

u^b

**UNIVERSITÄT
BERN**



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope

Belastung mineralisch gedüngter Böden mit Schadelementen (Arsen, Blei, Cadmium, Uran)

Bericht im Auftrag des BLW
Von Moritz Bigalke, Agnes Rehmus und Armin Keller

17.02.2016

Inhaltsverzeichnis

Inhalt

1	Einleitung	15
2	Methodische Vorgehensweise.....	20
2.1	Auswahl Standorte und Bodenproben.....	20
2.2	Chemische Analytik.....	25
2.3	Berechnung Elementanreicherung im Boden.....	27
2.4	Statistische Analysen	28
2.5	Bilanzierung	28
3	Ergebnisse und Diskussion.....	30
3.1	Status.....	30
3.1.1	DOK-Versuch.....	30
3.1.2	Vergleich Ackerflächen mit Wiesen und Weiden (BDM)	32
3.1.3	Vergleich Ober-Unterboden und Geochemische Bilanzen	34
3.1.4	Organische Böden	41
3.2	Trend.....	43
3.2.1	Ackerbau.....	43
3.2.2	Gemüsebau	48
4	Schlussfolgerungen	54
4.1	Status.....	54
4.2	Trend.....	55
5	Empfehlungen.....	56
	Referenzen	59
	Anhang	63

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über U Einträge mit verschiedenen Düngertypen und über den U Entzug mit der Ernte bei verschiedenen Nutzpflanzen. Tabelle übernommen aus Kratz et al., 2008.	16
Tabelle 2: Übersicht der gemessenen Standorte und Bodenproben.	22
Tabelle 3. Mittlere, minimale und maximale Nachweisgrenze für As, Cd, Pb und U.	26
Tabelle 4. Mittelwert, Minimal- und Maximalwerte der relativen Standardabweichung für As, Cd, Pb und U in 2 - 16 Aufschlussreplikaten von 11 Proben.	27
Tabelle 5: Differenzen der Mittelwerte und der Mediane der As, Cd, Pb und U Gehalte zwischen Ober- und Unterböden in mg kg ⁻¹ und in %.	38
Tabelle 6: Mittelwerte, Mediane und Anzahl (n) der τ Werte für As, Cd, Pb und U.	38

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Ein- und Austragspfade für a) Cd und b) U in den Boden einer Fruchtfolgefläche. Die Dicke der roten (Eintrag) und blauen (Austrag) Pfeile illustriert die Grössenordnung der Ein- und Austräge. Die genaue Menge der Ein- und Austräge hängt von der Menge und der Qualität der verwendeten Dünger ab, der Luftqualität, dem Klima, der angebauten Nutzpflanzen, den Bodeneigenschaften etc. P-MD steht für P-haltigen Mineraldünger, HD steht für Hofdünger.	17
Abbildung 2: Standorte der Ackerbaubetriebe in der Schweiz. Die Karte diente als erste Einschätzung in welchen Gebieten vor allem P-Mineraldünger zum Einsatz gelangen.	23
Abbildung 3: Übersicht der verschiedenen Ackerstandorte mit Bodenproben (im Rasternetz BDM wurden auch Wiesen/Weiden als Vergleichsstandorte ausgewählt).	24
Abbildung 4: Verteilung der Probenahmestandorte Acker (braun) und Wiesen/Weiden (grün) im BDM Messnetz im Mittelland.	24
Abbildung 5: Mittlere Wiederfindung und Standardfehler (n = 16) der zertifizierten Werte des Referenzmaterials „San Joaquin Soil“ (NIST 2709a).	26
Abbildung 6: Verteilung der a) As, b) Pb, c) Cd und d) U Gehalte auf ungedüngten (Null), konventionell (Mineral- und Hofdünger) mit halber Düngermenge (Konvent. 0.5), konventionell gedüngten (Konvent. 1) und rein mineralisch gedüngten (Mineral.) Flächen des DOK-Versuchs. Die Spanne rechts neben der Verteilung der Einzelwerte zeigt den Mittelwert und die Standardabweichung der 5 Einzelproben.	31
Abbildung 7: Boxplots der Datensätze für a) As, b) Cd, c) Pb und d) U in Äckern (gelb) und Wiesen und Weiden (grün) auf den Standorten des BDM Messnetzes.	33
Abbildung 8: Verteilung der Cd Gehalte im a) Ober- und b) Unterboden auf den Untersuchungsflächen.	35
Abbildung 9: Verteilung der U Gehalte im a) Ober- und b) Unterboden auf den Untersuchungsflächen.	36
Abbildung 10: Boxplots von a) As, b) Cd, c) Pb und d) U im Ober- (ocker) und Unterboden (grau). *** kennzeichnen einen sehr hoch signifikanten Unterschied zwischen Ober- und Unterboden.	37
Abbildung 11: τ Werte von As, Cd, Pb und U in Fruchtfolgeflächen in der Schweiz. *** kennzeichnet einen sehr hoch signifikanten Unterschied zu 0.	40
Abbildung 12: Boxplots von a) As, b) Cd, c) Pb und d) U in organischen (ocker) und mineralischen (grau) Oberbodenproben.	42
Abbildung 13: Ansicht NABO-Standort 31 und Bodentyp (Braunerde mit 21 % Ton, 18 % Schluff und 2.5 % Humus).	43
Abbildung 14: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 31 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.	45
Abbildung 15: Ansicht NABO-Standort 65 und Bodentyp (Braunerde mit 16 % Ton, 66 % Schluff und 1.5 % Humus).	46
Abbildung 16: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 65 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.	47
Abbildung 17: Ansicht NABO-Standort 15 und Bodentyp (Halbmoor mit 48 % Ton, 30 % Schluff und 14.8 % Humus).	49

Abbildung 18: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO- Standort 15 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.....	50
Abbildung 19: Ansicht NABO-Standort 48 und Bodentyp (Moor mit <1 % Ton, <1 % Schluff und 16 % Humus)..	51
Abbildung 20: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 48 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.....	53

Zusammenfassung

Die Verwendung von Mineraldüngern in der landwirtschaftlichen Produktion kann zu einem erhöhten Eintrag von potentiell toxischen Metallen in den Boden führen. Die Metalle können sich im Boden anreichern und damit langfristig die Bodenfruchtbarkeit gefährden oder zur Belastung von Ernteprodukten und Grundwasser führen. Im vorliegenden Projekt wurde evaluiert, ob mineralisch gedüngte Böden erhöhte Schadelementgehalte aufweisen, wie hoch die Schadstofffrachten durch den Dünger sind und ob ein Anreicherungsrisiko von den wichtigsten Schadelementen Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Uran (U) in Böden über den Eintrag von P-Mineraldüngern in der Schweiz besteht.

Dafür wurden Bodenproben von Standorten mit mineralisch gedüngten Flächen der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO, n = 34) und eines Langzeitdüngerversuches (DOK-Versuch, n = 20) untersucht, sowie von Standorten in Ackerbaugebieten und Wiesen und Weiden aus dem Biodiversitäts-Monitoring (BDM, n = 103), und den Messnetzen der Kantonalen Bodenbeobachtung von Basel Landschaft (n = 11), Aargau (n = 15), Solothurn (n = 39) und Fribourg (n = 25) untersucht. Bei den NABO Flächen und den Proben der Kantone Aargau, Solothurn und Fribourg wurden Proben des Ober- und Unterbodens untersucht. Insgesamt wurden rund 400 Bodenproben von 228 Standorten analysiert. Für die Auswertung wurden die Proben in zwei Gruppen unterteilt um 1) den Status der Schwermetallbelastung von landwirtschaftlichen Flächen in der Schweiz zu untersuchen und 2) die zeitliche Entwicklung und den Einfluss der Bewirtschaftung festzustellen. Im Bereich Status wurde ein Langzeitdüngerversuch untersucht, Ackerflächen mit Wiesen und Weiden verglichen und die Anreicherungsfaktoren von As, Cd, Pb und U im Oberboden berechnet. Die Ergebnisse des Langzeitdüngerversuches zeigen tendenziell eine Anreicherung von Cd und U auf mineralisch gedüngten Böden. Die Anreicherung in den gedüngten Plots liegt in der gleichen Grössenordnung vor, die man bei der gegebenen Düngermenge und bei mittleren Cd und U Gehalten in den Düngern vermuten würde und zeigt eine gute Übereinstimmung mit Langzeitdüngerversuchen in anderen Ländern. Dies deutet darauf hin, dass die Metallgehalte in den Düngern in der Schweiz in einer ähnlichen Grössenordnung sind, wie in anderen Ländern und dass es zu ähnlichen Anreicherungen kommt. Der Vergleich von Ackerflächen mit Wiesen und Weiden aus

dem BDM zeigt nur für U eine signifikante Anreicherung von ca. 16 % höheren U Gehalten in den Ackerflächen, was auf einen Eintrag von U durch die ackerbauliche Nutzung hinweist. Cadmium, Pb und U weisen im Oberboden im Vergleich zum Unterboden signifikant erhöhte Werte auf. Die Schadmetallgehalte sind in den Oberböden zwischen 8 % (U) und 60 % (Cd) höher als im Unterboden. Auch die τ Werte (Berechnung von An- und Abreicherung von Elementen im Oberboden relativ zum Unterboden) zeigen eine Anreicherung an Schadelementen, die für Cd bei 35 - 50 %, für Pb bei ca. 26 - 38 % und für U bei 6 % liegt. Bei der Datenaufbereitung für die τ Werte wurde ausserdem offensichtlich, dass die untersuchten organischen Böden im Mittel deutlich erhöhte Schadelementgehalte im Vergleich zu mineralischen Böden aufweisen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass zumindest Cd und U durch Mineraldüngung in landwirtschaftlichen Flächen akkumulieren. Der Grossteil der Pb Anreicherung im Oberboden ist vermutlich auf andere Quellen zurückzuführen (Benzinblei und andere atmosphärische Quellen). Auch ein Teil der Cd Anreicherung im Oberboden stammt aus atmosphärischen Quellen. Für U legt der Vergleich von Ackerflächen mit Wiesen und Weiden den Einfluss der Düngung am klarsten nahe, da der atmosphärische Eintrag von U sehr gering ist und daher Mineraldünger den Eintrag dominieren. Die geringere Anreicherung von U im Oberboden im Vergleich zu Cd ist wahrscheinlich auch auf den fehlenden atmosphärischen Eintrag, eventuell auf geringere U Gehalte (im Vergleich zum Cd) in den Düngern oder auf U Auswaschung zurückzuführen.

Die Gehalte von Cd in den untersuchten Böden liegen im Mittel deutlich unter den Richtwerten nach der Verordnung zur Belastung des Bodens (VBBo). Während im Mittel das Erreichen des Cd Richtwertes für Böden (nach VBBo) wahrscheinlich sehr langsam oder gar nicht erfolgt, sind in einzelnen untersuchten Böden schon jetzt Richtwertüberschreitungen möglich (3 % der Böden) und hohe Anreicherungen ($\tau > 1$ (>100% Anreicherung) in 18 %, $\tau > 2$ (>200% Anreicherung) in 9 % der Proben) zu beobachten.

Die Anreicherung auf einigen landwirtschaftlichen Flächen hat schon heute dazu geführt, dass sich die Böden den Richtwerten annähern und einzelne Böden weisen eine sehr starke Anreicherung auf. Da für U kein Richtwert nach VBBo existiert, kann hier keine Abschätzung vorgenommen werden.

Für sechs ausgewählte NABO-Parzellen mit regelmässigen P-Mineraldüngergaben wurden die Einträge über Dünger und atmosphärische Deposition als auch die Austräge über das Erntegut für die Zeitperiode 1985 - 2013 bilanziert. Darüber hinaus wurden für diese Zeitperiode die archivierten Bodenproben der ersten bis fünften Erhebung gemessen. Die berechneten Cd Einträge durch die Düngung mit P-Mineraldünger lagen im Bereich von 2 - 20 g ha⁻¹ a⁻¹, für eine Parzelle mit regelmässig hohen Gaben an Triple-P Mineraldünger lagen die Cd Einträge bei 20 - 30 g ha⁻¹ a⁻¹. Für U lagen die Einträge bei 10 - 50 g ha⁻¹ a⁻¹, für die Parzelle mit regelmässiger Triple-P Ausbringung bei 100 - 120 g ha⁻¹ a⁻¹.

Insgesamt zeigten die langjährigen Bilanzen eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen zeitlichen Veränderungen der Cd und U Gehalte im Oberboden. Für die Hälfte der Standorte wurde eine Zunahme von Cd (0.02 - 0.1 mg kg⁻¹) und U (0.1 - 0.7 mg kg⁻¹) im Oberboden in den zwei Jahrzehnten gemessen. Für Cd entspricht dieser Bereich der gemessenen Zunahmen relativ zum VBBö Richtwert von 0.8 mg kg⁻¹ rund 2 bis 12 %. Relativ zu häufig gemessenen U Gehalten in Ackerböden von rund 2 mg kg⁻¹ liegen die gemessenen U Zunahmen im Bereich von 5 bis 35 %. Diese Zunahmen sind auch unter dem Gesichtspunkt zu interpretieren, dass bei Ackerböden durch tiefes Pflügen der Oberboden mit dem Unterboden vermischt wird. Insofern können erhöhte Stoffgehalte im Oberboden durch Tiefpflügen verdünnt werden und Anreicherungen weniger deutlich ausfallen. Dies dürfte vor allem für die weiteren Standorte zutreffen, an denen die Cd und U Gehalte im Oberboden ein indifferentes zeitliches Muster aufwiesen.

Abschliessend ergeben sich für Cd und U Hinweise auf eine Anreicherung über P-Mineraldünger in landwirtschaftlichen Böden. Diese Anreicherung scheint in manchen intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen weiter fortzuschreiten. Es wird eine Reihe von Massnahmen empfohlen um den Cd und U Eintrag zu minimieren, besser zu kontrollieren und die Anreicherung im Boden und den Transport in Grund- und Oberflächengewässer zu überwachen.

Résumé

L'utilisation d'engrais minéraux dans la production agricole peut augmenter les concentrations de métaux potentiellement toxiques. Les métaux peuvent s'accumuler dans le sol et en compromettre la fertilité sur le long terme ou polluer les récoltes et les eaux souterraines. Trois questions se posent dès lors : les sols fertilisés avec des substances d'origine minérale contiennent-ils davantage d'éléments nocifs ? À combien s'élève la charge en polluants issus d'engrais, et enfin, l'épandage d'engrais minéraux phosphatés présente-t-il en Suisse un risque d'accumulation dans les sols des principaux polluants que sont l'arsenic (As), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'uranium (U) ?

C'est pour répondre à ces questions qu'ont été analysés des échantillons prélevés sur sites fertilisés avec des engrais minéraux de l'observatoire national des sols (NABO, n = 34) et dans le cadre d'un essai de fertilisation sur une longue période (essai DOC, n = 20). Ces analyses ont également porté sur des prélèvements issus de zones de grandes cultures, de prairies et de pâturages par le biais du Monitoring de la biodiversité (MBD, n = 103), ainsi que de réseaux de mesures de la Surveillance cantonale des sols de Bâle-Campagne (n = 11), d'Argovie (n = 15), de Soleure (n = 39) et de Fribourg (n = 25). L'étude a porté sur des échantillons prélevés dans la couche sous-jacente et la couche supérieure du sol des sites NABO et des cantons d'Argovie, de Soleure et de Fribourg. Quelque 400 échantillons de 228 sites ont été analysés en tout. Les prélèvements ont été répartis dans deux groupes pour permettre l'évaluation des concentrations de métaux lourds de surfaces agricoles en Suisse mais aussi de connaître l'évolution dans le temps et l'impact du type d'agriculture. Il a été procédé à un essai de fertilisation sur une longue durée pour évaluer de degré de pollution ; les résultats des grandes cultures ont été comparés avec ceux des prairies et des pâturages pour déterminer les facteurs influant sur la teneur en arsenic, en cadmium, en plomb et en uranium dans la couche supérieure du sol. L'essai à long terme révèle que le cadmium et l'uranium tendent à s'accumuler dans les sols fertilisés avec des substances minérales. Les concentrations observées dans les parcelles fertilisées correspondent aux valeurs supposées pour la quantité d'engrais utilisée et les teneurs moyennes en cadmium et en uranium dans les engrais, et concordent bien avec les résultats d'études menées par d'autres pays sur une longue durée. La teneur

en métaux des engrais en Suisse est par conséquent d'un ordre de grandeur similaire à celle mesurée dans d'autres pays, tout comme le degré d'accumulation. La comparaison des grandes cultures avec les prairies et les pâturages dans le cadre du MBD montre une accumulation notable uniquement pour l'uranium, dont la concentration d'environ 16 % plus élevée dans les terres cultivées semble imputable à ce type de culture. Le cadmium, le plomb et l'uranium affichent des valeurs sensiblement plus importantes dans la couche supérieure que dans la couche sous-jacente. La teneur en métaux toxiques est de 8 % (U) à 60 % (Cd) plus élevée dans la couche supérieure que dans la couche sous-jacente. Les valeurs τ (calcul de l'accumulation et de la diminution de la concentration d'éléments dans la couche supérieure par rapport à la couche sous-jacente) révèlent une concentration d'éléments polluants, qui se situe, pour le cadmium, entre 35 et 50 %, pour le plomb, entre 26 et 38 % et autour de 6 %, pour l'uranium. La préparation des données nécessaires au calcul des valeurs τ a par ailleurs mis en évidence des concentrations de polluants en moyenne nettement plus élevées dans les sols organiques étudiés que dans les sols minéraux. Il ressort des résultats que la fertilisation minérale entraîne au moins une accumulation de cadmium et d'uranium dans les terres agricoles. La majeure partie de la concentration de plomb dans la couche supérieure provient vraisemblablement d'autres sources (plomb contenu dans l'essence et autres sources atmosphériques). L'accumulation de cadmium dans la couche supérieure est également en partie d'origine atmosphérique. Quant à l'uranium, la comparaison des grandes cultures avec des prairies et des pâturages laisse très clairement supposer une influence de la fertilisation, vu les très faibles quantités d'uranium d'origine atmosphérique et les apports nettement plus importants provenant des engrais minéraux. La concentration d'uranium moins forte que celle de cadmium dans la couche supérieure du sol est probablement aussi due à l'absence de dépôts d'origine atmosphérique, éventuellement à de plus faibles teneurs en uranium (par rapport au cadmium) dans les engrais ou au lessivage de l'uranium.

Les teneurs en cadmium des sols étudiés sont en moyenne nettement en dessous des seuils d'investigation fixés dans l'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol). Tandis que le seuil d'investigation pour le cadmium pour les sols (selon l'OSol) est en moyenne vraisemblablement atteint très lentement ou ne l'est pas du tout, on observe déjà aujourd'hui des dépassements des seuils d'investigation dans les sols étudiés

(3 % des sols) et d'importantes accumulations ($\tau > 1$ [>100 % d'accumulation] dans 18 %, $\tau > 2$ [>200 % d'accumulation] dans 9 % des échantillons).

Cette concentration dans certaines surfaces agricoles a cependant déjà entraîné un dépassement des valeurs indicatives ainsi qu'une très forte concentration dans des sols. Il n'est pas possible de procéder à une estimation, puisqu'aucun seuil d'investigation n'a été fixé pour l'uranium dans l'OSol.

Un bilan a été établi pour les concentrations dues aux engrais et pour celles d'origine atmosphérique ainsi que pour les apports issus des récoltes dans six parcelles NABO régulièrement fertilisées avec des engrais minéraux phosphatés, entre 1985 et 2013. Qui plus est, les échantillons de sol archivés des cinq premiers relevés ont été mesurés pendant cette même période. Les concentrations de cadmium résultant de la fertilisation avec des engrais minéraux phosphatés étaient de l'ordre de $2 - 20 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, et de $20 - 30 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ pour une parcelle régulièrement fertilisée avec d'importantes quantités de superphosphate triple. Les concentrations d'uranium s'élevaient à $10 - 50 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, et à $100 - 120 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ dans la parcelle enrichie au superphosphate triple.

Dans l'ensemble, les bilans établis sur plusieurs années cadrent bien avec les variations observées au fil des années dans les concentrations de cadmium et d'uranium dans la couche supérieure du sol. Ainsi, une augmentation de la teneur en cadmium ($0.02 - 0.1 \text{ mg kg}^{-1}$) et en uranium ($0.1 - 0.7 \text{ mg kg}^{-1}$) a été constatée dans la couche supérieure au cours des deux décennies dans la moitié des sites. Ces hausses observées sont, pour le cadmium, de l'ordre de 2 à 12 % par rapport à la valeur indicative de 0.8 mg kg^{-1} fixée dans l'OSol. L'accroissement des concentrations d'uranium enregistrées est de 5 à 35 % par rapport aux teneurs en uranium d'environ 2 mg kg^{-1} qui ont été souvent mesurées dans les terres arables. Pour interpréter cette évolution, il ne faut pas perdre de vue que la couche supérieure peut être mélangée avec la couche sous-jacente des terres cultivées à la suite d'un labour profond. Cette technique peut en effet réduire une concentration élevée de substances dans la couche supérieure et rendre ainsi les accumulations moins visibles. Ce cas de figure pourrait surtout concerner les autres sites dont les teneurs en cadmium et en uranium présentent des schémas temporels indifférents.

En conclusion, les données recueillies suggèrent une accumulation de cadmium et d'uranium dans les sols agricoles imputable à des engrais minéraux phosphatés. Ces concentrations semblent continuer à s'accroître sur plusieurs surfaces où l'agriculture est pratiquée de façon intensive. Il est recommandé de prendre une série de mesures pour réduire au minimum les concentrations de cadmium et d'uranium, pour améliorer le contrôle et pour surveiller l'accumulation dans le sol et le transport des substances dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

Riassunto

L'impiego di concimi minerali nella produzione agricola può comportare un'elevata immissione di metalli potenzialmente tossici nel suolo. Questi possono depositarsi e pregiudicarne la fertilità a lungo termine o contaminare il raccolto e le acque sotterranee. Nel quadro del presente progetto è stato valutato se i suoli concimati con concimi minerali presentano elevati tenori di elementi nocivi, a quanto ammontano i carichi di sostanze nocive riconducibili ai concimi e se, in Svizzera, l'immissione di concimi fosforici minerali comporta un rischio di arricchimento dei suoli in arsenico (As), piombo (Pb), cadmio (Cd) e uranio (U), ovvero dei principali elementi nocivi.

A tale scopo, si è proceduto al prelievo di campioni di suolo da siti con superfici concimate con concimi minerali nell'ambito della Rete nazionale di osservazione dei suoli (NABO, n = 34) e di un esperimento di concimazione a lungo termine (test DOK, n = 20), nonché da siti in regioni campicole e prati e pascoli oggetto del monitoraggio della biodiversità (MBD, n = 103) e delle reti di misurazione dell'Osservazione cantonale del suolo di Basilea Campagna (n = 11), Argovia (n = 15), Soletta (n = 39) e Friburgo (n = 25). Per le superfici NABO e i prelievi nei Cantoni Argovia, Soletta e Friburgo sono stati esaminati campioni di strato superficiale del terreno e di sottosuolo. Nel complesso sono stati analizzati 400 campioni di suolo provenienti da 228 siti. Per la valutazione, i campioni sono stati suddivisi in due gruppi, allo scopo di 1) analizzare lo stato del carico di metalli pesanti delle superfici agricole in Svizzera e 2) stabilire l'evoluzione temporale e gli effetti della gestione agricola. Nell'ambito dell'analisi dello stato si è proceduto esaminando un esperimento di concimazione a lungo termine, confrontando superfici campicole con prati e pascoli e calcolando i fattori di arricchimento di As, Cd, Pb e U nello strato superficiale del terreno. Dai risultati dell'esperimento a lungo termine è emerso che i suoli concimati con concimi minerali presentano, tendenzialmente, un arricchimento di Cd e U. Sugli appezzamenti concimati questo risulta dello stesso ordine di grandezza supposto per la quantità di concime data e per tenori di Cd e U medi nei concimi e coincide con quello di esperimenti di concimazione a lungo termine condotti in altri Paesi. Ciò indica che, in Svizzera, il tenore di metalli nei concimi e gli arricchimenti che comportano sono simili a quelli rilevati in altri Paesi. Dal confronto delle superfici campicole con prati e pascoli oggetto dell'MBD è risultato un arricchimento significativo solo per l'U, che presentava

tenori superiori del 16 per cento circa sulle superfici campicole, indicando quindi un'immissione di U provocata dall'utilizzo a scopi campicoli. Il tasso di Cd, Pb e U è decisamente più alto nello strato superficiale del terreno rispetto al sottosuolo, con tenori di U e Cd superiori rispettivamente dell'8 e del 60 per cento. Anche i valori τ (calcolo dell'arricchimento e dell'impoverimento di elementi nello strato superficiale rispetto al sottosuolo) indicano un arricchimento di elementi nocivi pari al 35-50 per cento per Cd, 26-38 per cento per Pb e 6 per cento per U. L'elaborazione dei dati per i valori τ ha inoltre palesato che i suoli organici oggetto di studio presentavano, in media, tenori di elementi nocivi molto più elevati rispetto ai suoli minerali. I risultati indicano che, sulle superfici agricole, la concimazione minerale comporta accumuli perlomeno di Cd e U. La quota maggiore di arricchimento di Pb nello strato superficiale del terreno è presumibilmente riconducibile ad altre fonti (benzina contenente piombo e altre fonti atmosferiche). Anche una parte dell'arricchimento di Cd è dovuta a fonti atmosferiche. Il confronto delle superfici campicole con prati e pascoli ha rivelato l'influenza più evidente della concimazione per l'U. L'immissione atmosferica di tale elemento è infatti molto bassa e la sua presenza è pertanto determinata dai concimi minerali. Anche il minor arricchimento nello strato superficiale del terreno in U rispetto a Cd è probabilmente dovuto alla mancanza di immissioni atmosferiche, oppure a tenori di U inferiori (rispetto a quelli di Cd) nei concimi o al dilavamento dell'U.

I tenori di Cd nei suoli esaminati sono, in media, nettamente inferiori a quelli di guardia di cui all'ordinanza contro il deterioramento del suolo (O suolo). Di norma i suoli raggiungono molto lentamente o non raggiungono affatto il valore di guardia per il Cd (secondo l'O suolo), ma in singoli terreni oggetto di studio sono già stati rilevati superamenti di tale valore di guardia (3% dei suoli) e notevoli arricchimenti ($\tau > 1$ (arricchimento $> 100\%$) nel 18% dei campioni, $\tau > 2$ (arricchimento $> 200\%$) nel 9% dei campioni).

Già attualmente, l'arricchimento su alcune superfici agricole ha causato superamenti dei valori indicativi e un elevatissimo arricchimento di singoli suoli. Per l'U non si può effettuare una stima, poiché l'O suolo non prevede un valore di guardia per tale elemento.

Su sei particelle NABO scelte, sottoposte a regolare concimazione fosforico-minerale, sono state bilanciate le immissioni riconducibili ai concimi e ai depositi atmosferici

nonché le emissioni attraverso il raccolto per il periodo 1985-2013. Inoltre, per lo stesso periodo sono stati misurati i campioni di suolo archiviati delle prime cinque rilevazioni. Le immissioni di Cd calcolate riconducibili alla concimazione con concimi fosforici minerali erano pari a $2-20 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, per una particella con dosi regolarmente elevate di perfosfato triplo ammontavano a $20-30 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Per l'U si sono registrate immissioni di $10-50 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ e di $100-120 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ per la particella con spandimento regolare di perfosfato triplo.

Globalmente, dai bilanci pluriennali sono emersi valori corrispondenti alle variazioni misurate nel tempo dei tenori di Cd e U nello strato superficiale. Nell'arco dei due decenni considerati, è stato rilevato un aumento di Cd ($0.02-0.1 \text{ mg kg}^{-1}$) e U ($0.1 - 0.7 \text{ mg kg}^{-1}$) nello strato superficiale del terreno della metà dei siti. Per il Cd, gli incrementi misurati oscillano tra il 2 e il 12 per cento circa del valore indicativo dell'O suolo (0.8 mg kg^{-1}). Per l'U, rispetto ai tenori spesso misurati nei suoli campicoli di circa 2 mg kg^{-1} , tali incrementi sono compresi tra il 5 e il 35 per cento. Queste crescite vanno interpretate anche considerando che, nei terreni campicoli, lo strato superficiale si mescola con il sottosuolo mediante l'aratura profonda; ciò può contribuire a ridurre gli elevati tenori di sostanze e quindi l'entità degli arricchimenti. Tale discorso potrebbe valere soprattutto per gli altri siti in cui i tenori di Cd e U nello strato superficiale del terreno sono rimasti invariati nel tempo.

In conclusione, per Cd e U vi sono indicazioni di un arricchimento nei suoli agricoli dovuto ai concimi fosforici minerali, che sembra avanzare su alcune superfici utilizzate a scopo agricolo in modo intensivo. Si raccomandano diverse misure volte a ridurre al minimo e controllare meglio l'immissione di Cd e U nonché a controllare l'arricchimento nel suolo e il trasporto nelle acque sotterranee e superficiali.

1 Einleitung

Die Verwendung von Mineraldüngern in der landwirtschaftlichen Produktion kann zu einem erhöhten Eintrag von toxischen Metallen in den Boden führen (Mar und Okazaki 2012) und damit langfristig die Bodenfruchtbarkeit gefährden oder zur Belastung von Ernteprodukten und Grundwasser führen (McLaughlin et al. 1996, Schnug und Lottermoser 2013, Wilcke und Döhler 1995). Dabei weisen vor allem mineralische Phosphatdünger erhöhte Gehalte der giftigen Schwermetall(oid)e Arsen (As), Cadmium (Cd), Blei (Pb) und Uran (U) auf (McLaughlin et al. 1996, Camelo et al. 1997, Mar und Okazaki 2012). Je nach Herkunft des verwendeten Rohphosphats und der Zusammensetzung des Düngers können die Schadmetallgehalte stark variieren (McLaughlin et al. 1996, Ulrich et al. 2014). Da Rohphosphate relativ wasserunlöslich sind, müssen sie für die Anwendung als Dünger weiter aufbereitet werden. Bei der Produktion der P-Dünger werden unterschiedliche Radionuklide und Schwermetalle im Endprodukt angereichert, so dass z.B. die U Gehalte im Dünger 150 % der anfänglichen Gehalte im Rohphosphat erreichen können (Sattouf 2007).

Das Cd aus den Düngern reichert sich im Oberboden an (McLaughlin et al. 1996, Mann et al 2002). Dabei bleibt es überwiegend in einer leicht gebundenen Form und somit im Vergleich zum geogenen Cd wesentlich mobiler und pflanzenverfügbarer (Mann et al. 2002). Daher kann Mineraldüngung zu erhöhten Cd Gehalten in Pflanzen führen (McLaughlin et al. 1996, Hamon et al. 1998). Die Cd Aufnahme von Pflanzen ist stark von der Pflanzenart (bei Nutzpflanzen auch von der Sorte), dem Klima und den Bodeneigenschaften abhängig (Kabata-Pendias und Mukherjee 2007, Quezada-Hinojosa et al. 2015), so dass es Studien gibt, in denen trotz P-Düngung keine Anreicherung beobachtet wurde (Nicholson et al. 1994, Richards et al. 1998). Uran zeigt eine geringe Akkumulation in Pflanzen, kann jedoch an Wurzeln adsorbieren und so über Wurzelgemüse in Nahrungsmittel gelangen (ATSDR 2013). Von grösserer Bedeutung für die Aufnahme durch den Menschen ist die Auswaschung von U ins Grundwasser und die Aufnahme über das Trinkwasser (Schnug und Lottermoser 2013, Schnug et al. 2005, Stalder et al. 2012). Uran kann sich über jahrelange Düngung im Boden anreichern (Takeda et al. 2006, Wetterlind et al. 2012), kann aber unter oxidierenden Bedingungen auch mobil sein und so in Grund- und Oberflächenwässer gelangen (Schnug und Lottermoser 2013, Schnug et al. 2005).

Tabelle 1: Übersicht über U Einträge mit verschiedenen Düngertypen und über den U Entzug mit der Ernte bei verschiedenen Nutzpflanzen. Tabelle übernommen aus Kratz et al., 2008.

Dünger	P Konzentrationen (% P)	U Eintrag ($\text{g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) bei 22 kg P ha^{-1}	
	Spanne	Spanne	Mittelwert
TSP	16.6 - 20.6	5.5 - 48	22
NP	5.3 - 25.8	0.05 - 82	7.0
PK	5.8 - 13.4	5.1 - 61	23
NPK	1.5 - 13.5	0.01 - 166	8.0
Hofdünger	0.14 - 5.8	0.09 - 55	2.3
Klärschlamm	2.1 - 2.2	0.001 - 19	3.2
Nutzpflanze	Ertrag (dt ha^{-1})	U Entzug über die Ernte ($\text{g ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	
Winterweizen (Körner)	80	<0.2	
Raps (Körner)	35	<0.1	
Zuckerrübe (Wurzel)	600	<0.35	
Kartoffel (Knolle)	350	<0.2	

Insgesamt ist auf mineralisch gedüngten Flächen die mineralische P Düngung der Haupteintragspfad für Cd und U (Keller et al. 2005, Kratz et al. 2008, Schnug und Lottermoser 2013). Neben Einträgen aus Hofdüngern kann vor allem für Cd auch die atmosphärische Deposition eine Rolle spielen (Keller et al. 2005, Heinrichs und Mayer 1977). Für den U Eintrag scheinen Hofdünger eine untergeordnete Rolle zu spielen, allerdings liegen hierzu nach unserem Wissen noch keine Daten aus der Schweiz vor (Tabelle 1; Kratz et al., 2008). Der atmosphärische Eintrag von U ist eher gering (Kabata-Pendias und Mukherjee 2007). Bei den Austrägen dominieren das Leaching sowie der Entzug über die Ernte. Diese Austräge variieren jedoch stark in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften (Tongehalt, Humusgehalt, pH) und den angebauten Pflanzenarten (Hamon et al. 2008, Kabata-Pendias und Mukherjee 2007, Nicholson et al. 1994, Rogaski et al. 2008). Für U ist die Pflanzenaufnahme und damit der Entzug über die Ernte sehr gering (Tabelle 1; ATSDR 2013, Kratz et al., 2008). Die wichtigsten Cd und U Ein- und Austräge sind schematisch in Abbildung 1 dargestellt.

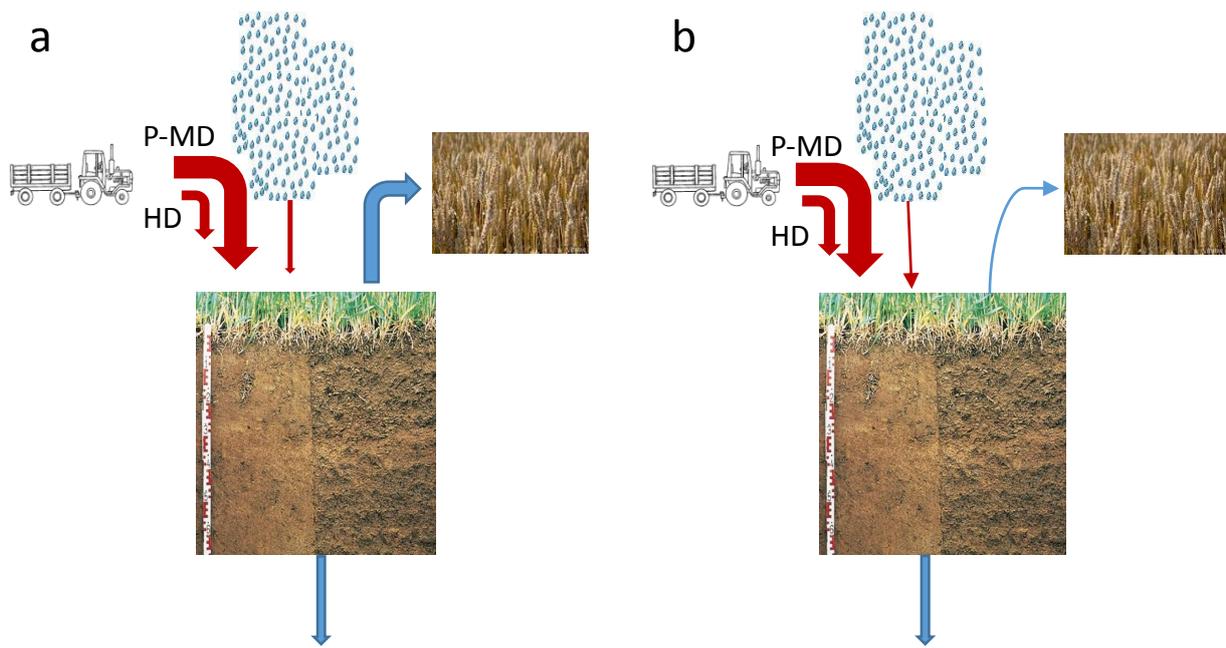


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Ein- und Austragspfade für a) Cd und b) U in den Boden einer Fruchtfolgefläche. Die Dicke der roten (Eintrag) und blauen (Austrag) Pfeile illustriert die Grössenordnung der Ein- und Austräge. Die genaue Menge der Ein- und Austräge hängt von der Menge und der Qualität der verwendeten Dünger ab, der Luftqualität, dem Klima, der angebauten Nutzpflanzen, den Bodeneigenschaften etc. P-MD steht für P-haltigen Mineraldünger, HD steht für Hofdünger.

Die Problematik hoher Cd Gehalte in P-Mineraldüngern und damit verbunden möglicher Cd Anreicherungen in Böden ist schon seit den 80er Jahren bekannt (z.B. Johnston und Jones 1992, Boysen 1992, Wilcke und Döhler 1995, Moolenaar et al. 1997, Moolenaar und Lexmond 1998, de Vries et al. 2002, Nicholson et al. 2003, Bengtsson et al. 2003, Öborn et al. 2003, Schultheiss et al. 2004, de Vries et al. 2005, Eckel et al. 2005, Knappe et al. 2008). Entsprechend wurden in der Schweiz Studien zur Qualität von Düngern in Bezug auf Cd Gehalte oder zur Bilanzierung von Cd in landwirtschaftlich genutzten Böden durchgeführt (Gspöner 1990, von Steiger und Baccini 1990, BUWAL 1991, Desaulles und Studer 1993, Keller und Schulin 2003, Keller et al. 2005). Hingegen gibt es bisher keine Studien zu möglichen U-Belastungen landwirtschaftlich genutzter Böden durch den Eintrag über Mineraldünger in der Schweiz. Eine aktuelle Studie über die EU 27 Länder und Norwegen kommt zu dem Schluss, dass heute in der EU die Cd Ein- und Austräge nahezu ausgeglichen sind (Six und Smolder 2014). Die Autoren schätzen, dass es mittelfristig eher zu einer Abreicherung von Cd im Boden kommen wird. Allerdings gilt zu beachten, dass sich

diese Aussagen auf durchschnittliche Verhältnisse beziehen, und nicht bestimmte Kombinationen einer Fruchtfolge, Düngung und Böden berücksichtigt werden. Betriebsspezifische Parzellenbilanzen im Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) zeigen, dass es bei einer ganzen Reihe von Kulturen und je nach Anwendung von P-Mineraldüngern und Recyclingdünger noch zu einer beachtlichen Cd Anreicherung kommen kann (Keller et al. 2005). Zur Relevanz der Schadstoffeinträge über Mineraldünger sind hierbei verschiedene Aspekte zu nennen:

1. Seit den 90er Jahren haben die angewendeten Mengen der Mineraldünger erheblich abgenommen (Spiess 2011). Beispielsweise sank die über Mineraldünger ausgebrachte P-Menge auf Landwirtschaftsböden von 16'562 t im Jahre 1990 auf 4'206 t im Jahre 2013 (BLW 2014).
2. Die Applikation von P-Mineraldüngern ist hauptsächlich in Gebieten relevant, in denen der P-Bedarf der Kulturen nur zu einem geringen Teil über Hofdünger gedeckt werden kann (z.B. Ackerbaugebiete, Gemüsebau).
3. Die Cd und U Gehalte in P-Mineraldüngern sind hoch (Gisler und Schwab 2015, Nziguheba and Smolders 2008). Für die Cd Gehalte in mineralischen P Düngern existieren Grenzwerte von 50 mg Cd kg⁻¹ P (ChemRRV), die allerdings in einem grossen Teil (45 %) der Dünger überschritten werden (Gisler und Schwab 2015). Für U gibt es keinerlei Grenzwerte, weder in der Schweiz noch in der EU. Vorschläge für die Höhe eines U Grenzwertes in Düngern gibt es von Seiten des Deutschen Umweltbundesamtes (50 mg U kg⁻¹ P₂O₅, entsprechend 21.8 mg U kg⁻¹ P, Dienemann und Utermann 2012). Die Marktkampagne 2011/2012 (Gisler und Schwab 2015) deutet aber darauf hin, dass die U Gehalte in P-Mineraldüngern hoch sind und ca. 2/3 der Dünger den vorgeschlagenen Grenzwert nicht erfüllen würden.

Diese Aspekte werfen die Frage auf, ob und in welchem Ausmass sich die genannten Schadstoffe in Böden von Ackerbaugebieten in der Schweiz anreichern. Das vorliegende Kooperationsforschungsprojekt „Belastung mineralisch gedüngter Böden mit Schadelementen (Arsen, Blei, Cadmium, Uran)“ des Geographischen Instituts der Universität Bern, dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) und Agroscope hat zum Ziel, Antworten auf folgende zwei Fragen zu erarbeiten:

1. Sind die Gehalte von As, Cd, Pb und U in Böden von Ackerbaugebieten mit hohen Mineraldüngergaben im Vergleich zu Böden ohne Mineraldüngung erhöht (Status)?
2. Lassen sich die Entwicklung der Schadmetallgehalte sowie das Anreicherungsrisiko in landwirtschaftlichen Böden anhand von Schadstofffrachten und Bilanzen abschätzen (Trend)?

2 Methodische Vorgehensweise

2.1 Auswahl Standorte und Bodenproben

Für die Fragestellung dieser Studie wäre eine stratifizierte Probenahme von landwirtschaftlich genutzten Böden über das Schweizer Mittelland erforderlich. Eine solche kantonsübergreifende Bodenuntersuchung ist jedoch aus verschiedenen Gründen sehr zeit- und kostenintensiv. Insbesondere benötigen die Planung und die Einholung der Genehmigung der Eigentümer von Landwirtschaftsböden eine lange Vorlaufzeit. Daher wurden in dieser Studie archivierte Bodenproben von verschiedenen Messnetzen und Feldversuchen ausgewählt, um eine möglichst gute räumliche Abdeckung von Ackerböden im Schweizer Mittelland zu erreichen. Die Bodenproben aus den verschiedenen Untersuchungen können in folgende Kategorien unterteilt werden:

- Feldexperiment: Untersuchung spezifischer Zusammenhänge in Abhängigkeit von ausgewählten Faktoren und Behandlungsstufen wie beispielsweise das Düngungsniveau. Hierzu zählen unter anderem Langzeit-Feldversuche wie der DOK-Versuch in Therwil (BL), in dem seit mehr als 30 Jahren biologisch-dynamische und biologisch-organische Anbauverfahren mit konventionellen Anbauverfahren verglichen werden.
- Statusuntersuchungen: Es werden Bodenproben nur zu einem Zeitpunkt entnommen und der Zustand der Böden zu diesem Zeitpunkt untersucht. Hierzu zählen beispielsweise regionale oder lokale Bodenuntersuchungen gemäss Verordnung zur Belastung des Bodens (VBBo), oder das Rasternetz für Oberbodenproben im Biodiversitäts-Monitoring der Schweiz (BDM) (Gubler et al. 2011).
- Trenduntersuchungen: An gut definierten Standorten werden wiederholt Bodenproben unter standardisierten Bedingungen erhoben und zeitliche Änderungen von Bodeneigenschaften untersucht. Es zählen die kantonalen Messnetze (KABO) als auch das nationale Messnetz NABO.

Für die Auswahl geeigneter Standorte wurde mehrstufig vorgegangen. Hierbei wurden nur Standorte in Betracht gezogen, für die einerseits archivierte Bodenproben und

andererseits ausreichende Metainformationen für den Standort (Koordinaten, Nutzung, Bodeneigenschaften) vorhanden waren.

In einem ersten Schritt wurde das räumliche Ausmass der Ackerbaugebiete im Schweizer Mittelland abgeschätzt. Dieser Vorgehensweise liegt die Hypothese zugrunde, dass Böden von vorwiegend ackerbaulich genutzten Gebieten, wo relativ wenig Hofdünger verfügbar ist, erhöhte Mineraldüngergaben erhalten. Mit Hilfe von landesweiten GIS Grundlagenkarten wie der Arealstatistik und den Daten zu den jährlichen Betriebszählungen (AGIS) wurde der Perimeter typischer Ackerbaugebiete im Schweizer Mittelland abgeschätzt (Abbildung 2). Für diese Gebiete wurden dann in einem weiteren Schritt potentielle Standorte aus dem NABO-Messnetz (Gubler et al. 2015) und aus der Rasternetzbeprobung aus dem BDM (Gubler et al. 2011) Standorte selektiert, die möglichst in diesen Ackerbaugebieten liegen. Zudem wurde evaluiert, welche kantonalen Messnetze möglicherweise über Dauerbeobachtungsstandorte in diesen Gebieten verfügen. Diese Kantone wurden angefragt, ob sie sich an der Studie beteiligen möchten und zu diesem Zweck kleine Mengen an Bodenproben (< 10 g) von Ober- und Unterboden von Ackerbaustandorten zur Verfügung stellen. In dieser Studie konnten mit den vorhandenen finanziellen Mitteln für die Analytik insgesamt rund 400 Bodenproben analysiert werden. Somit bestand für die Kantone die Möglichkeit, Bodenproben von rund 30 Standorten auf die ausgewählten Schwermetalle untersuchen zu lassen. Es wurden, wenn möglich, die Bodenproben aus der letzten Erhebung der kantonalen Untersuchung ausgewählt. Dies bedeutet, dass für die Standorte der kantonalen Messnetze nur eine Statusuntersuchung für einen Zeitpunkt durchgeführt, und nicht die zeitliche Veränderung der Schwermetallgehalte an diesen Standorten untersucht wurde. Im Ergebnis beteiligten sich erfreulicherweise vier von sechs angefragten Kantonen (BL, SO, AG und FR) mit Bodenproben von 91 Standorten an der Untersuchung. Die wichtigsten Merkmale der Standorte und Bodenproben, die in dieser Studie untersucht wurden, sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Abbildung 3 zeigt die räumliche Verteilung der insgesamt 228 untersuchten Standorte. In Bezug zur räumlichen Ausdehnung der Ackerbaubetriebe im Mittelland decken die 228 untersuchten Ackerbaustandorte den Untersuchungsperimeter recht gut ab. Dank dem BDM-Rasternetz (Abbildung 4) konnte insgesamt eine relativ gute Flächenrepräsentanz erreicht werden. Lediglich die Ackerbaugebiete in den Kantonen Waadt, Bern, Zürich, Thurgau und Luzern sind

unterrepräsentiert, für diese Gebiete wären weitere Standorte erforderlich. Es ist bekannt, dass es in der Schweiz regional -vor allem in den Alpen und im Jura- geogen zu stark erhöhten Cd-Gehalten im Boden kommen kann. Dies ist im Wesentlichen der Verwitterung von kalkhaltigem Ausgangsmaterial geschuldet (Atteia et al. 1995). In dieser Studie liegen nur vereinzelt einige beprobte Standorte in den Ausläufern von Falten- bzw. Tafeljura. Über mögliche geologische Schichten mit erhöhten U Gehalten sind bisher in der Schweiz keine nationalen Untersuchungen durchgeführt worden. In einer Untersuchung im Kanton Basel–Landschaft nach geogenen Hintergrundbelastungen wurden keine nennenswerten U Gehalte in Böden festgestellt (AUE 2015).

Tabelle 2: Übersicht der gemessenen Standorte und Bodenproben.

Versuch / Messnetz (Jahr)	Nutzung	N Standorte	N Bodenproben	Tiefe Oben / Unten cm	Probe-nahme ²	Bemerkungen Quelle
Feldversuch DOK-Versuch (2013)	Acker	1	20	0 - 20 / -	Schlag	Parzellen mit 4 Düngungsvarianten (Gunst et al. 2013)
Statusuntersuchung BDM-Rasternetz (2011 - 13)	Acker	65	65	0 - 20	Einzel	Gubler et al. 2011
	Wiese	38	38	0 - 20	Einzel	
KT AG 2006	Acker	12	24	0 - 20 / Profil	VBBo / Profil	KABO AG 2009
	Andere ¹	3	6	0 - 20 / Profil		
KT BL 2003-2005	Acker	11	11	0 - 20	VBBo	Schudel 2009
KT FR (2007 - 11/ 1989 - 91)	Acker	25	50	0 - 20 / 60 - 90	VBBo / Profil	KABO FR 2011
KT SO (1995 – 2005)	Acker	39	78	A-Hor / B/C-Hor	Profil / Profil	AFU Solothurn 2014
Trenduntersuchung NABO-Screening (2005 - 09/ 1985 - 89)	Acker	34	34	0 - 20 / Profil	VBBo / Profil	Desaules und Studer 1993, Gubler et al. 2015
NABO-Zeitreihe (1986 - 2009)	Acker	6	55	0 - 20	VBBo	Pro Erhebung 1..5 2 Mischproben

¹: Dauergrünland, Magerwiese, Gemüsebau. ²: Schlag: Mischprobe über die Versuchsparzelle, Einzel: Humax-Volumenprobe, VBBo Mischprobe aus 15 - 25 Einzeleinstichen innerhalb 10x10 m², Profil: Einzelprobe innerhalb eines Horizonts, die von einem Bodenprofil entnommen wurde.

Aufgrund der Ergebnisse einer früheren Studie von Tuchschnid (1995) zu geogenen Hintergrundgehalten einiger Schwermetalle (aber ohne U) in der Schweiz wird vermutet, dass vor allem kristalline Ausgangsgesteine in den Zentralalpen erhöhte U Gehalte aufweisen können.

Für die Abschätzung der Anreicherung von Schwermetallen im Oberboden sind jeweils pro Standort die Gehalte im Oberboden und Unterboden erforderlich. Für die meisten Messnetze waren hierfür die Mischproben aus dem Oberboden (Probenahme 0 - 20 cm nach VBBo) und Unterbodenproben aus früher erhobenen Bodenprofilen an diesen Standorten vorhanden. Im BDM-Rasternetz werden allerdings nur Bodenproben 0 - 20 cm entnommen. Aus diesem Grunde wurden zusätzlich zu Ackerstandorten auch Bodenproben von Wiesen und Weiden untersucht. Für diese Bodenproben wurde also nicht ein Tiefenvergleich, sondern ein Vergleich zwischen zwei Nutzungen durchgeführt, wobei angenommen wird, dass P-Mineraldünger hauptsächlich auf Ackerflächen ausgebracht wurden. Die räumliche Verteilung der beiden Nutzungen ist in Abbildung 4 dargestellt.

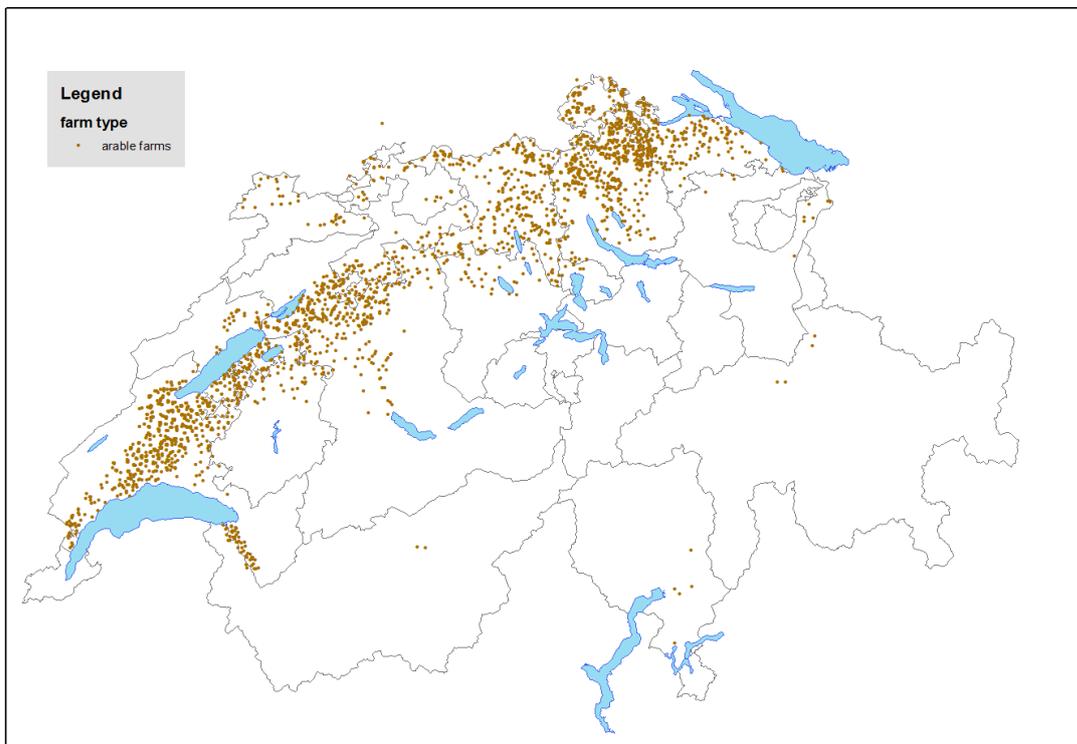


Abbildung 2: Standorte der Ackerbaubetriebe in der Schweiz. Die Karte diente als erste Einschätzung in welchen Gebieten vor allem P-Mineraldünger zum Einsatz gelangen.

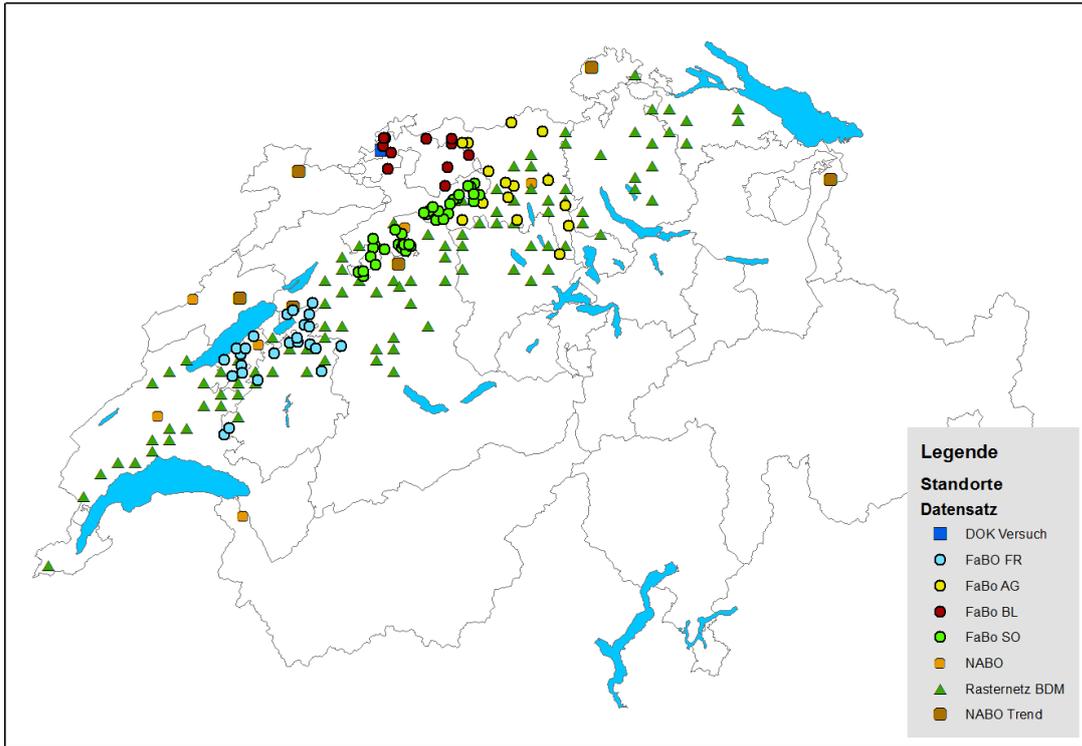


Abbildung 3: Übersicht der verschiedenen Ackerstandorte mit Bodenproben (im Rasternetz BDM wurden auch Wiesen/Weiden als Vergleichsstandorte ausgewählt).

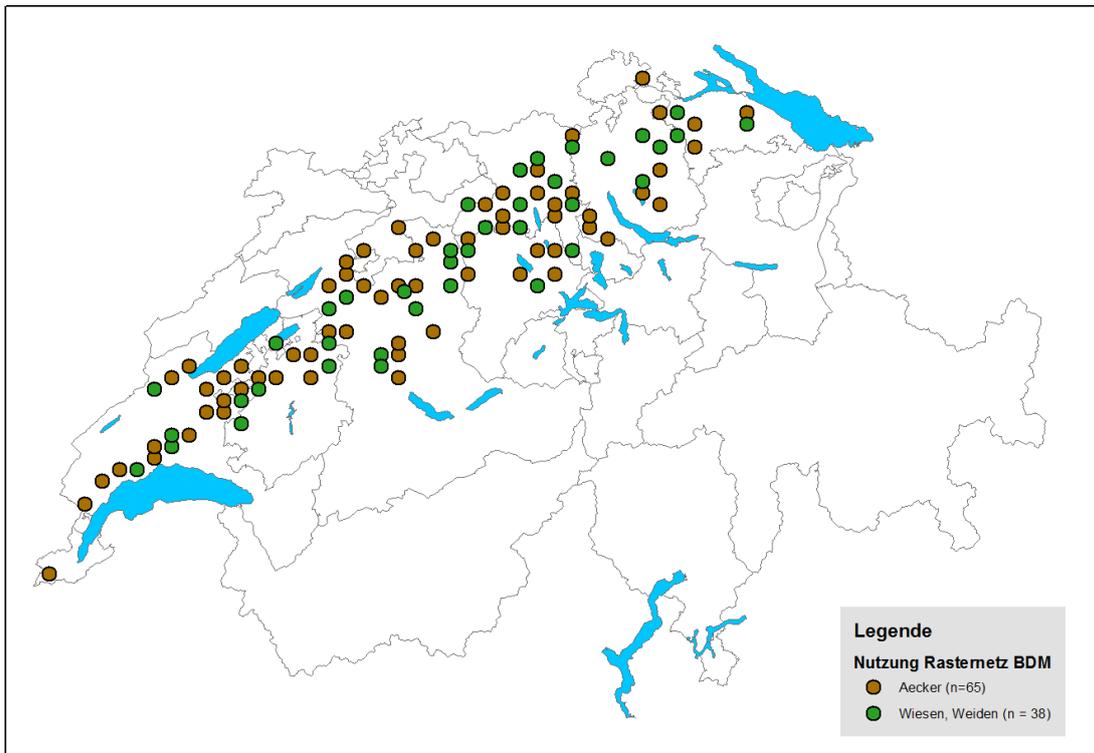


Abbildung 4: Verteilung der Probenahmestandorte Acker (braun) und Wiesen/Weiden (grün) im BDM Messnetz im Mittelland.

Die Auswahl der NABO-Standorte erfolgte ebenfalls mehrstufig. Für die Standorte, für die neben den wiederholten Bodenmessungen auch langjährige Bewirtschaftungsdaten der Parzellen vorliegen, wurden die applizierten Mengen an Mineraldünger und die Mineraldüngertypen der letzten 25 Jahre ausgewertet. In einem weiteren Schritt wurden dann jene Ackerbaustandorte im NABO-Messnetz ausgewählt, auf denen regelmässig P-Mineraldünger ausgebracht wurden. Es wurde jeweils eine Mischprobe aus der 5. Erhebungsperiode (2005 - 2009) pro Standort untersucht. Nachdem die Ergebnisse für diese Standorte vorlagen, wurden insgesamt sechs Standorte für eine Zeitreihenanalyse ausgewählt. Das heisst, es wurden für diese Standorte je zwei Mischproben für die 1. bis 5. Erhebung analysiert. Die sechs Standorte wurden einerseits nach dem U Gehalt im Oberboden und andererseits nach dem langjährigen Bewirtschaftungsmuster ausgesucht.

2.2 Chemische Analytik

Alle Proben wurden nach der gleichen Methode aufbereitet (Hämmann und Desaulles 2003). Die Proben wurden getrocknet und auf 2 mm Korngrösse gesiebt. Für die chemische Analytik wurden repräsentative Teilproben in einer Achatmühle gemahlen. Ungefähr 0,2 g der homogenisierten Bodenproben wurden mit 2 mL 69 % HNO_3 / 1.5 mL 30 % H_2O_2 / 2 mL 48 % HF bei 200°C in einem geschlossenen Mikrowellensystem aufgeschlossen (MLS Ethos, Leutkirch, Deutschland). Um überschüssige HF in der aufgeschlossenen Lösung zu komplexieren, wurde ein Folgeaufschluss mit 10 mL 6 % H_3BO_3 durchgeführt. Dieser Aufschluss ist notwendig um τ Werte berechnen zu können und somit die Anreicherung im Oberboden abzuschätzen. Allerdings ist bei dem Vergleich der hier dargestellten Werte mit den Richtwerten zu beachten, dass der verwendete Aufschluss mehr Schadmetalle freisetzt als die in der VBBo festgelegte Extraktion mit 2 molarer Salpetersäure. Daher wird im Folgenden von *möglichen* Richtwertüberschreitungen gesprochen, da das tatsächliche überschreiten des Richtwerts mit der verwendeten Aufschlussmethode nicht definitiv festgestellt werden kann.

Die Gehalte von As, Cd, Pb, U und Ti (Ti dient zur Berechnung der τ Werte als immobiles Referenzelement) in den aufgeschlossenen Bodenproben und dem Referenzmaterial wurden mit dem Induktiv Gekoppeltem Plasma Massenspektrometer

(ICP-MS 7700X, Agilent Technologies, Frankfurt am Main, Deutschland) am Labor des Geographischen Instituts der Universität Bern gemessen. Rhodium und Indium wurden als interne Standards verwendet und alle 10 - 20 Messungen Kontrollstandards gemessen. Die Nachweisgrenzen der Methode lagen zwischen 0.002 mg kg^{-1} für U und 0.084 mg kg^{-1} für As (Tabelle 3). Die Nachweisgrenzen schwanken leicht, je nach Einwaage der Probe und ICP-MS Performance. Die Richtigkeit der Messung wurde mit dem Referenzmaterial „San Joaquin Soil“ (NIST 2709a) überprüft (Abbildung 5). Die Wiederfindungen der zertifizierten Werte liegen zwischen 101 % für As und Cd und 96 % für Pb und U. Für Ti wurde eine Wiederfindung von 93 % erreicht.

Tabelle 3. Mittlere, minimale und maximale Nachweisgrenze für As, Cd, Pb und U.

	As	Cd	Pb	U
	mg kg^{-1}			
Mittelwert	0.084	0.007	0.011	0.002
Minimum	0.032	0.004	0.004	0.001
Maximum	0.144	0.013	0.018	0.005

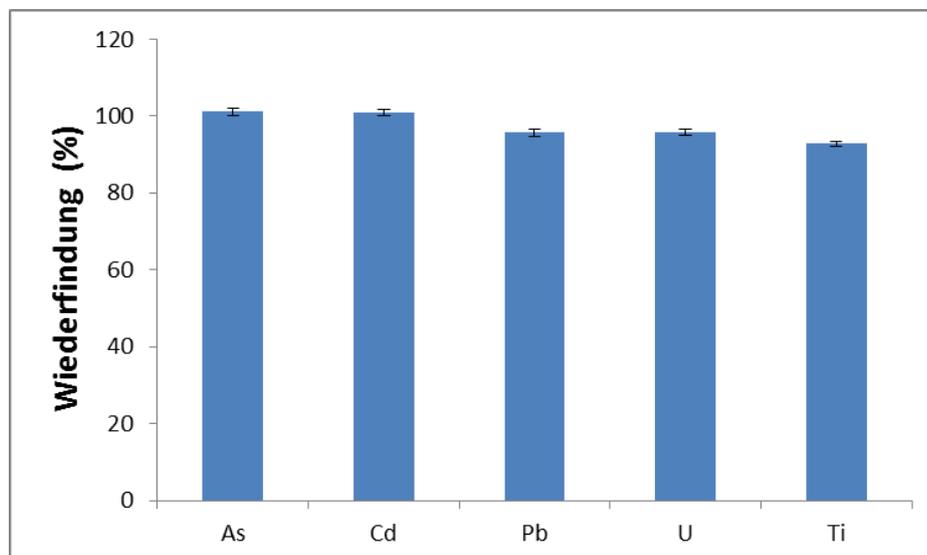


Abbildung 5: Mittlere Wiederfindung und Standardfehler (n = 16) der zertifizierten Werte des Referenzmaterials „San Joaquin Soil“ (NIST 2709a).

Die Präzision wurde anhand von mehrfachen Aufschlüssen und Messungen der gleichen Probe untersucht. Dafür wurden 10 Bodenproben und das Referenzmaterial mehrmals (Bodenproben n = 2 - 5, Referenzmaterial n = 16) aufgeschlossen und

gemessen. Die mittleren relativen Standardabweichungen liegen zwischen 2.5 % für As und 9.1 % für Cd. Die maximalen relativen Standardabweichungen liegen zwischen 4.3 und 8.4 % für As, Pb und U. Für Cd ergeben sich vereinzelt aufgrund der sehr geringen Cd Gehalte und der daraus resultierenden geringeren Messgenauigkeit relative Standardabweichungen von bis zu 21 % (Tabelle 4).

Tabelle 4. Mittelwert, Minimal- und Maximalwerte der relativen Standardabweichung für As, Cd, Pb und U in 2 - 16 Aufschlussreplikaten von 11 Proben.

	As	Cd	Pb	U
	%			
Mittelwert	2.5	9.1	3.9	4.1
Minimum	0.7	0.7	0.4	1.4
Maximum	4.3	20.5	7.9	8.4

2.3 Berechnung Elementanreicherung im Boden

Die An- oder Abreicherung von As, Cd, Pb und U im Boden wurde mithilfe von geochemischen Massenbilanzen berechnet (τ Wert, Birmhall et al. 1992). Hierzu wurde zunächst mit Ti als immobilem Element im Ober ($C_{i,w}$) – und Unterboden ($C_{i,p}$) und der Rohdichte des Ober- (p_w) und Unterbodens (p_p) der ε Wert (Masseveränderung durch Verwitterung) berechnet:

$$\varepsilon = \frac{p_p C_{i,p}}{p_w C_{i,w}} - 1$$

Die An- oder Abreicherung (τ) der mobilen Elemente As, Cd, Pb und U relativ zum natürlichen Gehalt im Boden wurde aus den Gehalten im Ober ($C_{j,w}$)- und Unterboden ($C_{j,p}$), den Rohdichten und dem ε Wert zur Normierung auf Ti als immobiles Element berechnet:

$$\tau = \frac{p_w C_{j,w}}{p_p C_{j,p}} (\varepsilon + 1) - 1$$

Ein τ Wert von 0 deutet auf unveränderte Gehalte im Boden hin, während ein positiver Wert auf eine Anreicherung und ein negativer Wert auf eine Abreicherung schließen lässt. Die Höhe der An- oder Abreicherung lässt sich nach Multiplikation mit dem Faktor 100 in Prozent angeben (z.B. τ Wert = 0.1 bedeutet 10 % Anreicherung). Die Grundannahme, die der τ Wert Berechnung zugrunde liegt, ist, dass der Oberboden

aus demselben Ausgangsmaterial entstanden ist wie der Unterboden. Diese Annahme bedeutet auch, dass die Methode nicht für geschichtete Böden angewandt werden kann, bei denen sich Ober- und Unterboden aus unterschiedlichen Ausgangsmaterialien entwickeln. Ausserdem kann die Methode nicht bei Böden mit hohen Gehalten von organischer Substanz angewendet werden, da diese die Gehalte von Schadelementen, immobilen Elementen und auch die Rohdichte stark verändern. Daher wurden Böden aussortiert, die im Ober- und Unterboden stark unterschiedliche ε Werte zeigten (ε Wert <-0.6 oder >0.6 = Schichtung, $n = 9$) oder deren Rohdichte $<0.8 \text{ g cm}^{-3}$ war (organische Böden, $n = 7$).

2.4 Statistische Analysen

Für die Analyse der Daten wurden Ausreisser eliminiert. Dabei wurde die Boxplot-Methode angewendet, bei der Werte ausserhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands eliminiert werden. Nach der Ausreisser Eliminierung waren die Daten normalverteilt und wurden mittels t-test oder Varianzanalyse untersucht (Statistica 7, Statsoft, Berikon, CH). Dabei wurde für den Vergleich Ober- gegen Unterboden ein t-test für abhängige, für den Vergleich Ackerflächen gegen Wiesen/Weiden ein t-test für unabhängige Stichproben durchgeführt und die τ Werte wurden auf den Unterschied zu 0 getestet. Da die Cd und Pb Datensätze im Vergleich Ackerflächen gegen Wiesen/Weiden keine Varianzhomogenität aufwiesen (Levenes Test), wurde hier auch der nichtparametrische Mann-Whitney U Test durchgeführt. Dies änderte allerdings nichts an den Ergebnissen. Die Ergebnisse des DOK-Versuchs wurden mit einer Varianzanalyse (ANOVA) mit anschliessendem Post Hoc Test (Fisher LSD) analysiert. Die Kennzeichnung *, ** und *** in den Abbildungen entspricht einem signifikanten ($p \leq 0.05$), hochsignifikanten ($p \leq 0.01$) und sehr hoch signifikanten ($p \leq 0.001$) Unterschied.

2.5 Bilanzierung

Für die NABO-Standorte wurden jährliche Oberflächenbilanzen für Cd und U für die Zeitperiode 1986 - 2013 gemäss Keller und Desaulles (2004) sowie Keller et al. (2005) berechnet. Während die langjährigen Daten zu den Mengen der applizierten Hof- und Mineraldünger sowie weiterer Abfalldünger jährlich in der landwirtschaftlichen Buchhaltungssoftware AGROTECH erfasst wurden, wurden die U und Cd Gehalte aus

der Marktkampagne 2011/2012 (Gisler und Schwab 2015) und der Literatur entnommen (Keller et al. 2005). Die Messwerte der Marktkampagne 2011/2012 können allerdings nicht auf Produktebene in die Bilanzen einfließen (Firma/Produktname), sondern auf Stufe des Mineraldüngertyps (NP-, P- und NPK-Mineraldünger). Dies bedeutet, dass für die Berechnung der Einträge auf NABO-Parzellen mittlere Schwermetallgehalte für die Mineraldüngertypen angewendet wurden. Die Austräge von Cd über das Erntegut wurden auf Basis der korrigierten Felderträge (Agrotech) und Literaturdaten zu Cd Gehalten im Erntegut berechnet.

Für U wurden lediglich die Einträge über Mineraldünger berechnet, da diese mit Abstand die dominierenden Einträge in Böden verursachen. Der Austragspfad von U in tiefere Bodenschichten und ins Grundwasser kann mangels zuverlässiger Daten kaum abgeschätzt werden. Für die Abschätzung des Leaching von U ins Grundwasser wären Adsorptionsisotherme erforderlich, die in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften erlauben würden den löslichen und leicht mobilen Anteil von U im Boden und den an der Matrix fest sorbierten Anteil abzuschätzen. Der Austrag von U über das Erntegut wurde ebenfalls vernachlässigt, da dieser einerseits sehr gering ist (ATSDR 2013), andererseits nur wenige Messdaten zu U Gehalten in Pflanzen vorliegen. Der Lufteintrag von U ist ebenfalls nicht relevant und wurde nicht berücksichtigt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Status

Im Bereich Status wurde untersucht, ob es Hinweise für die Einträge von As, Cd, Pb und U aus Mineraldüngern in ackerbaulich genutzte Böden der Schweiz gibt.

3.1.1 DOK-Versuch

Für keines der vier Elemente zeigen sich statistisch signifikante Anreicherungen in der gedüngten Variante im Vergleich zu der ungedüngten Variante. Während für As und Pb keine systematischen Unterschiede ersichtlich sind, sind die Mittelwerte der Cd und U Gehalte in den gedüngten Varianten immer erhöht. Da die einzelnen Parzellen allerdings eine verhältnismässig grosse Streuung aufweisen, sind diese Werte nicht signifikant unterschiedlich (Abbildung 6). Es ist davon auszugehen, dass bei längerer Düngedauer als 25 Jahre oder bei einer geringeren Bodenheterogenität, ein Zusammenhang zwischen Düngung und Cd und U Gehalten im Boden nachweisbar wäre. Dieser Effekt wurde für Cd in zahlreichen Studien nachgewiesen (Mann et al. 2002, Gray et al. 2004, Schipper et al. 2011). Es gibt jedoch Experimente, in denen eine solche Anreicherung nicht gefunden wurde (Richards et al. 1998) oder eine Anreicherung durch andere Effekte aufgehoben wurde (z.B. Erosion, Schipper et al. 2011).

Für eine U Anreicherung in Langzeitdüngerversuchen finden sich zahlreiche Belege in der Literatur (Rogaski et al. 2008, Schipper et al. 2011, Takea et al. 2006, Taylor und Kim 2008, Rothbaum et al. 1979, Jones 1992). Die anhand des Unterschieds der Mittelwerte berechnete U Akkumulationsrate im DOK-Versuch liegt mit ca. $0.006 \text{ mg kg}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in einem ähnlichen Bereich wie er schon in anderen Langzeitdüngexperimenten festgestellt wurde ($0.001 - 0.047 \text{ mg kg}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Rogaski et al. 2008, Schipper et al. 2011, Takea et al. 2006, Taylor und Kim 2008, Rothbaum et al. 1979, Jones 1992). Neben der Menge und der Qualität des verwendeten Düngers sind vor allem der Tongehalt und der Gehalt an organischer Substanz für die U Akkumulationsrate im Boden ausschlaggebend (Rogaski et al. 2008). Im Umkehrschluss heisst das, dass es bei wenig Ton und organischer Substanz zu signifikanten U Austrägen kommen kann.

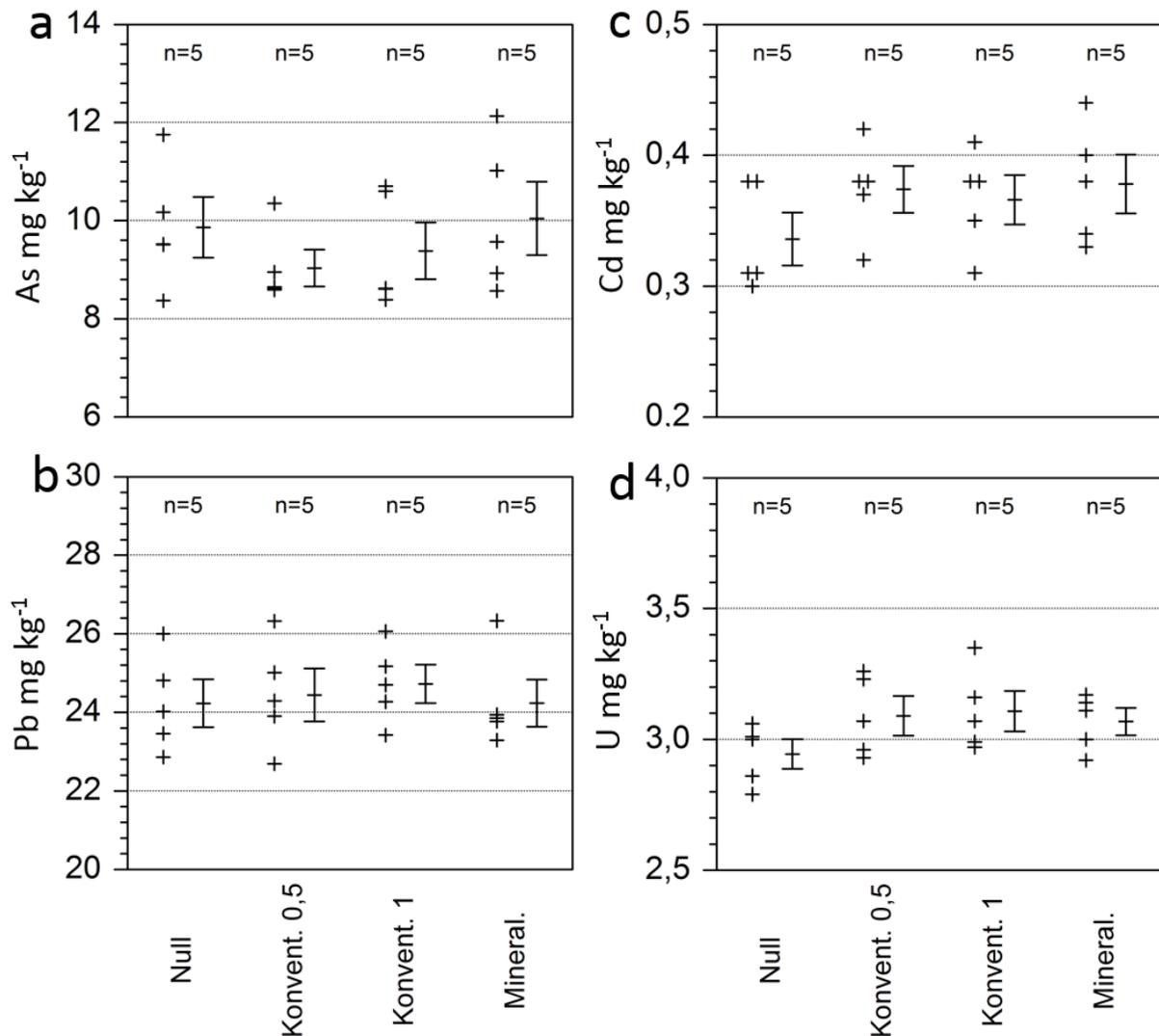


Abbildung 6: Verteilung der a) As, b) Pb, c) Cd und d) U Gehalte auf ungedüngten (Null), konventionell (Mineral- und Hofdünger) mit halber Düngermenge (Konvent. 0.5), konventionell gedüngten (Konvent. 1) und rein mineralisch gedüngten (Mineral.) Flächen des DOK-Versuchs. Die Spanne rechts neben der Verteilung der Einzelwerte zeigt den Mittelwert und die Standardabweichung der 5 Einzelproben.

Schätzt man die eingebrachten Cd und U Mengen im DOK-Versuch anhand der Düngermenge (43 kg P ha^{-1}), einer Pflugtiefe von 25 cm, einer Bodendichte von 1 g cm^{-3} und den mittleren Metallgehalten nach Marktanalyse Dünger 2011/2012 ($50 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ P}$, $291 \text{ mg U kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$) ab, kommt man über die 25 Jahre auf Einträge, die $0,02 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ und $0,27 \text{ mg U kg}^{-1}$ Boden entsprechen. Die gemessenen Differenzen der Mittelwerte im DOK-Versuch entsprechen $0,03 - 0,04 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ und

0.12 - 0,16 mg U kg⁻¹ Boden und liegen damit in einer ähnlichen Grössenordnung wie man es bei den eingetragenen Metallen erwarten würde. Für U können, neben den variierenden U Gehalten der Dünger, erhöhte Austräge durch Auswaschung ein Grund dafür sein, dass die U Menge, die wir im DOK-Versuch gefunden haben, nur halb so hoch ist wie es zu erwarten gewesen wäre.

3.1.2 Vergleich Ackerflächen mit Wiesen und Weiden (BDM)

Der Vergleich von 65 Ackerflächen mit 38 Wiesen und Weiden aus dem BDM (Abbildung 4) zeigt einzig für U signifikante Anreicherungen in den Ackerflächen (Abbildung 7). Grundsätzlich ist zu beachten, dass die unterschiedliche Nutzung der Flächen als Acker oder Wiesen und Weiden nicht zufällig ist, sondern z.B. durch die Topographie, die Bodeneigenschaften oder die Erreichbarkeit bestimmt wird. Diese Gründe können mit den Elementgehalten in den Böden rückkoppeln und das Ergebnis beeinflussen.

Der Unterschied zwischen den Medianen der Ackerflächen und der Wiesen und Weiden beträgt für U 16 %, was der Erhöhung um 0.32 mg kg⁻¹ von 1.93 mg kg⁻¹ auf 2.25 mg kg⁻¹ entspricht. Die Anreicherung liegt damit in einem sehr ähnlichen Bereich wie in den Langzeitdüngerversuchen in Rothamsted (Rothbaum et al. 1979). Diese Versuche laufen seit 1843 - 1856 und haben im Jahr 1976 im Mittel eine Anreicherung von 0.43 mg U kg⁻¹ Boden gegenüber ungedüngten Varianten verursacht.

Da der U Eintrag über atmosphärische Deposition und andere Quellen vernachlässigbar ist, kann man davon ausgehen, dass die Anreicherung in den Ackerflächen tatsächlich auf den U Eintrag aus P-Mineraldüngern zurückzuführen ist (Eriksson 2001). Es ist zu beachten, dass das Pflügen der Ackerflächen zu einer stärkeren Durchmischung und damit einhergehend einer Verdünnung der Elementgehalte in den Oberböden führen kann. Somit wird der U Eintrag in die Oberböden der Ackerflächen vermutlich unterschätzt. Gleichzeitig erhalten die Wiesen und Weiden auch Hofdünger, was im Vergleich zu einer ungedüngten Variante in einem Langzeitdüngerversuch einen gewissen U Eintrag bedeutet (Eriksson 2001, Kratz et al. 2008).

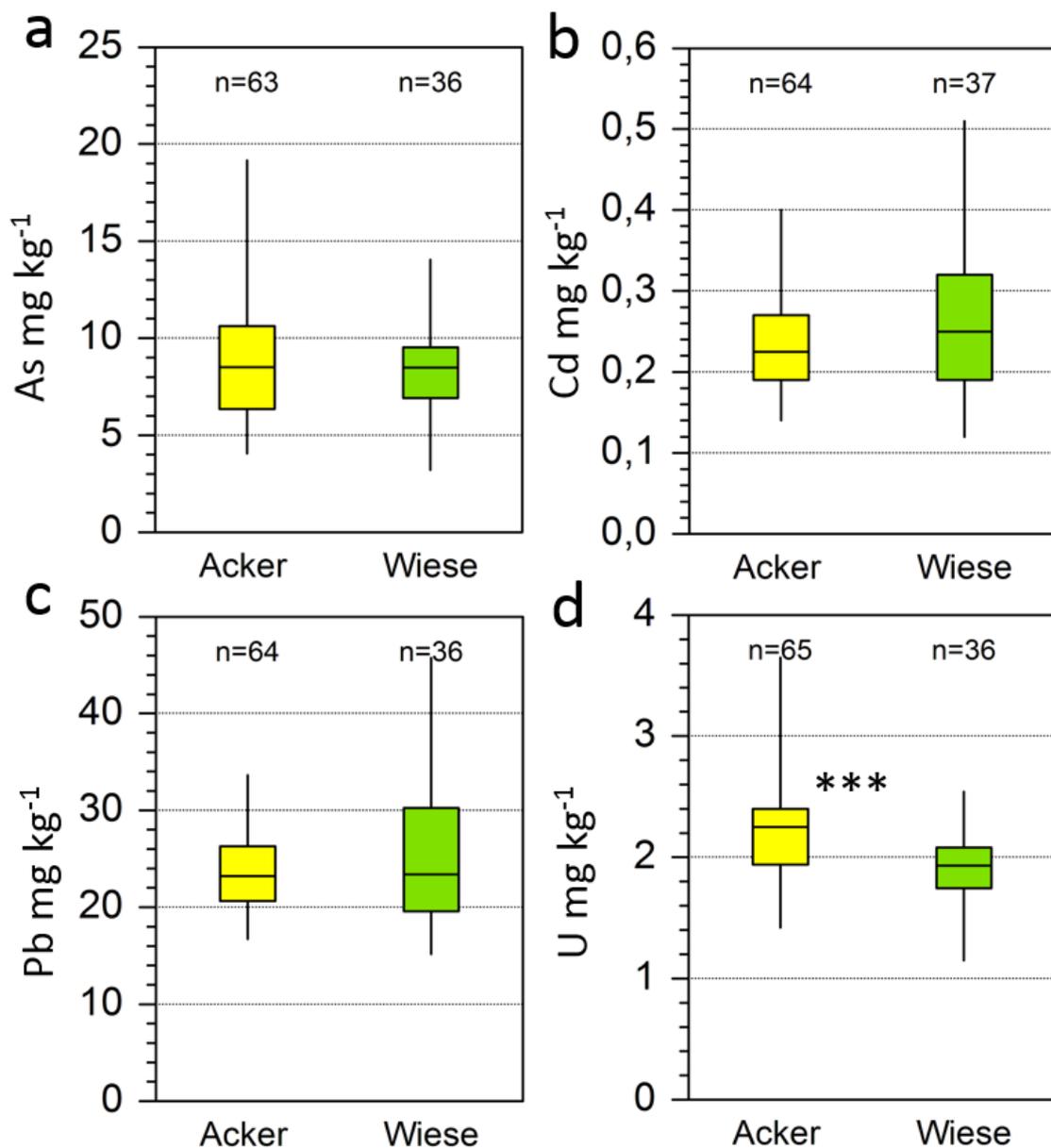


Abbildung 7: Boxplots der Datensätze für a) As, b) Cd, c) Pb und d) U in Äckern (gelb) und Wiesen und Weiden (grün) auf den Standorten des BDM Messnetzes.

Insgesamt ist daher davon auszugehen, dass der U Eintrag durch P-Mineraldünger über die Zeit der Mineraldüngeranwendung eher grösser als $0.32 \text{ mg U kg}^{-1}$ Boden ist. Auch die Verwendung von Klärschlämmen kann in der Vergangenheit zu einem gewissen U Eintrag geführt haben (Bottcher et al. 2012, Eriksson 2001, Kratz et al. 2008). Kratz et al. (2008) gehen davon aus, dass der U Eintrag in landwirtschaftliche Systeme bei einer P Zufuhr von $22 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bei Rindergülle und Klärschlämmen im Mittel bei 2.9 und $3.1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt, während bei gleicher P Menge je nach Dünger im Mittel $7 - 23 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zugeführt werden. Damit werden bei Gülle oder

Klärschlamm Düngung 55 - 87 % weniger U pro kg P zugeführt als bei mineralischer P Düngung (Kratz et al. 2008). Daher ist davon auszugehen, dass P-Mineraldünger den Eintrag dominieren.

3.1.3 Vergleich Ober-Unterboden und Geochemische Bilanzen

Der Vergleich von Ober- und Unterboden kann Hinweise auf eine anthropogene Anreicherung geben. Bei den anthropogenen Einträgen dominieren Dünger und atmosphärische Deposition neben Klärschlämmen und eventuellen lokalen Quellen (Eriksson 2001). Dieser Eintrag würde dazu führen, dass die Elemente im Oberboden relativ zum Unterboden angereichert sind. Die Anreicherungen von Cd und U im Oberboden lassen sich schon visuell verdeutlichen (Abbildung 8 und 9). Es gibt allerdings auch natürliche Prozesse, die zu einer An- oder Abreicherung im Oberboden führen können. Bei der Verwitterung werden mobile Elemente im Boden relativ zum Ausgangsmaterial (unverwittertes Gestein oder Sediment) abgereichert, weil sie aus dem Boden ausgewaschen werden, während sich immobile Elemente relativ dazu anreichern (Brimhall et al. 1992). Zumindest die natürliche An- und Abreicherung während der Verwitterung lässt sich durch geochemische Massenbilanzen und Berechnung der τ Werte korrigieren. Wird eine Anreicherung von Schadstoffen im Oberboden festgestellt, ist es allerdings nicht möglich zwischen atmosphärischen Einträgen und Einträgen aus Klärschlämmen, Hof- und Mineraldüngern zu unterscheiden. Die atmosphärische Deposition kann für einige Elemente eine grosse Rolle spielen (Kabata-Pendias und Mukherjee 2007).

Diese Quellen spielten vor allem eine Rolle, bevor in der Industrie entsprechende Filter vorgeschrieben wurden. Cadmium und Pb sind auch mit Klärschlamm Düngung in den Oberboden gelangt, bevor diese Praxis in der Schweiz im Zuge der Stoffverordnung (2003) verboten wurde (Eriksson 2001, Kabata-Pendias und Mukherjee 2007, Keller et al. 2005). Nach Ablauf der Übergangsfristen dürfen seit 2006 in der Schweiz keine Klärschlämme mehr eingesetzt werden.

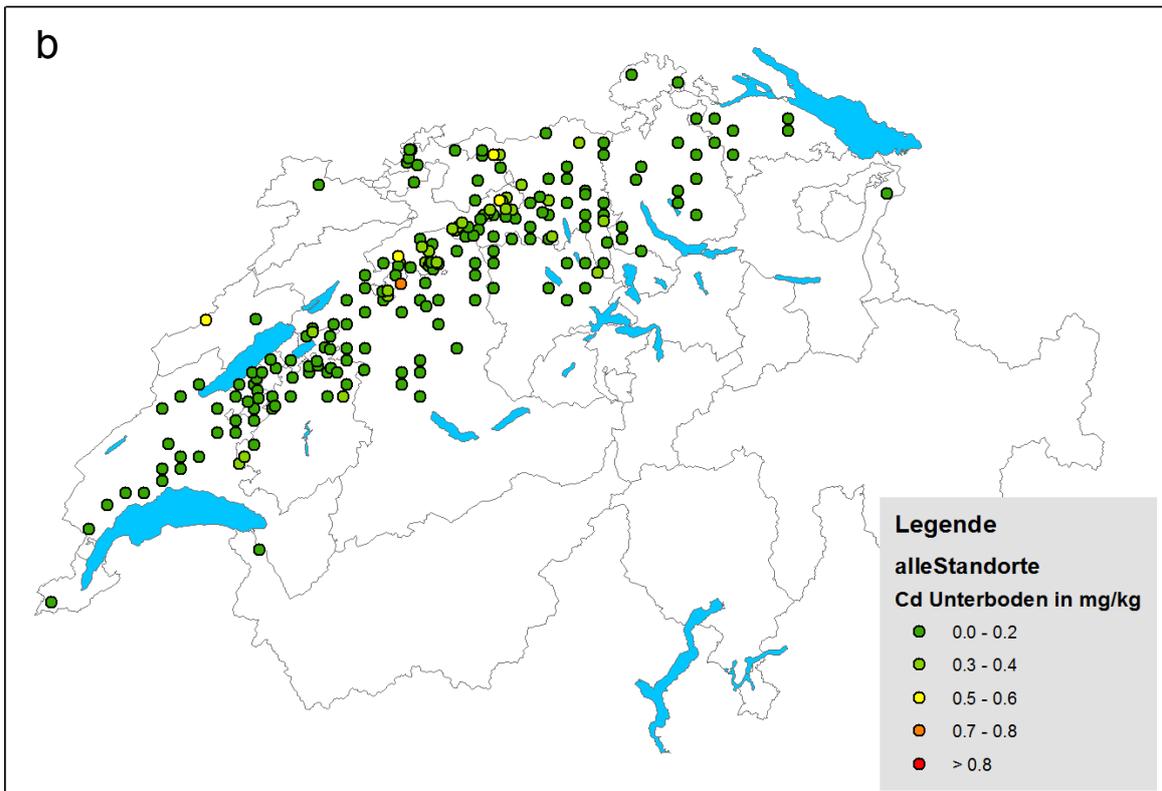
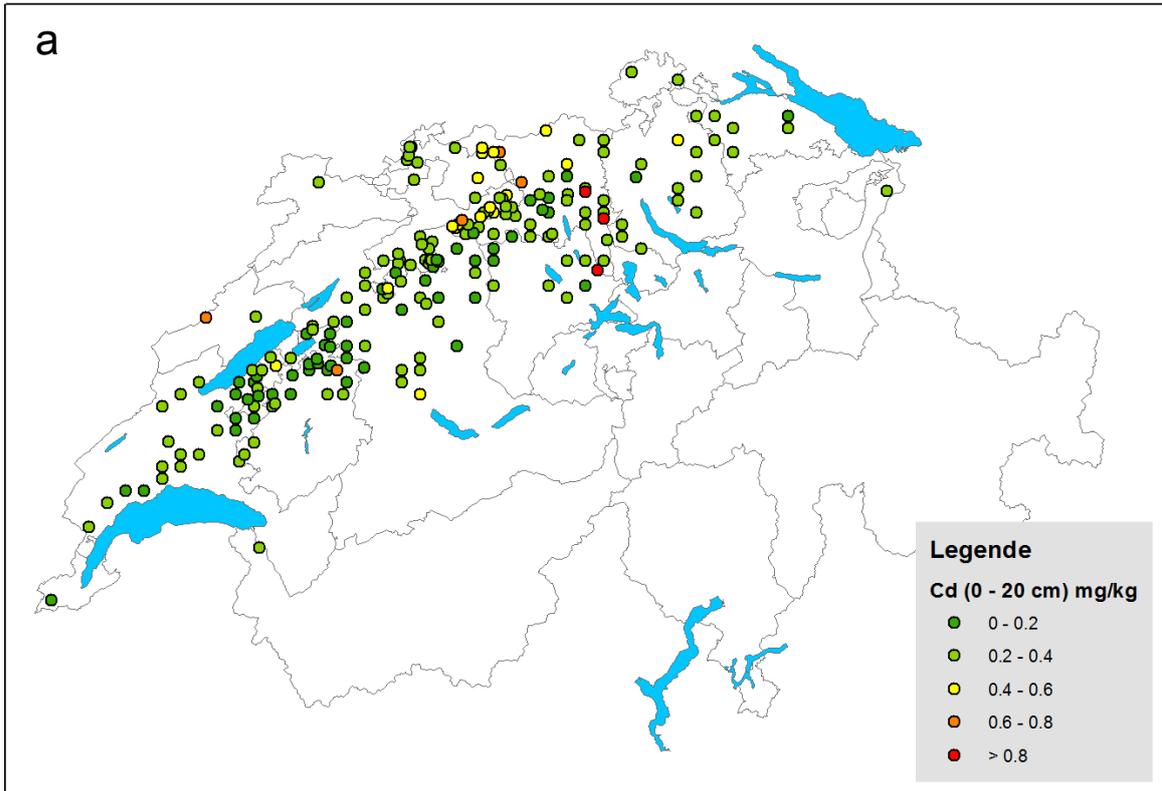


Abbildung 8: Verteilung der Cd Gehalte im a) Ober- und b) Unterboden auf den Untersuchungsflächen.

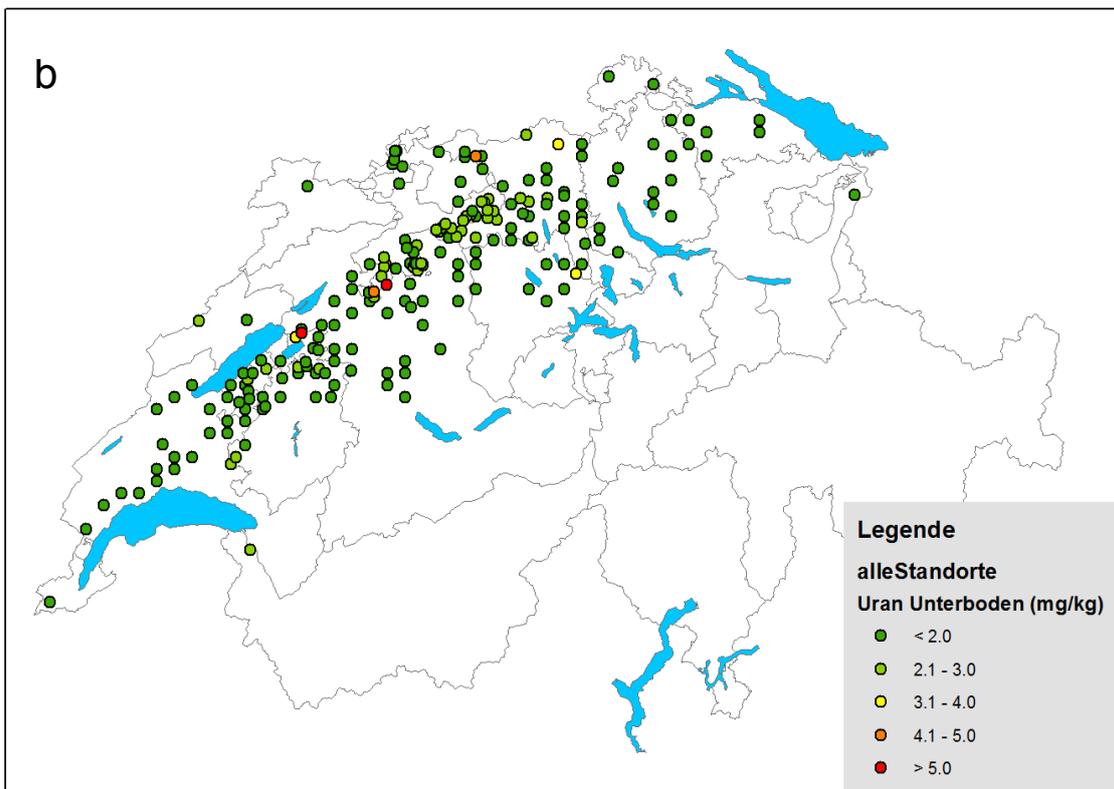
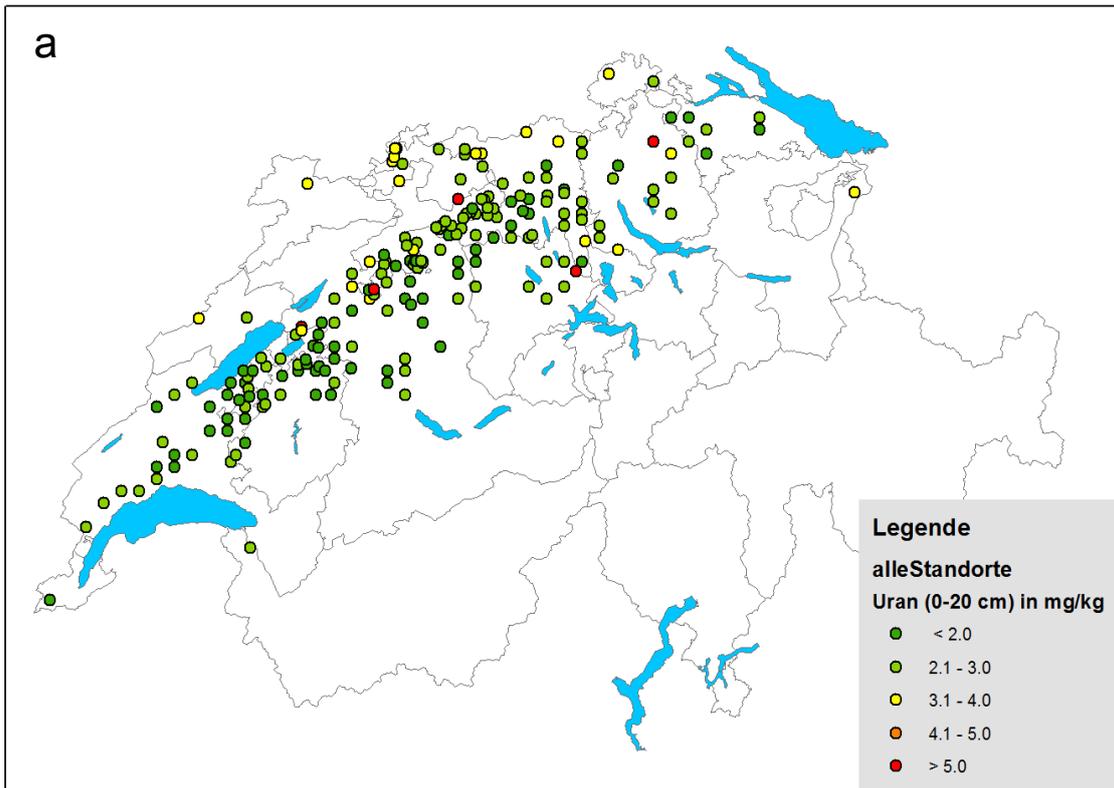


Abbildung 9: Verteilung der U Gehalte im a) Ober- und b) Unterboden auf den Untersuchungsflächen.

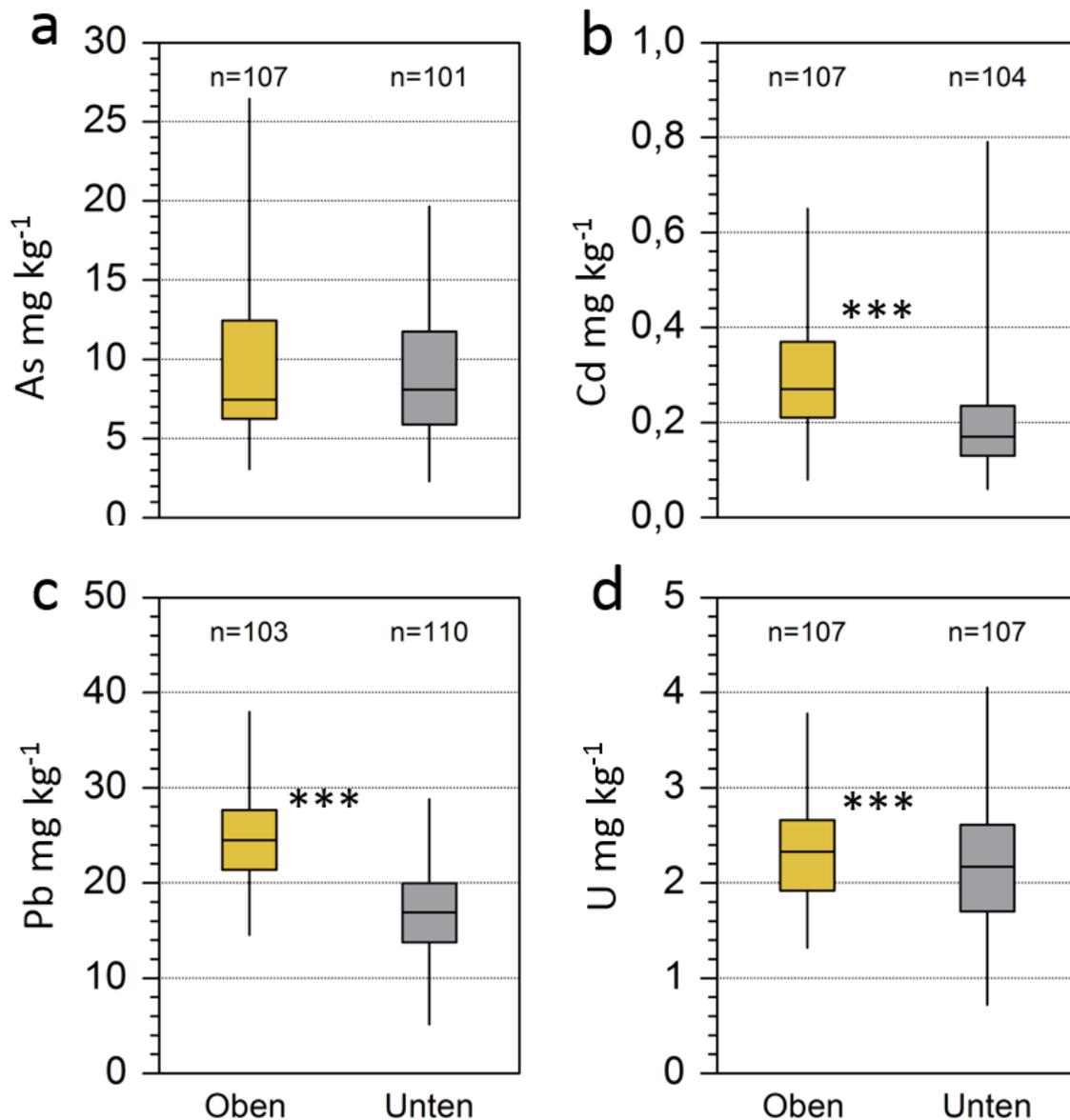


Abbildung 10: Boxplots von a) As, b) Cd, c) Pb und d) U im Ober- (ocker) und Unterboden (grau). *** kennzeichnen einen sehr hoch signifikanten Unterschied zwischen Ober- und Unterboden.

Der Vergleich der Metallgehalte im Ober- und Unterboden zeigt signifikante Anreicherungen für Cd, Pb und U im Oberboden, die sich zwischen 7 und 62 % bewegen (Abbildung 8 - 10, Tabelle 5). Damit erhöht sich der mittlere Cd Gehalt im Oberboden im Vergleich zum Unterboden von 0.19 auf 0.30 mg kg^{-1} (median

0.17 - 0.27 mg kg⁻¹), der Pb Gehalt von 17.3 auf 24.8 mg kg⁻¹ (median 19.9 auf 24.5 mg kg⁻¹) und der U Gehalt von 2.16 auf 2.35 mg kg⁻¹ (median 2.17 auf 2.33 mg kg⁻¹).

Tabelle 5: Differenzen der Mittelwerte und der Mediane der As, Cd, Pb und U Gehalte zwischen Ober- und Unterböden in mg kg⁻¹ und in %.

	As	Cd	Pb mg kg ⁻¹	U
Diff. Mittel	0.78	0.11	7.53	0.19
Diff. Median	-0.63	0.10	7.58	0.16
			%	
Diff. Mittel	9	58	43	9
Diff. Median	-8	62	45	7

Die τ Werte für Cd, Pb und U zeigen ebenfalls eine signifikante Anreicherung im Oberboden, die sich im Median zwischen 6 und 35 % und im Mittel zwischen 6 und 50 % bewegt (Abbildung 11, Tabelle 6). Die direkten Vergleiche von Ober- und Unterboden deuten auf leicht höhere Anreicherungen hin als die τ Werte, was wohl an der Korrektur der Verwitterung liegt. Die Werte bewegen sich grundsätzlich im gleichen Bereich. Hierbei ist zu beachten, dass zumindest Cd und U als relativ mobile Elemente gelten und bei natürlichen Böden eher eine Abreicherung als Anreicherung zu erwarten ist. Dies bedeutet, dass die tatsächlichen Einträge wahrscheinlich eher höher liegen, als die hier berechneten Werte nahelegen, da ein natürlicher Verlust während der Verwitterung überkompensiert wurde.

Tabelle 6: Mittelwerte, Mediane und Anzahl (n) der τ Werte für As, Cd, Pb und U.

	τ As	τ Cd	τ Pb	τ U
Mittelwert	-0.05	0.52	0.38	0.06
Median	-0.07	0.35	0.26	0.06
n	91	89	92	90

Die hohen Einträge für Cd erklären sich hauptsächlich durch atmosphärische Deposition und Düngung. Neben den P-Mineraldüngern kann partiell auch Klärschlammanwendung eine Rolle gespielt haben (Eriksson 2001, Kabata-Pendias und Mukherjee 2007). Die mittlere Anreicherung im Oberboden von 58 % ist nahezu identisch mit den 60 %, die Eriksson (1997) in landwirtschaftlich genutzten Oberböden

im Vergleich zu den jeweiligen Unterböden in Schweden fand. Blei zeigt im Vergleich die zweithöchste Anreicherung. Diese Anreicherung lässt sich wahrscheinlich hauptsächlich auf starke atmosphärische Deposition zurückführen, die zum einen durch die Verwendung von Pb als Antiklopfmittel in Benzin, zum anderen durch industrielle Verschmutzungen zu erklären ist, die vor allem in der Vergangenheit zu massiven Einträgen geführt haben (Heinrichs und Mayer 1977, Heinrichs und Mayer 1980, Kabata-Pendias und Mukherjee 2007). Für Pb spielt der atmosphärische Eintrag noch heute die grösste Rolle, gefolgt von vereinzelt Klärschlammgaben und Hofdüngern. Der Eintrag über Mineraldünger scheint relativ gering zu sein (Keller et al. 2005).

Die beobachtete Anreicherung von U in landwirtschaftlichen Oberböden deckt sich, mit Ergebnissen aus Deutschland (Utermann und Fuchs, 2008), wo in einer grossangelegten Studie (1114 Ober- und 1207 Unterbodenproben) tendenziell eine Anreicherung von U in landwirtschaftlichen Oberböden festgestellt wurde. Wegen der schlechteren Datenlage für U sind die Gründe für die U Anreicherung im Oberboden schwieriger abzuschätzen. Während der atmosphärische Eintrag von U wahrscheinlich vernachlässigbar und der Eintrag durch P-Mineraldünger dominierend ist (Kratz et al. 2008, Schnug und Lottermoser 2013), können wohl auch Klärschlammgaben U in den Boden eintragen (Eriksson 2001, Bottcher et al. 2012). Dabei bleibt jedoch der U Eintrag aus P-Mineraldüngern die Haupteintragsquelle in den Boden (Bottcher et al. 2012, Eriksson 2001, Kratz et al. 2008).

Vergleicht man die durch die Anreicherung im Oberboden erhöhten Cd und Pb Gehalte mit den Richtwerten nach VBBo (0.8 mg kg^{-1} Cd und 50 mg kg^{-1} Pb), so wird deutlich, dass im Mittel noch die fünffache Cd Menge und die dreifache Pb Menge des bisherigen Eintrags zugeführt werden müsste, um die Richtwerte zu erreichen. Die vorliegende Studie bietet keine genaue Grundlage für eine exakte Abschätzung der Zeit, die es braucht, bis die VBBo Richtwerte überschritten würden. Nach aktuellen Studien (Six und Smolders 2014) ist sogar eine Stagnation oder eine Abnahme der Cd Gehalte auf vielen Flächen möglich. Allerdings wird auch klar, dass bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung die Cd Einträge immer noch positiv sind (Keller et al. 2005), schon heute aufgrund der Einträge in einigen Böden die Richtwerte überschritten werden können (Abbildung 8) und maximale Anreicherungen von

>200 % bei Cd bzw. >600 % bei Pb auftreten. D.h., während für einen Grossteil der Flächen bei gleichbleibender Belastung langfristig nicht mit einem Erreichen der Richtwerte gerechnet werden muss, kommt es auf einigen Flächen schon heute zu möglichen Überschreitungen. Im Fall von Pb kann davon ausgegangen werden, dass mit dem Verbot von Benzinblei und besserer industrieller Luftreinigung die Haupteinträge stark reduziert wurden. Für Cd besteht jedoch auf vielen Flächen weiterhin ein Anreicherungsrisiko (Keller et al. 2005). Da für U keine Richtwerte in der VBBo festgelegt sind, lassen sich die hier gefundenen Werte nicht in Relation zu einem als kritisch zu erachtenden Wert setzen.

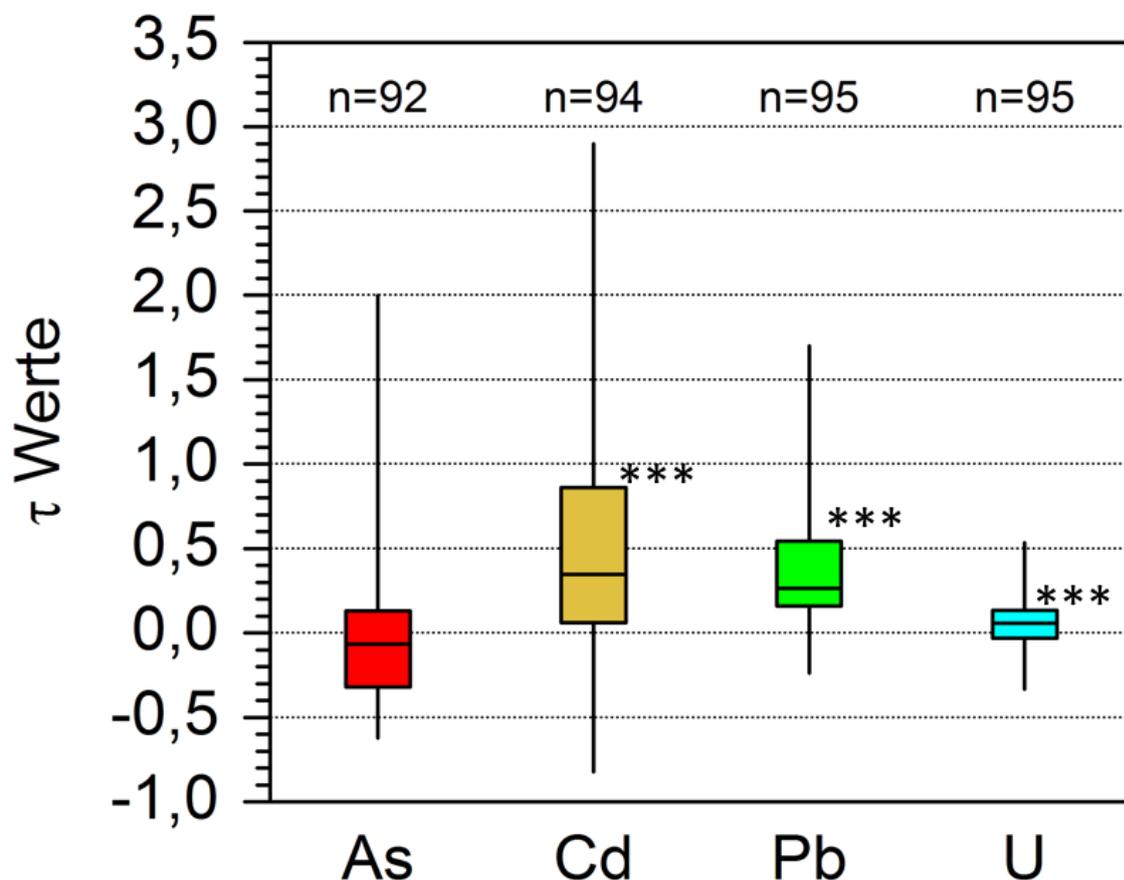


Abbildung 11: τ Werte von As, Cd, Pb und U in Fruchtfolgeflächen in der Schweiz. *** kennzeichnet einen sehr hoch signifikanten Unterschied zu 0.

3.1.4 Organische Böden

Für die τ Wert Berechnung wurden die organischen Böden anhand ihrer geringeren Dichte identifiziert und von der Auswertung ausgeschlossen. Bei organischen Böden handelt es sich um Anmoore und Moore, die einen hohen Anteil organischer Substanz aufweisen (>15%). In diesen Böden ist die Grundannahme für die τ Wert Berechnung nicht erfüllt, da das Verhältnis des Schadelements zu dem immobil Element nicht nur durch die Verwitterung, sondern auch durch den Einbau in organische Substanz bestimmt wird. Es fiel auf, dass alle organischen Böden relativ hohe Schadmetallgehalte aufwiesen (Abbildung 12). Auch wenn hier nur ein kleiner Datensatz ($n = 7$) zur Verfügung steht, könnte das darauf hindeuten, dass es auf intensiv genutzten organischen Böden zu einer stärkeren Anreicherung von Schadmetallen kommen kann. Die Gründe für die Anreicherung können in der geringen Dichte der Böden liegen, die bei gleichem Eintrag zu einem stärkeren Anstieg der Schwermetallgehalte -im Vergleich zu Mineralböden- führen kann. Ausserdem ist bekannt, dass Schadmetalle in organischen Böden besonders stark gebunden werden und es daher zu geringen Austrägen und entsprechend höheren Anreicherungen kommt. Ein letzter Grund kann im fortschreitenden Abbau der organischen Substanz in drainierten organischen Böden liegen. Dabei wird die organische Substanz vorwiegend zu CO_2 abgebaut, das in die Atmosphäre entweicht, während die Schadelemente sich im zurückbleibenden Boden anreichern. Da der Datensatz zu klein ist, um ein Abbild der organischen Böden in der Schweiz zu liefern, wurde auf eine statistische Analyse verzichtet.

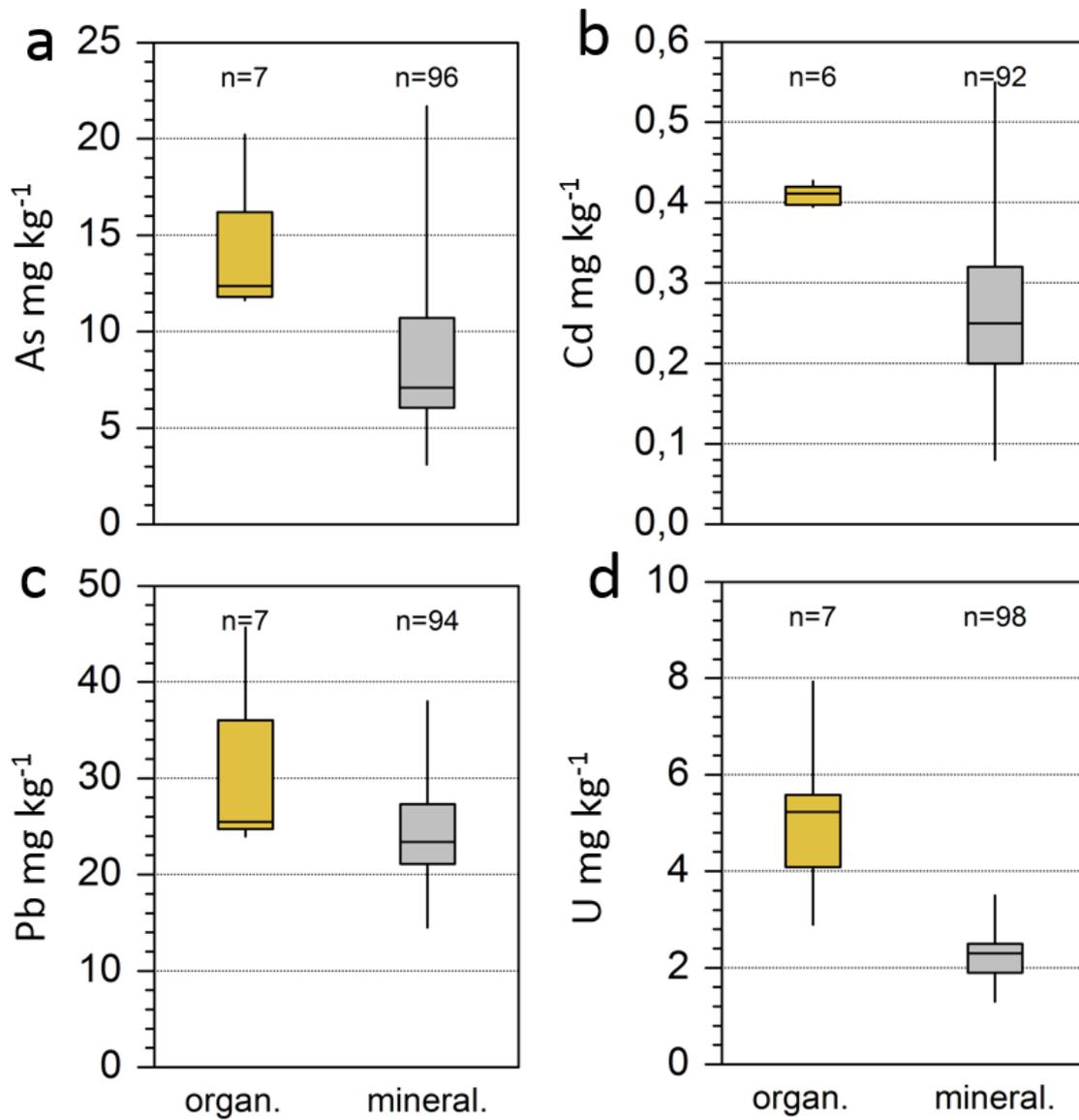


Abbildung 12: Boxplots von a) As, b) Cd, c) Pb und d) U in organischen (ocker) und mineralischen (grau) Oberbodenproben.

3.2 Trend

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Trenduntersuchung für Cd und U für zwei Ackerbaustandorte und zwei Gemüsebaustandorte dargestellt. Für zwei weitere Ackerbaustandorte (NABO-Standort 25 und 38) sind die Abbildungen im Anhang zu finden (Anhang 6 und Anhang 7). Die Gehalte und zeitlichen Veränderungen von As und Pb auf den untersuchten NABO Standorten zeigten keinen Zusammenhang mit den applizierten Mineraldüngern und werden deshalb hier nicht aufgeführt.

3.2.1 Ackerbau

Der **NABO-Standort 31** gehört zu einem kombinierten Ackerbaubetrieb mit Milchvieh. Der Betrieb bewirtschaftet eine relativ grosse landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) von 40 ha, und weist mit durchschnittlich 0.86 Grossvieheinheiten (GVE) pro Hektare eine relativ geringe Tierdichte auf. Hauptkulturen in der langjährigen Fruchtfolge waren seit 1985 vor allem Raps, Mais, Winterweizen, Wintergerste und mehrjährige Kunstwiese in der Fruchtfolge. Neben dem Einsatz von Hofdünger erhielten die Kulturen vor allem verschiedene NPK- und PK-Dünger (Thomaskali). Darüber hinaus kamen auch reine N-Dünger zum Einsatz. Die Umstellung auf integrierte Produktion (IP) erfolgte 1993, ab dem Jahr 2000 arbeitet der Landwirt in einer Betriebsgemeinschaft. Der Boden ist eine tiefgründige Braunerde mit ausgeglichener Textur und einem Humusgehalt von 2.5 % (Abbildung 13).

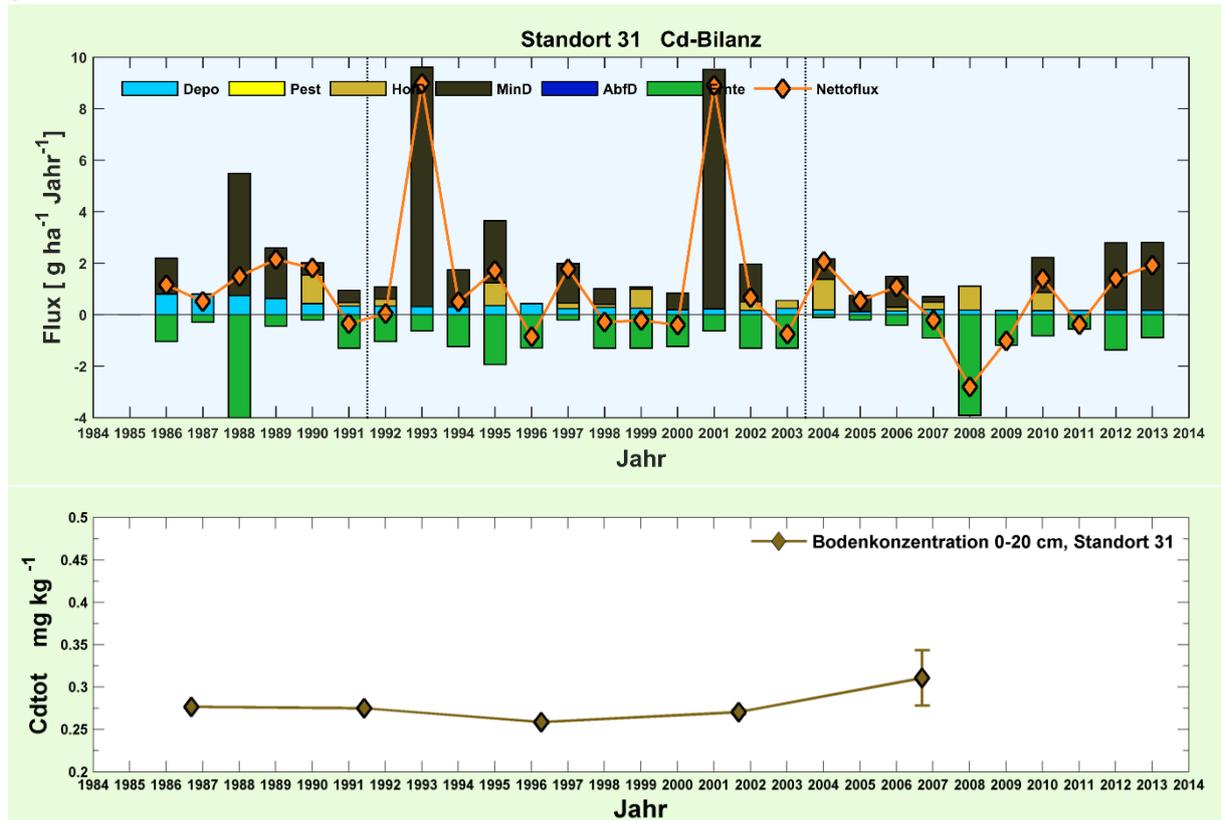


Abbildung 13: Ansicht NABO-Standort 31 und Bodentyp (Braunerde mit 21 % Ton, 18 % Schluff und 2.5 % Humus).

Die regelmässige Applikation der Mineraldünger führte zu Cd Einträgen im Bereich von 2 - 10 g ha⁻¹ a⁻¹, andere Quellen sind von untergeordneter Bedeutung. Die Summe aller Einträge minus Erntegut (Nettobilanz) war auf diesem Standort in der Regel positiv, variierte jedoch in manchen Jahren von negativen Nettobilanzen (Entzug) von -3 g ha⁻¹ a⁻¹ bis hin zu deutlich positiven Nettobilanzen von 9 g ha⁻¹ a⁻¹ (Abbildung 14). Die relativ hohen Cd Einträge über P-Mineraldünger in einzelnen Jahren sind im Zusammenhang mit der Fruchtfolge, dem applizierten Mineraldüngertyp und den entsprechenden Düngungsgaben zu sehen. Die Bewirtschaftungsdaten wurden für die Auswertung geprüft und die hohen Cd-Einträge in einzelnen Jahren als plausibel eingestuft.

Der Cd Gehalt im Oberboden (0 - 20 cm) des NABO-Standortes 31 zeigt in der Zeitperiode 1986 - 2002 kaum nennenswerte Veränderungen, trotz der teils relativ hohen Cd Einträge in dieser Zeitperiode (Abbildung 14). In den Jahren danach stieg der Cd Gehalt im Boden leicht an, wobei die Nettobilanzen in dieser Zeit nur leicht positiv waren. Insgesamt stimmen die Ergebnisse beider Methoden – die Bilanzierung und die zeitlich wiederholte Messung im Boden – in der Tendenz überein. Eine Diskrepanz bei dem Vergleich der Bilanzierungsmethode mit den direkt gemessenen Gehalten im Oberboden kann darauf zurückgeführt werden, dass weitere Faktoren bzw. Unsicherheiten den Vergleich beeinflussen. In erster Linie überlagert eine Bodenbearbeitung, die den Boden tiefer als 20 cm durchmischt, den Vergleich, da die Schadstoffe in eine tiefere Bodenschicht verlagert werden. Auch hohe Nettobilanzen eines Schadstoffs können dann im Oberboden kaum mehr nachgewiesen werden und ein Anstieg findet in tieferen Bodenschichten statt. Umgekehrt können auf der Bilanzseite je nach Qualität der Bewirtschaftungsdaten die Einträge unter- oder überschätzt werden. Aus letzterem Grund werden alle Bewirtschaftungsdaten der NABO-Parzellen im Gesamtkontext des Betriebs plausibilisiert, und falls erforderlich korrigiert. Trotz dieser Qualitätsmassnahmen für die Bilanzierung verbleibt zwar eine gewisse Unsicherheit, insgesamt werden die Bewirtschaftungsdaten für die NABO-Parzellen als sehr zuverlässig erachtet. Weitere Details zu möglichen Unsicherheiten in den Stoffbilanzen finden sich in Keller et al. (2005).

a



b

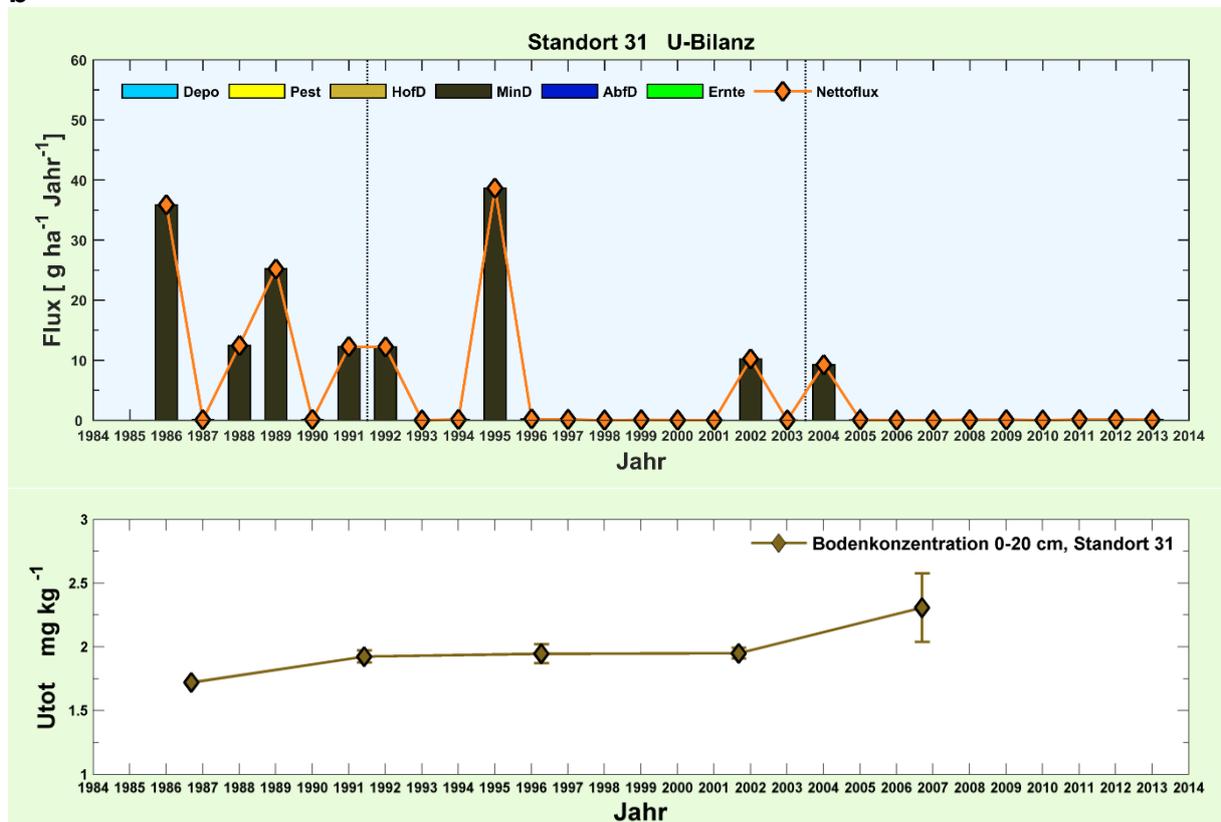


Abbildung 14: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 31 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.

Der U Gehalt im Oberboden stieg Ende der 80er Jahre von rund 1.8 auf 2.0 mg kg⁻¹ Boden an, änderte sich bis 2002 kaum, und stieg dann erneut an. Dieser gemessene Anstieg im Boden korrespondiert weitgehend mit den berechneten U Einträgen über P-Mineraldünger. Diese betragen bis 1995 bis zu 40 g ha⁻¹ a⁻¹ und stiegen danach nur noch vereinzelt bis auf 10 g ha⁻¹ a⁻¹.

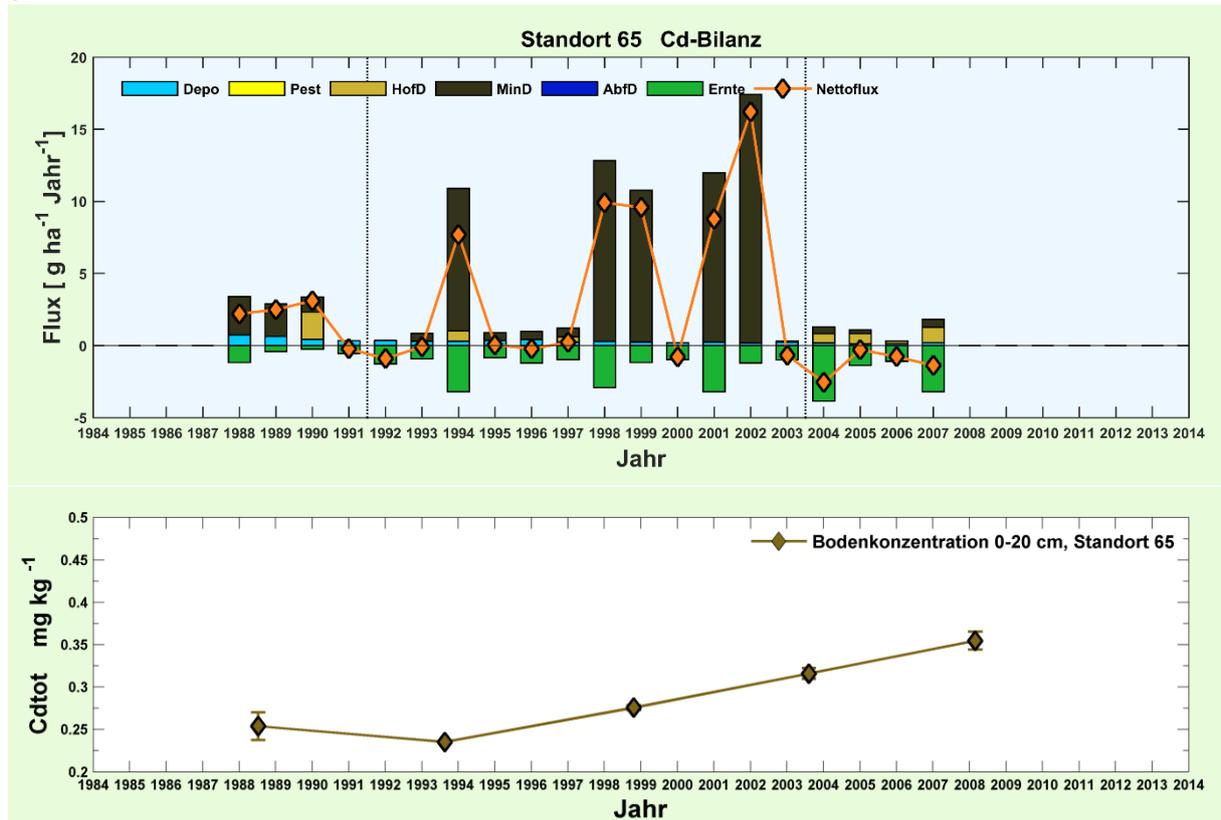
Der **NABO-Standort 65** wird wie der Standort 31 durch einen kombinierten Ackerbaubetrieb mit Milchvieh bewirtschaftet. Der Betrieb umfasst 53 ha LN und weist mit 0.9 GVE ha⁻¹ eine relativ niedrige Tierdichte auf. Hauptkulturen auf der NABO-Parzelle waren vorwiegend Silomais, Winterweizen und Wintergerste. Neben der Anwendung von Hofdünger – vor allem für die Grunddüngung im Frühjahr – wurden regelmässig N-Dünger und vereinzelt NP-, P- und K-Dünger eingesetzt. In der Zeitperiode 1994 bis 2002 wurde regelmässig Triple-P und NP-Dünger ausgebracht. Der Betrieb stellte 1995 auf IP um. Die Ackerparzelle befindet sich auf einer tiefgründigen Braunerde mit relativ hohem Schluffgehalt und niedrigem Humusgehalt (1.5 % Humus) (Abbildung 15).



Abbildung 15: Ansicht NABO-Standort 65 und Bodentyp (Braunerde mit 16 % Ton, 66 % Schluff und 1.5 % Humus).

Auf der Ackerbauparzelle führte vor allem der Einsatz von Triple-P in den 90er Jahren zu einem markanten Anstieg des Cd Gehalts im Oberboden (Abbildung 16). Die Cd Einträge über diese Mineraldünger betragen bis zu 15 g ha⁻¹ a⁻¹, seit etwa 1994 bis 2008 wurde im Oberboden ein Anstieg von Cd von rund 0.1 mg kg⁻¹ gemessen (von 0.25 auf 0.35 mg kg⁻¹).

a



b

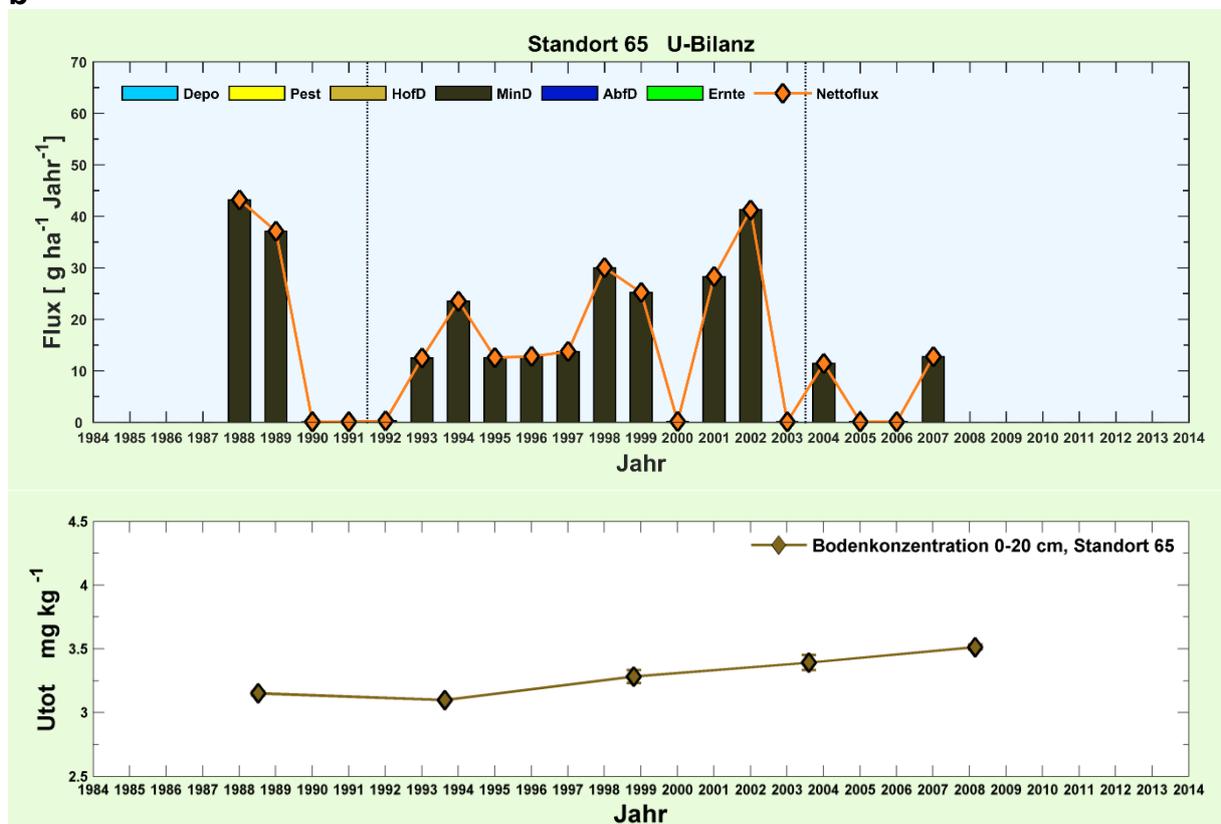


Abbildung 16: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 65 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.

Dies entspricht in Relation zum VBBo Richtwert für Cd von 0.8 mg kg^{-1} einer relativen Zunahme von rund 15 %, und ist somit als durchaus relevant zu bewerten. Der Cd Gehalt betrug im Jahr 2008 mit 0.35 mg kg^{-1} rund 44 % vom VBBo Richtwert. Für U zeigt sich ein ähnliches zeitliches Muster wie für Cd. Die U Einträge, vor allem über Triple-P Mineraldünger, betragen $0 - 45 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und führten zu einer stetigen Anreicherung von U im Oberboden (Abbildung 16). In zwei Jahrzehnten stieg der U Gehalt im Oberboden von rund 3.1 auf 3.5 mg kg^{-1} . Im Gegensatz zum Standort 31, scheint die Bodenbearbeitung und die damit einhergehende Durchmischung von Ober- und Unterboden auf der NABO-Parzelle 65 keine grössere Rolle zu spielen. Die Bilanzergebnisse stimmen mit den gemessenen Veränderungen im Boden gut überein. Es kann somit für diesen Standort ein guter Zusammenhang hergestellt werden, welche Mineraldüngertypen, Produkte und Mengen die gemessene Zunahme von Cd und U im Boden verursacht haben.

3.2.2 Gemüsebau

Während im Ackerbau in der Regel mit einer Haupt- und Nebenkultur das Düngungsregime bestimmt wird, gestaltet sich die Düngung im Gemüsebau mit drei bis vier oder mehr Kulturen pro Jahr weitaus variabler. In Abstimmung mit dem Bedarf der Kulturen kommt im Gemüsebau im Gegensatz zum Ackerbau eine breitere Produktpalette zum Einsatz. Zudem steht in der Regel kein Hofdünger zur Verfügung, bzw. kommt Hofdünger aus hygienischen Gründen und der teils kurzen Vegetationsperiode der Kulturen kaum zum Einsatz. Der Nährstoffbedarf von Gemüsekulturen wird somit überwiegend mit Mineraldünger gedeckt. Der **NABO-Standort 15** wird von einem Acker- und Gemüsebaubetrieb bewirtschaftet, der über 46 ha LN verfügt und keine Tiere hält. Die Fruchtfolge auf der Parzelle ist teils ackerbaulich geprägt, teils vom Gemüsebau. Hauptkulturen auf der Parzelle sind Zuckerrüben, Zwiebel, Sellerie, Fenchel, Mais und Winterweizen. Zum Einsatz kamen vor allem Triple-P, Thomasmehl in den 80er Jahren sowie NPK- Dünger. Ab 1993 wirtschaftete der Betrieb nach den IP-Richtlinien, Mitte der 90er Jahre fand ein Wechsel des Betriebsleiters statt. Die Parzelle liegt auf einem ehemaligen Moorgebiet. Aufgrund der relativ hohen Humusgehalte im Oberboden wurde der Bodentyp als Halbmoor klassifiziert (Abbildung 17).

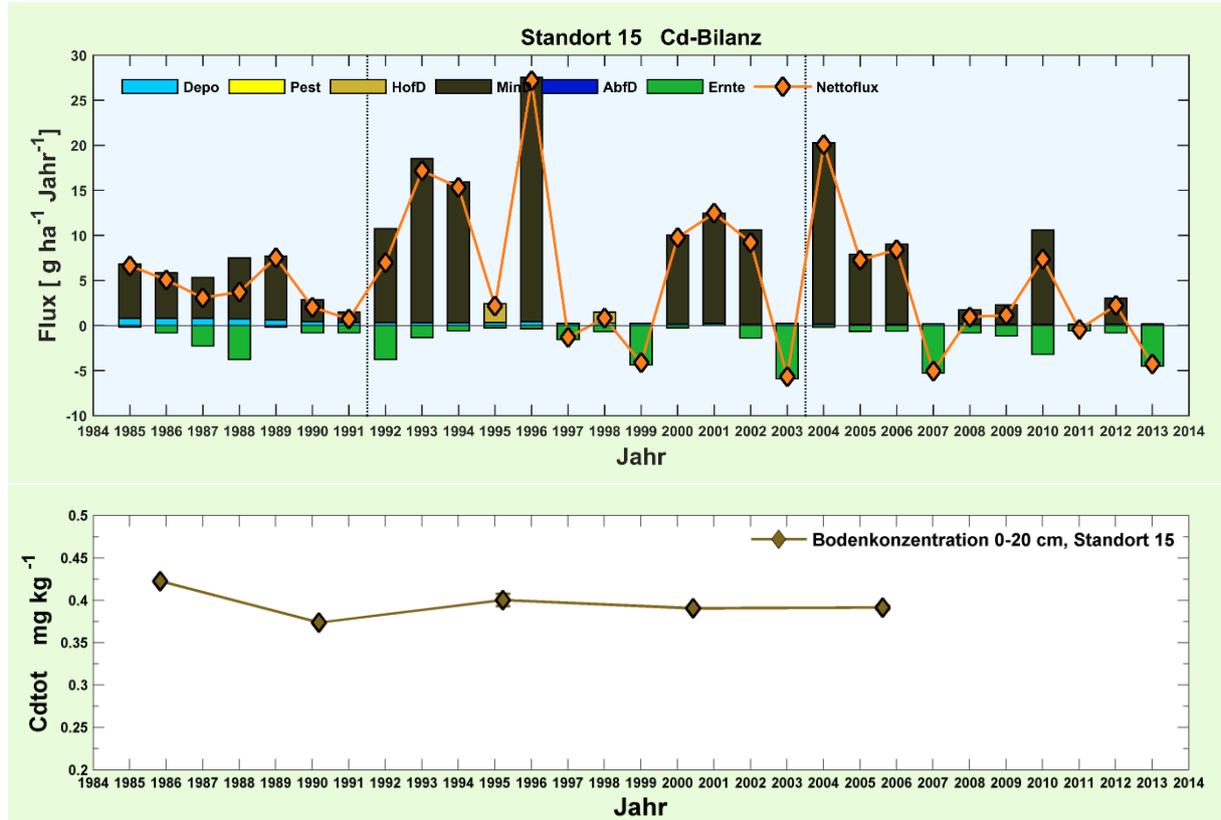


Abbildung 17: Ansicht NABO-Standort 15 und Bodentyp (Halbmoor mit 48 % Ton, 30 % Schluff und 14.8 % Humus).

Auf dem Standort 15 führten vor allem die intensiven Gaben von Triple-P Mineraldünger zu Cd Einträgen bis zu $25 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Jedoch waren auch nach dem Jahr 2000 Einträge von $5 - 20 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu verzeichnen. Die Cd Nettobilanzen über die Jahre hängen stark davon ab, in welchen Jahren welcher Mineraldüngertyp ausgebracht wurde. In einzelnen Jahren sind die Cd Nettobilanzen relativ hoch, in anderen teils negativ (Entzug). Trotz der relativ hohen und langjährigen Cd Einträge zeichnen die wiederholten Messungen im Oberboden ein anderes Bild. Der Cd Gehalt variiert über die Zeit zwischen 0.37 und 0.39 mg kg^{-1} . Nach mündlicher Auskunft des Bewirtschafters wurde die Parzelle zur Verbesserung der Bodenstruktur in den letzten 20 Jahren mehrmals tiefgepflügt bis auf 60 cm Tiefe. Insofern wird vermutet, dass die Cd-Menge über diese Bodenschicht $0 - 60 \text{ cm}$ über die Zeitperiode verteilt wurde und somit die Cd Gehalte im Oberboden nur teilweise aussagekräftig sind. Als Konsequenz werden seit der 5. Erhebung im NABO-Messnetz auch Tiefenproben in der Routinebeprobung entnommen. Mit Schadstoffmessungen über die Tiefe können die Massenbilanzen ergänzt werden und die oben genannte Wissenslücke geschlossen werden.

Gemäss dem jetzigen Kenntnisstand, welche P-Mineraldünger U enthalten, zeigt die Parzellenbilanz für U, dass die intensiven Gaben von Triple-P Mineraldünger vor allem in der Zeitperiode 1985 - 1996 U Einträge von bis zu $120 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verursachten. Dieser Aussage liegt die Annahme zugrunde, dass die gemessenen U Gehalte in Mineraldünger in der Marktkampagne 2011/2012 auch für

a



b

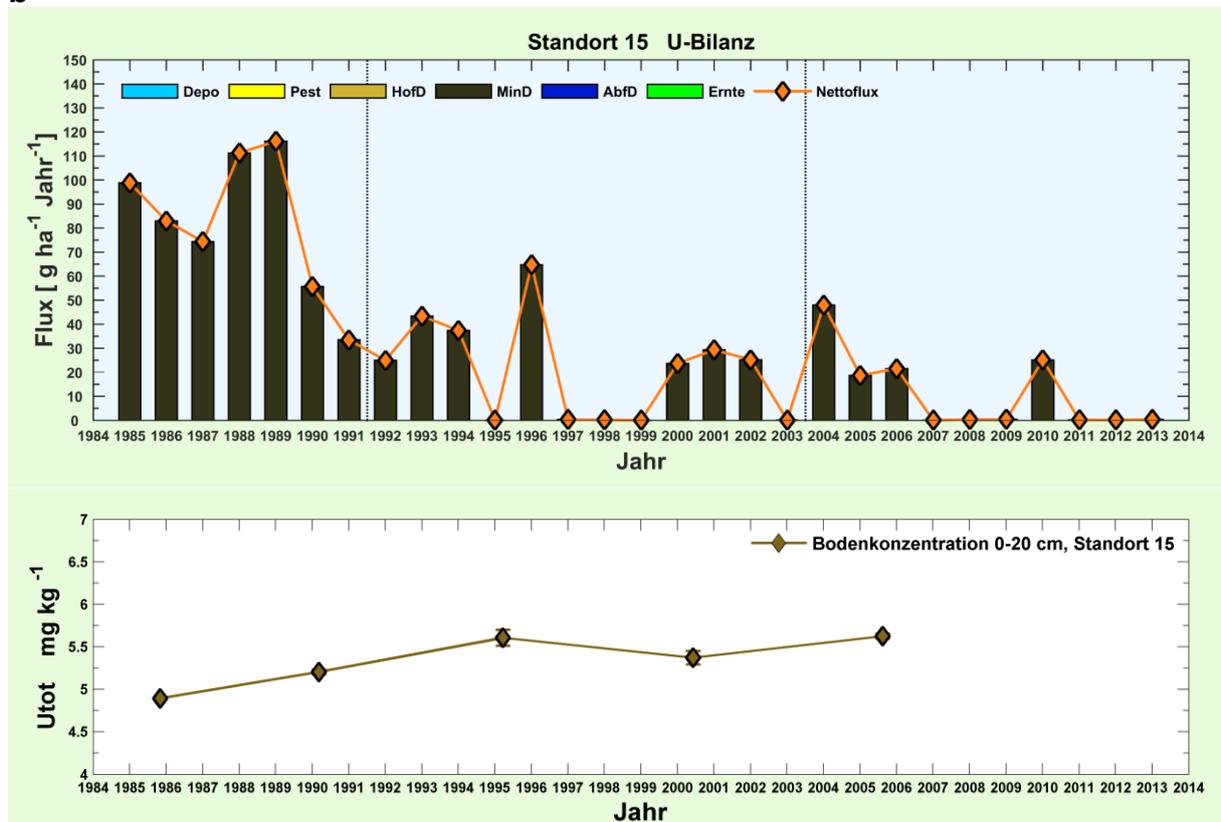


Abbildung 18: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO- Standort 15 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.

frühere Jahrzehnte gültig sind. Wie die frühere Verunreinigung von Mineraldüngern mit U gewesen ist, kann heute nicht mehr eruiert werden. Ab dem Jahr 2000 waren die U Einträge geringer und lagen bei rund 20 - 30 g ha a⁻¹. Die starke Abnahme der U Einträge ist auf den Bewirtschafterwechsel Mitte der 90er Jahre zurückzuführen. Im Vergleich zu Beginn der 90er Jahre wurde wesentlich weniger P-Mineraldünger eingesetzt. Der U Gehalt im Boden zeigte bis zur Mitte der 90er Jahre eine fast stetige Zunahme von rund 4.9 auf 5.6 mg kg⁻¹ im Oberboden (Abbildung 18). Einerseits bestätigt dies die langjährigen bilanzierten U Einträge in den Boden, andererseits wirft es die Frage auf, inwiefern angesichts der oben genannten Durchmischung des Bodens durch das Tiefpflügen ein solcher Anstieg erklärt werden kann. Grundsätzlich wäre ein ähnlicher konstanter zeitlicher Verlauf wie für den Cd Gehalt im Oberboden zu erwarten. Eine Bodenprobe aus der Tiefe von 120 cm wies einen U Gehalt von 2.3 mg kg⁻¹ auf. Dieser erhöhte U Gehalt im Unterboden deutet darauf hin, dass der organische Boden schon bereits einen erhöhten U Gehalt über das ganze Bodenprofil aufweist, und ein Tiefpflügen eine Durchmischung des U aus dem Unterboden mit dem über P-Mineraldünger eingetragenen U bewirkt hat.



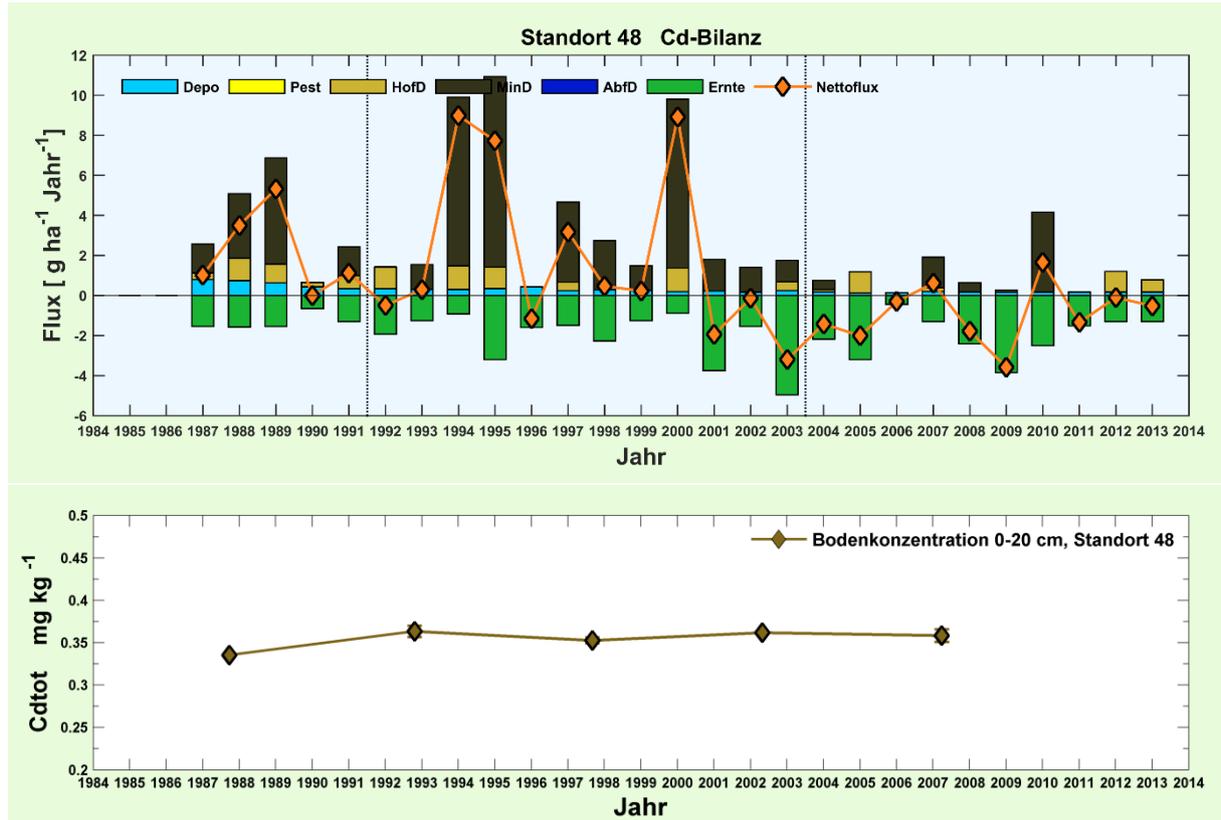
Abbildung 19: Ansicht NABO-Standort 48 und Bodentyp (Moor mit <1 % Ton, <1 % Schluff und 16 % Humus).

Der **NABO-Standort 48** ist ebenfalls ein gemischter Ackerbau- und Gemüsebaustandort auf einem organischen Boden (Moor mit hohem Humusgehalt, Abbildung 19). Die Parzelle wird durch einen Ackerbaubetrieb mit Milchvieh bewirtschaftet. Der Betrieb umfasst 39 ha LN und weist eine mittlere Tierdichte von 1.2 GVE ha⁻¹ auf. Hauptkulturen sind Kartoffeln, Mais und Winterweizen. In der Fruchtfolge werden teils verschiedene Gemüsekulturen als auch Kunstwiese integriert. Auf der

Parzelle kommen sowohl betriebseigene Hofdünger als auch NPK- PK- und Kalkdünger zum Einsatz. Nennenswert ist für diese Parzelle die relativ grosse Produktpalette an verschiedenen Mineraldüngern, die ausgebracht wurden (Typ und Firmenprodukt). Der Betrieb stellte 1993 auf IP Richtlinien um.

Die Cd-Nettobilanzen variierten bis zum Jahr 2000 zwischen 2 und 10 g ha⁻¹ a⁻¹, und waren danach aufgrund geringerer Mineraldüngergaben und der Anwendung anderer Mineraldüngertypen sogar mehrheitlich negativ (Entzug). Der Cd Gehalt im Oberboden änderte sich kaum und lag zwischen 0.35 und 0.37 mg kg⁻¹ (Abbildung 20). Ein ähnliches zeitliches Muster weist die U Bilanz für die Parzelle und der zeitliche Verlauf der U Gehalte im Oberboden auf. Neben einigen sehr hohen U Einträgen Ende der 80er Jahre, lagen diese in den 90er Jahren bei rund 20 - 40 g ha⁻¹ a⁻¹. Für die P-Mineraldünger, die ab 2004 ausgebracht wurden, sind die U Gehalte entweder nicht bekannt oder gemäss den Messungen in der Marktkampagne 2011/2012 nur sehr gering. Der U Gehalt im Oberboden zeigt keinen zeitlichen Trend und schwankte zwischen 2.9 und 3.1 mg kg⁻¹.

a



b

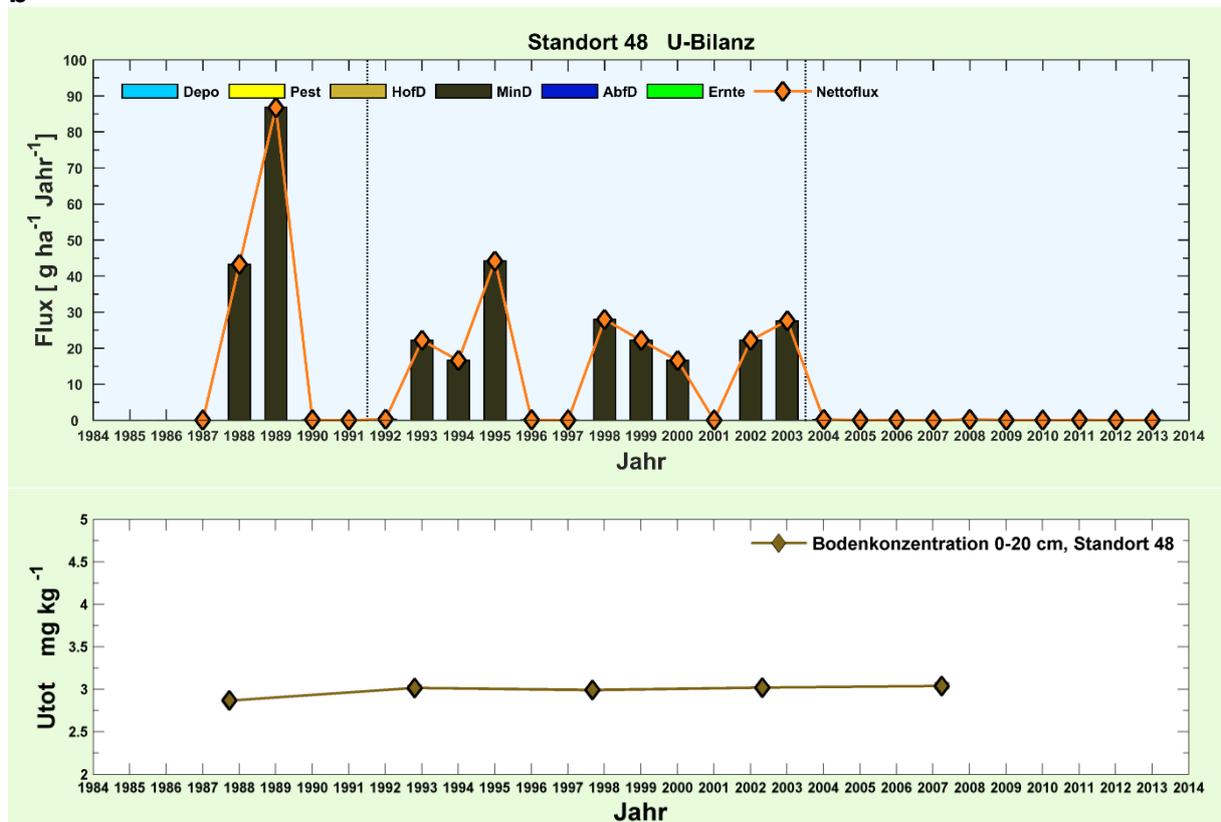


Abbildung 20: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 48 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.

4 Schlussfolgerungen

Die durchgeführte Studie erlaubt einerseits Rückschlüsse zur räumlichen Ausbreitung, der Höhe und der Abreicherung von Schwermetallgehalten in Ackerböden über das Schweizer Mittelland (Status), sowie andererseits für ausgewählte Standorte aus dem NABO-Messnetz Aussagen zu deren zeitlichen Veränderung im Oberboden (Trend).

4.1 Status

Sind die Gehalte von As, Cd, Pb und U in Böden von Ackerbaugebieten mit hohen Mineraldüngergaben erhöht (Status)?

- Es gibt in dieser Studie keinen Hinweis, dass As durch die Düngung im signifikanten Mass in Ackerbauböden eingetragen wird.
- Für Cd zeigen die untersuchten Ackerbaustandorte im Oberboden eine Anreicherung von ca. 30 - 60 % gegenüber dem Unterboden. Dies ist auch auf frühere Einträge über die atmosphärische Deposition oder durch das Ausbringen von Recyclingdünger wie zum Beispiel Klärschlamm zurückzuführen. Diese Eintragspfade spielen jedoch aus heutiger Sicht aufgrund des Verbots der Klärschlammdüngung und gesteigerter Luftqualität eine untergeordnete Rolle. Heute ist die Anwendung von P-haltigen Mineraldüngern im Ackerbau die primäre Eintragsquelle für Cd in Ackerböden. Wie hoch dieser Anteil des P-Mineraldüngers an der festgestellten Anreicherung in den Oberböden im Schweizer Mittelland ist, lässt sich retrospektiv nur schwer abschätzen. Während im Mittel das Erreichen des Cd Richtwertes für Böden (nach VBBö) wahrscheinlich sehr langsam oder gar nicht erfolgt, sind in einzelnen untersuchten Böden schon jetzt Richtwertüberschreitungen möglich (3 % der Böden) und hohe Anreicherungen ($\tau > 1$ in 18 %, $\tau > 2$ in 9 % der Proben) zu beobachten.
- Für Pb ist eine signifikante Anreicherung im Oberboden zu beobachten, allerdings kein Eintrag im Düngeversuch und kein Unterschied zwischen Äckern und Wiesen und Weiden. Der Haupteintragspfad für Pb war bis in die 90er Jahre die atmosphärische Deposition. Der Grossteil des im Oberboden

angereicherten Pb ist wahrscheinlich auf das Bleibenzin und industrielle Emissionen in der Vergangenheit zurückzuführen.

- Der Vergleich zwischen gedüngten Parzellen im DOK-Versuch mit ungedüngten Parzellen, den untersuchten Ackerbaustandorten mit Wiesen und Weiden, sowie den Anreicherungsfaktoren von Ober- mit Unterböden, zeigen eine Anreicherung von U. Ackerbauböden zeigten durchschnittlich 16 % höhere U Gehalte als Wiesen und Weiden, die ackerbaulich genutzten Oberböden 6 - 9 % höhere Gehalte als Unterböden. Die P-haltigen Mineraldünger können je nach Düngungsregime den U Eintrag in Ackerbauböden dominieren, andere Einträge sind gering. In der Vergangenheit kann die Anwendung von Klärschlamm vereinzelt eine Rolle gespielt haben. Die Anreicherung von U im Boden durch mineralische P-Düngung ist auch in der Literatur belegt. Die ermittelte Anreicherung von U in den untersuchten Standorten stimmt gut mit internationalen Studien überein. Die geringere Anreicherung von U im Oberboden im Vergleich zu Cd spiegelt wahrscheinlich den geringeren Eintrag über Klärschlämme und atmosphärische Deposition, sowie die höhere Mobilität von U gegenüber Cd wider. Uran wird aufgrund seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften und je nach Bodeneigenschaften schneller in tiefere Bodenschichten verlagert als Cd. Da ein Richtwert nach VBBo fehlt, kann die U Anreicherung im Oberboden nicht in Relation zu einem kritischen Wert betrachtet werden.

4.2 Trend

Lassen sich die Entwicklung der Schadmetallgehalte sowie das Anreicherungsrisiko in landwirtschaftlichen Böden anhand von Schadstofffrachten und Bilanzen abschätzen (Trend)?

Die Trenduntersuchungen an sechs ausgewählten NABO-Standorten für eine Zeitperiode von zwei Jahrzehnten bestätigten die Ergebnisse der Statusuntersuchung. Es wurden gezielt Betriebe ausgewählt, die wenig Viehbestand haben und regelmässig Mineraldünger anwenden. Bei regelmässiger Anwendung von P-Mineraldüngern wurden Zunahmen von Cd und U im Oberboden festgestellt, an drei Standorten eine deutliche Zunahme beider Elemente und an drei Standorten indifferente Änderungen, d.h. sowohl leichte Zu- sowie Abnahmen. Die

Oberflächenbilanzen für NABO-Parzellen zeigten deutlich auf, wie dominant die Einträge von Cd und U über mineralischen P-Dünger auf Ackerböden sein können. Bei dieser Abschätzung ist allerdings die potentielle Auswaschung von U nicht berücksichtigt, da die genauen Prozesse, die die ausgewaschene Menge bestimmen, noch nicht bekannt sind. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

5 Empfehlungen

Die nachfolgenden Empfehlungen sind auf die Vermeidung von Anreicherungen von U und Cd und ein besseres Monitoring ausgerichtet. Für eine Risikobetrachtung der festgestellten Anreicherungen in toxikologischer Hinsicht verweisen wir auf van der Bruggen et al. (2003) und Roth und FitzGerald (2015) sowie FitzGerald und Roth (2015).

Basierend auf unseren Ergebnissen schlagen wir für Cd die folgenden Massnahmen vor:

1. Eine bessere Kontrolle und Einhaltung der Cd Grenzwerte in P-Mineraldüngern durch die Düngemittelindustrie.
2. Eine Verschärfung des Vollzugs durch wiederholte Marktkampagnen analog zu Gisler und Schwab (2015) und eine verstärkte Untersuchung von P-Mineraldüngern und eine Durchsetzung des Cd Grenzwertes durch die Kantone.
3. Ergänzung der Marktkampagnen mit Angaben der Handelsmengen der jeweilig untersuchten Mineraldünger, um deren Relevanz in Bezug zu grossräumigen Einträgen in Böden abschätzen zu können. Grundsätzlich sollte sich die Auswahl der zu untersuchenden Mineraldünger der Marktkampagne nach dem mengenmässig bedeutendsten Dünger richten.
4. Regionale Studien zu Cd Einträgen in Ackerbaugebieten, um das räumliche Ausmass von möglichen Risikogebieten mit erhöhten Einträgen (geringe Hofdüngerverfügbarkeit und düngungsintensive Fruchtfolge) oder organischen Böden abschätzen zu können.
5. Die Optimierung der Zeitreihen im NABO-Messnetz mit einer analytischen Messmethode, welche tiefere Nachweisgrenzen erlaubt. Bisher wurde in den Routineanalysen von Bodenproben im NABO-Messnetz aus Kostengründen mit

einer Multielementanalyse gearbeitet, die für Cd relativ hohe Nachweisgrenzen hatte. Somit konnten keine zeitlichen Änderungen von Cd für NABO-Standorte mit tiefen Cd Gehalten gemessen werden. Es wird daher empfohlen, gezielte Nachmessungen für Zeitreihen von ausgewählten NABO-Standorten mit tiefer Nachweisgrenze durchzuführen.

Für U schlagen wir die folgenden Massnahmen vor:

1. Die Einführung eines Richtwertes für U Gehalte in Böden um Gehalte im Boden in Relation zu einem Referenzwert bewerten zu können.
2. Die Einführung eines Grenzwertes für U Gehalte in Mineraldüngern, um die Anreicherung im Boden zu vermeiden. Bei der Festlegung und Bemessung der Grenzwerte sind toxikologische Aspekte als auch die Auswaschung von U ins Grundwasser ausschlaggebend.
3. Die gezielte Aufnahme von U in das Routineprogramm im NABO-Messnetz für ausgewählte Standorte.
4. Einbezug von U in zukünftige Marktkampagnen und Ergänzung der Handelsmengen der untersuchten Dünger (analog Cd).
5. Untersuchungen von U in Hofdüngern in der Schweiz, um die Datengrundlage zur Berechnung von U Bilanzen zu verbessern.
6. Regionale Studien zu U Einträgen in Ackerbaugebieten, um das räumliche Ausmass von möglichen Risikogebieten abschätzen zu können (analog Cd).

Darüber hinaus zeigt diese Studie Wissenslücken im Systemverständnis auf. Aufgrund der häufig berichteten Mobilität von U im Boden empfehlen wir weiterhin:

1. U in das Monitoring von NAQUA und NAWA Standorten in Ackerbaugebieten aufzunehmen und die Möglichkeiten für ein Monitoring von U in Trinkwasser zu evaluieren, welches auch saisonale Variationen von U Konzentrationen im Wasser erfassen kann.
2. Den Transport von U in tiefere Bodenschichten und das Grundwasser besser erforschen. Die Erkenntnisse aus der Literatur zur Mobilität im Boden legen folgende Fragen nahe: Wie wichtig sind präferenzzieller Fluss und kolloidaler Transport von U für die Auswaschung aus dem Oberboden, bzw. den Transport in Oberflächen- und Grundwässer? Wie wichtig ist Oberflächenabfluss und Erosion für den Transport in Oberflächengewässer? Die Ergebnisse könnten

helfen, die Wissenslücken zu den relevanten Stoffflüssen von U in der Umwelt zu schliessen, und die U Anreicherung im Boden besser zu modellieren und so grossflächig Bilanzen rechnen zu können.

Referenzen

- AFU Solothurn, 2014. Bodenkartierung Kanton Solothurn – Projekthandbuch. Amt für Umwelt, 4509 Solothurn.
- Atteia O., Thélin Ph., Pfeifer H.R., Dubois J.P., Hunziker J.C., 1995. A search for the origin of cadmium in the soil of the Swiss Jura. *Geoderma* 68, 149–172.
- ATSDR, 2013. Toxicological Profile for Uranium, Atlanta, Georgia.
- AUE, 2015. Geogene Hintergrundbelastungen in den Oberböden im Kanton Basel – Landschaft. Amt für Umweltschutz und Energie AUE. Liestal. Kanton Basel Landschaft.
- Bengtsson H., Öborn I., Jonsson S., Nilsson I., Andersson A., 2003. Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming. *Eur. J. Agron.* 20, 101-116.
- BLW, 2014. Agrarbericht. Bundesamt für Landwirtschaft. Bern.
- Bottcher G., Dau A.-K., Ehrentreich B., Hennings U., Kape H.-E., Kuhne J., Lemke G., Prohl K., Puchert W., Reuther C., Schwerdfeger B., Stein K.; Voigt B.; BDEW Landesgruppe Norddeutschland, DVGW-Landesgruppe Nord, Wasser- und Abwasserzweckverband Friedland; Wasser und Abwasser GmbH – Boddenland, 2012. Bestandsaufnahme zur Klärung erhöhter Uran -Gehalte im Grund- und Trinkwasser in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Güstrow.
- Boysen P., 1992. Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln. Forschungsbericht 107 01 016/01. Umweltbundesamt, D-14191 Berlin.
- Brimhall G.H., Chadwick O.A., Lewis C.J., Compston W., Williams I.S., Danti K.J., Dietrich W.E., Power M.E., Hendricks D., Bratt J., 1992. Deformational mass-transport and invasive processes in soil evolution. *Science* 255, 695-702.
- BUWAL, 1991. Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 162. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3003 Bern.
- Camelo L.G.D., de Miguez S.R., Marbán L., 1997. Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *Sci Total Environ.* 204, 245-250.
- de Vries W., Römkens P.F.A.M., van Leeuwen T., Bronswijk J.J., 2002. Heavy Metals. In: Haygarth P.M., and S.C. Jarvis (ed.) *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI Publishing. Wallingford. UK.
- de Vries W., Schütze G., Lofts S., Tipping E., Meili M., Römkens P., Groenenberg J.E., 2005. Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Wageningen, Alterra, Alterra-report 1104. The Netherlands.
- Desaules A., Studer K., 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz – Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), CH-3003 Bern.
- Dienemann C., Utermann J., 2012. Uran in Boden und Wasser. Umweltbundesamt Dessau-Rosslau.
- Eckel H., Döhler H., Roth U. et al., 2005. Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems. KTBL-Schrift 432. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Darmstadt. Deutschland.
- Eriksson J., 2001. Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertiliser, precipitation and in oil and crops, Report 5159, Swedish Environmental Protection Agency, Uppsala.
- Eriksson J., Andersson A., Andersson R., 1997. Current status of Swedish arable soils – Naturvårdsverket, rapport 4778. (in Swedish with English summary)
- FitzGerald R., Roth N., 2015. Cadmium in mineral fertilisers- human and environmental risk update. SCAHT Report, BLW, Bern.

- Gisler A., Schwab L., 2015. Marktkampagne Dünger 2011/2012 Kennzeichnung und Schwermetalle, BLW, Bern.
- Gray C.W., McLaren R.G., Gunther D., Sinaj S., 2004. An assessment of cadmium availability in cadmium-contaminated soils using isotope exchange kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1210-1217.
- Gsponer R., 1990. Schwermetalle in Düngemitteln: Ein Diskussionsbeitrag. Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Fachstelle Bodenschutz Zürich, Zürich.
- Gubler A., Büchel M., Wächter D., Hug A., Meuli R., 2011. BDM-NABO Synergieprojekt Ergänzung zum Zwischenbericht 2011 – CN Messungen. Nationale Bodenbeobachtung Schweiz (NABO). Agroscope. Zürich.
- Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R.G., Keller A., 2015: Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1507, 81 S.
- Gunst L., Richner W., Mäder P., Mayer J., 2013. DOK-Versuch: Nährstoffversorgung in Winterweizen – Wo wird es eng? *Agrarforschung Schweiz.* 4, (2) 74-81.
- Hämmann M., Desales A., 2003. Handbuch: Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. Vollzug Umwelt (VU-4814-D). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BAFU (Hrsg.), CH-3003 Bern. 100 S.
- Hamon R.E., McLaughlin M.J., Naidu R., Correll R., 1998. Long-term changes in cadmium bioavailability in soil. *Environ. Sci. Technol.* 32(23): 3699-3703.
- Heinrichs H., Mayer R., 1977. Distribution and cycling of major and trace-elements in 2 central European forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* 6, 402-407.
- Heinrichs H., Mayer R., 1980. The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy-metals. *J. Environ. Qual.* 9, 111-118.
- Johnston A.E., Jones K.C., 1992. The cadmium issue – long term changes in the cadmium content of soils and the crops grown on them. *Phosphorus fertilizer and the environment.* 255-269.
- Jones R.L., 1992. Uranium and phosphorus contents in morrow plot soils over 82 years. *Com. Soil Sci. Plant Anal.* 23 (1-2), 67–73.
- Kabata-Pendias A., Mukherjee A.B., 2007. Trace elements from soil to human. Springer, Berlin.
- KABO AG, 2009. Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Argau – Auswertung der Dritten Hauptuntersuchung. Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, 5001 Aarau, www.ag.ch/umwelt.
- KABO FR, 2011. FRIBO - Réseau fribourgeois d'observation des sols 1987–2011. Grangeneuve, Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG.
- Keller A., Desales A., 2004. Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. *Agrarforschung*, 11(11-12), 498-503.
- Keller A., Schulin R., 2003. Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes for arable and dairy farms. *Eur. J. Agron.* 20, 181-198.
- Keller A., Rossier N., Desales A., 2005. Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der nationalen Bodenbeobachtung. Agroscope FAL, Reckenholz.
- Knappe F., Möhler S., Ostermeyer A., Lazar S., Kaufmann C., 2008. Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. Umweltbundesamt Dessau. Deutschland. Forschungsbericht 20374275.
- Kratz S., Knappe F., Rogasik J., Schnug E., 2008. Uranium balances in agroecosystems. In: de Kok, L. J. and Schnug, E. (eds.) *Loads and fate of fertilizer derived uranium.* Backhuys Publishers, Leiden.

- Mann S.S., Rate A.W., Gilkes A.J., 2002. Cadmium accumulation in agricultural soils in Western Australia. *Water Air Soil Poll.* 141, 281-297.
- Mar S.S., Okazaki M., 2012. Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. *Microchem. J.* 104, 17-21.
- McLaughlin M.J., Tiller K.G., Naidu R., Stevens D.P., 1996. Review: The behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Aust. J. Soil Res.* 34, 1-54.
- Moolenaar S.W., Lexmond T.M., 1998. Heavy-metal balances of agro-ecosystems in the Netherlands. *Netherlands J. Agric. Sci.* 46, 171-192.
- Moolenaar S.W., van der Zee S.E.A.T., Lexmond Th.M., 1997. Indicators of the sustainability of heavy-metal management in agro-ecosystems. *Sci. Total Environ.* 201, 155-169.
- Nicholson F. A., Smith S. R., Alloway B. J., Carlton-Smith C., Chambers B. J., 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment* 311, 205 – 219.
- Nicholson F.A., Jones K.C., Johnston A.E., 1994. Effect of phosphate fertilizers and atmospheric deposition on long-term changes in the cadmium content of soils and crops. *Environ. Sci. Technol.* 28, 2170-2175.
- Nziguheba G., Smolders E., 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Sci. Total Environ.* 390, 53-57.
- Öborn I., Edwards A.C., Witter E., Oenema O., Ivarsson K. et al., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *Eur. J. Agron.* 20, 211-225.
- Quezada-Hinojosa R., Föllmi K.B., Gillet F., Matera V., 2015. Cadmium accumulation in six common plant species associated with soils containing high geogenic cadmium concentrations at Le Gurnigel, Swiss Jura Mountains, *Catena* 124, 85–96.
- Rogasik J., Kratz S., Funder U., Panten K., Baumecker M., Gutser R., Lausen P., 2008. Uranium in soils of German long-term fertilizer experiments. In: De Kok, L.J.; Schnug, E. (eds.) *Loads and Fate of Fertilizer Derived Uranium*. Leiden: Backhuys Publishers, 135–146.
- Roth N., FitzGerald R., 2015. Human and environmental impact of uranium derived from mineral phosphate fertilizers. SCAHT Report, BLW, Bern.
- Rothbaum H.P., McGaveston D.A., Wall T., Johnston A.E., Mattingly G.E.G., 1979. Uranium accumulation in soils from long-continued applications of superphosphate. *J. Soil Sci.* 30 (1), 147–153.
- Sattouf M., 2007. Identifying the origin of rock phosphates and phosphorous fertilisers using isotope ratio techniques and heavy metal patterns, in: *Landbauforschung Völkenrode*.
- Schipper L.A., Sparling G.P., Fisk L.M., Dodd M.B., Power I.L., Littler R.A., 2011. Rates of accumulation of cadmium and uranium in a New Zealand hill farm soil as a result of long-term use of phosphate fertilizer. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 144, 95-101.
- Schnug E., Lottermoser B.G., 2013. Fertilizer-derived uranium and its threat to human health. *Environ. Sci. Technol.* 47, 2433-2434.
- Schnug E., Steckel H., Haneklaus S., 2005. Contribution of uranium in drinking waters to the daily uranium intake of humans - a case study from Northern Germany. *Landbauforschung Volkerode* 55, 227-236.
- Schudel P., 2009. Bodenüberwachung im Kanton Basel-Landschaft Dritt- und Viertbeprobung (1995-2008) Langfristige Überwachung der Schadstoffanreicherung in Landwirtschafts-, Siedlungs- und Waldböden. Amt für Umweltschutz und Energie, Kanton Basel-Landschaft. Liestal, Mai 2009
- Schultheiss U., Döhler H., Roth U., Eckel H. et al., 2004. Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger

- tierischer Herkunft in Agrarökosysteme. Texte 06/04. Umweltbundesamt, D-14191 Berlin. 130 S.
- Six L., Smolders E., 2014. Future trends in soil cadmium concentration under current cadmium fluxes to European agricultural soils. *Sci. Total Environ.* 485, 319-328.
- Spiess E., 2011. Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 91, 351–365.
- Stalder E., Blanc A., Haldimann M., Dudler V., 2012. Occurrence of uranium in Swiss drinking water. *Chemosphere* 86, 672-679.
- Takeda A., Tsukada H., Takaku Y., Hisamatsu S., Nanzyo M., 2006. Accumulation of uranium derived from long-term fertilizer applications in a cultivated Andisol. *Sci. Total Environ.* 367, 924-931.
- Taylor M.D., Kim N., 2008. The fate of uranium contaminants of phosphate fertilizer. In: De Kok, L.J.; Schnug, E. (eds.) *Loads and Fate of Fertilizer Derived Uranium*. Leiden: Backhuys publishers, 147–155.
- Tuchs Schmid M.P., 1995. Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetall- und Fluorgehalten bodenbildender Gesteine der Schweiz. *Schriftenreihe Umwelt-Materialien* Nr. 32. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), 3003 Bern. 130 S.
- Ulrich A.E., Schnug E., Prasser H.M., Frossard E., 2014. Uranium endowments in phosphate rock. *Sci. Total Environ.* 478, 226-234.
- Uterman, J. und Fuchs, M. 2008. Uranium in German soils. In: De Kok, L.J.; Schnug, E. (eds.) *Loads and Fate of Fertilizer Derived Uranium*. Leiden: Backhuys Publishers, 33-55.
- van der Bruggen M.W.P., Anthonio P.H., Vogel W., Gubbels-Van Hal W.M., 2003. Assessment and risks to health and the environment from cadmium in mineral fertilizers. Environmental report No. 167. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscapes. Berne. Switzerland
- von Steiger B., Baccini P., 1990. Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit messbarem Ein- und Austrag. Nationales Forschungsprogramm «Boden». Report Nr. 38. CH-3097-Liebefeld-Bern. 53 S.
- Wetterlind J., Richer De Forges A.C., Nicoullaud B., Arrouays D., 2012. Changes in uranium and thorium contents in topsoil after long-term phosphorus fertilizer application. *Soil Use Manage.* 28, 101-107.
- Wilcke W., H. Döhler, 1995. Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL Arbeitspapier 217. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Darmstadt. Deutschland.

Anhang

Anhang 1: Schadelementgehalte in den Parzellen des DOK-Versuches.	64
Anhang 2: Schadelementgehalte in den Parzellen des BDM.	65
Anhang 3: Schadelementgehalte in den Ober- und Unterböden des NABO und der KABOs AG, Fr und SO.	69
Anhang 4: Raumgewichte und Ti Gehalte in Ober- und Unterböden des NABO und der KABO AG, FR und SO und daraus berechnete ε Werte und die τ Werte für As, Cd, Pb und U. Die Reihenfolge der Proben und damit die Zuordnung der Schadelementgehalte entspricht Tabelle 8. O steht für organische Böden, ε steht für Böden deren ε Wert auf eine Schichtung hinweist, RG steht für Proben mit fehlenden Raumgewichten. Für diese Proben konnten keine τ Werte berechnet werden.....	76
Anhang 5: Schadelementgehalte in den NABO Proben zu unterschiedlichen Zeitpunkten.	81
Anhang 6: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 25 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.	83
Anhang 7: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 38 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.	84

Anhang 1: Schadelementgehalte in den Parzellen des DOK-Versuches.

Treatment	ParzellenID	Tiefe	Mittlere Horizonttiefe cm	As mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	U mg kg ⁻¹
Parzelle ohne Düngung	59	Oberboden	10	10.17	0.30	22.86	3.06
Parzelle ohne Düngung	3	Oberboden	10	9.52	0.38	26.00	3.01
Parzelle ohne Düngung	57	Oberboden	10	9.51	0.31	24.02	2.86
Parzelle ohne Düngung	39	Oberboden	10	8.37	0.38	23.46	3.00
Parzelle ohne Düngung	93	Oberboden	10	11.75	0.31	24.81	2.79
Konventionell 0.5	65	Oberboden	10	10.35	0.38	25.01	3.26
Konventionell 0.5	75	Oberboden	10	8.65	0.37	23.90	3.07
Konventionell 0.5	33	Oberboden	10	8.59	0.42	26.32	3.23
Konventionell 0.5	63	Oberboden	10	8.95	0.32	22.69	2.96
Konventionell 0.5	21	Oberboden	10	8.62	0.38	24.29	2.93
Konventionell 1	P.66	Oberboden	10	10.70	0.41	26.06	3.35
Konventionell 1	76	Oberboden	10	8.61	0.35	24.27	3.16
Konventionell 1	34	Oberboden	10	8.39	0.38	24.70	3.07
Konventionell 1	64	Oberboden	10	10.60	0.38	25.17	2.97
Konventionell 1	22	Oberboden	10	8.62	0.31	23.42	2.99
Mineralische Düngung	60	Oberboden	10	11.02	0.34	23.85	3.14
Mineralische Düngung	4	Oberboden	10	8.93	0.38	23.77	3.11
Mineralische Düngung	58	Oberboden	10	9.57	0.40	23.29	3.00
Mineralische Düngung	40	Oberboden	10	8.57	0.44	23.94	3.17
Mineralische Düngung	94	Oberboden	10	12.13	0.33	26.33	2.92

Anhang 2: Schadelementgehalte in den Parzellen des BDM.

LfdNr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Tiefe cm	As mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	U mg kg ⁻¹
1	BDM	Aecker	551170	0 - 20	5.49	0.14	16.73	1.56
2	BDM	Aecker	569182	0 - 20	6.02	0.17	20.65	2.29
3	BDM	Aecker	581190	0 - 20	6.30	0.18	19.90	1.55
4	BDM	Aecker	587214	0 - 20	9.64	0.29	22.82	2.40
5	BDM	Aecker	593198	0 - 20	7.62	0.22	23.04	2.14
6	BDM	Aecker	593218	0 - 20	6.62	0.25	23.19	3.08
7	BDM	Aecker	611190	0 - 20	8.30	0.25	20.65	2.38
8	BDM	Aecker	617214	0 - 20	4.06	0.15	17.75	1.42
9	BDM	Aecker	647234	0 - 20	20.00	0.34	27.71	2.43
10	BDM	Aecker	545178	0 - 20	6.37	0.19	17.77	1.61
11	BDM	Aecker	551182	0 - 20	4.80	0.16	18.18	1.81
12	BDM	Aecker	557186	0 - 20	7.50	0.19	19.21	1.96
13	BDM	Aecker	581182	0 - 20	5.06	0.22	20.00	1.61
14	BDM	Aecker	599214	0 - 20	7.35	0.26	26.55	3.10
15	BDM	Aecker	611182	0 - 20	10.67	0.42	30.72	2.44
16	BDM	Aecker	617226	0 - 20	4.74	0.18	23.70	2.32
17	BDM	Aecker	623230	0 - 20	5.62	0.20	27.86	2.28
18	BDM	Aecker	635218	0 - 20	10.26	0.20	22.90	2.34
19	BDM	Aecker	641242	0 - 20	6.91	0.30	26.37	3.11
20	BDM	Aecker	653218	0 - 20	13.37	0.30	25.14	2.57
21	BDM	Aecker	665226	0 - 20	9.02	0.32	23.27	2.37
22	BDM	Aecker	677234	0 - 20	11.76	0.32	27.50	2.44
23	BDM	Aecker	695246	0 - 20	10.81	0.30	22.12	2.25
24	BDM	Aecker	695286	0 - 20	11.95	0.24	26.75	2.15
25	BDM	Aecker	647246	0 - 20	7.74	0.20	25.23	1.86

LfdNr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Tiefe cm	As mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	U mg kg ⁻¹
26	BDM	Aecker	659254	0 - 20	7.42	0.20	23.23	2.59
27	BDM	Aecker	665218	0 - 20	13.80	0.18	24.90	2.33
28	BDM	Aecker	665238	0 - 20	10.87	0.21	24.21	2.58
29	BDM	Aecker	683230	0 - 20	12.08	0.33	30.17	3.07
30	BDM	Aecker	701242	0 - 20	13.06	0.26	29.71	2.33
31	BDM	Aecker	713270	0 - 20	8.85	0.27	20.05	2.34
32	BDM	Aecker	647238	0 - 20	4.26	0.21	18.03	1.56
33	BDM	Aecker	659246	0 - 20	11.85	0.24	26.78	2.32
34	BDM	Aecker	503138	0 - 20	7.36	0.21	19.21	2.49
35	BDM	Aecker	527154	0 - 20	9.76	0.22	24.37	2.49
36	BDM	Aecker	539162	0 - 20	9.06	0.21	22.20	2.16
37	BDM	Aecker	551174	0 - 20	5.47	0.14	17.42	1.69
38	BDM	Aecker	557178	0 - 20	8.86	0.25	23.24	2.51
39	BDM	Aecker	563182	0 - 20	4.45	0.19	18.66	1.72
40	BDM	Aecker	575190	0 - 20	6.99	0.20	19.53	1.94
41	BDM	Aecker	587198	0 - 20	4.37	0.16	21.60	1.90
42	BDM	Aecker	593222	0 - 20	9.21	0.32	22.58	2.15
43	BDM	Aecker	599226	0 - 20	13.58	0.32	54.01	3.65
44	BDM	Aecker	605210	0 - 20	6.98	0.19	23.00	2.01
45	BDM	Aecker	611194	0 - 20	8.51	0.26	22.91	2.11
46	BDM	Aecker	611214	0 - 20	6.33	0.23	32.92	1.71
47	BDM	Aecker	611234	0 - 20	8.88	0.26	26.82	2.34
48	BDM	Aecker	635230	0 - 20	5.57	0.15	17.90	1.65
49	BDM	Aecker	659226	0 - 20	19.15	0.40	32.37	2.89
50	BDM	Aecker	677238	0 - 20	12.46	0.34	25.68	2.02
51	BDM	Aecker	701254	0 - 20	11.42	0.36	33.61	2.14

LfdNr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Tiefe cm	As mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	U mg kg ⁻¹
52	BDM	Aecker	701274	0 - 20	10.69	0.22	22.92	1.98
53	BDM	Aecker	713262	0 - 20	10.58	0.27	21.48	2.00
54	BDM	Aecker	731274	0 - 20	7.89	0.20	24.30	2.33
55	BDM	Aecker	665242	0 - 20	8.50	0.37	27.86	2.31
56	BDM	Aecker	671246	0 - 20	9.66	0.29	20.83	2.27
57	BDM	Aecker	671266	0 - 20	20.90	0.27	27.04	2.49
58	BDM	Aecker	491114	0 - 20	6.40	0.17	23.67	1.93
59	BDM	Aecker	509146	0 - 20	9.74	0.23	22.97	2.28
60	BDM	Aecker	515150	0 - 20	6.32	0.15	19.42	2.16
61	BDM	Aecker	527158	0 - 20	12.21	0.26	26.19	1.94
62	BDM	Aecker	533182	0 - 20	8.38	0.23	25.02	2.06
63	BDM	Aecker	539186	0 - 20	9.12	0.26	25.03	2.20
64	BDM	Aecker	545170	0 - 20	9.02	0.22	21.79	1.91
65	BDM	Aecker	623198	0 - 20	5.63	0.17	23.23	1.98
66	BDM	Wiesen, Weiden	557174	0 - 20	8.82	0.17	24.25	1.95
67	BDM	Wiesen, Weiden	587194	0 - 20	3.42	0.13	16.93	1.24
68	BDM	Wiesen, Weiden	635226	0 - 20	4.85	0.14	18.36	1.37
69	BDM	Wiesen, Weiden	569194	0 - 20	14.41	0.36	30.01	2.49
70	BDM	Wiesen, Weiden	587186	0 - 20	3.89	0.18	18.57	2.22
71	BDM	Wiesen, Weiden	587206	0 - 20	4.49	0.14	18.59	2.08
72	BDM	Wiesen, Weiden	593210	0 - 20	7.98	0.26	32.50	1.89
73	BDM	Wiesen, Weiden	683258	0 - 20	9.69	0.33	15.17	1.91
74	BDM	Wiesen, Weiden	695266	0 - 20	8.15	0.42	45.76	6.41
75	BDM	Wiesen, Weiden	707274	0 - 20	8.13	0.28	17.67	1.82
76	BDM	Wiesen, Weiden	731270	0 - 20	9.00	0.28	23.46	1.84
77	BDM	Wiesen, Weiden	671242	0 - 20	8.07	0.37	27.96	2.07

LfdNr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Tiefe cm	As mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	U mg kg ⁻¹
78	BDM	Wiesen, Weiden	671262	0 - 20	14.05	0.32	29.94	2.07
79	BDM	Wiesen, Weiden	701262	0 - 20	8.91	0.39	30.53	3.44
80	BDM	Wiesen, Weiden	653242	0 - 20	6.32	0.12	17.51	1.50
81	BDM	Wiesen, Weiden	665250	0 - 20	7.58	0.22	20.56	1.59
82	BDM	Wiesen, Weiden	521150	0 - 20	8.89	0.19	22.13	2.35
83	BDM	Wiesen, Weiden	533158	0 - 20	10.09	0.20	32.97	1.80
84	BDM	Wiesen, Weiden	605190	0 - 20	7.66	0.26	39.72	1.95
85	BDM	Wiesen, Weiden	653234	0 - 20	14.50	0.31	31.11	2.54
86	BDM	Wiesen, Weiden	653254	0 - 20	9.38	0.25	55.92	2.54
87	BDM	Wiesen, Weiden	659258	0 - 20	10.57	0.58	36.81	1.68
88	BDM	Wiesen, Weiden	671226	0 - 20	9.31	0.27	23.33	1.99
89	BDM	Wiesen, Weiden	533162	0 - 20	8.97	0.32	42.53	1.83
90	BDM	Wiesen, Weiden	563178	0 - 20	12.55	0.23	21.00	2.19
91	BDM	Wiesen, Weiden	605186	0 - 20	8.86	0.22	24.26	1.90
92	BDM	Wiesen, Weiden	629222	0 - 20	9.38	0.21	22.32	1.98
93	BDM	Wiesen, Weiden	557166	0 - 20	6.23	0.22	20.80	1.69
94	BDM	Wiesen, Weiden	617206	0 - 20	7.29	0.26	22.81	1.81
95	BDM	Wiesen, Weiden	629214	0 - 20	7.39	0.16	23.82	2.50
96	BDM	Wiesen, Weiden	659214	0 - 20	7.83	0.24	22.82	2.05
97	BDM	Wiesen, Weiden	707266	0 - 20	12.04	0.26	27.15	2.08
98	BDM	Wiesen, Weiden	629226	0 - 20	4.03	0.16	22.78	1.35
99	BDM	Wiesen, Weiden	641234	0 - 20	3.22	0.12	17.06	1.15
100	BDM	Wiesen, Weiden	635242	0 - 20	11.97	0.51	79.17	2.18
101	BDM	Wiesen, Weiden	613212	0 - 20	6.56	0.22	30.48	1.81
102	BDM	Wiesen, Weiden	695250	0 - 20	12.26	0.34	26.22	2.03
103	BDM	Wiesen, Weiden	527178	0 - 20	11.42	0.37	17.91	1.58

Anhang 3: Schadelementgehalte in den Ober- und Unterböden des NABO und der KABOs AG, Fr und SO.

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
1	NABO	Acker	102 VOU 1-5A I/1; 102 VOU 1-6e_1TC/1	10	85	8.49	8.08	0.22	0.12	22.65	16.91	2.44	2.20
2	NABO	Acker	102 VOU 1-5AII/1; 102 VOU 1-6e_1TC/1	10	85	8.04	8.08	0.22	0.12	18.49	16.91	2.42	2.20
3	NABO	Acker	31 CO1-5A I/1; 31 CO 1-6e_1TC/1	10	110	15.37	15.42	0.30	0.27	20.63	13.27	1.87	1.49
4	NABO	Acker	31 CO 1-5A II/1; 31 CO 1-6e_1TC/1	10	110	15.96	15.42	0.33	0.27	21.10	13.27	1.85	1.49
5	NABO	Acker	31 CO 1-5A I/1; 31 CO 1-6e_1TC/1	10	110	17.16	15.42	0.50	0.27	23.03	13.27	2.10	1.49
6	NABO	Acker	31 CO 1-5A II/1; 31 CO 1-6e_1TC/1	10	110	17.80	15.42	0.29	0.27	21.52	13.27	1.87	1.49
7	NABO	Acker	48 OB 1-5A I/1; 48 OB 1-6d_1TC/1	10	90	20.22	8.46	0.41	0.14	36.07	5.14	2.90	0.72
8	NABO	Acker	48 OB 1-5A II/1; 48 OB 1-6d_1TC/1	10	90	19.86	8.46	0.39	0.14	35.95	5.14	3.00	0.72
9	NABO	Acker	46 VA 1-5A I/1; 46 VA 1-6d_1TC/1	10	110	20.97	21.64	0.40	0.11	25.24	20.06	2.58	2.19
10	NABO	Acker	46 VA 1-5A II/1; 46 VA 1-6d_1TC/1	10	110	21.74	21.64	0.44	0.11	23.84	20.06	2.26	2.19
11	NABO	Acker	44 HE 1-3A I/1; 44 HE 1-6e_1TC/1	10	110	6.60	10.32	0.26	1.15	22.65	16.26	2.34	2.88
12	NABO	Acker	44 HE 1-3A II/1; 44 HE 1-6e_1TC/1	10	110	8.09	10.32	0.25	1.15	24.70	16.26	2.37	2.88
13	NABO	Acker	44 HE 1-5A I/1; 44 HE 1-6e_1TC/1	10	110	7.45	10.32	0.25	1.15	22.55	16.26	2.35	2.88
14	NABO	Acker	44 HE 1-5A II/1; 44 HE 1-6e_1TC/1	10	110	7.50	10.32	0.25	1.15	22.07	16.26	2.22	2.88
15	NABO	Acker	65 COR 1-3A I/1; 65 COR 1-6d_1TC/1	10	175	11.74	11.74	0.30	0.17	25.63	24.44	3.01	3.08
16	NABO	Acker	65 COR 1-3A II/1; 65 COR 1-6d_1TC/1	10	175	12.64	11.74	0.27	0.17	25.97	24.44	3.00	3.08
17	NABO	Acker	65 Cor 1-5A I/1; 65 COR 1-6d_1TC/1	10	175	11.57	11.74	0.32	0.17	26.00	24.44	3.05	3.08

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
18	NABO	Acker	65 COR 1-5A II/1; 65 COR 1-6d_1TC/1	10	175	14.40	11.74	0.30	0.17	26.98	24.44	3.11	3.08
19	NABO	Acker	38 KO 1-5A I/1; 38 KO 1-6f_1TC/1	10	130	7.25	2.53	0.21	0.06	22.33	12.47	1.70	1.61
20	NABO	Acker	38 KO 1-5A II/1; 38 KO 1-6f_1TC/1	10	130	7.34	2.53	0.21	0.06	22.16	12.47	1.66	1.61
21	NABO	Acker	35 CP 1-5A I/1; 35 CP 1-6e_1TC/1	10	110	19.34	19.65	0.64	0.56	28.56	19.97	3.05	2.98
22	NABO	Acker	35 CP 1-5A II/1; 35 CP 1-6e_1TC/1	10	110	19.10	19.65	0.63	0.56	27.69	19.97	3.06	2.98
23	NABO	Acker	25 SM 1-5A I/1; 25 SM 1-1i_O/1	10	130	30.00	23.30	0.40	0.07	33.79	27.49	3.77	2.80
24	NABO	Acker	25 SM 1-5A II/1; 25 SM 1-1i_O/1	10	130	26.47	23.30	0.35	0.07	31.15	27.49	3.75	2.80
25	NABO	Acker	15 IN 1-3A I/1; 15 IN 1-6e_1TC/1	10	125	12.37	5.89	0.42	0.16	24.51	13.30	5.18	2.25
26	NABO	Acker	15 IN 1-3A II/1; 15 IN 1-6e_1TC/1	10	125	11.65	5.89	0.40	0.16	23.97	13.30	5.23	2.25
27	NABO	Acker	15 IN 1-5A I/1; 15 IN 1-6e_1TC/1	10	125	11.63	5.89	0.43	0.16	24.95	13.30	5.50	2.25
28	NABO	Acker	15 IN 1-5A II/1; 15 IN 1-6e_1TC/1	10	125	11.97	5.89	0.42	0.16	25.46	13.30	5.66	2.25
29	NABO	Acker	13 WI 1-5A I/1; 13 WI 1-6d_1TC/1	10	115	6.49	5.94	0.35	0.11	36.79	15.79	2.04	2.15
30	NABO	Acker	13 WI 1-5A II/1; 13 WI 1-6d_1TC/1	10	115	6.85	5.94	0.38	0.11	32.38	15.79	2.10	2.15
31	NABO	Acker	11 LS 1-5A I/1; 11 LS 1-6d_1TC/1	10	130	12.72	13.75	0.25	0.15	21.97	20.50	2.16	1.82
32	NABO	Acker	11 LS 1-5A II/1; 11 LS 1-6d_1TC/1	10	130	16.00	13.75	0.28	0.15	26.90	20.50	2.44	1.82
33	FaBo AG	Aecker	100ob	10	68.5	38.23	34.58	0.65	0.36	42.46	10.72	3.15	2.00
34	FaBo AG	Aecker	101he	10	130	27.02	26.28	0.49	0.41	42.59	39.26	3.47	4.20
35	FaBo AG	Aecker	103un	10	82.5	8.75	12.13	0.23	0.27	24.82	23.76	3.25	3.26
36	FaBo AG	Aecker	105me	10	91	10.53	2.63	0.28	0.17	32.25	13.76	3.22	1.93
37	FaBo AG	Aecker	120vo	10	105.5	6.44	7.98	0.21	0.13	26.53	19.14	2.43	2.36

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
38	FaBo AG	Aecker	121gr	10	101	4.61	3.00	0.15	0.11	18.39	12.68	1.32	1.28
39	FaBo AG	Magerwiese	122ku	10	77.5	60.91	12.31	0.66	0.23	35.67	12.73	2.38	1.11
40	FaBo AG	Dauergrünland Halb-moor	124ab	10	104	12.53	3.86	0.84	0.20	45.70	19.00	7.93	3.19
41	FaBo AG	Aecker	150sa	10	110	8.93	6.95	0.30	0.11	47.65	18.72	2.95	2.72
42	FaBo AG	Aecker	151go	10	102.5	7.01	14.78	0.37	0.24	25.94	22.64	2.52	2.61
43	FaBo AG	Aecker	152sc	10	103.5	5.36	9.67	0.18	0.22	21.74	25.46	1.99	2.26
44	FaBo AG	Aecker	153su	10	75.5	6.22	10.00	0.30	0.18	30.52	18.78	2.57	2.85
45	FaBo AG	Aecker	158me	10	95	34.71	25.98	0.50	0.11	42.91	17.70	3.78	2.02
46	FaBo AG	Gemüse	159st	10	90.5	6.75	2.90	1.06	0.09	56.71	8.97	2.10	1.38
47	FaBo AG	Aecker	160un	10	53	8.55	7.59	0.85	0.30	45.97	19.61	2.28	2.06
48	FaBo SO	Aecker	T 3842 / 14a P6 A; T 3844 / 14a P6 C	15.5	97.5	7.77	8.75	0.31	0.30	31.44	15.36	2.31	4.05
49	FaBo SO	Aecker	T 3845 / 14a P7 A; T 3847 / 14a P7 C	12.5	86.5	7.81	8.05	0.21	0.18	19.67	19.56	2.80	2.27
50	FaBo SO	Aecker	T 4208 / P22 A; T 4210 / P22 C	9.0	82.5	6.85	10.67	0.08	0.14	29.80	20.62	2.45	2.17
51	FaBo SO	Aecker	12 T 4109 / P15 a 0-26 Ahp; 12 T 4111 / P15 c 90-135 B	13.0	112.5	17.35	16.08	0.47	0.36	27.73	20.37	2.52	2.44
52	FaBo SO	Aecker	12 T 3883 / P19 - 19.1 0-28 (E)Ah,p; 12 T 3885 / P19 - 19.3 90-139 (I)Bcn,g,t	14.0	114.5	6.90	11.78	0.32	0.20	22.28	18.46	2.80	2.66
53	FaBo SO	Aecker	12 T 3893 / P22 - 22.1 0-25 (E)Ah,p,(cn); 12 T 3895 / P22 - 22.3 64-103 2BCcn(g)	12.5	83.5	9.16	23.42	0.39	0.46	25.74	23.62	2.73	2.81
54	FaBo SO	Aecker	11 T 5570 / 2542_1_1 0-14 yAh; 11 T 5572 / 2542_1_4 46-65 (B)Cgg	7.0	55.5	7.21	8.15	0.32	0.41	42.84	28.78	1.94	2.89

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
55	FaBo SO	Aecker	11 T 3910 / 8a 0-22 Ahp; 11 T 3912 / 8c 65-100 Btgx	11.0	82.5	6.60	11.45	0.29	0.23	24.26	17.94	2.73	2.37
56	FaBo SO	Aecker	9 T 4094 / P 44 0-32 Ah,p,cn; 9 T 4096 / P 44 61-110 BCcn,gg	16.0	85.5	7.10	10.50	0.25	0.09	24.73	18.68	2.80	2.66
57	FaBo SO	Aecker	9 T 4375 / 09a 15a Ah,p; 9 T 4377 / 09a 15c Bcn(x)	7.5	48.5	6.24	6.74	0.33	0.29	26.31	18.30	2.41	2.72
58	FaBo SO	Aecker	8 T 4391 / 08b 11/a Ahp; 8 T 4393 / 08b 11/c Bcn(x)	22.5	65.0	5.54	7.62	0.25	0.16	25.48	16.15	1.98	1.93
59	FaBo SO	Aecker	07 T 4214 / 07b/02 A Ahp; 07 T 4216 / 07b/02 C BCg(g)	23.0	74.0	8.04	3.98	0.35	0.21	37.11	12.97	3.73	1.79
60	FaBo SO	Aecker	06 T 5980 / 06B 14-a Ahp; 06 T 5982 / 06B 14-c B(t)	22.5	65.0	6.64	9.50	0.29	0.25	32.31	16.81	1.85	1.61
61	FaBo SO	Aecker	06 T 6559 / 06B 26-a Ahp; 06 T 6561 / 06B 26-c (B)Cgr	15.0	110.0	5.33	2.31	0.26	0.14	19.88	17.81	2.53	2.80
62	FaBo SO	Aecker	06 T 6001 / 06B 21-a Ahp(g); 06 T 6003 / 06B 21-c Bggx	12.5	95.0	5.75	9.81	0.19	0.16	21.71	19.51	2.69	2.46
63	FaBo SO	Aecker	05T04791 / P10- 1/Ahp(cn); 05T04793 / P10-4/CBltcng	10.5	120.0	5.76	12.39	0.20	0.19	29.66	23.13	2.35	2.44
64	FaBo SO	Aecker	04T06396 / W22- 1/Ahp(cn); 04T06398 / W22-3/BCkg	13.5	51.5	13.37	32.40	0.24	0.21	27.25	15.43	2.33	1.66
65	FaBo SO	Aecker	04T06332 / 14a/Ah; 04T06333 / 14b/AB	6.0	24.0	6.45	7.22	0.26	0.25	22.19	20.93	2.75	2.83
66	FaBo SO	Aecker	04T05639 / 07A/Ahp; 04T05642 / 07D/(T)Cgg	14.0	84.0	14.79	6.20	0.23	0.79	28.24	23.51	2.50	22.44
67	FaBo SO	Aecker	03T05719 / S10/Ah,p; 03T05721 / S10/Bg	17.0	120.0	5.53	5.20	0.18	0.13	21.23	17.03	1.87	1.92

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
68	FaBo SO	Aecker	03T05695 / S3/Ah,p,(g); 03T05697 / S3/Bcn,g,(g)	5.0	52.5	33.46	19.21	0.50	0.23	31.89	24.19	6.76	4.36
69	FaBo SO	Aecker	03T05073 / R2/Ap,h,cn; 03T05075 / R2/Bgg,cn,x	14.0	80.0	5.68	6.76	0.33	0.17	20.31	17.56	2.05	1.98
70	FaBo SO	Aecker	03T05172 / Q16/Ah,p; 03T05174 / Q16/(B)Ccn	13.0	105.0	4.93	4.30	0.21	0.14	22.08	12.22	1.89	1.55
71	FaBo SO	Aecker	03T05138 / Q5/Ah,p; 03T05140 / Q5/Bw,cn	13.5	81.0	6.48	8.69	0.19	0.25	22.15	17.89	2.28	2.25
72	FaBo SO	Aecker	545329 / O19/Ah,p,(g); 545332 / O19/IIBC	11.5	92.5	5.56	6.76	0.20	0.18	22.53	12.11	2.10	1.62
73	FaBo SO	Aecker	545347 / O24/Ah,p; 545350 / O24/l,t,g	11.5	67.5	6.70	9.19	0.18	0.23	27.64	15.89	2.13	1.95
74	FaBo SO	Aecker	545308 / O10/Ah,p,(x); 545310 / O10/Bw	13.0	82.5	6.97	7.23	0.35	0.12	37.96	13.77	1.91	1.70
75	FaBo SO	Aecker	542063 / N18/Ah,p; 542065 / N18/l,t,cn	15.0	92.5	6.26	8.99	0.24	0.19	28.76	16.87	2.08	2.20
76	FaBo SO	Aecker	541939 / N5/Ah,p; 541941 / N5/l,cn	10.0	52.5	6.30	7.62	0.17	0.13	26.35	15.44	2.03	2.18
77	FaBo SO	Aecker	659260 / H15/Ahpcn; 659280 / H15/Bgx	10.0	110.0	9.83	15.31	0.37	0.12	25.63	16.94	2.63	2.74
78	FaBo SO	Aecker	01-0825.51 / K18/Ahp; 01-0825.53 / K18/BCcn(g)	14.0	120.0	8.75	7.62	0.23	0.16	20.72	19.49	2.54	2.61
79	FaBo SO	Aecker	659360 / H18/Ahp(g); 659370 / H18/BC(gg)x	12.5	32.5	14.07	9.57	0.43	0.30	34.88	20.39	1.90	1.76
80	FaBo SO	Aecker	99-1210.34 / E30/Ahp; 99-1210.36 / E30/Bg	12.5	90.0	16.66	9.59	0.42	0.17	24.72	16.26	2.33	2.26
81	FaBo SO	Aecker	99-0412.3 / C24a; 99-0412.5 / C24f	12.0	97.0	5.63	3.48	0.24	0.11	21.48	13.72	2.22	2.17
82	FaBo SO	Aecker	99-0414.40 / A27a; 99-0414.42 / A27c	17.5	160.0	15.57	18.88	0.55	0.29	26.96	18.58	2.56	2.12
83	FaBo SO	Aecker	99-0501.10 / A13a; 99-0501.12 / A13c	12.5	97.5	13.94	15.58	0.48	0.32	29.83	14.78	2.23	1.30

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
84	FaBo SO	Aecker	403031 / B19/Ahp; 403032 / B19/Bg	10.0	52.5	12.31	18.09	0.58	0.38	30.45	21.75	2.74	2.55
85	FaBo SO	Aecker	403056 / B27/Ahpg; 403057 / B27/Bggx	10.0	50.0	13.49	12.08	0.63	0.30	34.93	22.58	2.33	2.55
86	FaBo SO	Aecker	Nr.4534-1, Ahp / 2545-1; Nr. 4534-1, Bw / 2545-1	8.5	33.5	9.49	14.13	0.33	0.31	28.60	16.86	2.23	1.91
87	FaBO FR	Aecker	44	10	75	6.41	7.66	0.18	0.18	19.38	18.71	2.33	2.44
88	FaBO FR	Aecker	49	10	75	5.90	4.23	0.22	0.15	21.25	11.20	2.46	1.70
89	FaBO FR	Aecker	56	10	75	9.10	8.19	0.21	0.15	27.30	14.36	2.18	1.78
90	FaBO FR	Aecker	57	10	75	7.15	6.02	0.18	0.14	16.50	15.58	1.81	1.49
91	FaBO FR	Aecker	58	10	75	5.39	5.54	0.14	0.08	24.37	15.99	1.92	1.35
92	FaBO FR	Aecker	59	10	75	6.64	7.63	0.20	0.17	20.15	14.09	1.93	1.59
93	FaBO FR	Aecker	70	10	75	7.35	8.59	0.30	0.29	22.70	21.61	2.46	2.55
94	FaBO FR	Aecker	77	10	75	10.27	9.94	0.33	0.28	24.50	22.39	2.49	2.16
95	FaBO FR	Aecker	93	10	75	10.92	9.96	0.25	0.17	22.37	19.79	2.07	1.94
96	FaBO FR	Aecker	95	10	75	3.08	3.60	0.12	0.10	14.53	12.75	1.62	1.66
97	FaBO FR	Aecker	139	10	75	5.37	5.01	0.15	0.13	18.15	18.15	1.88	1.79
98	FaBO FR	Aecker	143	10	75	5.99	4.68	0.21	0.14	18.56	15.59	1.92	1.50
99	FaBO FR	Aecker	144	10	75	4.50	6.30	0.14	0.14	19.36	18.01	2.40	2.35
100	FaBO FR	Aecker	145	10	75	4.16	2.90	0.16	0.10	17.08	14.28	1.69	1.39
101	FaBO FR	Aecker	146	10	75	6.12	6.87	0.17	0.13	18.15	18.26	1.92	2.08
102	FaBO FR	Aecker	148	10	75	4.64	2.91	0.14	0.09	17.55	13.66	1.78	1.56
103	FaBO FR	Aecker	171	10	75	6.48	6.69	0.27	0.25	20.06	16.83	1.73	1.56
104	FaBO FR	Aecker	178	10	75	8.89	11.87	0.17	0.16	19.21	20.71	2.99	3.35
105	FaBO FR	Aecker	179	10	75	3.38	2.31	0.16	0.07	16.51	11.22	1.47	1.24
106	FaBO FR	Aecker	186	10	75	6.25	8.06	0.62	0.18	21.77	16.91	1.78	1.95

Lfd Nr	Versuch	Nutzung	ParzellenID	Mittlere Tiefe oben cm	Mittlere Tiefe unten cm	As oben mg kg ⁻¹	As unten mg kg ⁻¹	Cd oben mg kg ⁻¹	Cd unten mg kg ⁻¹	Pb oben mg kg ⁻¹	Pb unten mg kg ⁻¹	U oben mg kg ⁻¹	U unten mg kg ⁻¹
107	FaBO FR	Aecker	191	10	75	4.95	5.67	0.18	0.16	16.96	15.22	1.73	1.82
108	FaBO FR	Aecker	192	10	75	3.80	3.74	0.19	0.13	18.04	14.00	1.69	1.85
109	FaBO FR	Aecker	198	10	75	20.46	52.26	0.32	0.21	24.65	13.18	3.03	7.11
110	FaBO FR	Aecker	200	10	75	4.81	4.26	0.21	0.17	19.16	17.39	1.76	1.75
111	FaBO FR	Aecker	244	10	75	4.22	2.75	0.14	0.10	21.97	12.68	1.54	1.55

Anhang 4: Raumgewichte und Ti Gehalte in Ober- und Unterböden des NABO und der KABO AG, FR und SO und daraus berechnete ε Werte und die τ Werte für As, Cd, Pb und U. Die Reihenfolge der Proben und damit die Zuordnung der Schadelementgehalte entspricht Anhang 3. O steht für organische Böden, ε steht für Böden deren ε Wert auf eine Schichtung hinweist, RG steht für Proben mit fehlenden Raumgewichten. Für diese Proben konnten keine τ Werte berechnet werden.

LfdNr	Versuch	RG oben g cm ⁻³	RG unten g cm ⁻³	Ti oben mg kg ⁻¹	Ti unten mg kg ⁻¹	ε	τ As	τ Cd	τ Pb	τ U
1	NABO	1.06	1.29	3393	3504	0.26	0.09	0.94	0.38	0.15
2	NABO	1.06	1.29	3324	3504	0.28	0.05	0.99	0.15	0.16
3	NABO	1.13	1.40	2229	1741	-0.04	-0.22	-0.13	0.21	-0.02
4	NABO	1.13	1.40	2275	1741	-0.06	-0.21	-0.06	0.22	-0.05
5	NABO	1.13	1.40	2290	1741	-0.06	-0.15	0.41	0.32	0.08
6	NABO	1.13	1.40	2252	1741	-0.05	-0.11	-0.16	0.25	-0.03
7	NABO	0.55	1.40	3300	560	O	O	O	O	O
8	NABO	0.55	1.40	3260	560	O	O	O	O	O
9	NABO	1.11	1.25	3468	3405	0.10	-0.05	2.41	0.24	0.16
10	NABO	1.11	1.25	3513	3405	0.09	-0.03	2.73	0.15	0.00
11	NABO	1.02	0.73	2527	2169	-0.38	-0.45	-0.81	0.20	-0.30
12	NABO	1.02	0.73	2675	2169	-0.42	-0.36	-0.82	0.23	-0.33
13	NABO	1.02	0.73	2539	2169	-0.39	-0.38	-0.82	0.18	-0.30
14	NABO	1.02	0.73	2401	2169	-0.35	-0.34	-0.81	0.23	-0.30
15	NABO	1.20	1.56	3976	4314	0.41	0.08	0.93	0.14	0.06
16	NABO	1.20	1.56	4008	4314	0.40	0.16	0.74	0.14	0.05
17	NABO	1.15	1.56	4087	4314	0.44	0.04	1.02	0.12	0.05
18	NABO	1.15	1.56	4036	4314	0.45	0.31	0.92	0.18	0.08
19	NABO	1.24	1.87	1980	2073	0.58	2.00	2.58	0.87	0.11
20	NABO	1.24	1.87	1977	2073	0.58	2.04	2.56	0.86	0.08
21	NABO	1.02	0.93	4204	3468	-0.24	-0.19	-0.05	0.18	-0.16
22	NABO	1.02	0.93	4208	3468	-0.24	-0.20	-0.07	0.14	-0.15
23	NABO	0.86	NA	5198	5740	RG	RG	RG	RG	RG

LfdNr	Versuch	RG oben g cm ⁻³	RG unten g cm ⁻³	Ti oben mg kg ⁻¹	Ti unten mg kg ⁻¹	ε	τAs	τCd	τPb	τU
24	NABO	0.86	NA	5000	5740	RG	RG	RG	RG	RG
25	NABO	0.61	1.45	2652	2646	O	O	O	O	O
26	NABO	0.61	1.45	2593	2646	O	O	O	O	O
27	NABO	0.61	1.45	2803	2646	O	O	O	O	O
28	NABO	0.61	1.45	2822	2646	O	O	O	O	O
29	NABO	1.18	1.03	2279	3037	0.17	0.46	3.14	2.10	0.26
30	NABO	1.18	1.03	2307	3037	0.15	0.52	3.45	1.70	0.28
31	NABO	1.03	2.04	2677	2799	1.08	-0.03	0.72	0.12	0.24
32	NABO	1.03	2.04	3307	2799	0.68	-0.01	0.59	0.11	0.13
33	FaBo AG	1.28	1.50	2768	317	-0.87	ε	ε	ε	ε
34	FaBo AG	1.25	1.46	3361	3912	0.36	0.20	0.41	0.26	-0.04
35	FaBo AG	1.34	1.54	3151	2948	0.08	-0.33	-0.21	-0.02	-0.07
36	FaBo AG	1.20	1.54	2694	2203	0.05	2.28	0.38	0.92	0.36
37	FaBo AG	1.32	1.54	2962	2489	-0.02	-0.32	0.30	0.16	-0.14
38	FaBo AG	1.35	1.46	1907	2015	0.14	0.63	0.48	0.53	0.09
39	FaBo AG	1.15	1.47	3757	2443	-0.17	2.22	0.88	0.82	0.40
40	FaBo AG	0.56	0.71	1903	3158	O	O	O	O	O
41	FaBo AG	1.24	1.51	3545	3209	0.10	0.16	1.48	1.30	-0.02
42	FaBo AG	1.35	1.44	2465	2824	0.22	-0.46	0.78	0.31	0.11
43	FaBo AG	1.36	1.49	2262	2017	-0.02	-0.51	-0.29	-0.24	-0.22
44	FaBo AG	1.34	1.50	2987	3373	0.26	-0.30	0.86	0.83	0.02
45	FaBo AG	1.32	1.49	3588	2123	-0.34	-0.21	1.79	0.43	0.11
46	FaBo AG	1.32	1.53	1778	1131	-0.26	0.48	6.31	3.02	-0.03
47	FaBo AG	1.23	1.39	2381	2069	-0.02	-0.02	1.45	1.04	-0.04
48	FaBo SO	1.32	1.60	2352	1699	-0.12	-0.36	-0.27	0.48	-0.59
49	FaBo SO	1.37	1.43	3068	2536	-0.14	-0.20	-0.06	-0.17	0.02

LfdNr	Versuch	RG oben g cm ⁻³	RG unten g cm ⁻³	Ti oben mg kg ⁻¹	Ti unten mg kg ⁻¹	ε	τAs	τCd	τPb	τU
50	FaBo SO	1.31	1.60	2718	2755	0.24	-0.35	-0.41	0.47	0.15
51	FaBo SO	1.22	1.38	3956	3772	0.09	0.03	0.23	0.30	-0.02
52	FaBo SO	1.33	1.52	3372	3831	0.30	-0.33	0.81	0.37	0.19
53	FaBo SO	1.32	1.40	3724	3942	0.13	-0.59	-0.12	0.15	0.03
54	FaBo SO	1.26	1.28	2217	4691	1.16	ε	ε	ε	ε
55	FaBo SO	1.31	1.54	3141	3082	0.16	-0.43	0.22	0.33	0.13
56	FaBo SO	1.33	1.50	3037	2741	0.02	-0.39	1.39	0.20	-0.05
57	FaBo SO	1.28	1.46	3054	3647	0.36	0.11	0.34	0.72	0.06
58	FaBo SO	1.34	1.47	1963	2127	0.19	-0.21	0.69	0.71	0.11
59	FaBo SO	1.05	NA	2886	2680	RG	RG	RG	RG	RG
60	FaBo SO	1.28	1.42	2061	1978	0.06	-0.33	0.14	0.84	0.10
61	FaBo SO	1.32	1.60	2868	3400	0.44	1.74	1.16	0.32	0.07
62	FaBo SO	1.36	1.54	3115	3405	0.25	-0.36	0.25	0.22	0.19
63	FaBo SO	1.23	1.60	2721	3390	0.62	-0.42	0.29	0.60	0.20
64	FaBo SO	1.28	1.47	3124	2853	0.05	-0.62	0.06	0.61	0.28
65	FaBo SO	1.19	1.41	3084	3308	0.27	-0.04	0.13	0.14	0.04
66	FaBo SO	1.33	0.83	2618	2936	-0.30	1.67	-0.68	0.35	-0.87
67	FaBo SO	1.41	1.50	2109	2274	0.15	0.15	0.46	0.34	0.05
68	FaBo SO	1.26	1.40	4097	4053	0.10	0.72	1.15	0.30	0.53
69	FaBo SO	1.34	1.54	2439	2570	0.22	-0.11	0.98	0.22	0.09
70	FaBo SO	1.35	1.60	2275	2029	0.06	0.02	0.30	0.61	0.09
71	FaBo SO	1.35	1.60	2565	2686	0.24	-0.22	-0.19	0.30	0.06
72	FaBo SO	1.29	1.31	2471	1402	-0.43	-0.53	-0.36	0.06	-0.26
73	FaBo SO	1.30	1.45	2537	1923	-0.16	-0.45	-0.40	0.32	-0.17
74	FaBo SO	1.25	1.29	2261	1963	-0.10	-0.16	1.50	1.39	-0.03
75	FaBo SO	1.24	1.60	2610	2563	0.27	-0.32	0.25	0.67	-0.07

LfdNr	Versuch	RG oben g cm ⁻³	RG unten g cm ⁻³	Ti oben mg kg ⁻¹	Ti unten mg kg ⁻¹	ε	τAs	τCd	τPb	τU
76	FaBo SO	1.31	1.42	2493	2844	0.23	-0.06	0.45	0.95	0.06
77	FaBo SO	1.30	1.60	3385	3566	0.30	-0.32	2.21	0.59	0.01
78	FaBo SO	1.36	1.45	2731	3191	0.25	0.34	0.63	0.24	0.14
79	FaBo SO	1.20	1.60	3864	3450	0.19	0.31	0.30	0.53	-0.03
80	FaBo SO	1.28	1.34	3274	3346	0.07	0.78	1.51	0.55	0.05
81	FaBo SO	1.30	1.60	2662	2847	0.32	0.73	1.45	0.68	0.09
82	FaBo SO	1.17	1.60	4090	4618	0.54	-0.07	1.16	0.64	0.37
83	FaBo SO	1.22	1.60	4031	2085	-0.32	-0.54	-0.22	0.04	-0.11
84	FaBo SO	1.30	1.27	5097	5510	0.06	-0.26	0.66	0.51	0.16
85	FaBo SO	1.18	1.21	4787	5665	0.21	0.32	1.46	0.83	0.08
86	FaBo SO	1.26	1.26	2670	2260	-0.15	-0.43	-0.10	0.44	-0.01
87	FaBO FR	1.34	1.41	2596	2952	0.19	-0.05	0.16	0.18	0.09
88	FaBO FR	1.35	1.52	2279	2184	0.08	0.34	0.40	0.82	0.38
89	FaBO FR	1.34	1.49	2263	2389	0.17	0.17	0.44	1.01	0.30
90	FaBO FR	1.36	1.41	1895	2058	0.12	0.29	0.35	0.15	0.31
91	FaBO FR	1.34	1.46	1863	1463	-0.14	-0.24	0.34	0.20	0.12
92	FaBO FR	1.33	1.49	2443	2508	0.15	-0.11	0.23	0.47	0.25
93	FaBO FR	1.32	1.40	3056	3341	0.16	-0.06	0.12	0.15	0.06
94	FaBO FR	1.25	1.38	2998	3017	0.11	0.04	0.20	0.10	0.16
95	FaBO FR	1.29	1.50	2491	2443	0.14	0.08	0.42	0.11	0.05
96	FaBO FR	1.36	1.50	1769	1715	0.07	-0.17	0.18	0.10	-0.06
97	FaBO FR	1.39	1.44	2043	1694	-0.14	-0.11	-0.04	-0.17	-0.13
98	FaBO FR	1.33	1.49	2039	1772	-0.03	0.11	0.26	0.03	0.11
99	FaBO FR	1.26	1.42	2387	2544	0.20	-0.24	0.01	0.15	0.09
100	FaBO FR	1.37	1.50	2143	2185	0.12	0.46	0.67	0.22	0.24
101	FaBO FR	1.31	1.45	2314	2751	0.31	0.06	0.46	0.18	0.09

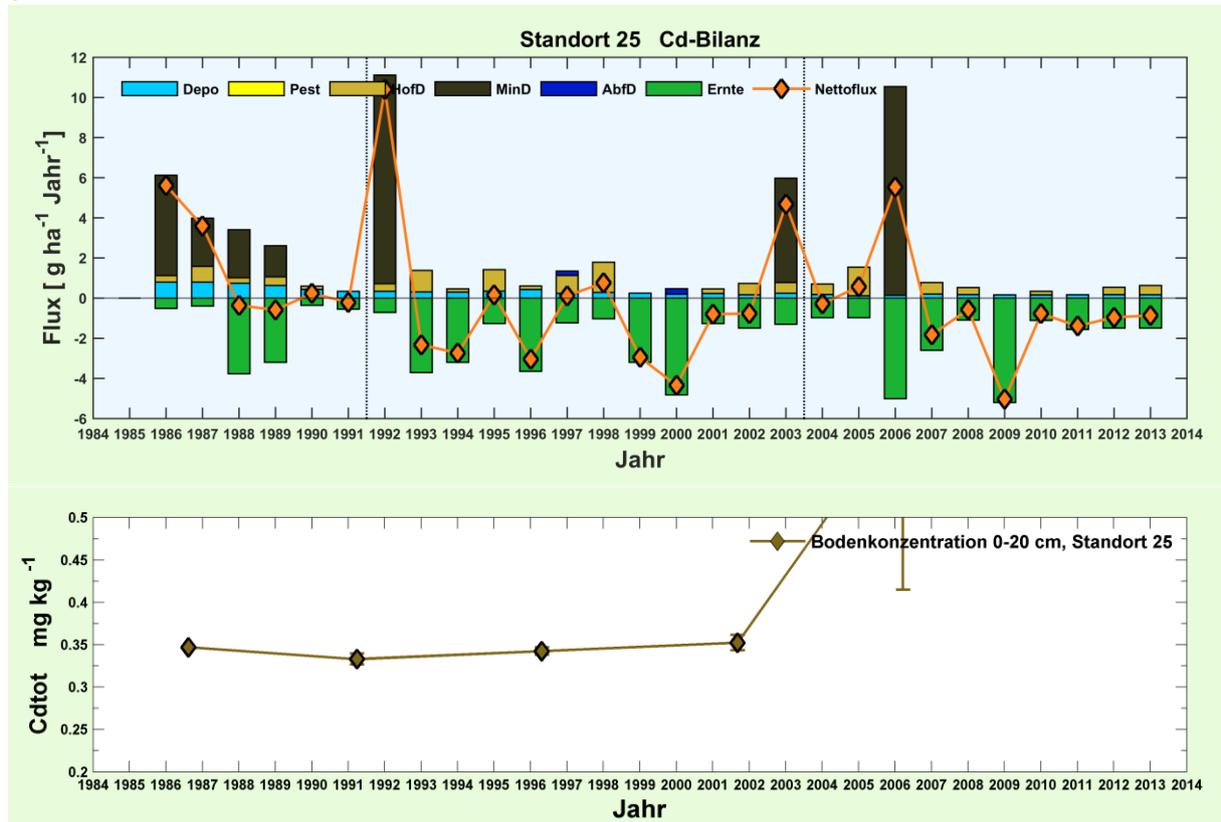
LfdNr	Versuch	RG oben g cm ⁻³	RG unten g cm ⁻³	Ti oben mg kg ⁻¹	Ti unten mg kg ⁻¹	ε	τAs	τCd	τPb	τU
102	FaBO FR	1.32	1.47	1879	1747	0.03	0.48	0.47	0.19	0.06
103	FaBO FR	1.29	1.39	1940	1997	0.11	0.00	0.11	0.23	0.14
104	FaBO FR	1.40	1.43	2176	2580	0.21	-0.11	0.32	0.10	0.06
105	FaBO FR	1.39	1.52	1552	1317	-0.07	0.25	0.84	0.25	0.01
106	FaBO FR	1.37	1.49	2089	2366	0.23	-0.12	2.90	0.46	0.03
107	FaBO FR	1.37	1.24	1987	2169	-0.01	-0.05	0.20	0.22	0.04
108	FaBO FR	1.34	1.30	1955	2037	0.01	0.06	0.49	0.34	-0.05
109	FaBO FR	1.11	NA	3309	1767	RG	RG	RG	RG	RG
110	FaBO FR	1.34	1.36	2001	1896	-0.04	0.07	0.20	0.04	-0.05
111	FaBO FR	1.31	1.45	1938	1672	-0.04	0.32	0.21	0.49	-0.14

Anhang 5: Schadelementgehalte in den NABO Proben zu unterschiedlichen Zeitpunkten.

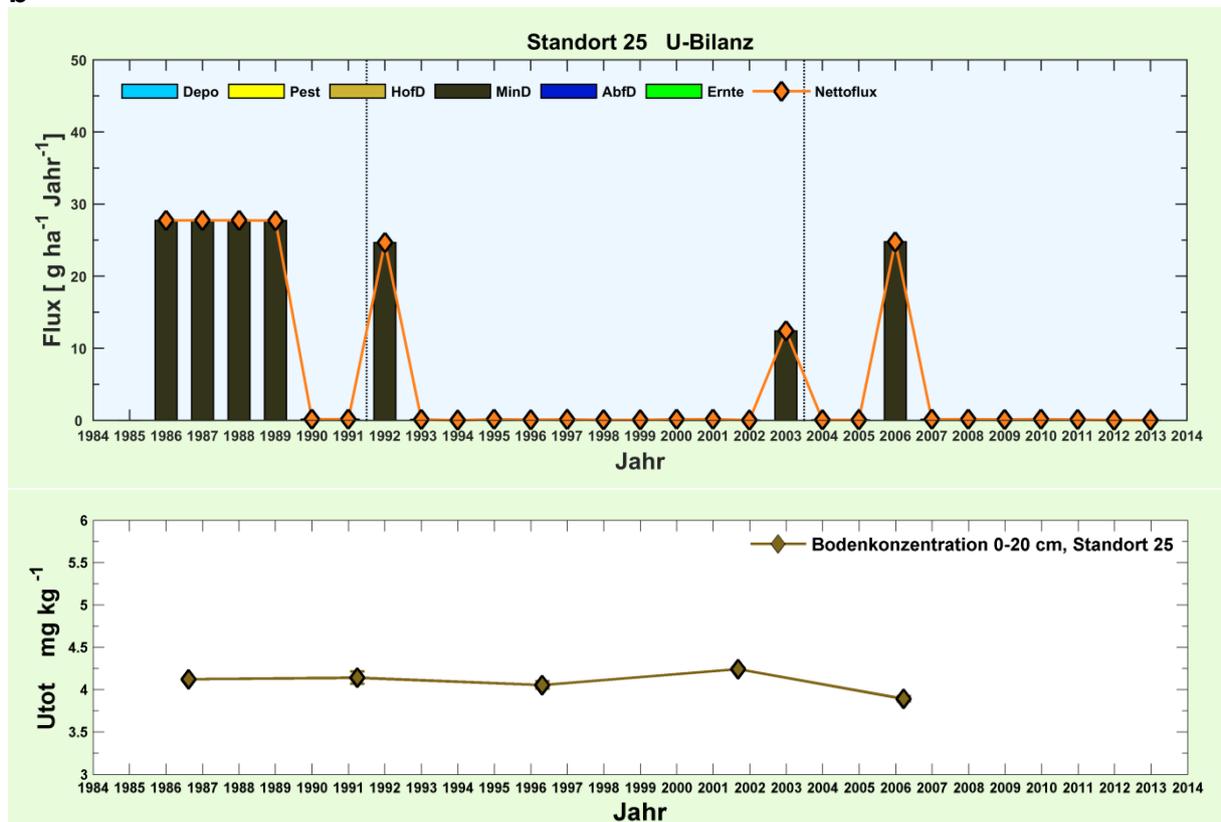
LfdNr	Standort	Erhebung	Tiefe cm	RG_FE g cm ⁻³	As mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	U mg kg ⁻¹
1	15	1985-89	0 - 20	0.61	11.41	0.42	27.96	4.89
2	15	1990-94	0 - 20	0.61	9.65	0.37	27.38	5.24
3	15	1990-94	0 - 20	0.61	9.83	0.37	27.14	5.17
4	15	1995-99	0 - 20	0.61	11.53	0.41	26.93	5.73
5	15	1995-99	0 - 20	0.61	11.20	0.39	25.89	5.48
6	15	2000-04	0 - 20	0.61	10.68	0.39	26.12	5.48
7	15	2000-04	0 - 20	0.61	10.93	0.39	24.74	5.26
8	15	2005-09	0 - 20	0.61	10.71	0.39	27.52	5.67
9	15	2005-09	0 - 20	0.61	10.68	0.39	25.61	5.58
10	25	1985-89	0 - 20	0.86	25.60	0.35	34.90	4.13
11	25	1990-94	0 - 20	0.86	28.01	0.34	41.80	4.24
12	25	1990-94	0 - 20	0.86	24.70	0.32	35.61	4.04
13	25	1995-99	0 - 20	0.86	24.66	0.35	33.94	4.11
14	25	1995-99	0 - 20	0.86	24.52	0.34	34.29	4.00
15	25	2000-04	0 - 20	0.86	25.25	0.34	35.33	4.26
16	25	2000-04	0 - 20	0.86	25.01	0.36	35.00	4.22
17	25	2005-09	0 - 20	0.86	25.16	0.91	36.70	3.93
18	25	2005-09	0 - 20	0.86	28.52	0.34	33.16	3.85
19	31	1985-89	0 - 20	1.13	16.31	0.28	21.27	1.72
20	31	1990-94	0 - 20	1.13	15.04	0.28	21.60	1.86
21	31	1990-94	0 - 20	1.13	15.04	0.27	22.92	1.99
22	31	1995-99	0 - 20	1.13	14.77	0.26	22.49	1.85
23	31	1995-99	0 - 20	1.13	14.27	0.26	22.59	2.05
24	31	2000-04	0 - 20	1.13	15.24	0.27	22.24	2.01
25	31	2000-04	0 - 20	1.13	14.88	0.27	21.80	1.89
26	31	2005-09	0 - 20	1.13	14.78	0.27	21.69	1.94
27	31	2005-09	0 - 20	1.13	9.91	0.35	27.21	2.67
28	38	1985-89	0 - 20	1.24	6.61	0.18	27.72	1.77
29	38	1990-94	0 - 20	1.24	6.66	0.22	24.11	1.78
30	38	1990-94	0 - 20	1.24	6.71	0.18	23.97	1.81
31	38	1995-99	0 - 20	1.24	6.63	0.19	46.51	1.96
32	38	1995-99	0 - 20	1.24	6.81	0.18	24.76	1.83
33	38	2000-04	0 - 20	1.24	7.11	0.18	24.97	1.76
34	38	2000-04	0 - 20	1.24	6.78	0.18	23.45	1.82
35	38	2005-09	0 - 20	1.24	6.41	0.17	23.10	1.78
36	38	2005-09	0 - 20	1.24	6.62	0.18	23.74	1.79
37	48	1985-89	0 - 20	0.55	18.54	0.34	37.73	2.87
38	48	1990-94	0 - 20	0.55	18.36	0.35	37.56	3.05
39	48	1990-94	0 - 20	0.55	18.85	0.37	37.72	2.99
40	48	1995-99	0 - 20	0.55	18.52	0.36	39.69	3.01
41	48	1995-99	0 - 20	0.55	18.42	0.35	39.21	2.98
42	48	2000-04	0 - 20	0.55	18.51	0.36	38.70	3.00
43	48	2000-04	0 - 20	0.55	19.02	0.36	39.18	3.04
44	48	2005-09	0 - 20	0.55	17.99	0.35	37.78	3.00
45	48	2005-09	0 - 20	0.55	18.52	0.37	39.35	3.08
46	65	1985-89	0 - 20	1.20	11.03	0.28	29.51	3.13
47	65	1985-89	0 - 20	1.20	11.46	0.23	28.53	3.17

LfdNr	Standort	Erhebung	Tiefe cm	RG_FE g cm⁻³	As mg kg⁻¹	Cd mg kg⁻¹	Pb mg kg⁻¹	U mg kg⁻¹
48	65	1990-94	0 - 20	1.20	11.24	0.24	27.93	3.11
49	65	1990-94	0 - 20	1.20	10.31	0.23	27.72	3.09
50	65	1995-99	0 - 20	1.20	11.44	0.28	29.62	3.21
51	65	1995-99	0 - 20	1.20	13.41	0.27	28.68	3.35
52	65	2000-04	0 - 20	1.20	11.21	0.32	31.59	3.47
53	65	2000-04	0 - 20	1.20	11.08	0.31	28.26	3.31
54	65	2005-09	0 - 20	1.20	12.12	0.37	32.19	3.49
55	65	2005-09	0 - 20	1.20	11.44	0.34	30.48	3.54

a

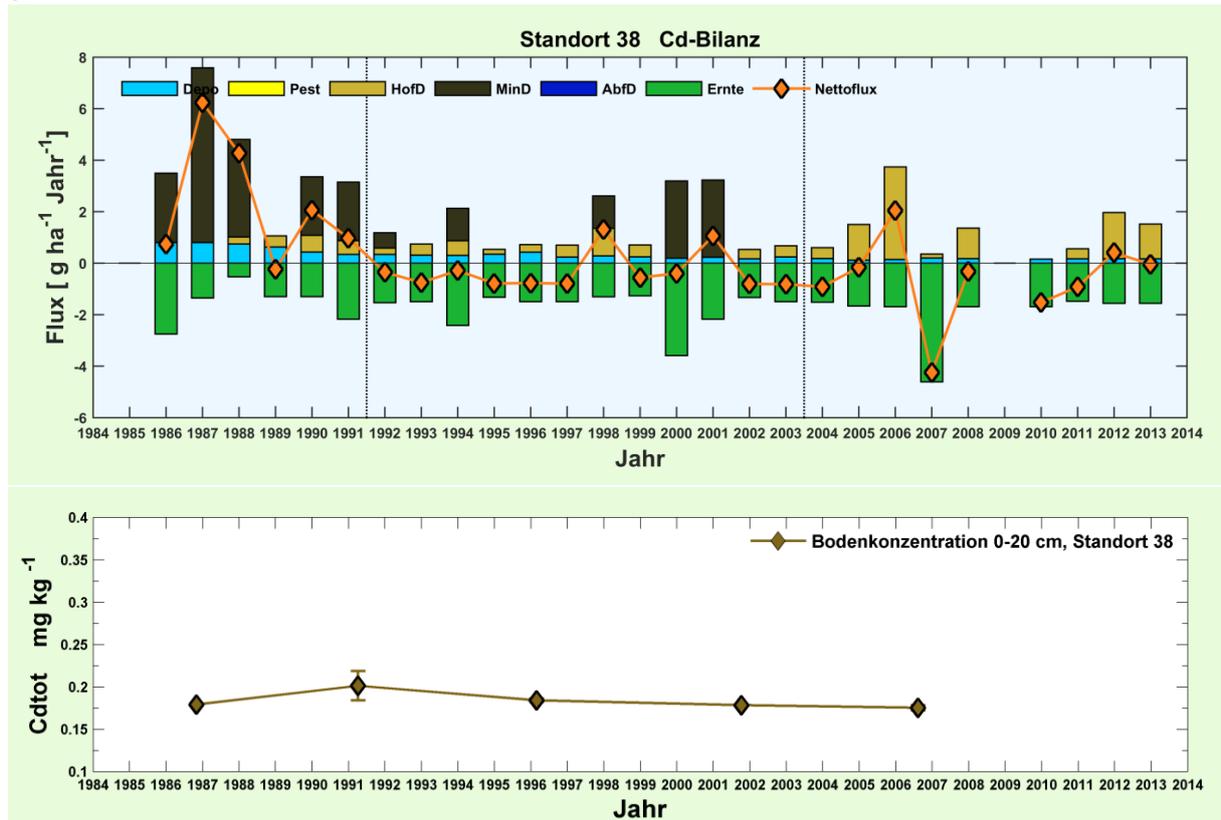


b

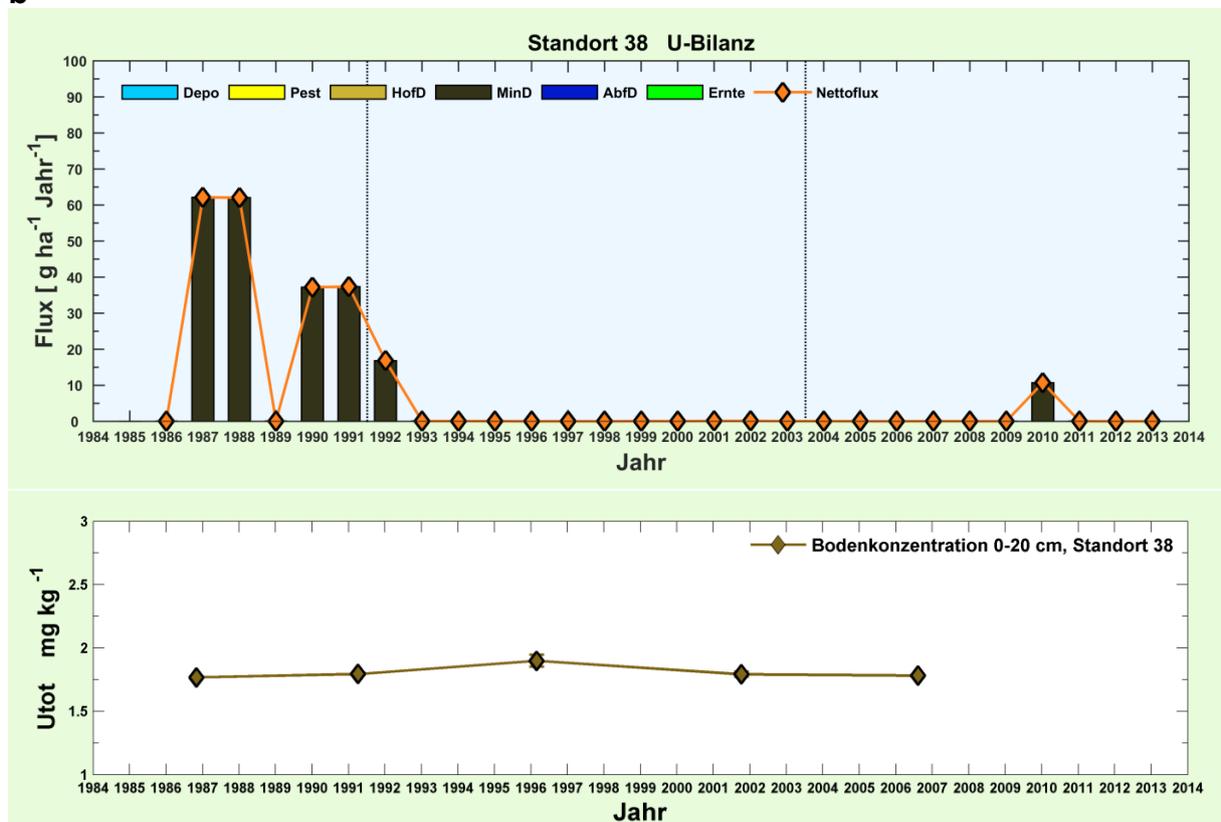


Anhang 6: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 25 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.

a



b



Anhang 7: Parzellenbilanzen 1985 - 2013 für den NABO-Standort 38 und die gemessenen Veränderungen im Oberboden (0 - 20 cm): a) Cd und b) U.