde, wurde nicht wiederholt, da die gemessenen Konzentrationen im Moos meist nahe am natürlichen Gehalt lagen und somit keine Beziehung zur Deposition von Schwefelverbindungen gefunden werden konnte.

In der vorliegenden Arbeit werden die Resultate der Studie 2015 mit Einbezug der früheren Daten dargestellt und mit europäischen Resultaten verglichen. Die Anzahl der für die Messung von Metallen beprobten Standorte wurden von 142 auf 73 reduziert. Um die Vergleichbarkeit der Daten zu ermöglichen sind in diesem Bericht nur die 73 Standorte einbezogen, welche 2015 beprobt wurden. Zudem liegen erstmals vollständige Datenreihen von Elementen vor, die bisher nicht oder nur teilweise gemessen wurden. Zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung die-

ser Elemente sind aus archiviertem Probematerial Mischproben der fünf Naturräume Jura, Mittelland, Nordalpen, Zentralalpen und Südalpen zusammengestellt und analysiert worden.

Ziele

- Quantitative Erhebung der Metallkonzentration in Moosen zur Abschätzung der Metallbelastung aus der Luft an 73 repräsentativen quellenfernen Standorten inkl. Vergleich der Resultate mit Werten aus Europa.
- Analyse der zeitlichen Entwicklung der Belastung seit 1990 als Erfolgskontrolle von realisierten Emissionsminderungsmaßnahmen.
- Analyse des Stickstoffgehalts, um Rückschlüsse auf die Stickstoffdeposition an 55 ausgewählten Standorten zu ziehen.
- Analyse von PAKs und PCBs an 22 Standorten zur Abschätzung der Hintergrundbelastung.
- Bereitstellen von Referenzdaten für weitere Untersuchungen.

1 Grundlagen

1.1 Moose als Biomonitoren der atmosphärischen Deposition

Seit Ende der sechziger Jahre wurden Moose in zahlreichen Studien in verschiedenen Ländern weltweit erfolgreich zur Überwachung von Schwermetallimmissionen eingesetzt. Da Moose keine Wurzeln und meist keine effektive Kutikula (Wachsschicht, die vor Wasserverlust schützt) haben, nehmen sie Wasser und Nährstoffe, aber auch Schadstoffe über die ganze Oberfläche auf. Moose, die fern vom (Mineral-)Boden wachsen z. B. in Hochmooren oder auf Baumstrünken, sind dadurch praktisch nur von atmosphärischen Einträgen beeinflusst.

Die Blättchen der meisten Moosarten sind einzelschichtig, was zu einer grossen Oberfläche im Verhältnis zur Masse führt (Abbildung 12a). Diese Eigenschaften führen dazu, dass Moose bei vielen Elementen deutlich höhere Konzentrationen aufweisen als Gefässpflanzen. Letztere nehmen die Nährstoffe fast ausschliesslich über die Wur-

zeln auf und können dabei selektiv einzelne Ionenarten bevorzugen oder herausfiltern. Der Gehalt an verschiedenen Elementen in der Substanz der Gefässpflanzen kann daher erheblich von demjenigen in der Atmosphäre oder im Boden abweichen. Die Blätter der Gefässpflanzen sind zudem immer mehrzellschichtig (Abbildung 12b).

Gegenüber wesentlich aufwändigeren technischen Depositionsmessungen haben die Moose den Vorteil, kostengünstig, retrospektiv und nicht anfällig auf Vandalismus zu sein. Hingegen haben sie den Nachteil, dass die Konzentrationen keine direkten Rückschlüsse auf Depositionsfrachten erlauben. Empirische Vergleiche von Konzentrationen in Moosen mit Depositionsfrachten, welche mit technischen Geräten ermittelt wurden, ermöglichen jedoch eine Schätzung der Frachten (Ross 1990, Berg et al. 1995, Thöni 1996, Zechmeister 1997, Rühling und Steinnes 1998, Siewers et al. 2000). Im Bericht von Thöni (1996) wurde zusammengefasst folgendes festgestellt: Für 9 von 10 der für die europäische Studie vorgeschla-

Abbildung 12a

Querschnitt Moos

Querschnitt durch einen Teil eines Moosblattes (*Pleurozium schreberi*).

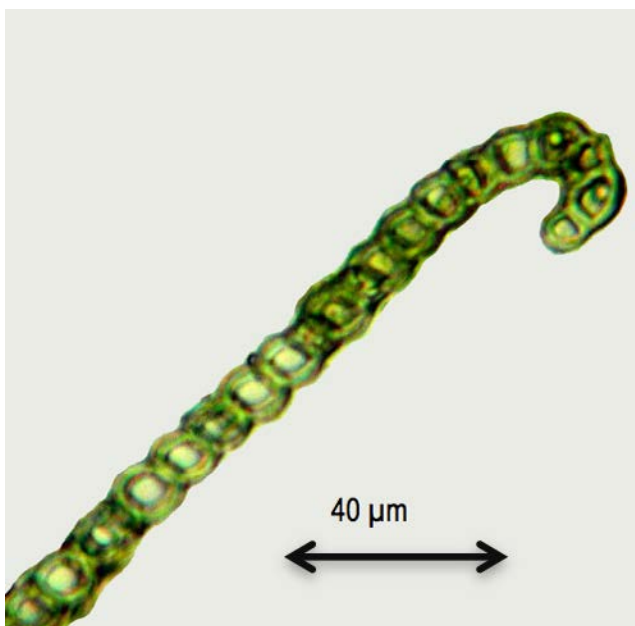
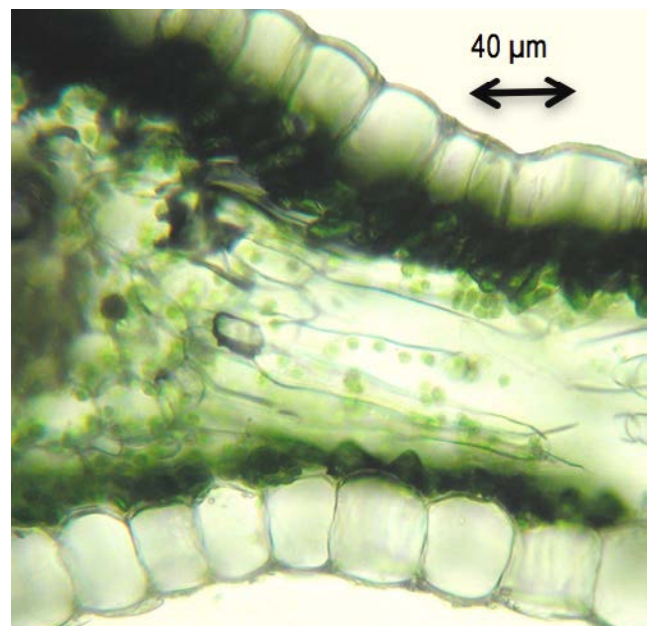


Abbildung 12b

Querschnitt höhere Pflanze

Querschnitt durch einen Teil eines Blattes einer höheren Pflanze (*Astragalus* sp.).



genen Elemente (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V und Zn) und für 15 weitere (Ag, Al, Ce, Co, Ga, Ge, La, Li, Mo, Nb, Th, Ti, U, W, Y) der insgesamt 49 gemessenen Elemente ist eine Beziehung zwischen der Fracht nach Bergerhoff (VDI 4320, Blatt 2, VDI 2267) und den Konzentrationen im Moos gefunden worden. Dies erlaubt eine Schätzung der Deposition dieser Elemente aus den Konzentrationen im Moos. Für Pb und Cd wurde auch europaweit eine hohe Korrelation zwischen den Konzentrationen im Moos und den modellierten Depositionsdaten (EMEP) gefunden (Schröder et al. 2010a, Holy et al. 2009). Für einige Pflanzennährstoffe wie Mangan und Schwefel wurden unterschiedliche Werte in der Deposition, nicht aber in den Moosen gefunden. Viele der ebenfalls untersuchten Elemente waren nahe an oder unter der Nachweisgrenze oder zeigten eine sehr schlechte Reproduzierbarkeit, so dass eine gesicherte Beziehung zwischen Deposition und Konzentration in Moosen nicht gezeigt werden konnte. Ein Beispiel dafür ist Quecksilber (Hg), das zehnte Wunschelement für die europäische Studie. Im Gegensatz zur gut übereinstimmenden zeitlichen Entwicklung in der Schweiz wurde europaweit keine Korrelation zwischen den Hg-Konzentrationen im Moos und den modellierten Depositionsdaten (EMEP) gefunden (Schröder et al. 2010a, Holy et al. 2009).

Bei der Erhebung 2005 wurden zusätzlich die Stickstoffkonzentrationen im Moos mit der Niederschlagsfracht verglichen (Thöni et al. 2008b). Beim direkten Vergleich von Proben desselben Standorts wurde eine starke lineare Korrelation gefunden (höchste Fracht $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Bei Vergleichen in Skandinavien konnte ebenfalls eine gute lineare Übereinstimmung festgestellt werden, obwohl der Stickstoff im Niederschlag nicht genau am gleichen Ort bestimmt wurde wie das Moos gesammelt worden war (höchste Fracht $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Wird die Mooskonzentrationen mit modellierten EMEP-Werten ($50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$ grid) verglichen, gibt es Hinweise, dass schon ab $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ N eine Sättigung in Moosen entsteht (Harmens et al. 2011, Schröder et al. 2010b). In der Erhebung 2010 wurden weitere Untersuchungen mit ähnlichen Resultaten in Bezug auf N-Sättigung in der Schweiz und anderen Ländern Europas durchgeführt (Harmens et al. 2014). 2014 wurde in der Schweiz der Gesamtstickstoffeintrag (Niederschlag, Gase und Aerosole) an 38 Orten bestimmt (Seitler et al. 2016). An 24 dieser Orte konnten auch Moo-

se gesammelt werden, was einen direkten Vergleich der Resultate ermöglicht.

Da sich Moose auch als Biomonitorien für organische Verbindungen eignen, wurden 2010 und 2015 an ausgewählten Orten PAK bestimmt. In 2015 wurden die Moosproben zusätzlich auf PCB untersucht. PAK sowie PCB gehören zu den Persistenten Organischen Schadstoffen, auch POP genannt (aus dem Englischen Persistent Organic Pollutant). Die POP sind organische Verbindungen, die stabil sind und nur langsam abgebaut werden (Ueberschär 2006). Wegen ihrer semi-volatilen Eigenschaft werden diese Schadstoffe zudem weit transportiert und können bis ins die Polargebiete nachgewiesen werden (Vecchiato et al. 2015). Viele der POP werden als kanzerogen eingestuft und die Verwendung vieler PCB ist mittlerweile weltweit verboten.

1.2 Die gemessenen Elemente

Bei der Erhebung 2015 wurden die Schwermetalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V) und Zink (Zn), welche schon seit 1990 gemessen werden, bestimmt. Zusätzlich wurden Silber (Ag), Aluminium (Al), Barium (Ba), Bismut (Bi), Cäsium (Cs), Cobalt (Co), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Antimon (Sb), Selen (Se), Strontium (Sr), Thallium (Tl) und Uran (U), welche z. T. in früheren Erhebungen berücksichtigt wurden, gemessen. Um Aussagen über Elemente machen zu können, welche nicht oder nur bei gewissen Erhebungen gemessen worden sind, wurden Mischproben aus archiviertem Probematerial auf ebendiese Elemente hin untersucht. Die Entscheidung, Mischproben der fünf Naturräume Jura, Mittelland, Nordalpen, Zentralalpen und Südalpen anstelle von Einzelproben zu untersuchen, fiel aus Kostengründen.

Erdkrustengehalt, Quellen und Hauptemittenten, Weltjahresproduktion, Emissionen in der Schweiz, Wirkung auf Pflanzen, Tier und Mensch sowie Luftgrenzwerte sind, soweit diese Informationen vorhanden waren, in Tabelle 1 zusammengestellt. Die Angaben über den Gehalt in der Erdkruste schwanken z. T. je nach Informationsquelle. In diesem Bericht werden diejenigen von Rösler und Lange (1975) verwendet. Für die Abschätzung der Emissions-

situation wurden auch die Gehalte im Depositionsstaub, wie sie in einer Studie von 1994 (Thöni 1996, Thöni et al. 1996) ermittelt wurden, mit dem Gehalt in der Erdkruste verglichen (Thöni et al. 1999). In dieser Studie wurde Depositionsstaub von Hagenmoos bei Kappel am Albis (Kt. ZH), vom Zugerberg (Kt. ZG) und von oberhalb Personico in der Leventina (Kt. TI) nach der Bergerhoff-Methode analysiert. Ist die Konzentration im Staub deutlich

geringer als in der Erdkruste, kann davon ausgegangen werden, dass anthropogene Immissionen praktisch fehlen. Gleich hohe Konzentrationen im Depositionsstaub wie in der Erdkruste sind unter anderem darum nicht zu erwarten, weil der Depositionsstaub hauptsächlich anthropogen bedingte, ionische Bestandteile enthält (Ammonium, Nitrat, Sulfat) sowie auch organisches Material.

Tabelle 1

Übersicht über die Eigenschaften der untersuchten Metalle, Stickstoff

Metall	Symbol	Dichte ¹ [g cm ⁻³]	Gehalt Erdkruste ¹ [g t ⁻¹]	Quellen, Hauptemittenten ^{1,2}	Weltjahresproduktion 2013 ^{3,4} [t]
Silber	Ag	10.5	0.075	Bleiraffination, Fotoindustrie, elektrotechnische und elektronische Komponenten, Legierungen	Mine: 26 000 ⁴
Aluminium	Al	2.70	82 300	Tonerde, Industriemetall, Verpackungen	51.9 Mio. (saline) ⁴
Arsen	As	5.75	1.8	Erzabbau/Verhüttung, Glasherstellung, Halbleiterindustrie, Braunkohle	45 200 (Arsentrioxid)
Barium	Ba	3.62	425	Gettermetall, Ziegelsteinproduktion, Weisspigment, Feuerwerk	9230 (als Baryt) ⁴
Bismut	Bi	9.79	0.0085	Bleiraffination, Glasherstellung, Katalysatoren, Therapeutikum, Verhüttung	Mine: 8480 ⁴ Raffinerie: 17 100 ⁴
Cadmium	Cd	8.69	0.15	Zinkverhüttung, Legierungen, Korrosionsschutz, Farbpigmente, Ni-Cd-Akkumulatoren, KVA, Phosphatdünger, Klärschlamm, fossile Brennstoffe, metallverarbeitende Industrie	Raffinerie: 22 700 ⁴
Cobalt	Co	8,86	25	Nickel-, Kupfer und Bleiverhüttung, Permanentmagneten, Keramik und Farbindustrie	Mine: 114 000 ³ Raffinerie: 86 100 ³
Chrom	Cr	7.15	102	Edelstahl, Chromsalze, Katalysatoren, Ton-/Videokassetten, Flaschenglas, Metallindustrie, KVA, Zementwerke	45.3 Mio. ³
Cäsium	Cs	1.873	3	Katalysatoren, Gettermetall	Keine Information
Kupfer	Cu	8.96	60	Elektrische Leiter, Legierungen, Bauindustrie, Kupfer-Industrie, KVA, Verbrennung von Kohle/Erdöl, Pflanzenschutz	Mine: 18.2 Mio. ³ Hüttenwerk: 17.1 Mio. ³ Raffinerie: 21.0 Mio. ³
Eisen	Fe	7.87	56 300	Stahlwerke, Bauxitverarbeitung, Farbpigmente, Magnete, Fällungsmittel in ARA, Korrosion/Rost	1247 Mio. ³
Quecksilber	Hg	13.53	0.085	Amalgame, Batterien, Pflanzenschutzmittel, Vulkanische Aktivität, Krematorien, KVA	Mine: 2320 ⁴
Molybdän	Mo	10.2	1.2	Nebenprodukt Kupfergewinnung, Katalysator, Stahlindustrie, Festschmierstoff	Mine: 256 000 ⁴
Nickel	Ni	8.90	84	Legierungen (Münzen, Stahl, Akkumulatoren), metallverarbeitende Industrie	Mine: 2.66 Mio. ⁴ Hüttenwerk: 1.99 Mio. ⁴

Metall	Symbol	Dichte ¹ [g cm ⁻³]	Gehalt Erdkruste ¹ [g t ⁻¹]	Quellen, Hauptemittenten ^{1,2}	Weltjahresproduktion 2013 ^{3,4} [t]
Blei	Pb	11.34	14	Batterien, Munition, Erdbebenschutz von Gebäuden, Legierungen, Benzin, Insektizid, Korrosionsschutz-Pigment, chemische Reaktionsgefässe, bleiverarbeitende Industrie	Mine: 5.37 Mio. ³ Hüttenwerk: 10.3 Mio. ³
Antimon	Sb	6.68	0.2	Legierungen, Geschosse, Glas- und Keramikindustrie	Mine: 160 000 ⁴
Selen	Se	4.39	0.05	Halbleiterindustrie, metallverarbeitende Industrie, Glasherstellung, Kohleverbrennung	Raffinerie: 2170 ⁴
Strontium	Sr	2.64	370	Magnetische und elektronische Bauteile	333 000 ⁴
Thallium	Tl	11.8	0.85	Katalysator, Zementindustrie	< 10 ³
Uran	U	19.1	2.7	Atomindustrie	59 331 ⁵ (2013)
Vanadium	V	6.00	120	Legierungen, Katalysatoren	80 400 ⁴
Zink	Zn	7.14	70	Korrosionsschutz, Legierungen (Messing), Batterien, Vulkanisieren, Farbpigmente, Katalysatoren, Wundheilung, Leuchtstoffe, Schmiermittel, Fungizide, metallverarbeitende Industrie, Verbrennung fossiler Brennstoffe	Mine: 13.1 Mio. ³ Hüttenwerk: 12.8 Mio. ³
Zirkonium	Zr	6.25	165	Feuerwerk, Atomindustrie	48 200 ³
Stickstoff	N		19	Verbrennungsprozesse, Landwirtschaft, Industrie und Haushalte	Als Ammoniak 130 000 ⁴

Quellen: ¹Haynes 2011, ²Trueb 1996, ³Minerals Yearbook 2014, ⁴Minerals Yearbook 2015, ⁵World Nuclear Association

Übersicht über die Eigenschaften der untersuchten Metalle und Stickstoff (Fortsetzung)

Symbol	Emissionen Welt 1995 ³ [Mg]	Emissionen Schweiz ⁴ [Mg]	Vergleich Depositionsstaub mit Erdkruste ⁵ Dep = X * Erd	Wirkung auf Pflanze/Mensch ^{1,2,3,6,7}	Grenzwert LRV ⁸
Ag			X = 7.8 bis 12.9 → überwiegend anthropogen	Irreversibel Hautverfärbung (Argyrie), einige Verbindungen ätzend toxisch für Mikroorganismen	
Al			X = 0.1 bis 0.3 → überwiegend natürlich	Pflanzenschädigung in sauren Böden	
As	5011		X = 3 bis 7 → überwiegend anthropogen	Kanzerogen, teratogen, mutagen	
Ba			X = 0.1 bis 0.3 → überwiegend natürlich	Wasserlösliche Verbindungen sind toxisch	
Bi			X = 5 bis 9 → überwiegend anthropogen	Evtl. neurotoxisch in hohen Dosen	

Symbol	Emissionen Welt 1995 ³ [Mg]	Emissionen Schweiz ⁴ [Mg]	Vergleich Depositionsstaub mit Erdkruste ⁵ Dep = X * Erd	Wirkung auf Pflanze/Mensch ^{1,2,3,6,7}	Grenzwert LRV ⁸
Cd	2983	1990: 3.58 2005: 0.93 2010: 1.03 2015: 1.02	X = 33 bis 69 → fast ausschliesslich anthropogen	Toxizität durch Ähnlichkeit zu Zn. Pflanzenwachstum gehemmt ¹ Gelenk- und Knochenschmerzen, Lungenödem, Nierenversagen, Bluthochdruck Knochenmarkschädigung, kanzerogen	PM10: 1.5 ng m ⁻³ im Jahresmittel Staubniederschlag: 2 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel
Ce			X = 0.1 bis 0.4 → überwiegend natürlich	Einige Verbindungen reizend für Schleimhäute	
Co			X = 0.2 bis 0.6 → überwiegend natürlich	Essentielles Element, hohe Dosen: ev. kanzerogen	
Cr	14730		X = 0.1 bis 0.9 → überwiegend natürlich	Cr(III): Essentielles Element im Glucose-Stoffwechsel; Cr(VI): kanzerogen; Chromate und Dichromate: Hautschädigung, Perforation der Nasenscheidewand (Berufskrankheit), Bronchialkrebs	
Cs			X = 0.3 bis 0.6 → überwiegend natürlich		
Cu	25915	2000/2001: 65 t pro Jahr (von Arx 2006)	X = 1.3 bis 2.8 → natürlich und anthropogen ähnlich hoch	Essentielles Element, Chlorosen und Wurzelveränderungen bei Überschuss, für Wiederkäuer toxisch. Übelkeit, Krämpfe bis Tod bei Einnahme von Grammengen	
Fe			X = 0.1 bis 0.5 → überwiegend natürlich	Essentieller Nährstoff, Blutbildner, geringe Toxizität, Problem eher Eisenmangel	
Hg	2235	1990: 6.58 2002: 0.75 2010: 0.73 2015: 0.66	X = 8 bis 13 → überwiegend anthropogen	v.a. Methylquecksilber stark phyto- und human-toxisch, Nervenerkrankungen	
Mo			X = 3 bis 7 überwiegend anthropogen	Essentielles Element, kaum toxisch	
Ni	95287		X = 0.3 bis 1.1 → überwiegend natürlich	Phytotoxisch, Nickel-Allergien, kanzerogen	
Pb	119259	1990: 346 2005: 20 2010: 17 2015: 15	X = 9 bis 28 → fast ausschliesslich anthropogen	Chlorosen und Wachstumsschäden bei Pflanzen, Gewichtsverlust, Anämien. Akut: Erbrechen, Darmkoliken, Nierenversagen, Tod	PM10: 500 ng m ⁻³ im Jahresmittel Staubniederschlag: 100 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel

Symbol	Emissionen Welt 1995 ³ [Mg]	Emissionen Schweiz ⁴ [Mg]	Vergleich Depositionsstaub mit Erdkruste ⁵ Dep = X * Erd	Wirkung auf Pflanze/Mensch ^{1,2,3,6,7}	Grenzwert LRV ⁸
Sb			X = 11 bis 25 → fast ausschliesslich anthropogen	Toxisch durch Hemmung des ATP ¹	
Se			X = 70 bis 130 → fast ausschliesslich anthropogen	Essentielles Spurenelement, grössere Mengen stark toxisch Bei hohen pH auch Pflanzen schädigend	
Sr			X = 0.2 bis 0.4 → überwiegend natürlich	Strontium ist kaum toxisch ausser radioaktivem fallout von 90 ¹	
Tl			X = 0.5 bis 0.8 → überwiegend natürlich	Toxizität durch Ähnlichkeit mit Kalium	Staubniederschlag: 2 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel
U			X = 0.2 bis 0.4 → überwiegend natürlich	Radioaktivität, chemisch gefährlich ¹ sind wasserlösliche Verbindungen	
V	240 255		X = 0.3 bis 0.9 → überwiegend natürlich	Phytotoxisch, Chlorosen. Atemwegserkrankungen, Leber- und Nierenschäden, mutagen ¹¹	
Zn	57 010		X = 5 bis 16 → überwiegend anthropogen	Essentielles Element, Mangelerscheinungen	Staubniederschlag: 400 µg m ⁻² Tag ⁻¹ im Jahresmittel
Zr			—	Kaum toxisch ¹	
N		NO _x : 1990: 138 Gg 2005: 91 Gg 2010: 74 Gg 2015: 59 Gg NH ₃ : 1990: 73 Gg 2005: 64 Gg 2010: 63 Gg 2015: 61 Gg		Makronährstoff, einige Verbindungen giftig, kann bei übermässigen Einträgen zu Eutrophierung, Bodenversauerung sowie Nitrat- und Nährstoffauswaschung führen.	NO ₂ : 30 µg m ⁻³ (Jahresmittelwert) Bewertung Übermässiger Einträge mittels Critical Loads

Quellen: ¹Haynes 2011, ²Trueb 1996, ³Pacyna und Pacyna 2001, ⁴FOEN 2017, ⁵Thöni et al. 1999, ⁶Vohr 2012, ⁷Bergmann 1993, ⁸LRV 1985 (Stand 1.4.2017)

1.3 Die gemessenen POP

1.3.1 PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)

PAK sind natürliche Bestandteile von Kohle und Erdöl und man findet sie in Weichmacherölen auf Mineralölbasis. Nur wenige PAK werden gezielt hergestellt und finden als Einzelverbindungen Anwendung in der Industrie. Tabelle 2 fasst ausgewählte Grenz- bzw. Richtwerte für PAK in Trink- und Grundwasser sowie Produkten zusammen. Von den 17 durch ICP Vegetation zur Messung empfohlenen PAK wurde Benzo[j]fluoranthren nicht gemessen, Benzo[b]fluoranthren und Benzo[k]fluoranthren konnten nicht getrennt analysiert werden und Naphtalin konnte infolge einer Kontamination nicht in die weiteren Betrachtungen miteinbezogen werden. Die in dieser Untersuchung berücksichtigten PAK sind in der Tabelle 3 aufgelistet.

Tabelle 2

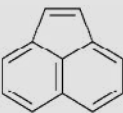
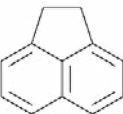
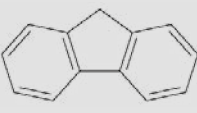
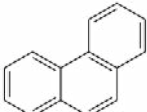
Ausgewählte Grenz- bzw. Richtwerte für PAK in Trink- und Grundwasser sowie Produkten (gemäss ChemRRV, GschV, LRV, TBDV, VSS)

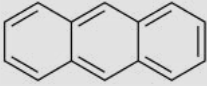
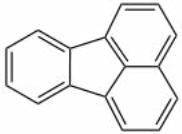
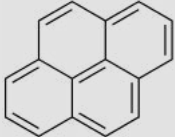
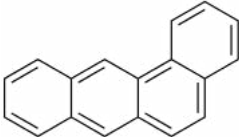
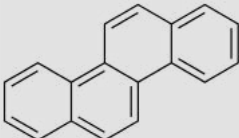
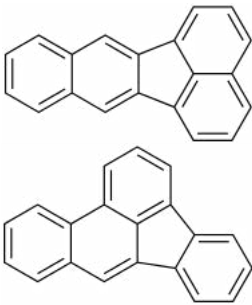
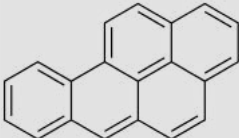
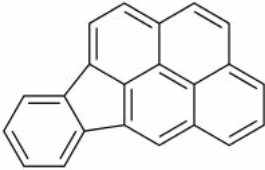
Grundwasser vorgesehen für Trinkwassernutzung	0.1 µg/l (je Einzelstoff)
Trinkwasser	0.01 µg/l (Benzo[a]pyren) bzw. 0.1 µg/l (Summe Benzo[b]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Benzo[ghi]perylen, Indeno[1,2,3 cd]pyren)
Spielzeug	0.5 mg/kg (Summe ausgewählter PAK ^a)
Kunststoffe für gemeinen Gebrauch	1 mg/kg (je ausgewähltem PAK ^a)
Weichmacheröle	1 mg/kg Benzo[a]pyren bzw. 10 mg/kg (Summe ausgewählter PAK ^a)
Brennstoffe	1 mg/kg
Diesel	8 % (m/m)

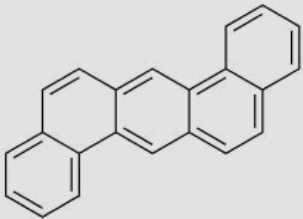
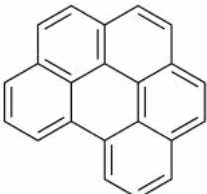
^a PAK nach Anhang 2.9, Ziffer 2, Absatz 1, Buchstabe d, ChemRRV: Benzo[a]pyren, Benzo[e]pyren, Benzo[a]anthracen, Chrysen, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[j]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Dibenzo[a,h]anthracen)

Tabelle 3

Auflistung der PAK, die in 2015 gemessen wurden mit Ihren Strukturformeln und der Einstufung nach IARC (BAG, 2016)

PAK-Bezeichnung	Strukturformel	Krebserregend bei Menschen, nach IARC 2016 (Internationale Agentur für Krebsforschung)
Acenaphthylen		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Acenaphthen		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Fluoren		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Phenanthren		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)

PAK-Bezeichnung	Strukturformel	Krebserregend bei Menschen, nach IARC 2016 (Internationale Agentur für Krebsforschung)
Anthracen		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Fluoranthren		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Pyren		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)
Benz[a]anthracen		Möglicherweise karzinogen
Chrysen		Möglicherweise karzinogen
Benzo[b,k]fluoranthren		Möglicherweise karzinogen
Benzo[a]pyren		Karzinogen für Menschen
Indeno[1,2,3-cd]pyren		Möglicherweise karzinogen

PAK-Bezeichnung	Strukturformel	Krebserregend bei Menschen, nach IARC 2016 (Internationale Agentur für Krebsforschung)
Dibenz[a,h]anthracen		Wahrscheinlich karzinogen
Benzo[ghi]perylen		Nicht eingestuft (mögliche aber unzureichend untersuchte karzinogene Wirkung beim Menschen)

1.3.2 PCB (Polychlorierte Biphenyle)

Die Verwendung von PCBs für offene Anwendungen wurde bereits 1972 untersagt (SR 813.39) und seit 1986 besteht in der Schweiz ein generelles Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von PCB und PCB-haltigen Produkten (SR 814.013). Trotzdem findet man PCBs nach wie vor in der Umwelt, da diese Substanzen bei Verbrennungsprozessen freigesetzt werden können und in alten Materialien nach wie vor vorkommen (u. a. in Fugendichtungsmitteln, Kondensatoren, Lacken, Kunststoffen und Klebstoffen). Eine Abschätzung über historische und zukünftige Emissionen findet sich in Glüge 2017. Für Innenräume hat das Bundesamt für Gesundheit folgende Richtwerte definiert (gesamt PCB, Jahresmittel): $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Räume in denen man sich 24h aufhält bzw. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Räume in denen man sich 8h aufhält. Allerdings gelangen PCB heute in erster Linie über die Nahrung in den menschlichen Körper. Die Tagesdosis liegt gemäss WHO bei $24 - 60 \mu\text{g}$ für ein Körpergewicht von 60 kg (BAG, 2000).

Folgende PCB Kongenere wurden bei der vorliegenden Untersuchung gemessen und analysiert: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180

2 Resultate

2.1 Darstellung der Resultate

In separaten, ergänzenden Anhängen sind die geografische Beschreibung der Standorte und die Sammeldetails (File1_Sammelstellen und Moosarten.xlsx), sowie die einzelnen Messwerte (File2_Einzelresultate.xlsx) aufgelistet.

2.1.1 Metalle

Für alle analysierten Elemente und Substanzen werden Punktkarten und Boxplots mit den Werten (wenn vorhanden) der Erhebungen von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 gezeigt. Eckdaten für die ganze Schweiz für alle Erhebungen werden tabellarisch aufgeführt. Die Konzentrationen in den Moosen beziehen sich immer auf die Trockensubstanz (getrocknet bei 40 °C). Die Resultate werden, wenn vorhanden, mit Depositionsdaten, Emissionen und mit Daten aus anderen europäischen Ländern verglichen und mit Liniendiagrammen dargestellt.

Punktkarten

Die Belastungen werden als Kreise, deren Fläche proportional zur Konzentration in den Moosen ist, in einer Schweizer-Karte dargestellt (Programm: QGIS, Version 2.18.2). Es ist zu beachten, dass Einzelwerte immer auch Ausreisser sein könnten, darum muss das Gesamtbild einer Region betrachtet werden. Die Grösse der Kreise sagt nichts über die Bedenklichkeit der Immissionen aus.

Gesamtbelastungs-Karten (Punktkarten)

Für die Berechnung der Gesamtbelastung wurden Daten der Schwermetalle As, Cd, Cr, Ni, Pb und V berücksichtigt, da diese a) in allen 6 Erhebungen gemessen wurden b) nicht oder nur in kleinsten Mengen essentiell für Lebewesen sind, c) für den Menschen giftig sind (z. T. schon in kleinen Mengen) und d) verlässliche Daten von jeder Erhebung vorhanden sind.

Pro Element wurde das geometrische Mittel (Produkt aller Werte geteilt durch deren Anzahl) aus den Werten aller fünf Erhebungen berechnet. Das geometrische Mittel jedes Elementes wurde auf 1 gesetzt, und die Elementkonzentrationen proportional dazu umgerechnet. Diese genormten Werte der sechs Elemente wurden anschlies-

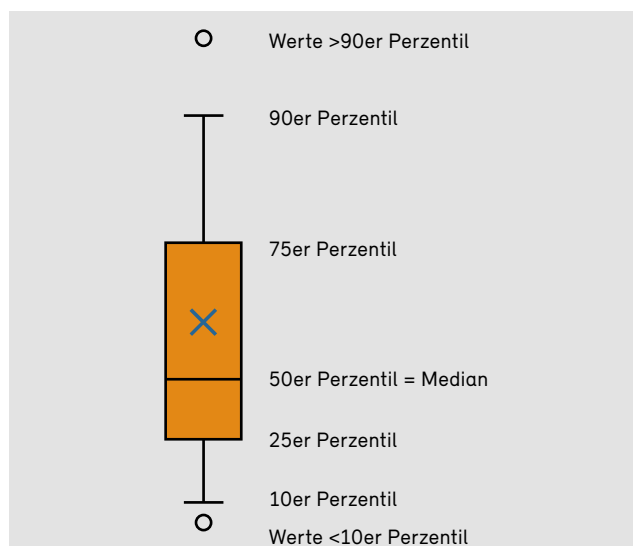
send aufsummiert. Die so berechnete Gesamtbelastung pro Standort und Jahr ist in der Zusammenfassung auf Karten dargestellt. Die Punktfäche ist proportional zur errechneten Belastungsintensität.

Eckdaten, zeitliche Veränderung

Für alle sechs Erhebungen und Elemente/Substanzen wurden, falls vorhanden, folgende gesamtschweizerischen Eckdaten tabelliert: Anzahl Werte, Maximum, 90er, 50er (Median), 10er Perzentil, Minimum und Mittelwert. In einer weiteren Tabelle wurden die prozentualen zeitlichen Veränderungen der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben aufgelistet und die Signifikanz anhand der logarithmierten Daten mittels eines Zweistichproben-t-Tests unter Annahme unterschiedlicher Varianzen überprüft.

Boxplots

In Boxplots sind die 10er, 25er, 50er (Median), 75er und 90er Perzentile dargestellt. Werte oberhalb des 90er Perzentils respektive unterhalb des 10er Perzentils sind als Einzelpunkte gezeichnet. Zusätzlich zu diesen Perzentilen sind die Mittelwerte mit einem Kreuz markiert. Messresultate der Mischproben sind ebenfalls als Kreuz markiert (da die Standorte nicht einzeln gemessen wurden, kann kein Boxplot gezeigt werden). Boxplot-Abbildungen wurden mit FileMaker Pro 12; xmChart 3.4.2 erstellt.



Die Naturräume Jura, Mittelland, Nordalpen, Zentralalpen und Südalpen werden einzeln dargestellt, jeweils mit den Werten von 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Für die Darstellung in der Zusammenfassung wurde Jura Mittelland und Nordalpen zur Nordschweiz zusammengefasst. Für die Metalle wurde die Standortanzahl in der Schweiz gegenüber früheren Untersuchungen von 234 (1990), 201 (1995), 142 (2000–2010) auf 73 (2015) reduziert. Das Vorgehen zur Reduzierung von 142 auf 73 Standorte wird im Kapitel 10.1.2 beschrieben. Für diesen Bericht wurden nur die 73 Standorte berücksichtigt, welche 2015 gemessen wurden.

Für alle weiteren Grafiken und t-Tests wurde Excel oder R 3.0 (R Development Core Team, 2014) verwendet.

Vergleich mit Emissionen und Depositionsmessungen

Weiter wurden die Konzentrationen von Cd, Pb, Hg und Zn im Moos mit den Emissionen gemäss dem Schweizer Emissionsinventar des BAFU (2017) verglichen. Ebenfalls wurden die Mooskonzentrationen von As, Cd, Cu, Pb, Ni und Zn mit Depositionsmessungen (Bergerhoff-Methode) der NABEL-Stationen Magadino, Payerne und Rigi-Seebodenalp verglichen (BAFU, 2016). Dafür wurden die Medianwerte der Mooskonzentrationen (mit 25 und 75 Perzentil) den Jahresmittelwerten der NABEL-Stationen gegenübergestellt.

Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Medianwerte aus der Schweiz seit 1990 wurden – sofern vorhanden – in einer Grafik mit einigen anderen europäischen Ländern verglichen: Deutschland, Österreich, Tschechien, Slowenien, Lettland Schweden und Norwegen. Die Daten stammen aus Harmens et al. 2008 (a und b), Pesch et al. (2007), Sucharova et al. (2008), Harmens et al. (2013), Steinnes et al. (2011), Steinnes et al. (2016), Zechmeister et al. (2016), Danielsson und Phil-Karlsson (2016b) oder sind persönliche Mitteilungen von H. Harmens (Centre for Ecology and Hydrology, UK), Z. Jeran, (Jozef Stefan Institut, Ljubljana, Slowenien), W. Schröder (Universität Vechta, Deutschland), I. Suchara (Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Pruhonice, Tschechien), G. Tabor (Universität Riga, Lettland), H. Zechmeister (Umweltbundesamt Wien, Österreich).

2.1.2 Stickstoff

Resultate der Stickstoffkonzentrationen in Moosen werden ebenfalls in Punktkarten gezeigt. Boxplots (mit Excel hergestellt) wurden verwendet, um Daten verschiedener Erhebungen und Regionen zu vergleichen. Zusätzlich konnte für 2005, 2010 und 2015 die Konzentration im Moos mit Stickstoff in den Niederschlägen und die Daten 2015 mit den Gesamtstickstoffeinträgen verglichen werden.

2.1.3 POP

Im Falle der POP wurden sowohl die summierten PAK und PCB Belastungen wie auch deren Verteilung in der Schweiz betrachtet. Um die Anteile der einzelnen Komponenten besser sichtbar zu machen, wurden die einzelnen PAK und PCB pro Standort aufgelistet. Des Weiteren wurden ausgewählte PAK mit Messdaten aus anderen Ländern verglichen.

2.2 Metalle

2.2.1 Ag – Silber

Silber (Ag) ist für Tier und Mensch kaum toxisch. Es wurde hingegen schon in der Antike wie auch heute als Bakterizid eingesetzt (z.B. Trinkwasserkonservierung, Sportbekleidung). Emittiert wird Ag überwiegend anthropogen, es wird vor allem bei Bleiraffination, in der Foto- (abnehmend), und Elektronikindustrie sowie in Form von Nanopartikel (zunehmend) eingesetzt.

Abbildung 13

Räumliche und zeitliche Verteilung der Ag-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Ag-Konzentration in den Moosproben der drei Erhebungen 1995, 2010 und 2015. Von 1990, 2000 und 2005 wurden nur Mischproben pro Naturraum gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

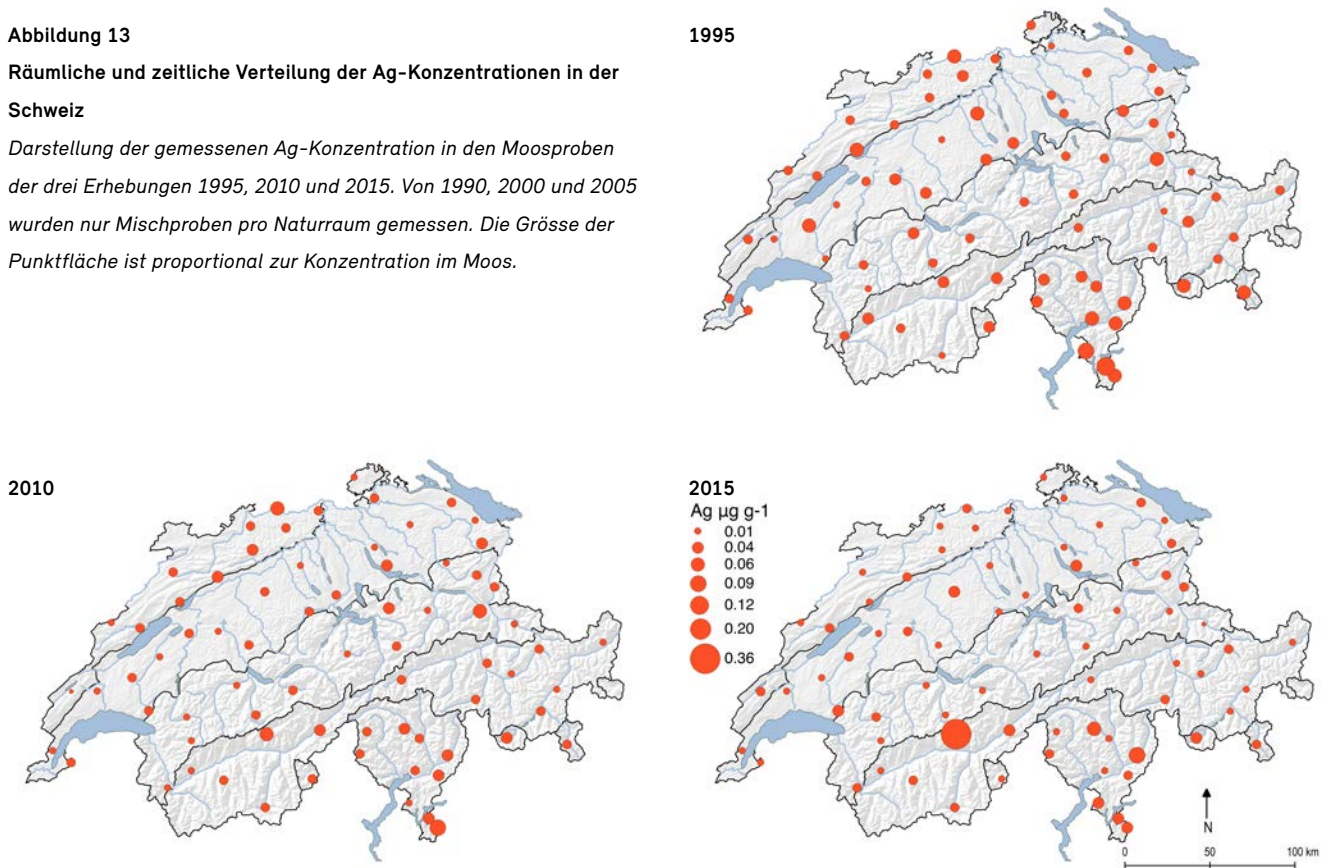
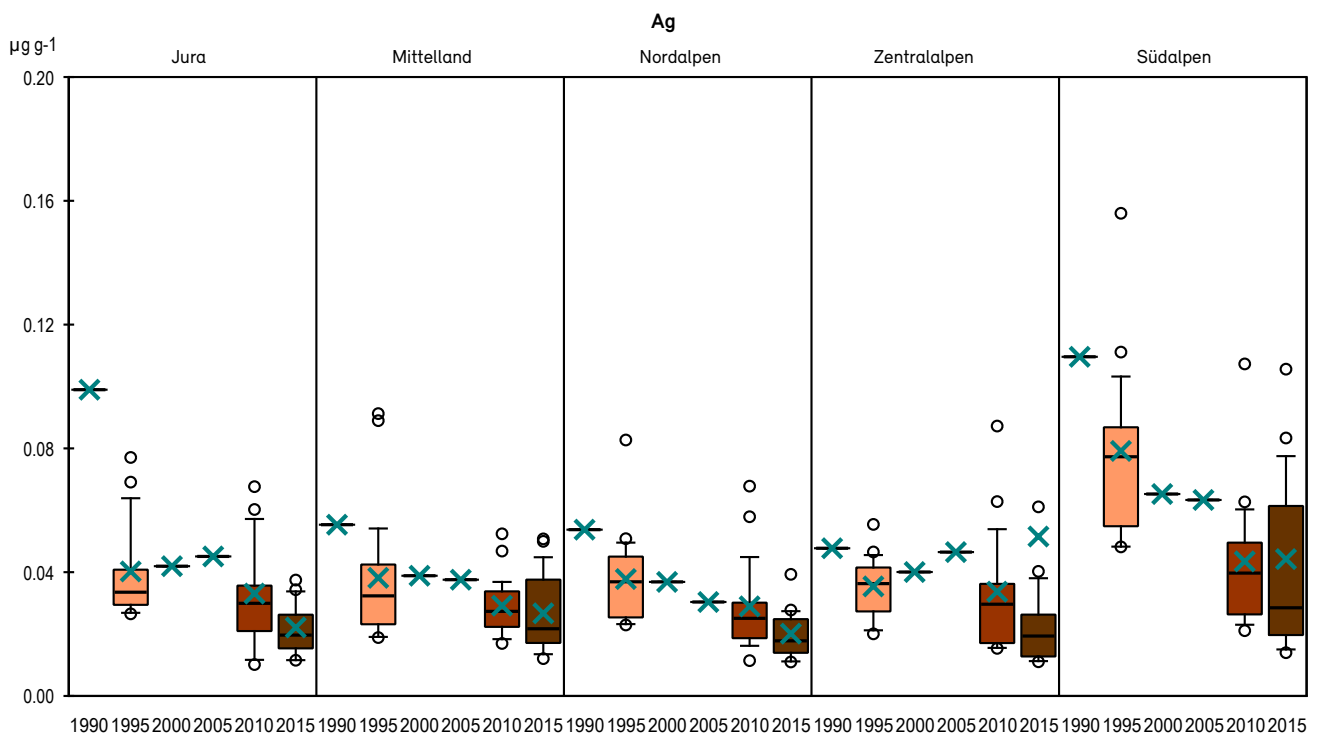


Abbildung 14

Ag-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Ag-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Von 1990, 2000 und 2005 gibt es nur Mischprobenresultate. Ein hoher Wert 2015 ($0.38 \mu\text{g g}^{-1}$) im Wallis ist nicht dargestellt.



Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen eine Abnahme der Ag-Konzentration im Moos von mehr als 50 % zwischen 1990 und 2015 (Abbildung 13, Abbildung 14, Tabelle 4, Tabelle 5). Dieser Rückgang kann möglicherweise auf allgemein bessere Emissionskontrollen und im Speziellen auf den starken Rückgang der analogen Fotografie zurückgeführt werden.

Nur kleine Unterschiede sind in der Nordschweiz und den Zentralalpen zu finden, die Südschweiz zeigte hingegen, wie bei praktisch allen gemessenen Elementen die höchsten Werte. Vermutlich ist dies eine Folge der hohen Niederschlagsmengen und der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

Tabelle 4

Ag-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		73			73	73
Max		0.156			0.107	0.381
90er Perzentil		0.082			0.058	0.051
50er Perz. = Median		0.037			0.027	0.021
10er Perzentil		0.023			0.018	0.012
Min		0.019			0.010	0.011
Mittelwert		0.045			0.033	0.032
Mischprobe	0.070	0.051	0.044	0.043	0.037	

Tabelle 5

Ag-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderung

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median						– 23 %
Mittelwert	– 36 %	– 2 %	– 1 %	– 24 %	– 2 %	– 54 %
P-Wert						0.039

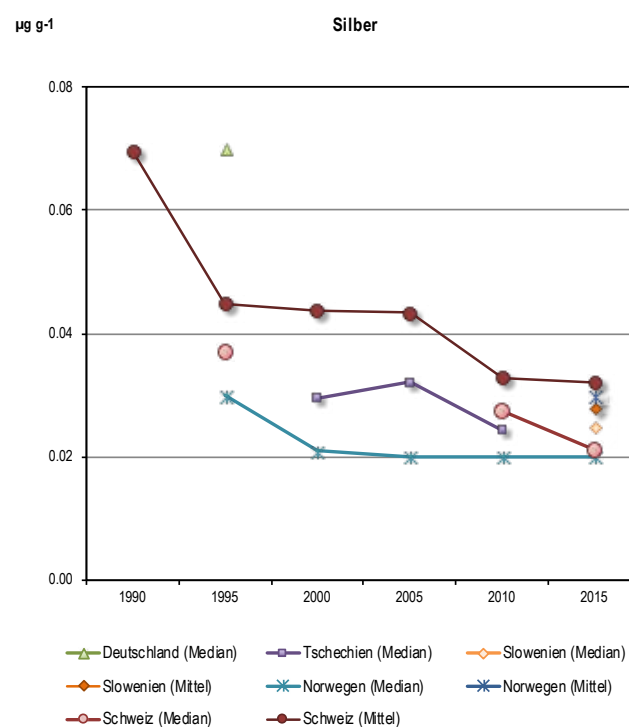
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Für Silber gibt es nur wenige internationale Vergleichswerte (Abbildung 15). Im norwegischen Moos war der Median 1995 und 2010 etwa um einen Fünftel bis eine Viertel kleiner als in der Schweiz und 2015 gleich hoch. In den tschechischen Moosproben war die Konzentration 2010 leicht niedriger, die slowenischen Werte 2015 leicht höher. In deutschen Proben wurde Silber nur 1995 gemessen und es zeigte sich fast die doppelte Belastung.

Abbildung 15

Ag-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Ag-Median- und Mittelwerte der Moosproben von vier weiteren europäischen Ländern über die 5 Erhebungen 1990 bis 2015 (wo vorhanden).



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.2 Al – Aluminium

Für Mensch und Tier gelten Aluminium (Al) und seine Verbindungen unter normalen Konzentrationsverhältnissen als weitgehend ungiftig. In sauren Böden steigen die Al^{3+} -Gehalte in der Bodenlösung stark an, was für Pflanzen toxisch ist. Hierbei sind atmosphärische Al-Einträge allerdings nicht von Bedeutung, da Aluminium natürlicherweise im Boden vorkommt. Al-Emissionen stammen überwiegend aus natürlichen Quellen sowie der Al-Gewinnung.

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen zwischen 1995 und 2015 nur geringe Veränderungen, jedoch eine deutliche Abnahme zwischen 1990 und 1995 (Abbildung 16, Abbildung 17 und Tabelle 6, Tabelle 7). Nur kleine Unterschiede sind zwischen den Naturräumen in der Nordschweiz und den Zentralalpen zu finden, die Südschweiz zeigte hingegen, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte, dies eventuell als Folge von hohen Niederschlagsmengen.

Abbildung 16

Räumliche und zeitliche Verteilung der Al-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Al-Konzentration in den Moosproben der Erhebungen 1995, 2000, 2010 und 2015. Von 1990 und 2005 wurden nur Mischproben pro Naturraum gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

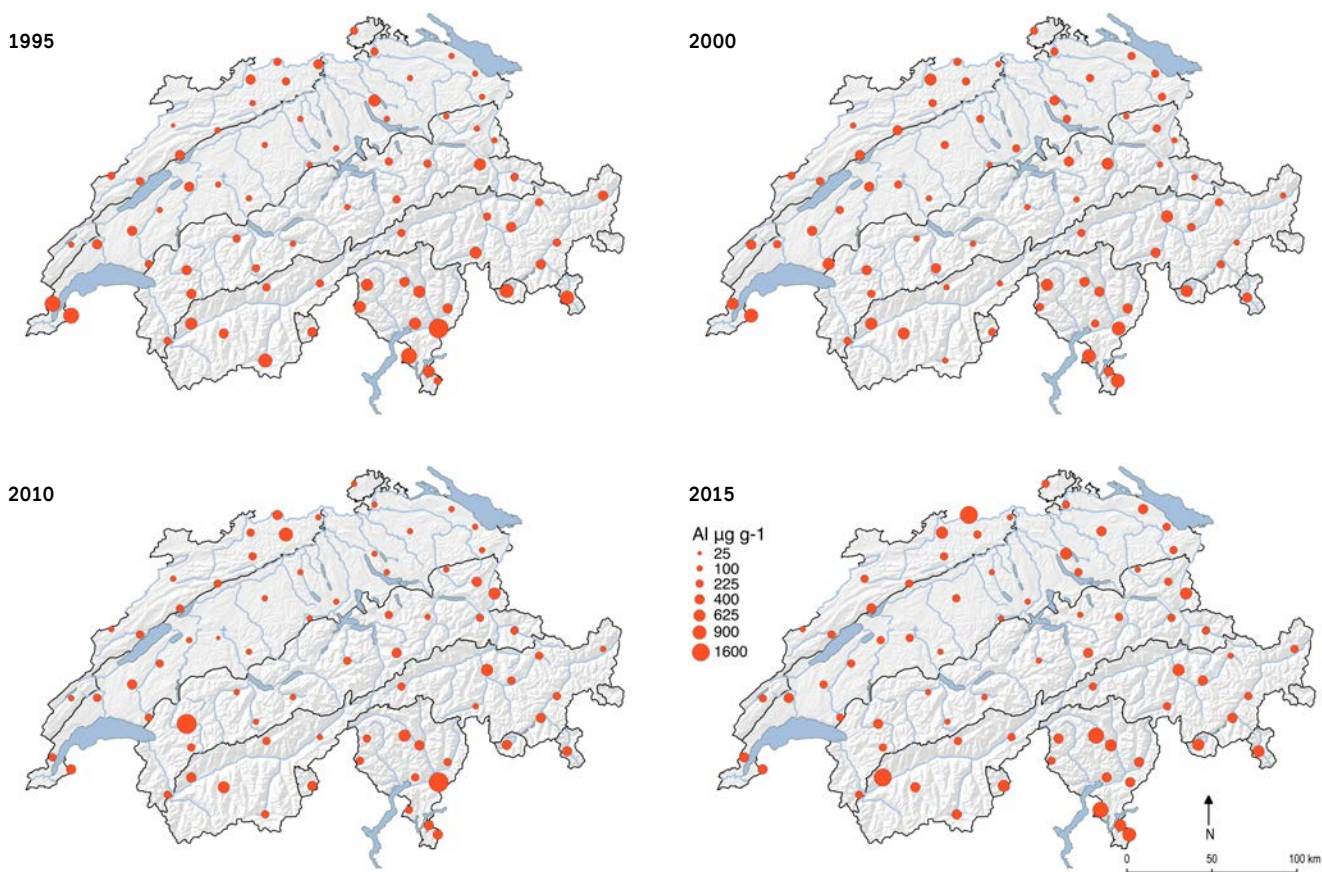


Abbildung 17

Al-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Al-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Von 1990 und 2005 gibt es nur Mischprobenresultate.

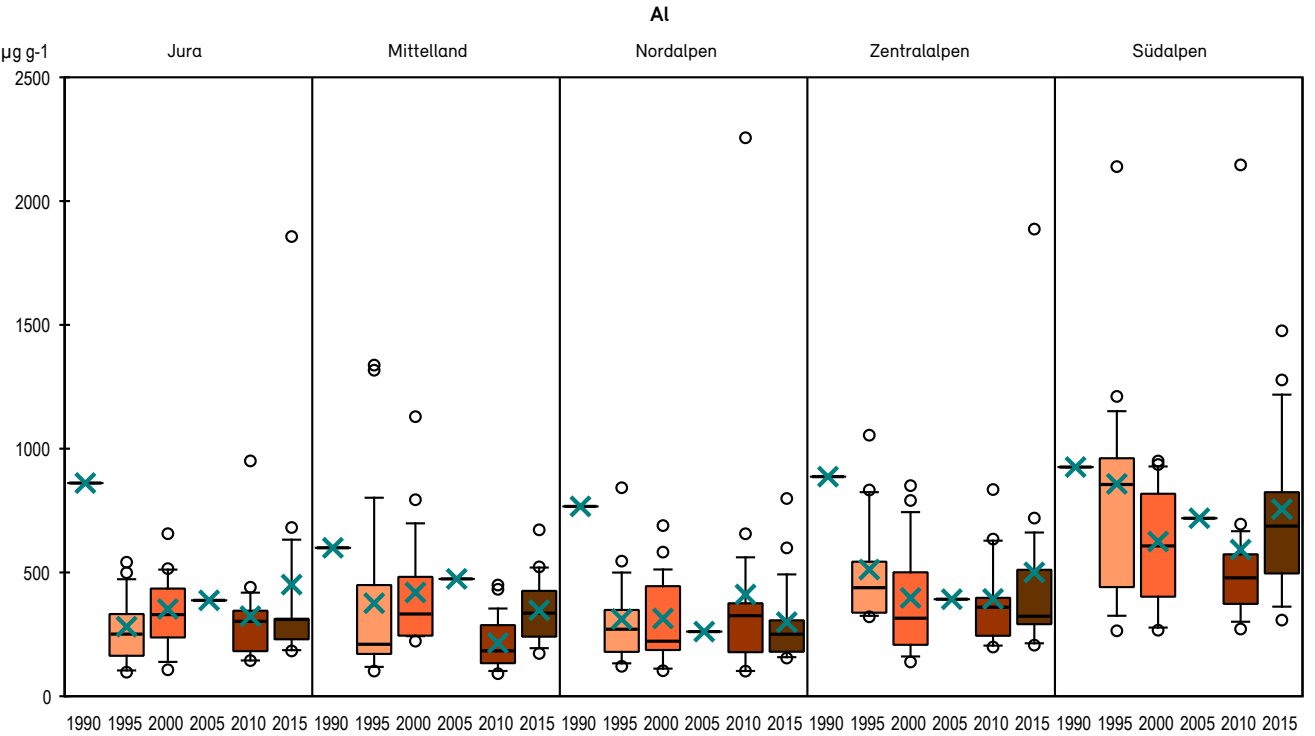


Tabelle 6

Al-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		73	73		73	73
Max		2139	1129		2256	1887
90er Perzentil		890	772		623	783
50er Perz. = Median		343	343		302	318
90er Perzentil		157	199		134	198
Min		97	103		91	154
Mittelwert		465	407		375	454
Mischprobe	785	361	573	442	377	

Tabelle 7

Al-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 41 %	0 %	+ 9 %	– 15 %	+ 5 %	– 42 %
Mittelwert						
P-Wert		0.81			0.018	

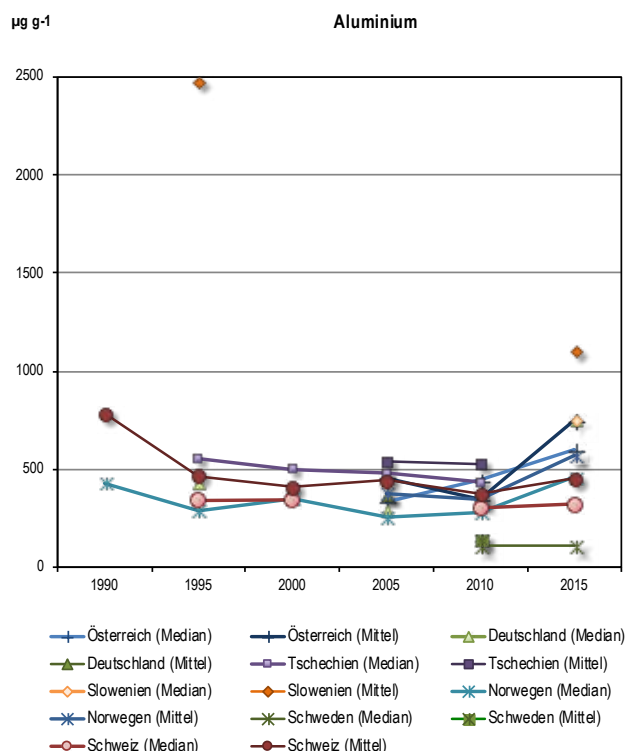
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Schweizer Werte sind mit denjenigen aus Norwegen vergleichbar, allerdings sind die norwegischen Werte für 2015 deutlich höher. Die tschechischen und österreichischen Werte sind generell höher, am höchsten sind die slowenischen und deutschen Mediane von 2015 (Abbildung 18). Schweden weist deutlich niedrigere Werte auf. Da Aluminium ein sehr häufig vorkommendes Element in der Erdkruste mit ungleicher Verteilung je nach Gestein ist, können diese Unterschiede auch natürlichen Ursprungs sein.

Abbildung 18

Al-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Al-Median- und Mittelwerte der Moosproben von sechs weiteren europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.3 As – Arsen

Arsen (As) ist für Tier und Mensch toxisch. Früher wurde es als Biozid eingesetzt. Emissionen stammen überwiegend aus anthropogenen Quellen (Emissionen bei der Verhüttung von verschiedenen Metallen und der Verwendung fossiler Brennstoffe).

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen von 1990 bis 1995 eine deutliche und hochsignifikante Abnahme von ca. 60 % der Konzentrationen (Abbildung 19, Abbildung 20, Tabelle 8 und Tabelle 9). Dieser Rückgang kann möglicherweise auf das Verbot von Bioziden und Malpigmenten mit Arsen sowie auf den politischen und wirtschaftlichen Wandel im ehemaligen Ostblock zurückgeführt werden. Nach 1995 wurden nur kleine Änderungen der Konzentrationen gemessen.

Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte. Vermutlich ist dies einerseits eine Folge der hohen Niederschlagsmengen, andererseits der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

Abbildung 19

Räumliche und zeitliche Verteilung der As-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Arsenkonzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

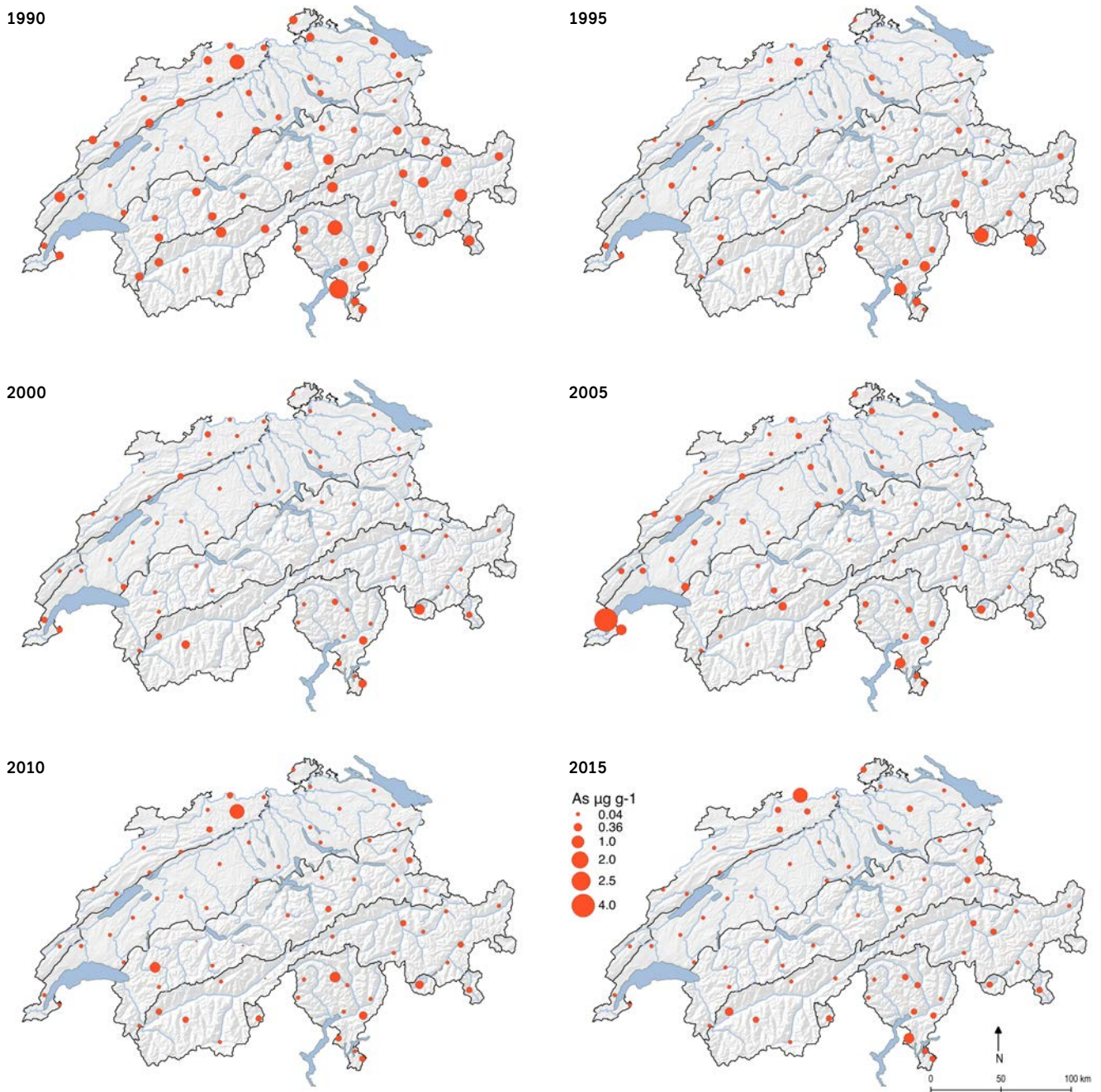


Abbildung 20

As-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen As-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

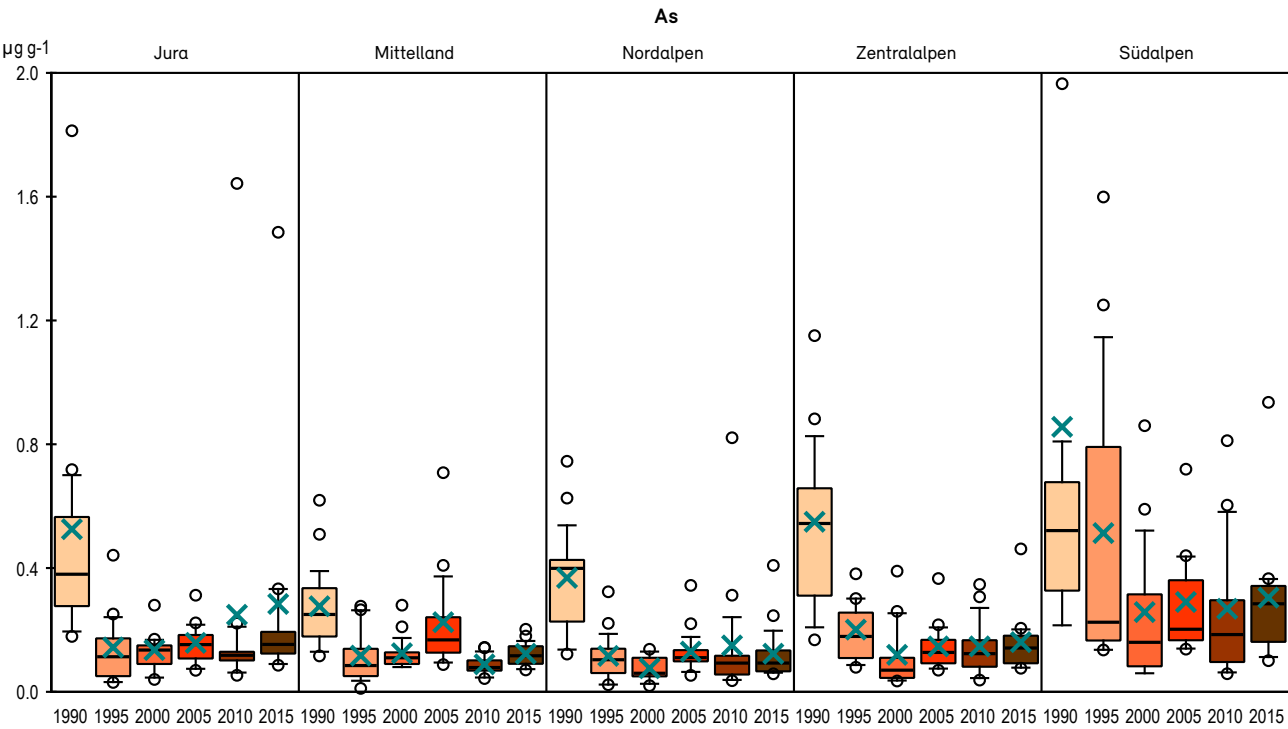


Tabelle 8

As-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	73	73	73	73	73
Max	2.88	1.60	0.86	4.14	1.64	1.48
90er Perzentil	0.75	0.32	0.27	0.37	0.31	0.33
50er Perz. = Median	0.38	0.14	0.11	0.16	0.11	0.14
90er Perzentil	0.18	0.04	0.05	0.09	0.06	0.08
Min	0.12	0.01	0.02	0.05	0.04	0.06
Mittelwert	0.48	0.21	0.14	0.25	0.17	0.19

Tabelle 9

As-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 64 %	– 19 %	+ 48 %	– 33 %	+ 31 %	– 62 %
Mittelwert	– 56 %	– 33 %	+ 76 %	– 31 %	+ 10 %	– 61 %
P-Wert	<0.0001	0.10	<0.0001	0.0017	0.054	<0.0001

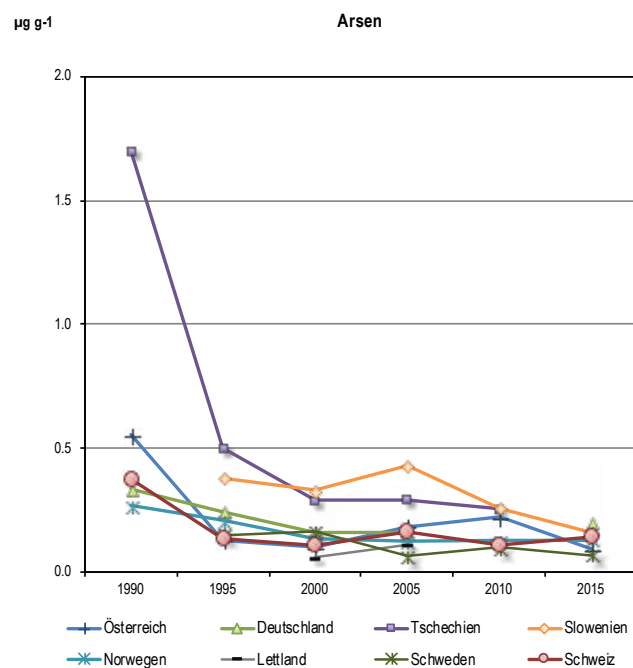
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

In den fünf Ländern in denen schon 1990 gemessen wurde, nahmen die As-Konzentrationen zwischen 1990 und 2000 ab. In den folgenden Jahren gab es keine abnehmende Tendenz mehr (Abbildung 21). In Tschechien und Slowenien fanden sich bis 2010 die höchsten Konzentrationen. Der Median von Tschechien betrug 1990 das 4.5-fache der Schweizer Werte, auch 2010 war dieser noch um das 2.3-fache höher, wie auch in Slowenien. 2015 waren die Unterschiede in den acht Ländern deutlich geringer als in den früheren Erhebungen.

Abbildung 21

Medianwerte der As-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Arsen-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

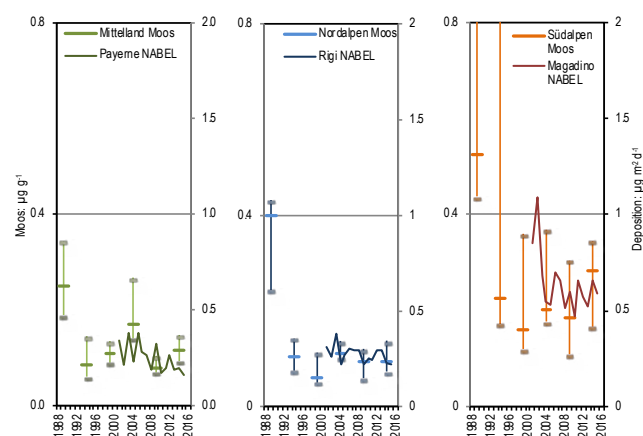
Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 22 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Depositionsdaten sind jedoch erst seit 2001 erhältlich. Wie bei der Mooskonzentration ist auch die Deposition in der Südschweiz am höchsten, Nordalpen und Mittelland unterscheiden sich bei beiden Methoden wenig.

Abbildung 22

As-Konzentrationen in Moos verglichen mit As-Deposition

Die As-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte (Bergerhoff-Methode) an ländlichen NABEL-Stationen verglichen.



Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU/NABEL

2.2.4 Ba – Barium

Wegen der hohen Reaktivität kommt Barium (Ba) in der Natur nicht elementar vor, sondern nur in Verbindungen. Alle wasserlöslichen Verbindungen von Barium gelten als toxisch, fussend auf der physikalischen und chemischen Ähnlichkeit zu Calcium. Das selbst in Salzsäure unlösliche Bariumsulfat ist nicht toxisch. Ba gilt nicht als essentiell für Tier und Mensch, für Pflanzen allerdings schon. Ba kommt natürlicher Weise und unabhängig von Immissionen in höheren Pflanzen wie auch in Moosen vor (Scharer und Schropp, 1937; Chiarenzelli et al. 2001). Ba wird in verschiedenen Legierungen verwendet und zum Beispiel bei der Produktion von Ziegelsteinen beige setzt, um das allenfalls im Ton enthaltene Sulfat zu binden

(Trueb 1996). Bariumsulfat wird auch als weisses Farbpigment eingesetzt. Eine Emissionsquelle in der Schweiz sind die Feuerwerke, bei welchen die grüne Farbe aus Bariumnitrat oder -chlorat gebildet wird.

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen, dass es über die 25 Jahre keine signifikanten Änderungen in der Konzentration im Moos gegeben hat (Abbildung 23, Abbildung 24, Tabelle 10 und Tabelle 11).

Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte. Vermutlich ist dies eine Folge der hohen Niederschlagsmengen.

Abbildung 23

Räumliche und zeitliche Verteilung der Ba-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Bariumkonzentration in den Moosproben der drei Erhebungen 1990, 1995 und 2015. Von 2000, 2005 und 2010 wurden nur Mischproben pro Naturraum gemessen. Die Grösse der Punktfäche ist proportional zur Konzentration im Moos.

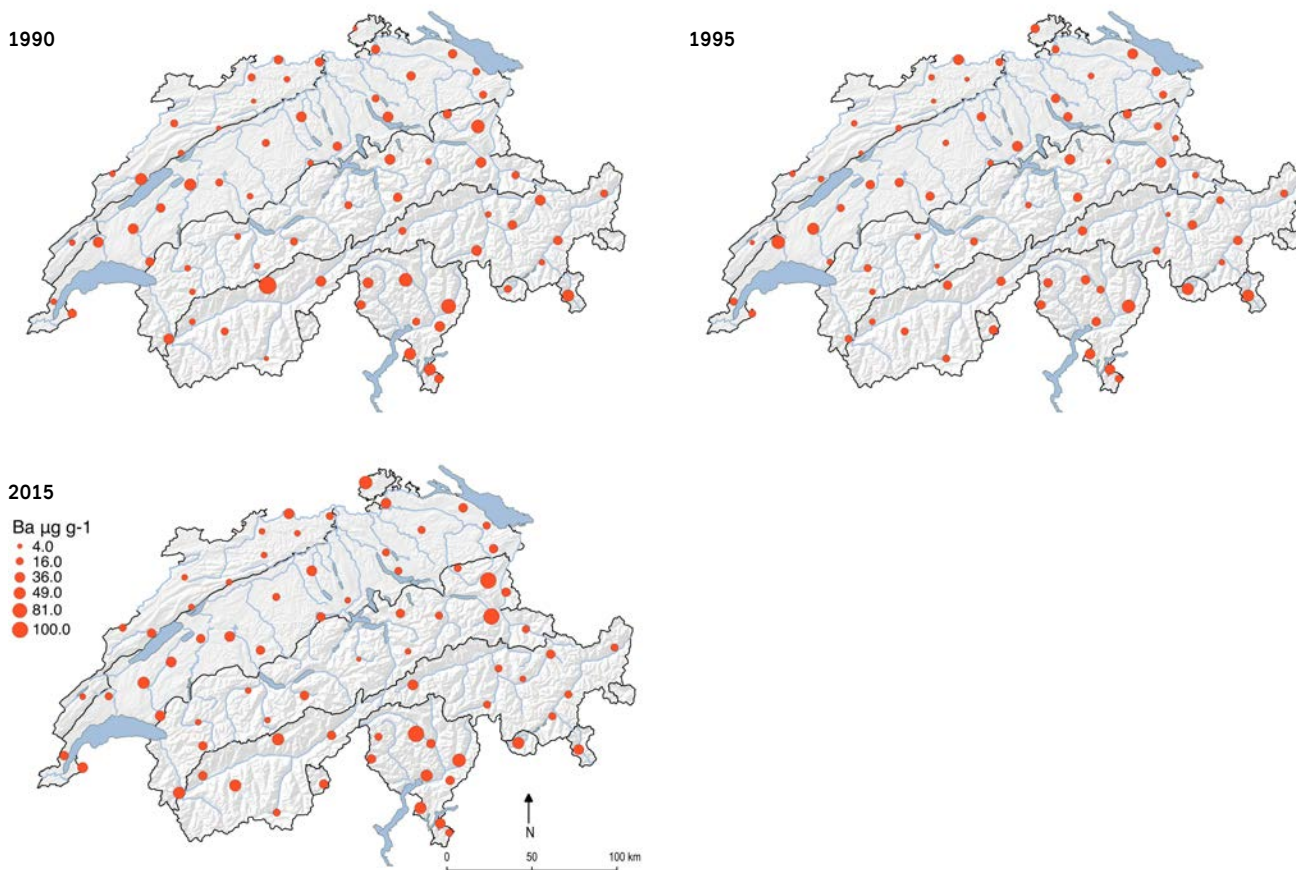


Abbildung 24

Ba-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Ba-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Von 2000, 2005 und 2010 gibt es nur Mischprobenresultate.

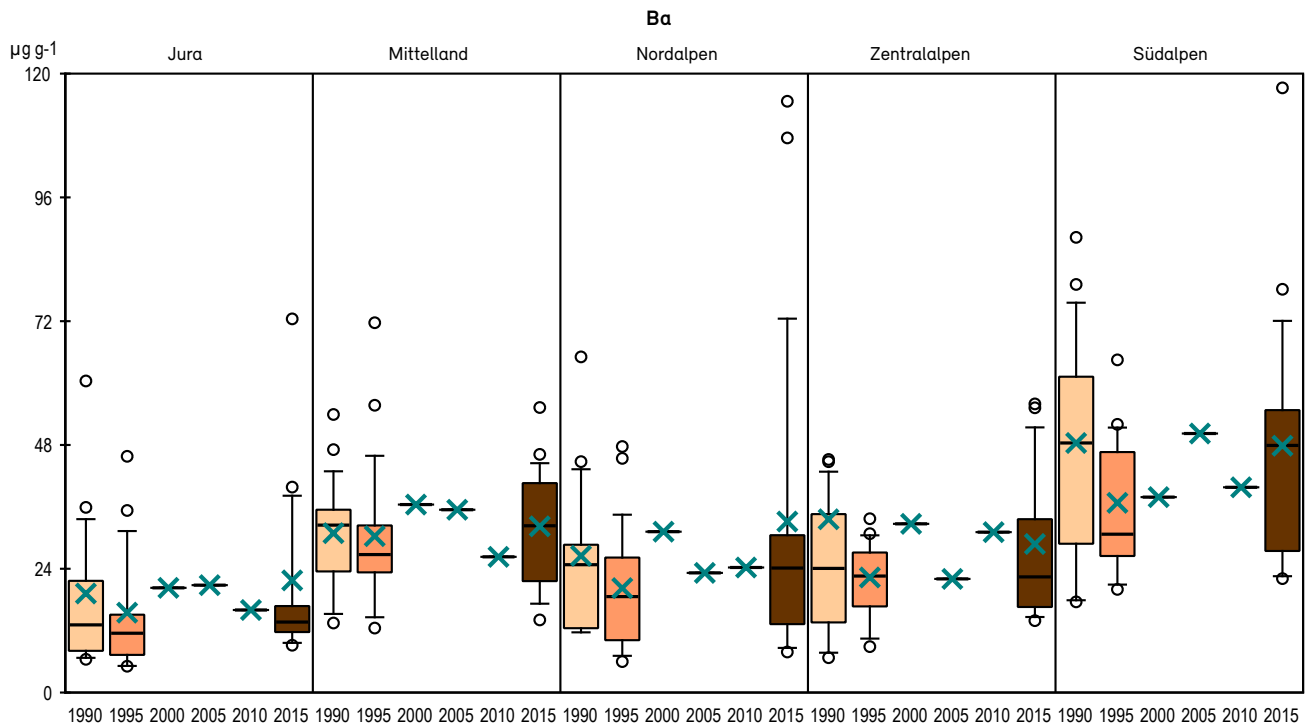


Tabelle 10

Ba-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	72				73
Max	130.0	71.7				117.2
90er Perzentil	60.4	45.9				55.8
50er Perz. = Median	27.2	23.4				28.7
90er Perzentil	10.6	9.4				12.6
Min	6.4	5.1				7.9
Mittelwert	31.1	25.1				32.9
Mischprobe	32.9	27.2	32.2	30.6	27.4	

Tabelle 11

Ba-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 14 %					
Mittelwert	– 19 %	+ 28 %	– 5 %	– 10 %	+ 20 %	+ 6 %
P-Wert	0.10					0.49

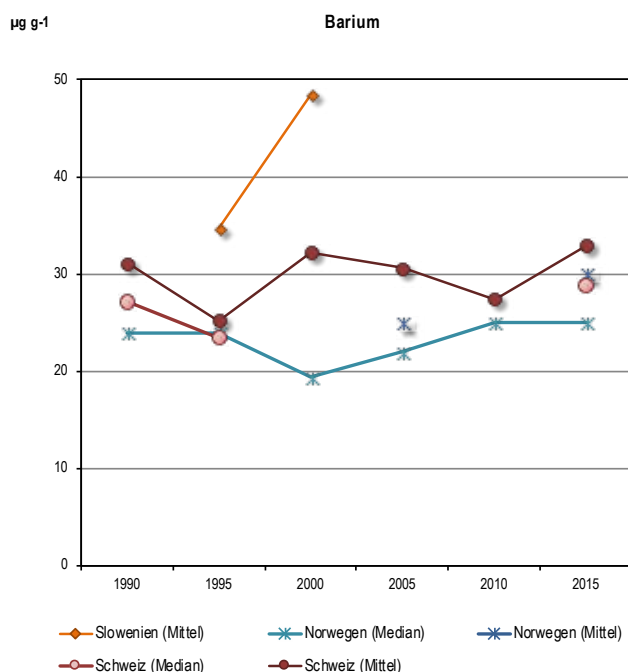
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Vergleichswerte von anderen Ländern gibt es wenige. Die Schweizer Werte sind denjenigen von Norwegen ähnlich, die slowenischen sind höher (Abbildung 25).

Abbildung 25

Ba-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit Norwegen und Slowenien

Darstellung der Ba-Median- und Mittelwerte der Moosproben mit Norwegen und Slowenien über die sechs Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.5 Bi – Bismut

Für Tier und Mensch gilt Bismut (Bi) als nicht toxisch. Es wird in der Industrie nur wenig verwendet, es gelangt vor allem bei der Verhüttung von anderen Metallen in die Umwelt. Die anthropogenen Emissionen in die Luft überwiegen die natürlichen.

1990 wurde Bismut in der Schweiz nicht analysiert. Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen keinen eindeutigen Trend. (Abbildung 26, Abbildung 27, Tabelle 12 und Tabelle 13). Möglicherweise sind auch analytische Unsicherheiten für diese Schwankungen verantwortlich. Für Bi war kein Vergleich mit den Referenzmoosen möglich.

Nur kleine Unterschiede sind innerhalb der Nordschweiz zu finden, in den Zentralalpen wurden relativ niedrige Werte gemessen, die Südschweiz zeigte hingegen, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte, vermutlich als Folge der hohen Niederschlagsmengen und der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

Abbildung 26

Räumliche und zeitliche Verteilung der Bi-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Bi-Konzentration in den Moosproben über die fünf Erhebungen 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. 1990 wurde Bi nicht gemessen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

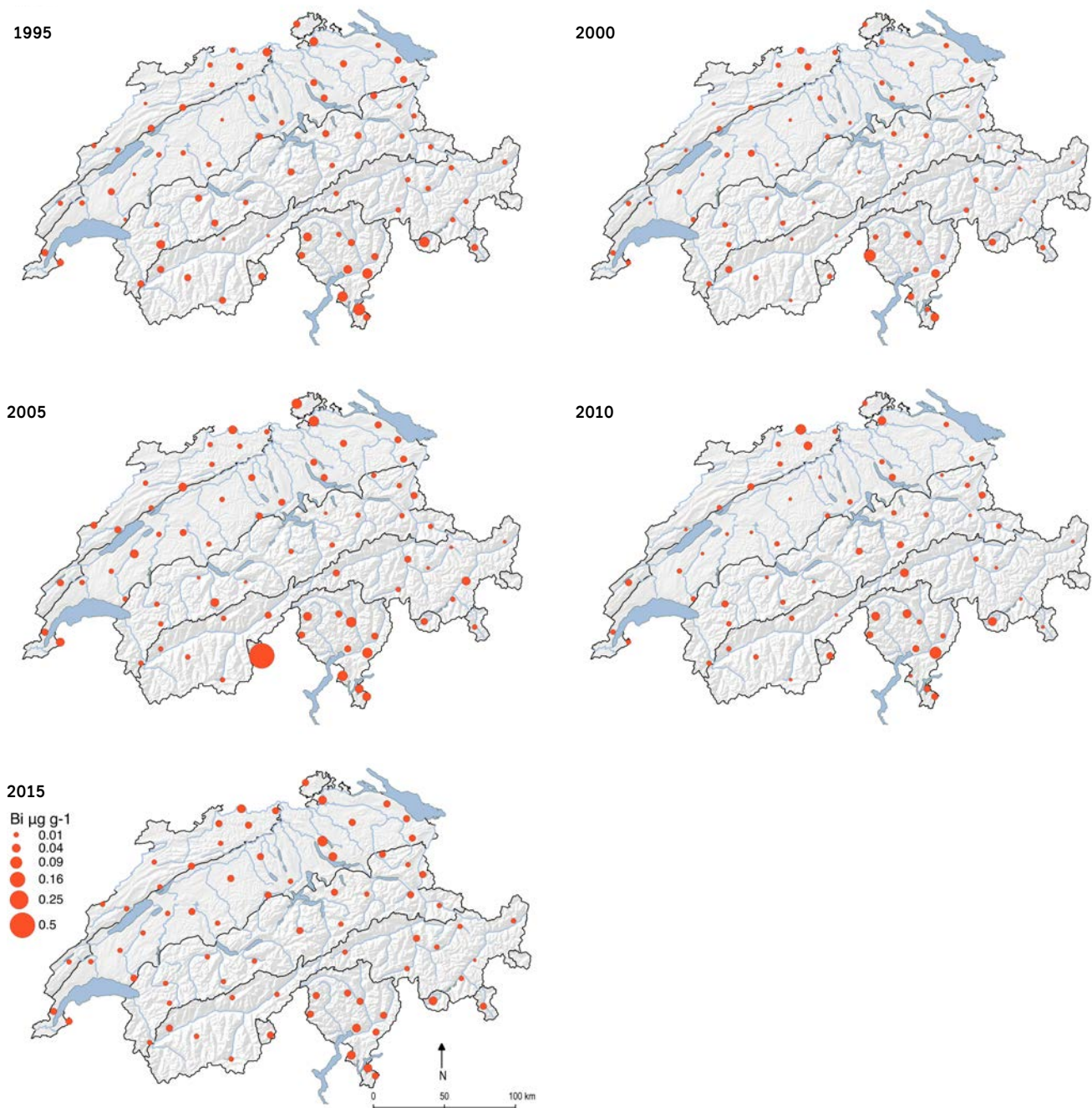


Abbildung 27

Bi-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Bi-Konzentration in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. 1990 wurde Bi nicht gemessen.

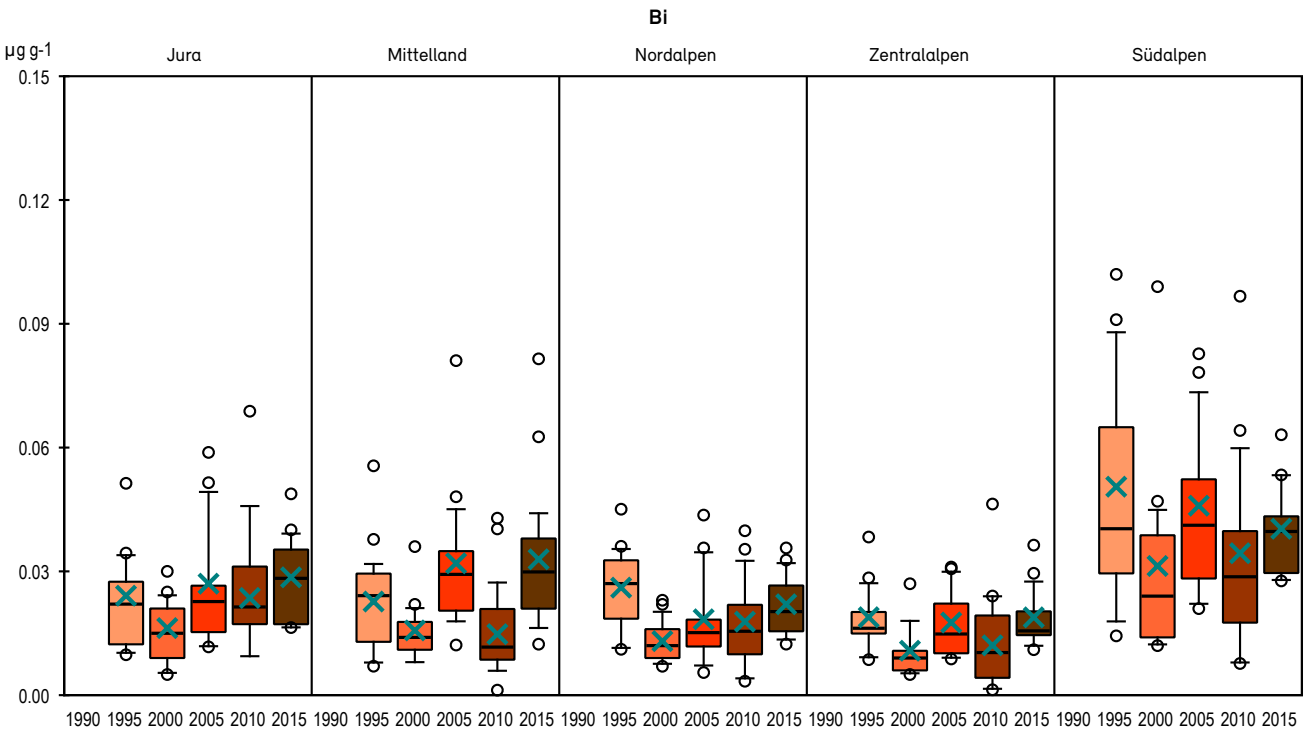


Tabelle 12

Bi-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		73	73	73	67	73
Max		0.102	0.099	0.549	0.097	0.082
90er Perzentil		0.048	0.029	0.054	0.043	0.042
50er Perz. = Median		0.025	0.014	0.027	0.018	0.027
90er Perzentil		0.012	0.007	0.012	0.006	0.015
Min		0.007	0.005	0.005	0.001	0.011
Mittelwert		0.028	0.017	0.037	0.022	0.029

Tabelle 13

Bi-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 44 %	+ 90 %	– 31 %	+ 48 %	+ 9 %
Mittelwert	– 38 %	+ 114 %	– 42 %	+ 32 %	+ 2 %
P-Wert	<0.0001	<0.0001	0.0004	<0.0001	0.30

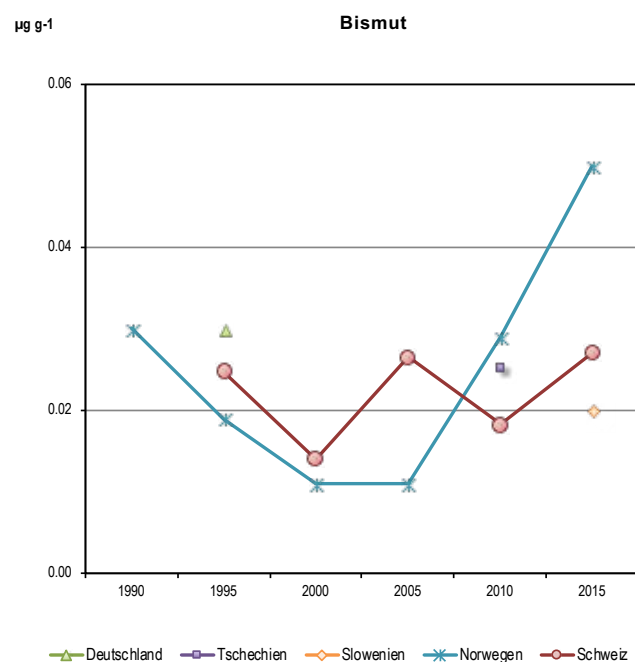
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Vergleichswerte aus anderen Ländern gibt es wenige (Abbildung 28). Die Schweizer Werte zeigen über die ganze Zeit keine Ab- oder Zunahme. Norwegische Werte nahmen von 1990 bis 2005 ab, stiegen dann aber wieder an, bis zum Höchstwert im 2015. Die wenigen Daten der anderen Länder befinden sich in der gleichen Grössenordnung wie jene der Schweiz.

Abbildung 28

Bi-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Bi-Medianwerte (wo vorhanden) der Moosproben von fünf europäischen Ländern über die fünf Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.6 Cd – Cadmium

Cadmium (Cd) ist für Pflanzen, Tiere und Menschen toxisch. Es kommt überwiegend aus anthropogenen Quellen wie z. B. der Metallindustrie oder aus Kehrlichtverbrennungsanlagen. Der Ausstoss hat in den letzten beiden Jahrzehnten dank der Sanierung von Anlagen stark abgenommen.

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen von 1990 bis 2010 eine kontinuierliche signifikante Abnahme von mehr als 60%. Zwischen 2010 und 2015 hingegen ist die Abnahme nicht mehr signifikant (Abbildung 29, Abbildung 30, Tabelle 14 und Tabelle 15). Dieser Rückgang kann vor allem auf Sanierungen von Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) und Anlagen der Metallindustrie zurückgeführt werden. Die Werte im Jura und im Mittelland sind ähnlich, niedrigere Werte wurden in den Nordalpen und vor allem in den Zentralalpen gemessen. Die Südschweiz zeigt meist die höchsten Werte. Neben den hohen Niederschlägen wird in der Südschweiz auch die Nähe zur hoch industrialisierten Poebene eine Rolle spielen.

Abbildung 29

Räumliche und zeitliche Verteilung der Cd-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Cd-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

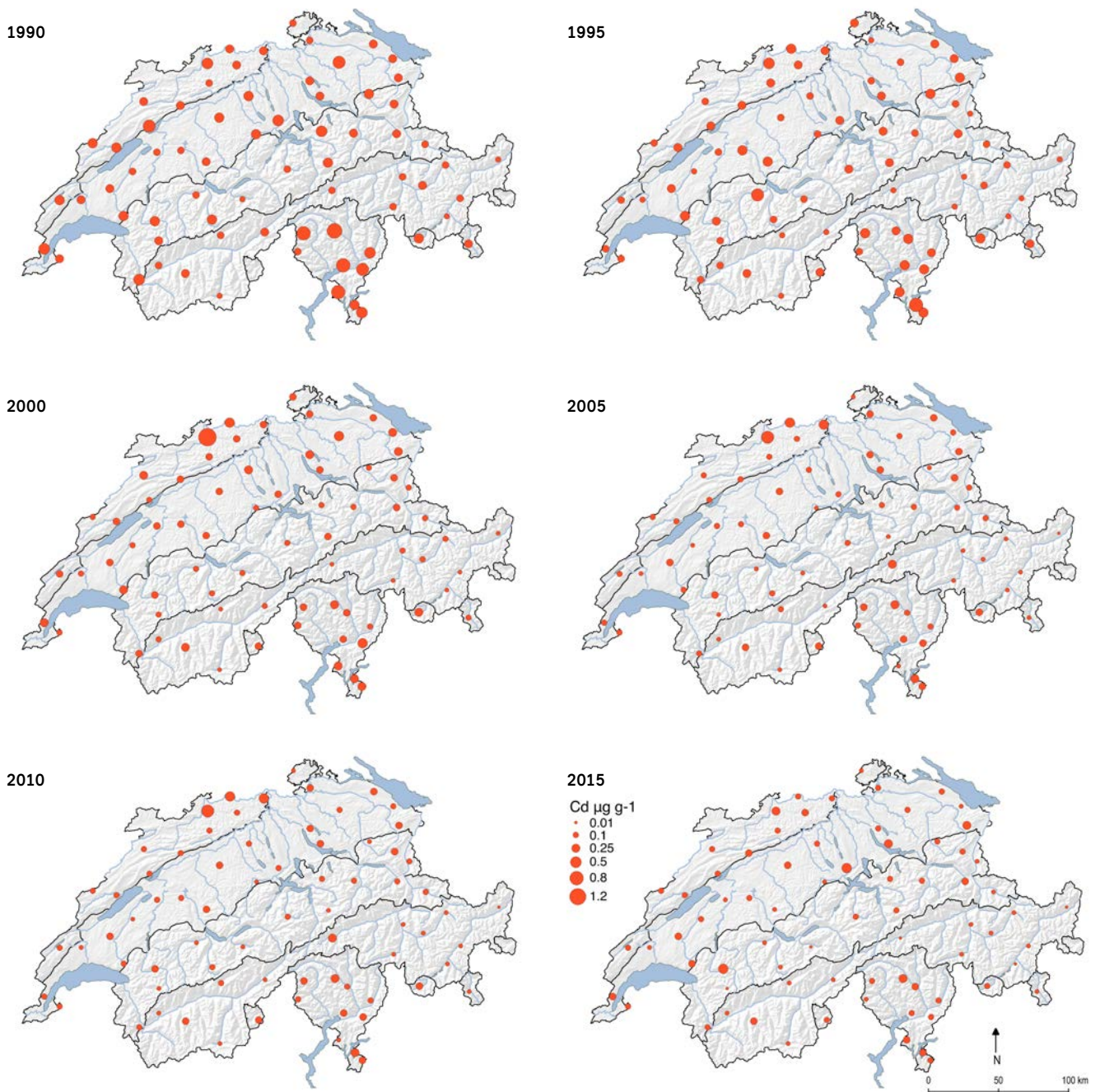


Abbildung 30

Cd-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Cd-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

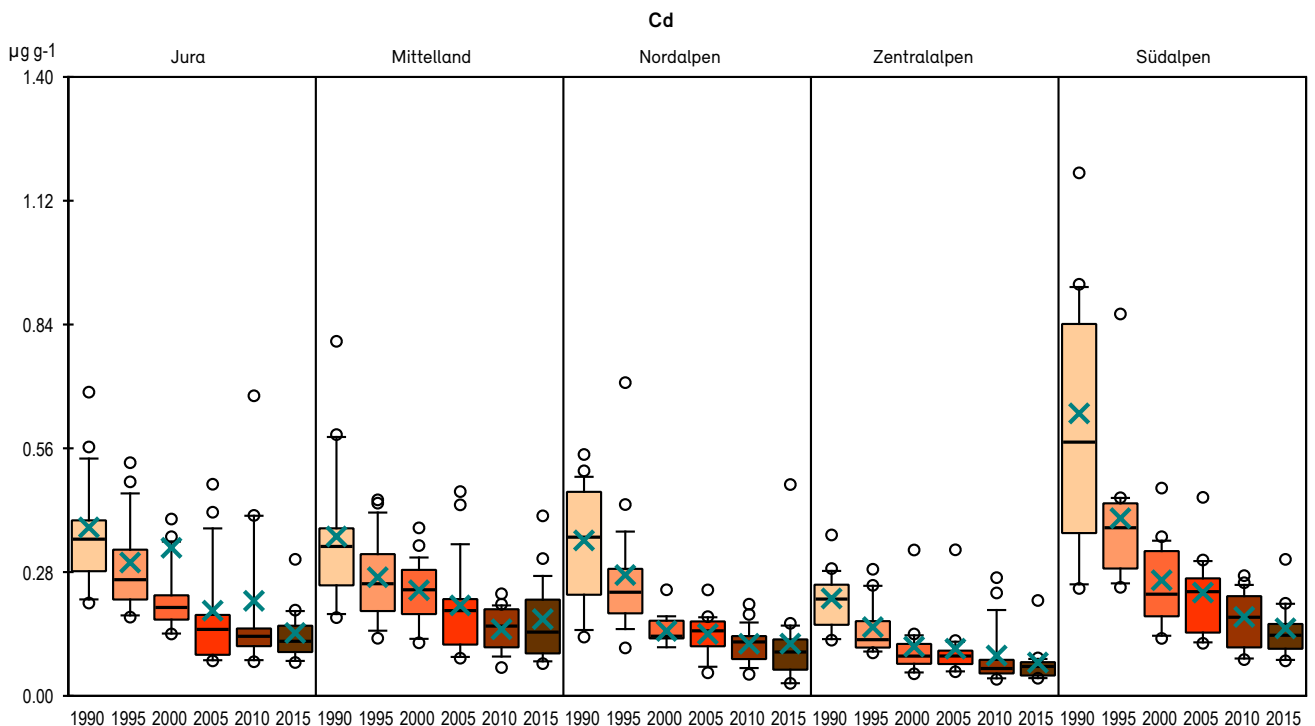


Tabelle 14

Cd-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	73	73	73	73	73
Max	1.18	0.86	1.53	0.48	0.68	0.48
90er Perzentil	0.60	0.44	0.33	0.31	0.23	0.23
50er Perz. = Median	0.34	0.26	0.18	0.15	0.13	0.12
90er Perzentil	0.18	0.13	0.10	0.09	0.06	0.06
Min	0.13	0.10	0.05	0.05	0.04	0.03
Mittelwert	0.38	0.28	0.22	0.18	0.15	0.14

Tabelle 15

Cd-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 24 %	– 30 %	– 16 %	– 16 %	– 7 %	– 65 %
Mittelwert	– 27 %	– 23 %	– 17 %	– 17 %	– 9 %	– 65 %
P-Wert	0.0002	0.0002	0.072	0.021	0.28	<0.0001

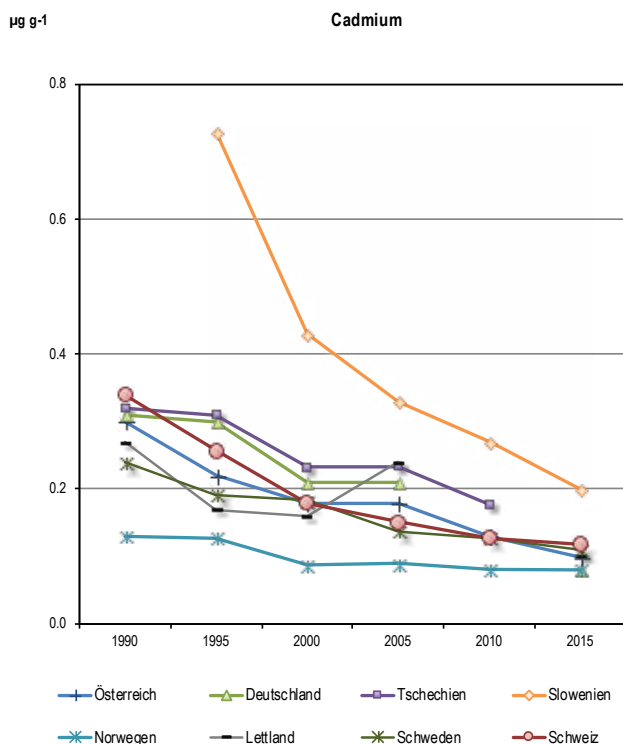
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

In allen Ländern nahmen die Cadmium-Mediane seit 1990 deutlich ab (Abbildung 31). Deutschland und Tschechien zeigten meist leicht höhere, Österreich, Schweden und Lettland eher niedrigere oder ähnliche Werte wie die Schweiz. Hohe Konzentrationen wurden in Slowenien gemessen (1995 das 2.8, 2015 das 1.7-fache der Schweiz), die niedrigsten Werte fand man in Norwegen (1990 38 %, 2015 69 % der Schweizer Werte).

Abbildung 31

Cd-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Cd-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

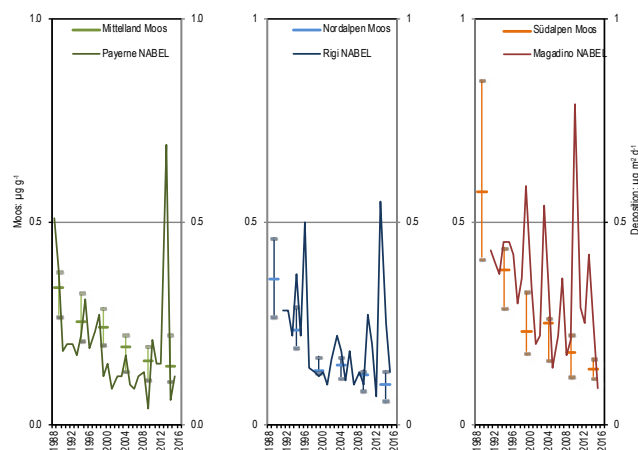
Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 32 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Bei beiden Messverfahren nahmen die Werte seit Anfang der 1990er Jahre deutlich ab. Bei der Deposition waren die Schwankungen von Jahr zu Jahr jedoch sehr gross. Die deutlich höheren Konzentrationen in Magadino gegenüber Rigi und Payerne spiegelt sich bei den Mooskonzentrationen nur am Anfang der Messreihe. Es ist zu beachten, dass die NABEL-Stationen Payerne und Magadino im Landwirtschaftsland in der Ebene liegen, die Moossammelorte sich aber an den Hängen der Täler befinden, an Orten praktisch ohne landwirtschaftliche Nutzung.

Abbildung 32

Cd-Konzentrationen in Moos verglichen mit Cd-Deposition

Die Cd-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 werden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne.



Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt/NABEL

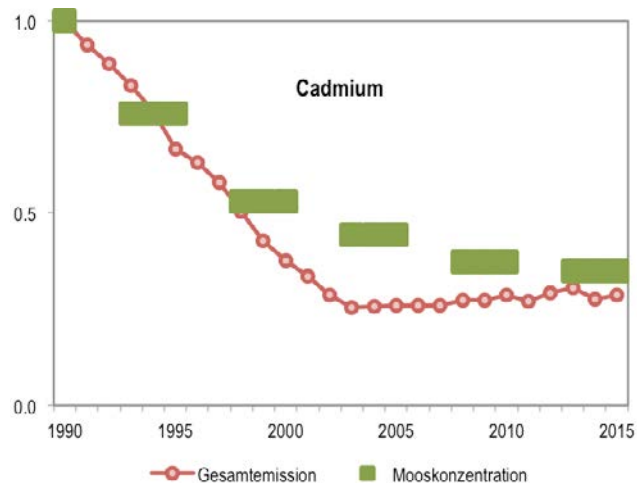
Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Wie Abbildung 33 zeigt, spiegelt sich die Abnahme der modellierten Emissionen in den Cadmiumkonzentrationen in den Moosproben (dargestellt ist der Median). Die Abnahme kann vor allem auf die Sanierung der KVAs zurückgeführt werden. Die Emissionen haben zwischen 1990 und 2015 um 71 %, die Konzentrationen in den Moosen um 65 % abgenommen. Cadmium im Boden von früheren Emissionen kann durch Bodenbearbeitung und Wind wieder in die Luft geraten und andersorts neu abgelagert werden, da Schwermetalle im Boden nicht abgebaut sondern nur verlagert oder verdünnt werden (BAFU 2015).

Abbildung 33

Cd-Konzentrationen verglichen mit Emissionen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Cd-Konzentrationen im Moos und die Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen.



Quelle: Emissionsinventar Schweiz (Territorial total), BAFU 2017

2.2.7 Co – Cobalt

Cobalt (Co) ist essenziell für Pflanzen, Tier und Mensch und erst in grösseren Mengen toxisch. Co wird vor allem in Legierungen, für Permanentmagnete und in der Keramikindustrie verwendet. Seit den Sanierungen der Metallindustrie stammen die Emissionen überwiegend aus natürlichen Quellen.

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen von 1990 bis 1995 eine signifikante Abnahme von rund 40 %. (Abbildung 34, Abbildung 35, Tabelle 16 und Tabelle 17). Zwischen 1995 und 2015 sind die Änderungen nur gering. Die Werte in der Nordschweiz und den Zentralalpen sind ähnlich, die Südschweiz zeigt meist, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte, dies vermutlich wegen den hohen Niederschlagsmengen.

Abbildung 34

Räumliche und zeitliche Verteilung der Co-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Co-Konzentration in den Moosproben der fünf Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2010 und 2015. 2005 wurde Co nicht gemessen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

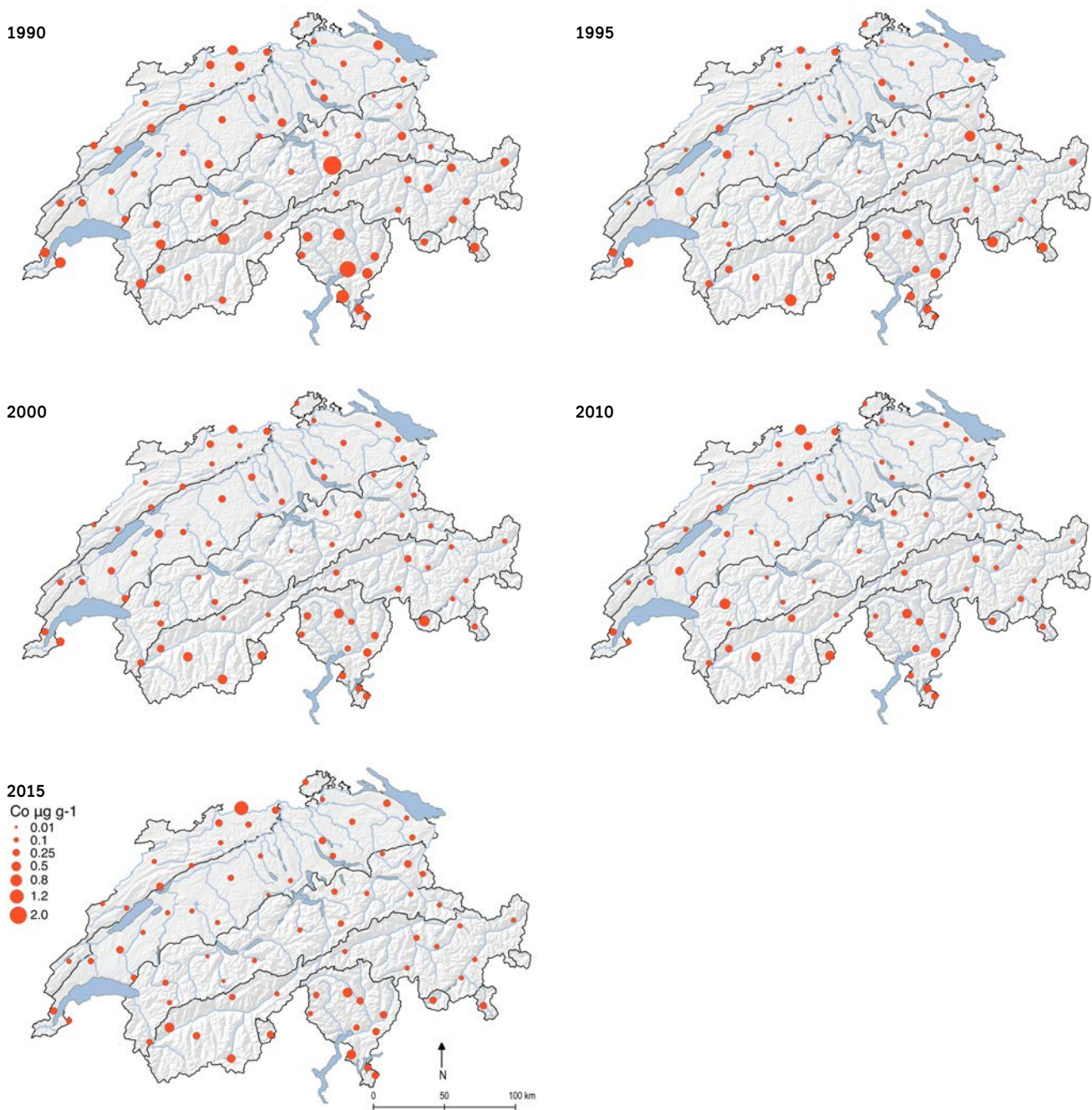


Abbildung 35

Co-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Co-Konzentrationen in den Moosproben. 2005 wurde Co nicht gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

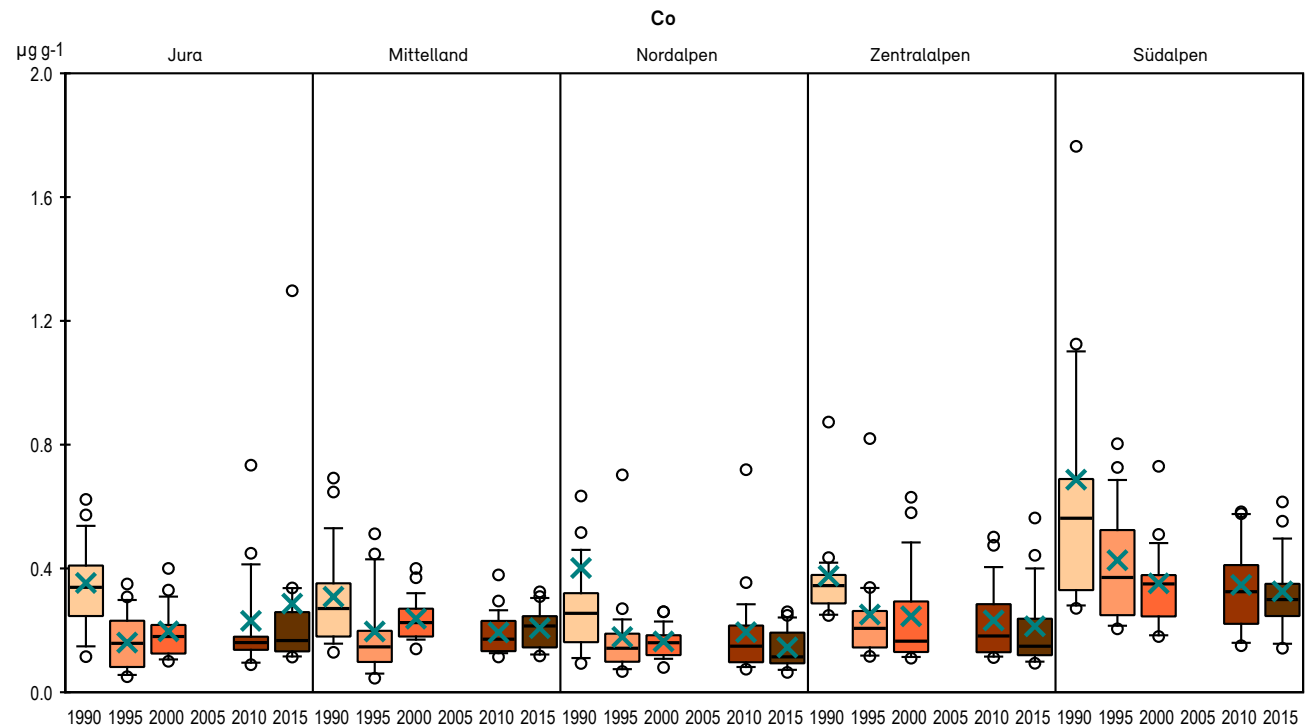


Tabelle 16

Co-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	72	73		73	73
Max	2.28	0.82	0.73		0.73	1.30
90er Perzentil	0.65	0.45	0.39		0.46	0.34
50er Perz. = Median	0.33	0.18	0.19		0.17	0.19
90er Perzentil	0.17	0.08	0.12		0.12	0.10
Min	0.09	0.05	0.08		0.07	0.06
Mittelwert	0.41	0.24	0.24		0.23	0.23
Mischprobe	0.36	0.26	0.25		0.24	

Tabelle 17

Co-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 45 %	+ 3 %	– 9 %	+ 11 %	– 42 %
Mittelwert	– 42 %	– 2 %	– 1 %	– 2 %	– 45 %
P-Wert	<0.0001	0.31	0.55	0.74	<0.0001

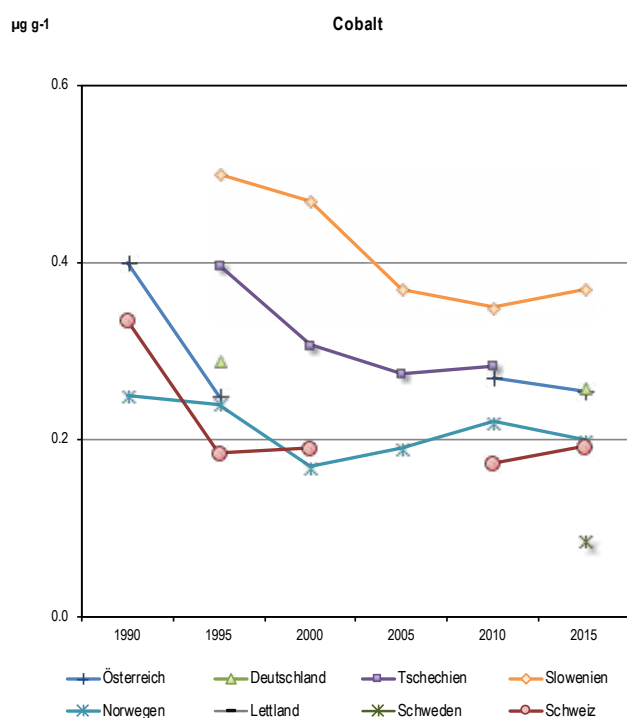
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Median-Werte aus Österreich und Deutschland waren etwas höher, diejenigen von Tschechien (2.1 bis 1.6-fach) und vor allem Slowenien (2.7 bis 1.9-fach) deutlich höher als die Schweizer Werte (Abbildung 36). Die Schweizer Werte waren von 1995 bis 2015 ähnlich wie die norwegischen, 1990 etwas höher. Schweden zeigte 2015 den niedrigsten Wert.

Abbildung 36

Co-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Co-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.8 Cr – Chrom

Chrom (Cr) ist ein essentielles Element, wirkt jedoch in der Cr(VI)-Form toxisch. Es wird vor allem in Legierungen (z. B. Edelstahl) und Farbpigmenten verwendet. Die natürlichen Emissionen überwiegen die anthropogenen.

Cr ist ein schwieriges Element für die Analytik. Aus diesem Grund müssen die Resultate mit Vorsicht interpretiert werden. Die Konzentrationen nahmen zwischen 1990 und 1995 etwa um ein Drittel ab und stiegen 2005 vor allem im Jura und im Mittelland an. 2010 sanken die Werte in diesen Gebieten meist wieder und blieben 2015 in etwa gleich (Abbildung 37, Abbildung 38, Tabelle 18, Tabelle 19). Auch in Deutschland waren die 2005 und 2015 Werte höher als bei allen anderen Erhebungen (2010 wurde nicht gemessen). Die Südschweiz zeigt auch bei Cr oft die höchsten Werte an, aber die Unterschiede sind kleiner als bei den meisten anderen gemessenen Elementen.

Abbildung 37

Räumliche und zeitliche Verteilung der Cr-Konzentration in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Cr-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

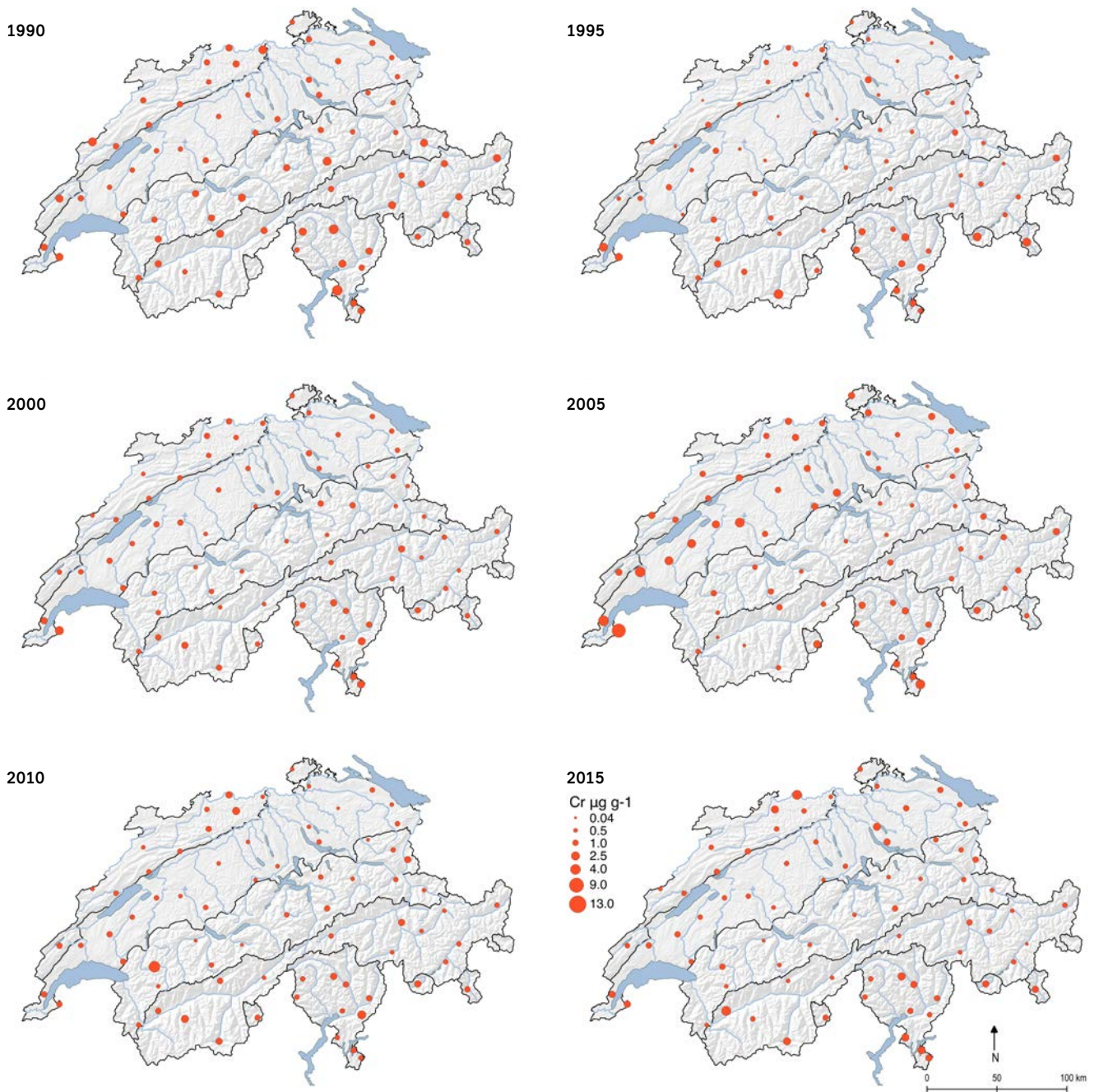


Abbildung 38
Cr-Konzentration: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Cr-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

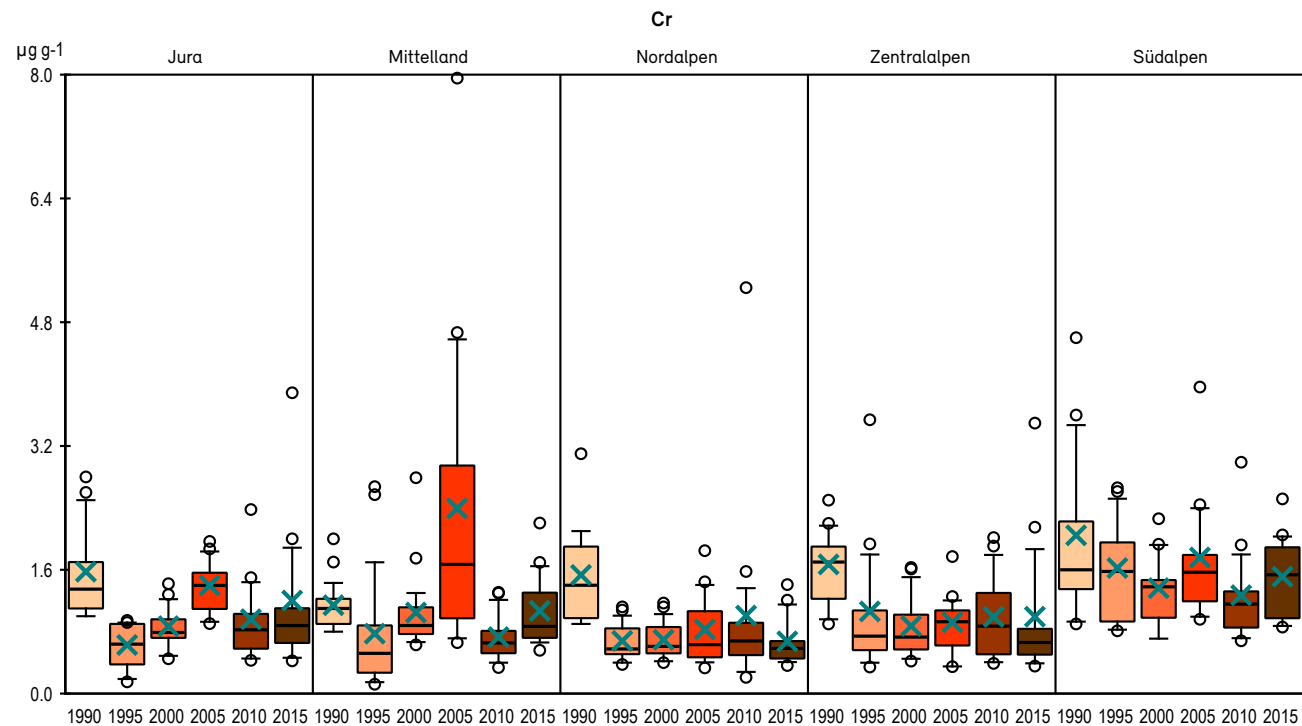


Tabelle 18
Cr-Konzentration in den Moosproben: Eckdaten
Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	73	73	73	73	73
Max	4.60	3.54	2.79	14.50	5.25	3.89
90er Perzentil	2.21	1.93	1.58	2.85	1.52	1.97
50er Perz. = Median	1.40	0.74	0.86	1.19	0.80	0.85
90er Perzentil	0.90	0.33	0.53	0.53	0.44	0.48
Min	0.80	0.12	0.40	0.33	0.21	0.36
Mittelwert	1.55	0.94	0.97	1.68	0.97	1.07

Tabelle 19
Chromkonzentration in den Moosproben: zeitliche Veränderungen
Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 47 %	+ 16 %	+ 39 %	– 33 %	+ 6 %	– 40 %
Mittelwert	– 39 %	+ 4 %	+ 72 %	– 42 %	+ 10 %	– 31 %
P-Wert	<0.0001	0.055	0.0003	<0.0001	0.23	<0.0001

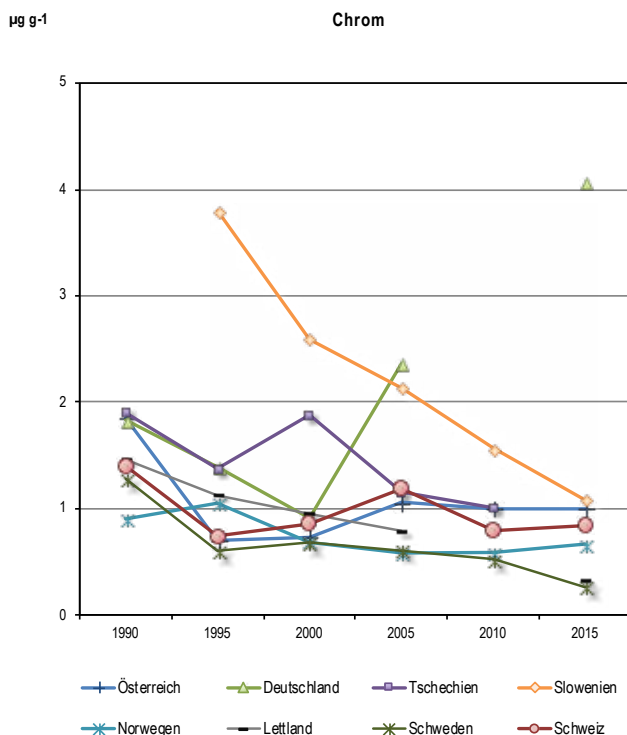
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Chromkonzentrationen nahmen seit 1990 praktisch in allen Ländern ab (mit zwischenzeitlichen Zunahmen) ausser in Deutschland (Abbildung 39). Norwegen, Schweden, Österreich und Lettland weisen meist niedrigere oder ähnliche Werte wie die Schweiz auf. Werte in Tschechien und Deutschland sind meist deutlich höher. Slowenien weist 1995 einen sehr hohen Wert aus, die Werte waren mehr als fünfmal so hoch wie die Schweiz. Danach sank die Konzentration kontinuierlich und wies 2015 Werte in der gleichen Grössenordnung wie die Schweiz auf.

Abbildung 39

Medianwerte der Cr-Konzentration in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Cr-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.9 Cs – Cäsium

Cäsium (Cs) ist ein seltenes, sehr reaktives Element und kommt nicht elementar, sondern nur in Form von Verbindungen vor. Cs ist zwar nicht toxisch, doch das radioaktive Isotop ^{137}Cs stand im Rahmen der 1986-Katastrophe von Tschernobyl breit in der Öffentlichkeit, da es in grösseren Mengen in die Umwelt gelangte. Cs findet in der Industrie kaum Anwendung und wird hauptsächlich in der Forschung verwendet. Cs ist das frequenzbestimmende Element in den Atomuhren.

Abbildung 40

Räumliche und zeitliche Verteilung der Cs-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Cs-Konzentration in den Moosproben der Erhebungen 1995 und 2015. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

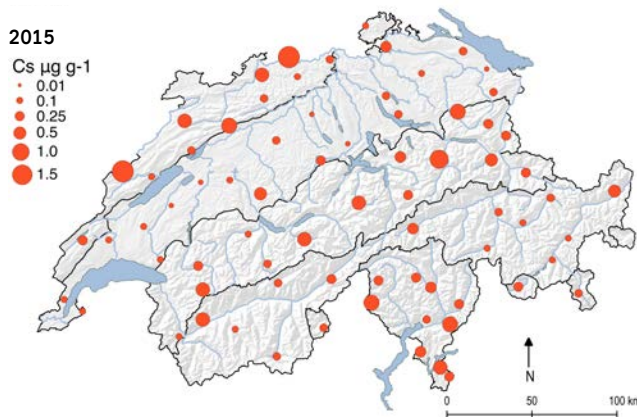
1995



2015

Cs $\mu\text{g g}^{-1}$

- 0.01
- 0.1
- 0.25
- 0.5
- 1.0
- 1.5



Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen zwischen 1990 und 1995 keine Änderung, 2000 wurde eine Zunahme verzeichnet, danach bleiben die Werte gleich (Abbildung 40, Abbildung 41, Tabelle 20 und Tabelle 21). Im Gegensatz zu den meisten anderen gemessenen Elementen sind die Werte im Mittelland deutlich niedriger als in den anderen Regionen.

Abbildung 41
Cs-Konzentrationen: Trends in Naturräumen
Boxplot-Darstellung der gemessenen Cs-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen 1995 und 2015. Von den anderen Erhebungen wurde Cäsium nur in Mischproben gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

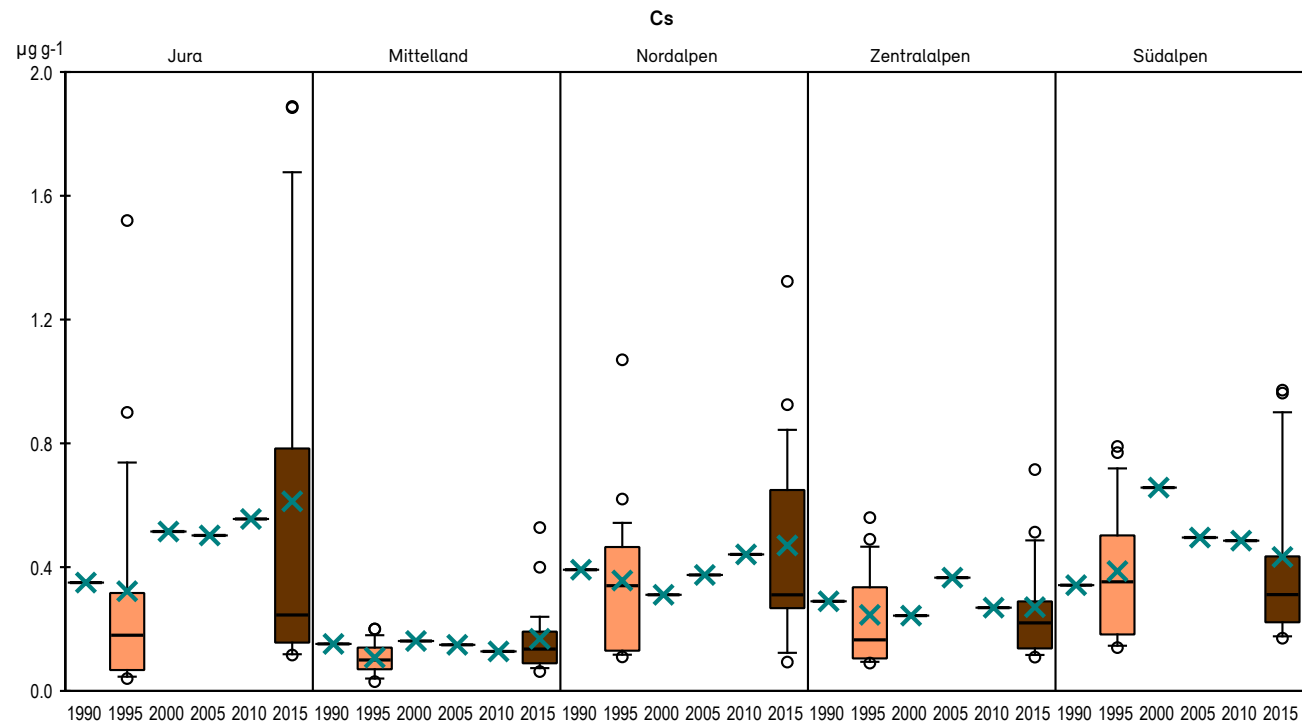


Tabelle 20
Cs-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten
Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		72				73
Max		1.52				1.89
90er Perzentil		0.56				0.79
50er Perz. = Median		0.17				0.23
90er Perzentil		0.07				0.11
Min		0.03				0.06
Mittelwert		0.27				0.37
Mischprobe	0.29	0.30	0.36	0.36	0.36	

Tabelle 21
Cs-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen
Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen. (Mittelwert) in den Moosproben

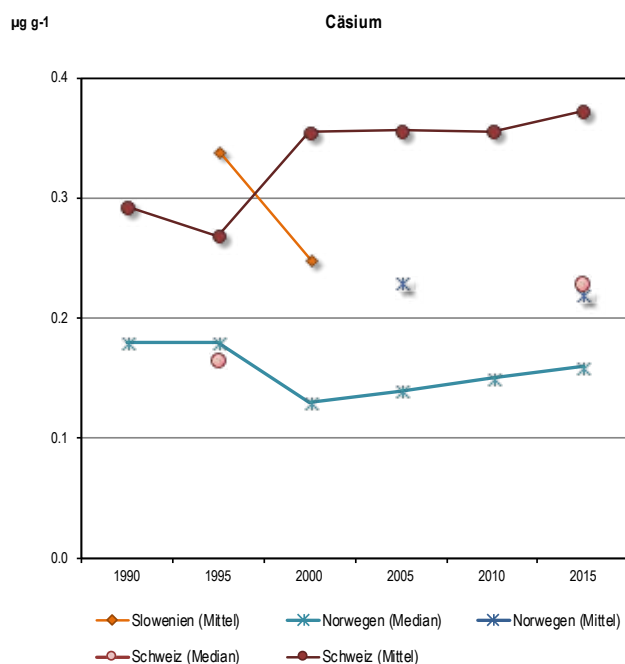
Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Mittelwert	– 8 %	+ 32 %	+ 1 %	0 %	+ 5 %	+ 27 %

Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Mittelwerte oder Mediane von Cs sind nur aus Norwegen und Slowenien bekannt (Abbildung 42). Slowenien zeigte ähnliche Mittelwerte, Norwegen deutlich niedrigere. Die Mediane aus Norwegen und der Schweiz sind allerdings ähnlich.

Abbildung 42

Cs-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern
Darstellung der Cs-Median- resp. Mittelwerte der Moosproben von drei europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.10 Cu – Kupfer

Kupfer (Cu) ist ein essentielles Element, das jedoch auf Algen und Pilze bereits in relativ geringen Mengen toxisch wirkt. Es wird vor allem in Legierungen, elektrischen Leitern und Verkleidungen verwendet. Die natürlichen Emissionen überwiegen die anthropogenen.

Die Cu-Konzentration hat sich über die sechs Erhebungen wenig verändert (Abbildung 43, Abbildung 44, Tabelle 22 und Tabelle 23). Dies entspricht den Erwartungen, da auch keine Einschränkung der Nutzung in der Schweiz stattfand. In der Südschweiz wurden wiederum relativ hohe Konzentrationen gemessen, mit einer tendenziellen Abnahme seit 1990. Dies ist wohl eine Folge der hohen Niederschlagsmengen.

Abbildung 43

Räumliche und zeitliche Verteilung der Cu-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Cu-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

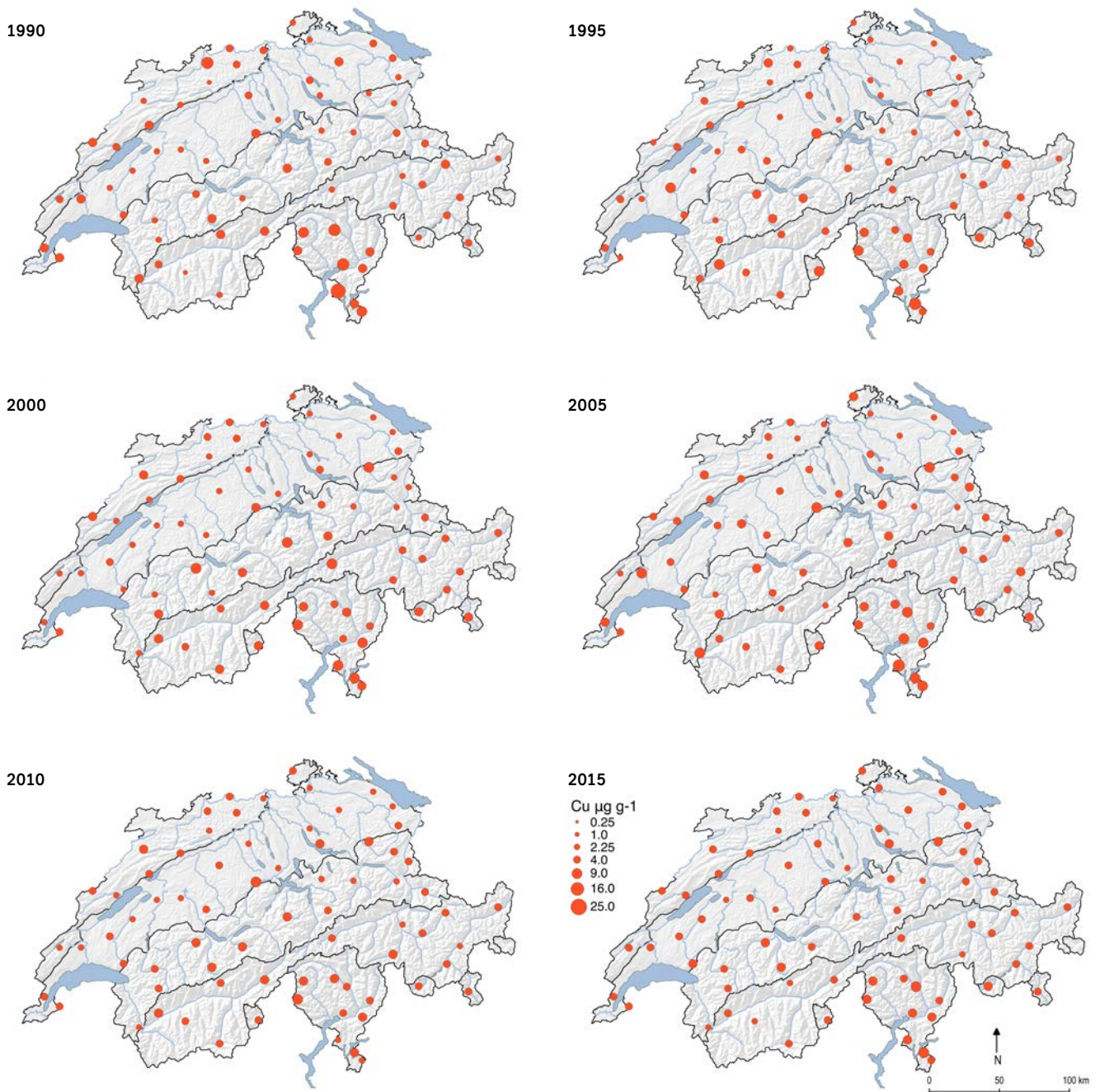


Abbildung 44

Cu-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Cu-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

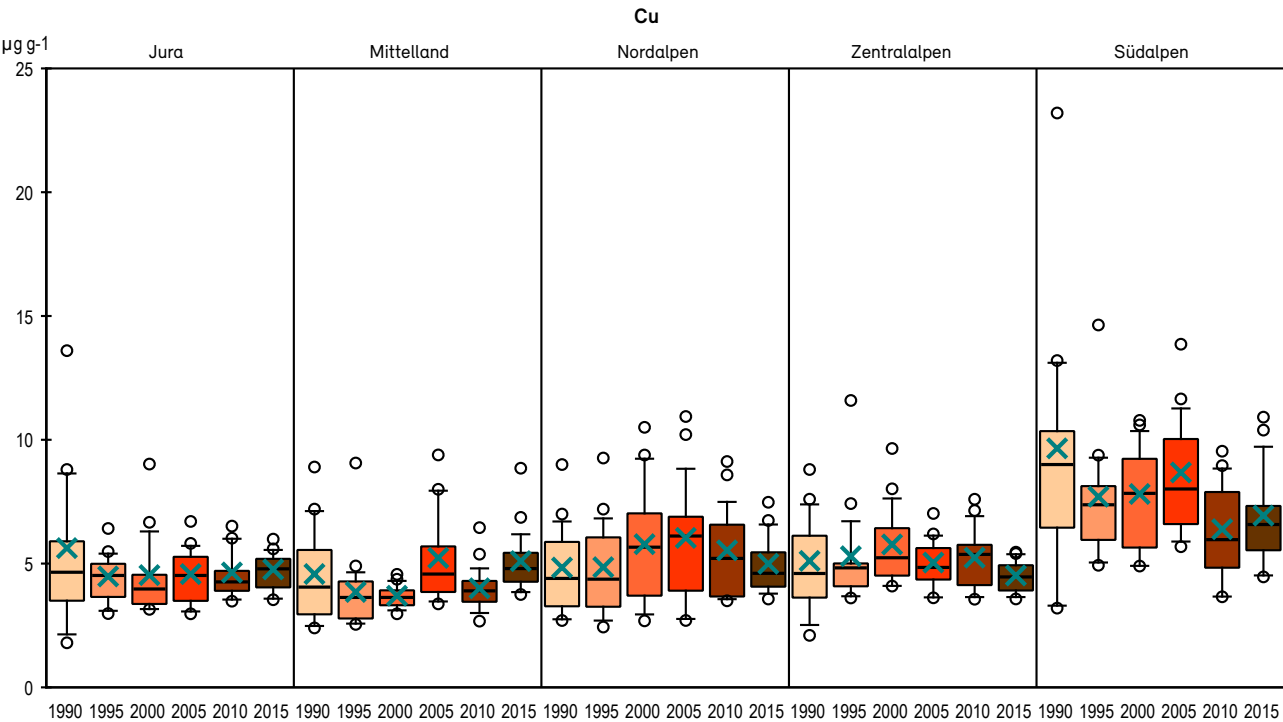


Tabelle 22

Cu-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in µg g⁻¹ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	69	73	73	73	73	73
Max	23.2	14.6	10.8	28.9	9.5	10.9
90er Perzentil	9.0	7.8	9.1	10.1	7.2	6.9
50er Perz. = Median	4.6	4.6	4.5	5.7	4.6	4.8
90er Perzentil	3.0	3.0	3.3	3.6	3.5	3.9
Min	1.8	2.4	2.7	2.7	2.7	3.5
Mittelwert	5.8	5.1	5.4	6.4	5.1	5.2

Tabelle 23

Cu-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	+ 1 %	– 2 %	+ 26 %	– 20 %	+ 5 %	+ 5 %
Mittelwert	– 11 %	+ 5 %	+ 19 %	– 21 %	+ 3 %	– 9 %
P-Wert	0.36	0.43	0.021	0.0027	0.33	0.98

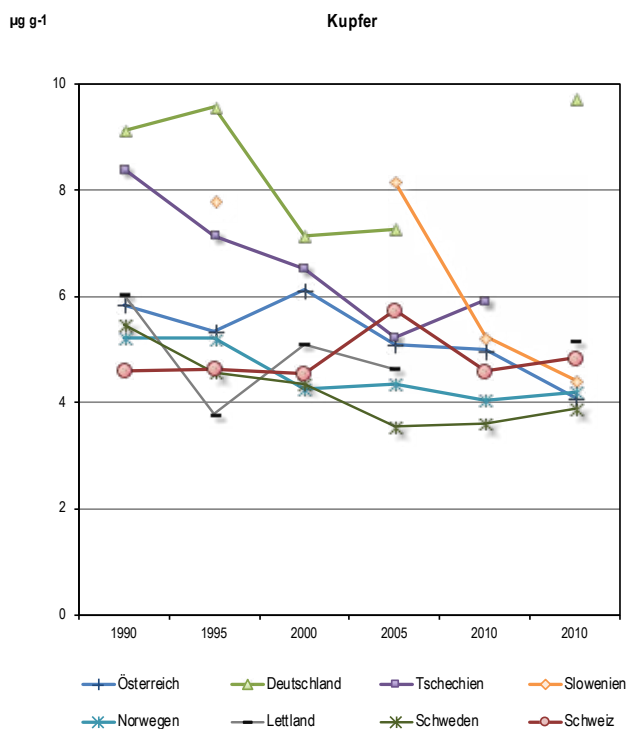
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Kupferkonzentration in Moosen zeigt seit 1990 ausser in der Schweiz und Lettland eine deutliche Abnahme (Abbildung 45). In Deutschland, Tschechien und Slowenien waren die Mediane in den 1990er Jahre deutlich höher als in der Schweiz, in Deutschland doppelt so hoch, auch Österreich zeigte zu Beginn der Messungen höhere Werte als die Schweiz.

Abbildung 45

Median Cu-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Cu-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

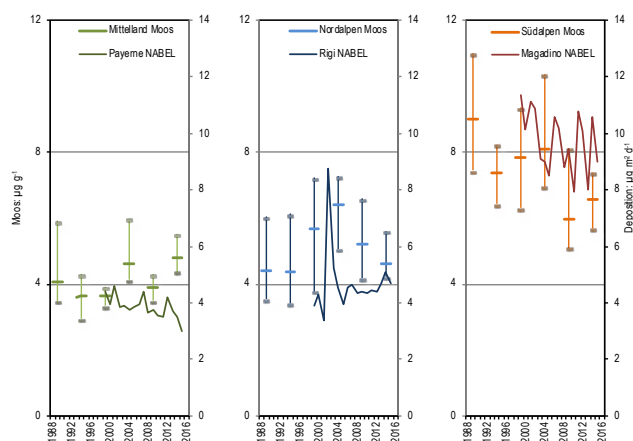
Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 46 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte (seit 1999) an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Wie bei der Deposition zeigt auch die Mooskonzentration in den Südalpen deutlich höhere Werte an als in den Nordalpen und im Mittelland.

Abbildung 46

Cu-Konzentrationen in Moos verglichen mit Kupferdeposition

Die Cu-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne.



Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU/NABEL

2.2.11 Fe – Eisen

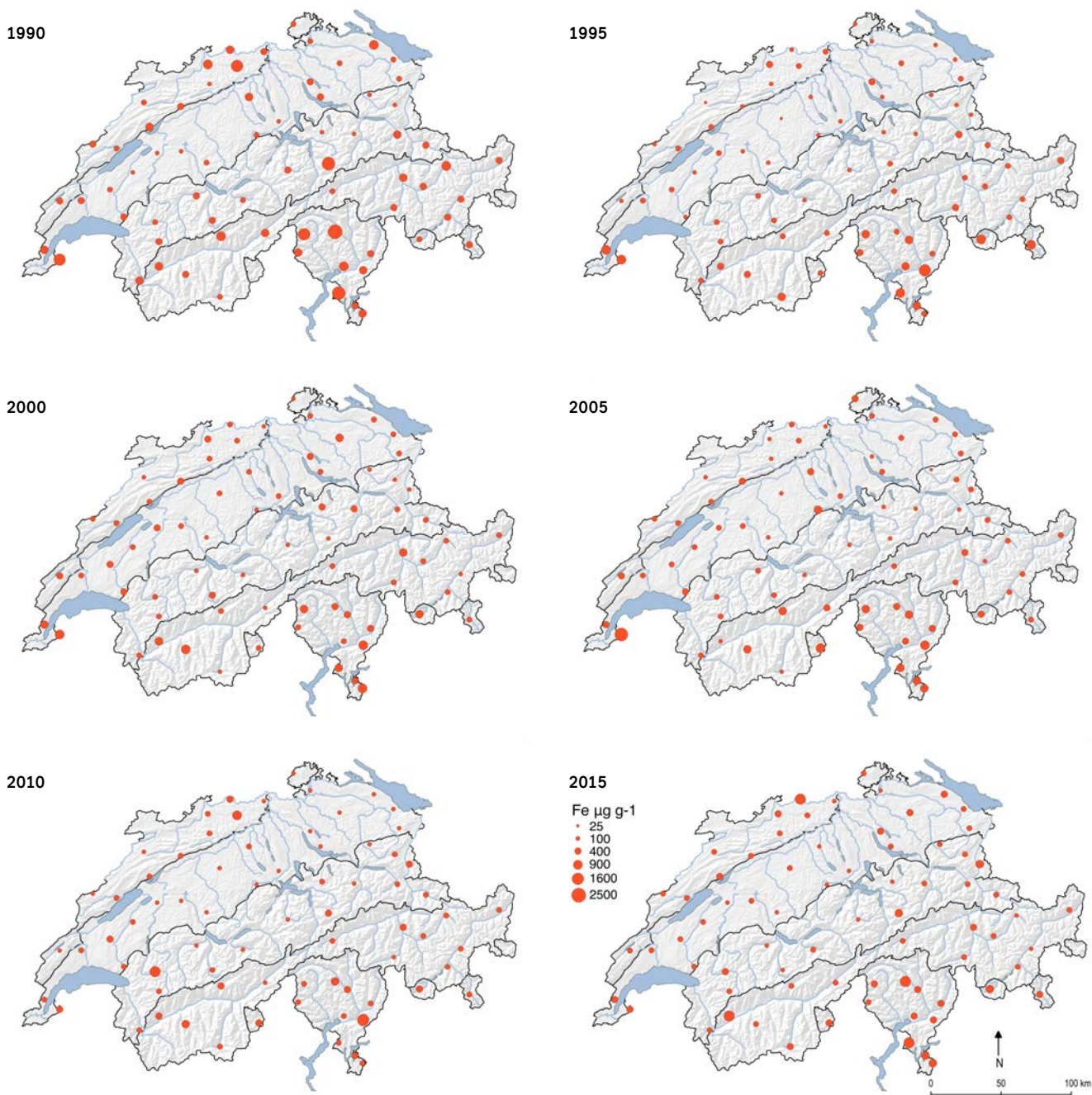
Eisen (Fe) ist ein essentielles Element und nicht toxisch. Fe findet vor allem in Form von Stahl Verwendung. Es gibt praktisch keinen vom Menschen gefertigten Gegenstand,

der nicht Eisen enthält oder bei dessen Fabrikation nicht Geräte aus Stahl zum Einsatz kommen. Die natürlichen Emissionen überwiegen die anthropogenen.

Abbildung 47

Räumliche und zeitliche Verteilung der Fe-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Fe-Konzentrationen in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.



Die Fe-Konzentrationen nahmen zwischen 1990 und 1995 signifikant um rund 40 % ab, später aber gab es keine grossen Veränderungen mehr (Abbildung 47, Abbildung 48, Tabelle 24 und Tabelle 25). Bei allen Erhebungen waren die Konzentrationen in der Südschweiz am

höchsten, wohl als Folge der hohen Niederschläge. Es wurde keine Einschränkung der Nutzung von Eisen in der Schweiz verfügt, jedoch sind die eisenverarbeitenden Betriebe seit den 1990er Jahren zurückgegangen.

Abbildung 48

Fe-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Eisenkonzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

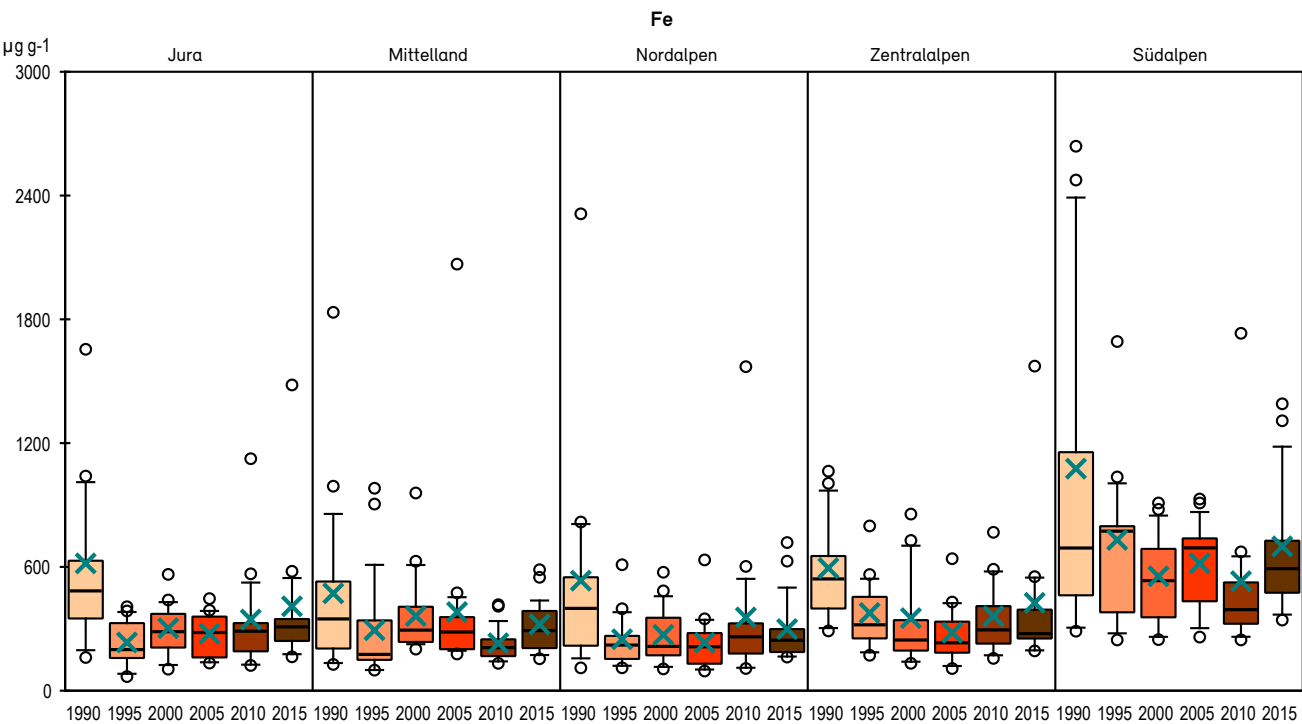


Tabelle 24

Fe-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	69	73	73	73	73	73
Max	2639	1692	1135	2068	1732	1573
90er Perzentil	1045	797	641	684	584	691
50er Perz. = Median	479	295	308	309	281	314
10er Perzentil	215	144	191	145	155	188
Min	111	68	104	95	108	155
Mittelwert	647	381	384	378	353	417

Tabelle 25

Fe-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 38 %	+ 4 %	0 %	– 9 %	+ 12 %	– 34 %
Mittelwert	– 41 %	+ 1 %	– 2 %	– 6 %	+ 18 %	– 36 %
P-Wert	<0.0001	0.33	0.51	0.46	0.049	0.0004

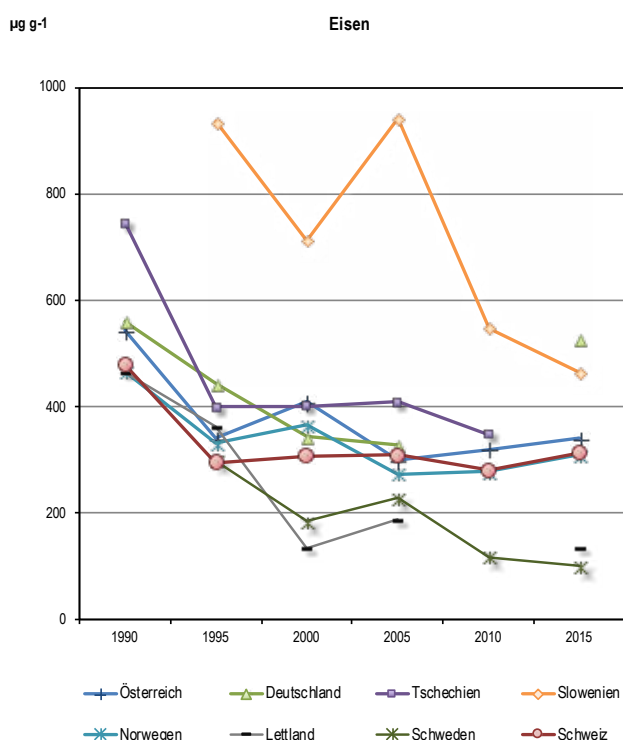
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

In den betrachteten Ländern nahmen die Eisenwerte zwischen 1990 und 1995 ab. Danach blieben sie etwa gleich, ausser in Lettland und Schweden, wo sie weiter abnahmen (Abbildung 49). Deutlich höhere Konzentrationen hatte Slowenien (bis zu 3-fache höher als in der Schweiz). Norwegen zeigt praktisch die gleichen Werte wie die Schweiz.

Abbildung 49

Fe-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Fe-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen von 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.12 Hg – Quecksilber

Quecksilber (Hg) ist ein sehr toxisches Element. Es wurde in den Industriestaaten vor allem in den 80er und 90er Jahren des letzten Jahrhunderts stark emittiert (KVA ohne Rauchgasreinigung, lokal auch Krematorien). Die natürlichen Emissionen (Vulkane) überwiegen zwar weltweit die anthropogenen, lokal ist der anthropogene Einfluss dennoch deutlich sichtbar.

Die Hg-Konzentrationen im Moos haben sich zwischen 1990 und 2000 signifikant um rund 45 % verringert, zwischen 2000 und 2010 waren keine signifikanten Änderungen zu verzeichnen, seit 2010 wurde wiederum eine kleine signifikante Abnahme ermittelt (Abbildung 50, Abbildung 51, Tabelle 26 und Tabelle 27). Die starke Reduktion in den 1990er Jahren kann vermutlich auf die Sanierung von Kehrlichtverbrennungsanlagen und Krematorien zurückgeführt werden.

Auch bei Hg sind die Werte in der Südschweiz leicht höher als in der Nordschweiz und in den Zentralalpen.

Abbildung 50

Räumliche und zeitliche Verteilung der Hg-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Hg-Konzentration in den Moosproben der fünf Erhebungen 1990, 2000, 2005, 2010 und 2015. Für 1995 wurde Hg nur in Mischproben bestimmt. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

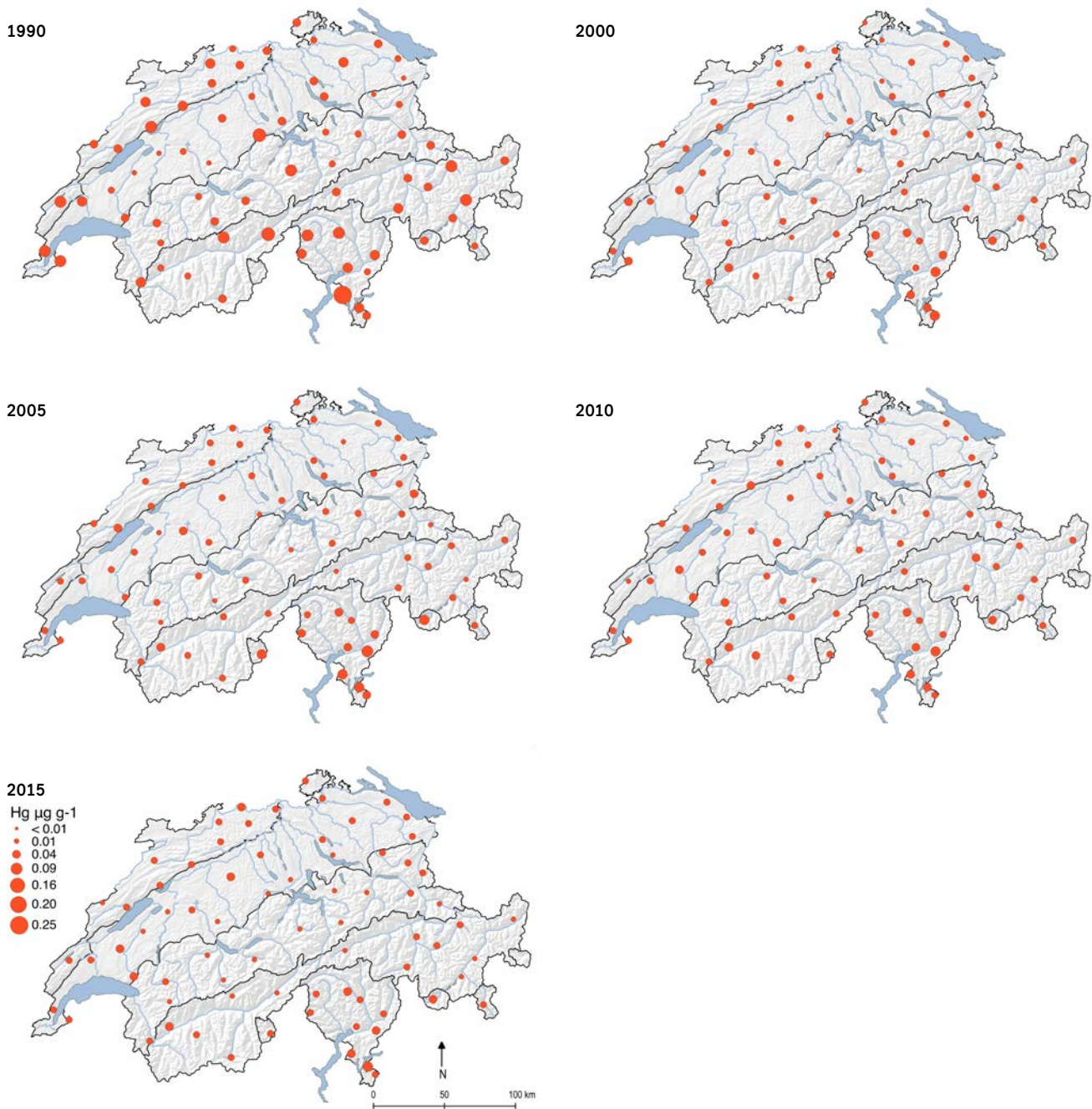


Abbildung 51
Hg-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Hg-Konzentrationen in den Moosproben. 1995 wurde Hg nur in einer Mischprobe gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

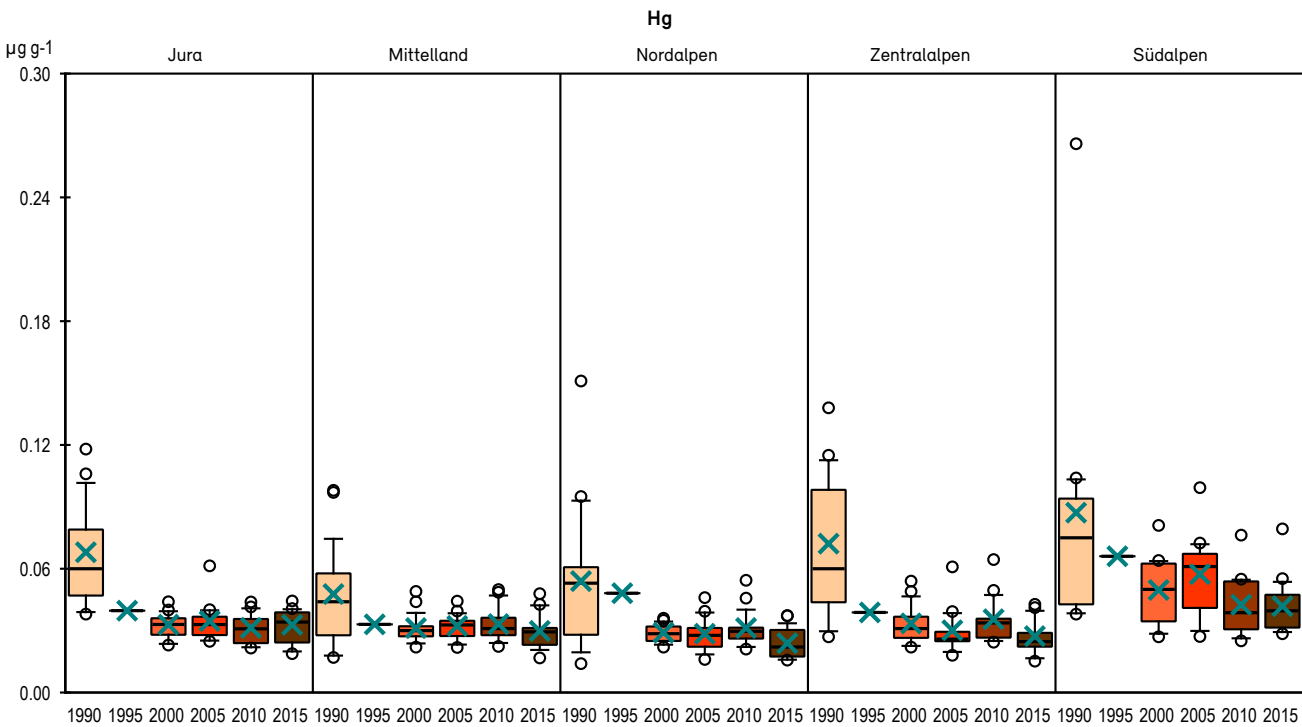


Tabelle 26
Hg-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten
Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich das Resultat der Mischproben von 1995. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70		73	73	73	73
Max	0.266		0.081	0.099	0.076	0.079
90er Perzentil	0.104		0.050	0.061	0.050	0.043
50er Perz. = Median	0.057		0.031	0.032	0.031	0.030
10er Perzentil	0.028		0.025	0.024	0.025	0.019
Min	0.014		0.022	0.016	0.021	0.015
Mittelwert Mischprobe	0.063	0.044	0.035	0.036	0.035	0.031

Tabelle 27
Hg-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen
Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 30 %	– 21 %	+ 3 %	– 3 %	– 5 %	– 48 %
Mittelwert	– 30 %	– 21 %	+ 4 %	– 5 %	– 11 %	– 51 %
P-Wert			0.79	0.70	0.0097	<0.0001

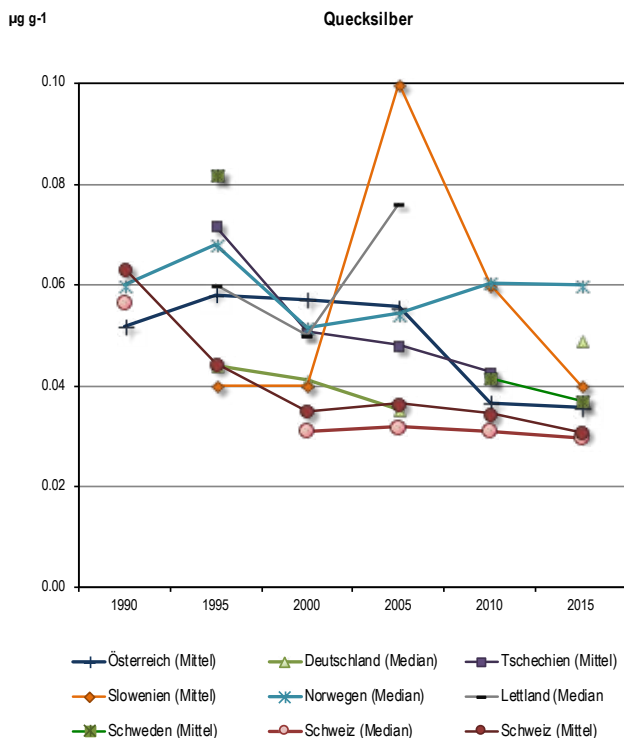
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

In der Schweiz halbierte sich die Hg-Konzentration im Moos zwischen 1990 und 2000, in Österreich kam die starke Abnahme erst zwischen 2005 und 2010 (Abbildung 52). In Tschechien, mit 25 bis 55 % höheren Werten als die Schweiz, nahmen diese zwischen 1995 und 2010 ab. Höhere Konzentrationen als die drei genannten Länder zeigte Norwegen wo es keine klare Veränderung zwischen 1990 (ähnlicher Wert wie die Schweiz) und 2015 (doppelt so hoher Wert wie die Schweiz) gab. Auch die Werte aus Deutschland (seit 1995 gemessen) weisen für 2015 eine leichte Zunahme aus, Lettland und vor allem Slowenien schwankten stark.

Abbildung 52

Hg-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Hg-Median- und Mittelwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

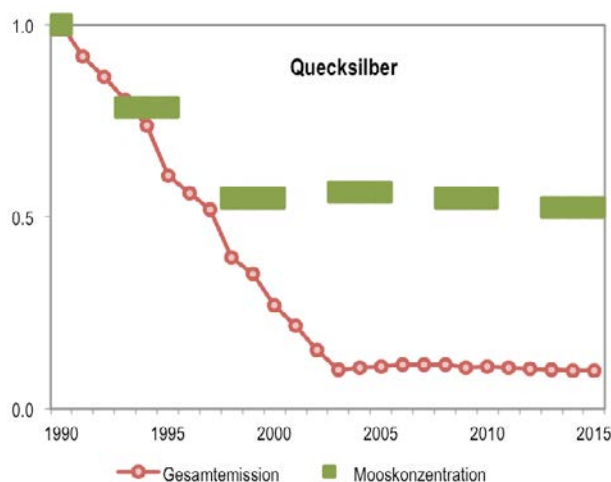
Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Die Hg-Emissionen sind gemäss modellierten Werten 1985 und 2005 vor allem dank der Sanierung von Kehrlichtverbrennungsanlagen und Krematorien stark und kontinuierlich zurückgegangen. Dieser Rückgang wurde zwischen 1990 und 2000 auch in den gemessenen Konzentrationen in den Moosproben festgestellt, anschliessend blieb der Median der Mooskonzentrationen ungefähr gleich (Abbildung 53). Die Emissionen nahmen zwischen 1990 und 2015 um 90 % ab, bei den Konzentrationen in Moosen ist der Rückgang 48 %. Schwermetalle können im Boden nicht abgebaut, nur verlagert oder verdünnt werden (BAFU, 2015). Hg ist relativ flüchtig und kann dadurch wieder in die Luft geraten und anderorts neu abgelagert werden.

Abbildung 53

Hg-Konzentrationen im Moos verglichen mit Emissionen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Hg-Konzentrationen im Moos und die Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen. Der Wert für 1995 wurde aus Mischprobe ermittelt.



Quelle: Emissionsinventar Schweiz (Territorial total), BAFU 2017

2.2.13 Mo – Molybdän

Molybdän (Mo) ist Bestandteil zahlreicher Enzyme und im Gegensatz zu vielen anderen Schwermetallen kaum bzw. erst in hohen Dosen toxisch. Lediglich als Mo in Staub und als wasserlösliche Molybdate ist eine leichte Toxizität bei Inhalation oder oraler Einnahme bekannt. Es wird vor allem als Legierungselement eingesetzt, sowie für Katalysatoren und in der organisch-chemischen Industrie. Wegen seiner hohen Temperaturbeständigkeit und Härte findet Molybdän bei der Herstellung von säurebeständigen Edelstählen, Nickelwerkstoffen und Teilen für extreme Anwendungen (z. B. Luft- und Raumfahrt oder Metallurgietechnik) Verwendung.

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen eine signifikante Abnahme zwischen 1990 und 1995, bei den folgenden Erhebungen gab es kaum mehr Änderungen (Abbildung 54, Abbildung 55, Tabelle 28 und Tabelle 29).

Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte. Vermutlich ist dies einerseits eine Folge der hohen Niederschlagsmengen, andererseits der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

Abbildung 54

Räumliche und zeitliche Verteilung der Mo-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Molybdänkonzentration in den Moosproben der Erhebungen 1990, 1995, 2000 und 2015. Von 2010 wurden nur Mischproben pro Naturraum gemessen, in den Proben von 2005 konnte Mo nicht bestimmt werden (Verwendung von Mo-haltigem Material bei Probenverarbeitung). Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

1990



1995



2000



2015

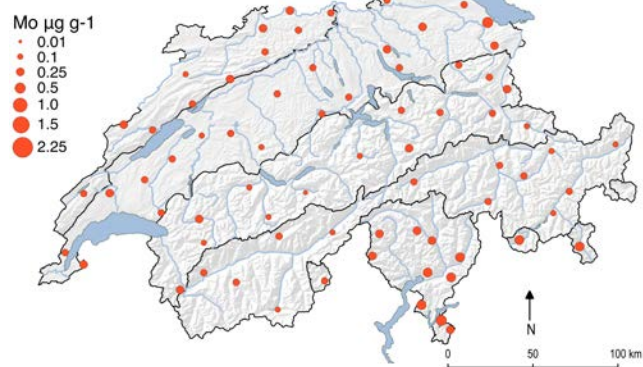


Abbildung 55

Mo-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Molybdänkonzentrationen in den Moosproben. Von 2010 wurde nur eine Mischprobe gemessen; in der Mischprobe von 2005 konnte Mo nicht gemessen werden. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

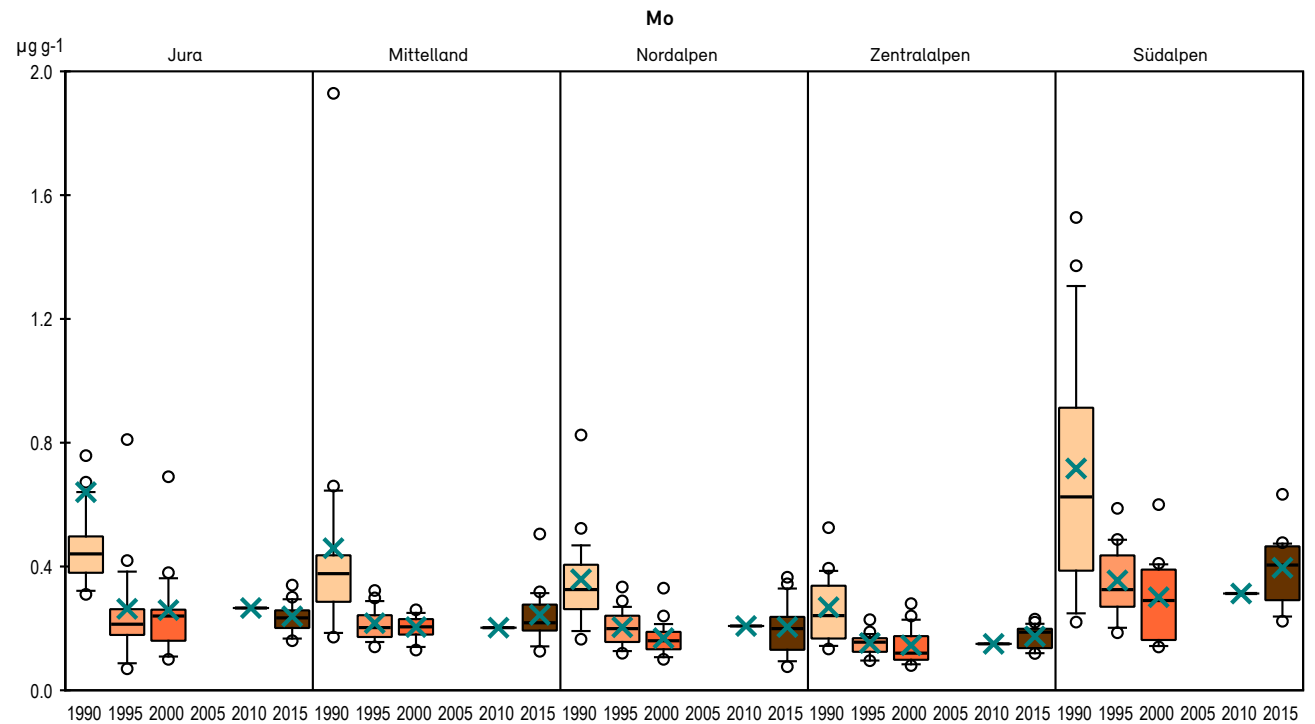


Tabelle 28

Mo-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	73	73			73
Max	2.68	0.81	0.69			0.63
90er Perzentil	0.76	0.35	0.33			0.40
50er Perz. = Median	0.39	0.21	0.19			0.22
10er Perzentil	0.19	0.13	0.11			0.13
Min	0.16	0.07	0.08			0.08
Mittelwert	0.49	0.24	0.21			0.25
Mischprobe	0.27	0.20	0.21		0.22	

Tabelle 29

Mo-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 45 %	– 11 %			– 44 %
Mittelwert	– 51 %	– 11 %	+ 6 %	+ 11 %	– 49 %
P-Wert	<0.0001	0.11			<0.0001

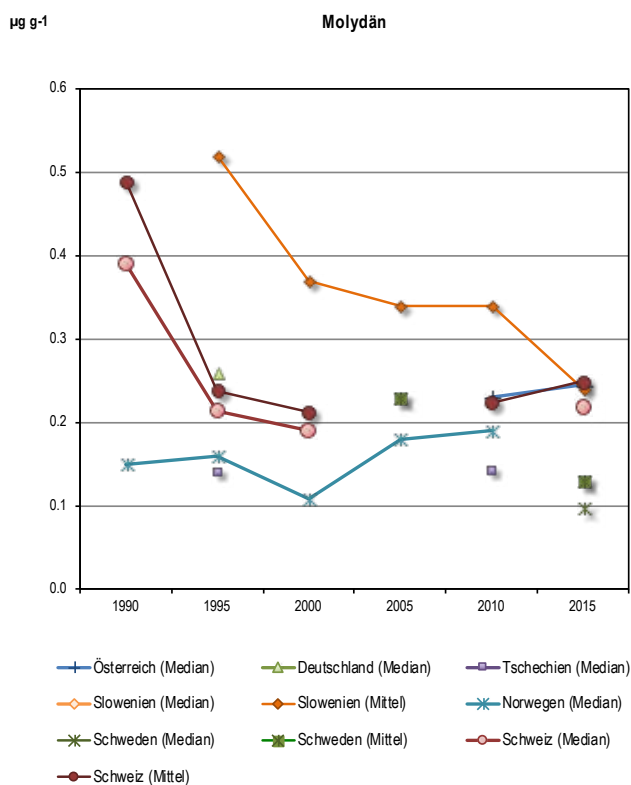
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Für Mo gibt es nur wenige Vergleichswerte (Abbildung 56). Im norwegischen Moos war der Median 1990 nur etwa einen Viertel des schweizerischen Werts, verringerte sich jedoch nicht, im Gegensatz zur Schweiz, wo sich der Wert 1995 gegenüber 1990 halbierte. In Tschechien und Schweden fanden sich niedrige Konzentrationen, in Schweden 2015 weniger als die halb so hohe wie in der Schweiz. Der österreichische Wert 2015 war leicht höher als der schweizerische. Der uns bekannte Wert von Deutschland 1995 war um einen Fünftel höher als der Schweizer Median.

Abbildung 56

Mo-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Mo-Median- und Mittelwerte der Moosproben von sieben europäischen Ländern über die 6 Erhebungen 1995 bis 2015 (wo vorhanden).



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.14 Ni – Nickel

Nickel (Ni) ist in ganz geringen Mengen essentiell, wirkt in höheren Konzentrationen aber toxisch und ist als Kontaktallergen bekannt. Nickel wird vor allem als Legierungsbestandteil bei Stahl eingesetzt (Chrom-Nickel-Stahl).

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen von 1990 bis 2015 eine signifikante Abnahme von gegen 50 % der Konzentrationen (Abbildung 57, Abbildung 58, Tabelle 30 und Tabelle 31). Zwischen 2000 und 2005 war eine signifikante Zunahme, zwischen 2005 und 2010 eine signifikante Abnahme in der gleichen Grössenordnung zu verzeichnen. Zwischen 2010 und 2015 gab es kaum Änderungen. Nickel verhielt sich somit ähnlich wie Chrom und Arsen. Die Südschweiz wies wiederum meistens die höchsten Mediane auf. Vermutlich ist dies einerseits eine Folge der hohen Niederschlagsmengen, andererseits der Nähe zur hoch industrialisierten Poebene.

Abbildung 57

Räumliche und zeitliche Verteilung der Ni-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Ni-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

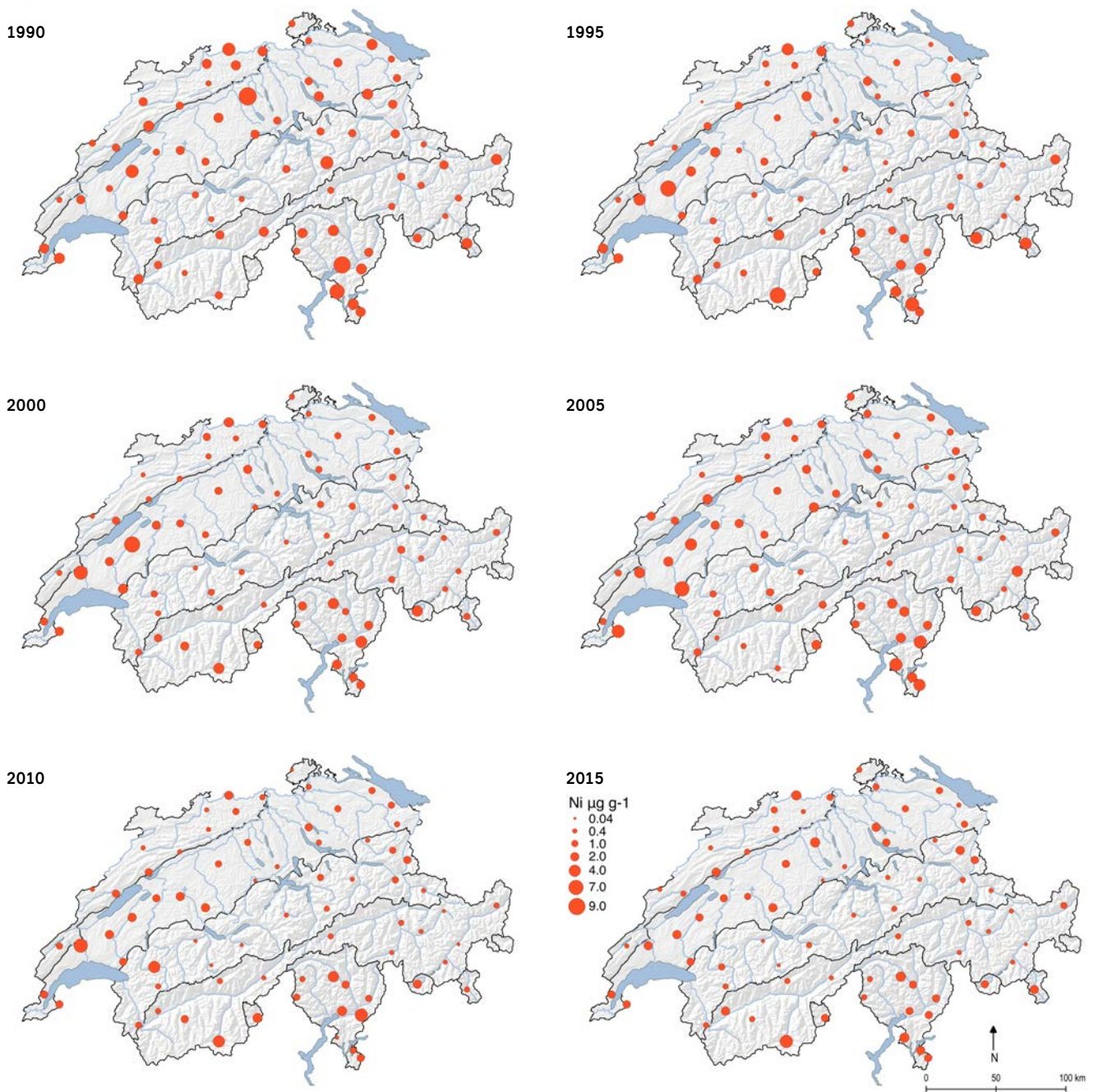


Abbildung 58

Ni-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Nickelkonzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

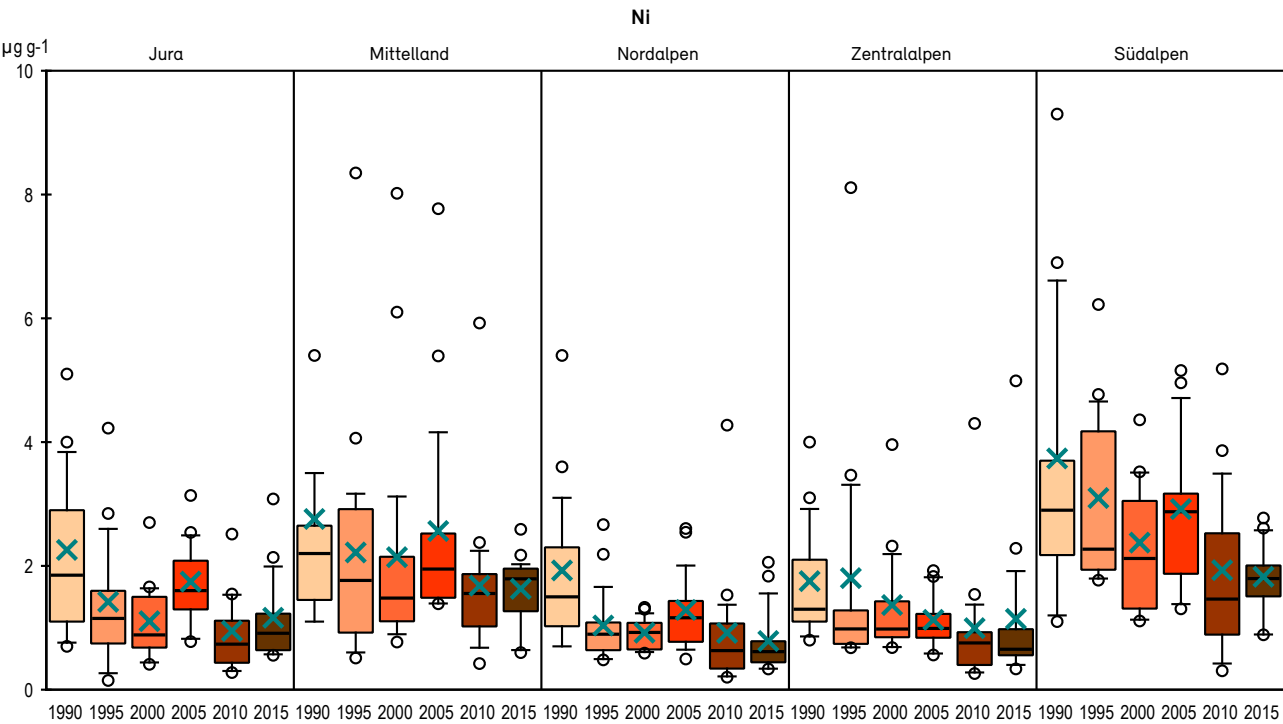


Tabelle 30

Ni-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	73	73	73	73	73
Max	11.10	8.35	8.02	7.77	5.92	4.99
90er Perzentil	4.00	3.99	2.77	3.59	2.49	2.17
50er Perz. = Median	2.15	1.31	1.18	1.70	1.03	1.12
90er Perzentil	1.09	0.66	0.68	0.84	0.35	0.55
Min	0.70	0.15	0.41	0.50	0.20	0.33
Mittelwert	2.47	1.92	1.61	2.01	1.32	1.32

Tabelle 31

Ni-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 39 %	– 10 %	+ 44 %	– 39 %	+ 8 %	– 48 %
Mittelwert	– 23 %	– 16 %	+ 25 %	– 35 %	0 %	– 47 %
P-Wert	0.0025	0.48	0.0081	<0.0001	0.33	<0.0001

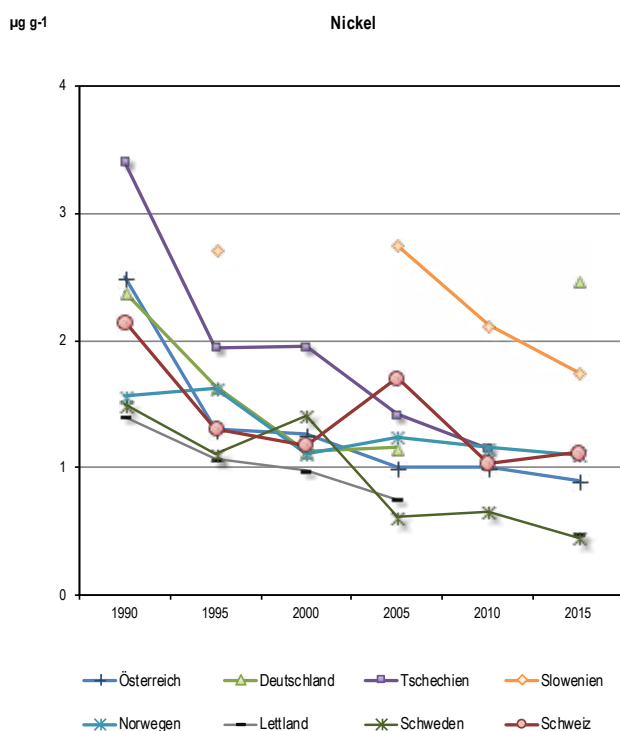
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

In allen acht europäischen Ländern nahm die Ni-Konzentration im Moos seit 1990 ab (Abbildung 59). In Deutschland war der Median 2015 jedoch gleich hoch wie 1990. Slowenien wies die höchsten Werte aus (bis das doppelte der Schweiz), Tschechien von 1990 bis 2000 die zweithöchsten (anderthalbfach). Lettland und Schweden hatten meist die niedrigsten Nickelkonzentrationen, 2015 nur halb so viel wie die Schweiz.

Abbildung 59

Medianwerte der Ni-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Ni-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

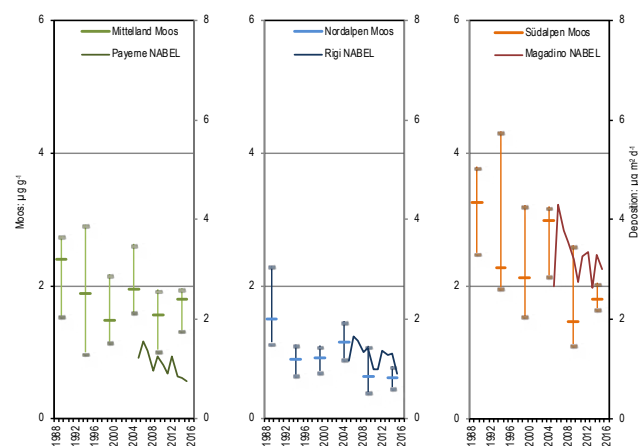
Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 60 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte (seit 2005) an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Wie bei der Deposition zeigt auch die Mooskonzentration in den Südalpen deutlich höhere Werte an als in den Nordalpen. Die Depositionswerte des Mittellands und der Nordalpen zeigen ähnliche Werte, Konzentrationen in Moosen der Nordalpen sind jedoch etwas tiefer als Konzentrationen in Mittelland.

Abbildung 60

Ni-Konzentrationen in Moos verglichen mit Nickeldeposition

Die Ni-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne.



Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU/NABEL

2.2.15 Pb – Blei

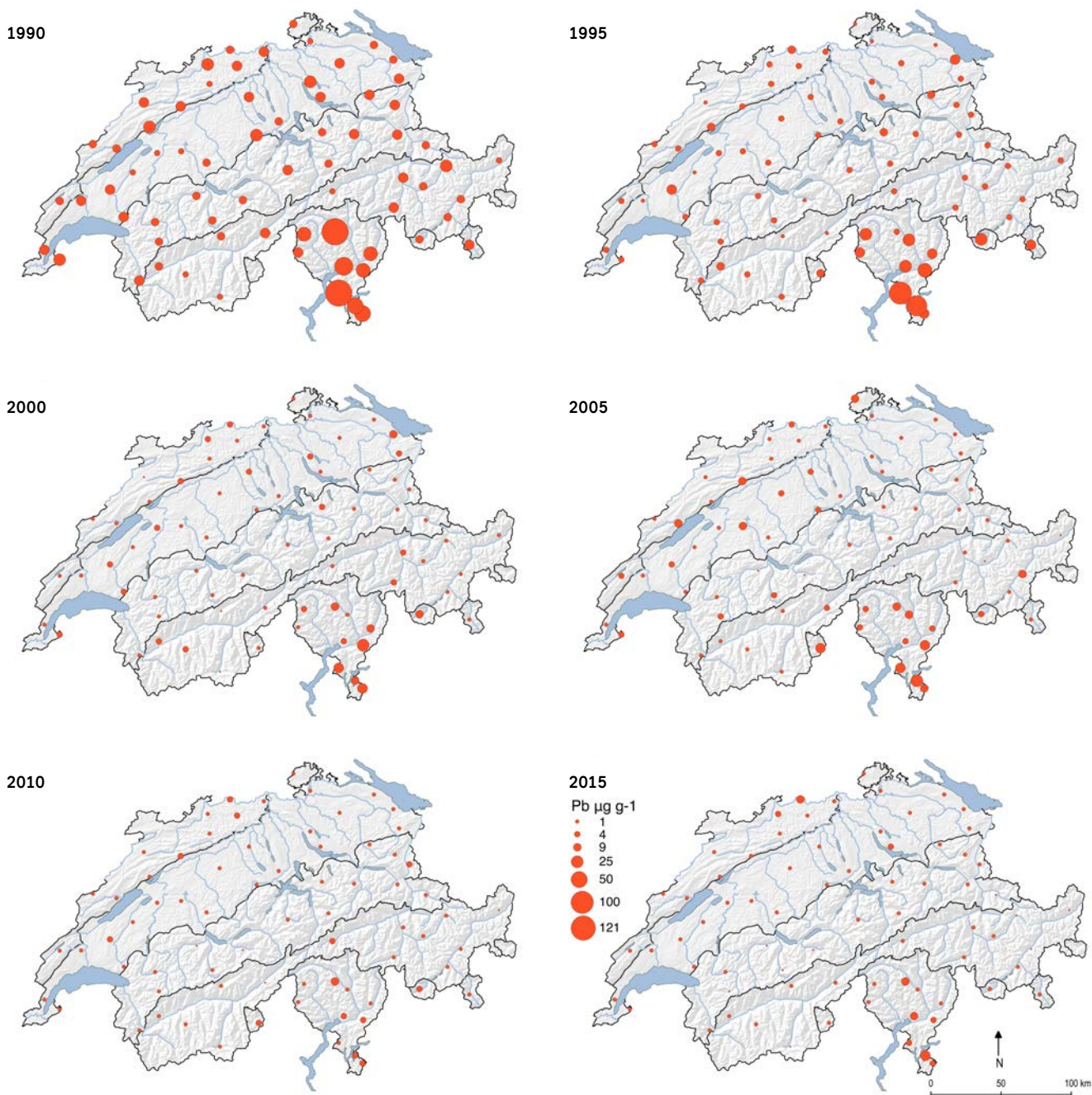
Blei (Pb) ist ein stark toxisches Element. Trotzdem findet es in vielen Bereichen Anwendung: u. a. in Batterien, Munition, Korrosionsschutz und Legierungen. Starke und flächendeckende Emissionen bewirkte verbleites Benzin,

welches jedoch seit Ende der 1980er Jahre zunehmend weniger wurde und seit 2000 EU- und schweizweit verboten ist. Die anthropogenen Pb-Emissionen überwiegen die natürlichen stark.

Abbildung 61

Räumliche und zeitliche Verteilung der Pb-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Pb-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.



Bei Pb konnte von allen gemessenen Elementen die stärkste Veränderung festgestellt werden. Zwischen 1990 und 2015 nahm die Konzentration im Moos um 87 % ab (Abbildung 61, Abbildung 62, Tabelle 32 und Tabelle 33). Die starke Verringerung ist hauptsächlich auf die Einführung und schnelle Verbreitung des bleifreien Ben-

zins zurückzuführen. Die Südschweiz zeigt, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte. Neben den hohen Niederschlagsmengen, spielt die Nähe zur hoch industrialisierten Poebene eine Rolle.

Abbildung 62

Pb-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Pb-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

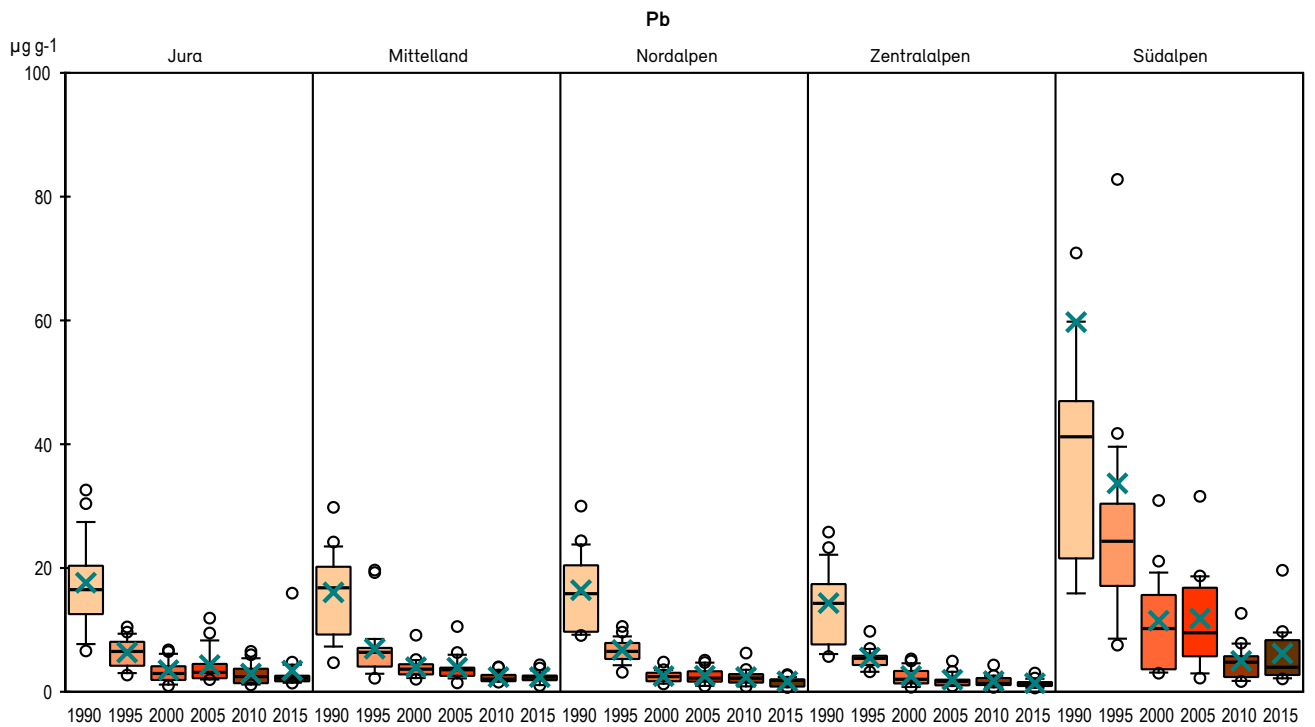


Tabelle 32

Pb-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	69	73	73	73	73	73
Max	158.6	104.0	30.9	31.6	12.7	19.6
90er Perzentil	37.4	23.2	8.7	11.0	5.5	4.3
50er Perz. = Median	16.7	6.8	3.2	3.3	2.2	2.1
10er Perzentil	8.5	3.3	1.6	1.4	1.2	0.9
Min	5.7	2.2	0.7	0.9	0.7	0.6
Mittelwert	23.5	11.5	4.6	5.0	2.8	2.9
Mischprobe	23.1	9.6	6.0	5.4	2.9	

Tabelle 33

Pb-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

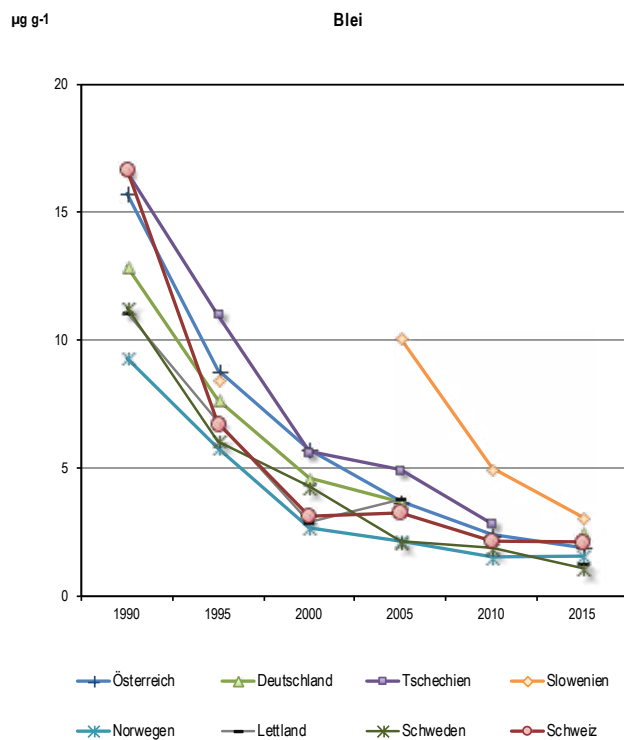
Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 60 %	– 53 %	+ 3 %	– 34 %	– 2 %	– 87 %
Mittelwert	– 51 %	– 60 %	+ 9 %	– 44 %	+ 3 %	– 88 %
P-Wert	<0.0001	<0.0001	0.70	0.0004	0.49	<0.0001

Vergleich mit anderen europäischen Ländern

In allen acht berücksichtigten Ländern sind die Pb-Konzentrationen im Moos seit 1990 sehr stark zurückgegangen (Abbildung 63). Slowenien zeigte erst ab 2005 einen Rückgang. Norwegen zeigte praktisch immer die niedrigsten Werte. Werte aus Österreich und Deutschland waren ausser 1990 meist leicht höher als die Schweiz.

Abbildung 63

Pb-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern
Darstellung der Pb-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

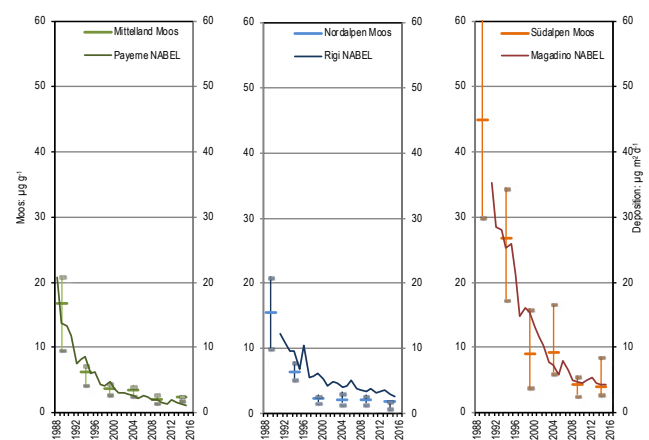
Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 64 werden die Konzentrationen im Moos mit den Depositions-Jahresmittelwerten an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Wie bei der Deposition zeigt auch die Mooskonzentration in den Südalpen deutlich höhere Werte als in den Nordalpen und im Mittelland. Beide Messverfahren zeigen die starke Abnahme seit Ende der 1980er klar.

Abbildung 64

Pb-Konzentrationen in Moos verglichen mit Bleideposition

Die Pb-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne.



Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU/NABEL

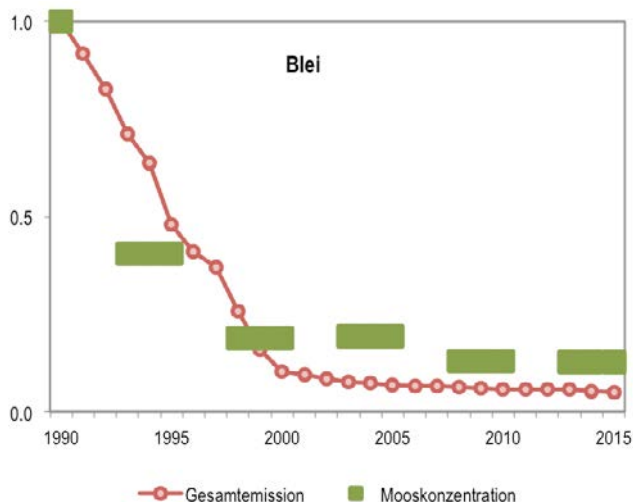
Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Die Bleiemissionen gingen in den letzten 30 Jahren in der Schweiz und dem restlichen Europa stark zurück, was sich in den gemessenen Pb-Konzentrationen im Moos gut spiegelt (Abbildung 65). Die Abnahme der Emissionen in der Schweiz zwischen 1990 und 2015 beträgt 95 %, die Abnahme der Pb-Konzentrationen in Moosen 87 %. Die Abnahme kann insbesondere auf emissionsmindernde Massnahmen im Verkehr wie die Einführung des Katalysators und des bleifreien Benzins in den 90er Jahren zurückgeführt werden. Aber auch Industrie, Gewerbe, Haushalte und KVAs emittieren heute deutlich weniger Pb als noch im letzten Jahrhundert (Quelle BAFU). Die nach wie vor gefundenen Pb-Konzentrationen im Moos sind auch eine Folge des Bleis, welches in der Zeit des Bleibenzins in hohen Mengen in den Boden eingetragen wurde. Schwermetalle werden im Boden nicht abgebaut sondern nur verlagert oder verdünnt (BAFU, 2015). Durch Bodenbearbeitung und Wind kann dieses Blei wieder in die Luft geraten und andersorts wieder abgelagert werden.

Abbildung 65

Pb-Konzentrationen verglichen mit Emissionen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Pb-Konzentrationen im Moos und die Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen.



Quelle: Emissionsinventar Schweiz (Territorial total), BAFU 2017

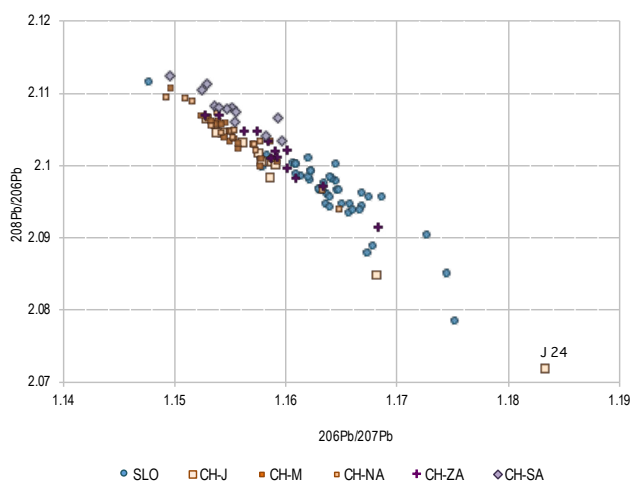
Pb-Isotopenzusammensetzung-Quellenzuordnung

Blei kommt natürlich in den vier stabilen Isotopen ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb und ^{208}Pb vor. Alle Isotope ausser ^{204}Pb , das nur einen relativen Anteil von rund 1 % ausmacht, sind durch radioaktiven Zerfall entstanden: ^{206}Pb aus Uran ^{238}U (rund 24 %), ^{207}Pb aus ^{235}U (rund 23 %) und ^{208}Pb aus ^{232}Th (rund 52 %). Die Isotopenzusammensetzung ist je nach Pb-Emittent unterschiedlich, und ändert sich durch physikalische Bearbeitung nicht. Somit kann bei Immissionsmessungen oft eine Quellenzuordnung gemacht werden. In Abbildung 66 werden die Verhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der Nordschweiz (Jura, Mittelland Nordalpen), den Zentralalpen und den Südalpen sowie derjenigen aus Slowenien verglichen. Dabei zeigt sich, dass das Pb im Moos in Slowenien aus einer anderen Quelle stammen muss als dasjenige der Schweiz. Das Muster der Schweizer Quotienten weist immer noch auf das emittierte Bleiantiklopfmittel im westeuropäischen Benzin hin (Komarek et al. 2008). Innerhalb der Schweiz unterscheidet sich der Quotient $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ der Nordschweiz (Jura, Mittelland, Nordalpen) und der Zentralalpen von den Südalpen ($p=0.014$; 0.017) signifikant. Auch die Zentralalpen unterscheiden sich tendenziell von der Nordschweiz. Mit grossem Abstand zu allen anderen Punkten in der Grafik befindet sich der Standort J 24, bei Möhlin an der Grenze zu Deutschland. An diesem Ort war auch der absolute Bleiwert 2015 sehr hoch ($15.6 \mu\text{g g}^{-1}$) gleich hoch wie 1990. Die anderen Werte in der Nordschweiz lagen 2015 zwischen 0.7 und $4.8 \mu\text{g g}^{-1}$. Es muss angenommen werden, dass es an dieser Stelle zwischen 2013 und 2015 erhöhte Pb-Immissionen gegeben hat.

Abbildung 66

Pb-Isotopen-Vergleich

Scatterdiagramm der Pb-Isotopenverhältnisse $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ und $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$. 2015er Werte aus der Schweiz (J=Jura, M=Mittelland, NA=Nordalpen, ZA=Zentralalpen, SA=Südalpen) und Slowenien (SLO).



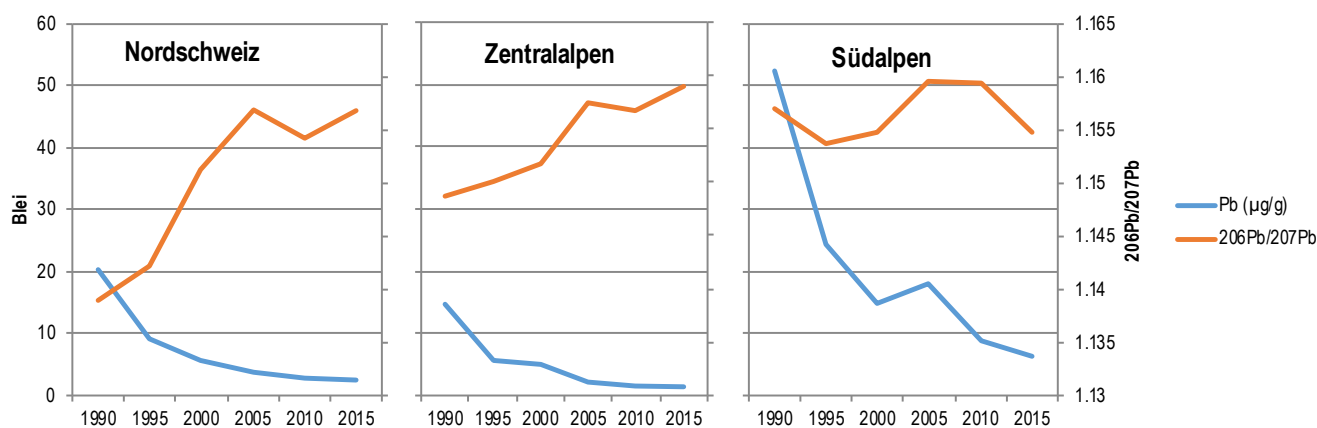
In Abbildung 67 wird gezeigt, wie vor allem in der Nordschweiz, aber auch in den Zentralalpen der Quotient $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ mit der Abnahme der Gesamtleikonzentration stark anstieg. Die Veränderung dieses Quotienten ist eine Folge des Verbotes von bleihaltigem Benzin, dessen charakteristisches Isotopenverhältnis sich von andern Quellen unterscheidet. Hingegen zeigt wiederum die Süd- schweiz ein anderes Bild, da dort schon 1990 ein ähnlicher Quotient bestand wie 2015 in der ganzen Schweiz. Es muss davon ausgegangen werden, dass in der Süd- schweiz bereits 1990 weitere Pb-Emittenten vorhanden waren.

Weiterführende Betrachtung in Schnyder et al. (eingereicht 2018).

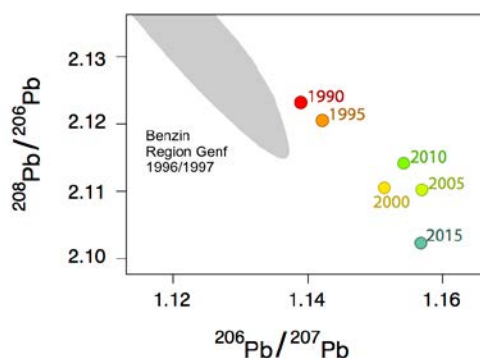
Abbildung 67

Pb-Isotopen-Vergleich 1990 bis 2015

a) Zeitlicher Verlauf von 1990 bis 2015 der Pb-Konzentration im Moos (in $\mu\text{g g}^{-1}$) und des Verhältnisses $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ in der Nordschweiz (Jura, Mittelland, Nordalpen), Zentralalpen und Südalpen.



b) Isotopenverteilung der ganzen Schweiz von 1990–2015 im Vergleich zu der Isotopenverteilung im Bleibenzin 1996/1997 (Chiaradia and Cupelin, 2000).



2.2.16 Sb – Antimon

Antimon-Verbindungen sind sehr giftig und verhalten sich toxikologisch ähnlich wie Arsen und Bismut. Als Legierungsbestandteil verleiht es eine besondere Härte. Es wird z.B. Bleimunition beigelegt. Antimon (Sb) gehört zwar zu den seltenen Elementen, ist aber durch seinen Einsatz als Flammschutzmittel, Pigment und Asbestersatz in Bremsbelägen in der Umwelt weit verbreitet. Sb ist toxisch, wobei die Toxizität von der Oxidationsstufe und der Verbindungsform abhängt.

Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen eine Abnahme der Sb-Konzentrationen im Moos seit 1990. (Abbildung 68, Abbildung 69, Tabelle 34 und Tabelle 34).

Nur kleine Unterschiede sind zwischen den Naturräumen Nordschweiz und Zentralalpen zu finden, die Südschweiz zeigte hingegen, wie bei fast allen gemessenen Elementen, bei allen Erhebungen die höchsten Werte, vermutlich als Folge der hohen Niederschlagsmengen und der Nähe zur Poebene.

Abbildung 68

Räumliche und zeitliche Verteilung der Sb-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Sb-Konzentration in den Moosproben der Erhebungen 1995, 2000 und 2015. Von 1990, 2005 und 2010 wurden nur Mischproben pro Naturraum gemessen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

1995



2000



2015

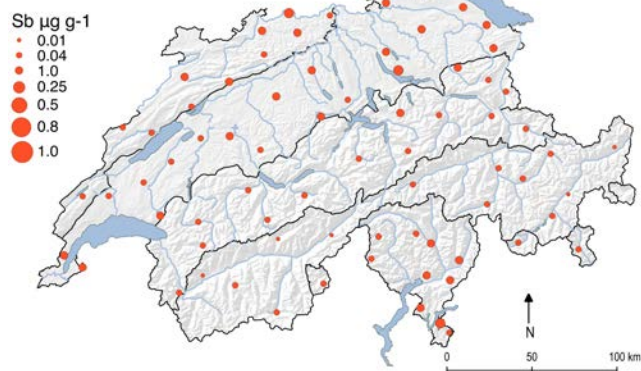


Abbildung 69

Sb-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Sb-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Von 1990, 2005 und 2010 gibt es nur Mischprobenresultate.

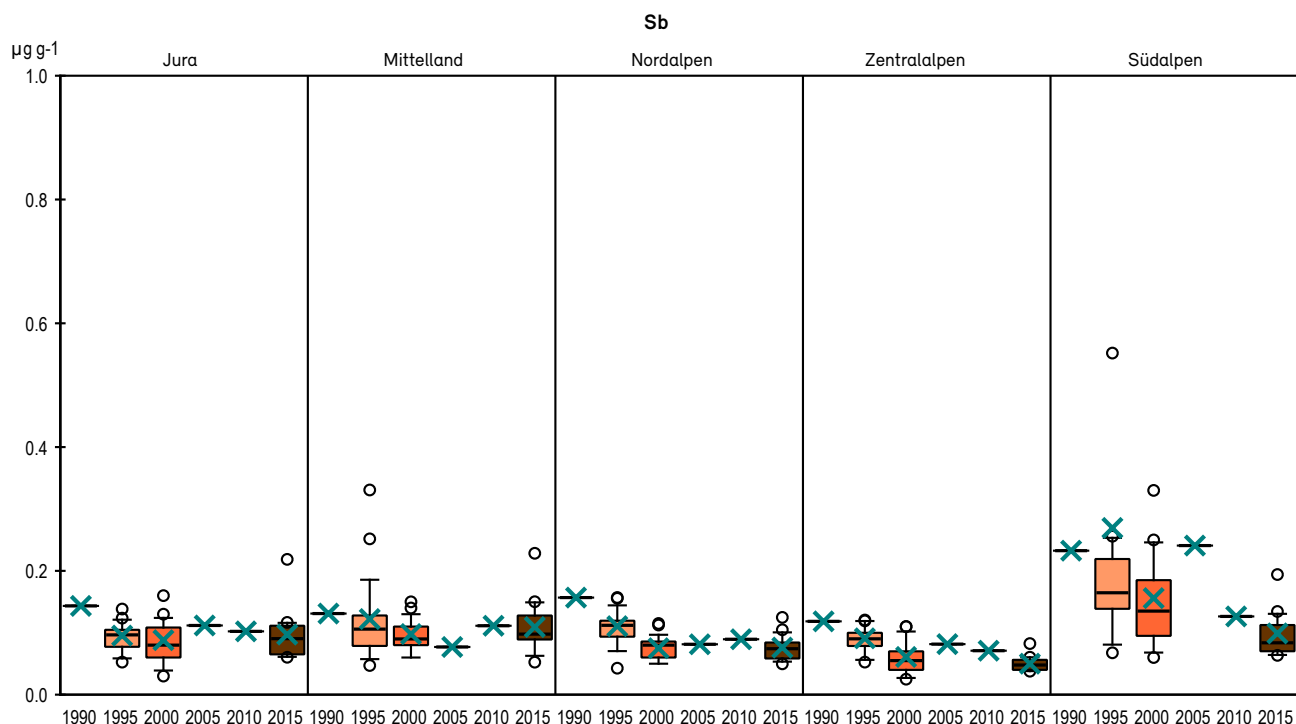


Tabelle 34

Sb-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		73	73			73
Max		1.180	0.330			0.228
90er Perzentil		0.208	0.140			0.128
50er Perz. = Median		0.109	0.080			0.083
90er Perzentil		0.068	0.050			0.049
Min		0.043	0.025			0.038
Mittelwert		0.138	0.095			0.088
Mischprobe	0.152	0.110	0.101	0.114	0.101	

Tabelle 35

Sb-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median		– 27 %				
Mittelwert	– 9 %	– 31 %	+ 20 %	– 12 %	– 13 %	– 42 %
P-Wert		0.0003				

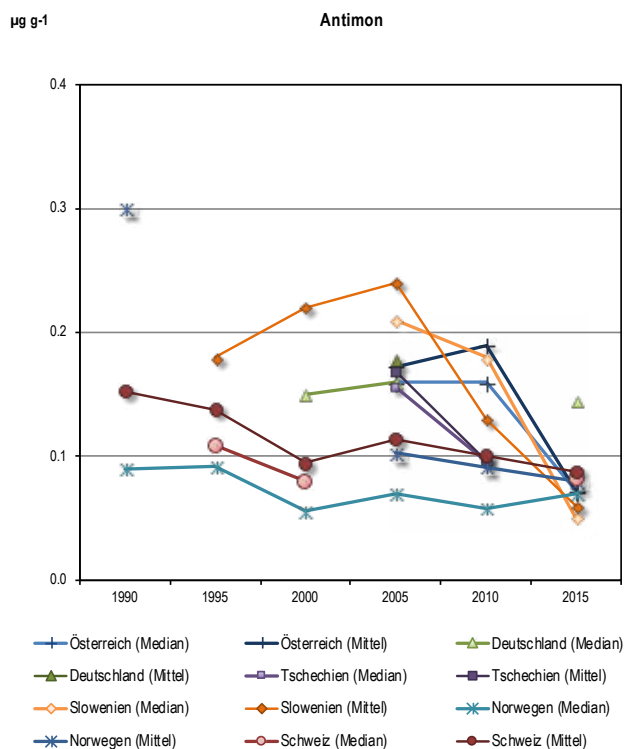
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Generell kann gesagt werden, dass die Sb-Konzentration in allen betrachteten Ländern seit 2005 abgenommen hat (Abbildung 70). Basierend auf den vorhandenen Daten zeigte Norwegen immer tiefere Werte als die Schweiz. Auffällig ist, dass die Abnahme in Norwegen, wie auch in der Schweiz auf einem eher tiefen Niveau aber relativ gleichmässig verläuft, wohin gegen die anderen Ländern eine sprunghafte starke Abnahme verzeichnen und 2015 auf dem gleichen Level, sind wie Norwegen und die Schweiz.

Abbildung 70

Sb-Konzentrationen in verschiedenen Länder

Darstellung der Sb-Median- und Mittelwerte der Moosproben von sechs europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990 bis 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.17 Se – Selen

Selen (Se) ist ein essentielles Spurenelement, jedoch in grösseren Mengen stark toxisch und bei hohem pH auch pflanzenschädigend. Emissionen stammen vor allem aus der Halbleiterindustrie, der metallverarbeitenden Industrie und der Glasherstellung.

Selen kommt im Moos nur in kleiner Konzentration vor und war zum Teil unter der Nachweisgrenze, darum schwanken die Werte relativ stark. Die Konzentrationen sind von 1990 bis 2000 eher niedrig, steigen dann an um 2015 wieder zu sinken, wobei diese Verringerung auch analytisch bedingt sein kann (siehe Rückstellproben Abb. 141). Wiederum zeigen die Südalpen höhere Werte (Abbildung 71, Abbildung 72, Tabelle 36 und Tabelle 37).

Abbildung 71

Räumliche Verteilung der Se-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Se-Konzentration in den Moosproben der Erhebungen 1995, 2010 und 2015. Von 1990, 2000 und 2005 wurde Selen nur in Mischproben gemessen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

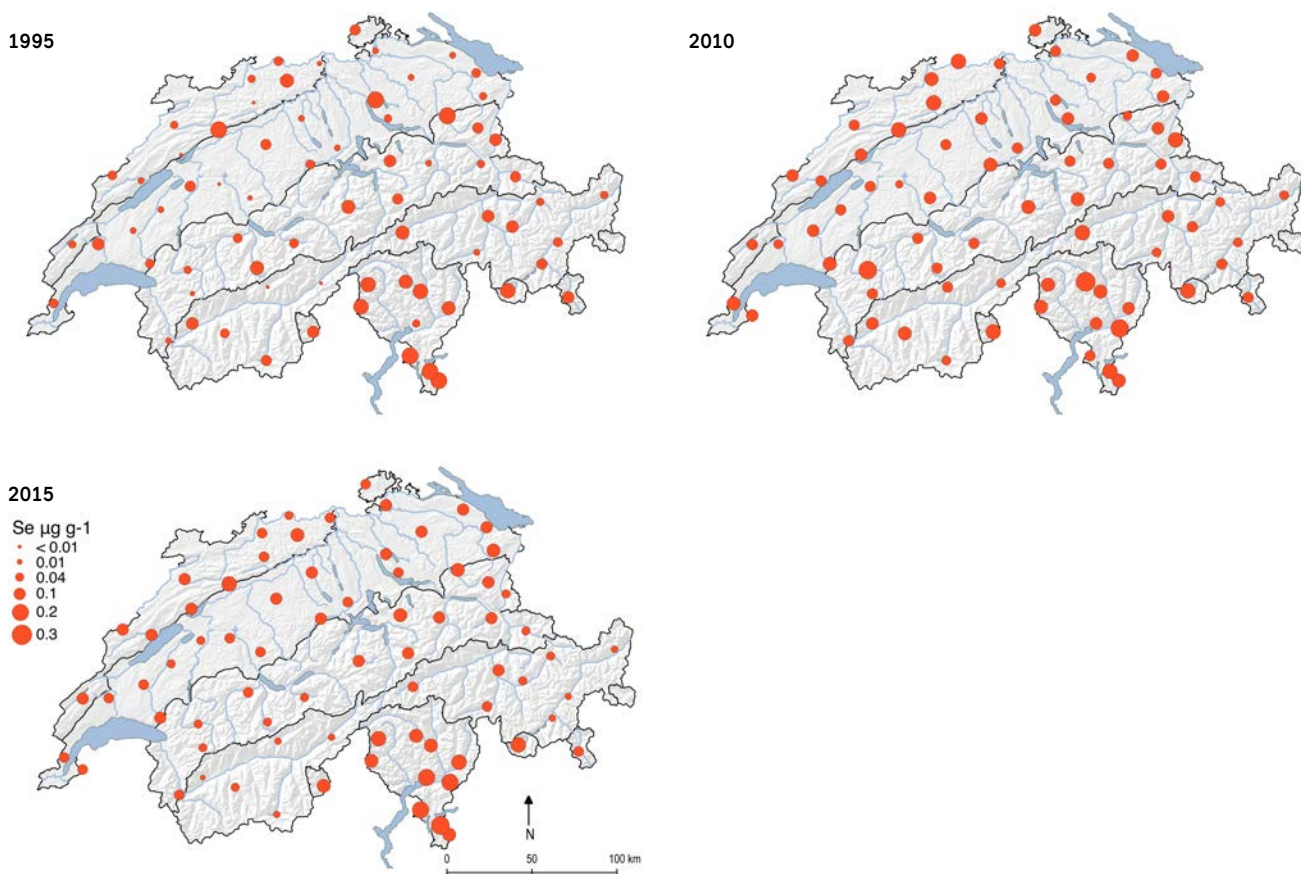


Abbildung 72

Se-Konzentrationen aufgeteilt nach in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Se-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen 1995, 2010 und 2015, von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen. Die Mischprobenresultate mit dem Wert Null waren unterhalb der Nachweisgrenze von $0.05 \mu\text{g g}^{-1}$.

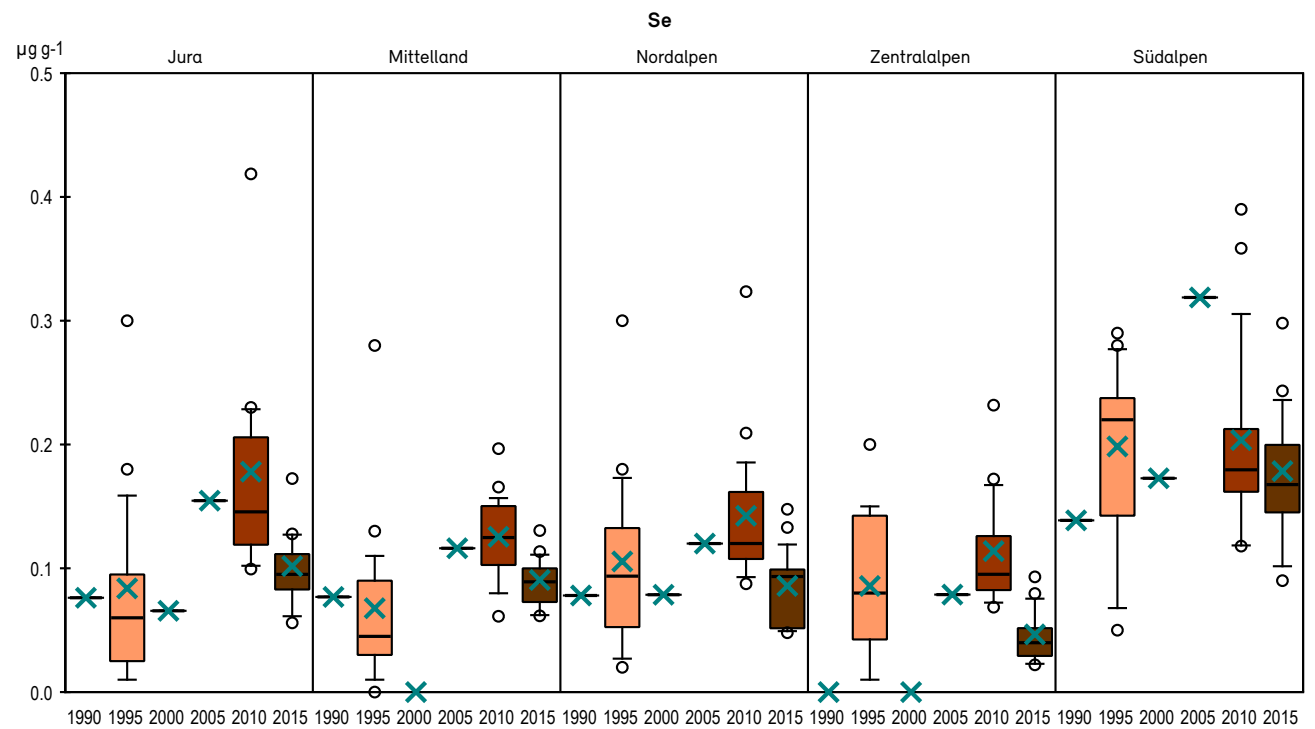


Tabelle 36

Se-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		72			73	73
Max		0.30			0.42	0.30
90er Perzentil		0.23			0.22	0.17
50er Perz. = Median		0.08			0.13	0.09
90er Perzentil		0.02			0.09	0.04
Min		0.00			0.06	0.02
Mittelwert		0.11			0.15	0.10
Mischprobe	0.08	0.08	0.07	0.15	0.15	

Tabelle 37

Se-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median						
Mittelwert	+ 37 %	– 34 %	+ 119 %	– 2 %	– 34 %	+ 29 %
P-Wert					<0.0001	

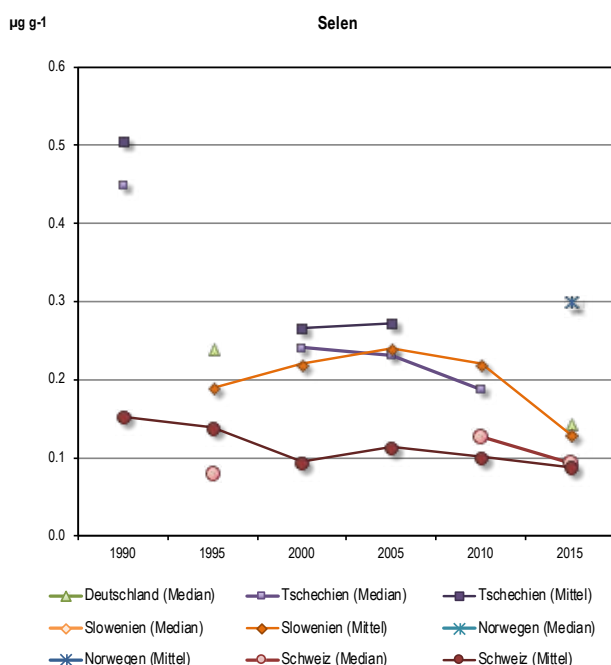
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Für Selen gibt es Vergleichswerte von 4 Ländern (Abbildung 73). Dabei wurden in der Schweiz die kleinsten Werte gemessen.

Abbildung 73

Se-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung von Se-Median- und Mittelwerte der Moosproben von fünf europäischen Ländern.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.18 Sr – Strontium

Strontium (Sr) kommt in geringen Mengen im menschlichen Körper vor, hat jedoch keine bekannte biologische Bedeutung und ist nicht essentiell. Das Element kommt nicht gediegen, sondern stets in verschiedenen Verbindungen vor. Grössere Mengen ^{90}Sr können bei nuklearen Katastrophen in die Umwelt gelangen. Toxische Effekte des Sr sind beim Menschen nicht bekannt. Sr wird nur in geringen Mengen produziert und verwendet. Der größte Teil des produzierten Strontiumcarbonats wird für Kathodenstrahlröhren, Dauermagnete sowie die Pyrotechnik und als Gettermaterial in Elektronenröhren verwendet.

Abbildung 74

Räumliche Verteilung der Sr-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Sr-Konzentration in den Moosproben der Erhebung 2015. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.



Die Sr-Konzentrationen veränderten sich im Mittel über die ganze Schweiz seit 1990 nicht. Der Jura wies deutlich niedrigere Werte auf als die anderen Regionen, die höchsten Mischprobenwerte wurden in den Zentralalpen gemessen und nicht wie für die meisten anderen Elemente in der Südschweiz. (Abbildung 74, Abbildung 75, Tabelle 38 und Tabelle 39).

Abbildung 75

Sr-Konzentrationen aufgeteilt nach Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Sr-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebung 2015. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen und somit werden Mittelwerte dargestellt. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

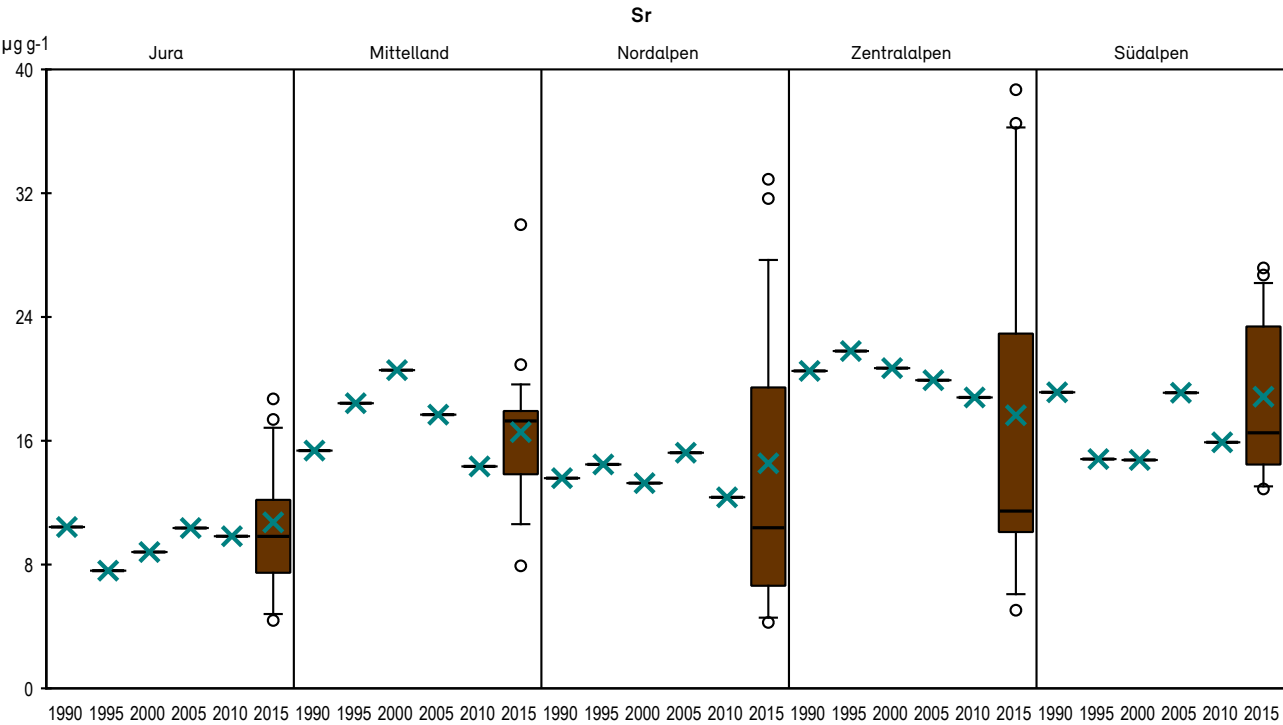


Tabelle 38

Sr-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte						73
Max						38.7
90er Perzentil						26.4
50er Perz. = Median						15.3
10er Perzentil						7.3
Min						4.3
Mittelwert Mischprobe	15.7	15.7	16.0	16.6	14.2	15.8

Tabelle 39

Sr-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Mittelwert	0 %	+ 2 %	+ 4 %	– 14 %	+ 11 %	0 %

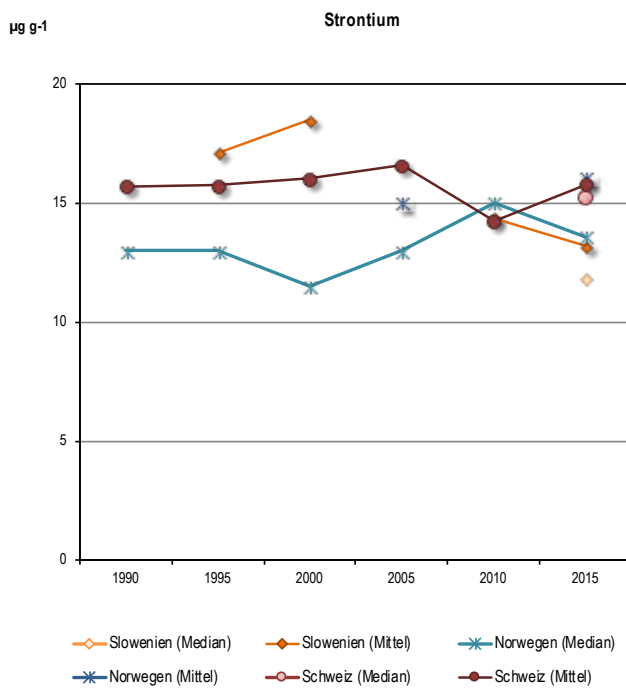
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Werden die Schweizer Sr-Konzentrationen mit den wenigen Werten aus anderen Ländern verglichen, sind keine grossen Unterschiede zu verzeichnen (Abbildung 76).

Abbildung 76

Sr-Konzentrationen: andere Länder

Darstellung der Sr-Median- und Mittelwerte der Moosproben von drei europäischen Ländern.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.19 Tl – Thallium

Thallium (Tl), sowie seine Verbindungen, sind hochgiftig und werden über den Magen-Darm-Trakt und die Lunge gut vom Körper aufgenommen. Tl findet in der Industrie eine breite Verwendung. Es wird für die Herstellung spezieller Gläser (niedrigschmelzend, infrarotdurchlässig, mit hohem Brechungsindex usw.), verschiedener Legierungen, Fotozellen und Hochtemperatursupraleiter verwendet.

Tl kommt im Moos nur in kleinen Konzentrationen vor und war zum Teil unter der Nachweisgrenze, darum schwanken die Werte relativ stark. Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen eine Abnahme zwischen 1990 und 1995, anschliessend sind die Änderungen jedoch klein mit Ausnahme der Werte von 2005, welche niedriger sind (Abbildung 77, Abbildung 78, Tabelle 40 und Tabelle 41). Leicht höhere Werte wurden im Jura und in der Südschweiz gemessen.

Abbildung 77

Räumliche und zeitliche Verteilung der Tl-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Tl-Konzentration in den Moosproben der drei Erhebungen 1990, 1995 und 2015. Von 2000, 2005 und 2010 wurden nur Mischproben pro Naturraum gemessen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

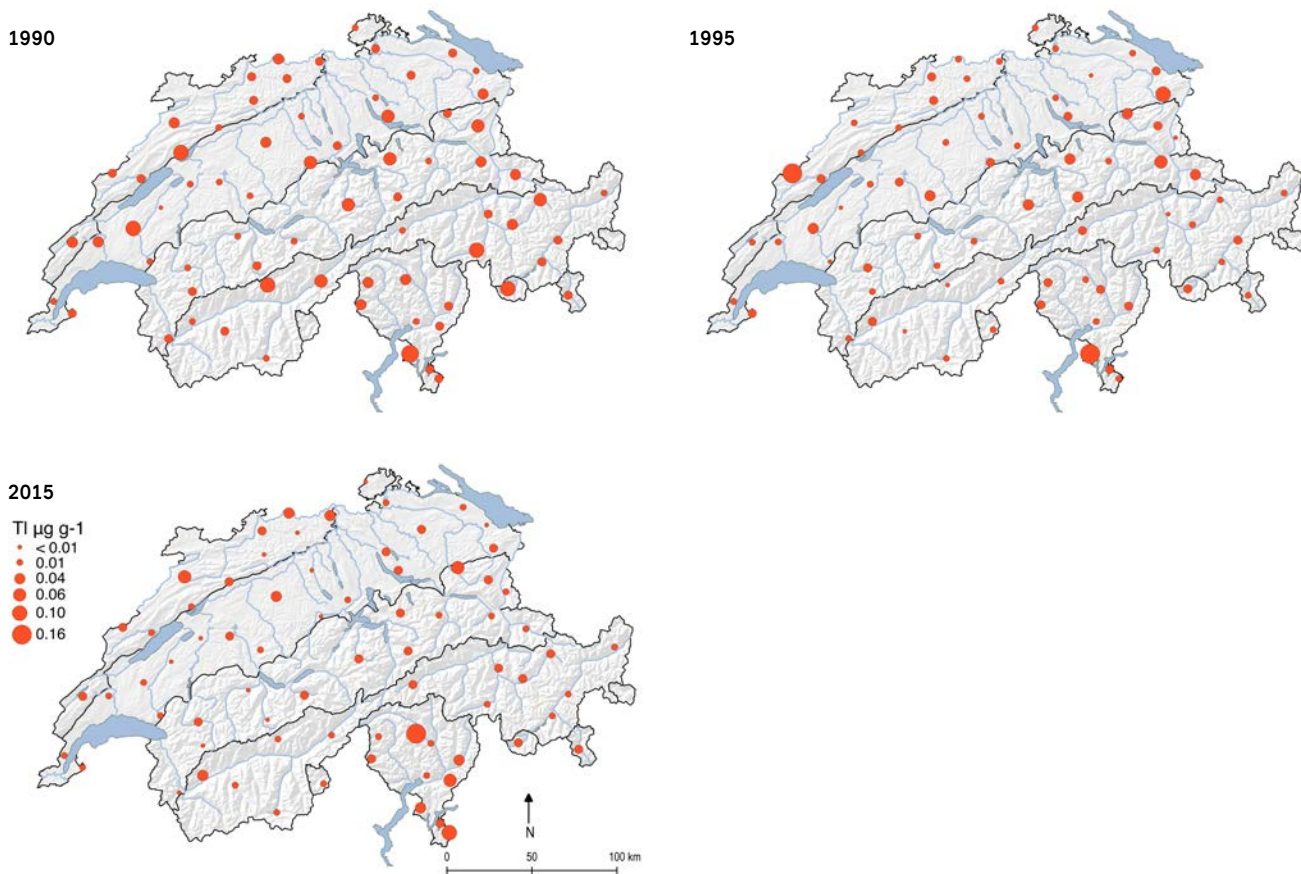


Abbildung 78

TI-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen TI-Konzentrationen in den Moosproben. Von den Erhebungen 2000, 2005 und 2010 wurden nur regionale Mischproben gemessen. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

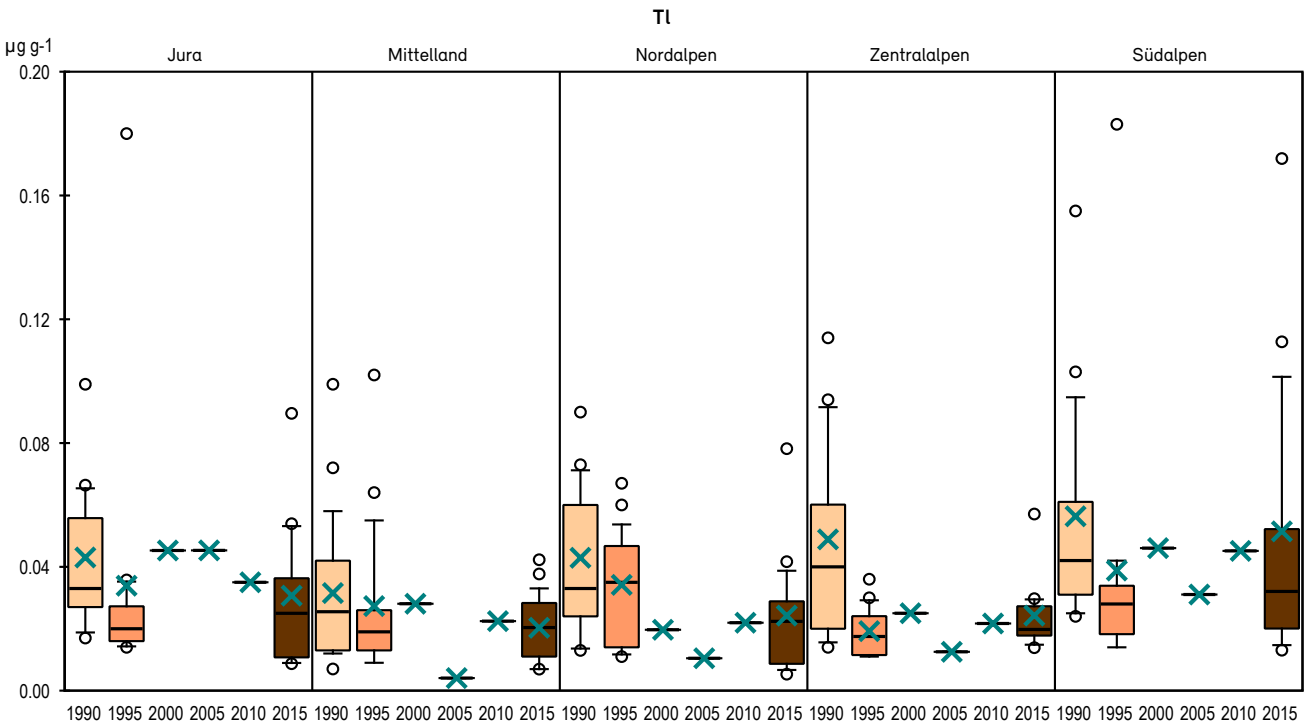


Tabelle 40

TI-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	72				73
Max	0.155	0.183				0.172
90er Perzentil	0.088	0.051				0.053
50er Perz. = Median	0.033	0.020				0.022
90er Perzentil	0.014	0.012				0.009
Min	0.007	0.009				0.005
Mittelwert	0.043	0.030				0.029
Mischprobe	0.049	0.033	0.032	0.019	0.028	

Tabelle 41

TI-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 39 %					– 34 %
Mittelwert	– 29 %	+ 5 %	– 41 %	+ 53 %	+ 3 %	– 32 %
P-Wert	0.0004					0.0002

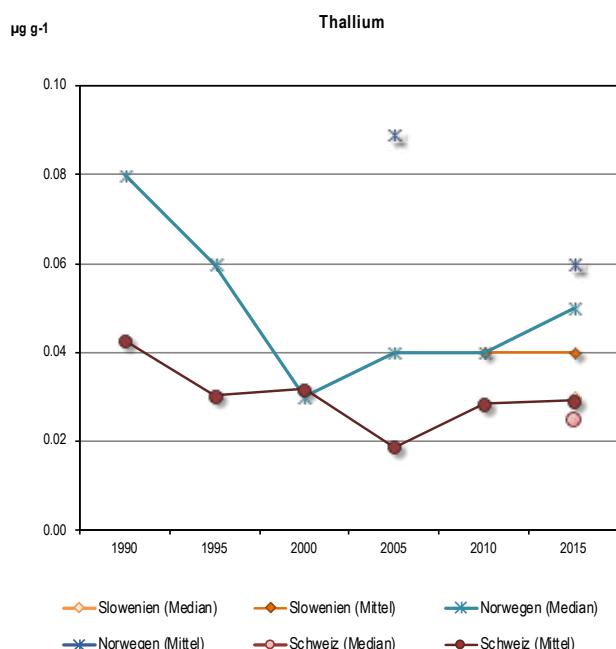
Vergleich mit Slowenien und Norwegen

Im Vergleich zu den Werten von Norwegen und Slowenien sind die Tl-Konzentrationen in der Schweiz am tiefsten (Abbildung 79). Auch in Norwegen haben die Werte gegenüber 1990 abgenommen.

Abbildung 79

Tl-Konzentrationen anderer Länder

Darstellung der Tl-Median- und Mittelwerte der Moosproben von drei europäischen Ländern.

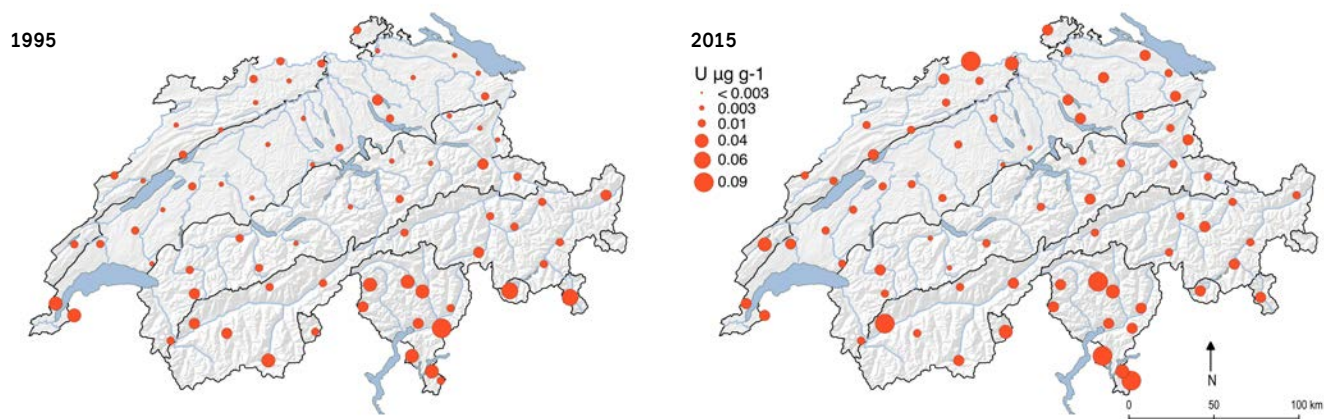


Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

Abbildung 80

Räumliche und zeitliche Verteilung der U-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Urankonzentration in den Moosproben der Erhebungen 1995 und 2015. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.



2.2.20 U – Uran

Uran (U) kommt in der Natur nicht gediegen vor, sondern ausschliesslich in sauerstoffhaltigen Mineralen. Rund 99 % kommt als Isotop ²³⁸U, weniger als 1 % als ²³⁵U vor. Alle Uranisotope sind radioaktiv, wobei ²³⁵U zur Kernspaltung in der Energiegewinnung verwendet wird und das abgereicherte U als Abschirmmaterial Anwendung findet. Neben der Radioaktivität, die zu Erbgutveränderungen und nachfolgenden Krebserkrankungen führen kann, ist U wie die meisten Schwermetalle chemisch giftig, wobei vor allem die wasserlöslichen Uranverbindungen vorwiegend die Nieren schädigen.

Uran kommt im Moos nur in kleiner Konzentration vor, darum schwanken die Werte relativ stark. Die Karten, Grafiken und Tabellen zeigen zwischen 1990 und 2015 keinen deutlichen Trend zur Zunahme oder Abnahme, wobei die Messung der Proben von 2000 eher niedrigere Werte ergab (Abbildung 80, Abbildung 81, Tabelle 42 und Tabelle 43). Auch bei diesem Element werden in der Süd-schweiz höhere Werte gemessen.

Abbildung 81

U-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen U-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen 1995 und 2015. Von den anderen Erhebungen wurden nur Mischproben gemessen und als Mittelwerte dargestellt. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

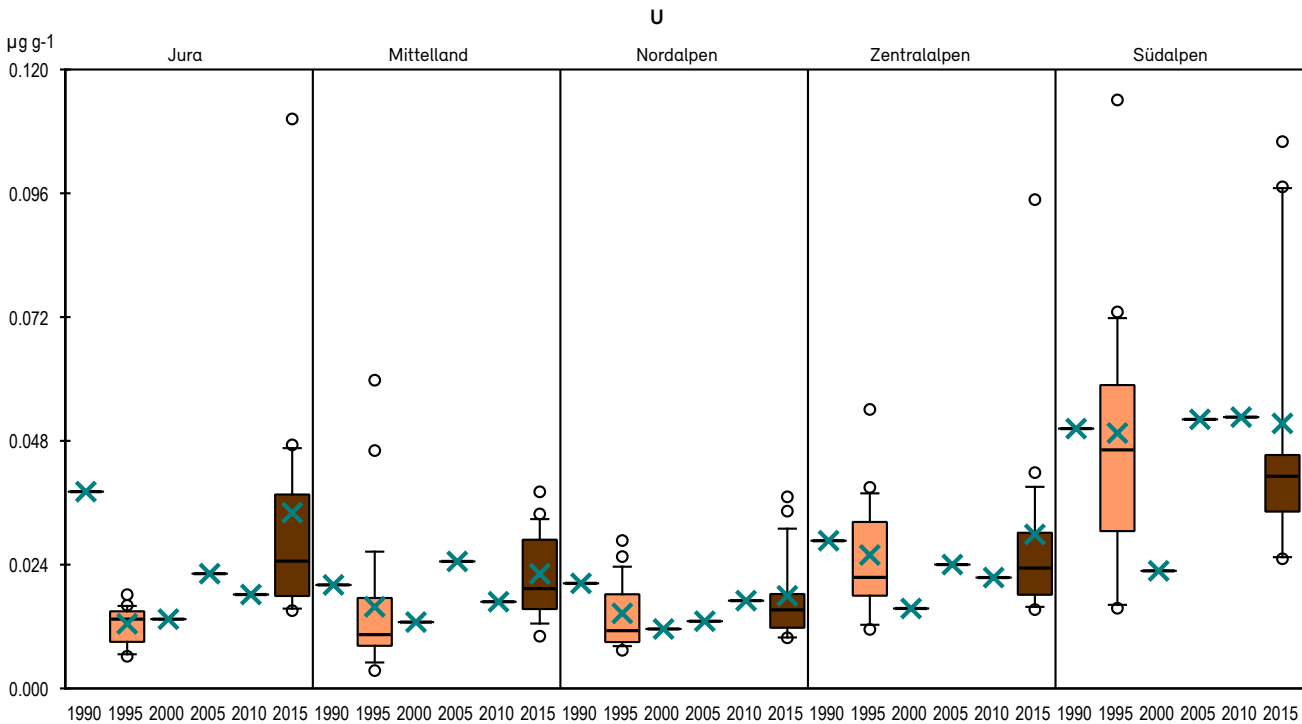


Tabelle 42

U-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Zusätzlich die Resultate der Mischproben. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		73				73
Max		0.114				0.110
90er Perzentil		0.048				0.045
50er Perz. = Median		0.016				0.023
90er Perzentil		0.008				0.014
Min		0.003				0.010
Mittelwert		0.023				0.030
Mischprobe	0.030	0.025	0.015	0.026	0.024	

Tabelle 43

U-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Mittelwert).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Mittelwert	– 24 %	– 34 %	+ 78 %	– 8 %	+ 23 %	+ 1 %

Vergleich mit anderen europäischen Ländern

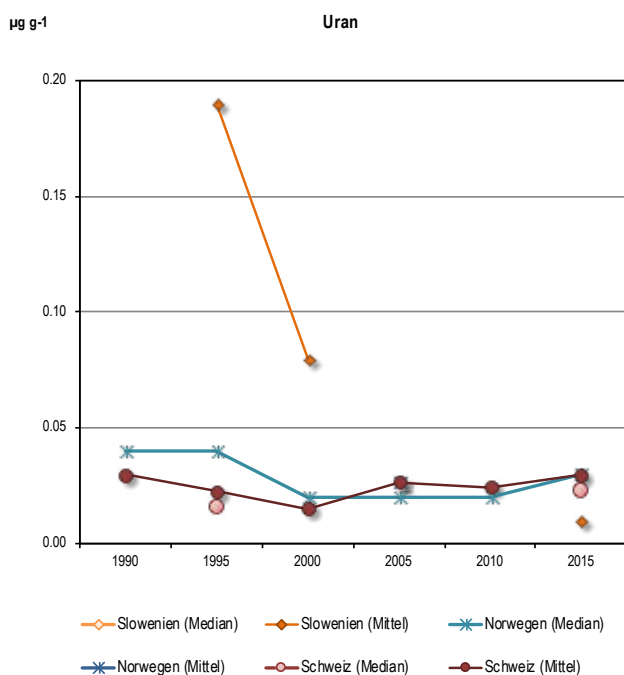
Norwegen und die Schweiz wiesen ähnliche U-Werte aus (Abbildung 82). Slowenien hatte 1995 und auch 2000 viel höhere Konzentrationen; 2015 hingegen war der Mittelwert sogar niedriger als in der Schweiz.

Abbildung 82

U-Konzentrationen: Mittelwert andere Länder

Darstellung der U-Median- und Mittelwerte in den Moosproben von drei europäischen Ländern.

Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1



2.2.21 V – Vanadium

Vanadium (V) ist vermutlich in ganz kleinen Mengen essentiell, wirkt aber bei hoher Belastung toxisch. Es wird hauptsächlich für Legierungen verwendet. Die anthropogenen Emissionen überwiegen die natürlichen vor allem auch wegen der Verbrennung fossiler Brennstoffe, welche Vanadium enthalten.

Die Mediankonzentration von V nahm von 1990 bis 1995 etwa 55 % ab. Bis 2010 nahmen die Werte in kleinerem Ausmass ab und stiegen 2015 wieder leicht an (Abbildung 83, Abbildung 84, und Tabelle 44, Tabelle 45). Der starke Rückgang kann auf bessere Filtertechniken bei Emittenten, auf den Rückgang der Kohleverbrennung sowie auf die Schliessung von Industrieanlagen zurückgeführt werden. Wie bei fast allen Elementen sticht die Südschweiz mit den höchsten Medianen in jeder Erhebung heraus. Dies einerseits eine Folge der hohen Niederschlagsmengen andererseits der Nähe zur hochindustrialisierten Poebene.

Abbildung 83

Räumliche und zeitliche Verteilung der V-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen V-Konzentration in den Moosproben. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

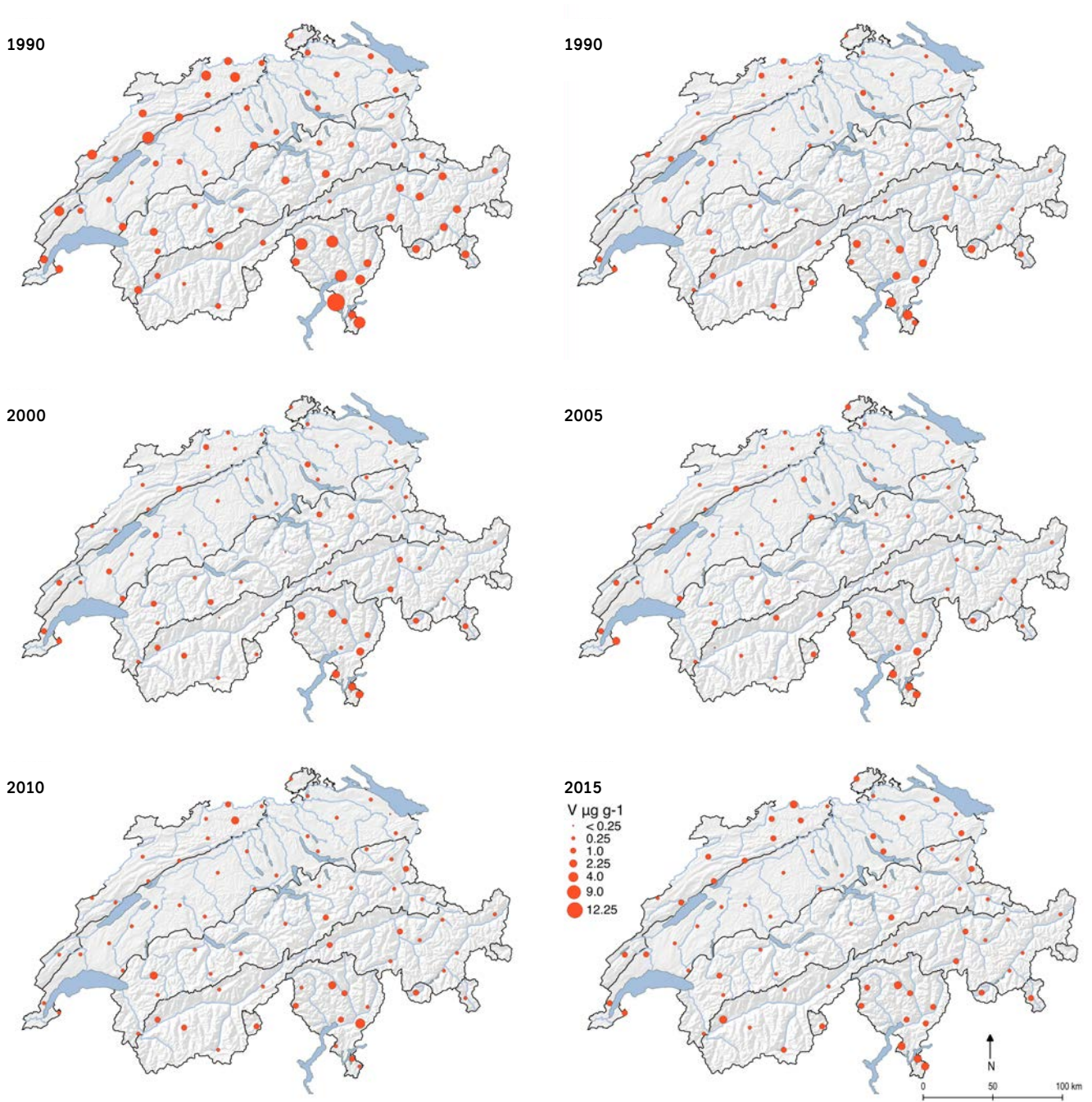


Abbildung 84

V-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen V-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

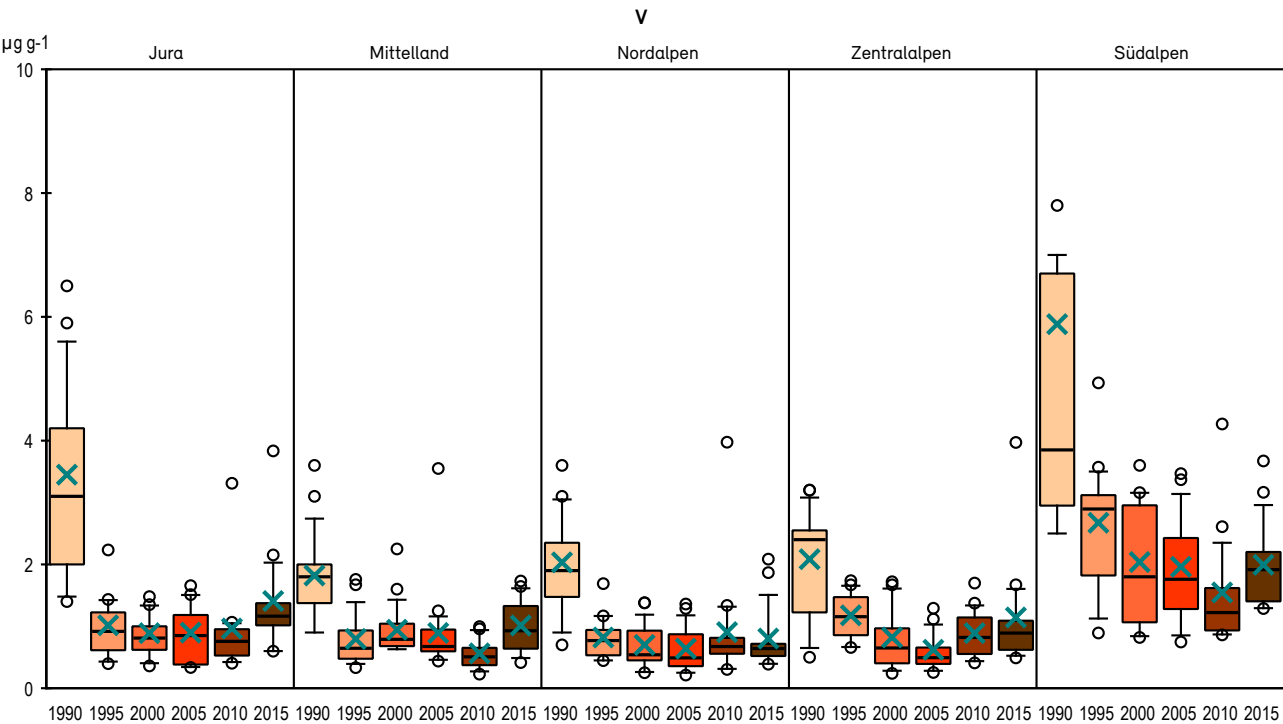


Tabelle 44

V-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	70	73	73	73	73	73
Max	17.10	4.93	3.68	3.55	4.27	3.97
90er Perzentil	4.55	2.56	1.78	1.87	1.43	2.06
50er Perz. = Median	2.21	0.93	0.82	0.75	0.76	1.05
90er Perzentil	1.29	0.48	0.45	0.37	0.38	0.56
Min	0.50	0.33	0.24	0.21	0.23	0.39
Mittelwert	2.85	1.26	1.06	1.02	0.94	1.23

Tabelle 45

V-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 58 %	– 12 %	– 9 %	+ 2 %	+ 38 %	– 53 %
Mittelwert	– 56 %	– 16 %	– 4 %	– 8 %	+ 31 %	– 57 %
P-Wert	<0.0001	0.14	0.49	0.56	0.0018	<0.0001

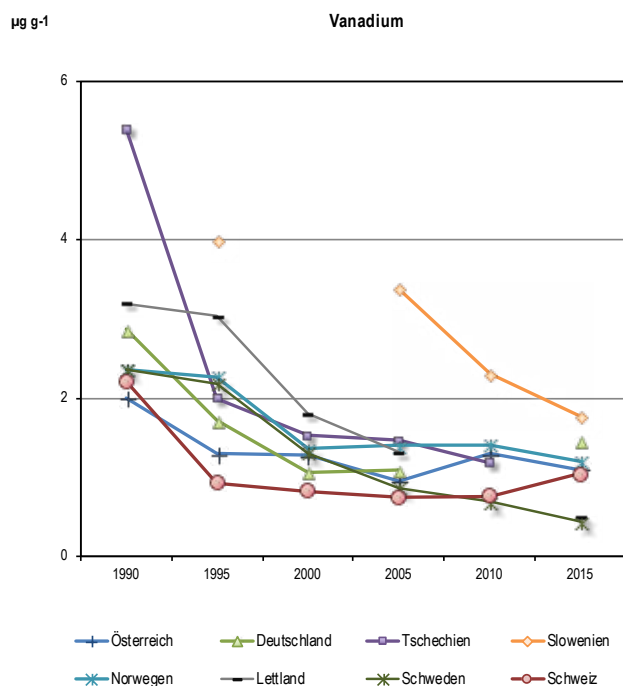
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Schweiz zeigte in allen Erhebungen im Vergleich niedrige Werte. Nur 1990 zeigte Österreich den gleich niedrigen Median und in 2015 wurde in Schweden ein tieferer Median gemessen (Abbildung 85). Ein Grund für die niedrigen Schweizer Werte kann sein, dass weniger fossile Brennstoffe (Erdöl, Kohle) verbraucht werden und es weniger metallverarbeitende Betriebe gibt. Tschechien hatte 1990 den 2.6-fachen Wert, und auch von 1995 bis 2010 noch 1.6 bis 2.2 mal höhere Konzentrationen. Auch im sonst allgemein wenig belasteten Norwegen waren die Mediane (ausser 1990) etwa gleich hoch wie in Tschechien. Österreich und Deutschland lagen mit ihren Konzentrationen dazwischen. In allen Ländern ist eine deutliche Abnahme seit 1990 zu verzeichnen.

Abbildung 85

V-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der V-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS dargestellt.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

2.2.22 Zn – Zink

Zink (Zn) ist ein sehr wichtiges, essentielles Element und nicht toxisch. Es wird in vielen Produkten verwendet, hauptsächlich als Korrosionsschutz. Die anthropogenen Emissionen überwiegen die natürlichen stark.

Bei Zink war in der Schweiz zwischen 1990 und 2015 eine signifikante Abnahme von etwa 30 % zu verzeichnen. Jedoch stiegen die Werte 2005 vor allem im Mittelland und in den Südalpen (Abbildung 86, Abbildung 87, Tabelle 46 und Tabelle 47) wieder an. In der Südschweiz, wo die Mediane in jeder Erhebung am höchsten waren, betrug die Abnahme zwischen 1990 und 2015 im Mittel fast 50 %. Hier spielt wohl die Schliessung der Schwermetall verarbeitenden Industrie in der Leventina eine Rolle. Die höheren Werte in der Südschweiz sind einerseits den hohen Niederschlagsmengen andererseits der Nähe zur hochindustrialisierten Poebene geschuldet.

Abbildung 86

Räumliche und zeitliche Verteilung der Zn-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Zn-Konzentration in den Moosproben der sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

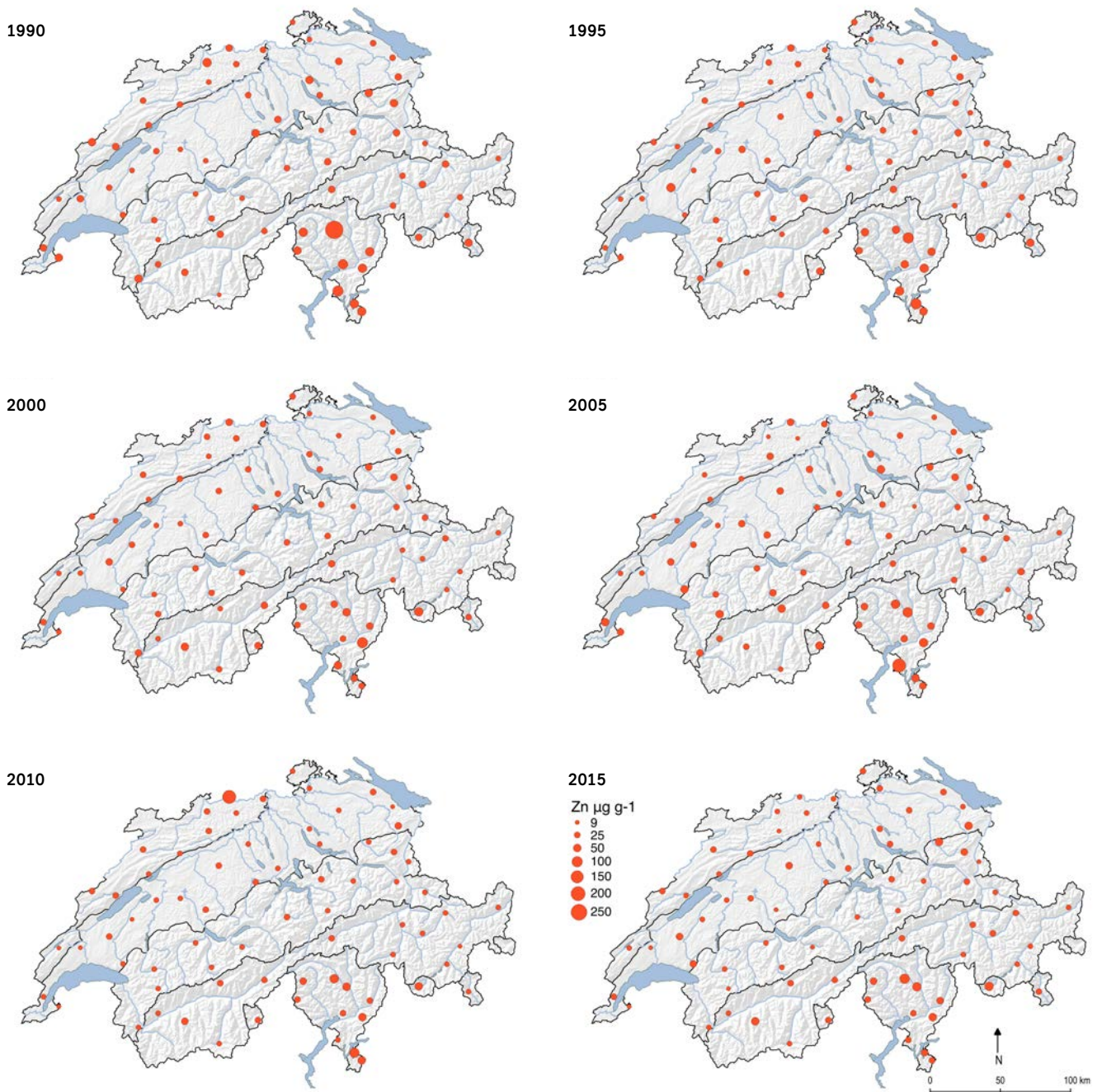


Abbildung 87

Zn-Konzentrationen: Trends in Naturräumen

Boxplot-Darstellung der gemessenen Zn-Konzentrationen in den Moosproben. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen.

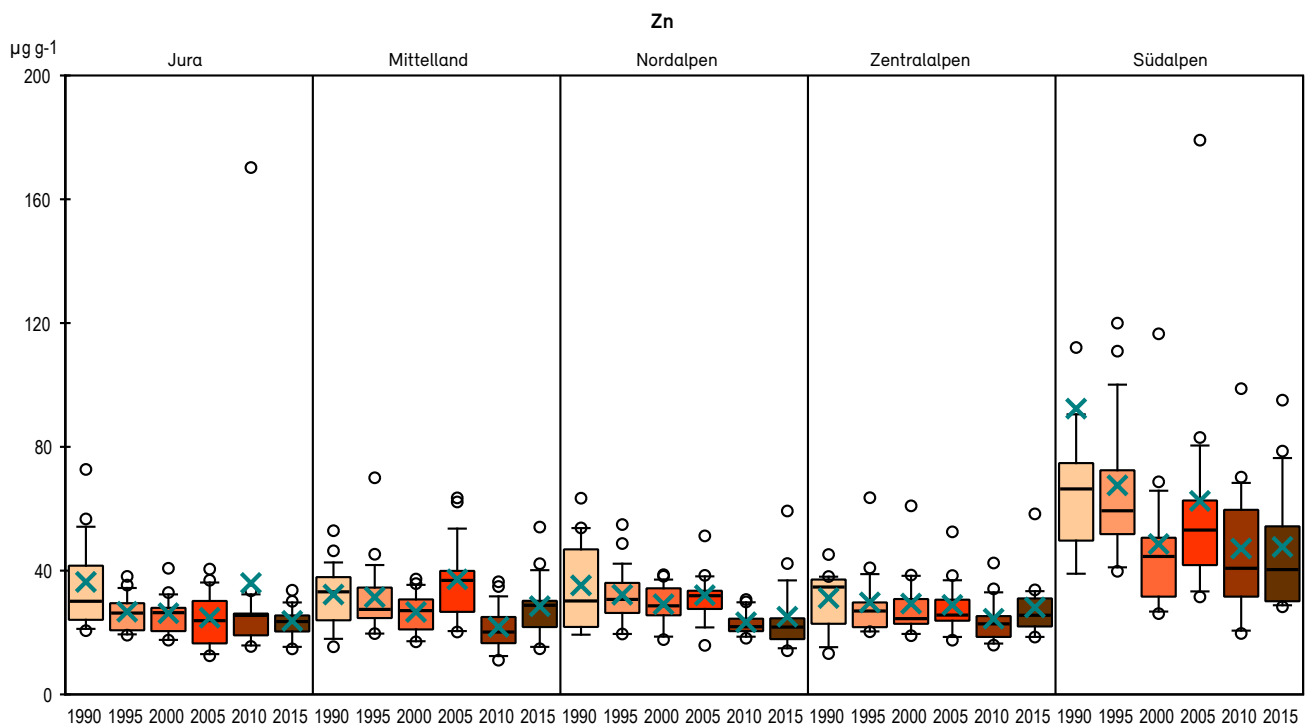


Tabelle 46

Zn-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte	69	73	73	73	73	73
Max	341	120	117	179	170	95
90er Perzentil	68	61	44	55	42	47
50er Perz. = Median	36	30	28	33	23	27
90er Perzentil	21	21	19	21	17	18
Min	13	19	17	12	11	14
Mittelwert	44	37	32	38	29	30

Tabelle 47

Zinkkonzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Die prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben wurde mit Signifikanztests überprüft (t-Test mit logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1990 – 1995	1995 – 2000	2000 – 2005	2005 – 2010	2010 – 2015	1990 – 2015
Median	– 17 %	– 5 %	+ 18 %	– 30 %	+ 16 %	– 24 %
Mittelwert	– 16 %	– 15 %	+ 19 %	– 22 %	+ 3 %	– 31 %
P-Wert	0.19	0.048	0.030	0.0003	0.32	0.0002

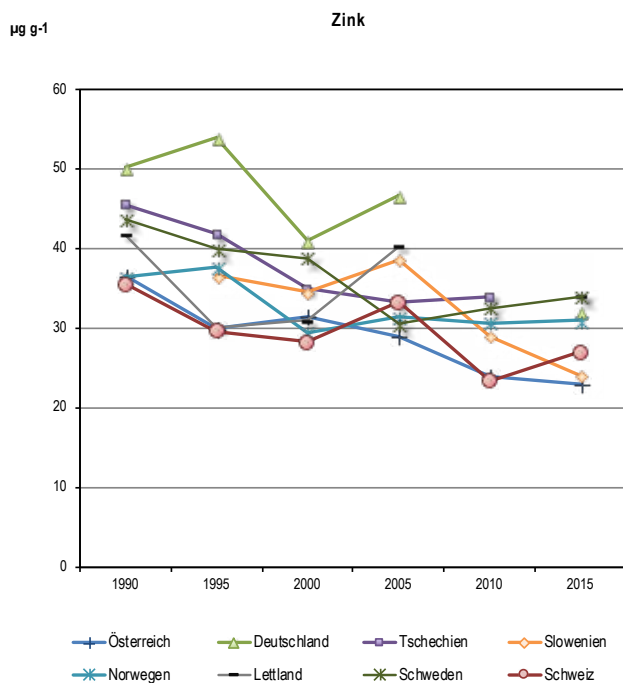
Vergleich mit anderen europäischen Ländern

Die Schweizer Werte sind in allen Erhebungen ähnlich wie die Werte aus Österreich (Abbildung 88) und im Vergleich mit weiteren Ländern tief. Auch Norwegen wies 1990, 2000 und 2005 ähnliche Werte auf, 1995 und 2010 waren sie jedoch höher. Tschechien und Lettland wiesen stets höhere Werte auf als die Schweiz, ebenso Schweden (ausser 2005). Bis 2005 wies Deutschland die höchsten Mediankonzentrationen auf, jedoch lag die mittlere Zinkkonzentration 2015 deutlich tiefer als in vergangenen Erhebungen. Seit 1990 haben die Zn-Konzentrationen in allen verglichenen Ländern abgenommen, jedoch nicht systematisch und auch nicht im gleichen Ausmass.

Abbildung 88

Zn-Konzentrationen in der Schweiz verglichen mit anderen Ländern

Darstellung der Zn-Medianwerte der Moosproben von acht europäischen Ländern über die sechs Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

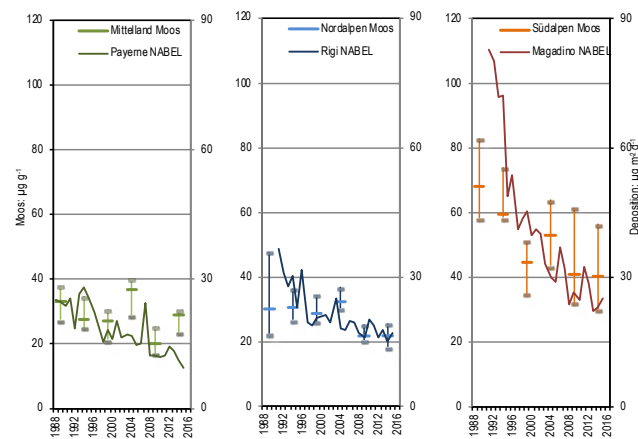
Vergleich mit Depositionswerten

In Abbildung 89 werden die Konzentrationen im Moos mit den Verläufen der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne. Wie bei der Deposition zeigte auch die Mooskonzentration in den Südalpen deutlich höhere Werte als in den Nordalpen und im Mittelland. Mit beiden Messverfahren ist eine deutliche Abnahme seit Ende der 1980er Jahre festzustellen, vor Allem in den Südalpen, tendenziell auch in den Nordalpen und im Mittelland.

Abbildung 89

Zn-Konzentrationen in Moos verglichen mit Zinkdeposition

Die Zn-Konzentrationen in Moos (dargestellt als Median, 25er und 75er Perzentil) der Erhebungen 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 und 2015 wurden mit dem Verlauf der Depositions-Jahresmittelwerte an ländlichen NABEL-Stationen seit 1988 verglichen: Südalpen mit Magadino, Nordalpen mit Rigi und Mittelland mit Payerne.



Quelle: Messwerte von Magadino-Cadenazzo, Rigi-Seebodenalp und Payerne: Bundesamt für Umwelt BAFU/NABEL

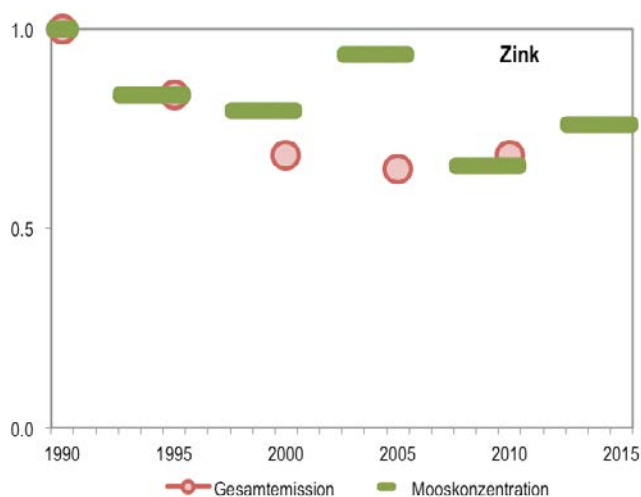
Vergleich mit Emissionen in der Schweiz

Die geschätzten Zn-Emissionen gingen zwischen 1985 und 2000 zurück und blieben dann ungefähr gleich. Auch die gemessenen Zn-Konzentrationen im Moos nahmen ab, wenn auch mit einer vorübergehenden Zunahme 2005 (Abbildung 90). Die Abnahme kann auf allgemein emissionsmindernde Massnahmen in Industrie, Gewerbe, Haushalte und KVAs zurückgeführt werden.

Abbildung 90

Zn-Konzentrationen verglichen mit Emissionen in der Schweiz

Darstellung der gemessenen Zn-Konzentrationen im Moos und die Emissionen in der Schweiz, normiert auf 1990. Kreise = Emissionen, Balken = Mooskonzentrationen. Für 2015 wurden keine Emissionszahlen für Zink erhoben.



Quelle: BFS – Statistisches Lexikon der Schweiz; 2010: BAFU (pers. Mitteilung)

2.3 N – Stickstoff

Die hohen Stickstoffemissionen werden zunehmend zum Umweltproblem. In nährstoffarmen Ökosystemen wie Mooren, Heiden, extensiven Wiesen und Wäldern können übermässige Stickstoffeinträge die Biodiversität verringern und die Bodeneigenschaften bleibend verändern und somit das gesamte Ökosystem gefährden (Bobbink und Hetteling 2011).

In einer Pilotstudie in Skandinavien wurde gezeigt, dass Moose als Biomonitoren für die atmosphärische Stickstoffdeposition genutzt werden können (Harmens et al. 2005). Auch Mohr (2007) stellte fest, dass die Anreicherung von N im Pflanzengewebe bei bodenbewohnenden Moosen und Flechten besonders deutlich und eng mit N-Depositionen korreliert. An Hintergrundstandorten mit tiefer Stickstoffdeposition ($<2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden Moos-Stickstoffgehalte von $5 \text{ mg N g}^{-1} \text{ N}$ gemessen, (Harmens et al. 2014) was als natürlichen Stickstoffgehalt bezeichnet werden kann (siehe Abb. 117), darüber liegende Werte weisen auf eine erhöhte Stickstoffbelastung hin.

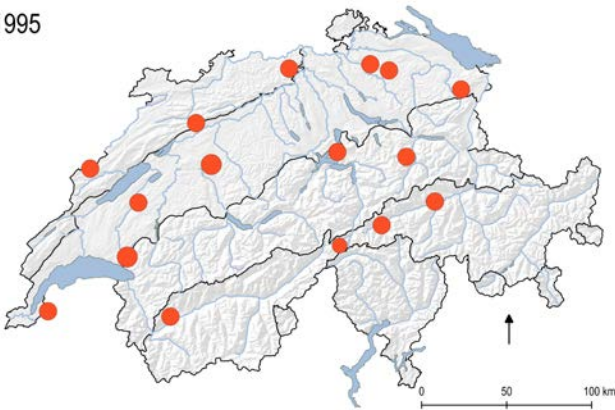
Als Teil des ICP Vegetation Programms wurde im Jahr 2005, 2010 und 2015 auch der Stickstoffgehalt in Moosen bestimmt und ausgewertet (Harmens et al. 2008a, Harmens et al. 2013, Europäischer Bericht für Moosuntersuchung 2015 in Vorbereitung). In der Schweiz wurde dies für 1995 retrospektiv an 16 Standorten, 2005 an 30 Standorten, 2010 an 65 Standorten und 2015 an 55 Standorten durchgeführt, neun der Standorte wurden in allen vier Erhebungen berücksichtigt.

Abbildung 91

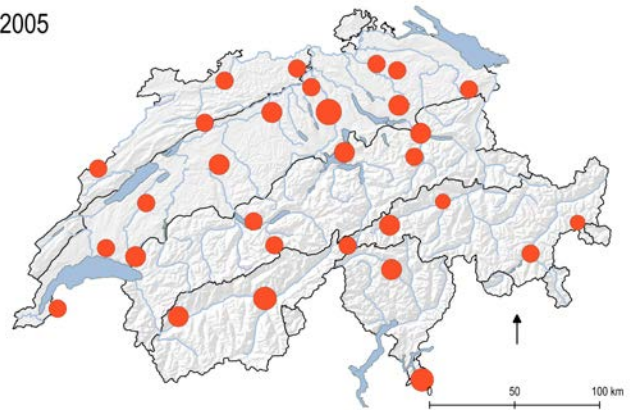
Räumliche und zeitliche Verteilung der N-Konzentrationen in der Schweiz

Karten der gemessenen N-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1995, 2005, 2010 und 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

Stickstoff
1995



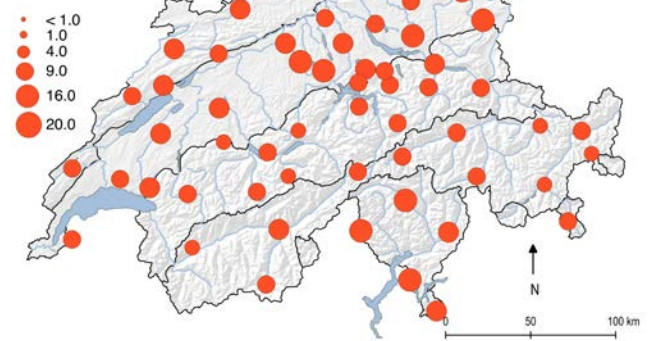
Stickstoff
2005



Stickstoff
2010



Stickstoff
2015
mg g⁻¹



Von 1995 bis 2015 veränderte sich die N-Konzentration in den Moosen in der Schweiz nicht signifikant, wobei 2015 tendenziell höhere Werte zu verzeichnen waren (Abbildung 91, Abbildung 92, Tabelle 48, Tabelle 49).

Abbildung 92

N-Konzentrationen: Trends ganze Schweiz

Mittelwerte der N-Konzentration in den Moosproben der vier Erhebungen 1995, 2005, 2010 und 2015. Es wurden die 9 Standorte berücksichtigt, die bei allen vier Erhebungen gemessen wurden. Die Linie bei 5 mg N g^{-1} stellt den natürlichen Stickstoffgehalt der Moospflanze dar.

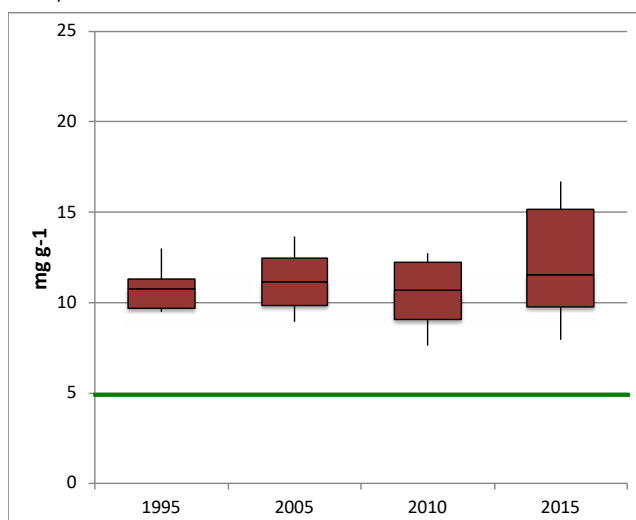


Tabelle 48

N-Konzentrationen in den Moosproben: Eckdaten

Maximum, 90er, 50er und 10er Perzentile sowie Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos. Die Werte sind in mg N g^{-1} TS angegeben.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Anzahl Werte		16	0	30	65	55
Max		13.7		21.2	18.8	20.3
90er Perzentil		12.3		14.9	14.1	16.3
50er Perz. = Median		10.4		11.2	10.0	11.5
90er Perzentil		9.6		9.4	7.6	8.3
Min		8.3		7.8	6.4	7.1
Mittelwert		10.6		12.0	10.6	12.1

Tabelle 49

N-Konzentrationen in den Moosproben: zeitliche Veränderungen

Prozentuale zeitliche Veränderung der Konzentrationen (Median, Mittelwert) in den Moosproben. Der P-Wert wurde mit den 9 in allen 4 Erhebungen beprobten Standorten berechnet (logarithmierten Daten, P-Wert zweiseitig).

Veränderung	1995 – 2005	1995 – 2010	1995 – 2015	2005 – 2010	2005 – 2015	2010 – 2015
Median	+ 7 %	– 5 %	+ 10 %	– 11 %	+ 3 %	+ 15 %
Mittelwert	+ 13 %	– 1 %	+ 13 %	– 12 %	0 %	+ 14 %
P-Wert	0.44	0.61	0.32	0.30	0.63	0.21

In Abbildung 93 werden die Werte der verschiedenen Naturräume als Boxplots dargestellt. Es gab nur für die Erhebungen 2010 und 2015 genügend Werte für eine Boxplot-Darstellung. In der Südschweiz waren die Konzentrationen im Moos deutlich höher als in der übrigen Schweiz. Relativ hohe Werte wurden auch im Jura und im Mittelland gefunden, in den Nord- und Zentralalpen zeigten sich die niedrigsten Stickstoffkonzentrationen im Moos.

Abbildung 93

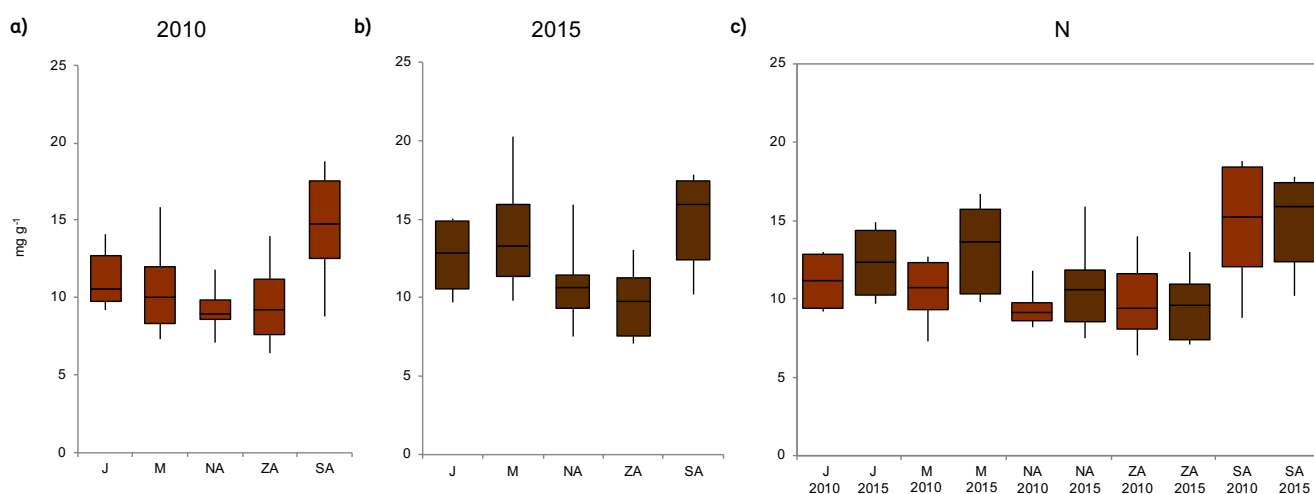
N-Konzentrationen in den fünf Naturräumen: Vergleich der Erhebungen 2010 und 2015

Boxplot-Darstellung der gemessenen N-Konzentrationen in den Moosproben der Erhebungen 2010 und 2015. Die Daten sind aufgeteilt nach Naturräumen: J = Jura, M = Mittelland, NA = Nordalpen, ZA = Zentralalpen, SA = Südalpen. Die Linien sind bis zum Maximal- resp. Minimalwert gezogen.

a) Darstellung aller Standorte 2010 (n = 55)

b) Darstellung aller Standorte 2015 (n = 65)

c) Darstellung der Standorte, die in beiden Erhebungen beprobt wurden (n = 38)

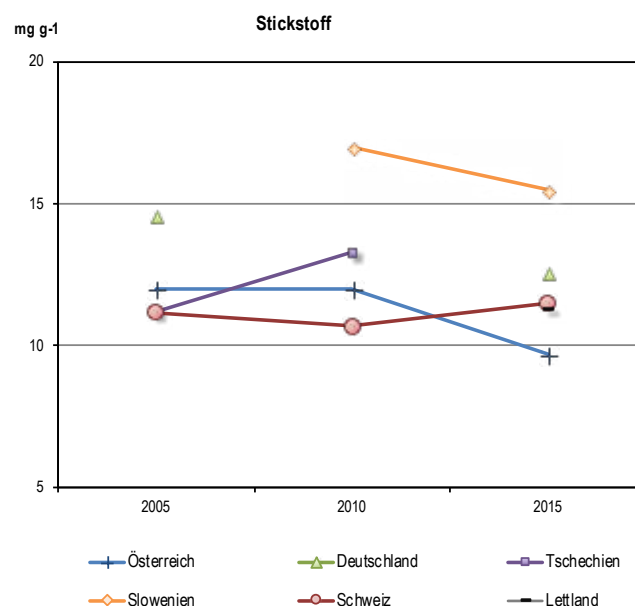
**Vergleich mit anderen europäischen Ländern**

Die Medianwerte in der Schweiz waren niedriger als diejenigen von Slowenien, Deutschland und Tschechien im Jahr 2010, Österreich und Lettland waren hingegen auf ähnlichem Niveau wie die Schweiz (Abbildung 94).

Abbildung 94

Vergleich mit anderen europäischen Ländern

N-Medianwerte der Moosproben von verschiedenen europäischen Ländern über die drei Erhebungen 2005, 2010 und 2015. Die Werte sind in $\text{mg N g}^{-1} \text{ TS}$.



Quelle andere Länder siehe Kapitel 2.1.1

Vergleich des N-Gehalts im Moos mit N-Deposition durch Niederschlag

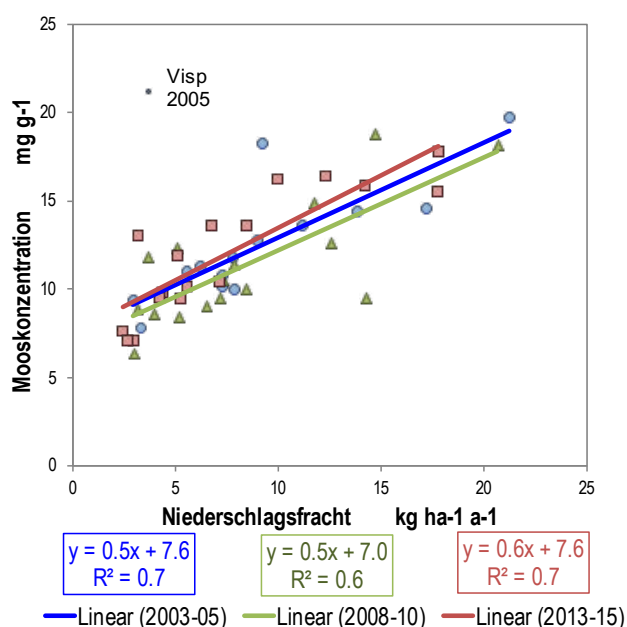
An 15 (Erhebung 2005) bzw. 17 (Erhebungen 2010 und 2015) Standorten in der Schweiz an denen in verschiedenen Messprogrammen die N-Deposition durch Niederschlag seit Jahren bestimmt wird, wurden in der Nähe auch Moose zur Stickstoffbestimmung gesammelt (Standorte: LWF-Flächen – WSL: Thimonier et al. 2005; Dauerbeobachtungsflächen – IAP: Flückiger und Braun 2004; ALPFOR (www.alpfor.ch); FUB: Seitler et al. 2016). Bei der N-Deposition bzw. der Regenmenge wurden (wenn vorhanden) Mittelwerte der Jahre 2003–05, 2008–10 resp. 2003–15 berücksichtigt, da diese der Aufnahmeperiode der gesammelten dreijährigen Moosspösschen entsprechen.

Der Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition (erfasst mit Bulk-Niederschlagsmessungen, VDI 4320, Blatt 3, 2017) und N-Konzentration in den Moosproben war 2005 signifikant und 68 % der Konzentrationsunterschiede konnten durch die Stickstoffdeposition erklärt werden (Abbildung 95). Für die Regressionsrechnung 2005 wurde ein Standort ausgeschlossen (Visp, kleiner Punkt), da dieser sehr wahrscheinlich durch eine andere Stickstoffquelle (z. B. Urin von Tieren) beeinflusst wurde. Auch 2010 und 2015 ist ein signifikanter Zusammenhang zu finden, mit $R^2 = 0.74$ resp. 0.75 . Die Steigung der Regressionsgeraden war bei allen Erhebungen ähnlich, zwischen $0.54x$ und $0.59x$ mit einem y-Achsenabschnitt von 7 bis 7.6 mg g^{-1} . Bei einer nicht-linearen Regression würde der y-Achsenabschnitt bei rund 5 mg g^{-1} liegen. Dieser Wert entspricht der natürlichen Stickstoffkonzentration in Moosen an unbelasteten Standorten in Finnland (Abbildung 96) (Harmens et al. 2014).

Eine ähnliche Untersuchung in Deutschland ergab einen Grundgehalt an N von ca. 6 mg g^{-1} und eine Steigung von 0.66 bei *Pleurozium schreberi*, sowie 0.61 bei *Scleropodium purum* (Solga et al. 2005). Obwohl in Solga (2005) nur der Zuwachs des vorangehenden Jahres mit der N-Deposition verglichen wurde, bei der vorliegenden Untersuchung jedoch die Mittelwerte der drei vorangehenden Jahre berücksichtigt sind, ist die Übereinstimmung gut.

Abbildung 95

N-Konzentration in Moos vs. Bulk-N-Deposition aller drei Erhebungen
Vergleich der N-Konzentration in Moos mit der Niederschlags- (Bulk)-Stickstoffdeposition in der Nähe der Moossammelstelle für drei Erhebungen. Messwerte der Bulk-Deposition entsprechen dem Mittelwert der für die Regressionen angegebenen Jahre. Betrachtet werden nur die Standorte, die in 2005, 2010 und 2015 beprobt wurden.



Quelle: Stickstoff im Niederschlag ermittelt durch WSL, IAP, FUB, NABEL

Einbezug anderer N-Komponenten

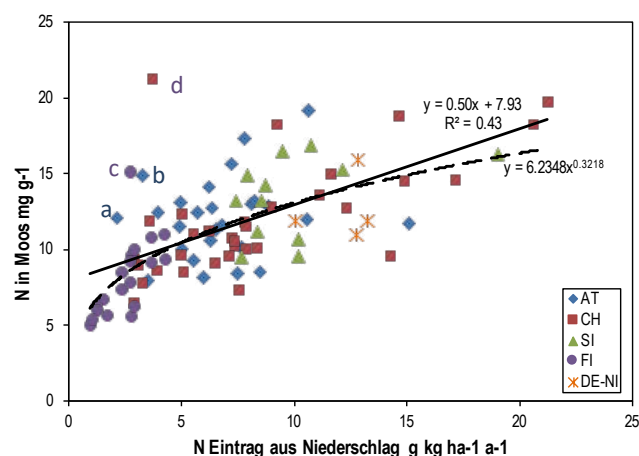
In der Publikation von Harmens et al. (2014) wurde Stickstoff in Niederschlag und in Moos verglichen, wobei auch Daten aus der Schweiz miteinbezogen wurden (Abbildung 96). Auch hier wurde eine Korrelation gefunden, jedoch mit einer relativ grossen Streuung. Es wurde festgestellt, dass neben Stickstoff im Niederschlag auch die Immissionen von gasförmigen und partikulären N-Komponenten (u. a. Ammoniak und Stickoxide) die Konzentration im Moos beeinflussen könnten. Basierend auf dieser Vermutung, wurde eine Publikation zum Thema N-Gehalt im Moos im Vergleich zur N-Deposition erarbeitet (Kosonen et al. 2018). Ein Auszug aus diesem Paper wird nachfolgend präsentiert.

Abbildung 96

N-Konzentration in Moos vs. Bulk-N-Deposition, europäische Untersuchung

Vergleich der N-Konzentration in Moos mit der Niederschlags-(Bulk)-Stickstoffdeposition in der Nähe der Moossammelstelle. Es werden nur Freilandstandorte berücksichtigt. Daten aus Österreich, Slowenien, Finnland, Niedersachsen (DE) und der Schweiz. Kennzeichnung einzelner Ausreisser:

- a) Bisamsberg, AT,
- b) Lobau, AT,
- c) Uusikaarlepyy, FIN
- d) Visp, CH (VIS).



Quelle: Auszug aus Harmens et al. 2014

2014 wurde in der Schweiz im Auftrag des BAFU und verschiedenen Kantonen die Stickstoffdeposition an 41 Orten mit Hilfe von Messungen bestimmt. Dabei wurden die Gravitationsdeposition sowie Gase und Aerosole gemessen, um mit mittleren Depositionsgeschwindigkeiten den N-Eintrag zu berechnen. Insgesamt wurden folgende sieben Komponenten berücksichtigt: Ammonium und Nitrat im Niederschlag, die Gase Ammoniak, Stickstoffdioxid und Salpetersäure sowie Ammonium und Nitrat in Aerosolen. In der Nähe von 24 der 41 Standorte konnten 2015 Moosproben gesammelt und somit direkt mit den Depositionen verglichen werden (Kosonen et al. 2018).

Abbildung 97 zeigt Vergleiche der N-Konzentrationen in Moos mit einzelnen N-Komponenten wie auch Kombinationen dieser Komponenten für die 2015 gesammelten Moose. Der Vergleich mit Stickstoff im Niederschlag (a) zeigt eine gute Korrelation von $R^2 = 0.70$. Der Standort

Visp (VIS) weicht wie beim Vergleich für 2005 (Abb. 96) ab, allerdings deutlich weniger stark. Abbildung 97 (b) welche die N-Konzentrationen im Moos mit der Stickstoffdeposition durch gasförmiges Ammoniak vergleicht, zeigt eine tiefere Korrelation ($R^2 = 0.39$). Zudem passt der Standort Novaggio (NOV) nicht ins Bild, was damit erklärt werden kann, dass die dortigen NH_3 -Konzentrationen gering sind und somit die durch hohe Regenmengen eingetragenen Stickstoffverbindungen die wichtigste Rolle spielen. Der Einbezug von Stickstoffeinträgen durch Niederschläge und Ammoniak führt zu einer guten Erklärung der in Moos gemessenen N-Konzentrationen ($R^2 = 0.81$) (97c). Die Berücksichtigung der Summe aller sieben N-Komponenten (Abbildung 97d) führt zu keiner weiteren Verbesserung ($R^2 = 0.78$). Dies kann auch daran liegen, dass die meistens Standorte bezüglich oxidierten Stickstoffverbindungen in quellenfernen Gebieten liegen.

Mit den oben formulierten Erkenntnissen, können auch einzelne Ausreisser in Abbildungen 96 und 97 erklärt werden. In Abbildung 97 wird ersichtlich, dass VIS zwar beim Vergleich mit N im Niederschlag, jedoch nicht im Vergleich mit NH_3 ein Ausreisser ist. Dies deutet darauf hin, dass die N-Konzentration in VIS stark vom NH_3 Eintrag beeinflusst wird. Auch Ausreisser der europäischen Untersuchung (Abb. 96) können so erklärt werden. Die österreichische Standorte Bisamsberg (a) and Lobau (b) liegen im östlichen Teil des Landes in einem Wäldchen, umgeben von intensiver Landwirtschaft (Hauptquelle für NH_3). Zudem weisen sie die tiefsten Niederschläge der Österreich-Standorte auf. Auch der finnische Standort Uusikaarlepyy (c) liegt in einer Gegend mit relativ viel Landwirtschaft und tiefen Niederschlagsmengen.

Diese Auswertungen geben einen guten Hinweis darauf, dass der Stickstoffgehalt im Niederschlag und Ammoniak zu einem hohen Grad den erhöhten Stickstoffgehalt

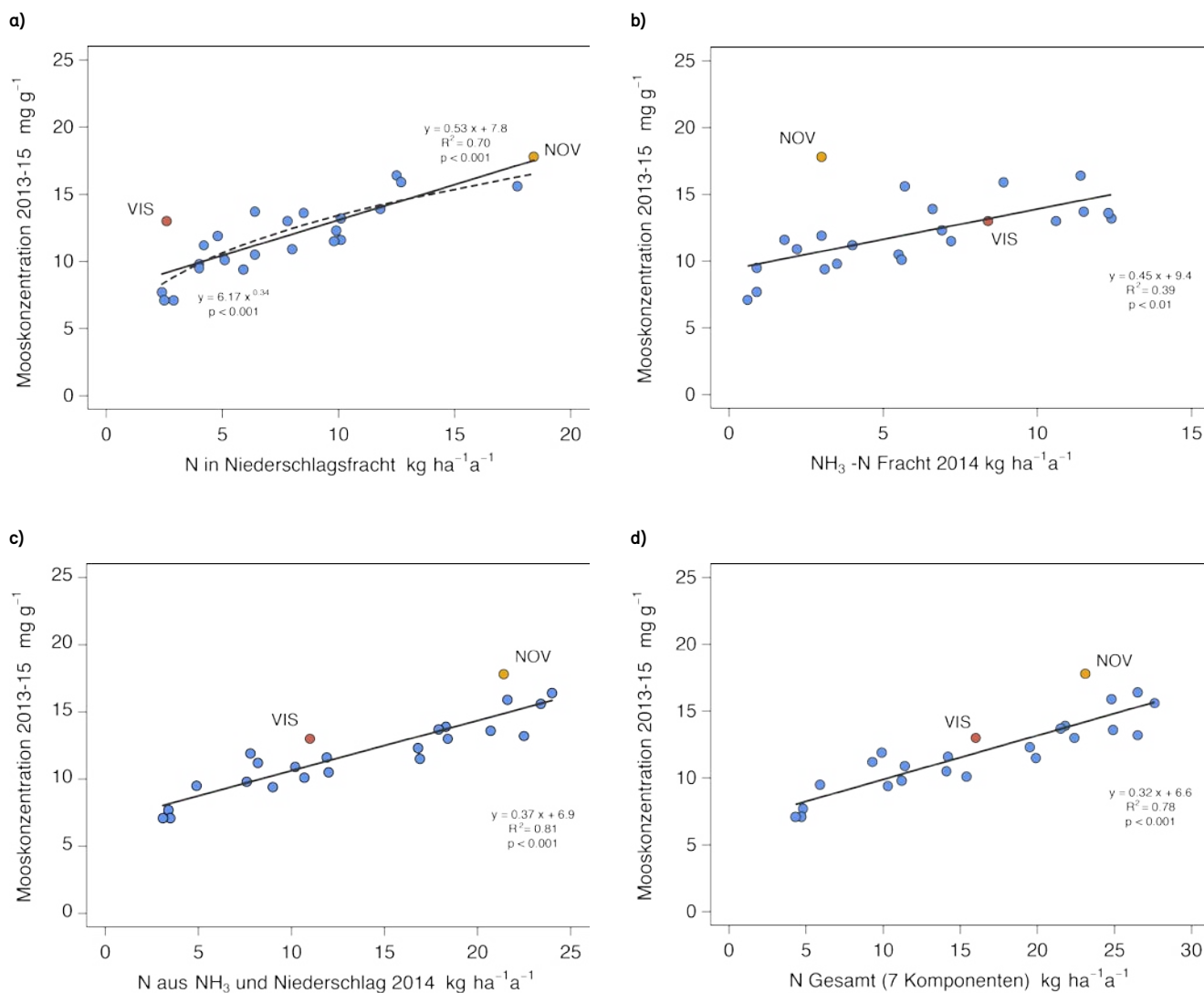
im Moos bestimmt. Hingegen spielt die Immission von HNO_3 , NO_2 und Aerosole eine kleinere Rolle. Dies gilt für die Schweiz, an quellenfernen Standorten.

Abbildung 97

N-Konzentration in Moos vs. N-Deposition

Vergleich der Stickstoffkonzentration in Moos mit N-Deposition durch:

- Niederschlag (Bulk),
- Ammoniak,
- Niederschlag und Ammoniak,
- 7 N-Komponenten



2.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, kurz PAK, sind organische Moleküle, die vor allem bei der Verbrennung von organischem Material entstehen. Die Überwachung und die Minimierung der PAK-Emissionen ist wichtig, da diese z. T. sehr giftig sind (karzinogen, mutagen, immuntoxisch) und zu verschiedenen gesundheitlichen Problemen führen können (u. a. auch Hautausschläge und Herzkreislaufbeschwerden). Zudem werden PAK nur sehr langsam abgebaut, können weit in der Luft wie auch im Wasser transportiert werden und reichern sich in der Nahrungskette an. PAK werden im POP Protokoll der LRTAP Konvention geregelt. PAK werden heute bereits im Boden, im Wasser und auch in der Luft gemessen und überwacht.

Im Rahmen der Moosuntersuchungen 2015 wurden 14 PAK an 22 Orten in der ganzen Schweiz analysiert (Tabelle 50, Abbildungen 98 und 99). Einzelne Standorte zeigten erhöhte Werte, v.a. in der Region Basel, Bodensee, Payerne und Tessin. An inneralpinen Standorten wurden

tendenziell tiefere Konzentrationen gemessen, jedoch unterschieden sich die Gesamtkonzentrationen in den Naturräumen Jura, Mittelland, Nordalpen, Zentralalpen und Südalpen nicht eindeutig.

Abbildung 98

Aufsummierte PAK-Konzentrationen in der Schweiz

Darstellung der Aufsummierten 14 PAK-Komponenten in den Moosproben 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.

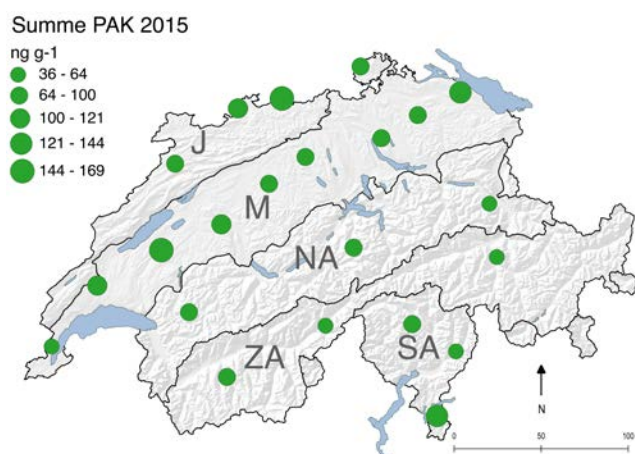
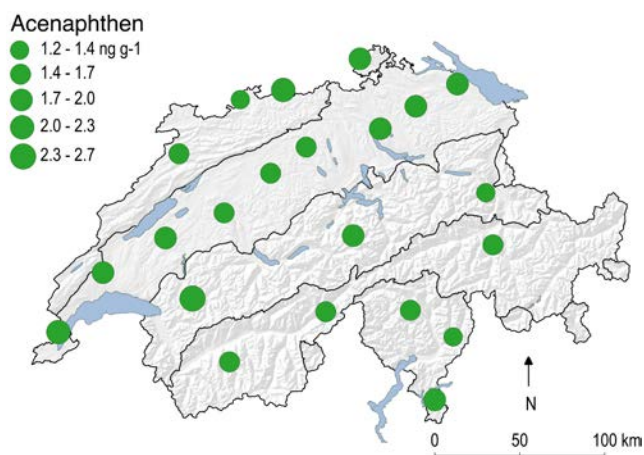
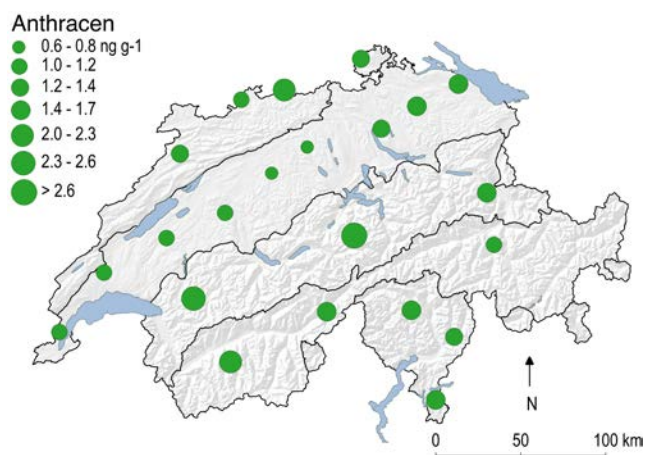


Abbildung 99

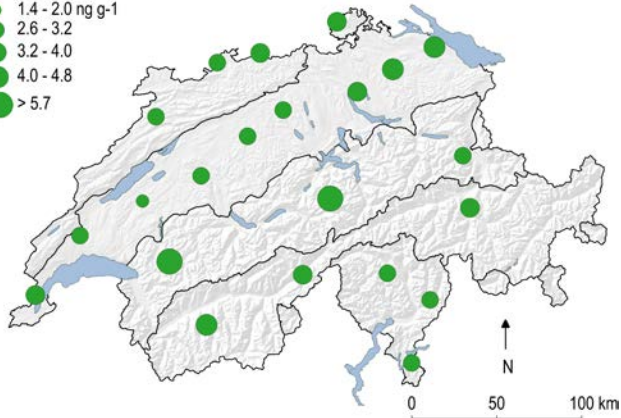
PAK-Konzentrationen, Einzelkomponenten

Darstellung der Konzentrationen der PAK-Einzelkomponenten in den Moosproben 2015. Die Grösse der Punktfläche ist proportional zur Konzentration im Moos.



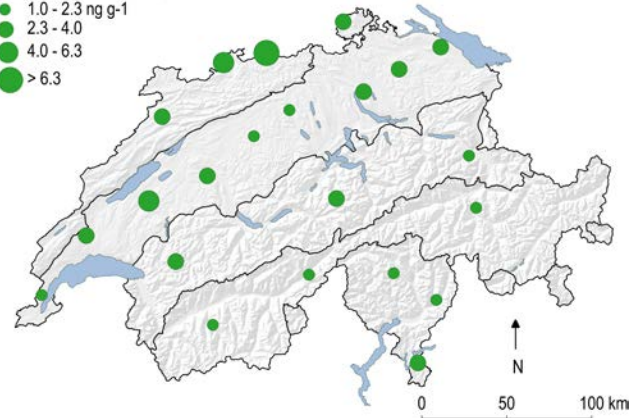
Acenaphthylen

- 1.4 - 2.0 ng g⁻¹
- 2.6 - 3.2
- 3.2 - 4.0
- 4.0 - 4.8
- > 5.7



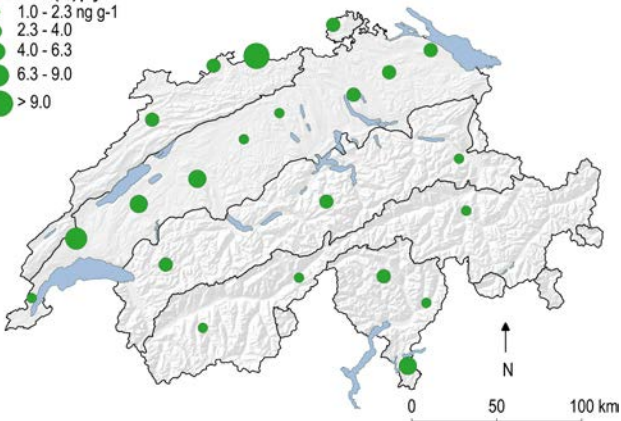
Benz(a)anthracen

- 1.0 - 2.3 ng g⁻¹
- 2.3 - 4.0
- 4.0 - 6.3
- > 6.3



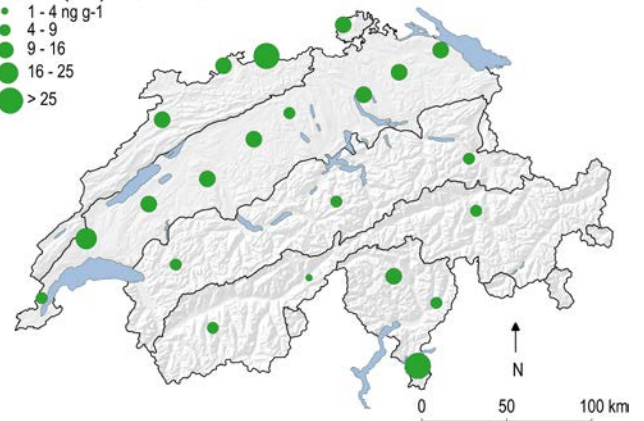
Benzo(a)pyren

- 1.0 - 2.3 ng g⁻¹
- 2.3 - 4.0
- 4.0 - 6.3
- 6.3 - 9.0
- > 9.0



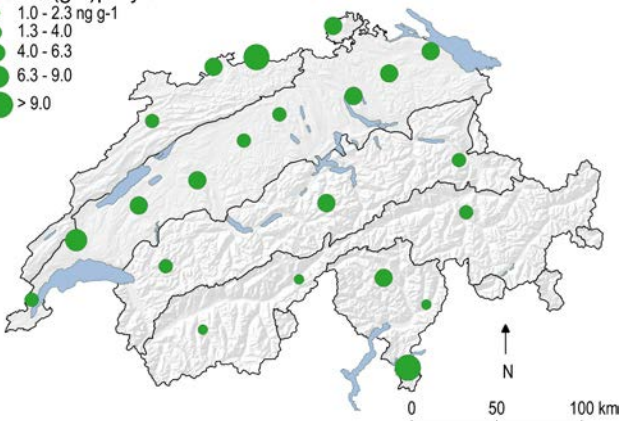
Benzo(b/k)fluoranthen

- 1 - 4 ng g⁻¹
- 4 - 9
- 9 - 16
- 16 - 25
- > 25



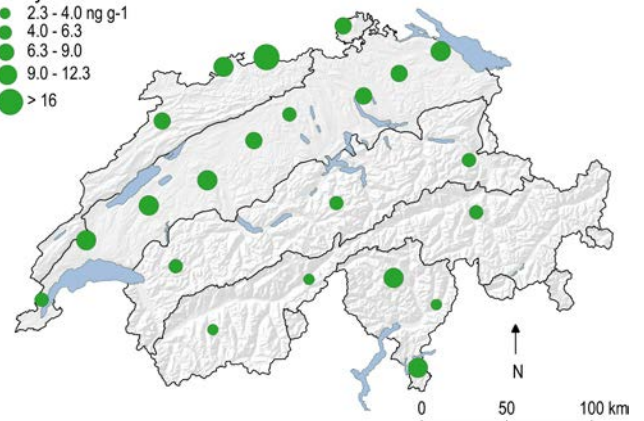
Benzo(ghi)perylene

- 1.0 - 2.3 ng g⁻¹
- 1.3 - 4.0
- 4.0 - 6.3
- 6.3 - 9.0
- > 9.0



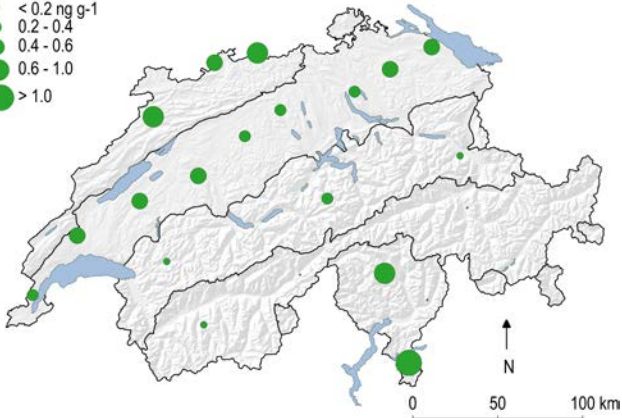
Chrysen

- 2.3 - 4.0 ng g⁻¹
- 4.0 - 6.3
- 6.3 - 9.0
- 9.0 - 12.3
- > 16



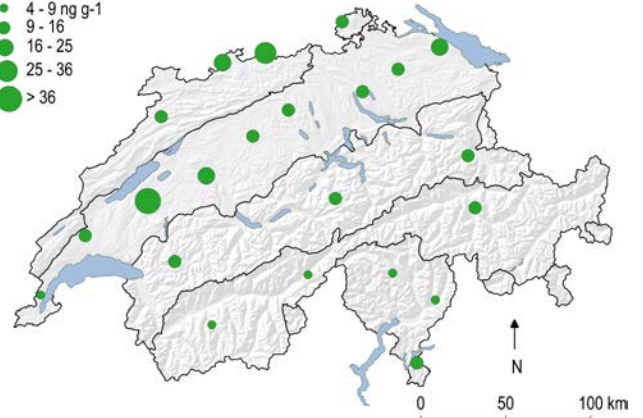
Dibenz(ah)anthracen

- < 0.2 ng g⁻¹
- 0.2 - 0.4
- 0.4 - 0.6
- 0.6 - 1.0
- > 1.0



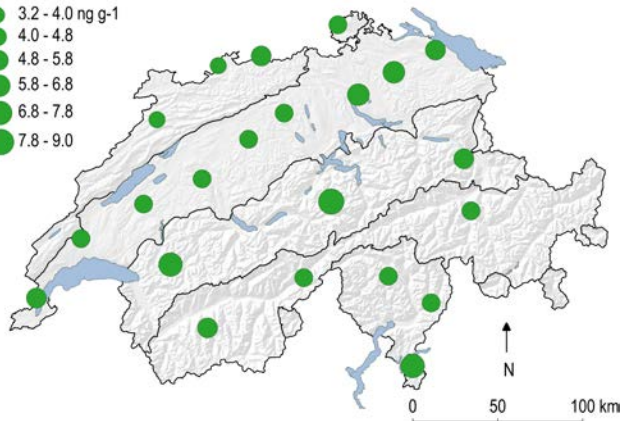
Fluoranthen

- 4 - 9 ng g⁻¹
- 9 - 16
- 16 - 25
- 25 - 36
- > 36



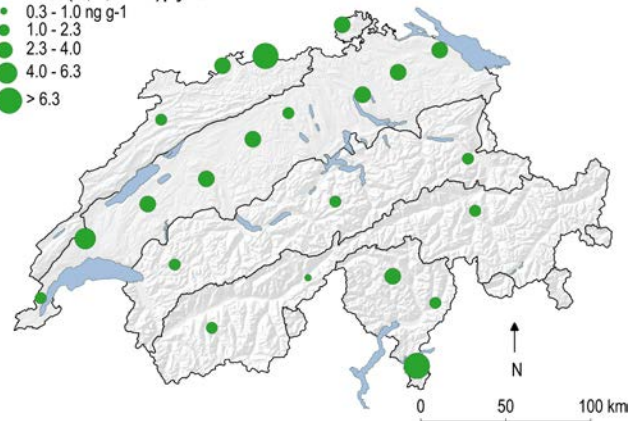
Fluoren

- 3.2 - 4.0 ng g⁻¹
- 4.0 - 4.8
- 4.8 - 5.8
- 5.8 - 6.8
- 6.8 - 7.8
- 7.8 - 9.0



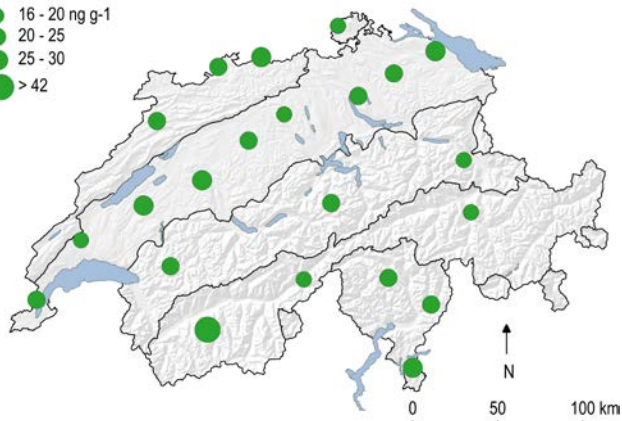
Indeno(1,2,3-cd)pyren

- 0.3 - 1.0 ng g⁻¹
- 1.0 - 2.3
- 2.3 - 4.0
- 4.0 - 6.3
- > 6.3



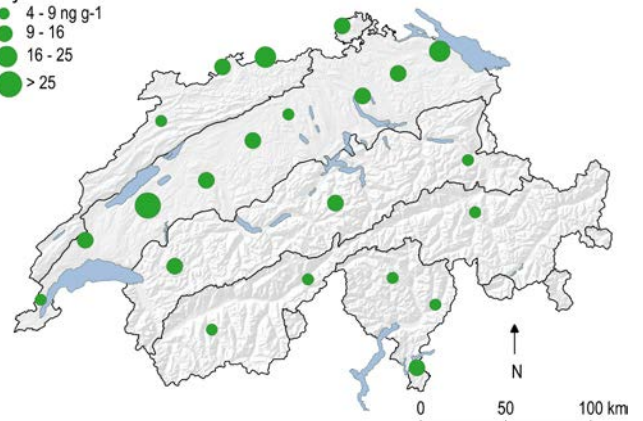
Phenanthren

- 16 - 20 ng g⁻¹
- 20 - 25
- 25 - 30
- > 42



Pyren

- 4 - 9 ng g⁻¹
- 9 - 16
- 16 - 25
- > 25

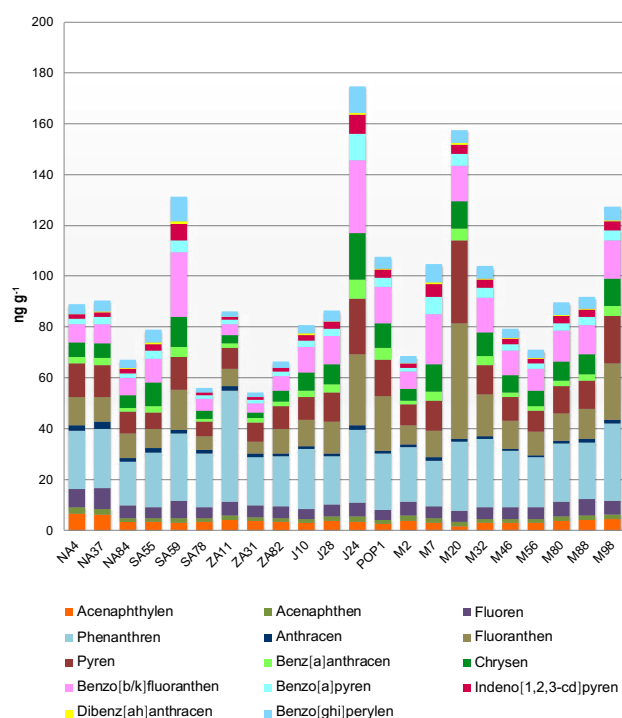


Wenn die PAK einzeln betrachtet werden, wird deutlich, dass die Konzentrationen der Einzelsubstanzen zwischen den Standorten stark variierten. Während gewisse PAK sehr gleichmässig über die gesamte Schweiz verteilt waren (z.B. Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren) wiesen andere eine ungleichmässige Verteilung auf (Abbildung 99). Um diese unterschiedlichen Anteile der PAK an den einzelnen Standorten besser zu verdeutlichen, sind in der Abbildung 100 alle Standorte mit den betrachteten PAK als gestapelte Säulen abgebildet. Die höchsten Konzentrationen wurden vorwiegend in dicht besiedelten Gebieten gemessen.

Abbildung 100

PAK-Verteilung der einzelnen Komponenten pro Standort

Dargestellt sind die Konzentrationen der verschiedenen in der Schweiz gemessenen PAK, 2015. Die Lage der Standorte ist aus Abbildung 112 ersichtlich.

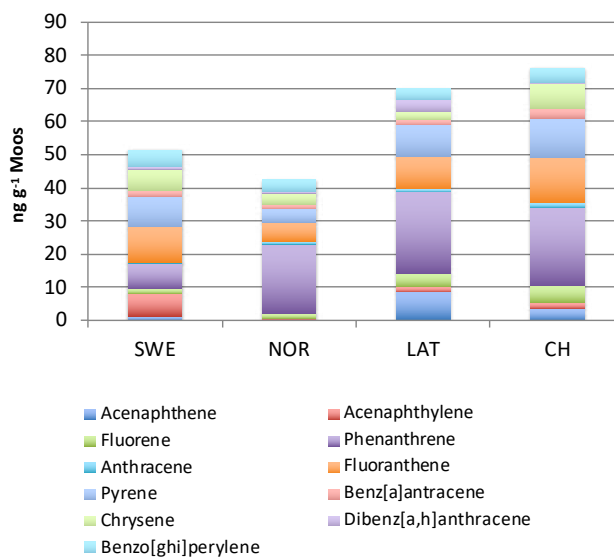
**Vergleich mit Proben aus Lettland, Norwegen und Schweden**

Im Rahmen der Erhebung 2015 haben auch andere Länder PAK-Konzentrationen in Moosen gemessen. Zum Vergleich wurden nur die PAK in Betracht gezogen, die in allen Ländern bestimmt wurden (Abbildung 101). In der Summe war die PAK-Konzentration in der Schweiz am höchsten, ähnlich hoch waren sie in Lettland und am tiefsten in Norwegen. Die Verhältnisse der einzelnen PAK variierten von Land zu Land; zum Beispiel steuerte Phenanthren in Norwegen knapp die Hälfte zur PAK-Konzentration bei, in Schweden war die Konzentration an Phenanthren verhältnismässig tief, während die von Acenaphthylen im Vergleich relativ hoch war.

Abbildung 101

PAK-Konzentrationen Vergleich mit anderen Ländern

Gestapeltes-Säulendiagramm der 11 PAK, die in den Ländern Schweden, Norwegen, Lettland und der Schweiz bestimmt wurden.



Quelle: Schweden: Danielsson et al. 2016a, Norwegen: Schlabach et al. 2016, Lettland: persönliche Mitteilung (G. Tabor, Universität Riga).

Tabelle 50

PAK-Total: Eckdaten

Maximum, Median (wo sinnvoll), Minimum und Mittelwert der gemessenen Konzentrationen im Moos, aufgeteilt in Grossregionen sowie in die einzelnen Naturräume. Die Werte sind in ng g^{-1} TS angegeben. Nordschweiz fasst die Regionen M, J und NA zusammen. Süd- und Zentralalpen beinhaltet die Regionen SA und ZA.

	Ganze Schweiz	Nordschweiz	Süd- und Zentralalpen	M	J	NA	ZA	SA
Anzahl Werte	22	16	6	9	4	3	3	3
Max	175	175	131	158	175	90	86	131
Median	88	90	73	–	–	–	–	–
Min	54	67	54	67	81	67	54	56
Mittelwert	94	99	77	99	112	82	69	89

Vergleich mit 2010 und 2015

Werden die PAK-Konzentrationen in der Schweiz von 2010 und 2015 verglichen, sieht man eine deutliche Reduktion in der PAK-Belastung. Die Reduktion war jedoch nicht systematisch und starke Abnahmen waren vorwiegend in stärker belasteten Gebieten zu beobachten (Abbildung 102). Somit wurde 2015 eine gleichmässiger PAK-Belastung verzeichnet als 2010. Auch die Abnahme

der einzelnen PAK war nicht systematisch: während die Konzentrationen einzelner PAK um über 70% abgenommen haben (Pyren und Fluoren), verzeichneten andere kaum oder keine Abnahme (Anthracen, Benzo[b/k]fluoranthren). Eine Abnahme der PAK-Konzentrationen von 2010 bis 2015 wurde in der Schweiz ebenfalls im Feinstaub (PM₁₀) beobachtet (Abb. 103, Gehrig 2011, Fischer und Hüglin 2016).

Abbildung 102

PAK-Konzentrationen 2010 und 2015

Boxplot-Darstellung der 12 in beiden Erhebungen gemessenen PAK, $\mu\text{g kg}^{-1}$, logarithmierte Skala. Anzahl Vergleichsstandorte = 11

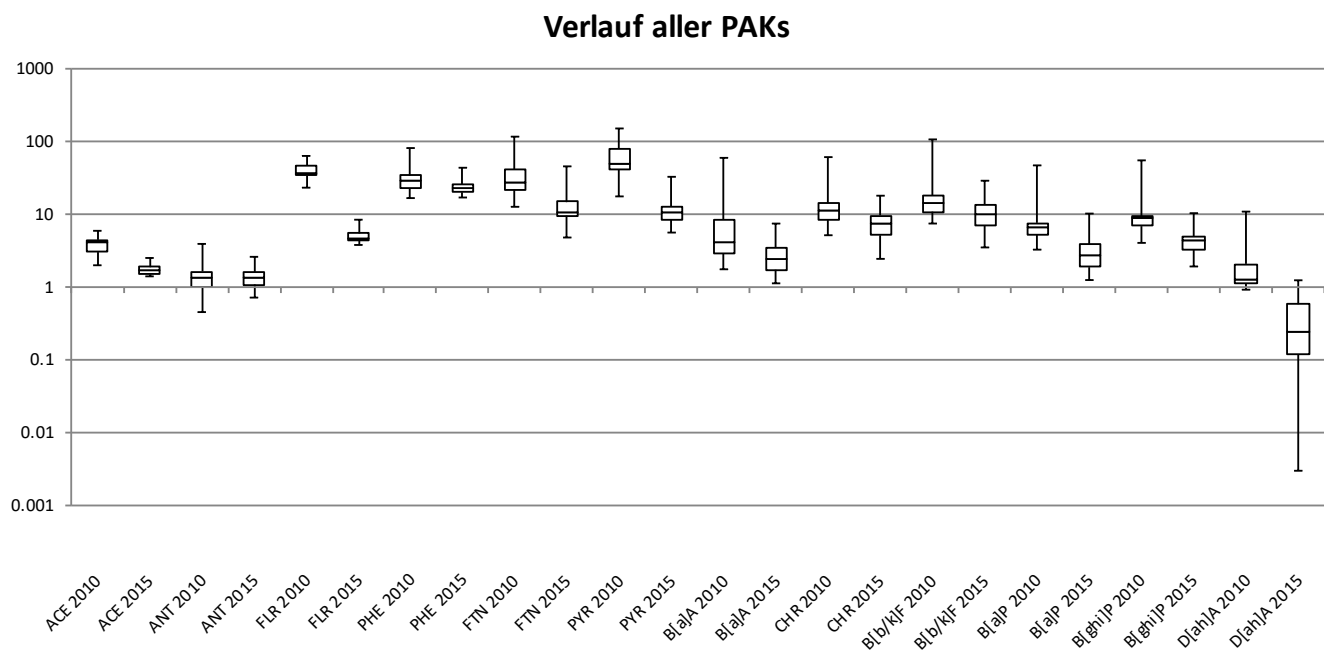
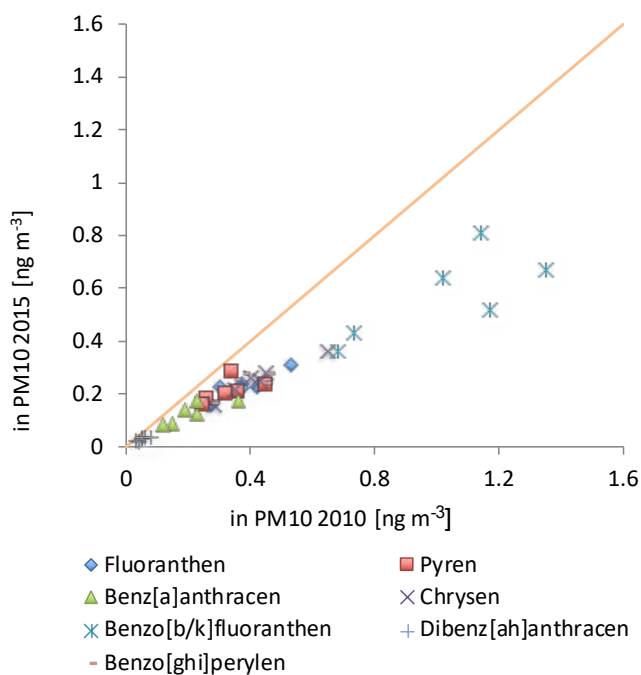


Abbildung 103

PAK-Konzentrationen in PM₁₀, 2010 und 2015

Scatter der sieben PAK an den 6 Standorten, an denen 2010 und 2015 gemessen wurde.



Quellen: Gehrig 2011, Fischer und Hüglin 2016

2.5 Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle, abgekürzt PCB, sind auf Kohlenstoffringen basierende Moleküle, die früher u.a. in Kondensatoren sowie als Weichmacher in Lacken und Kunststoffen verwendet wurden. Mit dem Inkrafttreten des Stockholmer Übereinkommens über persistente organische Schadstoffe wurde 2004 die Produktion und Verwendung von PCB weltweit verboten, jedoch findet man sie aufgrund ihrer hohen Stabilität nach wie vor in der Umwelt, teilweise haben sie sich auch in der Nahrungskette angereichert. Die akute Toxizität der PCB ist gering, im Vordergrund steht vielmehr die chronische Toxizität, welche schon durch geringe Mengen problematisch werden kann. Zudem stehen PCB im Verdacht krebserregend zu sein.

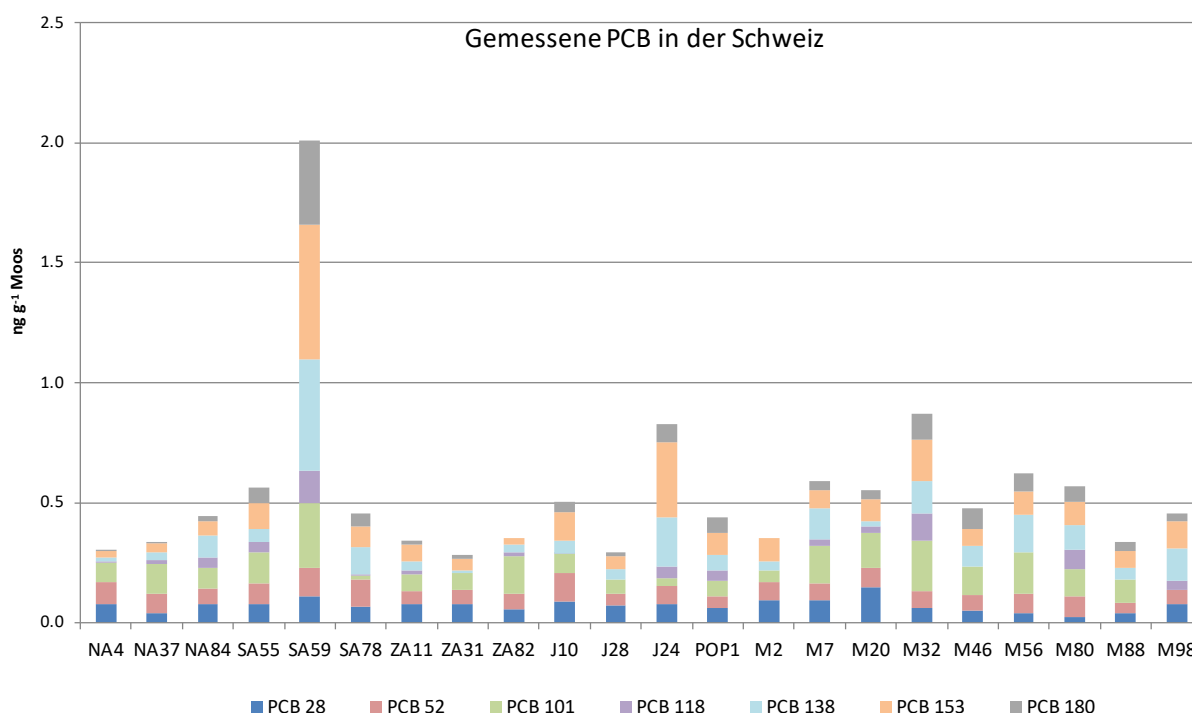
Die gemessenen PCB-Konzentrationen im Moos waren im ähnlichen Rahmen wie sie auch in anderen Schweizer Studien gezeigt wurden (PCB in Böden, Bogdal et al. 2017).

Eine Auftrennung der PCB in die einzelnen Komponenten pro Standort zeigte, dass es auch hier, wie auch schon bei den PAK, keine systematische Verteilung gab, sondern dass die Verhältnisse der einzelnen PCB von Standort zu Standort unterschiedlich waren (Abbildung 104).

Abbildung 104

Sieben PCB an den 22 Standorten

Dargestellt sind die Konzentrationen der verschiedenen in der Schweiz gemessenen PCB 2015 pro Standort. Die Lage der Standorte ist aus Abbildung 112 ersichtlich.

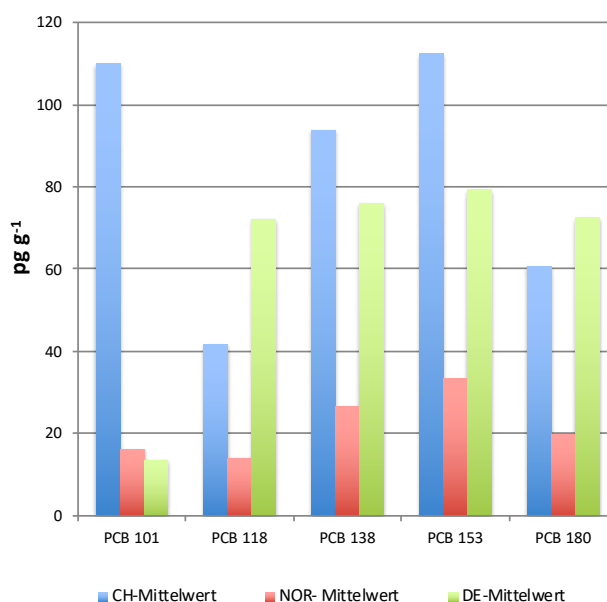
**Vergleich mit Proben aus Deutschland und Norwegen**

Ein Vergleich mit den in Moosen gefunden Konzentrationen zeigt, dass die norwegischen Standorte deutlich niedrigere Werte aufwiesen als diejenigen in der Schweiz (Abb. 105). Die Werte der in Deutschland gemessenen PCBs sind denen in der Schweiz ähnlicher (pers. Mitteilung). Die Konzentration von PCB 101 war in der Schweiz deutlich höher als in den beiden anderen Ländern.

Abbildung 105

PCB im Vergleich mit Norwegen und Deutschland 2015

Mittelwerte von 5 PCB, die in allen 3 Ländern bestimmt wurden.

Mittelwerte der einzelnen PCB

Quelle: Norwegen: Schlabach et al. 2016, Deutschland: persönliche Mitteilung.

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die vorliegende Analyse von Moosen zur Ermittlung der Belastung von Ökosystemen durch Luftschadstoffe zeigt, dass die Belastung von Ag, As, Cd, Hg, V und vor allem Pb seit 1990 stark und signifikant abgenommen hat. Bei Co, Cr, Fe, Mo, Ni, Sb, Tl und Zn wurden 2015 ebenfalls deutlich tiefere Konzentrationen gemessen als in früheren Erhebungen. Diese Resultate zeigen, dass die emissionsmindernden Massnahmen (wie z. B. bleifreies Benzin, Einbau von Filtern bei KVA) erfolgreich waren. Die Konzentrationen der Elemente Ba, Bi, Cu und Se nahmen über die Jahre nicht ab. Bei diesen Elementen wurden allerdings kaum Massnahmen ergriffen. Auch Cs, Sr und U veränderten sich kaum.

Neben den Metallen wurden auch Stickstoffgehalte analysiert, denn die Analyse von Stickstoff im Moos ermöglicht eine Aussage über die N-Belastung der Ökosysteme. Es zeigt sich, dass sich die Stickstoffkonzentrationen über die Jahre nicht verändert haben bzw. sogar eher gestiegen sind. Dies ist ein Hinweis darauf, dass dieser Nährstoff als Folge der atmosphärischen Einträge im Überfluss vorhanden ist. Weitere nationale und internationale Massnahmen sowie eine enge Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft sind nötig, um die Stickstoffbelastung zu reduzieren.

2015 wurden zum zweiten Mal auch die Konzentrationen Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in den Moosen gemessen. Die Resultate zeigen, dass die PAK-Konzentrationen in Moosen seit 2010 meist abgenommen haben, wobei die Verteilung der einzelnen Stoffe und deren Konzentrationsabnahme schweizweit variieren. Die PAK-Konzentrationen nahmen zwischen 2010 und 2015 auch im PM₁₀ ab. Bei PAK sind weitere Messungen notwendig, um zeitliche Verläufe zu erstellen und um gefestigte Aussagen zur Entwicklung dieser organischen Verbindungen zu machen.

Mit dem Moos-Monitoring konnte aber nicht nur die Veränderung der Deposition von Schadstoffen, sondern auch die Verteilung der Belastung in der Schweiz gezeigt werden. Bei allen Erhebungen (seit 1990) wurden für die meisten untersuchten Stoffe in der Südschweiz die höchsten, in den Zentralalpen oft die niedrigsten Konzentrationen

gemessen. Somit zeigt sich, dass die verschiedenen geografischen Regionen der Schweiz unterschiedlich belastet sind.

Zusammenfassend zeigen diese Untersuchungen, dass mit dem relativ günstigen Moos-Monitoring sowohl regionale Unterschiede als auch zeitliche Entwicklungen der Deposition von Metallen, Stickstoff und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen gut beobachtet werden können. Das Moos-Monitoring ist ein geeignetes und kostengünstiges Mittel für Erfolgskontrollen von Massnahmen im Umweltschutz.

Abschliessend ist zu betonen, dass diese vereinheitlichten Untersuchungen, die in grossen Gebieten von Europa durchgeführt werden, einen wichtigen Beitrag zur systematischen und engmaschigen Erfassung und Beobachtung der Luftbelastung durch Schadstoffe liefern. Somit ist es erstrebenswert, auch in Zukunft diese Untersuchungen regelmässig durchzuführen und die Resultate nicht nur national sondern auch international zu vergleichen.

4 Methoden

Die Methode zur Sammlung und Präparierung der Moosproben ist europaweit so weit wie möglich normiert. Das Vorgehen ist im «Monitoring Manual» (Frontasyeva und Harmens 2014) beschrieben.

4.1 Sammlung

Die Beschreibung der Standorte und der Sammeldetails befindet sich im separaten Anhang: File 2_Sammelstellen und Moosarten.xlsx.

4.1.1 Sammelstellen

Aus statistischen Gründen wäre es wünschenswert, die Sammelstellen in ein regelmässiges Netz, z. B. nach Zehnerkoordinaten zu legen. In der Schweiz ist dies jedoch aus verschiedenen Gründen nicht möglich, da als Sam-

melorte in der Schweiz nur Hochmoore, Weiden und offene Stellen in Wäldern (Verjüngungsflächen) in Frage kommen (Beispiele Abbildung 106). Standorte zur Sammlung von Moosproben müssen folgende Bedingungen erfüllen:

- offene Stellen, Moose nicht von der Kronentraufe beeinflusst (mindestens 3 m von Baumkronen entfernt), Sammlung z. B. auf Strünken
- kein direkter Einfluss von lokalen Emittenten (emittentenferne Standorte)
- mindestens 300 m von Hauptstrassen und Siedlungen entfernt
- mindestens 100 m von kleinen Strassen und Einzelhäusern entfernt
- in den Berggebieten 500 ± 100 m über Talboden, aber unterhalb der Waldgrenze
- keine Dünger- und Biozid-Ausbringung

Abbildung 106

Beispiele von Sammelstellen

Links: Waldlichtung (M82 – Männedorf (Kt. ZH), rechts: Alpweide (A24 – Grindelwald, Kt. BE)



4.1.2 Sammelstellen zur Bestimmung der Metallkonzentrationen

Die Messung der Metallkonzentrationen in Moosen wurde 1990 mit 235 Standorten gestartet. 1995 wurde auf 201 Stellen reduziert, für die Untersuchungen in den Jahren 2000, 2005 und 2010 wurden 142 Standorte berücksichtigt. Aus Kostengründen wurde für die Untersuchung 2015 eine weitere Reduktion auf ca. die Hälfte der Standorte angestrebt. Die Standorte wurden so gewählt, dass die Resultate für die Regionen und die Zeitreihen immer noch repräsentativ sind. Ein wichtiges Kriterium war daher eine gleichbleibende statistische Verteilung der Belastungswerte zu haben und nicht einseitig hoch oder niedrig belastete Standorte auszuschliessen. Für die Reduzierung wurde ein pragmatischer Weg gewählt und zusätzlich folgende Kriterien berücksichtigt:

- Auswahl der Standorte, an denen an der gleichen Stelle wie in den früheren Erhebungen oder an benachbarten gleichartigen Stellen gesammelt werden konnte. In den Bergen ist dies fast immer möglich, im Mittelland war es zum Teil schwierig.
- Für die vergangenen Erhebungen wurde am selben Standort teilweise nicht immer die gleiche Moosart (Ps oder Hc) gesammelt. Es wurden daher Standorte ausgewählt, bei welchen die Moosart konstant war.
- Es wurden Standorte berücksichtigt bei denen 2010 auch Stickstoff und oder POP gemessen wurden.
- Standorte bei bzw. in der Nähe von Messstandorten anderer Messnetze wie NABEL oder NABO wurden bevorzugt.
- Eine möglichst gleichmässige Verteilung der Standorte über die Schweiz wurde angestrebt.
- Es sollten je mindestens 12 Standorte pro Naturraum, Jura, Mittelland, Nord-, Zentral- und Südalpen sein.

Schlussendlich wurden 73 Standorte ausgewählt, einer davon im Fürstentum Lichtenstein. Messresultate dieser Standorte aus vergangenen Erhebungen wurden mit Resultaten aller 142 Standorte verglichen (Abbildung 107, Bsp. Cd, Pb, Ni; Tabellen im separaten Anhang: File 3_Daten zu Reduzierung der Standorte.xlsx). Dies hat gezeigt, dass die Übereinstimmung der Aussage bei 142 resp. 73 Standorten gut bis sehr gut ist. Die statistische Verteilung der Resultate der 73 Standorte unterscheidet sich nicht von der Verteilung, welche alle 142 berücksich-

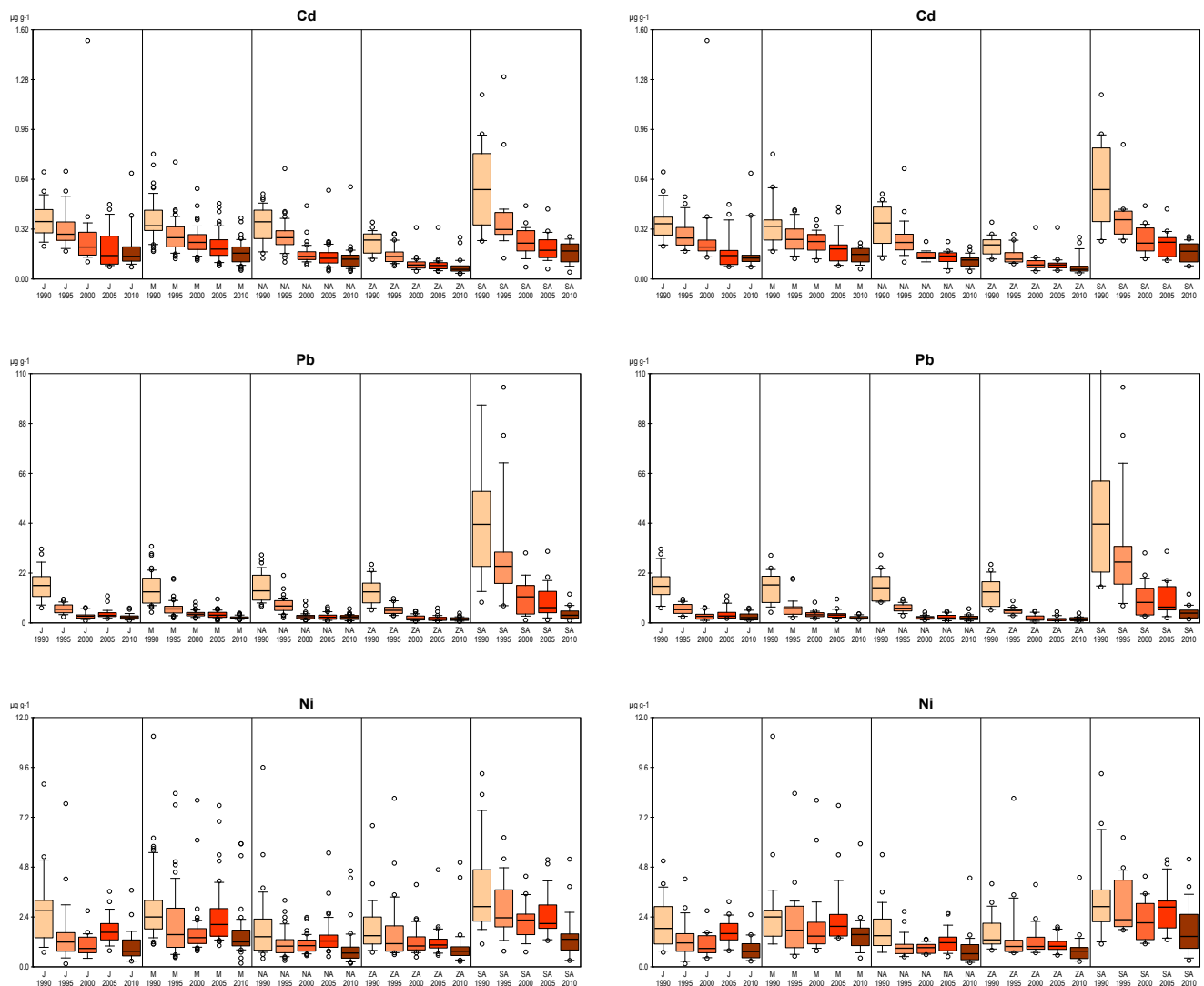
tigt (p-Werte in den Tabellen im separaten Anhang: File 3_Daten zu Reduzierung der Standorte.xlsx).

Im Durchschnitt wurden 2015 1.7 Sammelstellen pro 1000 km² beprobt.

Abbildung 107

Cd, Pb, Ni: Vergleich von 142 Standorten (links) und 73 Standorten (rechts)

Aufgegliedert in die Naturräume Jura (J), Mittelland (M), Nordalpen (NA), Zentralalpen (ZA) und Südalpen (SA), Daten von 1990 bis 2010.



4.1.3 Sammelstellen zur Bestimmung der Stickstoffgehalte

Für die Bestimmung der Stickstoff-Gehalte in Moosen wurden Proben von 55 Standorten einbezogen. Für 26 dieser 55 Standorte konnten Proben aus der Metalluntersuchung berücksichtigt werden, 29 wurden an Orten

gesammelt, bei welchen in der Nähe mit technischen Messgeräten die Stickstoffdepositionen ermittelt wurden (Thimonier et al. 2005, Flückiger und Braun 2004, Seitler et al. 2016, NABEL, Beispiele von Standorten in Abbildung 108)

Abbildung 108

Beispiele von Sammelstellen zur Bestimmung der Stickstoffgehalte

Links: CEL – LWF-Standort Celerina (Kt. GR), rechts: SCH – LWF-Standort Schänis (Kt. SG).

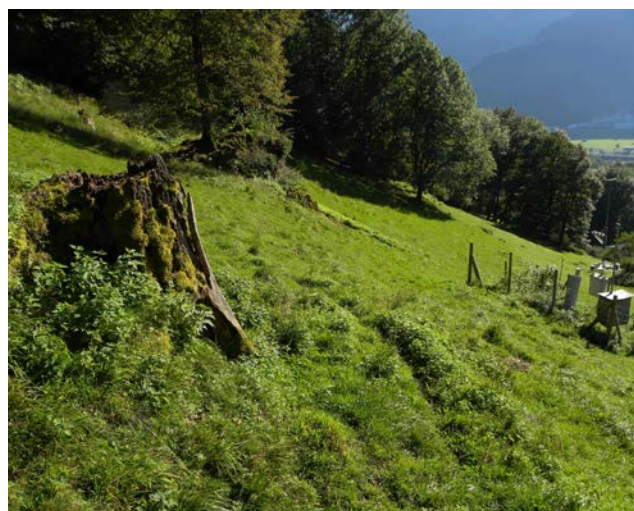


Abbildung 109 zeigt die Aufteilung der Schweiz in naturräumliche Regionen nach Gutersohn (1973), wobei aus klimatischen Gründen das Prättigau zu den Nordalpen und das Urserental zu den Zentralalpen gezählt wurden. Abbildung 110 zeigt die Lage der Sammelstellen zur Bestimmung der Metallkonzentrationen, Abbildung 111 die Standorte zur Bestimmung der Stickstoffgehalte. 24 der Standorte wurden für den Vergleich mit dem Gesamtstickstoffeintrag verwendet. Genaue Angaben zu den einzelnen Standorten sind im separaten Anhang «File1_Sammelstellen und Moosarten.xlsx» zu finden.

Abbildung 109

Aufteilung der Schweiz in Naturräume

J = Jura, M = Mittelland, NA = Nordalpen, ZA = Zentralalpen, SA = Südalpen



Abbildung 110

Lage der 73 Sammelstellen zur Bestimmung der Metallkonzentrationen

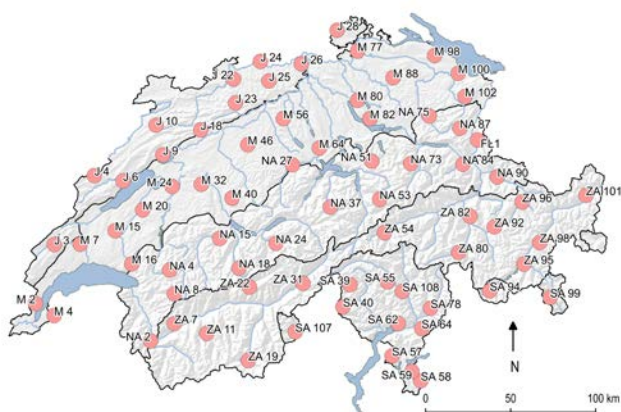


Abbildung 112

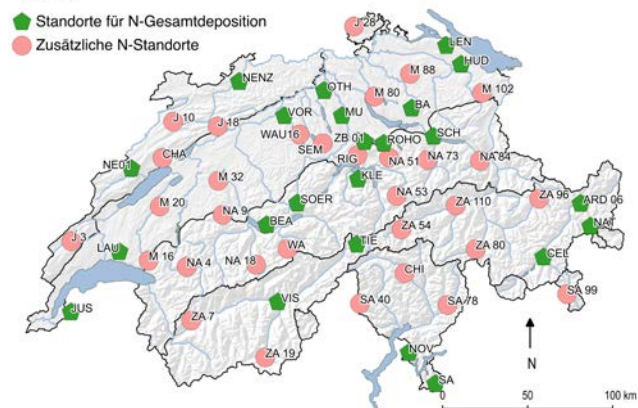
Lage der 22 Sammelstellen für die PAK- und PCB-Analyse



Abbildung 111

Lage der 55 Sammelstellen zur Bestimmung der Stickstoffgehalte
Die grünen fünfeckigen Punkte zeigen Moos-Sammelstellen in der Nähe von Standorten, an welchen 2014 der Gesamtstickstoffeintrag bestimmt wurde. Die roten Kreise zeigen weitere Standorte an welchen nur Moose zur Bestimmung des Stickstoffgehaltes gesammelt wurden.

2015



Für die Untersuchung der PAK- und PCB-Belastung wurden neben einem zusätzlichen Standort in der Region Basel 21 Standorte einbezogen, an denen auch Metallkonzentrationen gemessen wurden (Abb. 112). Die Standorte umfassen alle Naturräume der Schweiz (4 im Jura, 9 im Mittelland und je 3 in den Nord-, Zentral- und Südalpen).

4.2 Verwendete Moosarten

Für das Biomonitoring von atmosphärisch eingetragenen Elementen müssen geeignete Moosarten im Untersuchungsgebiet verbreitet sein und häufig an Stellen vorkommen, die den Standortkriterien (Kapitel 4.1.1) entsprechen. Wichtig ist auch, dass sie im Feld leicht zu erkennen sind. Als Hauptart wird europaweit *Pleurozium schreberi* (Ps) (Abbildung 113a) empfohlen. Dieses Moos ist vor allem im Schweizer Mittelland selten, darum wurde dort auf die Ersatzart *Hypnum cupressiforme* (Hc) (Abbildung 113b) zurückgegriffen. 1990 wurde anstelle von Ps *Hylocomium splendens* (Hs) (Abbildung 113c) berücksichtigt. Nach den vorliegenden Resultaten aus einer Studie in der Schweiz (Thöni 1996) und aus anderen Ländern (Herpin et al. 1994, Siewers und Herpin 1998, Zechmeister 1994, Ross 1990) darf davon ausgegangen werden, dass die zwei Moosarten Ps und Hc die meisten untersuchten Elemente in ähnlichem Mass aufnehmen und die Resultate ohne Umrechnung kombiniert werden können (Thöni et al. 2008b). Auch die Konzentrationen in Hs, welches 1990 anstelle von Ps eingesetzt wurde, stimmten gut mit denjenigen der beiden anderen Arten überein (Thöni 1996).

Alle drei Arten sind pleurokarp, d. h. ihre Stämmchen sind niederliegend/kriechend und die Sporenkapseln sitzen an kleinen Seitenästchen. Sie sind in der nördlichen Hemisphäre häufig und weit verbreitet.

Abbildung 113a

Pleurozium schreberi (Ps)

Abbildung 113b

Hypnum cupressiforme (Hc)

Abbildung 113c

Hylocomium splendens (Hs)*Hs wurde 1990 anstelle von Ps verwendet*

Quelle: Weymar 1969 (Hc, Ps), Ricek 1994 (Hs)

Pleurozium schreberi (Brid) Mitt. (Ps)

Ps ist dank seines roten Stämmchens im Feld gut zu erkennen. Es wächst bevorzugt in lockeren Polstern auf saurem Untergrund, d. h. es kommt im Mittelland und in den Kalkalpen praktisch nur in Hochmooren vor, ausserhalb der Kalkgebiete ist es in Heiden, Mooren und Nadelwäldern weit verbreitet, auch in relativ trockenen Gebieten. Ein Problem für die Sammlung ist die Vergesellschaftung mit Heidelbeeren und anderen Zwergsträuchern, welche die Moospolster überdecken können.

Hypnum cupressiforme Hedw. s.l. (Hc)

Hc ist weit verbreitet und das häufigste Moos in der Schweiz (www.nism.uzh.ch). Es ist dank den einseits-

wendigen, sichelförmigen Blättchen und seinem zöpfchenartigen Erscheinungsbild ein im Feld gut kenntliches Moos. Es ist sowohl im Mittelland wie auch in den Alpen zu finden. Es wächst in dichten Polstern auf Totholz und lebenden Stämmen (epiphytisch), aber auch am Boden, an Felsen und Mauern. Es ist hauptsächlich in Wäldern zu finden, in höheren Lagen auch in offenen Biotopen.

Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp. (Hs)

Hs bildet gelbgrüne bis olivgrüne glänzende Rasen. Dank den stockwerkartig übereinander stehenden Jahrestrieben ist es im Feld sehr leicht zu bestimmen. Es wächst häufig an lichtreichen bis mässig schattigen, kalkarmen bis schwach sauren Stellen auf Waldböden, in Bergwiesen, Mooren und Heiden bis in die Hochregionen in den Alpen. Im Mittelland und in den Kalkalpen kommt es praktisch nur in Hochmooren vor.

4.3 Sammlung der Moose

Fünf unabhängige, etwa handgrosse Moospolster von Hc bzw. entsprechende Mengen von Ps resp. Hs (1990) wurden mit Polyethylen-Handschuhen aufgesammelt und je einzeln in Polyethylen-Beutel gefüllt; Proben für die Bestimmung von POP wurden in mit Kühlelementen bestückten Kühlboxen gelegt. Nach dem Transport ins Labor wurden die Proben tiefgekühlt und bis zur Aufarbeitung bei –20 °C gelagert.

Die Moosproben der 2015-Untersuchung wurden in der Zeit vom 7. September bis 31. Oktober 2015 durch zwei Bryologen, meistens in Begleitung von Praktikantinnen, in der ganzen Schweiz gesammelt. Für die Metalle wurde an 46 Sammelorten, vor allem in den Bergen, Ps gesammelt, an 27 Orten, vorwiegend im Mittelland und im Jura, Hc (Abbildung 114). Zur Bestimmung des N-Gehaltes wurde Ps an 12 und Hc an 14 zusätzlichen Standorten gesammelt. Für die Analyse der POP-Konzentration wurde Ps an 3 und Hc an 19 Standorten gesammelt. Die geographischen Angaben von jedem Standort sowie die jeweils gesammelte Moosart sind im separaten Anhang «File1_Sammelstellen und Moosarten.xlsx» zu finden. Abbildung 115 zeigt ein Beispiel eines Feldblattes.

Abbildung 114

Moosarten an den Sammelstellen

Die Verteilung der Moosarten Ps und Hc auf die Sammelstellen im Jahr 2015.



Abbildung 115

Beispiel eines Feldblattes

Die Feldblätter wurden vor Ort von Hand ausgefüllt und anschliessend in einer Filemakerdatenbank erfasst. (Abbildung siehe nächste Seite).

Schwermetallkartierung SchweizFormular bitte senden an:
FUB, Alte Jonastr. 83, 8640 Rapperswil

Naturraum Nummer	Messen	Datum	22.9.2015	Sammler		Jahr	2015																																																																																																								
M <input type="checkbox"/> 80	<input checked="" type="checkbox"/> SM <input checked="" type="checkbox"/> N, S <input checked="" type="checkbox"/> POP	Uhrzeit	10:15	NM/NaM																																																																																																											
Witterung <input type="checkbox"/> sonnig <input type="checkbox"/> regnerisch <input type="checkbox"/> windig <input type="checkbox"/> Sonstiges... <input checked="" type="checkbox"/> bewölkt <input type="checkbox"/> trocken <input type="checkbox"/> neblig																																																																																																															
Fundort gleicher Fundort wie 2010 <input checked="" type="checkbox"/>							LK Nr. 1091																																																																																																								
Kanton	Gemeinde	Flurname																																																																																																													
ZH	Zürich	Rüti																																																																																																													
Koordinaten W/E	Koordinaten S/N	Höhe	Topographie	Exp.	Neigung																																																																																																										
688.51	246.87	620 mü.M.	<input checked="" type="radio"/> Ebene <input type="radio"/> Hang <input type="radio"/> Kuppe																																																																																																												
Standort Feldbild-Nr. und Blickrichtung 1563, 1564																																																																																																															
Vegetation <input type="checkbox"/> Nadelwald <input type="checkbox"/> andere Vegetation <input type="checkbox"/> Laubwald <input checked="" type="checkbox"/> Mischwald <input type="checkbox"/> Plantage <input type="checkbox"/> Heideland <input type="checkbox"/> Grasland				Deckung <table border="0"> <tr> <td>Baumschicht</td> <td>Strauchschicht</td> </tr> <tr> <td> <input type="radio"/> 0 <input checked="" type="radio"/> 0 - 25 <input type="radio"/> 25 - 50 <input type="radio"/> 50 - 75 <input type="radio"/> 75 - 100 </td> <td> <input type="radio"/> 0 <input checked="" type="radio"/> 0 - 25 <input type="radio"/> 25 - 50 <input type="radio"/> 50 - 75 <input type="radio"/> 75 - 100 </td> </tr> </table>				Baumschicht	Strauchschicht	<input type="radio"/> 0 <input checked="" type="radio"/> 0 - 25 <input type="radio"/> 25 - 50 <input type="radio"/> 50 - 75 <input type="radio"/> 75 - 100	<input type="radio"/> 0 <input checked="" type="radio"/> 0 - 25 <input type="radio"/> 25 - 50 <input type="radio"/> 50 - 75 <input type="radio"/> 75 - 100																																																																																																				
Baumschicht	Strauchschicht																																																																																																														
<input type="radio"/> 0 <input checked="" type="radio"/> 0 - 25 <input type="radio"/> 25 - 50 <input type="radio"/> 50 - 75 <input type="radio"/> 75 - 100	<input type="radio"/> 0 <input checked="" type="radio"/> 0 - 25 <input type="radio"/> 25 - 50 <input type="radio"/> 50 - 75 <input type="radio"/> 75 - 100																																																																																																														
		Distanz: max <input type="text"/> min <input type="text"/>			Distanz: max <input type="text"/> min <input type="text"/>																																																																																																										
Landnutzung <input type="checkbox"/> Agglomeration <input type="checkbox"/> Weideland <input type="checkbox"/> Alpweide <input type="checkbox"/> andere Landnutzung <input type="checkbox"/> industrialisiertes Gebiet <input checked="" type="checkbox"/> Wald <input type="checkbox"/> Hochmoor <input type="checkbox"/> Ackerland <input type="checkbox"/> Heideland <input type="checkbox"/> Flachmoor																																																																																																															
Grössere Umgebung <table border="0"> <thead> <tr> <th></th> <th>falls näher:</th> <th>Abstand</th> <th>Rich-</th> <th></th> <th>falls näher:</th> <th>Abstand</th> <th>Rich-</th> </tr> <tr> <th></th> <th></th> <th>tung</th> <th></th> <th></th> <th></th> <th>tung</th> <th></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Brachland</td> <td>> 50 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Hauptstrasse</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>gepflügtes Ackerland</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Autobahn</td> <td>> 600 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Ackerland</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Bahnlinie</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Tierhaltung</td> <td>> 100 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Gewerbe</td> <td>> 2 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Einzelhaus</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Kiesgrube</td> <td>> 2 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Weiler</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Baustelle</td> <td>> 2 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Dorf</td> <td>> 600 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Deponie</td> <td>> 2 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Stadt</td> <td>> 600 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Grossind./Hochkamin</td> <td>> 10 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Waldweg, ungeteerte Strasse</td> <td>> 50 m</td> <td>40 m</td> <td>E</td> <td>KVA</td> <td>> 10 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>kleine Strasse</td> <td>> 100 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>Thermische Kraftwerke</td> <td>> 10 km</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> <tr> <td>Nebenverbindung</td> <td>> 300 m</td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> <td>anderes</td> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/> m</td> <td><input type="text"/></td> </tr> </tbody> </table>									falls näher:	Abstand	Rich-		falls näher:	Abstand	Rich-			tung				tung		Brachland	> 50 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Hauptstrasse	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	gepflügtes Ackerland	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Autobahn	> 600 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Ackerland	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Bahnlinie	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Tierhaltung	> 100 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Gewerbe	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Einzelhaus	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Kiesgrube	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Weiler	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Baustelle	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Dorf	> 600 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Deponie	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Stadt	> 600 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Grossind./Hochkamin	> 10 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Waldweg, ungeteerte Strasse	> 50 m	40 m	E	KVA	> 10 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	kleine Strasse	> 100 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Thermische Kraftwerke	> 10 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Nebenverbindung	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	anderes	<input type="text"/>	<input type="text"/> m	<input type="text"/>
	falls näher:	Abstand	Rich-		falls näher:	Abstand	Rich-																																																																																																								
		tung				tung																																																																																																									
Brachland	> 50 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Hauptstrasse	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
gepflügtes Ackerland	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Autobahn	> 600 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Ackerland	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Bahnlinie	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Tierhaltung	> 100 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Gewerbe	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Einzelhaus	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Kiesgrube	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Weiler	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Baustelle	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Dorf	> 600 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Deponie	> 2 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Stadt	> 600 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Grossind./Hochkamin	> 10 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Waldweg, ungeteerte Strasse	> 50 m	40 m	E	KVA	> 10 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
kleine Strasse	> 100 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	Thermische Kraftwerke	> 10 km	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								
Nebenverbindung	> 300 m	<input type="text"/> m	<input type="text"/>	anderes	<input type="text"/>	<input type="text"/> m	<input type="text"/>																																																																																																								

Schwermetallkartierung Schweiz

Formular bitte senden an:
FUB, Alte Jonastr. 83, 8640 Rapperswil

Moosproben

Gesammelt Vorjahr

Schwermetall und Stickstoff

Moos Art

Hc

Häufigkeit

- ☐ selten
☒ häufig

total Volumen/Fläche der Proben

- ☐ < 1 l ☐ < 150 cm²
☐ 1 - 2 l ☐ 150 - 300 cm²
☐ > 2 l ☐ > 300 cm²

Wachstumstyp

- ☐ spärlich
☐ einzelne Kissen
☐ Matten

Teilproben	Substrat			Staub		
Probe 1	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 2	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 3	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 4	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 5	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel

POP

Moos Art

Hc

Häufigkeit

- ☐ selten
☐ häufig

total Volumen/Fläche der Proben

- ☐ < 1 l ☐ < 150 cm²
☐ 1 - 2 l ☐ 150 - 300 cm²
☐ > 2 l ☐ > 300 cm²

Wachstumstyp

- ☐ spärlich
☐ einzelne Kissen
☐ Matten

Teilproben	Substrat			Staub		
Probe 1	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 2	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 3	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 4	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel
Probe 5	<input type="radio"/> Boden	<input checked="" type="radio"/> Strunk	<input type="radio"/> (Fels)	<input checked="" type="radio"/> kein	<input type="radio"/> wenig	<input type="radio"/> viel

Gleicher Fundort wie SMK? ☒ Ja ☐ Nein

Falls Nein: genauere Angaben in Bemerkungen, inklusive Vegetation, Landnutzung und Abstände grössere Umgebung

Bemerkungen

4.4 Aufbereitung, Aufschluss und Analytik

Alle Instrumente und Gefässe für die Aufbereitung der Moose zur Metall-Bestimmung wurden gründlich mit 0.1 mol l⁻¹ resp. 1 mol l⁻¹ HNO₃ p.a. und Milli-Q®-Wasser gereinigt. Diejenigen für die N-Bestimmung wurden nur mit Milli-Q®-Wasser (ohne Säure) gereinigt. Die Moosproben wurden ausschliesslich mit Polyethylen-Handschuhen und -Pinzetten berührt. Die Proben zur Bestimmung der POP wurden kurz vor der Aufarbeitung aufgetaut und rasch aufgearbeitet

Die Proben wurden von allen «Verunreinigungen» (Tannennadeln usw.) gesäubert (Abbildung 116, Abbildung 117). Für die Weiterverarbeitung wurde der Zuwachs der letzten drei Jahre berücksichtigt, d. h. die Werte von 2015 wurden aus Moossprösschen ermittelt, die von 2013 bis 2015 gewachsen sind (entsprechend für die vergangenen Erhebungen). Das Moossprösschen zeigt im trockenen Zustand an den Jahresgrenzen Knicke (Abbildung 118), die auch beim feuchten Moos durch Biegung des Sprösschens sichtbar werden. Bei den Jahresgrenzen lassen sich die Sprösschen leicht auseinander reissen, wie schon Zechmeister (1994) festgestellt hatte.

Abbildung 116

Moosprobe vor der Aufbereitung

Die fünf Teilproben der Moosprobe des Standorts J 22 bereit für die Aufarbeitung.



Abbildung 117

Aufbereitung der Moose

Mit Pinzetten wird der 3-jährige Teil des Moossprösschens weggezupft.



Abbildung 118

Moossprösschen-Jahreszuwachs

Bild eines trockenen Moossprösschens von Ps mit den typischen Knicken bei den Jahresgrenzen und den an den Jahreszuwachsen getrennten Teilsprösschen.



Die aufbereiteten Proben zur Bestimmung der Metalle und Stickstoff wurden während mindestens 48 Stunden bei 40 °C im Umluftofen getrocknet. Für die Metallanalyse wurden Proben ans Jozef Stefan Institute, Ljubljana, Slowenien verschickt, wo sie in Teflon-Gefässen homogenisiert wurden. Für die Metalle (ausser Hg) wurden die Proben mit Mikrowellenaufschlussgerät (Milestone) mit Salpetersäure aufgeschlossen und mit ICP-MS (Agilent 7500 Ce) analysiert. Die Hg-Konzentration wurde in den homogenisierten Proben mit einem Direct Mercury Analyser DMA-80 bestimmt. Dieses System integriert alle Schritte vom Aufschluss bis zur Analyse. Die Stickstoffgehalte wurden am Slovenian Forestry Institute in Ljubljana mit dem Vario Pyro cube Elemental Analyser (Elementar, Hanau Germany) analysiert.

Für die Analyse der POP-Konzentrationen wurden die aufbereiteten Proben zuerst bei 30 °C im Umluftofen getrocknet und anschliessend in einer Schwingmühle gemahlen und homogenisiert. Danach erfolgte eine Nachtrocknung im Exsikkator über Silikagel und eine erneute Feinmahlung mit der Schwingmühle. Nach einer Schüttelextraktion mit Aceton:Hexan (1:1) wurden die Proben mit Triple Quadrupole Gas Chromatography Tandem Mass Spectrometry (TQ GC-MS/MS), Methode EPA 8270, bei der Firma NIUTEC in Winterthur analysiert.

Herstellung von Mischproben

Zur Ermittlung einiger Elemente, die bisher nicht bzw. nur in einzelnen Erhebungen gemessen wurden, wurden pro Naturraum und Erhebungen Mischproben aus Archivmaterial hergestellt. Dabei wurden diejenigen Standorte berücksichtigt, die auch 2015 beprobt wurden. Falls für einen Standort keine Archivprobe mehr vorhanden war, wurde dieser Standort in der Mischprobe durch einen nahegelegenen Standort ersetzt, der ähnliche Konzentrationen zeigte. Von 2005 und 2010 bestanden bereits gemahlene Proben, die zusammen gemischt werden konnten. Für die Erhebungen 1990, 1995 und 2000 wurden die Proben der korrespondierenden Standorte aus Archivproben neu aufbereitet und gemischt.

4.4.1 Elementvergleich mit Al

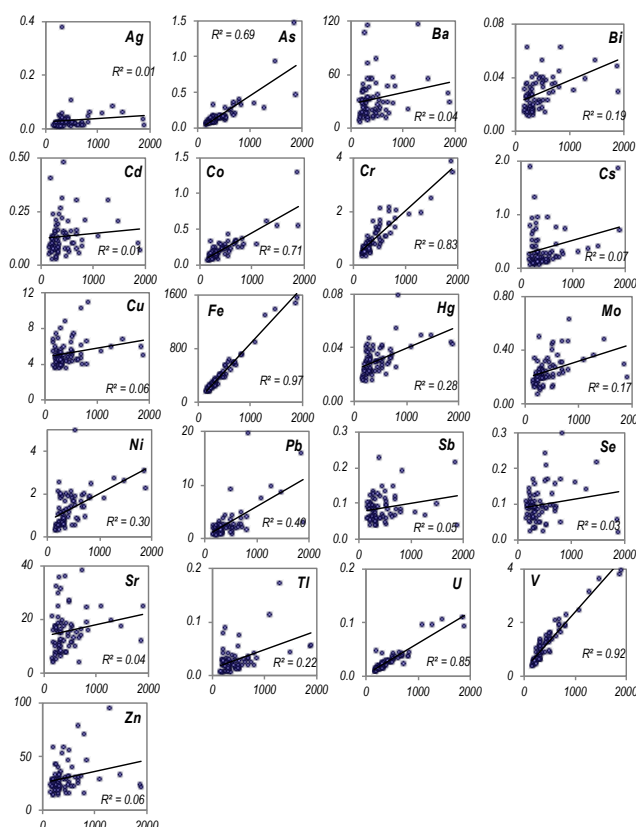
Um einen Hinweis darauf zu erhalten, ob Metalle anthropogenen oder natürlichen Ursprungs sind, kann ein Vergleich mit der Konzentration von Aluminium (Al) hin-

zugezogen werden. Da Aluminium kaum aus anthropogenen Quellen stammt, kann keine, oder eine schlechte Korrelation ($R^2 < 0.5$) mit dem Aluminium-Wert als Indiz für einen anthropogenen Ursprung gewertet werden. Dies ist der Fall für Ag, Ba, Bi, Cd, Cs, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sr, Tl und Zn, (Abbildung 119). Hierbei ist zu beachten, dass eine schlechte Korrelation mit Al nichts über das Ausmass der Belastung aussagt. As, Co, Cr, Fe, U und V zeigen eine hohe Korrelation ($R^2 > 0.68$) und gelten als geogene Elemente. Die Konzentration im Moss ist bei letzteren Elementen wenig oder kaum durch anthropogene Emissionen beeinflusst sondern vor allem durch geogenen Staub in der Luft. Bei Elementen, die für Moose essentiell sind, ist die Trennung nicht ganz eindeutig. Allerdings scheint es keinen Einfluss auf die Korrelation zu haben, ob ein Element für die Moose essentiell ist oder nicht (Tabelle 51).

Abbildung 119

Vergleich Konzentration der gemessenen Elemente mit der Aluminiumkonzentration im Moos

Werte aus der Erhebung 2015 (in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS). y-Achse ist jeweiliges Element; x-Achse ist Aluminium.



4.4.2 Elementvergleich mit Al – 1995 und 2015

Der Vergleich der Elemente mit Al 1995 (von 1990 haben wir keine Al Resultate) und 2015 ergibt bei einigen Elementen einen Hinweis auf die Veränderung der Zusammensetzung der Quellen. Zum Beispiel war der anthropogene Anteil bei V 1995 noch deutlich grösser und auch bei As, Co und Cr ist das R^2 gestiegen (Tabelle 51). Bei Bi, Cu, Sb und Zn scheint der anthropogene Anteil 2015 sogar grösser zu sein als 1995. U und Fe sind bei beiden Erhebungen fast nur geogen. Bei den anthropogenen Elementen Ba, Cd, Cs, Mo, Ni und Se blieb das Verhältnis zu Al etwa gleich, bei Hg, Pb und Tl nahm der geogene Anteil 2015 zu.

Tabelle 51

Vergleich der Elemente mit Al, 1995 und 2015

	R^2 – 1995 Al	R^2 – 2015 Al	Biologische Wichtigkeit (Barker und Pilbeam, 2006)
Ag	0.2	0.01	nicht essentiell
As	0.51	0.69	nicht essentiell
Ba	0.08	0.04	nicht essentiell
Bi	0.35	0.19	nicht essentiell
Cd	0.04	0.01	nicht essentiell
Co	0.65	0.71	von Vorteil
Cr	0.75	0.83	nicht essentiell
Cs	0	0.07	nicht essentiell

Tabelle 52

Bestimmungsgrenze der Analytik (LOQ)

Die analytische Bestimmungsgrenze (LOQ) wird mit dem 10er-Perzentil (10-P) und den kleinsten in der Erhebung 2015 gemessenen Konzentrationen (MIN) in den Moosproben verglichen. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben.

	Ag	Al	As	Ba	Bi	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Fe
LOQ	001	5	0.006	0.17	0.0005	0.005	0.002	0.03	0.003	0.1	2
10-P.	0.012	198	0.08	12.6	0.015	0.06	0.06	0.48	0.11	3.9	188
MIN	0.011	154	0.06	7.9	0.011	0.03	0.23	0.36	0.06	3.5	155
	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sr	Tl	U	V	Zn
LOQ	0.0007	0.10	0.04	0.03	0.0006	0.02	0.03	0.008	0.001	0.003	0.2
10-P.	0.019	0.13	0.55	0.9	0.049	0.04	0.012	0.009	0.014	0.56	18
MIN	0.015	0.08	0.33	0.6	0.038	0.02	0.009	0.005	0.010	0.39	14

	R^2 – 1995 Al	R^2 – 2015 Al	Biologische Wichtigkeit (Barker und Pilbeam, 2006)
Cu	0.15	0.06	essentiell
Fe	0.95	0.97	essentiell
Hg	0.1	0.28	nicht essentiell
Mo	0.13	0.17	essentiell
Ni	0.29	0.3	essentiell
Pb	0.29	0.4	nicht essentiell
Sb	0.16	0.05	nicht essentiell
Se	0.07	0.03	von Vorteil
Sr		0.04	nicht essentiell
Tl	0.03	0.22	nicht essentiell
U	0.87	0.85	nicht essentiell
V	0.5	0.92	von Vorteil
Zn	0.18	0.06	essentiell

4.5 Qualitätskontrolle

Die Analysedaten sind im separaten Anhang aufgelistet: File 4_Einzelresultate zu Qualitätssicherung.xlsx

4.5.1 Bestimmungsgrenze (LOQ)

Mit ganz wenigen Ausnahmen lagen die in den Proben von 2015 gemessenen Werte über der Bestimmungsgrenze für die jeweiligen Elemente (Tabelle 52).

4.5.2 Richtigkeit, Referenzmaterial

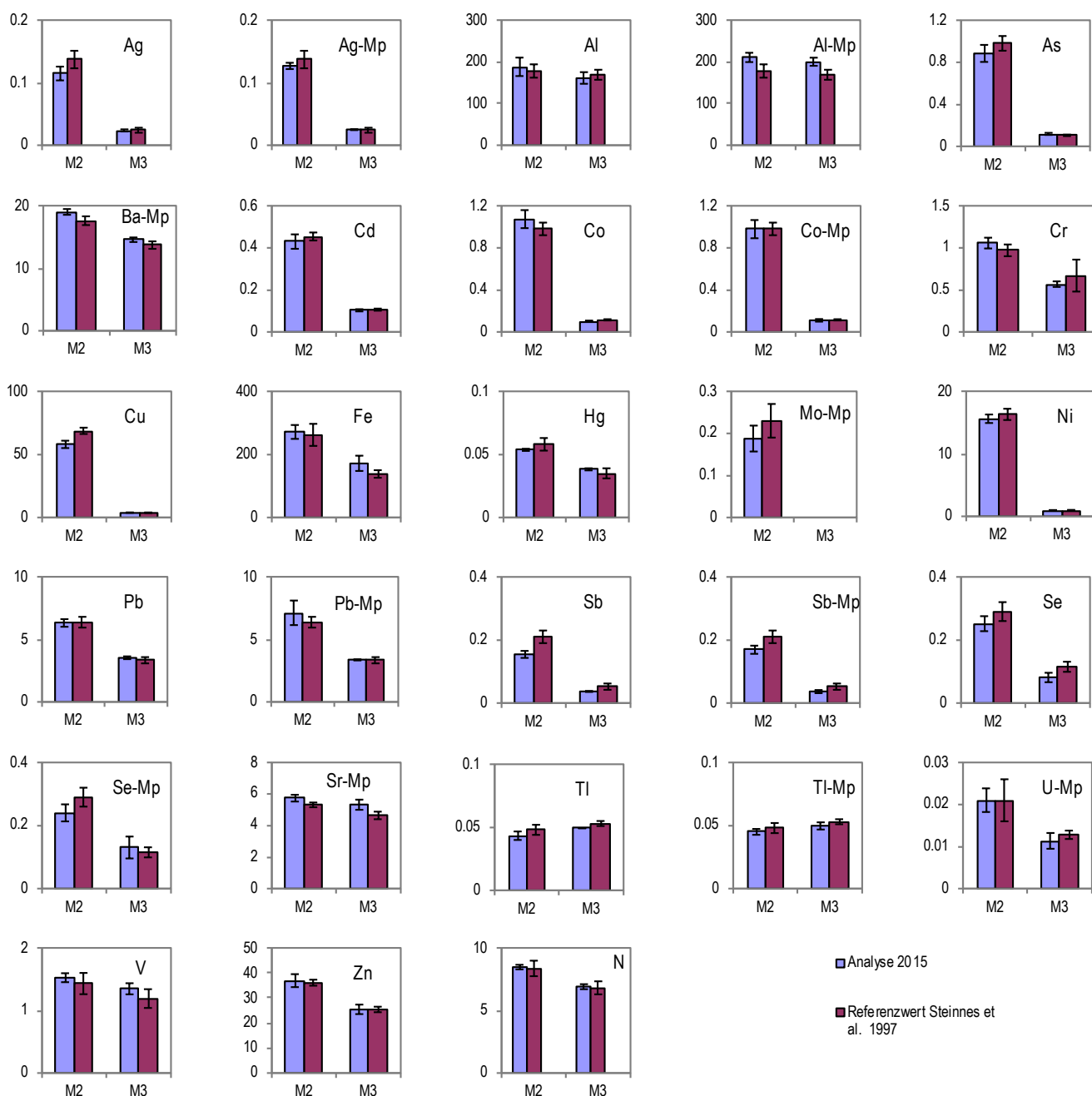
Die Richtigkeit (d.h. Abwesenheit eines systematischen Fehlers) der Messungen wurde im Analyselabor mit Moos-Referenzmaterial (M2, M3, Steinnes et al. 1997)

geprüft (Abbildung 120). Diese Referenzprobe, bestehend aus 1993 in Finnland gesammeltem Pleurozium schreberi, wurde in allen an der Moosstudie beteiligten Labors in Europa ebenfalls gemessen.

Abbildung 120

Vergleich mit Referenzwerten

M2 und M3 sind Referenzproben aus *Pleurozium schreberi*, 1993 in Finnland gesammelt. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$ TS angegeben, ausser N: mg g^{-1} . «Mp» bedeutet, dass die Referenzproben mit den Mischproben im Frühling 2017 gemessen wurden.



4.5.3 Rückstellproben

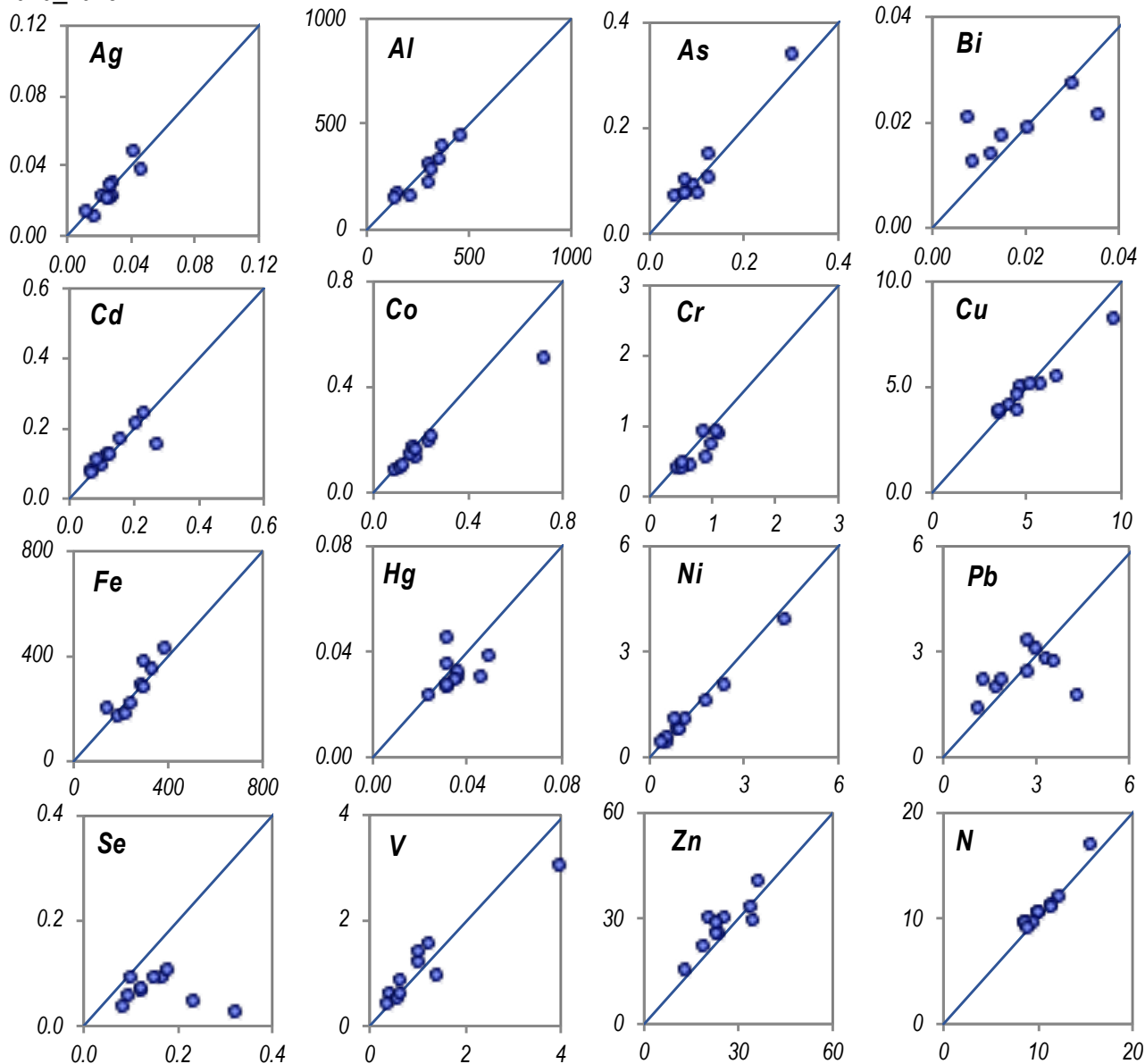
Zehn Proben von 2010, die im getrockneten Zustand aufbewahrt worden waren, wurden nochmals aufgearbeitet und analysiert. Die Übereinstimmung ist gut bis sehr gut, mit einigen Ausreissern (Abb. 121).

Abbildung 121

Rückstellproben

Vergleich der Analysewerte von 10 Moosproben, die in der Erhebung 2010 von VAR (Veterinary and Agrochemical Research Centre, Tervuren) in Belgien gemessen wurden und die bei der Erhebung 2015 nochmals aufgearbeitet, und vom Jozef Stefan Institut, Slowenien aufgeschossen und analysiert wurden. Stickstoff wurde von Slovenian Forestry Institute in Ljubljana aufgeschossen und analysiert. Die Werte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$, N in mg g^{-1} .

2010_2015



2010_2010

4.5.4 Vergleich Mischproben pro Naturraum

Einige Elemente wurden bisher nicht bzw. nicht in allen Erhebungen gemessen. Diese Elemente wurden mit neu aufbereiteten Mischproben pro Naturraum und Erhebung bestimmt. Zur Qualitätskontrolle wurden diese Ergebnis-

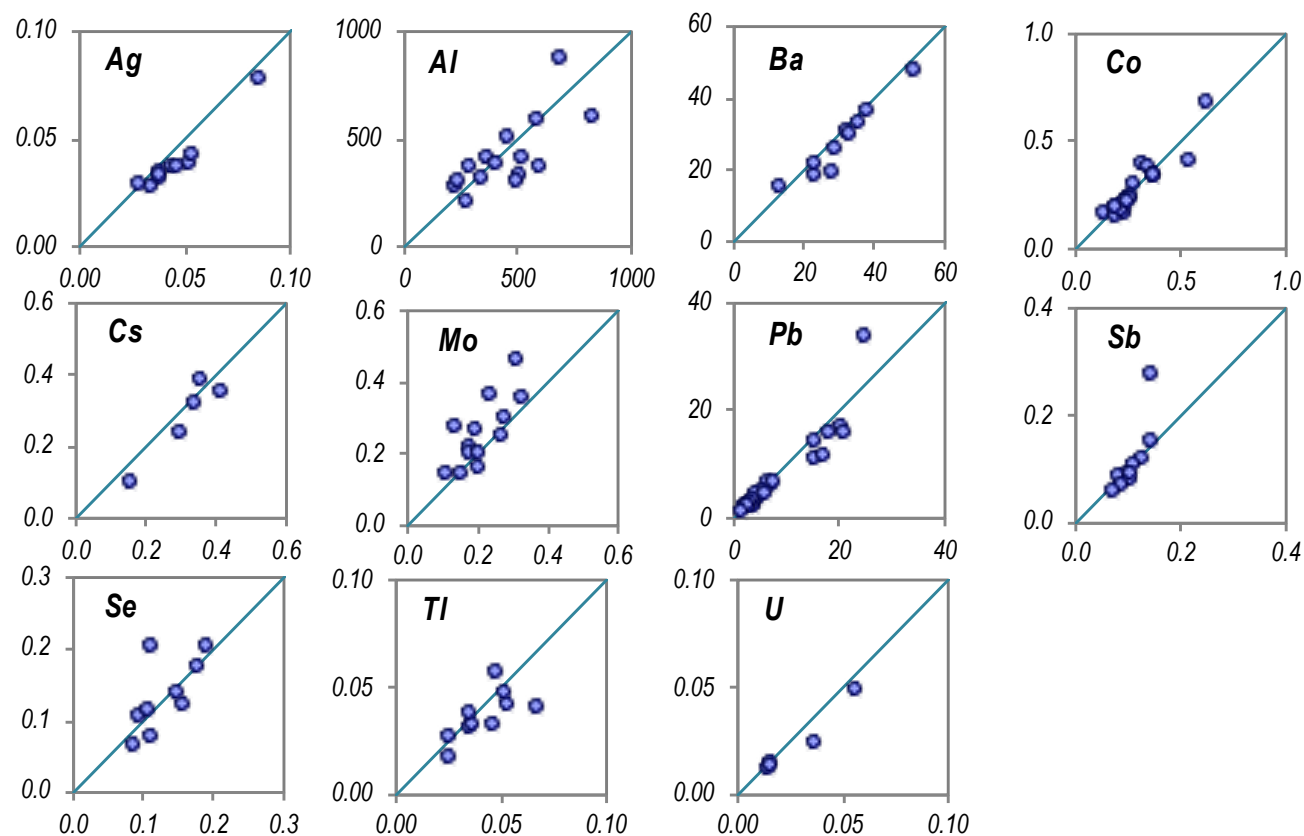
se mit den teilweise vorhandenen Messwerten (Standorte der jeweiligen Mischprobe gemittelt) früherer Erhebungen verglichen. Die Übereinstimmung ist gut bis sehr gut, mit einigen «Ausreissern» (Abb. 122).

Abbildung 122

Mischproben im Vergleich mit Mittelwerten

Vergleich der Mischproben pro Naturraum und Erhebung mit gemittelten Messwerten der in den Mischproben berücksichtigten Standorte.

y-Achse ist Mischprobe der jeweiligen Erhebung gemessen 2017; x-Achse ist der Mittelwert der Messungen früherer Erhebungen.



4.5.5 Korrekturfaktoren

Cu, Pb, S, Zn, Fe, Cr, Ni, 1990, V 1995

Bei der Untersuchung 1995 von Rückstellproben der Sammlung 1990 wurden bei Cu, Pb, S, Zn systematisch um 12 bis 13 % höhere Werte gefunden. Dies konnte auf die uns bekannten zu tiefen Analysedaten in der 1990er Studie zurückgeführt werden, welche sich auch in zu niedrigen Messwerten bei den Referenzproben zeigte (Schmid-Grob et al. 1993, Thöni 1998). Aus diesem Grund wurden die Analysewerte 1990 ab Bericht 1995 korrigiert. Die Nickel-Werte von 1990 wurden anhand der Rückstellproben (gemessen 1995) ebenfalls korrigiert (Thöni und

Seitler 2004). Chrom ist allgemein ein schwierig zu analysierendes Element. Die 1990er Werte waren deutlich zu hoch im Vergleich zum 1990 gemessenen Referenzmaterial und den Werten der 1995 gemessenen Rückstellproben. Darum wurden auch die Cr-Konzentrationen von 1990 nachträglich korrigiert (halbiert). Die Vanadium Werte von 1995 waren gegenüber den Referenzwerten erhöht und auch bei der 2000-Messung von 1995er Proben zeigte sich, dass diese systematisch höher waren. Als Folge wurde ab dem 2000er Bericht die 1995er-Konzentrationen mit 0.66 multipliziert. 2010 zeigte sich bei der Eisen-Analyse von 11 Proben aus der Erhebung 1990, dass die in 2010 gemessenen

1990er-Proben im Durchschnitt etwa 40 % höher waren. Da 1990 bei der Messung von 3 verschiedenen Referenzmaterialien die Referenzwerte ebenfalls um ungefähr diesen Betrag höher waren (Schmid-Grob et al. 1993, S. 118) wurden alle Fe-Werte von 1990 mit 1.4 multipliziert.

4.5.6 Reproduzierbarkeit

Die Reproduzierbarkeit (4 bis 18 Wiederholungen) bei den Referenzproben M2 und M3 war mit relativen Standardabweichungen von meist unter 15 % gut. Ausnahmen

traten bei M2 bei Mo (16 %) und bei M3 (mit meist relativ niedrigen Konzentrationen im Moos) bei Se (23 %, 27 %) und U (17 %) auf.

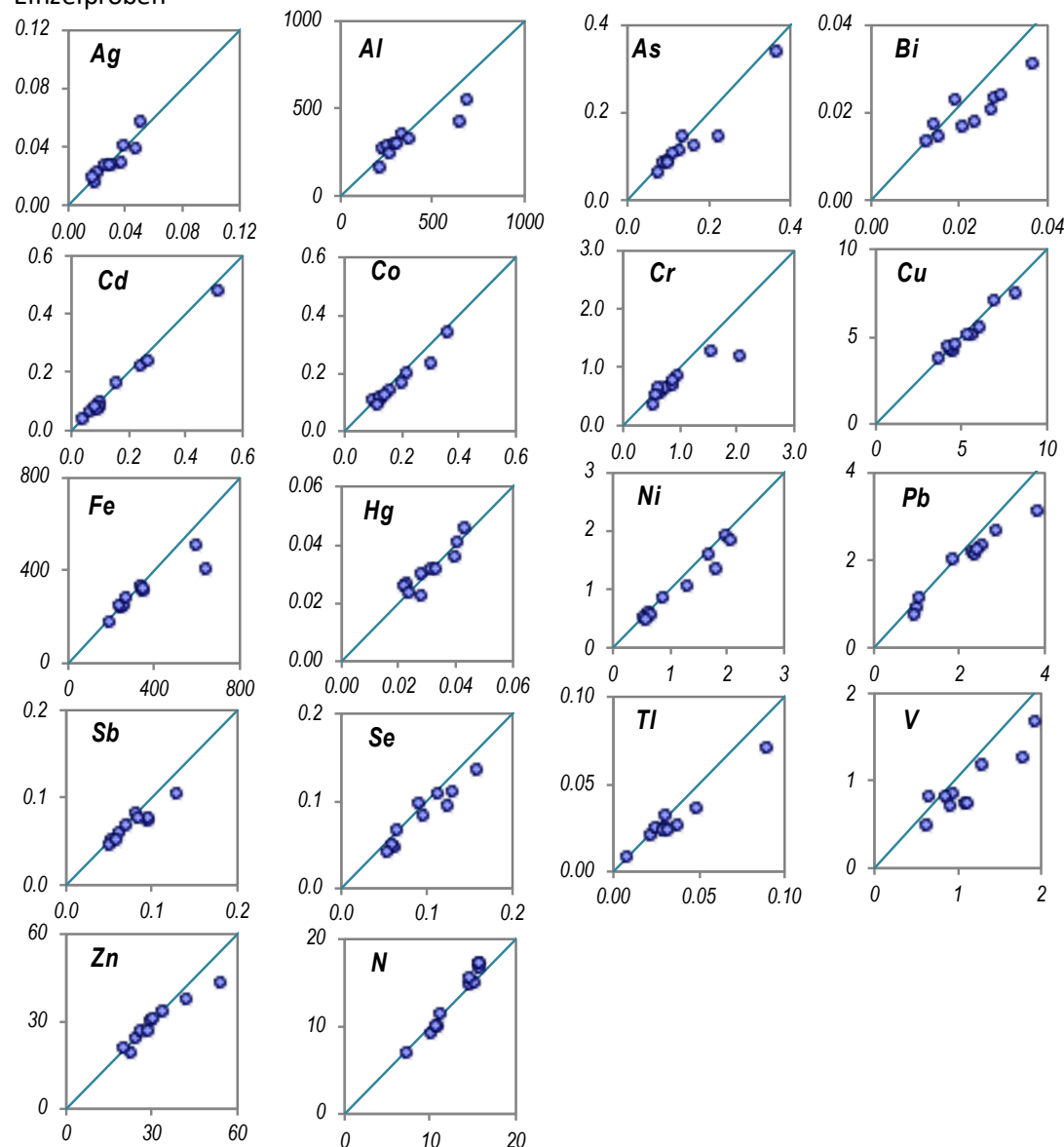
Für Proben von 10 Standorten in der Schweiz wurde eine Doppelbestimmung durchgeführt (Aufbereitung von Duplikaten gleicher Erhebungen – Abbildung 123 oben). Mischproben wurden alle doppelt aufbereitet (Abbildung 123 unten). Die Übereinstimmung ist gut bis sehr gut. Die relative Standardabweichung war bei allen Elementen unter 15 %

Abbildung 123

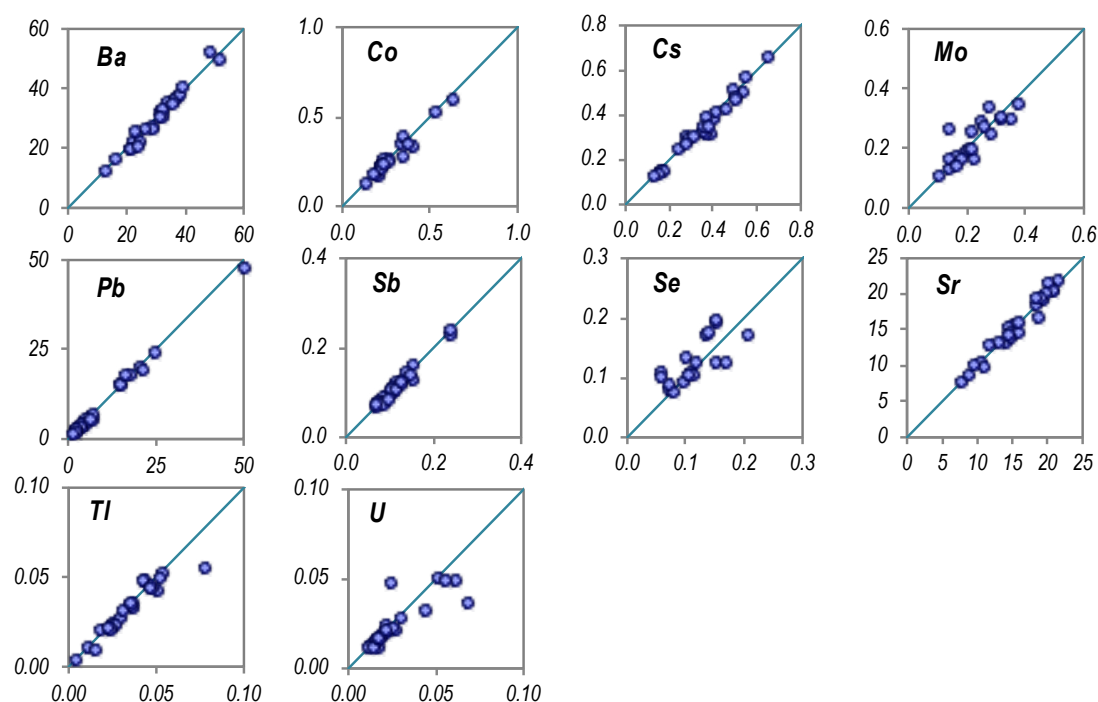
Doppelbestimmungen

Proben von 10 Standorten (unten) und Mischproben (folgende Seite) wurden zweimal aufbereitet und analysiert. Die Metallwerte sind in $\mu\text{g g}^{-1}$, N in mg g^{-1} .

Einzelproben



Mischproben



4.5.7 Qualitätssicherung der Analyse von POP

Leider wurde auf dem Markt kein zertifiziertes Referenzmaterial in Konzentrationen gefunden, wie sie in Moosen vorkommen. Die Wiederfindung bei einer gespikten Moosprobe (d. h. Moosprobe mit bekannter POP-Konzentration) war jedoch gut (Tab. 53).

Tabelle 53

Wiederfindung von PAK und PCB

	Moosprobe direkt/ohne Zusatz	Moosprobe mit 10 µg PAK resp. 2.5 µg PCB versetzt	Wieder- findung PAK resp. PCB in %
Acenaphthylen	3.3	13.7	104
Acenaphthen	3.6	13.7	101
Fluoren	6.8	16.9	101
Phenanthren	64.3	74.8	106
Anthracen	5.6	14.2	86
Fluoranthren	13.4	23.9	105
Pyren	9.5	20.4	109
Benz[a]anthracen	3.9	15.9	120
Chrysen	7.1	16.4	93
Benzo[b/k]fluoranthren	15	35.5	101

	Moosprobe direkt/ohne Zusatz	Moosprobe mit 10 µg PAK resp. 2.5 µg PCB versetzt	Wieder- findung PAK resp. PCB in %
Benzo[a]pyren	5	15.9	104
Indeno[1,2,3-cd]pyren	3.6	12.6	90
Dibenz[ah]anthracen	0.6	8.6	80
Benzo[ghi]perylene	5.0	13.9	89
PCB 28	0.60	3.17	103
PCB 52	0.50	2.74	90
PCB 101	0.48	2.72	90
PCB 118	0.47	2.88	96
PCB 138	0.23	2.27	81
PCB 153	0.35	2.65	92
PCB 180	0.37	2.56	87

5 Verzeichnisse

5.1 Abkürzungen

ALPFOR

Alpine Forschungs- und Ausbildungsstation Furka

BAFU

Bundesamt für Umwelt

BAG

Bundesamt für Gesundheit

BFS

Bundesamt für Statistik

ChemRRV

Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung vom 18. Mai 2005, SR 814.81

CV-AAS

Kaltdampf-Atomabsorptionsspektrometrie

EMEP

European Monitoring and Evaluation Programme (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, www.emep.int)

FUB

Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG, Rapperswil

GGV

Verordnung vom 23. Dezember 1971 über verbotene giftige Stoffe (aufgehoben am 1. August 2005)

GschV

Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998, SR 814.201

ICP Vegetation

International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (www.icpvegetation.ceh.ac.uk/) einem Teilprogramm der «Working Group of Effects» unter der UNECE Konvention

über die weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung

IAP

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch

IARC

Internationale Agentur für Krebsforschung (International Agency for Research on Cancer)

ICP-MS

Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma

J

Naturraum Jura

KVA

Kehrichtverbrennungsanlage

LRV

Lufteinhalte-Verordnung

M

Region Mittelland

NA

Region Nordalpen

NABEL

Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe

NABO

Nationale Bodenbeobachtung

NS

Nordschweiz (J, M und NA)

PAK

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

PCB

Polychlorierte Biphenyle

PM10

Particulate Matter (Feinstaub) mit aerodynamischem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer (10 µm)

POP

Persistente Organische Schadstoffe

SA

Region Südalpen

StoV

Stoffverordnung vom 9. Juni 1986, SR 814.013

TS

Trockensubstanz, Moose getrocknet bei 40 °C

TBDV

Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen vom 16. Dezember 2016, SR 817.022.11

USG

Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983, SR 814.01

VSS

Spielzeugverordnung vom 15. August 2012, SR 817.023.11

WHO

Weltgesundheitsorganisation (World Health Organization)

WSL

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf ZH

ZA

Region Zentralalpen

5.2 Literatur

Aarhus Protokoll über persistente organische Schadstoffe von 1998:

www.unece.org/env/lrtap/pops_h1.html (besucht am 6.4.2018)

von Arx U. 2006: Kupfer. Verbrauch, Umwelteinträge und -vorkommen. Umwelt-Wissen Nr. 0601. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. 163 S.

BAFU 2015: Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985 – 2009. UZ-1507-D Bundesamt für Umwelt BAFU, 81S.

www.bafu.admin.ch/uz-1507-d (besucht am 6.4.2018)

BAFU 2016: Luftbelastung 2015 – Messresultate des nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Zustand 1624

BAFU 2017: Emissionsinventar Schweiz, Basis für Switzerland's Informative Inventory report under the UNECE LRTAP Convention

BAG 2000: BAG-Factsheet, PCB und seine Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

www.bag.admin.ch/dam/bag/de/dokumente/chem/themen-a-z/factsheet-pcb-auswirkungen-auf-gesundheit.pdf.download.pdf/factsheet-pcb-auswirkungen-auf-gesundheit-de.pdf (besucht am 6.4.2018)

BAG 2016: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

www.bag.admin.ch/dam/bag/de/dokumente/chem/themen-a-z/factsheet-polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe-pak.pdf.download.pdf/factsheet-polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe-pak-de.pdf (besucht am 6.4.2018)

Barker A. V., Pilbeam D. J. 2006: Handbook of Plant Nutrition, Taylor und Francis, p. 632. ISBN 10: 0824759044, ISBN 13: 9780824759049

- Berg T., Røyset, O., Steinnes E. 1995: Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment* 29, 353 – 360.
- Bergmann W. (ed.) 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 835 S.
- Bobbink R., Hettelingh J.-P. (eds.) 2011: Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop held from 23 – 25 June 2010 in Noordwijkerhout, The Netherlands. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 680359002. ISBN 978-90-6960-251-6.
https://wge-cce.org/Publications/Other_CCE_Reports/Review_and_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_2011 (besucht am 6.4.2018).
- Bogdal C., Niggeler N., Glüge J., Diefenbacher P.S., Wächter D., Hungerbühler K. 2017: Temporal trends of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in Swiss soils. *Environmental Pollution*, Vol 220, part B, p. 891 – 899.
- Buse A., Norris D., Harmens H., Büker P., Ashenden T., Mills G. 2003: Heavy metals in European mosses: 2000/2001 survey. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre of Ecology and Hydrology (CEH) Bangor, UK. ISBN: 978-1-85531-239-5.
- Chiaradia M., Cupelin F. 2000: Behaviour of airborne lead and temporal variations of its source effects in Geneva (Switzerland): Comparison of anthropogenic versus natural processes. *Atmos. Environ.* 34, 959 – 971. doi: 10.1016/S1352-2310(99)00213-7
- Chiarenzelli J., Aspler, L., Dunn C., Cousens B., Ozarko D., Powis K. 2001: Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central Barrenlands, Nunavut, Canada. *Applied Geochemistry*, 16, p. 245 – 270
- Danielsson H., Hansson K., Potter A., Friedrichsen J., Brorström-Lunden E. 2016a: Persistent organic pollutants in Swedish mosses. IVL C 188, 35 S.
- Danielsson H., Phil-Karlsson G., 2016b: Metaller i mossa 2015, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, C204.
www.ivl.se/download/18.76c6e08e1573302315f20e/1474381195136/C204.pdf (besucht am 6.4.2018)
- Fischer A., Hüglin C. 2016: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10 an ausgewählten Stationen des NABEL sowie der Kantone – Messbericht 2015. Empa 27 S.
www.empa.ch/web/s503/weitere-dokumente (besucht am 6.4.2018)
- Flückiger W., Braun S. 2004: Wie geht es unserem Wald? Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 2004, Bericht 2. IAP, Schönenbuch, 67 S.
- FOEN 2017: Switzerland's informative inventory report. webdab1.umweltbundesamt.at/download/submissions/2017/CH_IIR2017.zip?cgiproxy_skip=1 (besucht am 6.4.2018)
- Frontasyeva M., Harmens, H. 2014: Heavy metals, nitrogen and POPs in European mosses: 2015 survey – Monitoring Manual. ICP Vegetation, 14 p. flnp.jinr.ru/naa; www.icpvegetation.ceh.ac.uk (besucht am 6.4.2018)
- Gehrig R. 2011: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe im PM10 an ausgewählten Stationen des NABEL, sowie kantonalen Stationen – Messbericht 2010. Empa Nr. 203 056/17, 16 S.
- Glüge J, Steinlin C, Schalles S, Wegmann L, Tremp J, Breivik K, et al. 2017: Import, use, and emissions of PCBs in Switzerland from 1930 to 2100. *PLoS ONE* 12(10): e0183768.
- Gutersohn H. 1973: Naturräumliche Gliederung. In: Atlas der Schweiz E. Imhof (hrsg.), Taf. 23. Eidg. Landestopographie, Wabern – Bern.

Gydesen H., Pilegaard K., Rasmussen L., Rühling Å. 1983: Moss analysis used as a mean of surveying the atmospheric heavy metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland 1980. National Swedish Environmental Protection Board-Bulletin, snv pm 1670, 44 S.

Harmens H., Mills G., Hayes F., Williams P., De Temmerman L. 2005: Air pollution and vegetation. ICP Vegetation Annual Report 2004/2005. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK. www.icpvegetation.ceh.ac.uk (besucht am 6.4.2018)

Harmens H., Norris D., Cooper D., Hall J. and the participants of the moss survey 2008 a: Spatial trends in nitrogen concentrations in mosses across Europe in 2005/2006. Defra contract AQ0810. ICP Vegetation Programme Coordination Centre, CEH Bangor, UK.

Harmens H., Norris D. and the participants of the moss survey 2008 b: Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990 – 2005). ICP Vegetation Coordination Centre, Centre of Ecology and Hydrology (CEH) Bangor, UK. ISBN: 1 870393 70 8. www.icpvegetation.ceh.ac.uk

Harmens H., Norris D.A., Steinnes E., Kubin E., Piispanen J., Alber R., Aleksiyenak Y., Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Fernandez Escibano J.A., Frovola M., Frontasyeva M., Gonzales Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar M., Kvierkus K., Leblond S., Liiv S., Magnusson S., Mankovska B., Pesch R., Rühling A., Santamaria J., Schröder W., Spiric Z., Suchara I., Thöni L., Urumov V., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2010: Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environmental Pollution* 158, 3144 – 3156

Harmens H., Norris D.A., Cooper D.M., Mills G., Steinnes E., Kubin E., Thöni L., Aboal J.R., Alber R., Carballera A., Coskun M., De Temmerman L., Frovola M., Gonzales-Miqueo L., Jeran Z., Leblond S., Liiv S., Mankovska B., Pesch R., Poikolainen J., Rühling A., Santamaria J.M., Simoneie P., Schröder W., Suchara I., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2011: Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitro-

gen deposition in Europe. *Environmental Pollution* 159, 2852 – 2860.

Harmens H., Norris D., Mills G., and the participants of the moss survey 2013: Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe. ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK, 63 pp. www.icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/documents/Finalmossreport2010-11forweb.pdf (besucht am 06.04.2018)

Harmens H., Schnyder E., Thöni L., Cooper DM., Mills G., Leblond S., Mohr K., Poikolainen J., Santamaria J., Skudnik M., Zechmeister H., Lindroos A-J., Hanus-Ilmar A. 2014: Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and measured wet bulk atmospheric nitrogen deposition across Europe. *Environmental Pollution* 194, 50 – 59

Haynes W.M. 2011: CRC Handbook of Chemistry and Physics. 92. Auflage. Taylor und Francis, ISBN 978-1-4822-0868-9.

Herpin U., Markert B., Siewers U., Lieth H. 1994: Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Ökologie, Forschungsbericht 108 02 087, 161 S.

Holy M., Pesch R., Schröder W., Harmens H., Ilyin I., Alber R., Aleksiyenak Y., Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Fedorets N., Figueira R., Frovola M., Frontasyeva M., Goltsova N., Gonzales-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar M., Kubin E., Kvietkus K., Larsen M., Leblond S., Liiv S., Magnusson S., Mankovská B., Mocanu R., Piispanen J., Rühling, Å., Santamaria J., Steinnes E., Suchara I., Thöni L., Turcsanyi G., Urumov V., Wolterbeek B., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2009: First thorough identification of factors associated with Cd, Hg, Pb concentrations in mosses sampled in the European Surveys 1990, 1995, 2000, 2005. *J. Atmos Chem* 63, 109 – 124

- Komarek M., Ettler V., Chrastny V., Mihaljevic, M. 2008: Lead isotopes in environmental sciences: A review. *Environmental International* 34, 562 – 577
- Kosonen Z., Thimonier A., Schnyder E., Thöni L. 2018: Nitrogen concentration in moss compared with N load in precipitation and with total N deposition in Switzerland. *Environmental Pollution*, 239, 169 – 178
- LRV Lufteinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985. SR 814.318.142.1 (Stand 1.4.2017)
- Minerals Yearbook: Volume I. – Metals and Minerals, U.S. Geological Survey Minerals Yearbook – 2014 und 2015 www.minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/myb/ (besucht am 6.4.2018)
- Mohr K. 2007: Biomonitoring von Stickstoffimmissionen. Möglichkeiten und Grenzen von Bioindikationsverfahren. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 19 (4), 255 – 264.
- NABEL:
www.bafu.admin.ch/luft/00612/00625/index.html?lang=de (besucht am 6.4.2018)
- Pacyna J.M., Pacyna E.G. 2001: An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Canadian Journal of Environmental Reviews (Environ. Rev.)* 9, 269 – 298.
- Pesch R., Schröder W., Gensler L., Goeritz, A., Holy, M., Kleppin L., Matter Y. 2007: Moos-Monitoring 2005/2006: Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff. – Berlin (Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FuE-Vorhaben 205 64 200, Abschlussbericht, im Auftrag des Umweltbundesamtes); 90 S.
- POPs Protokoll: The 1998 Protocol on Persistent Organic Pollutants, amended on 18 December 2009, UNECE LRTAP Konvention, www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/full%20text/ece.eb.air.104.e.pdf (besucht am 6.4.2018)
- R Development Core Team 2014: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ricek E.W. 1994: Die Waldbodenmoose Österreichs mit Illustrationen. Abhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Österreich, Band 28.
- Rösler H.J., Lange H. 1975: Geochemische Tabellen. 2. edit., VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 675 S.
- Ross H.B. 1990: On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air, Soil Pollution* 50, 63 – 76.
- Rühling Å., Tyler G. 1973: Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air, Soil Pollution* 2, 445 – 455.
- Rühling Å., Rasmussen L., Pilegaard K., Mäkinen A., Steinnes E. 1987: Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. *NORD* 1987: 21, 44 S.
- Rühling Å. (ed.) 1994: Atmospheric heavy metal deposition in Europe – estimations based on moss analysis. *NORD* 1994: 9, 53 S.
- Rühling Å., Steinnes E., Berg T. 1996: Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1995. *NORD* 1996: 37, 46 S.
- Rühling Å., Steinnes E. (ed) 1998: Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995 – 1996. *NORD* 1998: 15, 66 S.
- Scharrer K. und Schropp W. 1937: Über die Wirkung von Strontium- und Barium-Ionen auf das Wachstum einiger Pflanzen. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 3, Issue 5 – 6, 369 – 358
- Schlabach M., Steinnes E., Uggerud H. T. 2016: Atmospheric deposition of organic contaminants in Norway – National moss survey 2015. *Environmental Monitoring M-604*, 38 S.

- Schnyder E., Štok M., Kosonen Z., Skudnik M., Mazej D., Jeran Z., Thöni L. (eingereicht 2018): Lead concentration and stable lead isotopes in moss in Slovenia and Switzerland
- Schmid-Grob I., Thöni L., Hertz J. 1993: Bestimmung der Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz mit Moosanalysen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 194 – Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (ed.), Bern, Januar 1993, 173 S.
- Schröder W., Holy M., Pesch R., Harmens H., Ilyin I., Steinnes E., Alber R., Aleksiyenak Y., Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Froyola M., Frontesyeva M., Gonzales-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar M., Kubin E., Kvietkus K., Leblond S., Liiv S., Magnusson S., Mankovská B., Piispanen J., Rühling, Å., Santamaria J., Spiric, Z., Suchara I., Thöni L., Turcsanyi G., Urumov V., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2010a: Are cadmium, lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals? *J Soils Sediments* 10, 1572 – 1584.
- Schröder W., Holy M., Pesch R., Harmens H., Fagerli H., Alber R., Coskun M., De Temmerman L., Froyola M., Gonzales-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Kubin E., Leblond S., Liiv S., Mankovská B., Piispanen J., Santamaria J., Suchara I., Thöni L., Yurukova L., Zechmeister H.G. 2010b: First Europe-wide correlation analysis identifying factors best explaining the total nitrogen concentration in mosses. *Atmospheric Environment* 44, 3485 – 3491.
- Seitler E., Thöni L., Meier M. 2016: Atmosphärische Stickstoff-Deposition in der Schweiz 2000 bis 2014. FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil. 105 S.
- Siewers U., Herpin U. 1998: Schwermetalleinträge in Deutschland – Moos-Monitoring 1995/96. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D, Heft SD 2. Stuttgart, Schweizerbart, 199 S.
- Siewers U., Herpin U., Strassburg S. 2000: Schwermetalleinträge in Deutschland – Moos-Monitoring 1995/96, Teil 2. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D, Heft SD 3. Stuttgart, Schweizerbart, 105 S.
- Solga A., Burkhardt J., Zechmeister H.G., Frahm J.-P. 2005: Nitrogen content, ¹⁵N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 134, 465 – 473.
- Steinnes E. 1985: Use of mosses in heavy metal deposition studies. EMEP/CCC-Report 3/85, 161 – 170.
- Steinnes E., Rühling Å., Lippo H., Mäkinen A., 1997: Reference materials for large-scale metal deposition surveys. *Accred Qual Assur* 2, 243 – 249.
- Steinnes E., Berg T., Uggerud H. T., Pfaffhuber K. A. 2011: Atmospheric deposition of heavy metals in Norway – Nationwide survey 2010 (in Norwegian). SPFO-rapport OR 1109/2011, 44 S.
- Steinnes E., Uggerud H. T., Pfaffhuber K. A., Berg T. 2016: atmospheric deposition of heavy metals in Norway, National moss survey 2015 (in English). NILU, M-no 594, 16078032
- Sucharova J., Suchara I., Holá M. 2008: Contents of 37 elements in moss and their temporal and spacial trends during the last 15 years. Fourth Czech bio-monitoring survey pursued in the framework of the international programme UNECE ICP-Vegetation 2005/2006. Research Institute of Ornamental Gardening, Pruhonice, ISBN 978-80-85116-62-5, 978-80-7415-007-4.
- Thimonier A., Schmitt M., Waldner P., Rihm B. 2005: Atmospheric deposition on Swiss Longterm Forest Ecosystem Research (LWF) plots. *Environmental Monitoring Assessment* 104, 81 – 118.
- Thöni L. 1996: Vergleich der Elementkonzentrationen in drei Biomonitoringmoosen untereinander und mit Depositionsfrachten im Bultsammler nach Bergerhoff. BUWAL (ed.), Bern, Juli 1996, 89 S.

- Thöni L., Schnyder N., Krieg F. 1996: Comparison of metal concentrations in tree species of mosses and metal freights in bulk precipitations. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354, 703 – 708.
- Thöni L. 1998: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990/1995. Umwelt-Materialien Nr. 101 – Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern (ed) 1998, 119 S.
- Thöni L., Krieg F., Siewers U. 1999: Testing the Bergerhoff method to determine the bulk deposition loads of 49 elements. *Atmospheric Environment* 33, 337 – 344.
- Thöni L., Seitler E. 2004: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990 – 1995. Umwelt-Materialien Nr. 180 – Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern (ed) 2004, 140 S.
- Thöni L., Matthaei D., Seitler E., Bergamini A. 2008a: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990 – 2005. Umwelt-Zustand Nr. 0827 Bundesamt für Umwelt, Bern. 150 S.
- Thöni L., Seitler E., Meier M., Zürcher F., Hertz J. 2008b: The development of loads of cations, anions, Cd and Pb in precipitation and of atmospheric concentrations of N-components, in Switzerland from 1988 to 2003. *Environmental Monitoring Assessment* 138, 207 – 218.
- Thöni L., Yurukova L., Bergamini A., Ilyin I., Matthaei D. 2011: Temporal trends and spatial patterns of heavy metal concentrations in mosses in Bulgaria and Switzerland: 1990 – 2005. *Atmospheric Environment* 45, 1899 – 1912.
- Thöni L., Seitler E., Schnyder E., Ehrenmann J. 2013: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990 – 2010. Umwelt-Zustand Nr. 1328, Bundesamt für Umwelt, Bern. 170 S.
- Trueb L. F. (ed.) 1996: Die chemischen Elemente. S. Hirzel Verlag, Stuttgart, Leipzig, 416 S.
- Ueberschär K.-H. 2006: Möglichkeiten der Dekontamination: 2, Organische Stoffe/Kontaminanten; 2.5, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). *Landbauforsch Völkenrode SH 294*: 101 – 109 www.literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi040841.pdf (besucht am 6.4.2018)
- USG Umweltschutzgesetz vom 7. Oktober 1983, SR 814.01
- VDI 4320, Blatt 2 2012: Messung atmosphärischer Depositionen – Bestimmung des Staubbiederschlags nach Bergerhoff-Methode. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.
- VDI 4320, Blatt 3 2017: Messung atmosphärischer Depositionen – Bestimmung der Deposition von Anionen und Kationen – Probenahme mit Bulk- und Wet-Only-Sammlern. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.
- VDI 2267 Stoffbestimmung an Partikeln in der Aussenluft. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4.
- Vecchiato M., Argiriadis E., Zambon S., Barbante C., Toscano G., Gambaro A., Piazza R. 2015: Persistent Organic Pollutants (POPs) in Antarctica: Occurrence in continental and coastal surface snow. *Microchemical Journal* Vol 119, p 75 – 82
- Vohr H. W. (Hrsg.) 2012: Toxikologie Band 2: Toxikologie der Stoffe Wiley-Vch, Weinheim, Germany, 978-3-527-66005-6
- Weymar H. 1969: Buch der Moose. Neumann, Radebeul.
- World Nuclear Association: www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/mining-of-uranium/world-uranium-mining-production.aspx (besucht am 06.04.2018)
- Zechmeister H. 1994: Biomonitoring der Schwermetall-depositionen mittels Moosen in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Band 42, 168 S.

Zechmeister H. 1997: Schwermetalldepositionen in Österreich erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 1995). Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, Band 94, 147 S. und Karten.

Zechmeister H., Kropik M., Moser D., Denner M., Hohenwallner D., Hanus-Iltnar A., Scharf S., Riss A., Mirtl M. 2016: Moos-Monitoring in Österreich (Aufsammlung 2015). Umweltbundesamt, Report REP-0595