



Resultate der Bodenbeobachtung im Kanton Freiburg

FRIBO-Bericht

August 2024



ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

Groupe de coordination pour la protection des sols GCSol
Koordinationsgruppe für den Bodenschutz KGBo

Direction des institutions, de l'agriculture et des forêts **DIAF**

Direktion der Institutionen und der Land- und Forstwirtschaft **ILFD**

Direction du développement territorial, des infrastructures, de la mobilité et de l'environnement **DIME**

Direktion für Raumentwicklung, Infrastruktur, Mobilität und Umwelt **RIMU**

IMPRESSUM

Erstellt von:	Grangeneuve Sektion Landwirtschaft Route de Grangeneuve 31, 1725 Posieux Kontakt landwirtschaftliche Böden: Fabrice Petel, fabrice.petel@fr.ch, www.grangeneuve.ch
	Amt für Umwelt Impasse de la Colline 4, 1762 Givisiez Kontakt städtische Böden: Thilo Dürr-Auster, thilo.duerr-auster@fr.ch
	Amt für Wald und Natur Route du Mont Carmel 5, 1762 Givisiez Kontakt Waldböden: Julien Plaschy, julien.plaschy01@fr.ch
Verfassung und Datenverarbeitung:	Fabrice Petel, Grangeneuve Sarah Busmann, Grangeneuve Adrian von Niederhäusern, Grangeneuve
Deutsche Übersetzung:	Etienne Rosset traduction, 1700 Fribourg
Analysen der Bodenproben:	Sol-Conseil, Route de Nyon 21, 1196 Gland
Dashboard zur Online-Visualisierung der Daten:	Rafael Tapia, Grangeneuve Lillia Spring Boukrif, Grangeneuve
Korrekturlesen:	Dr. Thilo Dürr-Auster, Amt für Umwelt Barbara Gfeller-Laban, Amt für Umwelt Julien Plaschy, Amt für Wald und Natur Pierre Aeby, Grangeneuve Marwa Abdoulaye, Grangeneuve Sophie Neuhaus, Grangeneuve
Layout:	Jane Romanens, Grangeneuve Guillaume Vecchi, Grangeneuve
Titelbild:	Fabrice Petel, Grangeneuve

DANK

Ohne die Mitarbeit der Landwirte, Gemeinden, Besitzer von Familiengärten und Grünanlagen sowie der Association des jardins familiaux hätte dieses Projekt nicht durchgeführt werden können. Sie sind alle im FRIBO integriert. Wir danken ihnen für ihre Mitarbeit.

Wir bedanken uns herzlich bei allen Personen und Institutionen, die uns bei der Durchführung dieser Studie unterstützt haben:

- > Amt für Umwelt (AfU)
- > Amt für Wald und Natur (WNA)
- > Dr. Thomas Guillaume und Dr. Luca Bragazza (Agroscope Changins), Dr. Juliane Hirte (Agroscope Reckenholz), Dr. Andreas Gubler (NABO), Jonas Siegrist und Serge Amiguet (Sol-conseil) für ihre Mitarbeit und ihre Ratschläge für die Interpretation der Resultate sowie Dr. Mélissa Peignier für ihre Unterstützung bei den statistischen Analysen
- > Kolleginnen und Kollegen von Grangeneuve
- > Alle Assistentinnen und Assistenten, die an der Datenerhebung vor Ort beteiligt waren

INHALTSVERZEICHNIS

IMPRESSUM	2	2.2.4	Schwermetalle	89
DANK	3	2.2.5	Biologische Parameter	111
INHALTSVERZEICHNIS	4	3	Städtische Böden	116
RÉSUMÉ FRIBO	5	3.1	Methodik	116
FRIBO-ZUSAMMENFASSUNG	7	3.1.1	Geschichte des Netzes	116
FRIBO SUMMARY	9	3.1.2	Beschreibung der Standorte	116
ABKÜRZUNGEN	11	3.2	Resultate	119
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	13	3.2.1	Phosphor	119
TABELLENVERZEICHNIS	18	3.2.2	Kalium	123
KARTENVERZEICHNIS	19	3.2.3	Schwermetalle	127
1 Einleitung	21	3.2.4	Zusammenfassung der Resultate zu den städtischen Böden	142
2 Landwirtschaftliche Böden	22	4	Waldböden	143
2.1 Methodik	22	4.1.1	Methodik	143
2.1.1 Bodennutzung	25	4.1.2	pH	144
2.1.2 Statistische Analyse	29	4.1.3	Schwermetalle	147
2.1.3 Methoden zur Analyse der Elemente	32	5	Parallele Untersuchungen und Zusammenarbeit mit Institutionen	148
2.1.4 Meteorologische Daten, Grangeneuve	34	5.1	Parallele Untersuchungen	148
2.2 Resultate	36	5.2	Zusammenarbeit	151
2.2.1 Physische und chemische Bodeneigenschaften	36	6	Schlussfolgerungen	152
2.2.2 Nährstoffe	52	7	Bibliographie	153
2.2.3 Spurenelemente	86	A1	Anhang 1	156
		A2	Anhang 2	163

RÉSUMÉ FRIBO

Résumé méthodologique

Le réseau d'observation des sols agricoles fribourgeois est constitué de 250 sites couvrant l'ensemble du territoire agricole du canton de Fribourg. Chaque site est échantillonné une fois tous les cinq ans, ce qui représente un cycle d'analyse. L'année 2021 a marqué la fin du septième cycle (1987-2021) et également les 35 ans d'existence du réseau. Les données récoltées permettent de suivre l'évolution à long terme de la fertilité des sols du canton et de mettre en évidence les modifications d'origine naturelles ou anthropiques.

Les 250 sites agricoles ont été répartis en fonction de l'utilisation des sols (terres assolées, prairies permanentes et alpages). Une quatrième catégorie intitulée : « changement d'affectation » a été ajoutée. Cette nouvelle catégorie regroupe les sites ayant changé d'utilisation du sol entre terre assolée et prairie permanente au moins une fois au cours des sept cycles d'observation.

Le réseau agricole a été complété par un réseau d'observation des sols urbains mis en place entre 2004 et 2006. 53 sites répartis dans huit agglomérations ont été étudiés, permettant de connaître l'état des sols de sites sensibles et d'analyser la pollution diffuse. Ces sites urbains ont été partagés en quatre catégories: places de jeux, prairies permanentes, espaces verts et jardins familiaux. En parallèle, 14 sites forestiers ont été analysés pour la première fois en 2004 et ont également été intégrés au réseau. Ces sites forestiers ont été échantillonnés pour la troisième fois en 2018.

Résumé des résultats pour les sols agricoles

Dans l'ensemble, les sols agricoles du canton se portent bien. Le taux de **matière organique** se maintient à un niveau satisfaisant pour les terres assolées et une augmentation de la teneur en matière organique est constatée sur les alpages et les prairies permanentes. Le **pH** est resté stable dans les alpages et les prairies permanentes, tandis qu'une augmentation significative a été constatée dans de nombreuses terres assolées depuis le début du FRIBO.

Parmi les **éléments nutritifs**, une diminution du phosphore disponible à court terme a été observée dans les terres assolées malgré un rebond au 7^e cycle. Les prairies permanentes ont également vu une hausse des teneurs en phosphore disponible au 7^e cycle, potentiellement attribuable à une augmentation de l'activité biologique due à des conditions climatiques plus chaudes. Les réserves de phosphore sont quant à elles restées stables à la suite de l'introduction des PER.

Ce rapport souligne également une hausse importante au 7^e cycle des teneurs en potassium disponible et de réserve dans les terres assolées et les prairies permanentes, et dans une moindre mesure dans les alpages. Cette hausse de potassium disponible pourrait être en partie expliquée par le climat plus chaud, tandis que celle du potassium de réserve pourrait être liée à l'augmentation de la matière organique et à l'utilisation d'engrais de ferme présentant des concentrations en K (potassium) plus élevées. Des observations similaires ont été relevées dans les analyses de sol PER fribourgeoise pour le K disponible et de réserve, ainsi qu'à l'échelle nationale pour le K de réserve. Cette hausse ne pose néanmoins pas de problème au niveau environnemental. Par ailleurs, une augmentation du magnésium est constatée dans les terres assolées et les prairies permanentes, ce qui est positif. Les teneurs en calcium sont stables.

Pour les **oligo-éléments** tels que le fer et le manganèse, leurs teneurs sont très satisfaisantes et stables. En revanche, la plupart des sites se trouvent pour le bore historiquement dans les classes "pauvre" et "médiocre". Des apports en bore sont donc nécessaires dans les cultures sensibles, telles que la betterave, le colza, le tournesol, la vigne, l'arboriculture fruitière ou les cultures maraîchères.

L'analyse des **métaux lourds** à différentes profondeurs démontre l'origine géogène du cadmium et du zinc dans les Préalpes, ainsi que du chrome et du nickel dans les sols sur moraine. Les sources anthropogènes de contamination des sites présentant des valeurs élevées en métaux lourds peuvent provenir de traitements fongicides et de l'utilisation d'engrais de ferme contenant du cuivre et du zinc, ainsi qu'à l'utilisation historique de boues d'épuration et d'engrais contenant des polluants tel que le chrome. Tous les métaux lourds analysés ont des teneurs stables pour toutes les utilisations du sol.

La **biomasse ATP et la minéralisation du carbone organique** ont été analysées comme paramètres biologiques indicateurs de la fertilité des sols. Le 7^e cycle montre une augmentation importante de la biomasse ATP dans les prairies permanentes et les alpages. La baisse que l'on avait observée au cours des 4^e et 5^e cycle était probablement due à des problèmes analytiques. Le taux de minéralisation du carbone organique a fortement augmenté au cours du 7^e cycle pour les prairies permanentes et les alpages, et dans une moindre mesure dans les terres assolées. L'augmentation de la biomasse ATP et de la minéralisation du carbone organique serait en partie dû à l'augmentation de la matière organique et aux températures plus élevées relevées au cours du 7^e cycle.

Résumé des résultats pour les sols urbains

53 sites ont été analysés en zone urbaine lors de ce 4^e cycle de prélèvements. La qualité des sols des espaces verts, des places de jeux et des prairies permanentes est bonne. Comme lors des cycles précédents, les jardins familiaux montrent cependant une teneur en phosphore globalement élevée, ce qui témoigne d'un apport excessif d'engrais. Certains jardins présentent également des concentrations relativement élevées de métaux lourds, dont les causes peuvent être diverses (cendres, produits phytosanitaires...).

Résumé des résultats pour les sols forestiers

La situation des sols forestiers n'a que peu évolué depuis le 1^{er} cycle débuté en 2004. Après une acidification des sols entre les deux premiers cycles (2004 et 2010), nous observons un retour à la situation initiale au 3^e cycle (2018) pouvant être expliqué par une accélération du remplacement des épicéas par des essences feuillues au cours de cette dernière décennie. L'analyse des métaux lourds montre une légère augmentation dans les sols mais avec des valeurs restant bien en-dessous des valeurs indicatives.

Résumé des études parallèles et collaborations

Du fait de sa densité, sa pérennité et sa répartition homogène sur tout le territoire fribourgeois, le réseau FRIBO agricole est devenu une référence nationale dans la protection et l'observation des sols. Nos données ainsi que nos échantillons référencés et stockés depuis 1987 suscitent l'intérêt des principales stations de recherche agronomique, ainsi que d'autres instituts. Le chapitre 4 décrit succinctement les projets dans lesquels le FRIBO est impliqué. La migration des données du FRIBO sur la plateforme nationale NABODAT est dorénavant automatisée.

(Ce rapport est également disponible en français)

FRIBO-ZUSAMMENFASSUNG

Methodologie

Das freiburgische Beobachtungsnetz für landwirtschaftliche Böden besteht aus 250 Standorten, welche das gesamte Gebiet des Kantons Freiburg abdecken. Jeder Standort wird alle fünf Jahre einmal beprobt, was einem Analysezyklus entspricht. Das Jahr 2021 markierte das Ende des siebten Zyklus (1987-2021) und gleichzeitig das 35-jährige Bestehen des Beobachtungsnetzes. Die gesammelten Daten ermöglichen es, die langfristige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit im Kanton zu verfolgen und Veränderungen aufzuzeigen, die auf natürliche oder anthropogene Ursachen zurückzuführen sind.

Die 250 landwirtschaftlichen Standorte wurden nach der Bodennutzung (Ackerflächen, Naturwiesen und Alpweiden) unterteilt. Eine vierte Kategorie mit dem Titel «Nutzungsänderung» wurde hinzugefügt. Diese neue Kategorie umfasst Standorte, die mindestens einmal während der sieben Beobachtungszyklen die Bodennutzung zwischen Ackerfläche und Naturwiese gewechselt haben.

Das landwirtschaftliche Netz wurde zwischen 2004 und 2006 durch ein Netz zur Beobachtung städtischer Böden ergänzt. Es wurden 53 Standorte in acht Ballungsräumen untersucht, die Aufschluss über den Zustand der Böden an sensiblen Standorten geben und eine Analyse der diffusen Verschmutzung ermöglicht. Diese städtischen Standorte wurden in vier Kategorien unterteilt: Spielplätze, Dauerwiesen, Grünanlagen und Familiengärten. Parallel dazu wurden 2004 erstmals 14 Waldstandorte analysiert, die ebenfalls in das Beobachtungsnetz aufgenommen wurden. Diese Waldstandorte wurden 2018 zum dritten Mal beprobt.

Resultate für landwirtschaftliche Böden

Insgesamt geht es den landwirtschaftlichen Böden des Kantons gut. Der Gehalt an **organischer Substanz** bleibt bei Ackerflächen auf einem zufriedenstellenden Niveau, und auf Alpweiden sowie Naturwiesen ist ein Anstieg des Gehalts an organischer Substanz zu verzeichnen. Der **pH-Wert** blieb auf Alpweiden und Naturwiesen stabil, während auf vielen Ackerflächen seit Beginn des FRIBO ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen ist.

Bei den **Nährstoffen** wurde ein Rückgang des kurzfristig verfügbaren Phosphors auf Ackerflächen beobachtet, obwohl im siebten Zyklus ein Aufschwung zu verzeichnen war. Die Naturweiden zeigen ebenfalls einen Anstieg des verfügbaren Phosphors im siebten Zyklus, was möglicherweise auf eine erhöhte biologische Aktivität aufgrund der wärmeren Klimabedingungen zurückzuführen ist. Die Phosphorreserven hingegen, blieben seit der Einführung des ÖLN stabil.

Weiterhin weisen die Analyseergebnisse auf einen Anstieg der Gehalte an verfügbarem Kalium und Reservekalium im 7. Zyklus hin. Bei Ackerflächen und Naturwiesen ist der Anstieg deutlich und in geringerem Masse bei Alpweiden vorhanden. Der Anstieg des verfügbaren Kaliums kann zum Teil durch das wärmere Klima erklärt werden, während der Anstieg des Reservekaliums mit der Zunahme der organischen Substanz und der Verwendung von Wirtschaftsdüngern mit höheren K (Kalium)-Konzentrationen zusammenhängen könnte. Ähnliche Beobachtungen wurden in den freiburgischen ÖLN-Bodenanalysen für verfügbares und Reserve-K sowie auf nationaler Ebene für Reserve-K festgestellt. Dieser Anstieg stellt jedoch kein Problem für die Umwelt dar. Des Weiteren ist ein Anstieg von Magnesium auf Ackerflächen und Naturwiesen festzustellen, was positiv zu bewerten ist. Die Kalziumgehalte sind stabil.

Bei **Spurenelementen** wie Eisen und Mangan sind die Gehalte zufriedenstellend und stabil. Dagegen befinden sich die meisten Standorte für Bor historisch gesehen in den Klassen "arm" und "schlecht". Bor

muss daher in empfindlichen Kulturen wie Rüben, Raps, Sonnenblumen, Wein, Obst- und Gemüseanbau ergänzt werden.

Die Analyse von **Schwermetallen** in verschiedenen Tiefen belegt den geogenen Ursprung von Cadmium und Zink in den Voralpen sowie von Chrom und Nickel in Moränenböden. Anthropogene Quellen für die Kontamination von Standorten mit hohen Schwermetallwerten können aus der Pflanzenschutzbehandlung mit Fungiziden und der Verwendung von kupfer- und zinkhaltigen Hofdüngern sowie aus der historischen Verwendung von Klärschlamm und Düngemitteln, welche Schadstoffe wie Chrom enthielten, resultieren. Alle untersuchten Schwermetalle weisen bei allen Bodennutzungen stabile Gehalte auf.

Die **ATP-Biomasse und die Mineralisierung von organischem Kohlenstoff** wurden als biologische Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit analysiert. Der 7. Zyklus zeigt einen deutlichen Anstieg der ATP-Biomasse auf Naturwiesen und Alpweiden. Der Rückgang, der im 4. und 5. Zyklus zu beobachten war, war wahrscheinlich auf analytische Probleme zurückzuführen. Die Mineralisierungsrate des organischen Kohlenstoffs stieg im 7. Zyklus bei Naturwiesen und Alpweiden stark an, in geringerer Masse auch bei Ackerflächen. Der Anstieg der ATP-Biomasse und der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs dürfte teilweise auf die Zunahme der organischen Substanz und die höheren Temperaturen zurückzuführen sein, die während des 7. Zyklus gemessen wurden.

Resultate für städtische Böden

53 Standorte in städtischen Gebieten wurden im 4. Zyklus der Probenahmen untersucht. Die Bodenqualität von Grünanlagen, Spielplätzen und Dauerwiesen ist gut. Wie in den vorangegangenen Zyklen wiesen die Kleingärten jedoch einen insgesamt hohen Phosphorgehalt auf, was auf eine übermässige Düngung hindeutet. Einige Gärten weisen zudem hohe Konzentrationen an Schwermetallen auf, die verschiedene Ursachen haben können (Asche, Pflanzenschutzmittel...).

Resultate für Waldböden

Die Situation der Waldböden hat sich seit dem ersten Zyklus, der 2004 begann, nur geringfügig verändert. Nach einer Versauerung der Böden zwischen den ersten beiden Zyklen beobachten wir im 3. Zyklus (2018) eine Rückkehr zur Ausgangssituation, die durch einen beschleunigten Ersatz von Fichten durch Laubbaumarten im letzten Jahrzehnt erklärt werden kann. Die Analyse der Schwermetalle in den Böden zeigt einen leichten Anstieg, wobei die Werte jedoch weit unter den Richtwerten bleiben.

Parallelstudien und Kooperationen

Aufgrund seiner Dichte, seiner Dauerhaftigkeit und seiner homogenen Verteilung über das gesamte Kantonsgebiet ist das landwirtschaftliche FRIBO zu einer nationalen Referenz im Bereich des Bodenschutzes und der Bodenbeobachtung geworden. Unsere Daten sowie die seit 1987 referenzierten und gelagerten Proben wecken das Interesse von landwirtschaftlichen Forschungsstationen sowie anderer Institute. In Kapitel 4 werden die Projekte, an denen das FRIBO beteiligt ist, kurz beschrieben. Die Migration der Daten des FRIBO auf die nationale Plattform NABODAT ist nun automatisiert.

FRIBO SUMMARY

Methodology

The Fribourg monitoring network for agricultural soils consists of 250 sites, which cover the entire agricultural area of the canton of Fribourg. Each site is sampled once every five years, corresponding to one analysis cycle. The year 2021 marked the end of the seventh cycle (1987-2021) and the 35th anniversary of the network. The data collected makes it possible to track the long-term development of soil fertility in the canton and to identify changes that can be attributed to natural or anthropogenic causes.

The 250 agricultural sites were categorized according to land use (arable land, permanent meadows, and alpine pastures). A fourth category entitled "Change of use" was added. This new category includes sites that changed land use between arable land and natural meadows at least once during the seven observation cycles.

The agricultural network was supplemented by a network for monitoring urban soils, which was set up between 2004 and 2006. 53 sites in eight metropolitan areas were investigated, providing information on the condition of soils in sensitive locations and enabling diffuse pollution to be analyzed. These urban sites were divided into four categories: Playgrounds, permanent meadows, green spaces, and family gardens. At the same time, 14 forest sites were analyzed for the first time in 2004 and were also included in the network. These forest sites were sampled for the third time in 2018.

Summary of the results for agricultural soils

Overall, the canton's agricultural soils are doing well. The **organic matter content** of arable land remains at a satisfactory level, and there has been an increase in the organic matter content of alpine pastures and natural meadows. The **pH value** remained stable on alpine pastures and permanent meadows, while a significant increase has been recorded in many arable areas since the start of FRIBO.

For **nutrients**, a decrease in short-term available phosphorus on arable land was observed, although there was an upturn in the seventh cycle. The permanent meadows also show an increase in available phosphorus in the seventh cycle, which may be due to increased biological activity due to the warmer climate conditions. On the other hand, phosphorus reserves remained stable after the Proof Ecological Performance's (PEP) introduction.

Furthermore, the analysis results indicate a significant increase in the levels of available potassium and reserve potassium in the 7th cycle for arable land and permanent meadows, and to a lesser extent for alpine pastures. The increase in available potassium can partly be explained by the warmer climate, while the increase in reserve potassium could be related to the increase in organic matter and the use of farm fertilizers with higher K (potassium) concentrations. Similar observations were made in the Fribourg PEP soil analyses for available and reserve K, as well as at the national level for reserve K. However, this increase does not represent an environmental risk. Furthermore, an increase in magnesium can be observed on arable land and permanent meadows, which is to be assessed positively. Calcium levels are stable.

The levels of **trace elements** such as iron and manganese are satisfactory and stable. In contrast, most locations for boron are historically in the "poor" and "bad" classes. Boron must therefore be added to sensitive crops such as beet, rapeseed, sunflowers, vines, fruit, and vegetables.

The analysis of **heavy metals** at various depths confirms the geogenic origin of cadmium and zinc in the foothills of the Alps and of chromium and nickel in moraine soils. Anthropogenic sources for the contamination of sites with high heavy metal levels can result from the plant protection treatment with fungicides and the use of farmyard fertilizers containing copper and zinc as well as from the historical use of

sewage sludge and fertilizers containing pollutants such as chromium. All heavy metals analyzed show stable levels in all soil uses.

The ATP biomass and the mineralization of organic carbon were analyzed as biological parameters. These parameters provide information about soil fertility. The 7th cycle shows a clear increase in ATP biomass on permanent meadows and alpine pastures. The decrease observed in the 4th and 5th cycles was probably due to analytical problems. The mineralization rate of organic carbon rose sharply in the 7th cycle in permanent meadows and alpine pastures, and to a lesser extent in arable land. The increase in ATP biomass and organic carbon mineralization may be partly due to the increase in organic matter and the higher temperatures measured during the 7th cycle.

Summary of the results for urban soils

53 sites in urban areas were analyzed in the 4th sampling cycle. The soil quality of green spaces, playgrounds, and permanent meadows is good. However, as in the previous cycles, the family gardens showed an overall high phosphorus content, which indicates excessive fertilization. Some gardens also show high concentrations of heavy metals, which can have various causes (ash, pesticides...).

Summary of the results for forest soils

The situation of forest soils has changed only slightly since the first cycle, which began in 2004. After acidification of the soils between the first two cycles (2004 and 2010), we observe a return to the initial situation in the 3rd cycle (2018), which can be explained by an accelerated replacement of spruce by deciduous tree species in the last decade. The analysis of heavy metals in the soil shows a slight increase, although the values remain well below the guideline values.

Summary of parallel studies and collaborations

Due to its density, its durability, and its homogeneous distribution over the entire territory of Fribourg, the FRIBO agricultural network has become a national reference in the field of soil protection and soil monitoring. Our data and the samples referenced and stored since 1987 have aroused the interest of agricultural research stations and other institutes. Chapter 4 briefly describes the projects in which FRIBO is involved. The migration of FRIBO data to the national platform NABODAT is now automated.

ABKÜRZUNGEN

AAE10	Ammoniumacetat + EDTA
AF	Ackerfläche
AfU	Amt für Umwelt
ALP	Alpweide
ATP	Adenosintriphosphat
B	Bor
Ca	Kalzium
CaCl ₂	Kalziumchlorid
Cd	Cadmium
Co	Kobalt
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
Fe	Eisen
FRIBO	Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Freiburg
Gn	Grangeneuve
GRUD	Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz, 2017 (früher GRUDAF, 2009)
GRUDAF	Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau (2009)
Hg	Quecksilber
K	Kalium
KAK	Kationenaustauschkapazität
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
meq	Milliäquivalente
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
NÄ	Nutzungsänderung
Ni	Nickel
NW	Naturwiese / Dauerwiese
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
OS	Organische Substanz
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
VBBo	Verordnung über Belastungen des Bodens
WNA	Amt für Wald und Natur
Zn	Zink

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1.1-1: Datum der Beprobung der Alpweiden im Laufe der 7 Zyklen.	22
Abbildung 2.1.1-2: Datum der Beprobung der Naturwiesen im Laufe der 7 Zyklen.....	23
Abbildung 2.1.1-3: Datum der Beprobung der Ackerflächen im Laufe der 7 Zyklen.	23
Abbildung 2.1.1-4: Beprobungsschema (links) und Bild eines FRIBO-Standortes (rechts).....	24
Abbildung 2.1.2-1: Beispiele linearer Beziehungen zwischen dem Gehalt an chemischen Elementen und der Zeit.	31
Abbildung 2.1.4-1: Mittlere Jahrestemperaturen, gemessen an der Wetterstation Grangeneuve (652 m ü. M.), über den Zeitraum 1987-2021.....	34
Abbildung 2.1.4-2: Mittlere Jahresniederschläge, gemessen an der Wetterstation Grangeneuve (652 m ü. M.), über den Zeitraum 1987-2021.....	35
Abbildung 2.2.1-1: Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz nach Bodennutzungstyp.....	40
Abbildung 2.2.1-2: Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	40
Abbildung 2.2.1-3: Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	40
Abbildung 2.2.1-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Gehalts an organischer Substanz des Bodens aufgrund der potenziellen N-Nachlieferung, GRUD-Modell 2017.....	42
Abbildung 2.2.1-5: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Gehalts an organischer Substanz des Bodens aufgrund des OS/Ton-Verhältnisses, STRUDEL-Modell.....	43
Abbildung 2.2.1-6: Werte des OS/Ton-Verhältnisses der verschiedenen Bodennutzungen im 7. Zyklus nach dem STRUDEL-Modell.....	45
Abbildung 2.2.1-7: Entwicklung des pH-Wertes nach Bodennutzungstyp.....	47
Abbildung 2.2.1-8: Entwicklung des pH-Wertes zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	47
Abbildung 2.2.1-9: Entwicklung des pH-Wertes zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).....	48
Abbildung 2.2.1-10: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des pH-Wertes gemäss GRUD-Modell 2017.....	49
Abbildung 2.2.2-1: Entwicklung des löslichen Phosphors nach Bodennutzungstyp.	53
Abbildung 2.2.2-2: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	53
Abbildung 2.2.2-3: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	53
Abbildung 2.2.2-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P CO ₂ gemäss GRUD-Modell 2017....	54
Abbildung 2.2.2-5: Entwicklung des Reservephosphors nach Bodennutzungstyp.	57

Abbildung 2.2.2-6: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	57
Abbildung 2.2.2-7: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	58
Abbildung 2.2.2-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.	58
Abbildung 2.2.2-9: Entwicklung des löslichen Kaliums nach Bodennutzungstyp.....	63
Abbildung 2.2.2-10: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	63
Abbildung 2.2.2-11: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	63
Abbildung 2.2.2-12: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K CO ₂ gemäss GRUD-Modell 2017.	64
Abbildung 2.2.2-13: Entwicklung des Reservekaliums nach Bodennutzungstyp.	68
Abbildung 2.2.2-14: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	68
Abbildung 2.2.2-15: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	68
Abbildung 2.2.2-16: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.....	69
Abbildung 2.2.2-17: Entwicklung des löslichen Magnesiums nach Bodennutzungstyp.....	73
Abbildung 2.2.2-18: Entwicklung des Gehalts an löslichem Magnesium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).....	74
Abbildung 2.2.2-19: Entwicklung des Gehalts an löslichem Magnesium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	74
Abbildung 2.2.2-20: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Mg CaCl ₂ gemäss GRUD-Modell 2017.....	75
Abbildung 2.2.2-21: Entwicklung des Reservemagnesiums nach Bodennutzungstyp.....	78
Abbildung 2.2.2-22: Entwicklung des Gehalts an Reservemagnesium zwischen den Zyklen für Alpenweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	78
Abbildung 2.2.2-23: Entwicklung des Gehalts an Reservemagnesium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	79
Abbildung 2.2.2-24: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Mg AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.....	79
Abbildung 2.2.2-25: Entwicklung des Reservekalziums nach Bodennutzungstyp.	83
Abbildung 2.2.2-26: Entwicklung des Gehalts an Reservekalzium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	84
Abbildung 2.2.2-27: Entwicklung des Gehalts an Reservekalzium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	84
Abbildung 2.2.3-1: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Bors AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.....	86

Abbildung 2.2.3-2: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Eisens AAE10 gemäss interner Klassifizierung von Sol-Conseil.	87
Abbildung 2.2.3-3: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Mangans AAE10 gemäss interner Klassifizierung von Sol-Conseil.	88
Abbildung 2.2.4-1: Allgemeine Entwicklung der Cadmiumgehalte nach Bodennutzungstyp.	91
Abbildung 2.2.4-2: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	91
Abbildung 2.2.4-3: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	92
Abbildung 2.2.4-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Cadmiums gemäss VBBo.	93
Abbildung 2.2.4-5: Allgemeine Entwicklung der Kupfergehalte nach Bodennutzungstyp.	96
Abbildung 2.2.4-6: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	96
Abbildung 2.2.4-7: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	97
Abbildung 2.2.4-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Kupfergehalts gemäss VBBo.	98
Abbildung 2.2.4-9: Allgemeine Entwicklung der Bleigealte nach Bodennutzungstyp.	101
Abbildung 2.2.4-10: Entwicklung des Bleigealts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	101
Abbildung 2.2.4-11: Entwicklung des Bleigealts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	102
Abbildung 2.2.4-12: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Bleis gemäss VBBo.	103
Abbildung 2.2.4-13: Allgemeine Entwicklung der Zinkgehalte nach Bodennutzungstyp.	106
Abbildung 2.2.4-14: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	106
Abbildung 2.2.4-15: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	107
Abbildung 2.2.4-16: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Zinks gemäss VBBo.	108
Abbildung 2.2.5-1: Allgemeine Entwicklung der Biomasse ATP nach Bodennutzungstyp (in ng ATP/g Boden).	112
Abbildung 2.2.5-2: Entwicklung des ATP-Gehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	112
Abbildung 2.2.5-3: Entwicklung des ATP-Gehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	112
Abbildung 2.2.5-4: Allgemeine Entwicklung der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs nach Bodennutzungstyp (in µg OS/g Boden).	114
Abbildung 2.2.5-5: Entwicklung der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).	114
Abbildung 2.2.5-6: Entwicklung der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).	115

Abbildung 3.2.1-1: Entwicklung des löslichen Phosphors nach Bodennutzungstyp gemäss CO ₂ - Extraktionsmethode.	119
Abbildung 3.2.1-2: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	120
Abbildung 3.2.1-3: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	120
Abbildung 3.2.1-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P CO ₂ gemäss GRUD-Modell 2017..	120
Abbildung 3.2.1-5: Entwicklung des Reservephosphors nach Bodennutzungstyp gemäss der AAE10- Extraktionsmethode.	121
Abbildung 3.2.1-6: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	121
Abbildung 3.2.1-7: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	122
Abbildung 3.2.1-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.	122
Abbildung 3.2.2-1: Entwicklung des löslichen Kaliums nach Bodennutzungstyp gemäss der CO ₂ - Extraktionsmethode.	123
Abbildung 3.2.2-2: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	123
Abbildung 3.2.2-3: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	124
Abbildung 3.2.2-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K CO ₂ gemäss GRUD-Modell 2017.	124
Abbildung 3.2.2-5: Entwicklung des Reservekaliums nach Bodennutzungstyp gemäss der AAE10- Extraktionsmethode.	125
Abbildung 3.2.2-6: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	125
Abbildung 3.2.2-7: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	126
Abbildung 3.2.2-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.	126
Abbildung 3.2.3-1: Entwicklung der Cadmiumgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.	128
Abbildung 3.2.3-2: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	128
Abbildung 3.2.3-3: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	129
Abbildung 3.2.3-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Cadmiums gemäss VBBo.	129
Abbildung 3.2.3-5: Entwicklung der Chromgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.	130
Abbildung 3.2.3-6: Entwicklung des Chromgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	130
Abbildung 3.2.3-7: Entwicklung des Chromgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	130

Abbildung 3.2.3-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Chroms gemäss VBBo.	131
Abbildung 3.2.3-9: Entwicklung der Kupfergehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.	132
Abbildung 3.2.3-10: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	133
Abbildung 3.2.3-11: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	133
Abbildung 3.2.3-12: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Kupfers gemäss VBBo.	133
Abbildung 3.2.3-13: Entwicklung der Nickelgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.	134
Abbildung 3.2.3-14: Entwicklung des Nickelgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	134
Abbildung 3.2.3-15: Entwicklung des Nickelgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	135
Abbildung 3.2.3-16: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Nickels gemäss VBBo.	135
Abbildung 3.2.3-17: Entwicklung der Bleigehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.	136
Abbildung 3.2.3-18: Entwicklung des Bleigehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	137
Abbildung 3.2.3-19: Entwicklung des Bleigehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	137
Abbildung 3.2.3-20: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Bleis gemäss VBBo.	137
Abbildung 3.2.3-21: Entwicklung der Zinkgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.	138
Abbildung 3.2.3-22: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).	138
Abbildung 3.2.3-23: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).	139
Abbildung 3.2.3-24: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Zinks gemäss VBBo.	139
Abbildung 3.2.3-25: PAK-Gehalte und deren Entwicklung im städtischen Gebiet.	141
Abbildung 4.1.2-1: pH-Werte der 14 Standorte für die 3 Zyklen der Waldböden.	145
Abbildung 4.1.2-2: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des pH-Wertes gemäss WNA-interner Skala.	145
Abbildung 4.1.3-1: Verteilung der Standorte nach Beurteilung der Schwermetalle gemäss VBBo.	147

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1.1-1: Verteilung der Standorte im 7. Zyklus einschliesslich der neuen Kategorie «Nutzungsänderung», die Standorte umfasst, deren Nutzung sich im Laufe der 7 Zyklen mindestens einmal geändert hat.....	25
Tabelle 2.1.1-2: Nutzungsänderung der Standorte gegenüber dem 6. Zyklus.....	26
Tabelle 2.1.1-3: Prozentualer Anteil von Ackerflächen und Naturwiesen in den 47 Standorten mit Nutzungsänderung im jeweiligen Zyklus.....	26
Tabelle 2.1.1-4: Verteilung der Standorte nach Bodennutzungstyp im 7. Zyklus.....	26
Tabelle 2.1.4-1: Mittlere Temperatur nach Zyklus an der Wetterstation Grangeneuve.....	34
Tabelle 2.1.4-2: Mittlere Jahresniederschläge nach Zyklus an der Wetterstation Grangeneuve.....	35
Tabelle 2.2.1-1: Wichtigste physiographische Klassen gemäss der Bodeneignungskarte der Schweiz.....	36
Tabelle 2.2.1-2: Entwicklung der mittleren Kationenaustauschkapazität (KAK) nach Zyklus und Bodennutzung.....	41
Tabelle 2.2.1-3: Beurteilung des pH-Wertes im Boden nach GRUD 2017.....	48
Tabelle 2.2.4-1: Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für die wichtigsten Schwermetalle gemäss VBBo in mg/kg Trockensubstanz des Bodens (Gesamtgehalte landwirtschaftlicher Böden).....	89
Tabelle 3.1.2-1: Verteilung der Standorte nach Gemeinde.....	117
Tabelle 3.1.2-2: Verteilung der Standorte nach Nutzung.....	117
Tabelle 3.2.3-1: Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für die wichtigsten Schwermetalle gemäss VBBo in mg/kg Trockensubstanz des Bodens (ppm).....	127
Tabelle 3.2.3-2: Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für Benzo(a)pyren und für die Summe der 16 PAK-Leitsubstanzen gemäss VBBo in mg/kg Trockensubstanz des Bodens (ppm).....	140
Tabelle 4.1.2-1: Beurteilung des pH-Wertes gemäss WNA-interner Skala.....	146

KARTENVERZEICHNIS

Karte 2.1.1-1: Lokalisierung und Nutzung der FRIBO-Standorte im 7. Zyklus, ohne die Kategorie «Nutzungsänderung».....	27
Karte 2.1.1-2: Lokalisierung und Nutzung der FRIBO-Standorte im 7. Zyklus, mit der Kategorie «Nutzungsänderung».....	28
Karte 2.2.1-1: Wichtigste physiographische Klassen der Böden gemäss der Bodeneignungskarte der Schweiz im Massstab 1:200 000.	37
Karte 2.2.1-2: Tongehalt der 250 landwirtschaftlichen Standorte des FRIBO.....	38
Karte 2.2.1-3: Beurteilung des Gehalts an organischer Substanz gemäss STRUDEL-Modell – 7. Zyklus. .	44
Karte 2.2.1-4: Entwicklung der Gehalte an organischer Substanz nach Standort im Laufe der 7 Zyklen. ...	46
Karte 2.2.1-5: Beurteilung des pH-Wertes gemäss dem GRUD-Modell – 7. Zyklus.	50
Karte 2.2.1-6: Entwicklung der pH-Werte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	51
Karte 2.2.2-1: Beurteilung des Gehalts an P CO ₂ – 7. Zyklus.	55
Karte 2.2.2-2: Entwicklung der Gehalte an P CO ₂ nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	56
Karte 2.2.2-3: Beurteilung des Gehalts an P AAE10 – 7. Zyklus.	59
Karte 2.2.2-4: Entwicklung der Gehalte an P AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	60
Karte 2.2.2-5: Beurteilung des Gehalts an K CO ₂ – 7. Zyklus.....	65
Karte 2.2.2-6: Entwicklung der Gehalte an K CO ₂ nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.....	66
Karte 2.2.2-7: Beurteilung des Gehalts an K AAE10 – 7. Zyklus.....	71
Karte 2.2.2-8: Entwicklung der Gehalte an K AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	72
Karte 2.2.2-9: Beurteilung des Gehalts an Mg CaCl ₂ – 7. Zyklus.....	76
Karte 2.2.2-10: Entwicklung der Gehalte an Mg CaCl ₂ nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.....	77
Karte 2.2.2-11: Beurteilung des Gehalts an Mg AAE10 – 7. Zyklus.....	81
Karte 2.2.2-12: Entwicklung der Gehalte an Mg AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.....	82
Karte 2.2.2-13: Entwicklung der Gehalte an Ca AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.....	85
Karte 2.2.4-1: Beurteilung des Cadmiumgehalts – 7. Zyklus.	94
Karte 2.2.4-2: Entwicklung der Cadmiumgehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	95
Karte 2.2.4-3: Beurteilung des Kupfergehalts – 7. Zyklus.....	99
Karte 2.2.4-4: Entwicklung der Kupfergehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.....	100
Karte 2.2.4-5: Beurteilung des Bleigehalts – 7. Zyklus.....	104
Karte 2.2.4-6: Entwicklung der Bleigehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	105
Karte 2.2.4-7: Beurteilung des Zinkgehalts – 7. Zyklus.....	109
Karte 2.2.4-8: Entwicklung der Zinkgehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.	110
Karte 3.1.2-1: Lage und Nutzung der Standorte des städtischen FRIBO.....	118

Karte 4.1.1-1: Lage und Nummer der FRIBO-Standorte zu den Waldböden.	143
---	-----

1 Einleitung

Das freiburgische Bodenbeobachtungsnetz (FRIBO) wurde zwischen 1987 und 1991 eingeführt mit dem Hauptziel, bodenkundliche, agronomische und umweltrelevante Daten über die landwirtschaftlichen Böden im Kanton Freiburg zu erheben. Es wurde von 2004 bis 2006 mit je einem Beobachtungsnetz für städtische Böden und für Waldböden ergänzt. Anhand der erhobenen Daten können die langfristige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit im Kanton beobachtet und die anthropogenen oder natürlichen Bodenveränderungen aufgezeigt werden.

Im Herbst 2021 wurden der 7. Analysezyklus der landwirtschaftlichen Böden und der 4. Zyklus zu den städtischen Böden abgeschlossen. Wir verfügen nun also über eine 35-jährige Erfahrung in der Beobachtung und Analyse der landwirtschaftlichen Böden. Nun liegt der siebte Bericht seit der Einführung des Netzes vor. Nach dem Muster des letzten FRIBO-Berichts (Levasseur et al., 2019) konzentriert sich dieser Bericht auf die entscheidenden Parameter und auf solche, bei denen signifikante Veränderungen festgestellt wurden. Darüber hinaus wurde der statistische Ansatz leicht angepasst

Für die städtische Bodenbeobachtung wird eine Zusammenfassung der Resultate präsentiert, in der sich nach vier Analysezyklen gewisse Tendenzen abzeichnen, wenngleich deren Signifikanz relativ begrenzt bleibt.

Das Amt für Wald und Natur (WNA) hat 2018 eine dritte Probenahmekampagne bei den Waldstandorten durchgeführt. In diesem Bericht wird eine kurze Übersicht der Resultate über diese drei Zyklen gegeben.

Insgesamt wurden in den landwirtschaftlichen und städtischen Böden 45 chemische, physische und biologische Parameter analysiert; aus praktischen Gründen werden im vorliegenden Bericht jedoch nur 22 behandelt. Für die Beurteilung und Interpretation dieser Parameter wurden die Analysen in fünf Kategorien eingeteilt:

1. Physisch-chemische Merkmale der Böden (Tongehalt, organische Substanz und pH)
2. Nährstoffe (P, K, Mg, Ca, B, Fe und Mn)
3. Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb und Zn)
4. Biologische Parameter (Biomasse ATP und Mineralisierung des organischen Kohlenstoffes)
5. Organische Mikroverunreinigungen (PAK) im städtischen FRIBO

Die Interpretationen zu den Nährstoffen, den physischen und chemischen Merkmalen, den biologischen Parametern und Schwermetallen gelten für Oberbodenproben, die in einer Tiefe von 0 bis 20 cm entnommen wurden.

2 Landwirtschaftliche Böden

2.1 Methodik

Das Beobachtungsnetz umfasst insgesamt 250 Standorte von 100 m² Grösse, die auf einem Raster von 2 x 2 km im ganzen Kanton verteilt sind. Dank dieser Dichte können repräsentative Informationen zur Situation in jeder Region und Unterregion erhoben werden. Damit alle Standorte beprobt werden, werden in einem fünfjährigen Beobachtungszyklus jährlich 50 Parzellen in einer Tiefe von 0 bis 20 cm beprobt.

Die Beprobung beginnt Mitte Juni auf den Alpweiden und endet im November auf den Ackerflächen (Abbildung 2.1.1-1, Abbildung 2.1.1-2 und Abbildung 2.1.1-3).

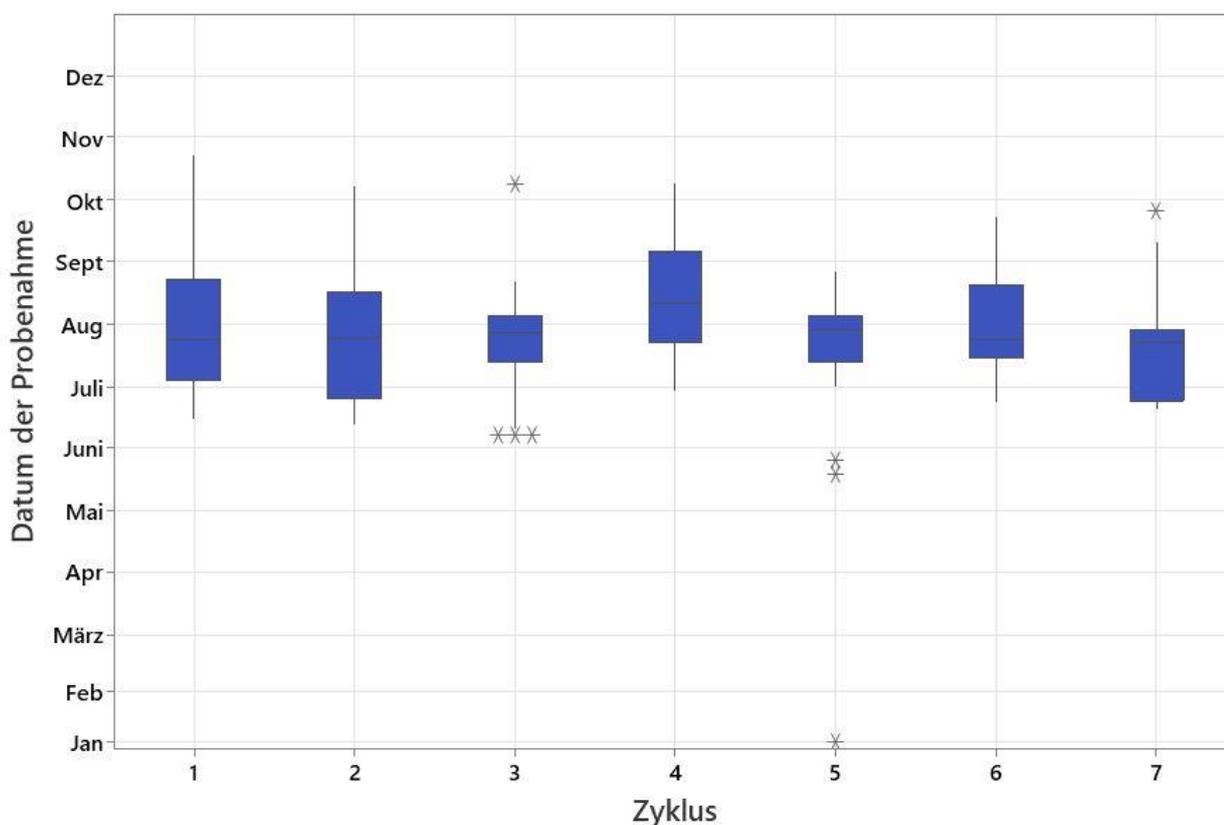


Abbildung 2.1.1-1: Datum der Probenahme der Alpweiden im Laufe der 7 Zyklen.

Für jeden Boxplot stellt die obere horizontale Linie das dritte Quartil, die mittlere Linie den Median und die untere Linie das erste Quartil dar. Die Sterne stellen Extremwerte dar. Die vertikalen Striche stellen das Minimum und das Maximum dar. Diese Informationen gelten für alle folgenden Abbildungen, die Boxplots enthalten, und werden dementsprechend nicht wiederholt.

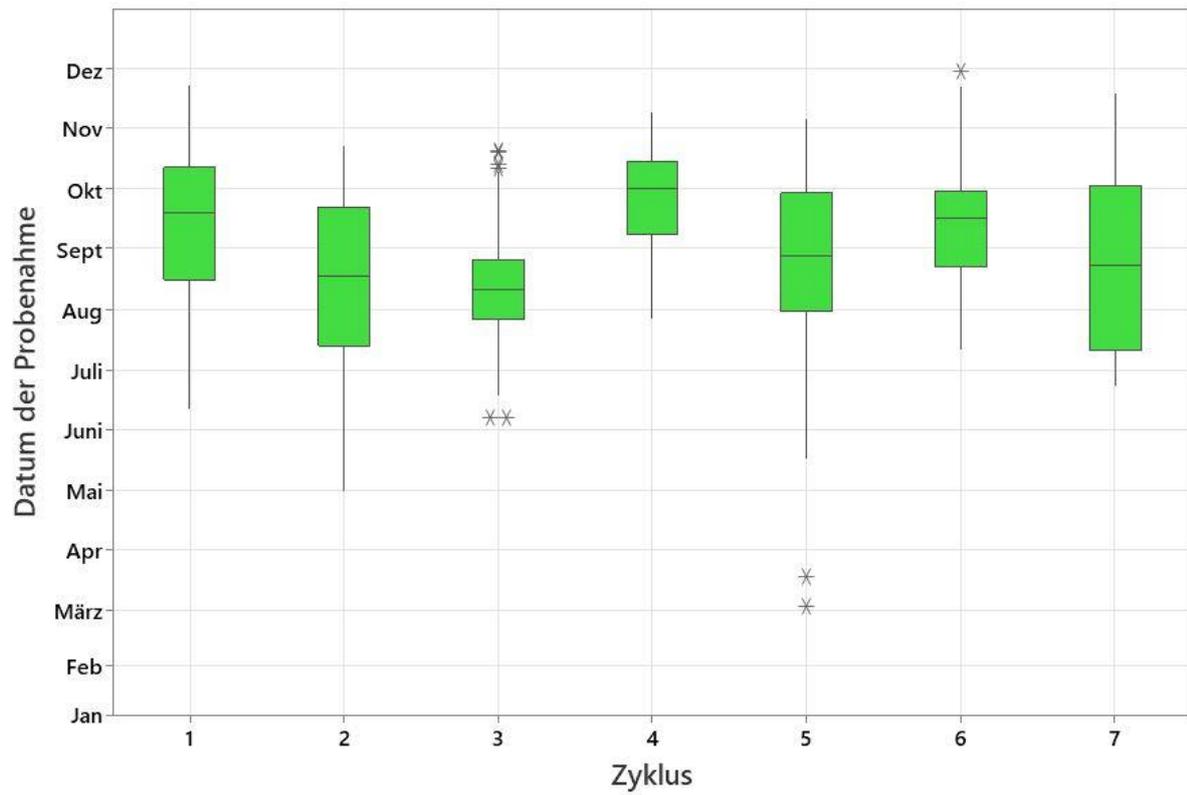


Abbildung 2.1.1-2: Datum der Probenahme der Naturwiesen im Laufe der 7 Zyklen.

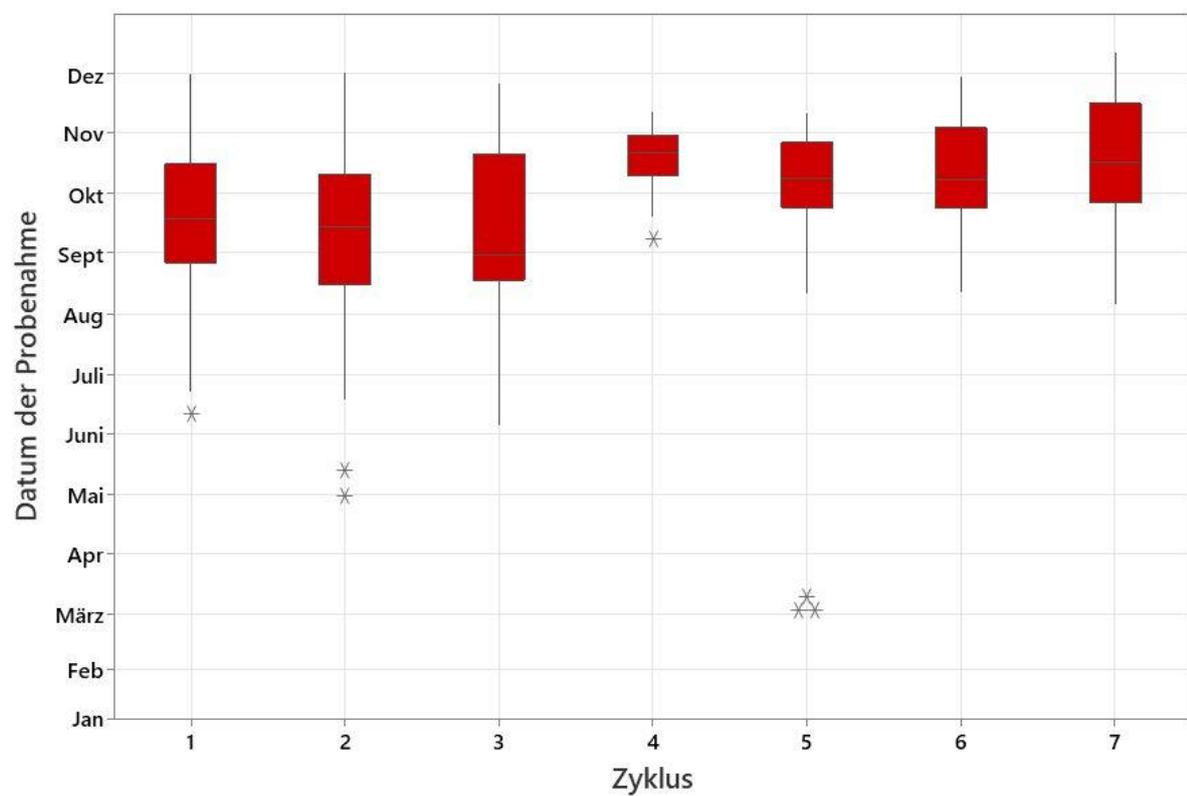


Abbildung 2.1.1-3: Datum der Probenahme der Ackerflächen im Laufe der 7 Zyklen.

Seit 2014 werden die Standorte mit GPS lokalisiert. Mit Hilfe eines Seils wird ein Quadrat von 10 m x 10 m abgesteckt, in welchem in regelmässigen Abständen 25 Proben mit einem Edelman-Bohrer entnommen werden. Alle 2 m wird dabei ein Fähnchen eingesteckt. Die 25 Proben werden zu einer Mischprobe vermengt. Diese bleibt bis zum Versand für die Analyse ans Labor in einem Kühlraum.

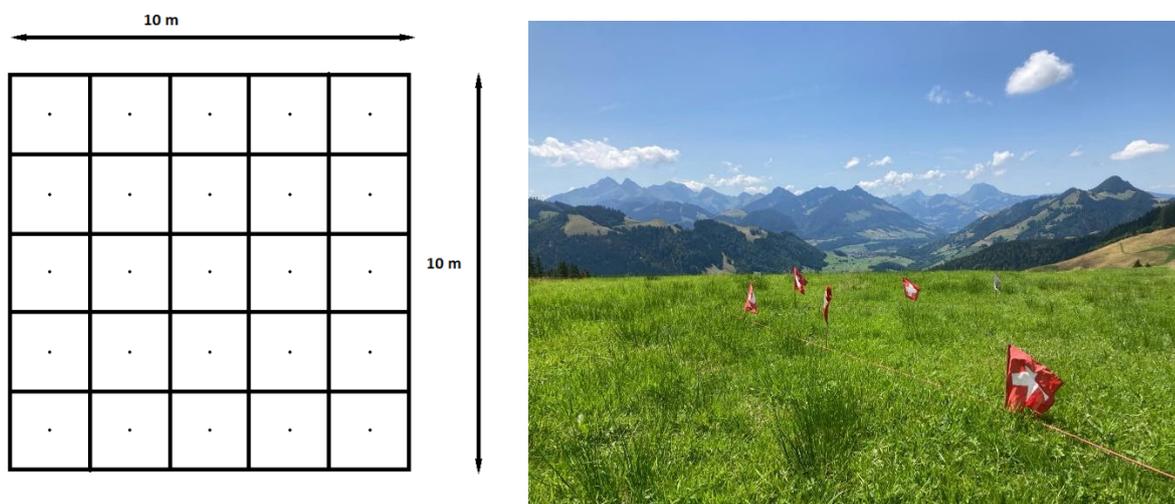


Abbildung 2.1.1-4: Beprobungsschema (links) und Bild eines FRIBO-Standortes (rechts).

Die 25 Bohrungen erfolgen an den schwarzen Punkten (in der Abbildung links) bei den Schnittstellen der parallelen Linien zum Seil zwischen den Fähnchen.

Das landwirtschaftliche FRIBO ist in folgende Zyklen eingeteilt:

Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
1987 - 1991	1992 - 1996	1997 - 2001	2002 - 2006	2007 - 2011	2012 - 2016	2017 - 2021

Detaillierte Informationen zum Aufbau des Netzes, insbesondere zu seinem Kontext, seinen Zielen und seiner Methodik, finden sich im ersten FRIBO-Bericht (Julien & Morand, 1995).

2.1.1 Bodennutzung

Die 250 Standorte des Beobachtungsnetzes wurden aufgrund der landwirtschaftlichen Bodennutzung in vier Kategorien eingeteilt: Die drei Bodennutzungsarten Ackerflächen, Naturwiesen und Alpweiden aus dem letzten Bericht erscheinen auch wieder im vorliegenden Bericht (Karte 2.1.1-1). Auch wenn Alpweiden wie die Naturwiesen aus Dauergrünland bestehen, werden sie jedoch nur für das Weiden während der Sömmerung benutzt und gehören nicht zur landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) des Betriebs.

Im Verlauf der 35 Jahre Beprobung fanden Änderungen bei der Bodennutzung statt. Auf den Alpweiden blieb die Nutzung während des gesamten FRIBO unverändert, nicht aber auf den Ackerflächen und Naturwiesen. Aus diesem Grund wurde in diesem Bericht eine vierte Kategorie mit dem Titel «Nutzungsänderung» eingeführt (Karte 2.1.1-2). Ein Standort wird in diese Kategorie eingeordnet, wenn er innerhalb der sieben Zyklen mindestens einmal die Bodennutzungskategorie gewechselt hat. So ist ein als Naturwiese klassifizierter Standort seit der Einführung des FRIBO vor 35 Jahren als Naturwiese erhalten geblieben. Die Schaffung dieser Kategorie ermöglicht ein besseres Verständnis der Resultate und stellt sicher, dass die für jede Art der Bodennutzung beobachteten Trends auch tatsächlich zutreffend sind. Zum Beispiel könnte ein Standort, der in den ersten sechs Zyklen als Naturwiese genutzt wurde und im siebten Zyklus zu Ackerfläche wurde, die Resultate für Ackerflächen verzerren, wenn er als solche betrachtet wird. Durch die Einordnung des Standortes in die Kategorie Nutzungsänderung wird diese Verzerrung vermieden.

An insgesamt 47 Standorten wurde die Nutzung im Laufe der sieben Zyklen mindestens einmal geändert. Diese Standorte fallen somit in die neue Kategorie «Nutzungsänderung». Die Mehrheit dieser Standorte befindet sich im Glanebezirk, im Süden des Saanebezirks und im Norden des Sensebezirks, wodurch eine Linie entsteht, die den Kanton mit einer SO-NE-Ausrichtung in Höhenlagen zwischen 700 m und 800 m durchquert. Die Standorte für diesen siebten Zyklus sind wie folgt verteilt:

Tabelle 2.1.1-1: Verteilung der Standorte im 7. Zyklus einschliesslich der neuen Kategorie «Nutzungsänderung», die Standorte umfasst, deren Nutzung sich im Laufe der 7 Zyklen mindestens einmal geändert hat.

Nutzung der Standorte	Anzahl Standorte
Ackerflächen	101
Naturwiesen	55
Alpweiden	47
Nutzungsänderung	47

Bei 12 der 47 Standorte, deren Nutzung sich in den letzten 35 Jahren geändert hat, erfolgte die Änderung zwischen dem 6. und 7. Zyklus (Tabelle 2.1.1-2). Seit Beginn der FRIBO-Erhebungen zeigte sich eher eine Tendenz hin zu mehr Naturwiesen anstelle von Ackerflächen. Diese Tendenz scheint sich im 7. Zyklus umzukehren: 8 von 12 Standorten wurden zu Ackerflächen, während 4 von 12 Standorten zu Naturwiesen wurden. Darüber hinaus ging Standort 38 aufgrund der Ausbeutung der Kiesgrube in Grandvillard verloren. Der neue Ersatzstandort, der als Naturwiese bewirtschaftet wird, wurde 2018 in einer Entfernung von drei Kilometern zum alten Standort festgelegt.

Tabelle 2.1.1-2: Nutzungsänderung der Standorte gegenüber dem 6. Zyklus.

	Nr. der Standorte, die zu Ackerflächen wurden	Nr. der Standorte, die zu Naturwiesen wurden
12 Änderungen	1, 66, 82, 134, 198, 216, 233, 249	5, 118, 226, 147

Folglich ist die Anzahl der als Naturwiesen und Ackerflächen genutzten Standorte in der Kategorie «Nutzungsänderung» in jedem Zyklus unterschiedlich (Tabelle 2.1.1-3).

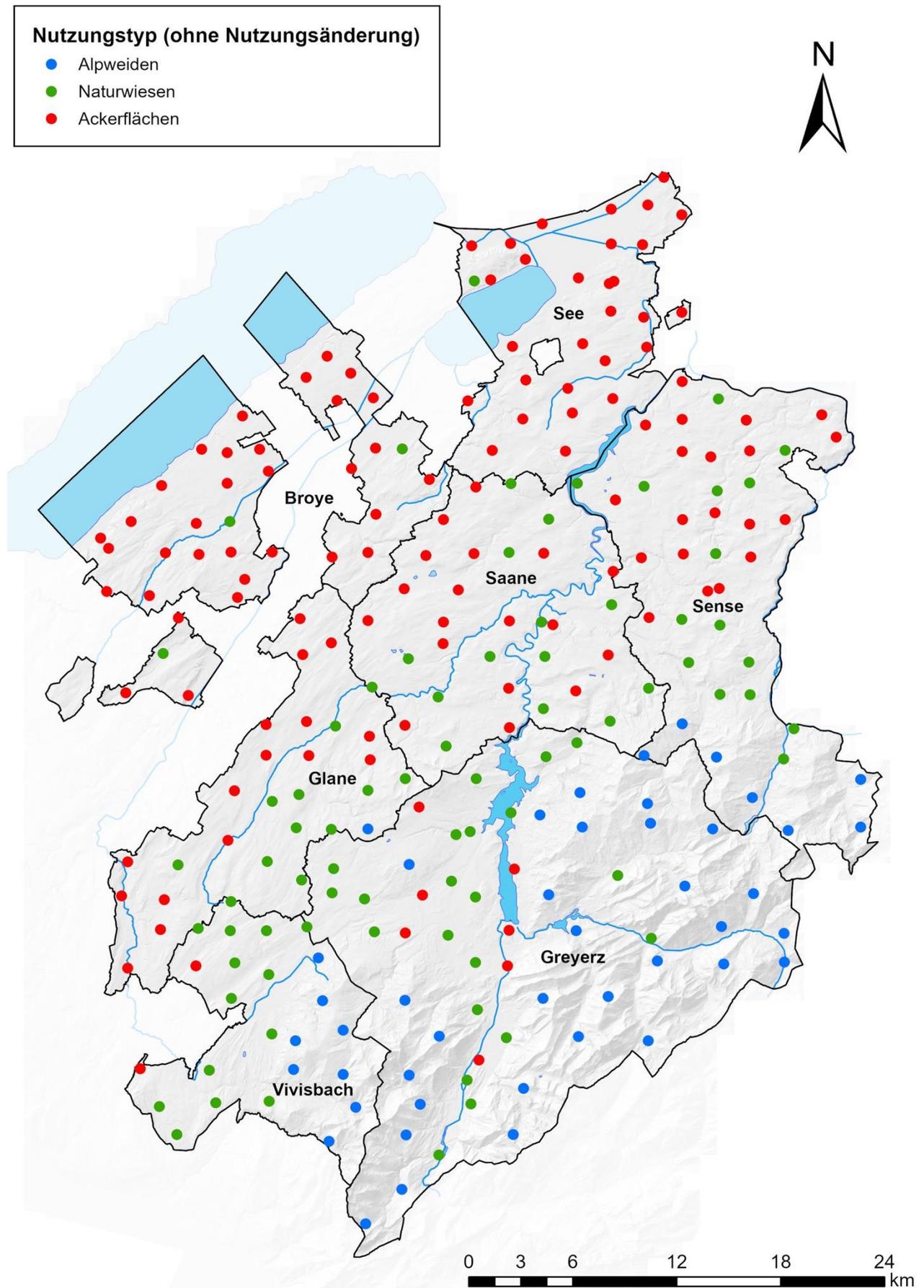
Tabelle 2.1.1-3: Prozentualer Anteil von Ackerflächen und Naturwiesen in den 47 Standorten mit Nutzungsänderung im jeweiligen Zyklus.

Zyklus	Ackerflächen	Naturwiesen
1	67%	33%
2	74%	26%
3	74%	26%
4	61%	39%
5	48%	52%
6	35%	65%
7	43%	57%

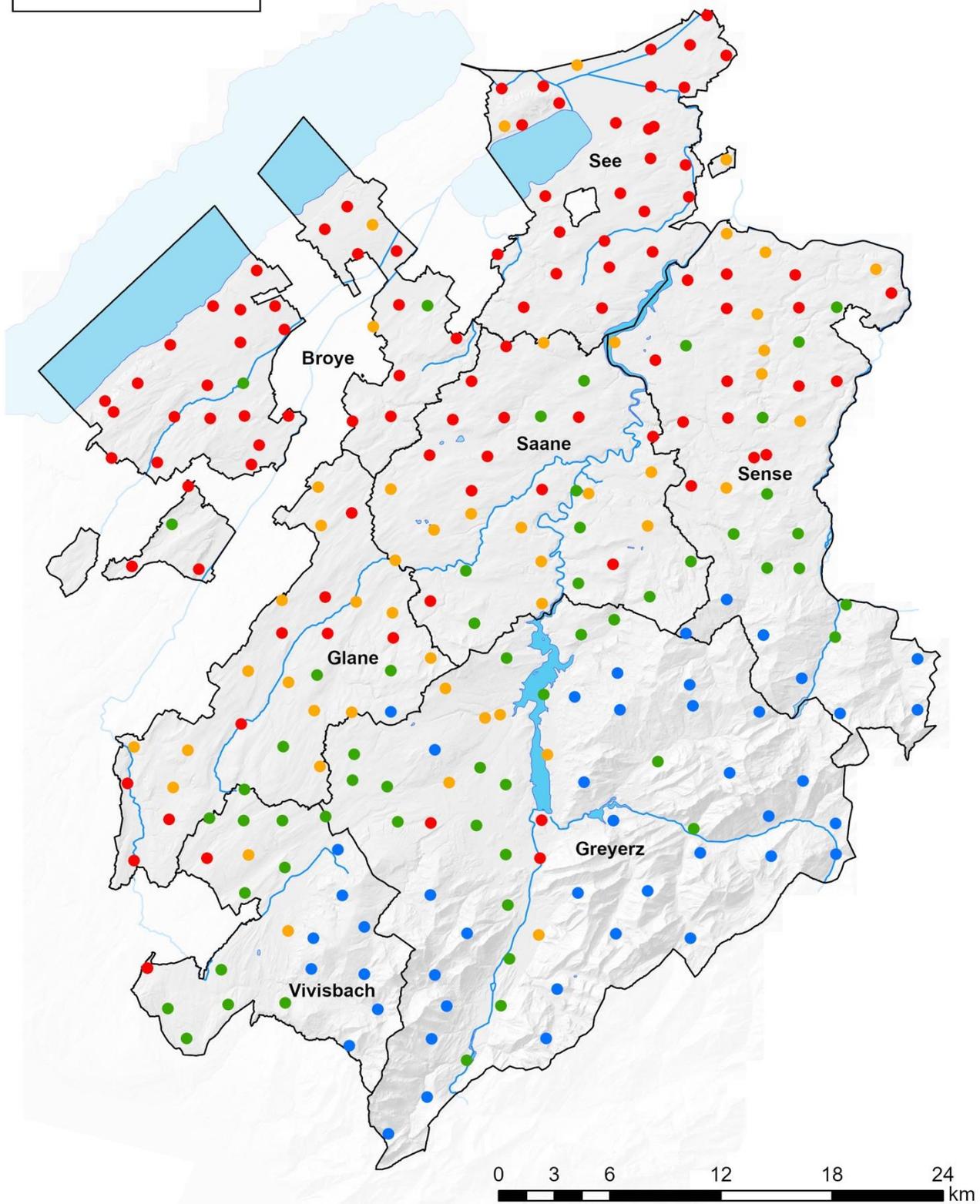
Im 7. Zyklus setzte sich die Bodennutzung im FRIBO wie folgt zusammen:

Tabelle 2.1.1-4: Verteilung der Standorte nach Bodennutzungstyp im 7. Zyklus.

Nutzung der Standorte	Anzahl Standorte
Ackerflächen	120
Naturwiesen	83
Alpweiden	47



Karte 2.1.1-1: Lokalisierung und Nutzung der FRIBO-Standorte im 7. Zyklus, ohne die Kategorie «Nutzungsänderung».



Karte 2.1.1-2: Lokalisierung und Nutzung der FRIBO-Standorte im 7. Zyklus, mit der Kategorie «Nutzungsänderung».

2.1.2 Statistische Analyse

Allgemeine Informationen

Die statistische Analyse der Daten erfolgte mit der Software RStudio (Version 2023.12.0 Build 369.pro3).

Im vorherigen FRIBO-Bericht wurden infolge einer Plausibilitätsanalyse drei landwirtschaftliche Standorte aus der statistischen Analyse ausgenommen, da sie für mehrere Variablen Ausreisser aufwiesen. Auch im vorliegenden Bericht wurden diese drei Standorte aus der statistischen Auswertung entfernt. Es handelt sich dabei um die Standorte 150, 161 und 206 (zwei Alpweiden und eine Ackerfläche), die sich auf Torfböden befinden. Die Gehalte an chemischen Elementen in diesen Böden, die oft wenig stabil sind, spiegeln ein in solchen Böden häufig vorkommendes Phänomen wider; dementsprechend ist die analytische Unsicherheit umso grösser.

Die Statistiken wurden unter Einbezug aller Standorte mit der gleichen Nutzung sowie für jeden Standort einzeln erstellt. Die landwirtschaftlichen Standorte wurden demnach in vier Kategorien eingeteilt: 99 Ackerflächen, 56 Naturwiesen, 45 Alpweiden und 47 Standorte mit «Nutzungsänderung».

Wie bereits erwähnt wurden die städtischen Standorte ebenfalls in vier Kategorien eingeteilt: Grünanlagen, Familiengärten, Spielplätze und Dauerwiesen. Die landwirtschaftlichen Standorte wurden siebenmal beprobt, die städtischen Standorte viermal. Jede neue Probenahme fand im Abstand von 5 Jahren zur vorherigen statt.

Entwicklung der verschiedenen Parameter

Um Verzerrungen der Resultate durch Fehler bei der Probenahme oder den Messungen der chemischen Elemente zu vermeiden, wurden die Ausreisser der einzelnen Elemente in jedem Zyklus entfernt. Zur Ermittlung der Ausreisser wurden der Mittelwert und die Standardabweichung der Werte jedes Elements in jedem Zyklus berechnet. Als Ausreisser wurden Werte definiert, die über dem Mittelwert + 3*Standardabweichung oder unter dem Mittelwert - 3*Standardabweichung liegen.

Zum Vergleich der Entwicklung der Gehalte an chemischen Elementen zwischen den einzelnen Zyklen in Abhängigkeit vom Bodennutzungstyp wurden mit der Funktion «lmer» (Linear Mixed-Effects Models) des Packages «lme4» lineare gemischte Modelle erstellt. Das chemische Element wurde als Antwortvariable verwendet, während der Zyklus und die Bodennutzung als erklärende Variablen verwendet wurden. Zwischen diesen beiden Variablen wurde eine Interaktion hinzugefügt. Der Standort wurde als Zufallsvariable integriert, um die wiederholten Messungen an jedem Standort zu berücksichtigen.

Um sich der Eignung der Modelle zu vergewissern, wurde die Annahme der Normalverteilung der Residuen systematisch mit Hilfe von Q-Q-Diagrammen überprüft. Da die Residuen nach vernünftigem Ermessen normalverteilt sind, wurden keine Transformationen an den Antwortvariablen vorgenommen.

Anschliessend wurden mit Hilfe der Funktion «pairs» des Packages «emmeans» paarweise Vergleiche zwischen den Zyklen für jeden Bodennutzungstyp und jedes chemische Element durchgeführt. Diese Funktion wendet automatisch eine Tukey-Korrektur auf die Vergleiche an, um die aufgrund der Mehrfachvergleiche entstehende Familien-Fehlerwahrscheinlichkeit zu überprüfen. Um auf die Signifikanz eines Vergleichs zu schliessen, muss der p -Wert eines Vergleichs kleiner als 0.05 sein. Wenn also der Vergleich der Werte eines chemischen Elements zwischen Zyklus 1 und Zyklus 2 einen p -Wert von 0.33 ergibt, ist dieser Vergleich nicht signifikant, d. h. es ist keine Veränderung des Gehalts an dem chemischen Element zwischen diesen beiden Zyklen festzustellen. Wenn der Vergleich einen p -Wert von 0.001 ergibt, ist er signifikant. Um festzustellen, ob der Gehalt an einem chemischen Element zwischen Zyklus 1 und Zyklus 2 steigt oder sinkt, wurden die vom Modell geschätzten Parameter verwendet. Ein Parameterwert grösser als 0 bedeutet, dass der Gehalt zwischen Zyklus 1 und Zyklus 2 abnimmt. Umgekehrt bedeutet ein Parameterwert kleiner als 0, dass der Gehalt zwischen Zyklus 1 und Zyklus 2 zunimmt. Aufgrund der hohen Anzahl von paarweisen Vergleichen, die in diesem Bericht durchgeführt wurden, sind jedoch auch *False Positives* möglich (wenn ein Vergleich als signifikant eingeschätzt wird, obwohl er es in Wirklichkeit nicht ist). Aus diesem Grund sind die Resultate des Modells immer in Verbindung mit den Diagrammen der Rohdaten zu interpretieren.

Die Resultate dieser Vergleiche werden in Form einer Matrix dargestellt, wobei jede Matrix die Resultate für zwei Bodennutzungstypen umfasst. Wenn kein signifikanter Unterschied zwischen zwei Zyklen festgestellt wurde, wird dies mit einem « — » angegeben. Wenn ein signifikanter Unterschied zwischen zwei Zyklen festgestellt wurde, wird bei einer Zunahme des Gehalts an dem chemischen Element zwischen dem älteren und dem späteren Zyklus das Zeichen « ↑ » verwendet. Umgekehrt wird das Zeichen « ↓ » verwendet, wenn der Gehalt abgenommen hat.

Im folgenden Beispiel stellen die roten Kästchen Standorte auf Ackerflächen dar und die gelben Kästchen Standorte, deren Nutzung sich geändert hat. Aus der Matrix wird ersichtlich, dass es bei den Standorten mit einer Nutzungsänderung zwischen den Zyklen 1, 2, 3, 4 und 5 keine nachweisbaren Veränderungen im Gehalt an dem chemischen Element gab. Der Gehalt nahm in Zyklus 6 im Vergleich zu den Zyklen 1, 2 und 3 ab. In Zyklus 7 nahm der Gehalt im Vergleich zu den Zyklen 1, 2, 3, 4, 5 und 6 ab. Bei Standorten auf Ackerflächen stieg der Gehalt an dem chemischen Element in Zyklus 7 im Vergleich zu allen anderen Zyklen an.

Chemisches Element	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	↓	↓
Zyklus 2	—		—	—	—	↓	↓
Zyklus 3	—	—		—	—	↓	↓
Zyklus 4	—	—	—		—	—	↓
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↓
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↓
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Anhand von Diagrammen wurden unsere Resultate verifiziert und die Entwicklung der Gehalte an chemischen Elementen visualisiert. In diesen Diagrammen stellen die Punkte die Durchschnittswerte des Elements für jeden Bodennutzungstyp dar. Bei landwirtschaftlichen Standorten sind die Werte für Standorte, deren Nutzung sich geändert hat, gelb, für Ackerflächen rot, für Naturwiesen grün und für Alpweiden blau. Bei städtischen Standorten sind die Werte für Spielplätze gelb, für Familiengärten rot, für Dauerwiesen grün und für Grünanlagen blau. Für die Erstellung dieser Diagramme wurden dieselben Daten verwendet wie für die Modelle, also die Daten ohne Ausreisser. Die in diesem Bericht abgebildeten Diagramme unterscheiden sich deutlich von denen im vorherigen Bericht. Die Ausreisser wurden bewusst ausgeschlossen, um eine tatsächliche durchschnittliche Tendenz abzubilden, die nicht von diesen Werten verzerrt wird. Wie oben erläutert, wurden die Statistiken für die einzelnen Zyklen und Bodennutzungen ebenfalls unter Ausschluss der Ausreisser erstellt. Liegt ein signifikanter Unterschied vor, so ist dieser dann tatsächlich vorhanden und nicht den Ausreissern zuzuschreiben.

Individuelle Analyse jedes Standortes für die landwirtschaftlichen Karten

Um die Entwicklung der Gehalte an chemischen Elementen für jeden Standort während der letzten sieben Zyklen genauer zu verstehen, wurden Korrelationskoeffizienten nach Pearson berechnet.

Der Pearson-Koeffizient ist ein statistischer Index, der eine lineare Beziehung zwischen zwei kontinuierlichen Variablen ausdrückt (siehe Abbildung 2.1.2-1). Er liegt im Bereich von -1 bis +1. Ein Koeffizient von 0 bedeutet, dass die beiden Variablen unabhängig voneinander sind (es ist keine Veränderung des Gehalts an dem chemischen Element im Laufe der Zeit festzustellen). Ein Koeffizient nahe +1 drückt eine positive Korrelation aus (der Gehalt an dem chemischen Element steigt mit der Zeit). Umgekehrt bedeutet ein Koeffizient nahe -1 eine negative Korrelation (der Gehalt an dem chemischen Element nimmt mit der Zeit ab).

Die Korrelationsberechnungen wurden für den gesamten Datensatz durchgeführt, ohne dass Ausreisser entfernt wurden. Eine Korrelation geht von der Annahme aus, dass eine lineare Beziehung zwischen zwei Variablen besteht,

und berechnet, wie nahe die gemessenen Werte an dieser Linie liegen. Wenn die Werte weit von der Linie entfernt sind, liegt der Korrelationskoeffizient nahe bei 0. Befinden sich die Werte nahe an der Linie, liegt der Koeffizient nahe bei -1 oder +1. Ausreisser treiben den Korrelationskoeffizienten also gegen 0. Diese Methode wurde gewählt, um die Entwicklung der Elemente über die sieben Zyklen hinweg darzustellen, ohne einen Zyklus auszulassen, da für ein chemisches Element jeweils nur ein Wert pro Zyklus verfügbar war.

In Abbildung 2.1.2-1 ist eine lineare Beziehung (gestrichelte Linie) zwischen den Gehalten an einem chemischen Element und der Zeit dargestellt. Auf der linken Seite liegen die Werte nahe an der Linie und die Beziehung zeigt, dass die Gehalte an dem chemischen Element mit der Zeit abnehmen. Es handelt sich um eine negative Korrelation, deren Koeffizient (als R^2 bezeichnet) nahe bei -1 liegt. Auf der rechten Seite sind die Werte verstreut, es ist keine Korrelation erkennbar.

Um auf die Signifikanz einer Entwicklung schliessen zu können, muss der dem Korrelationskoeffizienten entsprechende p -Wert kleiner als 0.05 sein. So deutet ein Koeffizient von 0.60 mit einem p -Wert von 0.33 nicht auf eine Korrelation zwischen dem chemischen Element und der Zeit hin, während ein Koeffizient von -0.90 mit einem p -Wert von 0.001 eine negative Korrelation zwischen dem chemischen Element und der Zeit ausdrückt.

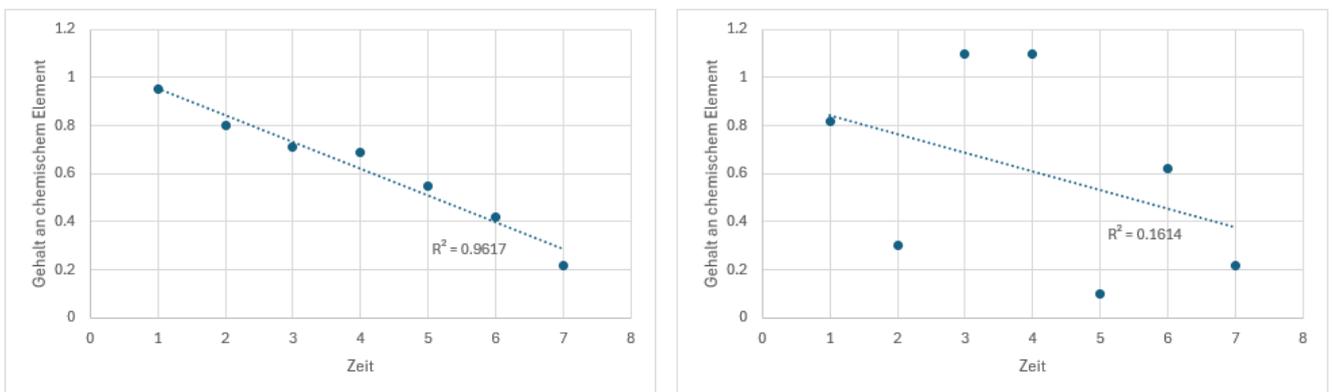


Abbildung 2.1.2-1: Beispiele linearer Beziehungen zwischen dem Gehalt an chemischen Elementen und der Zeit.

Auf der linken Seite ist eine negative Korrelation festzustellen. Auf der rechten Seite ist keine Korrelation zu erkennen.

Die Tabellen mit den Mittelwerten, Medianen, Mindestwerten, Maximalwerten und Standardabweichungen der einzelnen Elemente für jeden Zyklus und jede Bodennutzung befinden sich im Anhang am Ende dieses Berichts.

2.1.3 Methoden zur Analyse der Elemente

Im folgenden Kapitel werden die vom Labor Sol-Conseil für die Analyse der verschiedenen Parameter des FRIBO angewendeten Methoden aufgeführt. Alle Proben werden vorab 48 Stunden lang bei 40 °C getrocknet und auf 2 mm gesiebt.

Körnung: Die Gewichtsanteile der aus Ton und Schluff bestehenden Feinerde werden nach einem Sedimentationsprinzip (Stokes'sches Gesetz) bestimmt. Die Gewichtsfraction des Sandes wird entweder als Differenz zu 100 % oder durch Trennung auf einer Siebbatterie ermittelt. Nach der Zerstörung des Humus mit Wasserstoffperoxid (H₂O₂) und der Zugabe eines Dispersionsmittels (Natriumhexametaphosphat) lässt man die Suspension sedimentieren. Nach einem Schüttelvorgang wird in einer bestimmten Tiefe und nach einer bestimmten Zeit ein Aliquot der Schluff- und der Tonfraktion entnommen. Das Aliquot wird im Wasserbad verdampft, im Trockenschrank getrocknet und anschliessend gewogen. *Extraktionslösung:* H₂O. *Dosierung:* Partikelmessgerät.

Humus: Mithilfe eines Hochtemperaturanalysators wird der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) durch Trockenverbrennung (kontrollierte dynamische Erhitzung mit Temperaturrampenmethode) in einem Fluss von O₂ und N₂ bestimmt. Das Ergebnis entspricht (über internen Faktor) der offiziellen Corg-Methode. Der Humus beinhaltet alle organischen Formen des Bodenkohlenstoffs. Dieser wird mittels eines Umwandlungsfaktors von 1.725 aus dem organischen Kohlenstoff errechnet. *Dosierung:* TOC-Analysegerät. Diese Methode wird seit 2019 verwendet.

pH: Bestimmung des pH-Wertes in einer Boden/Wasser-Suspension. Das Prinzip beruht auf der potentiometrischen Messung der Aktivität von Wasserstoffionen in der Suspension. *Extraktionslösung:* H₂O. *Extraktionsverhältnis:* 1:2.5 (20 g Boden in 50 ml Extraktionslösung). *Dosierung:* automatisches pH-Meter.

CO₂-Methode: CO₂-gesättigtes Wasser extrahiert Phosphate und Kalium, die von der Pflanze schnell aufgenommen werden können (nach Dirks-Scheffer). *Extraktionslösung:* CO₂-gesättigtes Wasser (pH 3.5 - 4.0). *Extraktionsverhältnis:* 1:2.5 (30 g Boden in 75 ml Extraktionslösung). *Dosierung:* UV/VIS-Spektrophotometer und Spektrometer.

CaCl₂-Methode: Das leicht austauschbare und für die Pflanze schnell verfügbare Magnesium wird mit einer CaCl₂-Lösung extrahiert (nach Schachtschabel). Diese Methode entspricht der CO₂-Methode für Magnesium. *Extraktionslösung:* Calciumchlorid 0.0125M (CaCl₂ 0.0125M). *Extraktionsverhältnis:* 1:10 (5 g Boden in 50 ml Extraktionslösung). *Dosierung:* Spektrometer.

AAE10-Methode: Durch Extraktion mit Ammoniumacetat + EDTA pH 4.65 werden die wichtigsten «Reserveelemente» P, K, Ca, Mg und die Spurenelemente Cu, Fe, Mn, Zn des Bodens nachgewiesen (mittelfristig aufnehmbar). Eine Suspension aus Boden und Extraktionslösung wird eine Stunde lang gerührt, um die sogenannten Reserveelemente zu extrahieren. Nach Filtration werden die Elemente bestimmt. *Extraktionslösung:* Ammoniumacetat + EDTA, pH 4.65. *Extraktionsverhältnis:* 1:10 (5 g Boden in 50 ml Extraktionslösung). *Dosierung:* UV/VIS-Spektrophotometer und Spektrometer. Mit dieser Methode wird eine grössere Menge an Phosphor, Kalium und Magnesium extrahiert als mit den CO₂- und CaCl₂-Methoden.

Bor: Mittels kochendem Wasser wird aus dem Boden das für Pflanzen aufnehmbare Bor extrahiert. Diese Extraktion erfolgt unter einer Kühltür. Die Borkonzentration im Siedewasserextrakt wird mit ICP-AES bei einer Wellenlänge von 249.772 nm gemessen. Hinweis: Die verwendeten Gerätschaften, insbesondere die Glaswaren, müssen aus Materialien bestehen, die unter den für die Methode vorgesehenen Anwendungsbedingungen kein Bor abgeben. *Extraktionslösung:* H₂O. *Extraktionsverhältnis:* 1:5 (20 g Boden in 100 ml Extraktionslösung). *Dosierung:* Spektrometer. Im 5. Zyklus wurde das Messgerät ausgewechselt.

Schwermetalle: Die Extraktion von Schwermetallen aus dem Boden erfolgt mit heisser Salpetersäure (HNO₃ 2M; 2 Stunden in ein kochendes Wasserbad getaucht). Mit diesem Extraktionsverfahren werden fast alle in der Probe vorhandenen Schwermetalle in Lösung gebracht. Nach Filtration werden anschliessend die Mengen der so extrahierten Schwermetalle bestimmt. Bestimmte Elemente: Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn. *Extraktionslösung:* HNO₃ 2M. *Extraktionsverhältnis:* 1:10 (10 g Boden in 100 ml Extraktionslösung). *Dosierung:* Spektrometer. Im Verlauf der Zyklen 5 und 6 wurden die Messgeräte des Labors verbessert, wodurch präzisere Analysen ermöglicht wurden.

ATP/CO₂: Diese Analysen werden im Rahmen des FRIBO seit 1985 durchgeführt. Diese Resultate haben die Entwicklung von Interpretationsschema ermöglicht. Die Fachgruppe Vollzug Bodenbiologie (VBBio) veröffentlicht die entsprechenden Referenzwerte. Diese gelten für Böden im Schweizer Mittelland, die als Ackerflächen und Naturwiesen genutzt werden. Die mikrobielle Biomasse entspricht der Menge an im Boden vorhandenen lebenden Mikroorganismen. Deren Bestimmung beruht auf einer Quantifizierung des Adenosintriphosphats (ATP), das in allen lebenden Zellen vorhanden ist. Die Freisetzung von CO₂ entspricht der Atmung der Mikroorganismen, also ihrer Aktivität. Dieser Wert ermöglicht eine Schätzung der von den Mikroorganismen im Boden mineralisierten Menge an organischer Substanz. Die mikrobielle Biomasse atmet und produziert Kohlendioxid, das an Tag 4, Tag 9 und Tag 15 gemessen wird.

PAK: Geänderte Methode nach EPA 8270. Gerät GCMS-SVOC3 1. Beauftragung von Eurofins SCITEC in Lausanne.

Die für die Ermittlung der physikalisch-chemischen Eigenschaften und des Nährstoffgehalts verwendeten Methoden sind Schweizer Referenzmethoden, die von Agroscope für einen spezifischen Anwendungsbereich festgelegt und validiert wurden. Es stehen Interpretationsprogramme zur Verfügung. Die Resultate lassen sich nur für diese klar definierten Methoden und in ihrem vorgesehenen Anwendungsbereich interpretieren.

2.1.4 Meteorologische Daten, Grangeneuve

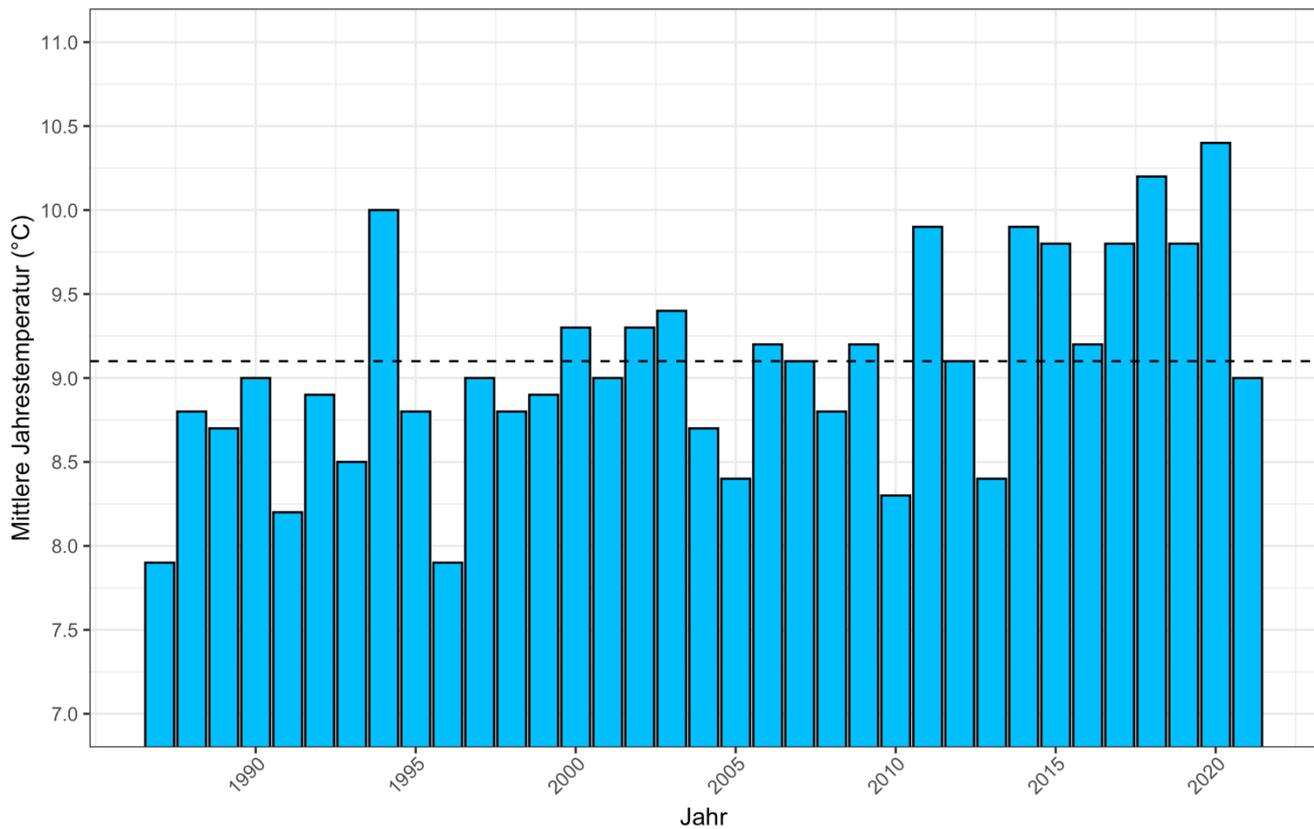


Abbildung 2.1.4-1: Mittlere Jahrestemperaturen, gemessen an der Wetterstation Grangeneuve (652 m ü. M.), über den Zeitraum 1987-2021.

Die gestrichelte Linie zeigt die mittlere Jahrestemperatur für den gesamten Zeitraum an (9.1°C).

Während der 35 Jahre des FRIBO ist die mittlere Jahrestemperatur deutlich angestiegen (Abbildung 2.1.4-1). Über den Zeitraum 1987-2021 lag die mittlere Jahrestemperatur an der Wetterstation Grangeneuve bei 9.1°C. Dieser Wert wurde während des 1. Zyklus nie und bis 2010 mit Ausnahme von 1994 nur sehr selten überschritten. Seit 2010 wurde dieser Mittelwert in neun von elf Jahren entweder erreicht oder deutlich überschritten. Bemerkenswert ist, dass die mittleren Jahrestemperaturen von 2022 und 2023 mit einem Wert von 10.9°C für beide Jahre einen neuen Rekord aufstellten. In der Tabelle unten ist die mittlere Temperatur über jeden Zyklus aufgeführt. Mit jedem Zyklus stieg die Temperatur kontinuierlich an.

Tabelle 2.1.4-1: Mittlere Temperatur nach Zyklus an der Wetterstation Grangeneuve.

	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Mittlere Temperatur	8.5°C	8.8°C	9.0°C	9.0°C	9.1°C	9.3°C	9.8°C

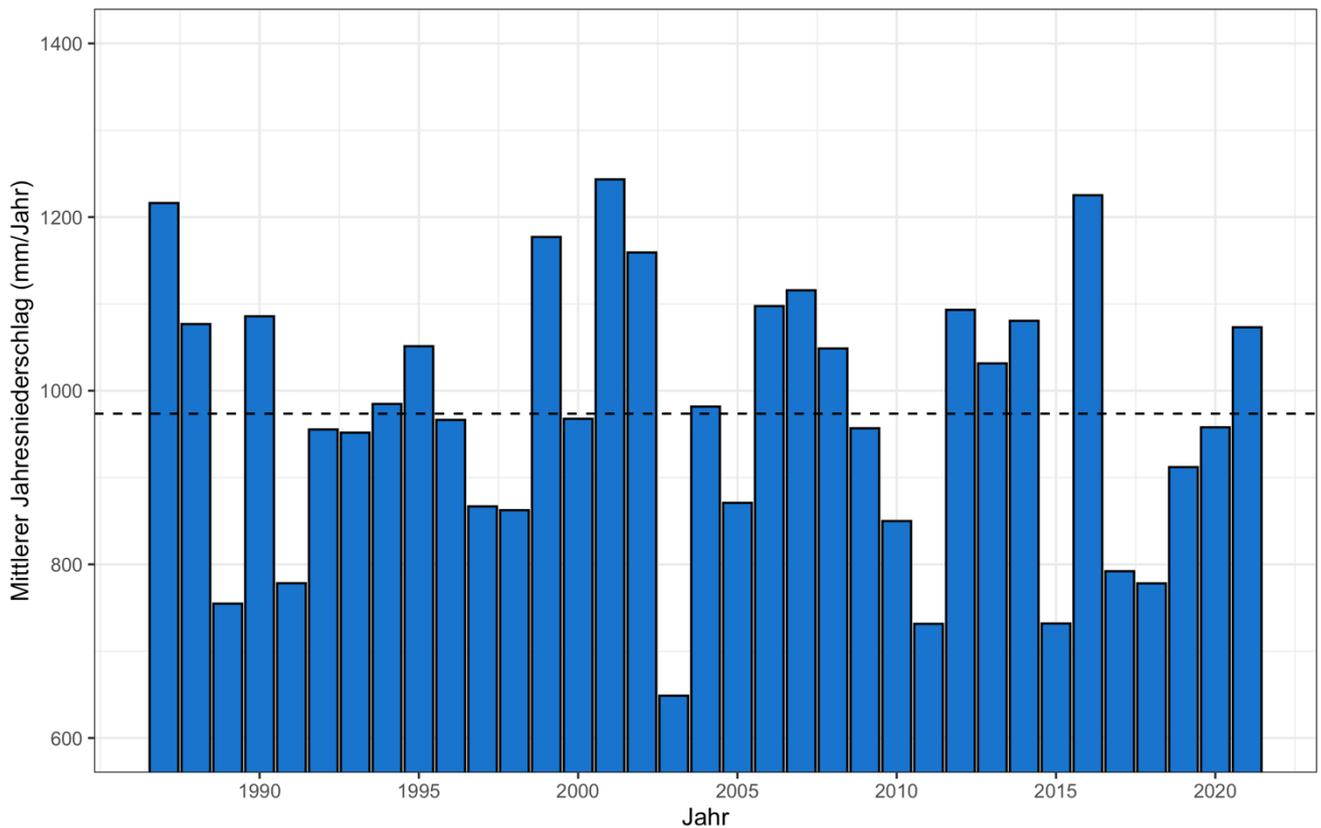


Abbildung 2.1.4-2: Mittlere Jahresniederschläge, gemessen an der Wetterstation Grangeneuve (652 m ü. M.), über den Zeitraum 1987-2021.

Die gestrichelte Linie zeigt den mittleren Jahresniederschlag für den gesamten Zeitraum an (974 mm/Jahr).

Der mittlere Jahresniederschlag im Zeitraum 1987-2021 an der Wetterstation Grangeneuve betrug 974 mm/Jahr (Abbildung 2.1.4-2).

Im letzten Zyklus überschreitet die jährliche Niederschlagsmenge insgesamt nur einmal den Wert von 974 mm/Jahr. In den Jahren 2017 und 2018 wurden sogar zwei aufeinanderfolgende Jahre mit weniger als 800 mm Niederschlag pro Jahr verzeichnet. Die beobachtete Tendenz zeigt eine zunehmend ungleichmässige Verteilung der Niederschläge über die Saison sowie eine Zunahme von Extremereignissen und längeren Trockenperioden.

Tabelle 2.1.4-2: Mittlere Jahresniederschläge nach Zyklus an der Wetterstation Grangeneuve.

	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Mittlere Jahresniederschläge	982.3 mm	981.9 mm	1023.5 mm	951.6 mm	940.5 mm	1032.4 mm	902.6 mm

Der 7. und letzte Zyklus war demnach der mit der höchsten mittleren Temperatur und dem geringsten mittleren Niederschlag.

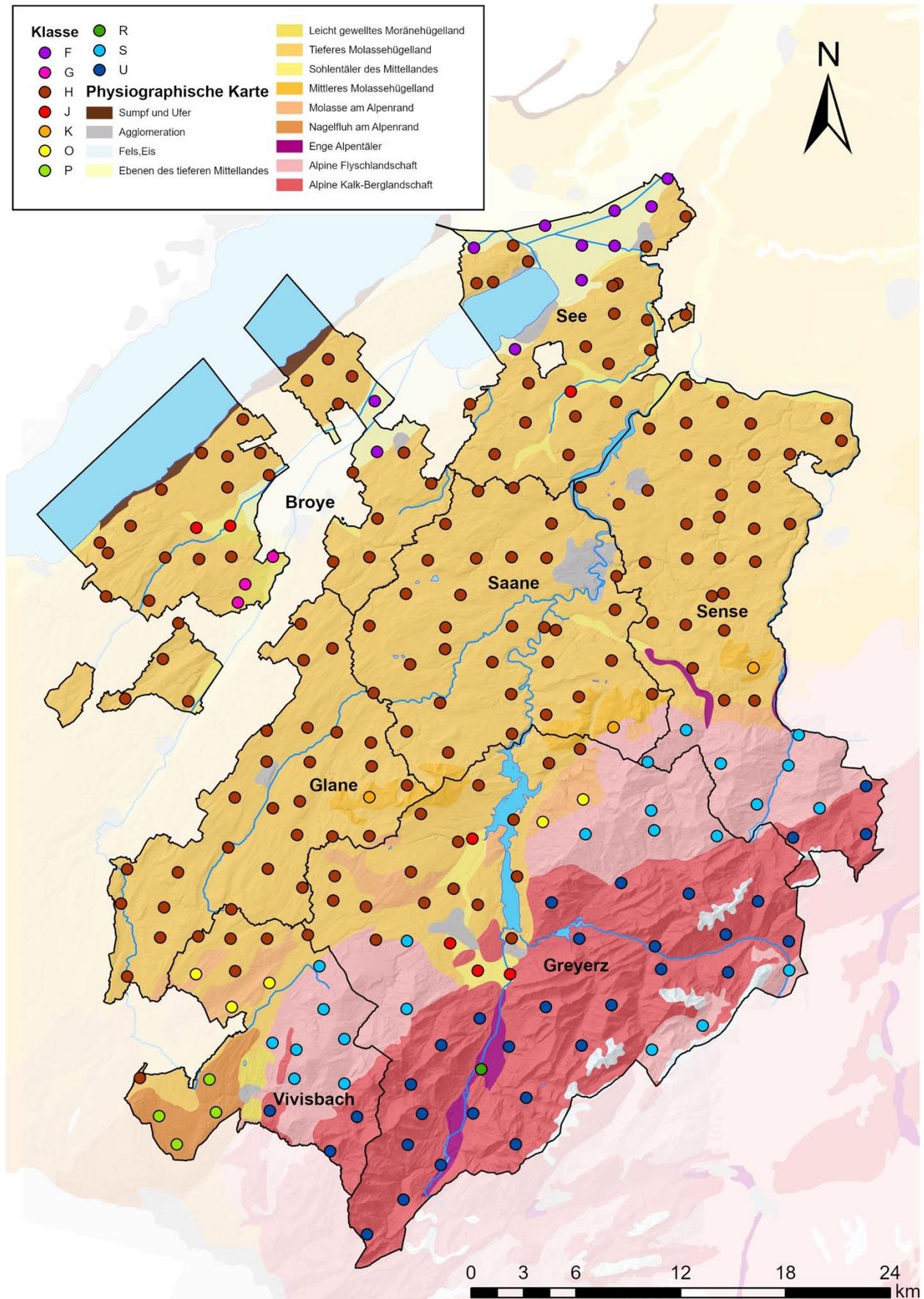
2.2 Resultate

2.2.1 Physische und chemische Bodeneigenschaften

2.2.1.1 Bodentypen

Die Tabelle 2.2.1-1 zeigt die physiographischen Klassen, die bei der Bodeneignungskarte der Schweiz angewendet wurden. Die FRIBO-Standorte wurden mit der Häufigkeit ihres Auftretens in zehn Hauptklassen eingeteilt (Tabelle

2.2.1-1).

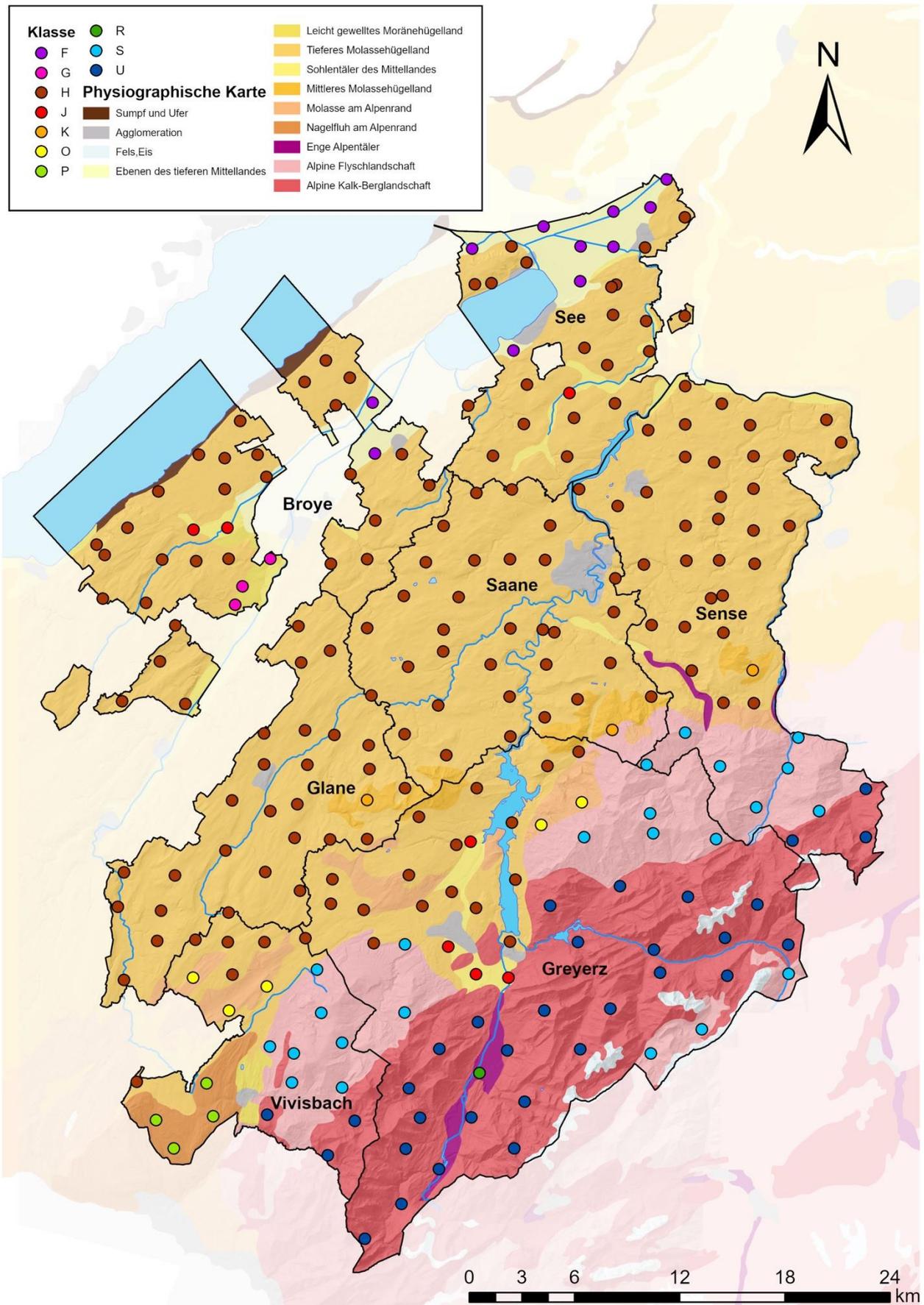


Karte 2.2.1-1 zeigt die Lokalisierung der Hauptklassen im Kanton Freiburg. Der nördliche und der mittlere Kantonsteil zeichnen sich vor allem durch das Vorkommen von niedrigen, teilweise mit Moränen bedeckten Molassehügeln aus. Im Süden des Kantons findet man hauptsächlich alpine Flysch- und Kalklandschaften.

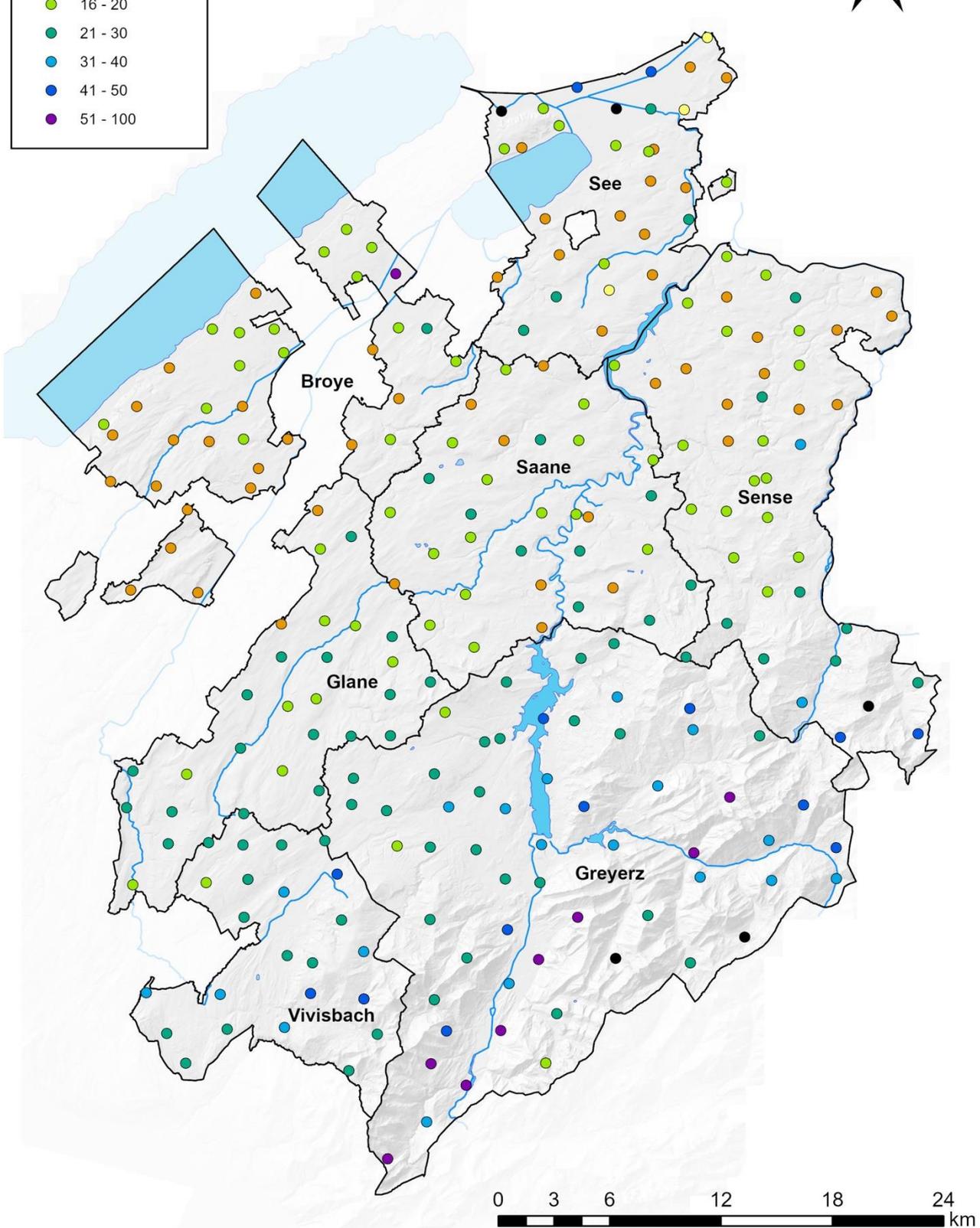
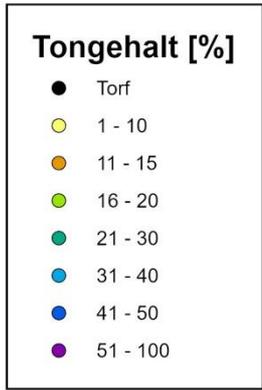
Tabelle 2.2.1-1: Wichtigste physiographische Klassen gemäss der Bodeneignungskarte der Schweiz.

Klasse	Beschreibung	Häufigkeit im FRIBO
F	Ebenen des tieferen Mittellandes	11 Standorte (4.4%)
G	Leicht gewelltes Moränenhügelland	3 Standorte (1.2%)
H	Tieferes Molassehügelland mit teilweiser Moränenbedeckung	162 Standorte (64.8%)
J	Sohlentäler des Mittellandes	7 Standorte (2.8%)
K	Mittleres Molassehügelland mit teilweiser glazialer Überformung	3 Standorte (1.2%)
O	Vorwiegend sandige Molasse am Alpenrand	5 Standorte (2.0%)
P	Vorwiegend Nagelfluh am Alpenrand	4 Standorte (1.6%)
R	Enge Alpentäler	1 Standorte (0.4%)
S	Alpine Flyschlandschaft und Bündnerschiefer, vorwiegend in den nördlichen Alpen	23 Standorte (9.2%)
U	Alpine Kalkberglandschaft	31 Standorte (12.4%)

Eine Tabelle sowie detailliertere Erläuterungen finden sich im dritten FRIBO-Bericht (Julien et al. 2002).



Karte 2.2.1-1: Wichtigste physiographische Klassen der Böden gemäss der Bodeneignungskarte der Schweiz im Masstab 1:200 000.



Karte 2.2.1-2: Tongehalt der 250 landwirtschaftlichen Standorte des FRIBO.

Die Bodenbeschaffenheit variiert innerhalb des Kantons stark und folgt einem steigenden Gradienten auf der NW-SO-Achse. Allgemein finden sich die leichtesten Böden im Broyebezirk, im Seebezirk (ausserhalb Grosses Moos) sowie im Norden des Sensebezirks, während sich sehr schwere Böden auf den Alpen in den Regionen Greyerz, Vivisbach und Schwarzsee befinden. Die mittelschweren Böden liegen grösstenteils im Glanebezirk, im Nordwesten des Greyerzbezirks und im Süden des Sensebezirks. Die Torfgebiete schliesslich weisen für eine Ermittlung der Körnung zu hohe Gehalte an organischer Substanz auf. Die fünf Standorte in Torfgebieten liegen in den Voralpen und im Grossen Moos.

2.2.1.2 Organische Substanz

Abbildung 2.2.1-1 ermöglicht einen Vergleich der Gehalte an organischer Substanz (OS) der Böden sowie deren Entwicklung in den 35 Erhebungsjahren. Die Gehalte blieben auf den Ackerflächen über alle sieben Zyklen hinweg stabil. Das bedeutet, dass auf Ackerflächen kein signifikanter Verlust an organischer Substanz zu verzeichnen ist. Bei Naturwiesen hat der mittlere Gehalt an organischer Substanz seit Beginn des FRIBO um 1 % zugenommen.

Auch in den Böden der Alpweiden ist der durchschnittliche Gehalt an organischer Substanz über die sieben Zyklen hinweg gestiegen und liegt im letzten Zyklus bei über 8 %. Ein deutlicher Anstieg von 0.5 % ist zwischen dem 6. und 7. Zyklus festzustellen. Dasselbe gilt für Standorte mit Nutzungsänderungen. Da sich die Textur der Standorte nicht ändert, sollte die mittlere Kationenaustauschkapazität (KAK) aller Standorte mit zunehmender organischer Substanz zunehmen, was im FRIBO jedoch nicht der Fall ist. Bei 0.5 % gewonnener organischer Substanz sollte ein Anstieg von 3 bis 4 meq in der KAK zu beobachten sein (persönliche Mitteilung, Serge Amiguet). Folglich müsste für alle Bodennutzungen mit Ausnahme der Ackerflächen eine Erhöhung der KAK zu verzeichnen sein. Die Analysen der KAK zeigen jedoch stabile Werte auf Naturwiesen und sogar einen Rückgang der KAK auf Alpweiden und Ackerflächen (Tabelle 2.2.1-2). Insgesamt wird die KAK im Kanton als «mittel» auf Ackerflächen bis «hoch» auf Naturwiesen und Alpweiden eingestuft (nach der Skala von Collaud et al., 1990). Eine mögliche Erklärung hierfür könnte klimatischer Natur sein. Die aufeinanderfolgenden warmen und sehr trockenen Sommer des 7. Zyklus hätten eine Zunahme von ausgetrockneter organischer Substanz an der Oberfläche ermöglicht, die aus nicht gefressenem Futter stammt. Dies könnte eine Erklärung für den Anstieg der Gehalte an organischer Substanz auf Weiden und deren Beständigkeit auf Ackerflächen sein. Die Laboranalysen würden also frische organische Substanz erfassen, die noch nicht abgebaut und in den Bodenkomplex eingebunden wurde.

Eine signifikante Zunahme der organischen Substanz auf Naturwiesen wurde auch im Kanton Zürich für den Zeitraum 1995-2019 beobachtet (KaBo Zürich, 2022). Die Gründe dafür sind nicht bekannt.

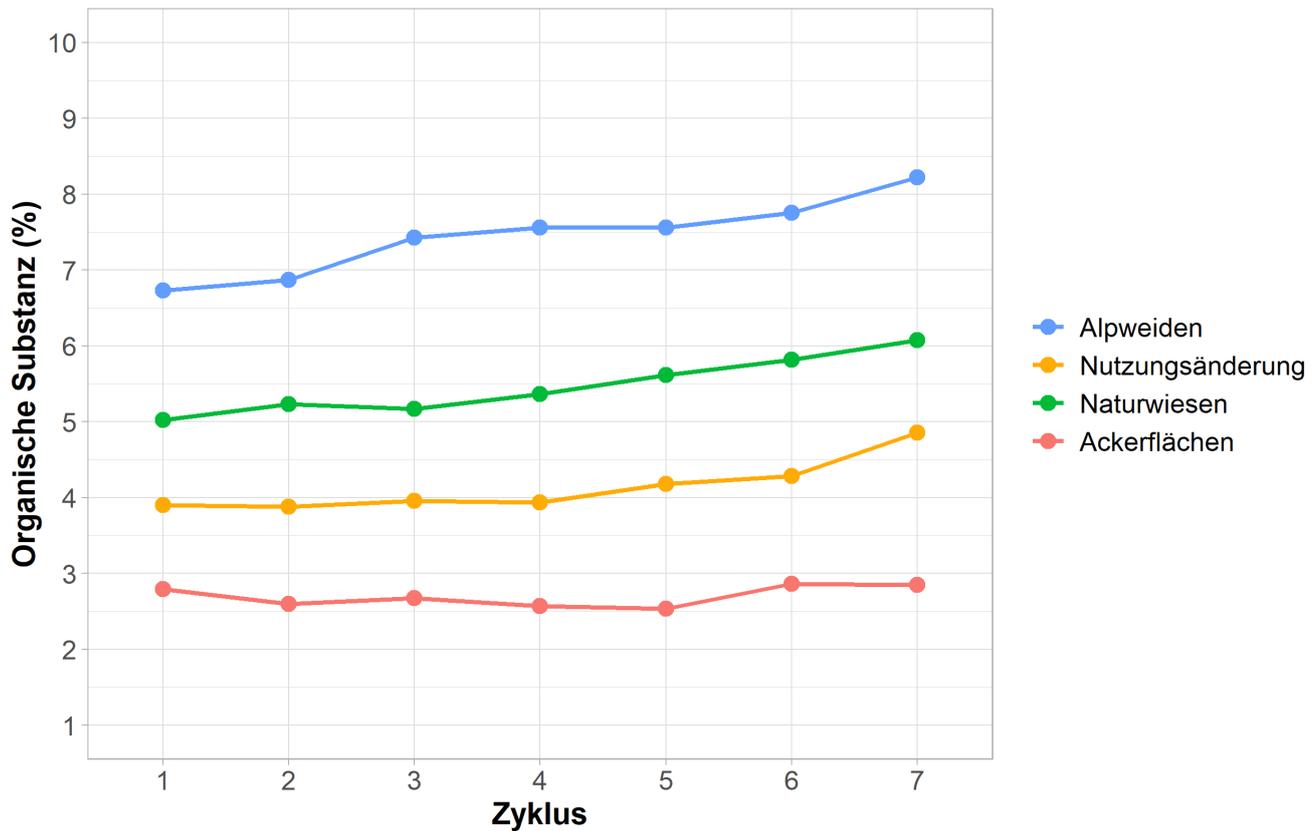


Abbildung 2.2.1-1: Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz nach Bodennutzungstyp.

Jeder Punkt zeigt den Mittelwert für einen bestimmten Bodennutzungstyp. Diese Informationen gelten für alle folgenden Abbildungen mit Verlaufskurven und werden folglich nicht wiederholt.

OS	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	↑	↑	↑	↑	↑
Zyklus 2	—		↑	↑	↑	↑	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	↑	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	↑	—	↑	—		—	↑
Zyklus 6	↑	↑	↑	↑	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.1-2: Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

OS	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	↑
Zyklus 2	—		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	—	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	—	—	—	↑	—	—	

Abbildung 2.2.1-3: Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Tabelle 2.2.1-2: Entwicklung der mittleren Kationenaustauschkapazität (KAK) nach Zyklus und Bodennutzung.

KAK (meq./100g)	Total	Alpweiden	Naturwiesen	Nutzungsänderung	Ackerflächen
Zyklus 1	20.5	30.4	23.8	18.6	15.2
Zyklus 2	19.9	30.3	21.9	18.1	15.0
Zyklus 3	20.1	30.9	22.8	18.2	14.7
Zyklus 4	19.5	30.3	22.3	17.5	14.1
Zyklus 5	19.0	29.2	22.0	17.0	13.8
Zyklus 6	17.6	25.1	20.8	15.6	13.5
Zyklus 7	18.6	26.8	21.6	17.4	13.8

Zur Interpretation der Menge an organischer Substanz im Boden wurden zwei Modelle verwendet. Das erste fusst auf den GRUD (Sinaj & Richner, 2017) und bezieht sich zur Schätzung der potenziellen Stickstoff-Nachlieferung auf den Humusgehalt des Bodens (Mineralisierung der organischen Substanz). Das Stickstoffmineralisierungspotenzial steht in engem Zusammenhang mit dem Gehalt an organischer Substanz im Boden. Bei der Mineralisierung von organischer Substanz werden CO₂, Wasser und Nährstoffe, vor allem Stickstoff, freigesetzt. Diese organische Substanz bildet das Substrat, das den lebenden Organismen Energie liefert. Dieses Modell berücksichtigt den Tongehalt des Bodens.

Das zweite Modell resultiert aus einer Doktorarbeit, in deren Rahmen einige FRIBO-Standorte beprobt und gewisse Daten des Netzes ausgewertet wurden (Johannes et al., 2017). Das Ergebnis dieser Arbeit zeigt, dass die Strukturqualität eines Braunbodens (Cambisol) in der Regel stark positiv mit dem Verhältnis von organischer Substanz zu Ton korreliert. Ein leichter, tonarmer Boden braucht weniger organische Substanz, um eine qualitativ gute Bodenstruktur aufzuweisen, als ein schwerer Boden mit viel Ton. Als ausreichend wird ein Quotient von 17 % betrachtet. Böden mit weniger als 12 % organischer Substanz sind als «schlecht» einzustufen.

Potenzielle N-Nachlieferung

Im ganzen Kanton sind keine Probleme bei der potenziellen N-Nachlieferung der Böden aufgrund mangelnder organischer Substanz zu beobachten. Am höchsten ist das Potenzial auf Alpweiden, am niedrigsten auf Ackerflächen. Dieses Potenzial wird auf Naturwiesen und an Standorten, deren Nutzung sich im Laufe der Zyklen geändert hat, tendenziell «gut». 75% der Ackerflächen weisen eine «ausreichende» potenzielle N-Nachlieferung auf.

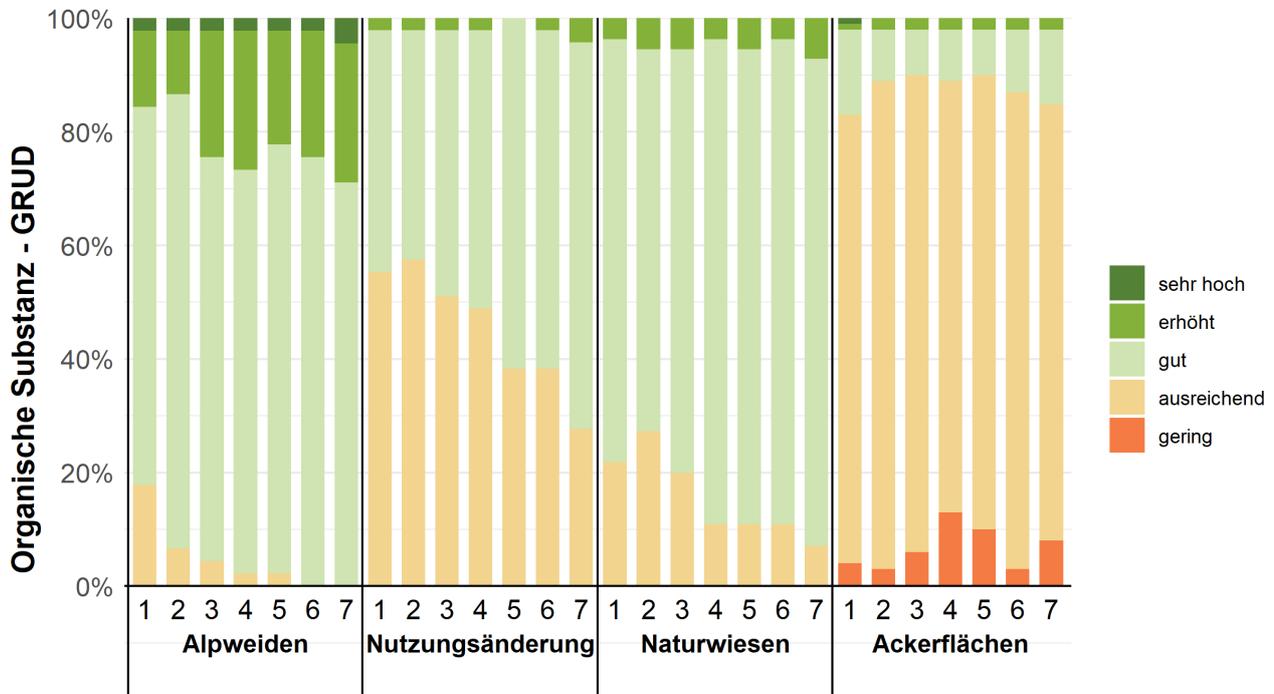


Abbildung 2.2.1-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Gehalts an organischer Substanz des Bodens aufgrund der potenziellen N-Nachlieferung, GRUD-Modell 2017.

Für jeden Typ der Bodennutzung werden die 7 Zyklen dargestellt. Für jeden Zyklus zeigen die Balken den Prozentsatz der Standorte, die der jeweiligen Beurteilungsstufe angehören. Diese Informationen gelten für alle folgenden Balkendiagramme und werden folglich nicht wiederholt.

Potenzial der Bodenstrukturqualität (OS/Ton-Verhältnis)

In Bezug auf die Strukturqualität des Bodens ist die Situation ziemlich beruhigend: Zurzeit weisen nur 10 % der Ackerflächen und 3 % der Naturwiesen des FRIBO (also insgesamt 13 Standorte) einen grossen Mangel an organischer Substanz auf. Bei 45 % der Ackerflächen ist ein leichter Mangel an organischer Substanz zu beobachten, während 37 % ausreichend versorgt sind. Nur 6 % weisen ein sehr gutes OS/Ton-Verhältnis auf, eine Eigenschaft, die in bearbeiteten Böden nur selten zu beobachten ist. Über den Hofdünger werden dem Boden grosse Mengen an organische Substanz zurückgeführt. Dabei spielen Kunstwiesen dank eines bedeutenden Viehbestands eine wichtige Rolle in der Fruchtfolge. Der Anteil von Naturwiesen, Alpweiden und Standorten mit Nutzungsänderungen, die ein sehr gutes OS/Ton-Verhältnis aufweisen, steigt über die Zyklen hinweg stetig an.

Die detaillierte Analyse der Standorte mit grossem Mangel an organischer Substanz (Karte 2.2.1-3) liefert folgende Erkenntnisse: 11 der 13 betroffenen Standorte sind Ackerflächen und 2 sind Naturwiesen im Intyamon und im Jauntal. Die Tongehalte der Böden dieser Naturwiesen sind sehr hoch (ca. 60 %) und sprengen die Grenzen der vorliegenden Studie, die sich mit Braunerde auseinandersetzt. Eine Ackerfläche im Broyebezirk weist ebenfalls einen Tongehalt zwischen 60 % und 75 % auf. Die 11 Ackerflächen befinden sich im Broye- und im Seebezirk und enthalten beinahe alle Kartoffeln, Zuckerrüben und Tabak in der Fruchtfolge. In mehreren Fällen sind sogar zwei dieser Kulturen in der Fruchtfolge enthalten.

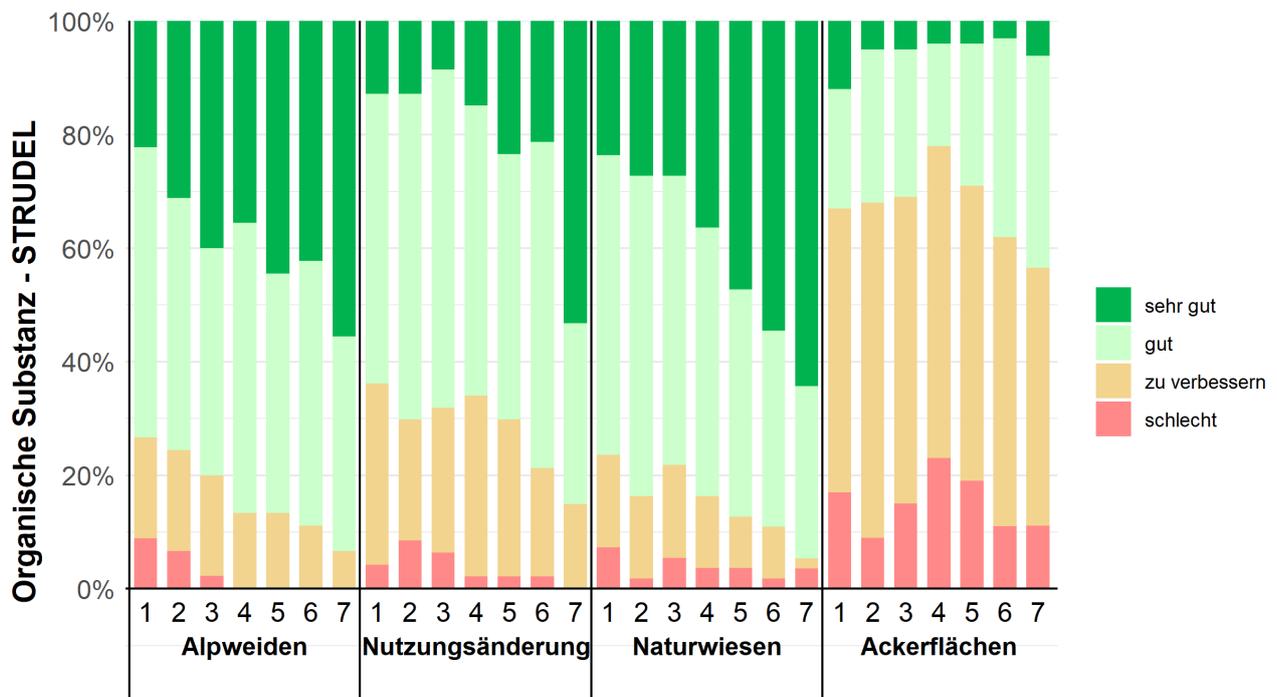
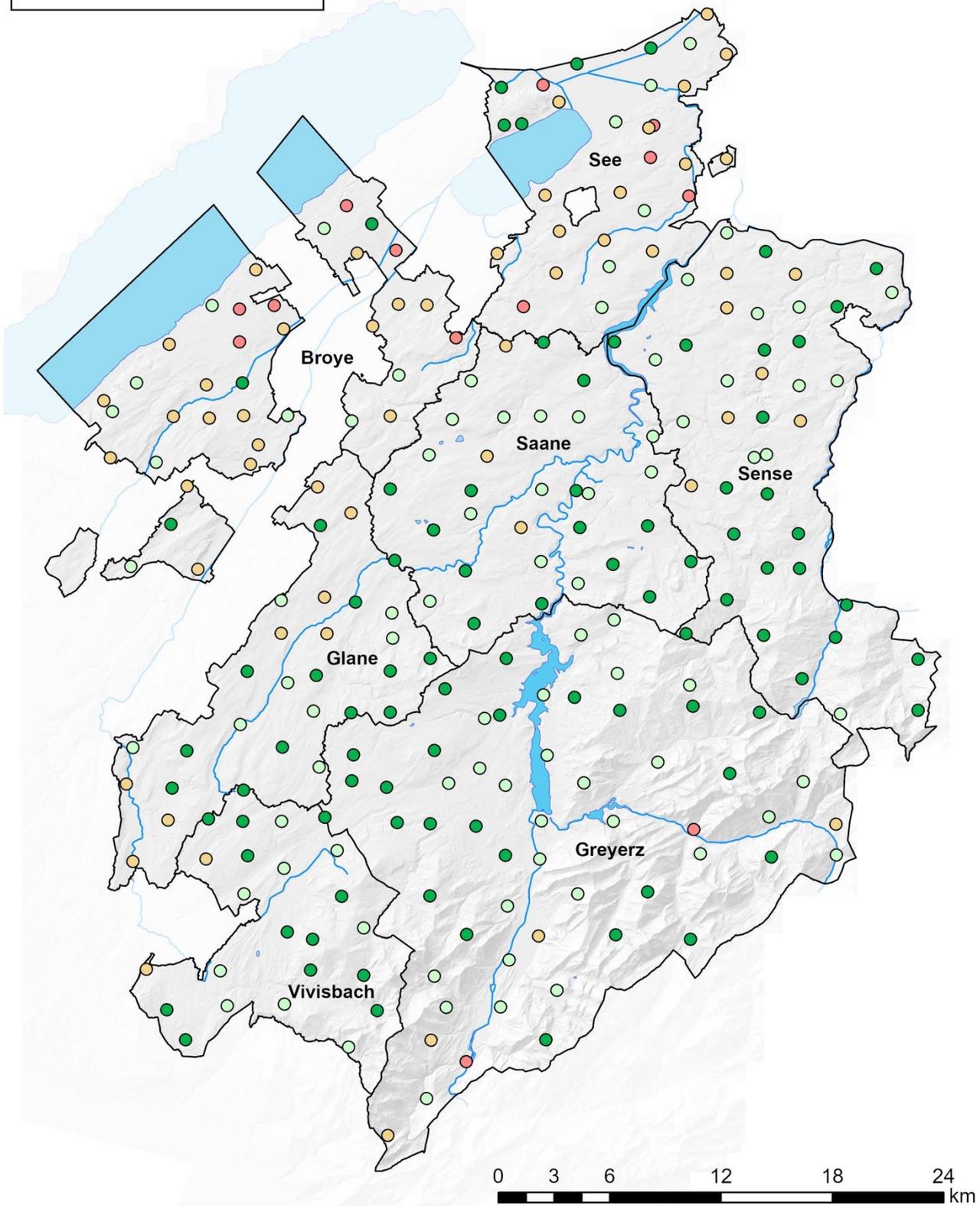


Abbildung 2.2.1-5: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Gehalts an organischer Substanz des Bodens aufgrund des OS/Ton-Verhältnisses, STRUDEL-Modell.

Beurteilung OS STRUDEL

- sehr gut
- gut
- zu verbessern
- schlecht



Karte 2.2.1-3: Beurteilung des Gehalts an organischer Substanz gemäss STRUDEL-Modell – 7. Zyklus.

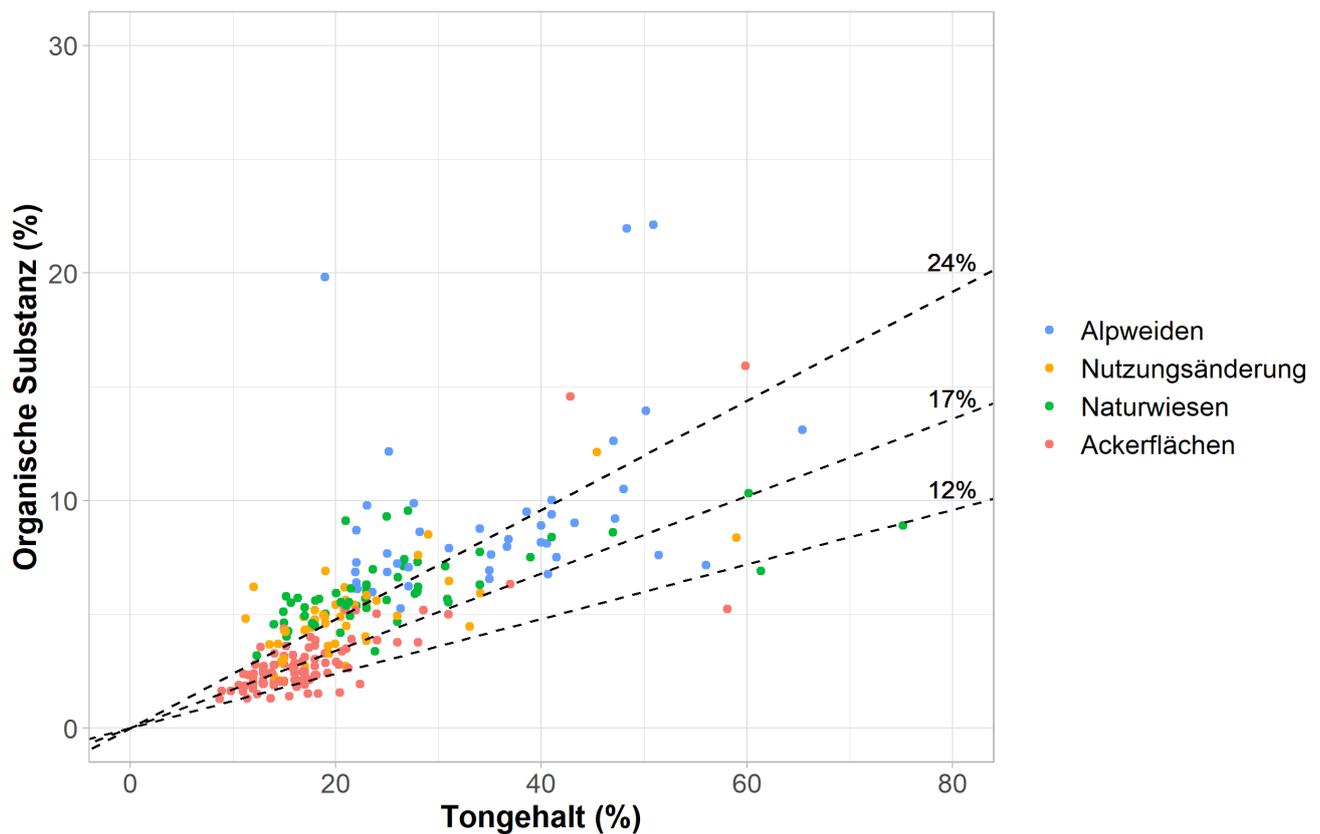


Abbildung 2.2.1-6: Werte des OS/Ton-Verhältnisses der verschiedenen Bodennutzungen im 7. Zyklus nach dem STRUDEL-Modell.

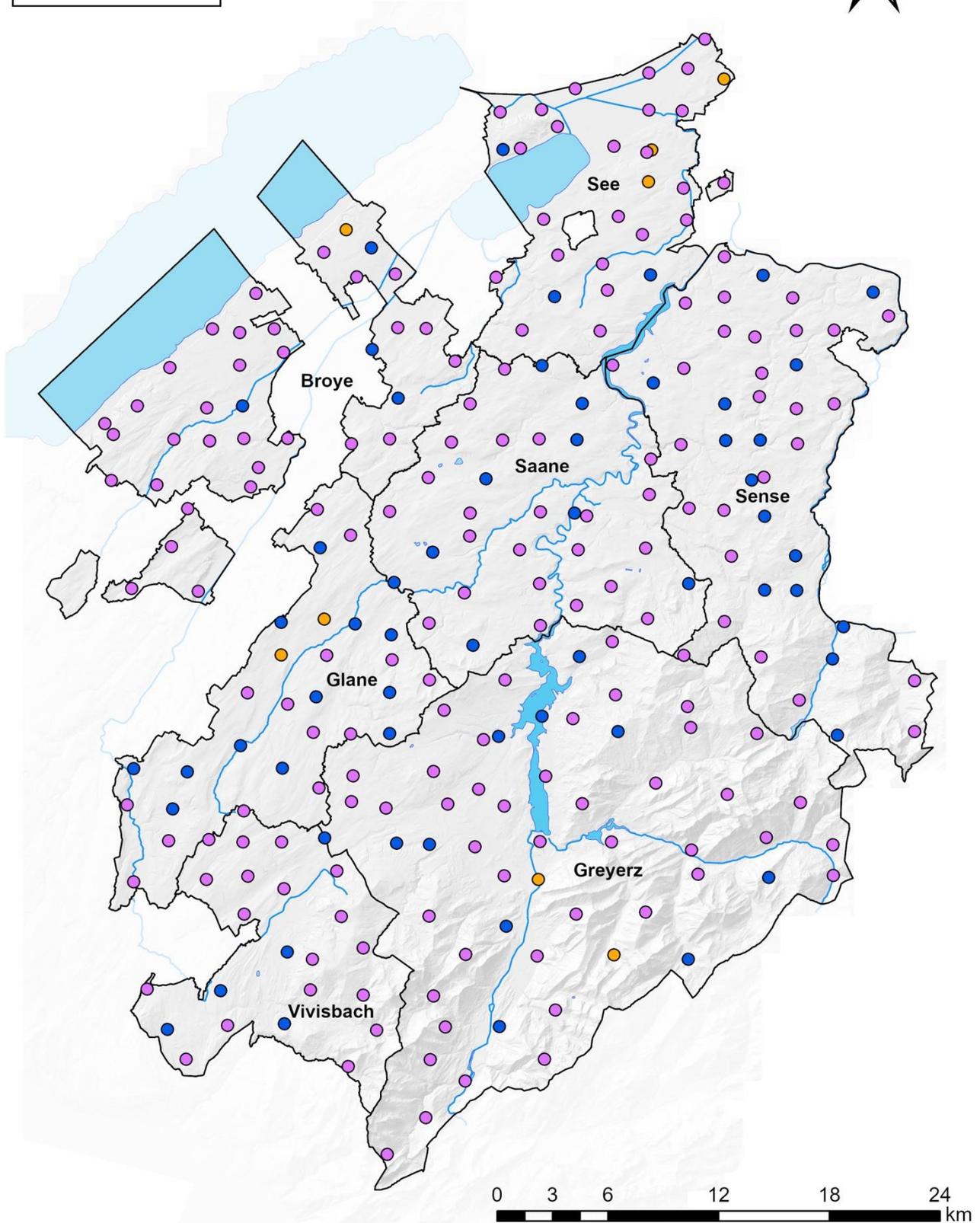
Jeder Punkt entspricht einem Standort. Die gestrichelten Linien stellen ein OS/Ton-Verhältnis von 24, 17 bzw. 12 % dar.

Das obige Diagramm zeigt, dass fast alle Standorte mit einem OS/Ton-Verhältnis von weniger als 12 % (gemäss STRUDEL-Modell als «schlecht» bewertet) Ackerflächen sind und dass die Mehrheit der Naturwiesen und Alpweiden ein Verhältnis von über 17 % (gemäss demselben Modell als «gut» oder «sehr gut» bewertet) aufweisen. Der geografische Gradient ist deutlich erkennbar, wobei der Tongehalt in den Alpweiden wesentlich höher ist als in den Naturwiesen und Ackerflächen.

Entwicklung nach Standort

8 der 247 Standorte weisen eine Abnahme des Gehalts an organischer Substanz seit Beginn der Beobachtungen vor 35 Jahren auf. Von diesen 8 Standorten sind 7 Ackerflächen und 1 eine Alpweide. 6 der 7 Ackerflächen weisen gemäss dem von Johannes et al. (2017) entwickelten Modell ein «zu verbesserndes» oder «schlechtes» OS/Ton-Verhältnis auf. Einzig ein südlich des Greyerzensees gelegener Ackerbaustandort weist ein OS/Ton-Verhältnis auf, das als «gut» bewertet wird. Drei im Seeland gelegene Ackerflächen werden für Gemüsebau genutzt. Für die Alpweide ist es schwierig, den genauen Grund für den Rückgang des Gehalts an organischer Substanz zu ermitteln. Er könnte jedoch mit einer Drainage der Fläche zusammenhängen.

58 der 247 Standorte weisen eine Zunahme des Gehalts an organischer Substanz seit Beginn der Erhebungen auf. Es sind dies 11 Ackerflächen, 25 Naturwiesen, 5 Alpweiden und 17 Standorte mit Nutzungsänderung.



Karte 2.2.1-4: Entwicklung der Gehalte an organischer Substanz nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.1.3 pH

Abbildung 2.2.1-7 zeigt die Entwicklung des pH-Wertes im Boden während der letzten 35 Jahre. Der pH-Wert der Ackerflächen ist am höchsten. Die tiefsten pH-Werte werden in den Alpweiden gemessen. Der pH-Wert im Wasserextrakt variierte in den Naturwiesen und Alpweiden in 35 Jahren nicht signifikant. Der pH-Wert der Ackerflächen hingegen zeigt seit dem 3. Zyklus einen stetigen und signifikanten Anstieg. Diese Zunahme könnte auf eine verbreitete Praxis von Kalkgaben, zurückzuführen sein, sofern diese notwendig sind.

Es gilt zu beachten, dass mit einem pH von 6.2 Wiesen mit Klee und Gräsern aufrechterhalten werden können. Der Säuregehalt ist jedoch zu hoch für Mischungen mit Luzerne. Auf Naturwiesen hängt die botanische Zusammensetzung allerdings von den natürlichen Bedingungen ab, zu denen auch der pH zählt.

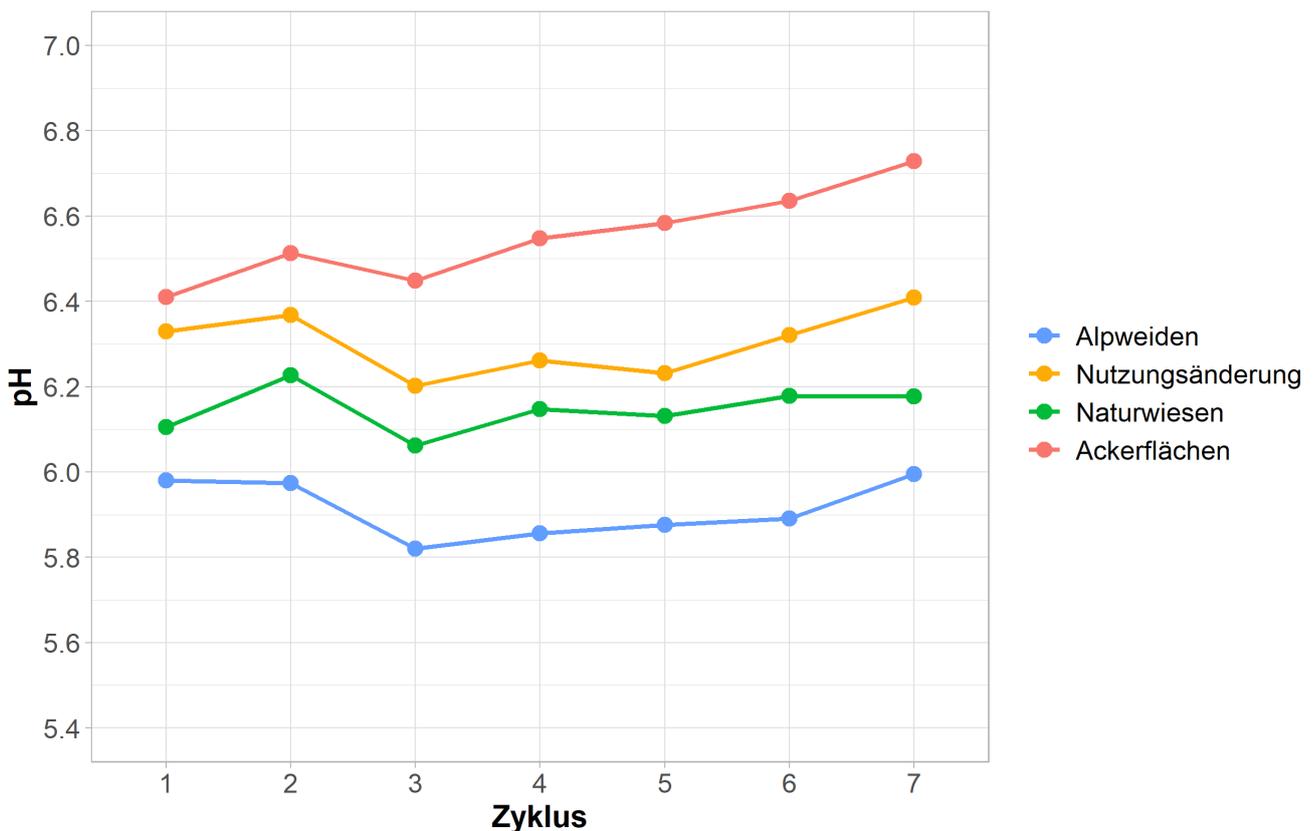


Abbildung 2.2.1-7: Entwicklung des pH-Wertes nach Bodennutzungstyp.

pH	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	—	—	—	—	—	

Abbildung 2.2.1-8: Entwicklung des pH-Wertes zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

pH	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	↑	—	—		—	—	—
Zyklus 5	↑	—	↑	—		—	—
Zyklus 6	↑	—	↑	—	—		—
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.1-9: Entwicklung des pH-Wertes zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Tabelle 2.2.1-3: Beurteilung des pH-Wertes im Boden nach GRUD 2017

pH (H ₂ O)	Beurteilung
< 5.3	Stark sauer
5.3 – 5.8	Sauer
5.9 – 6.7	Schwach sauer
6.8 – 7.2	Neutral
7.3 - 7.6	Schwach alkalisch
> 7.6	Alkalisch

Beurteilung gemäss GRUD

Im 7. Zyklus weisen rund 53 % der Ackerflächen einen sauren oder schwach sauren Boden (pH-Wert < 6.8) auf (Abbildung 2.2.1-10). 10 % der Ackerflächen sind sauer (pH < 5.9). Im diesem 7. Analysezyklus nimmt der Anteil an sauren und schwach sauren Böden weiter ab. Dies erklärt sich sehr wahrscheinlich mit der Verbreitung der Kalkung auf tendenziell sauren Ackerflächen.

Über 80 % der Naturwiesen weisen einen pH-Wert < 6.8 auf. Um einen pH aufrechtzuerhalten, der eine ausgeglichene botanische Zusammensetzung ermöglicht, bringen heute viele Landwirte Kalk auf ihre Wiesen aus.

Auf den Alpweiden scheint sich der Anteil an stark sauren und sauren Böden bei etwa 50 % stabilisiert zu haben. Es gilt hier zu unterstreichen, dass diese Böden aus praktischen und gesetzlichen Gründen sehr selten gekalkt werden und somit der natürlichen Versauerung durch die Bodenentwicklung ausgesetzt sind. Die Versauerungstendenz, die zwischen dem 2. und 3. Zyklus beobachtet wurde, ist möglicherweise auch auf sauren Regen zurückzuführen. Dies ist ein von der Industrie und vom Strassenverkehr verursachtes Phänomen, das man heute insbesondere dank der Einführung der Katalysatoren gut in den Griff bekommen hat. Von den 10 Standorten, die als «stark sauer» eingestuft wurden, sind 8 Alpweiden und 5 dieser 8 Alpweiden befinden sich in Flyschgebieten.

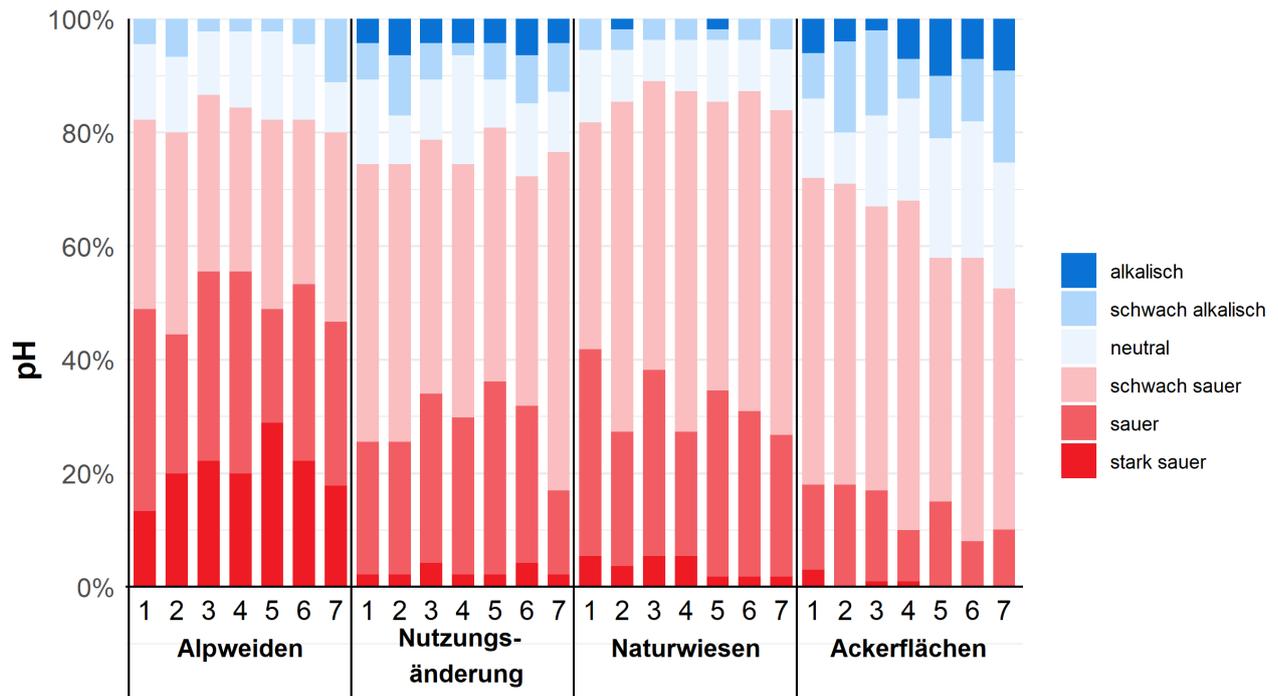
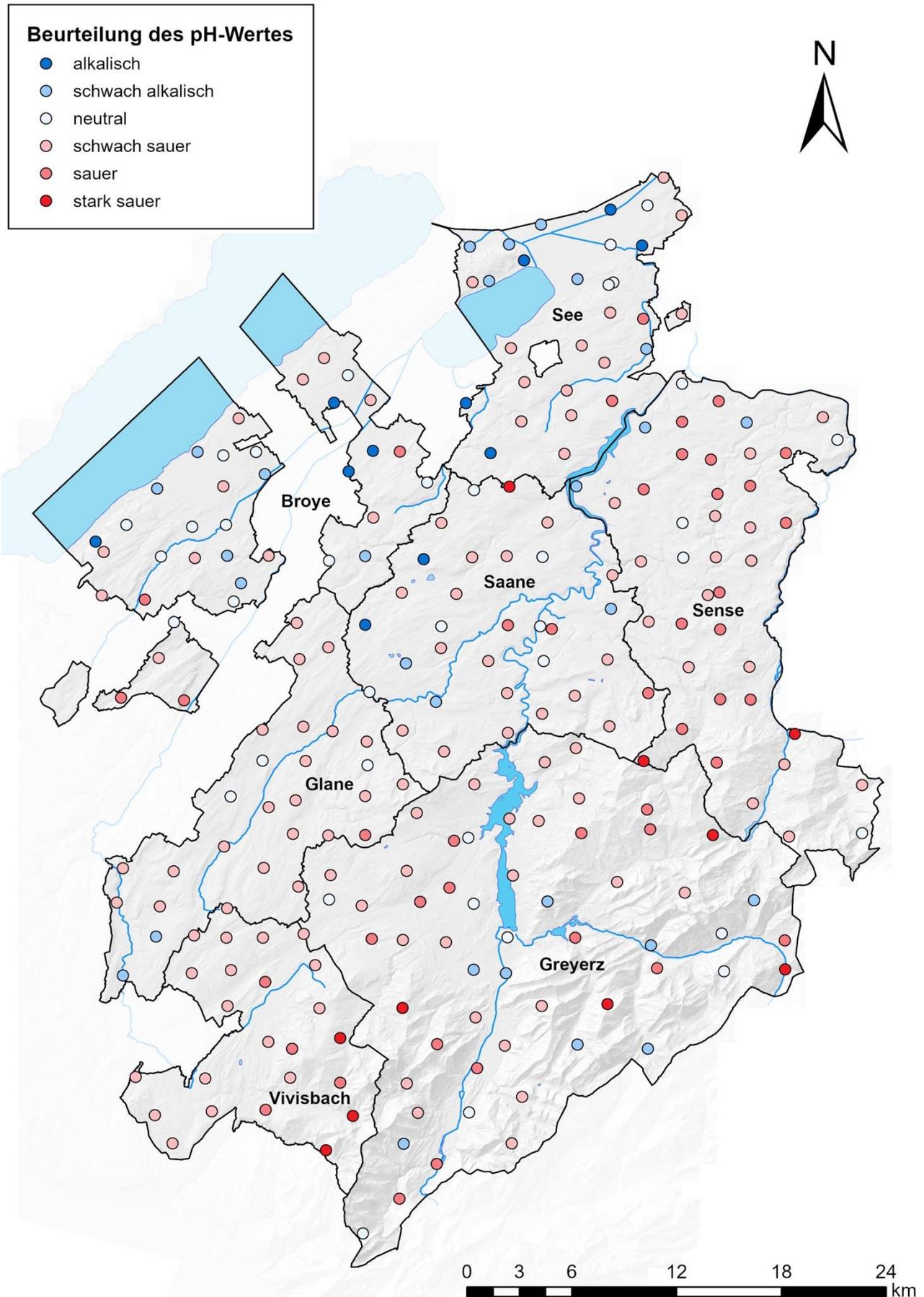


Abbildung 2.2.1-10: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des pH-Wertes gemäss GRUD-Modell 2017.

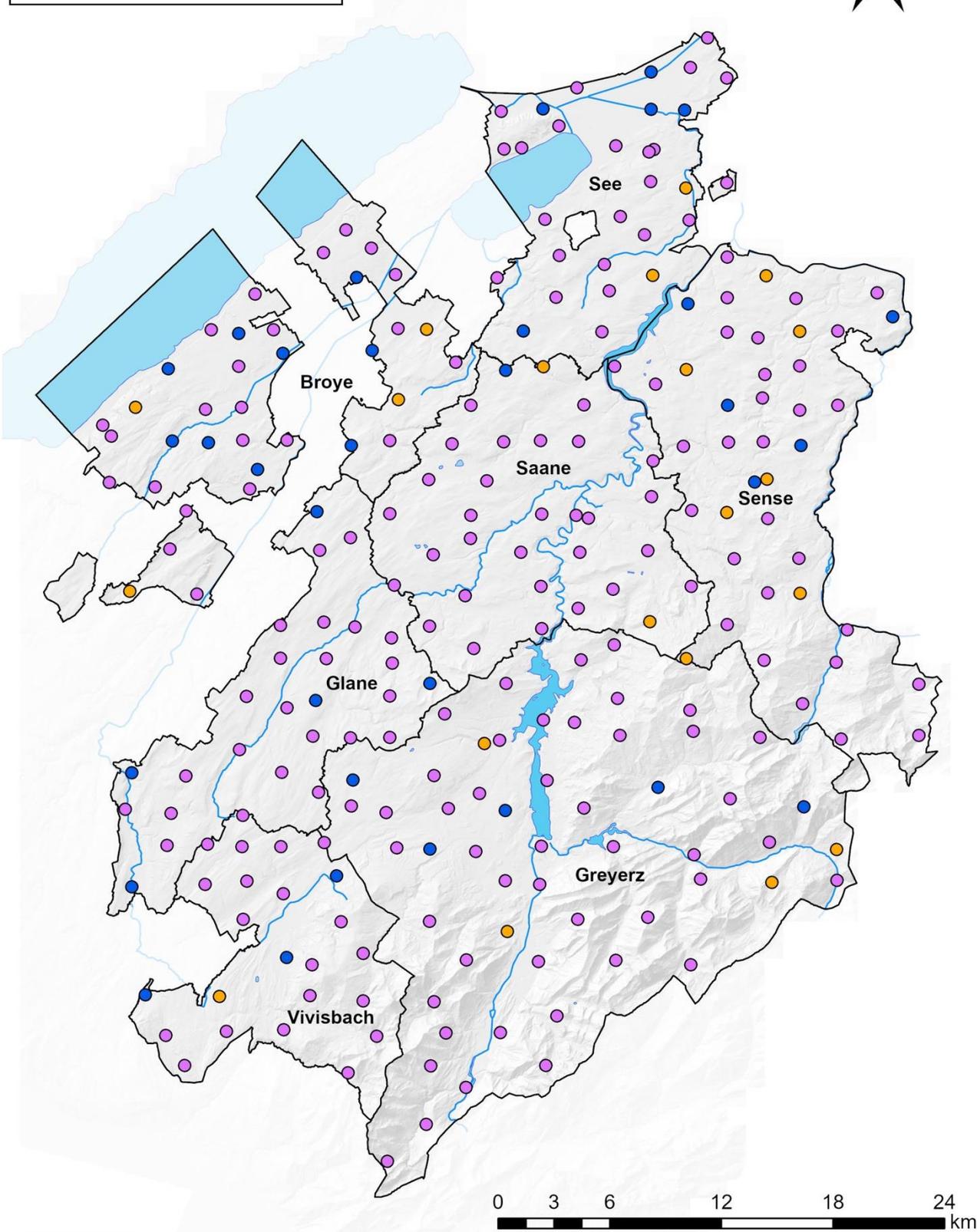
Entwicklung des pH-Wertes

Wie auf der Karte 2.2.1-6 ersichtlich ist, hat der pH im Laufe der 7 Zyklen an 20 Standorten signifikant abgenommen. Neben drei Alpweiden handelt es sich bei diesen Standorten um Ackerflächen (7 Standorte), Naturwiesen (6 Standorte) und Standorten mit Nutzungsänderung (4 Standorte). Von diesen 20 Standorten verzeichneten über die 7 Zyklen hinweg 9 eine Abnahme des pH-Wertes um mindestens 0.5 Punkte, während nur 3 Standorte – alle auf Naturwiesen – eine Abnahme des pH-Wertes von mehr als einem Punkt verzeichneten.

33 Standorte, davon 21 Ackerflächen, 4 Naturwiesen, 6 Standorte mit Nutzungsänderung und 2 Alpweiden, verzeichneten einen Anstieg des pH-Wertes. Von diesen 33 Standorten weisen 16 Standorte, von denen sich 14 auf Ackerflächen befinden, einen Anstieg des pH-Wertes um mehr als einen Punkt über alle 7 Zyklen auf. Es ist wahrscheinlich, dass diese Flächen gekalkt wurden oder dass dort Kompost oder Geflügelmist ausgebracht wurde, beides Produkte, die eine nicht zu unterschätzende kalkende Wirkung haben.



Karte 2.2.1-5: Beurteilung des pH-Wertes gemäss dem GRUD-Modell – 7. Zyklus.



Karte 2.2.1-6: Entwicklung der pH-Werte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.2 Nährstoffe

Das Bodenbeobachtungsnetz verfolgt die Entwicklung der Düngeelemente im Boden. Dazu werden die Gehalte von vier wesentlichen Nährstoffen analysiert: Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Kalzium (Ca).

2.2.2.1 Phosphor

CO₂-Extraktion

Abbildung 2.2.2-1 zeigt, dass die Ackerflächen am meisten löslichen Phosphor enthalten, gefolgt von den Standorten mit Nutzungsänderung und den Naturwiesen, die ähnliche Mittelwerte aufweisen, während Alpweiden die niedrigsten Werte verzeichnen. Die höheren Gehalte der Ackerflächen erklären sich mit einer stärkeren mineralischen Phosphatdüngung mit dem Ziel, die Kulturerträge zu optimieren.

Die Gehalte an löslichem Phosphor auf den Ackerflächen haben zwischen dem 1. und 7. Zyklus signifikant abgenommen. Es ist jedoch anzumerken, dass diese Gehalte an löslichem Phosphor zwischen dem 6. und 7. Zyklus wieder signifikant angestiegen sind. Auf den Naturwiesen ging der Gehalt an leicht verfügbarem Phosphor zwischen dem 1. und 6. Zyklus ebenfalls signifikant zurück, bevor er im 7. Zyklus wieder anstieg und sich wieder den im 1. Zyklus beobachteten Gehalten annäherte. Die gleiche Feststellung gilt für Standorte, deren Nutzung sich geändert hat. Der Gehalt an leicht verfügbarem Phosphor in den Böden der Alpweiden erfuhr hingegen zwischen dem 1. und 7. Zyklus keine signifikante Entwicklung.

Der bis zum 6. Zyklus beobachtete Rückgang der mittleren Gehalte an P CO₂ ist mit der Einführung des Ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) in Verbindung zu setzen. Die Landwirte müssen seit 1993 die Düngemenge für ihren Betrieb mittels einer Nährstoffbilanz berechnen. Dies führte zu einer Reduktion der mineralischen Düngemenge um 60 % innerhalb von 15 Jahren (BLW, 2006). Nur ein winziger Bruchteil des Bodenphosphors ist für lebende Organismen verfügbar, überwiegend in Form von Orthophosphat. Die im FRIBO für den 7. Zyklus beobachtete und in einem späteren Kapitel behandelte Zunahme der biologischen Aktivität auf Naturwiesen könnte die Zunahme der Phosphorverfügbarkeit im letzten Zyklus teilweise erklären. In einer von Agroscope an FRIBO-Proben durchgeführten Studie (Roger et al., 2013) wurden in den Böden von Alpweiden hohe Gesamtphosphorwerte festgestellt. Der Grossteil dieses Gesamtphosphors ist an mineralische Bodenelemente gebunden und für die Pflanzen nicht verfügbar. Nur eine intensive Aktivität der Bodenmikroorganismen, insbesondere der phosphatlösenden Bakterien (PSB), kann diesen Phosphor für die Pflanzen verfügbar machen. Es ist möglich, dass die PSB in den Böden der Alpweiden weniger präsent sind oder dass die Stämme der Alpweiden den Phosphor weniger effizient extrahieren.

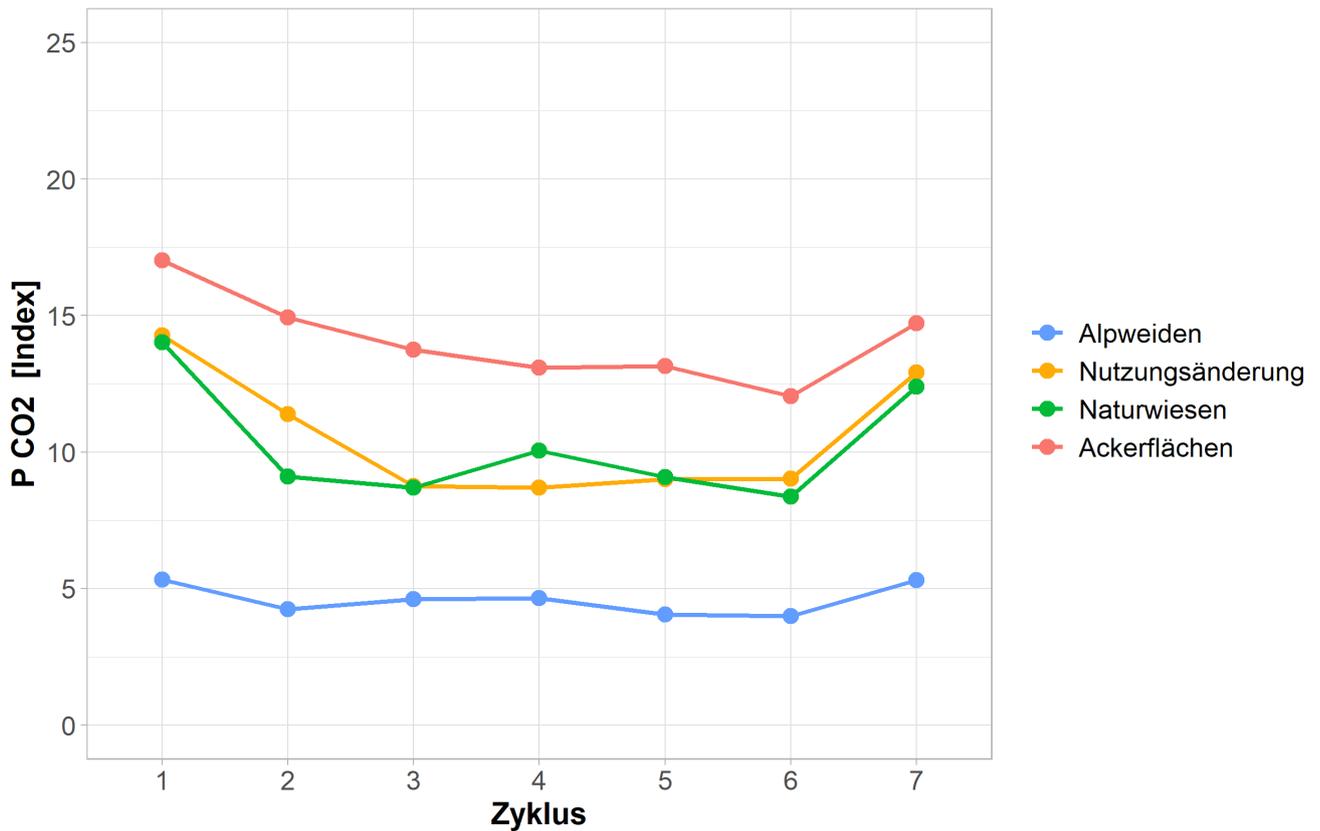


Abbildung 2.2.2-1: Entwicklung des löslichen Phosphors nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss CO₂-Methode. P-Index 1.0 = 0.155 mg P/kg Boden.

P CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	↓		—	—	—	—	—
Zyklus 3	↓	—		—	—	—	—
Zyklus 4	↓	—	—		—	—	—
Zyklus 5	↓	—	—	—		—	—
Zyklus 6	↓	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	↑	↑	—	—	↑	

Abbildung 2.2.2-2: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

P CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	↓	↓	↓	↓	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	↓	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	↓	↓	—		—	—	↑
Zyklus 5	↓	↓	—	—		—	↑
Zyklus 6	↓	↓	↓	—	—		↑
Zyklus 7	↓	—	—	—	—	↑	

Abbildung 2.2.2-3: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Beurteilung gemäss GRUD

Die Gehalte an P CO₂ wurden gemäss dem Interpretationsmodell der GRUD 2017 klassiert, um einzuschätzen, wie reich die Böden an leicht verfügbarem P sind. Zur bestmöglichen Interpretation berücksichtigt das Modell den Tongehalt und den Gehalt an organischer Substanz im Boden. Das gleiche Verfahren wurde für Kalium und Magnesium angewandt.

Bis zum 6. Zyklus war der Anteil der Ackerflächen, die als «angereichert» eingestuft wurden, kontinuierlich zurückgegangen (Abbildung 2.2.2-4). Diese Entwicklung war wahrscheinlich auf die Einführung des ÖLN zurückzuführen. Im 7. Zyklus steigt der Anteil dieser «angereicherten» Standorte wieder an, wobei die Prozentsätze ähnlich hoch sind wie im 3. Zyklus. 50 % der Ackerflächen fallen in die Kategorie «Vorrat» oder «angereichert». Eine ähnliche Tendenz ist bei Naturwiesen zu beobachten, wobei der Prozentsatz der als «angereichert» eingestuft Standorte im 7. Zyklus zunimmt (etwa 20 % der Naturwiesen). Auf Alpweiden ist der Gehalt an P CO₂ bei mehr als 80% der Standorte als «genügend» und «mässig» eingestuft.

Allgemein finden sich in den meisten Bezirken und im ganzen Kanton zufriedenstellende Gehalte an P CO₂ (Karte 2.2.2-1). Die reichsten Böden liegen mehrheitlich im See- und im Broyebezirk sowie in minderer Masse im Saane- und im Glanebezirk. Die hohen Gehalte an P CO₂ sind auf intensivere und stärker gedüngte Kulturen oder Wiesen zurückzuführen.

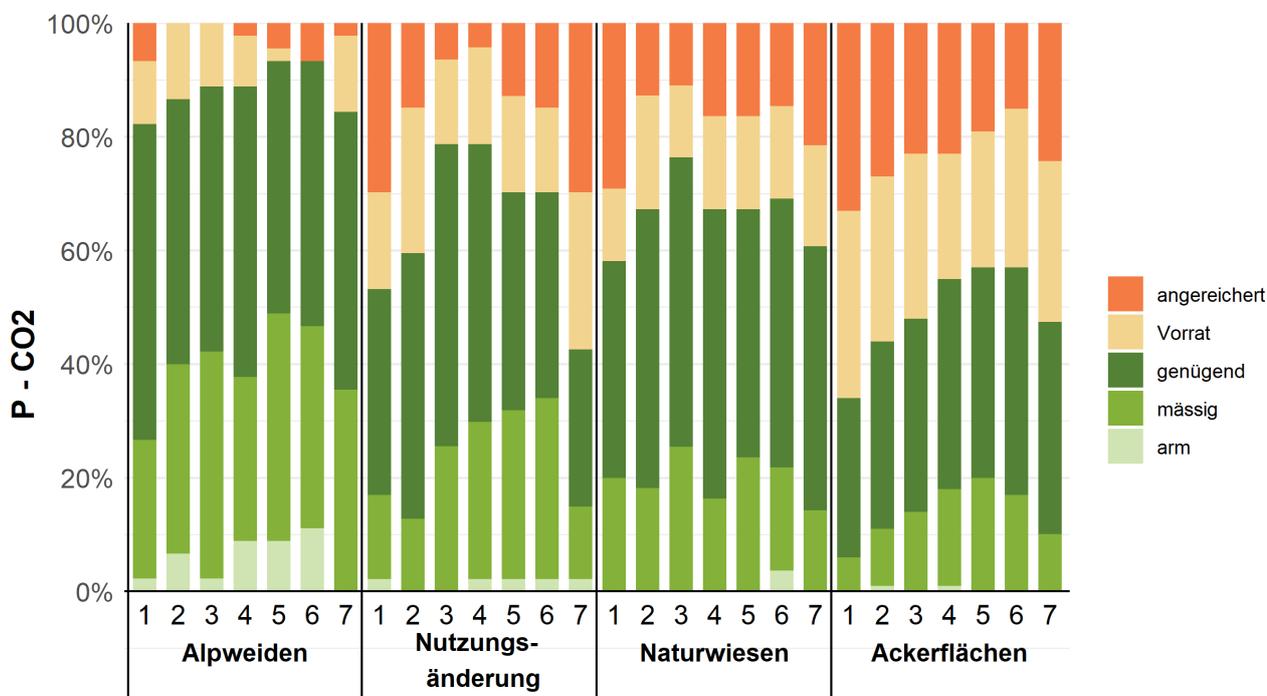


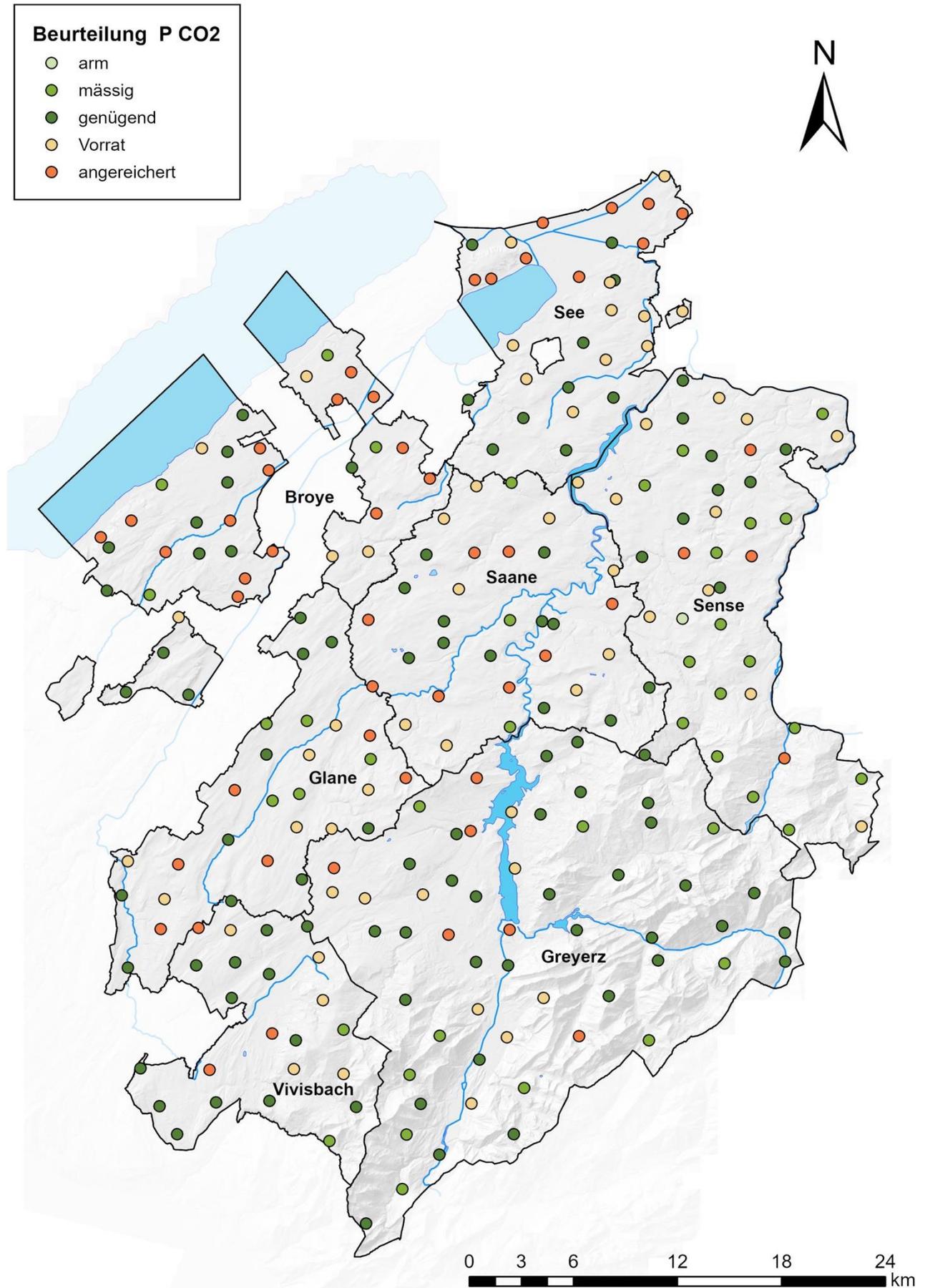
Abbildung 2.2.2-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P CO₂ gemäss GRUD-Modell 2017.

Entwicklung nach Standort

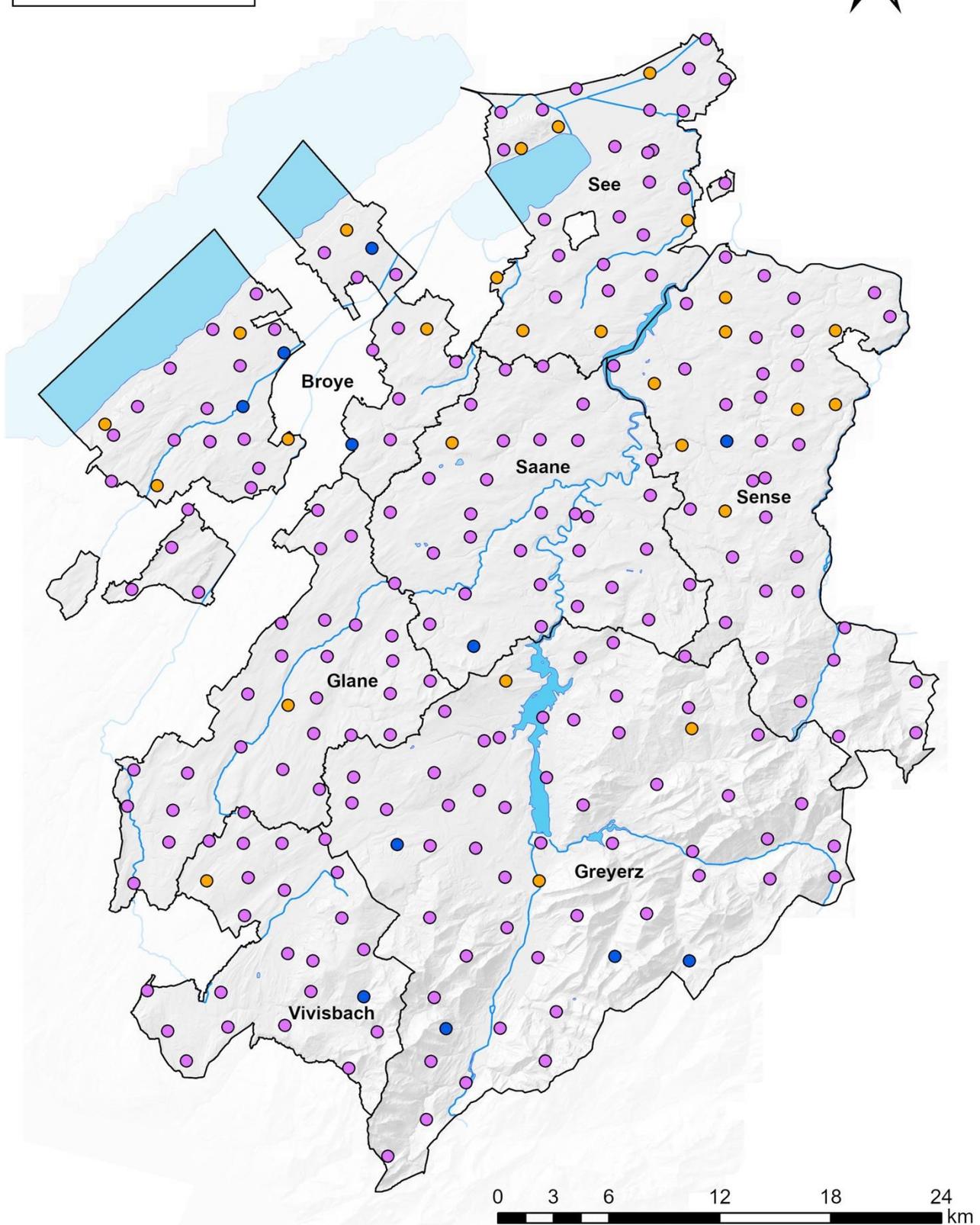
27 Standorte weisen eine signifikante Abnahme des Gehalts an P CO₂ seit dem Beginn der Erhebungen auf. Sie liegen mehrheitlich in den See-, Broye- und Sensebezirken und sind folgendermassen aufgeteilt: 21 Ackerflächen, 3 Naturwiesen, 2 Standorte mit Nutzungsänderung und 1 Alpweide.

Ein signifikanter Anstieg ist an 11 Standorten zu beobachten, die sich wie folgt verteilen: 4 Alpweiden, 3 Naturwiesen, 3 Ackerflächen und 1 Standort mit Nutzungsänderung. Bei den vier Alpweiden mit signifikantem Anstieg der Gehalte ist Vorsicht geboten. Dieser Anstieg ist minimal und liegt in der Grössenordnung von einigen Indexpunkten (z. B. von einem Wert von 3 auf einen Wert von 5).

Auch wenn die Mittelwerte für Ackerflächen zwischen dem 6. und 7. Zyklus signifikant anstiegen, zeigten seit Beginn der Erhebungen 3 Ackerflächen einen signifikanten Anstieg des Gehalts an löslichem Phosphor, während an 21 Standorten ein Rückgang dieses Gehalts zu verzeichnen war.



Karte 2.2.2-1: Beurteilung des Gehalts an P CO₂ – 7. Zyklus.



Karte 2.2.2-2: Entwicklung der Gehalte an P CO₂ nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

AAE10-Extraktion (Ammoniumacetat + EDTA)

Wie bereits das CO₂-Verfahren, zeigt auch die AAE10-Methode, dass die Ackerflächen die reichsten und die Alpweiden die ärmsten an Reserve-Phosphor sind. Die statistische Analyse weist auf keine Anreicherung oder Verarmung an P AAE10 auf den Ackerflächen, den Standorten mit Nutzungsänderung und den Alpweiden hin.

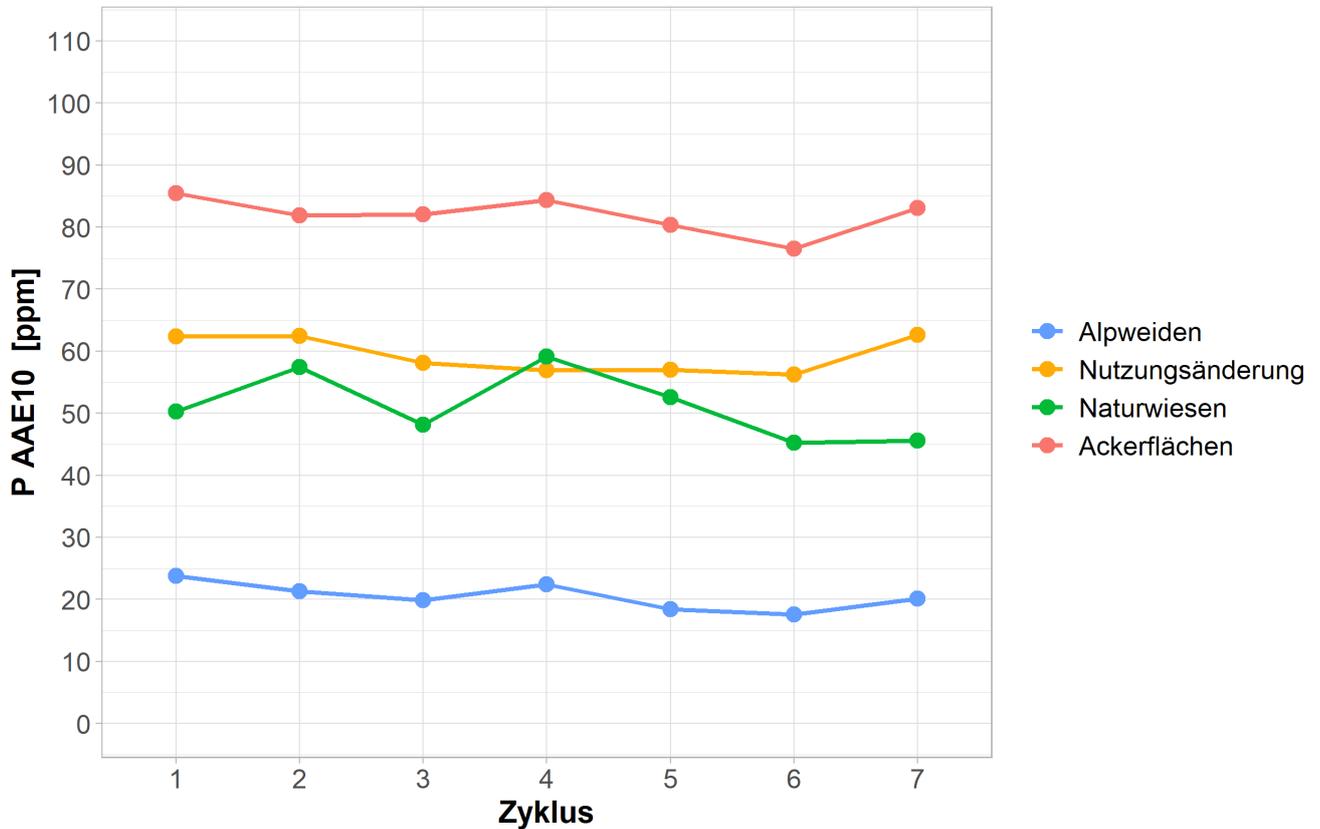


Abbildung 2.2.2-5: Entwicklung des Reservephosphors nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss der AAE10-Methode. 1 ppm= 1 mg P/kg Boden.

P AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	—	↓	—		—
Zyklus 7	—	—	—	↓	—	—	

Abbildung 2.2.2-6: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

P AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	—	—	—	—	—	

Abbildung 2.2.2-7: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Beurteilung gemäss GRUD

In Bezug auf P AAE10 beträgt der Anteil der auf «Vorrat» versorgten und «angereicherten» Ackerflächen 50 % (Abbildung 2.2.2-8). Diese beiden Kategorien nehmen zugunsten von weniger phosphorhaltigen Böden tendenziell ab. 80 % der Standorte auf Naturwiesen werden als «genügend» oder «mässig» eingestuft. Nur 5 % der Standorte auf Alpweiden werden der Klasse «Vorrat» zugeteilt.

Die Karte 2.2.2-3 zeigt, dass Böden mit mässigen Gehalten hauptsächlich auf den Alpweiden und in minderer Masse auf den Naturwiesen zu finden sind. Im Norden des Kantons, wo sich der Grossteil der Ackerflächen befinden, weisen die Standorte mehrheitlich einen Vorrat auf oder sind angereichert. Betroffen sind der See- und der Broyebezirk.

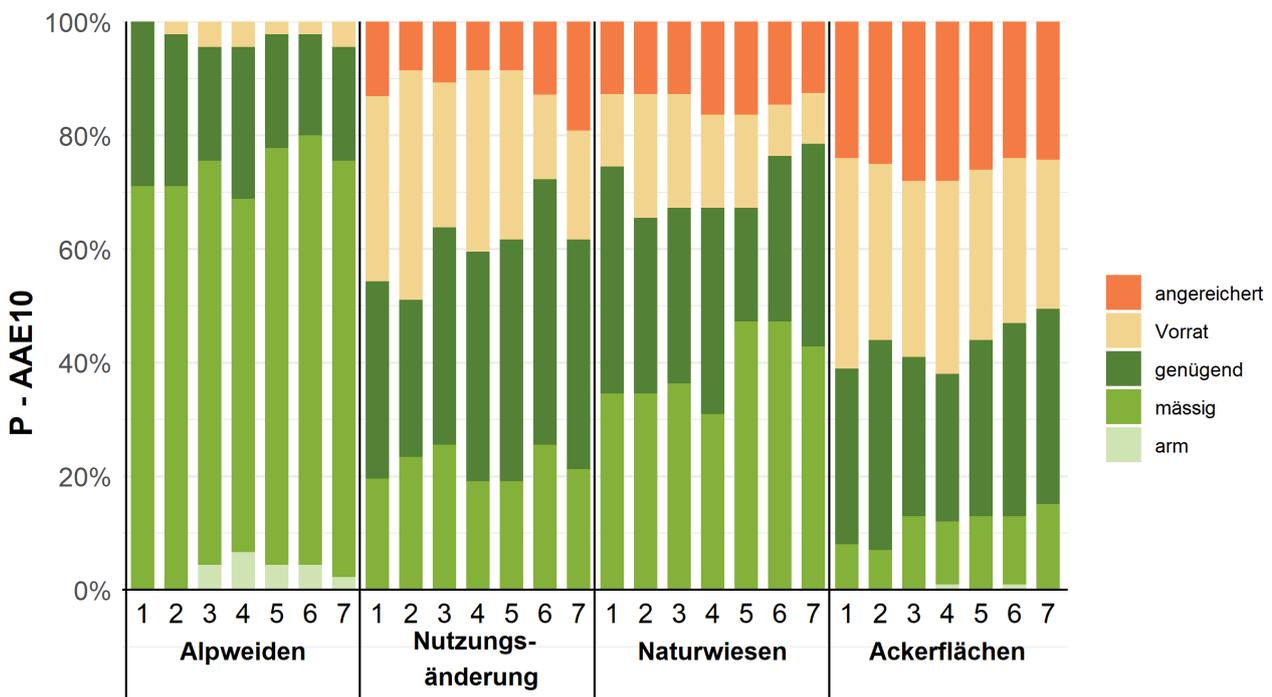
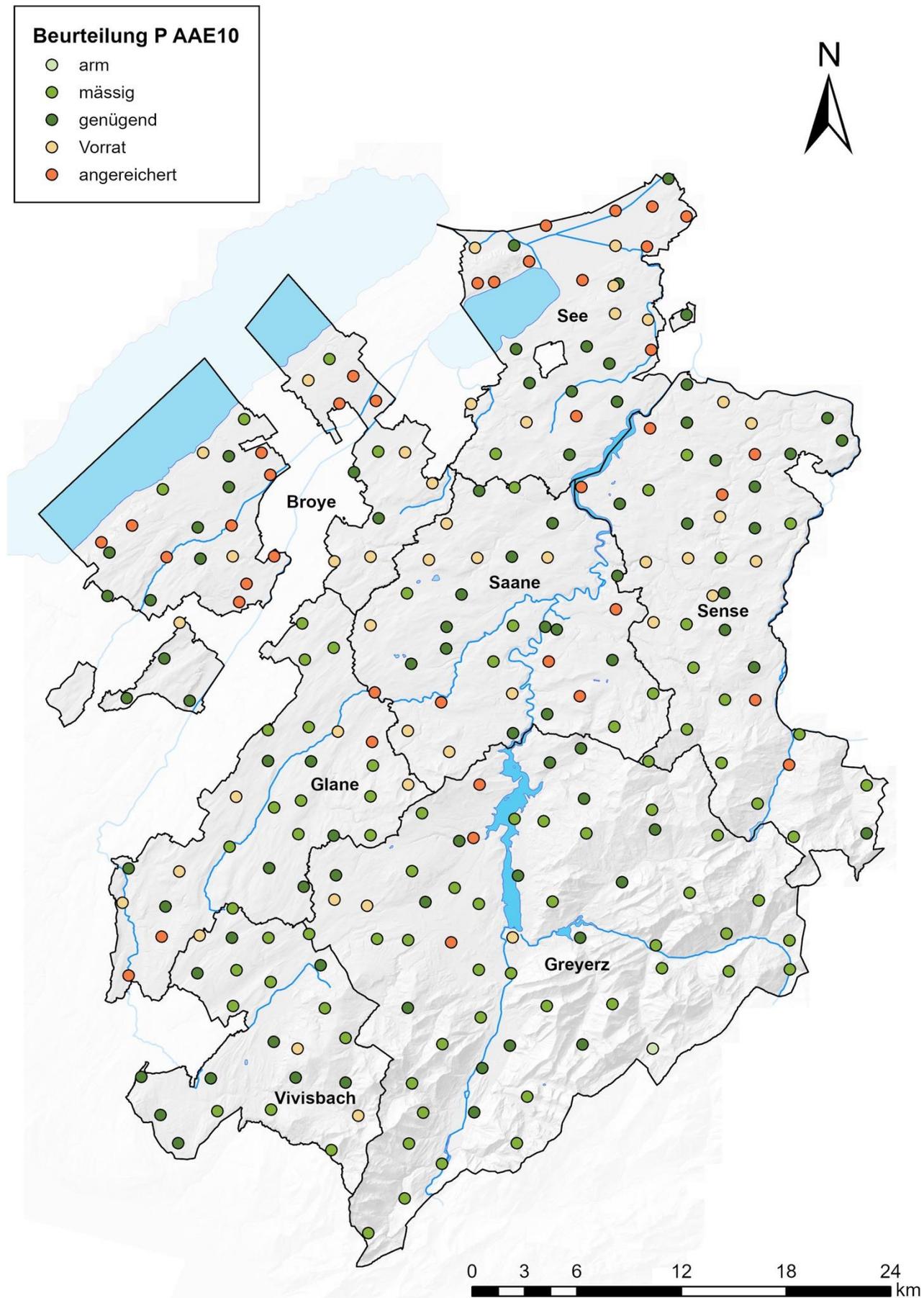


Abbildung 2.2.2-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.

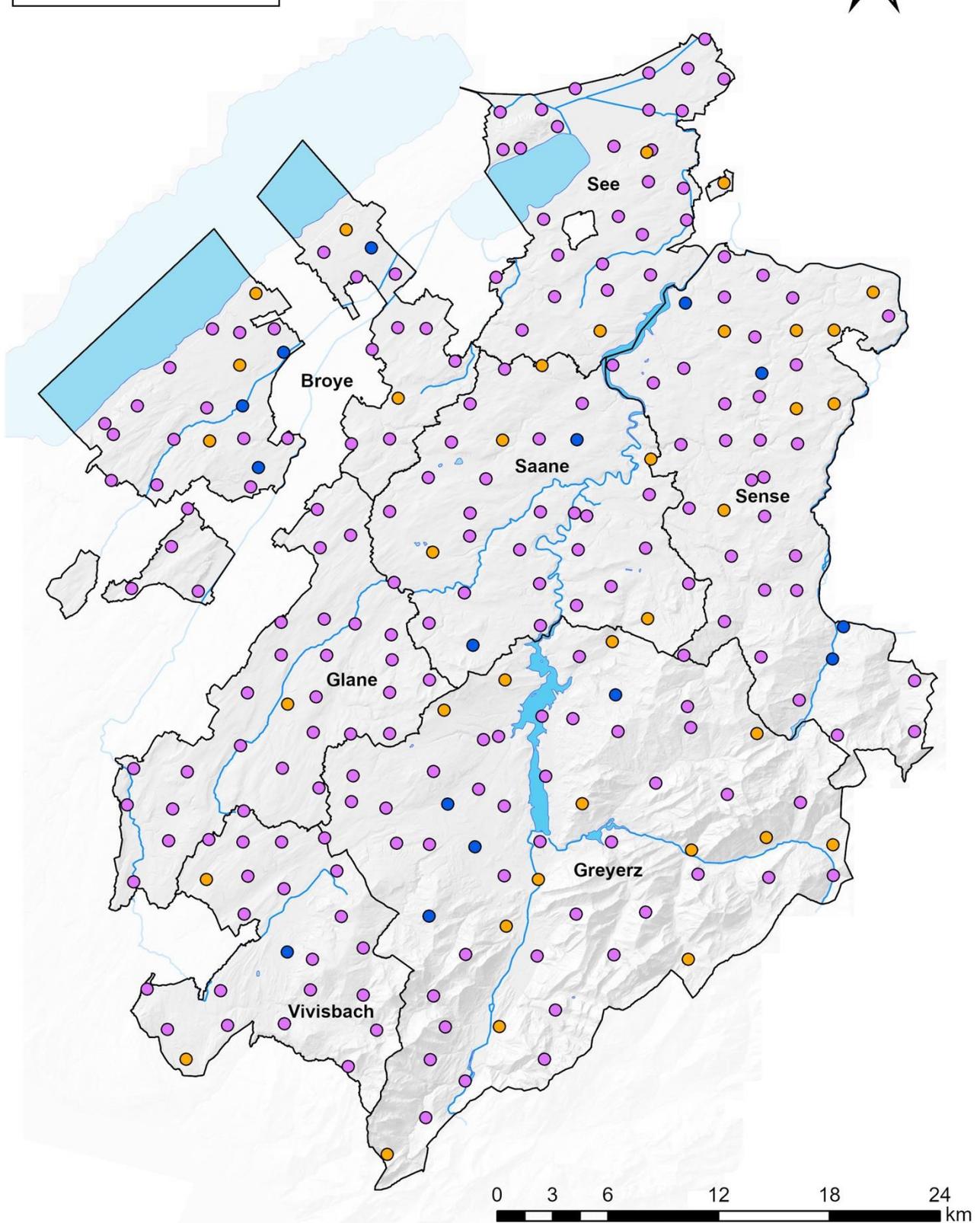
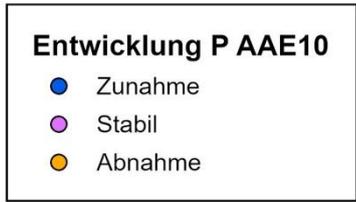
Entwicklung nach Standort

36 Standorte weisen eine signifikante Abnahme des P AAE10 auf. Sie sind im ganzen Kanton verteilt (Karte 2.2.2-4) und folgendermassen aufgeteilt: 15 Ackerflächen, 8 Naturwiesen, 6 Alpweiden und 7 Standorte, deren Nutzung sich geändert hat.

15 Standorte weisen eine signifikante Zunahme des Gehalts an P AAE10 auf, und zwar 4 Ackerflächen, 5 Naturwiesen, 4 Standorte mit Nutzungsänderung und 2 Alpweiden. Es handelt sich in den meisten Fällen um intensive Weiden in der Nähe von Bauernhöfen oder um stark gedüngte Ackerflächen.



Karte 2.2.2-3: Beurteilung des Gehalts an P AAE10 – 7. Zyklus.



Karte 2.2.2-4: Entwicklung der Gehalte an P AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

Wichtige Punkte

Trotz einer Zunahme im 7. Zyklus haben die Gehalte an leicht verfügbarem Phosphor auf etwa 20 % der Ackerflächen signifikant abgenommen. Diese Abnahme erklärt sich mit der Düngungsreduktion seit der Einführung des ÖLN. Leicht verfügbare Dünger wie phosphathaltige Handelsdünger werden weniger eingesetzt (Spiess & Liebisch, 2020). Dies verursachte einen Rückgang der Menge an leicht verfügbarem Phosphor (P_{CO₂}). Die beobachtete Zunahme der biologischen Aktivität könnte eine Erklärung für die höhere Verfügbarkeit von Phosphor im 7. Zyklus sein. Die Reserven (P_{AAE10}) blieben allerdings bei praktisch allen Bodennutzungen unverändert.

2.2.2.2 Kalium

CO₂-Extraktion

Der Gehalt an löslichem Kalium ist an Standorten mit Nutzungsänderung und auf Ackerflächen am höchsten und auf Alpweiden am niedrigsten (Abbildung 2.2.2-9). Eine signifikante Zunahme von Kalium fand zwischen dem 7. Zyklus und allen vorhergehenden Zyklen für alle Bodennutzungen mit Ausnahme der Alpweiden statt. Gleichzeitig stieg der K-Anteil in der KAK von Ackerflächen und Standorten mit Nutzungsänderung, und in geringerer Masse auch auf Naturwiesen im 7. Zyklus ebenfalls stark an.

Das Klima (Temperatur und Niederschlag) ist einer der wichtigsten Faktoren für Schwankungen der Kaliumkonzentrationen im Boden (Li et al., 2021). Hohe Temperaturen, wie ein milderes Klima auf Alpweiden, können die Freisetzung von K im Boden verbessern und durch die verstärkte Verwitterung von Mineralien nicht austauschbares K in austauschbares K umwandeln (Mavris et al., 2015, Öborn et al., 2005). So erleichtern hohe Temperaturen insbesondere biologische und geochemische Prozesse, die zu Veränderungen der K-Konzentrationen im Boden führen. Im FRIBO wurde im 7. Zyklus insbesondere eine Zunahme der biologischen Aktivität auf Ackerflächen und Naturwiesen beobachtet.

Darüber hinaus besteht eine Korrelation zwischen den K-Konzentrationen im Boden und den K-Konzentrationen in Zuckerrüben, eine Tendenz, die sich jährlich in den FRIBO-Resultaten wiederfindet. So sind bei warmen und trockenen Bedingungen hohe Kaliumwerte in den Rüben deutlich zu erkennen, während bei feuchten Bedingungen niedrige Werte zu verzeichnen sind. Hingegen wurde im Kanton Freiburg zwischen dem 6. und 7. Zyklus keine signifikante Zunahme des Kaliumgehalts in den Rüben festgestellt (persönliche Mitteilung Schweizer Zucker AG). Die Durchschnittswerte im Kanton liegen im oberen Bereich des Idealbereichs von 3.0 % - 4.0 %, was sicherlich auf den umfassenden Einsatz von Hofdünger zurückzuführen ist. Eine geringere Auswaschung aufgrund der trockeneren Bedingungen in diesem 7. Zyklus könnte ebenfalls eine K-Anreicherung im Boden bewirkt haben. So bestehen komplexe Zusammenhänge zwischen klimatischen Variablen, Bodeneigenschaften und der Zusammensetzung der Tonmineralien, die sich auf die K-Konzentration im Boden auswirken.

Ein signifikanter Anstieg der Gehalte zwischen dem 6. und 7. Zyklus wurde im Rahmen der Bodenanalysen für den ÖLN auf Ackerflächen und Naturwiesen im Kanton Freiburg festgestellt (persönliche Mitteilung, Juliane Hirte Agroscope), was sich mit unseren Beobachtungen deckt. Auf Schweizer Ebene wurde hingegen kein signifikanter Anstieg von K CO₂ zwischen dem 6. und 7. Zyklus auf Naturwiesen und Ackerflächen festgestellt.

Zudem umfassen die Düngerbilanzen des ÖLN keine Einschränkungen in Bezug auf Kalium.

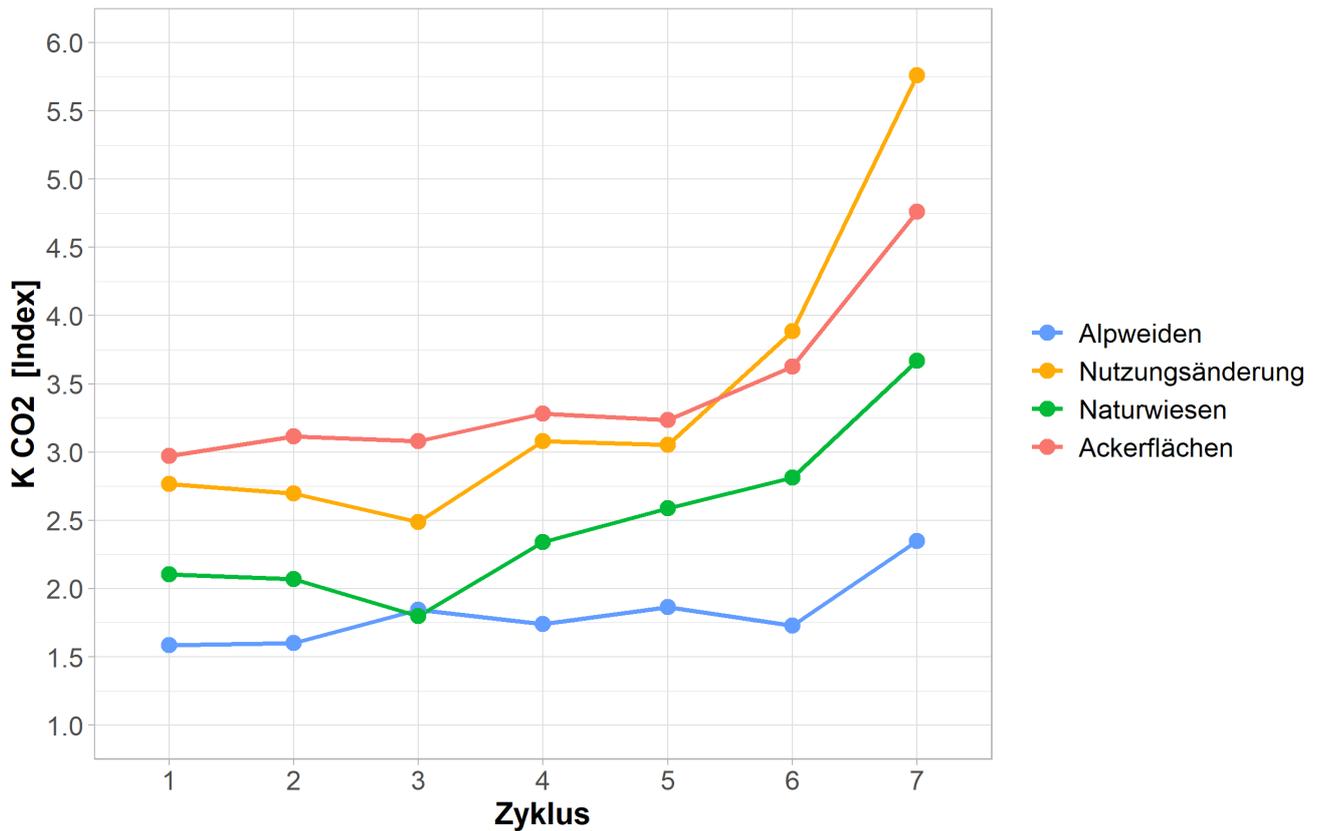


Abbildung 2.2.2-9: Entwicklung des löslichen Kaliums nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss CO₂-Methode. K-Index 1.0 = 8.3 mg K/kg Boden.

K CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	↑	—	—		—
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.2-10: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

K CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	↑	↑
Zyklus 2	—		—	—	—	↑	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	↑	↑
Zyklus 4	—	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.2-11: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Beurteilung gemäss GRUD

Die Böden der Alpweiden gelten als am wenigsten reich an löslichem Kalium (Abbildung 2.2.2-12). 60 % der Ackerflächen und 50 % der Naturwiesen sind auf «Vorrat» versorgt oder «angereichert». Die Anzahl der als «mässig» eingestuft Standorte nimmt über die Zyklen hinweg für alle Bodennutzungstypen tendenziell zugunsten der auf «Vorrat» versorgten oder «angereichert» Standorten ab.

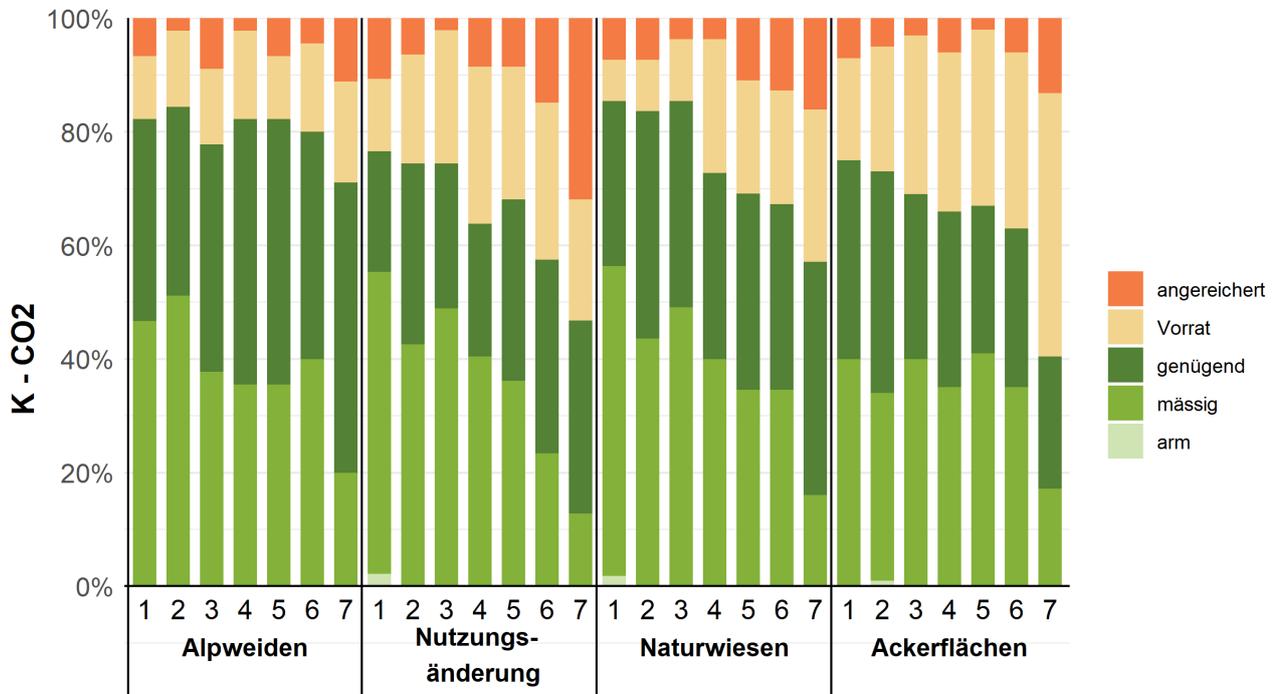
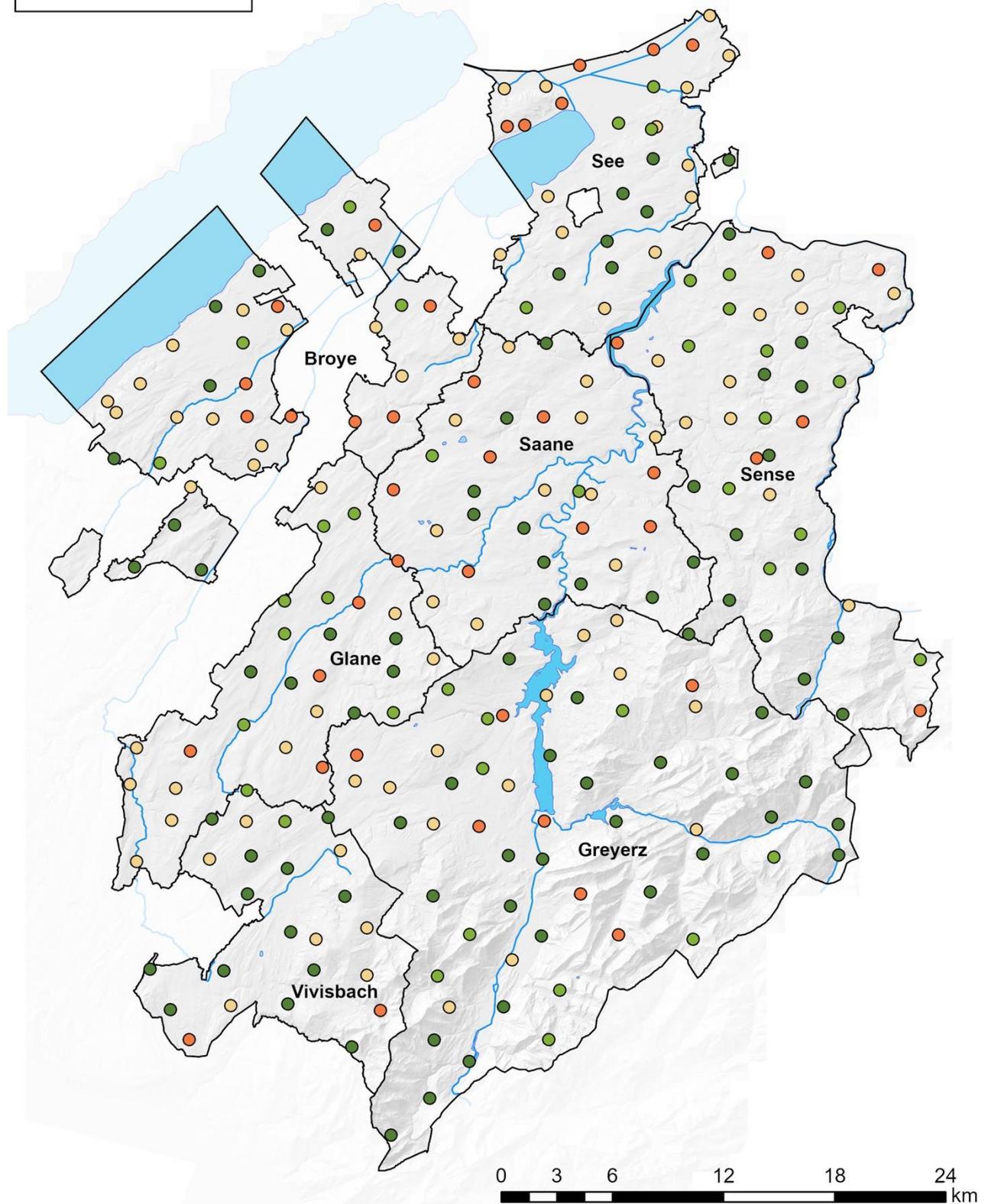


Abbildung 2.2.2-12: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K CO₂ gemäss GRUD-Modell 2017.

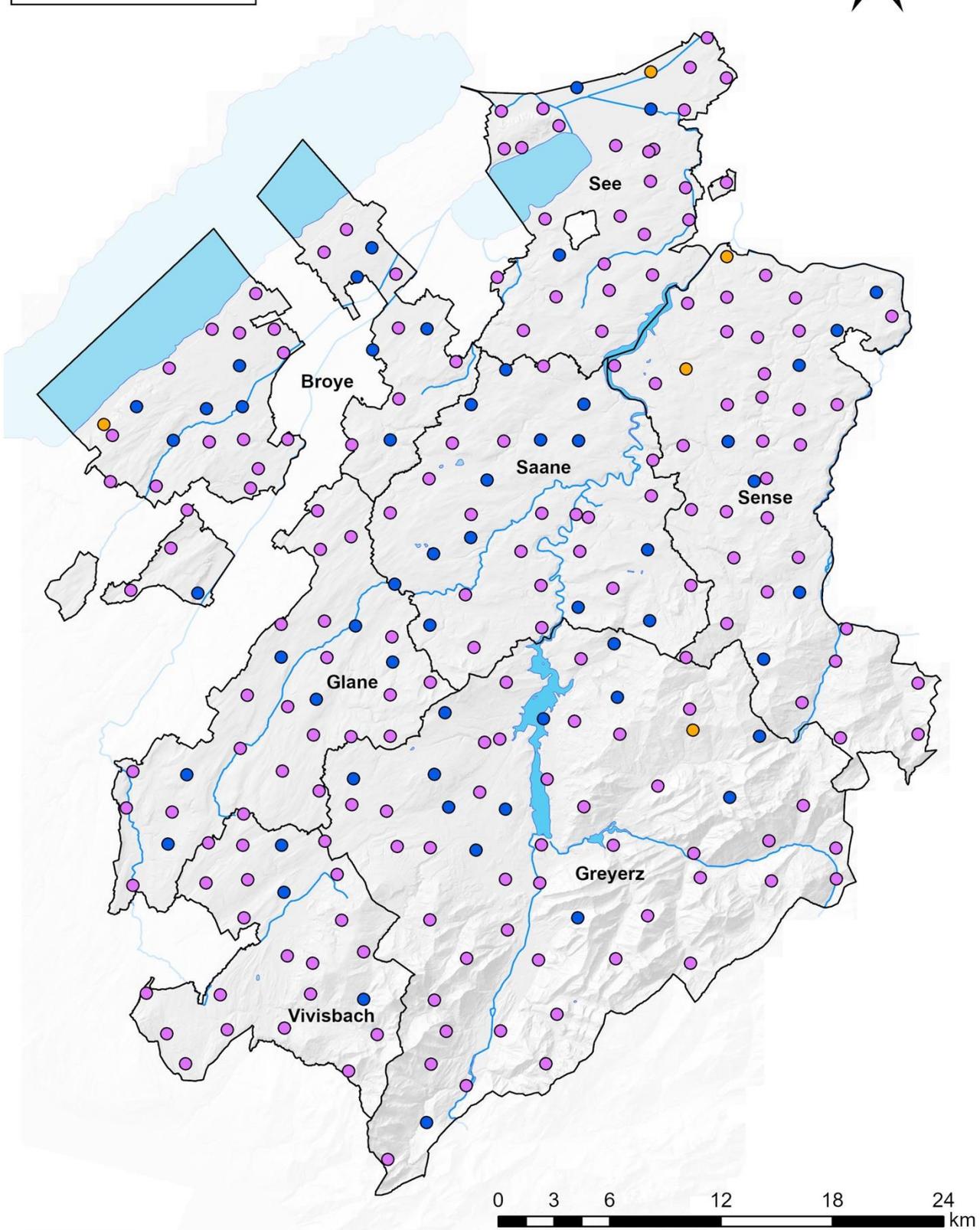
Entwicklung nach Standort

Die 5 Standorte, die eine signifikante Abnahme des K CO₂ aufweisen, sind 2 Ackerflächen, 1 Naturwiese, 1 Alpweide und 1 Standort mit Nutzungsänderung (Karte 2.2.2-6). Es ist denkbar, dass auf diesen Flächen keine organischen Düngemittel ausgebracht werden und dass die K-Zufuhr durch Mineraldünger gering oder nicht vorhanden ist.

An 56 Standorten, davon 19 Ackerflächen, 17 Naturwiesen, 12 Standorte mit Nutzungsänderung und 8 Alpweiden, wurden Zunahmen des Gehalts an K CO₂ festgestellt.



Karte 2.2.2-5: Beurteilung des Gehalts an K CO₂ – 7. Zyklus.



Karte 2.2.2-6: Entwicklung der Gehalte an K CO₂ nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

AAE10-Extraktion

Die Gehalte an Reservekalium blieben in den ersten sechs Zyklen auf Ackerflächen und Alpweiden relativ stabil (Abbildung 2.2.2-13). Wie das lösliche Kalium stieg auch der Gehalt an Reservekalium bei allen Bodennutzungen zwischen dem 1. und dem 7. Zyklus signifikant an. Ein sehr signifikanter Anstieg des Reserve-K um 30 % zwischen dem 6. und 7. Zyklus wurde bei Standorten mit Nutzungsänderung beobachtet.

Zum Vergleich: Im 5. Erhebungszyklus (2005-2009) der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) wurde ein signifikanter Anstieg der Kaliumkonzentration auf Weiden beobachtet. Gemäss den Autoren war dieser auf den Einsatz von Hofdünger zurückzuführen. Die mittleren Kaliumgehalte im NABO betragen im fünften Zyklus 201 ppm für Weiden und 270 ppm für Ackerflächen (Gubler et al., 2015), womit sie über den Mittelwerten des 7. Zyklus des FRIBO lagen. Eine vergleichbare signifikante Zunahme der K AAE10-Gehalte zwischen dem 6. und 7. Zyklus wurde auch in den Bodenanalysen des ÖLN auf Ackerflächen und Naturwiesen im Kanton Freiburg beobachtet (persönliche Mitteilung, Juliane Hirte Agroscope), was unsere Beobachtung weiter bestärkt. Im Gegensatz zum K CO₂ wurde in den Bodenanalysen des ÖLN auch auf Schweizer Ebene ein signifikanter Anstieg des K AAE10 auf Ackerflächen und in geringerem Ausmass auf Naturwiesen beobachtet. Die im FRIBO für den 7. Zyklus gemessenen Mittelwerte des K AAE10 entsprechen zudem den schweizweit gemessenen Mittelwerten.

Die Zunahme des Gehalts an organischer Substanz könnte den Anstieg auf den Weiden teilweise erklären. Der vermehrte Einsatz von Hof- und Recyclingdüngern mit hohen K-Konzentrationen könnte den Anstieg auf Ackerflächen und an Standorten mit Nutzungsänderung teilweise erklären. Es ist auch wichtig zu betonen, dass sich die mittleren Tierbestände im Kanton seit der Einrichtung des Beobachtungsnetzes verändert haben. Insbesondere die Geflügelbestände sind in der Schweiz (BFS, 2021) und in allen Bezirken des Kantons Freiburg (+102 % seit 1985) stark angestiegen, insbesondere in den Bezirken Greyerz, Broye, Glane und Vivisbach (BFS, 2023). Im Gegensatz dazu ist der mittlere Rinderbestand im Kanton Freiburg mit -16 % seit 1985 leicht rückläufig, ausser in den Bezirken Greyerz und Vivisbach, wo der mittlere Rinderbestand wieder zunimmt (Anhang 2). Mit dem Zuchtfortschritt ist die Milchleistung (in kg/Kuh/Jahr) in drei Jahrzehnten gestiegen, sodass die Kühe mehr K konsumieren und mehr K freisetzen als in früheren Zyklen. Auch die Zufuhr von kaliumhaltigem Futter in Trockenperioden hat zugenommen.

Darüber hinaus umfassen die Düngebilanzen keine Beschränkungen für Kalium, wobei der Deckungsgrad oft weit überschritten wird.

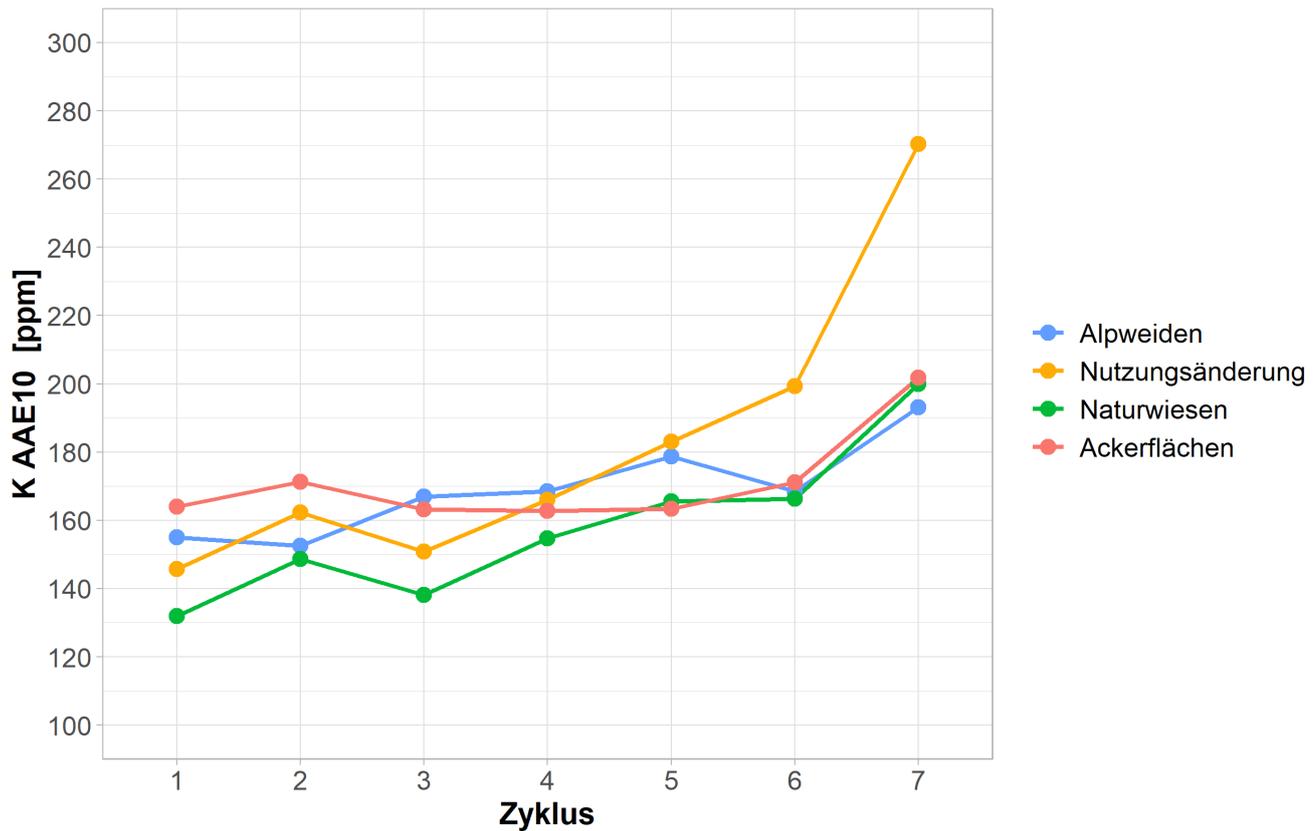


Abbildung 2.2.2-13: Entwicklung des Reservekaliums nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss AAE10-Methode. 1 ppm= 1 mg K/kg Boden.

K AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	↑
Zyklus 2	—		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	↑	—	—	—		—	—
Zyklus 6	↑	—	—	—	—		—
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.2-14: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

K AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	↑	↑	↑
Zyklus 2	—		—	—	—	↑	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	↑	↑
Zyklus 4	—	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.2-15: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Beurteilung gemäss GRUD

Für alle Bodennutzungen ist die Mehrheit der Standorte in den Klassen «genügend» und «Vorrat» eingeteilt (Abbildung 2.2.2-16). Der Anteil der Standorte in den Klassen «genügend» und «mässig» nimmt immer weiter zugunsten der Klassen «Vorrat» und «angereichert» ab. Kein einziger Standort – unabhängig von der Bodennutzung – ist in der Klasse «arm» eingeteilt.

Die Karte 2.2.2-7 zeigt, dass die auf Vorrat versorgten und angereicherten Böden im ganzen Kanton verteilt sind.

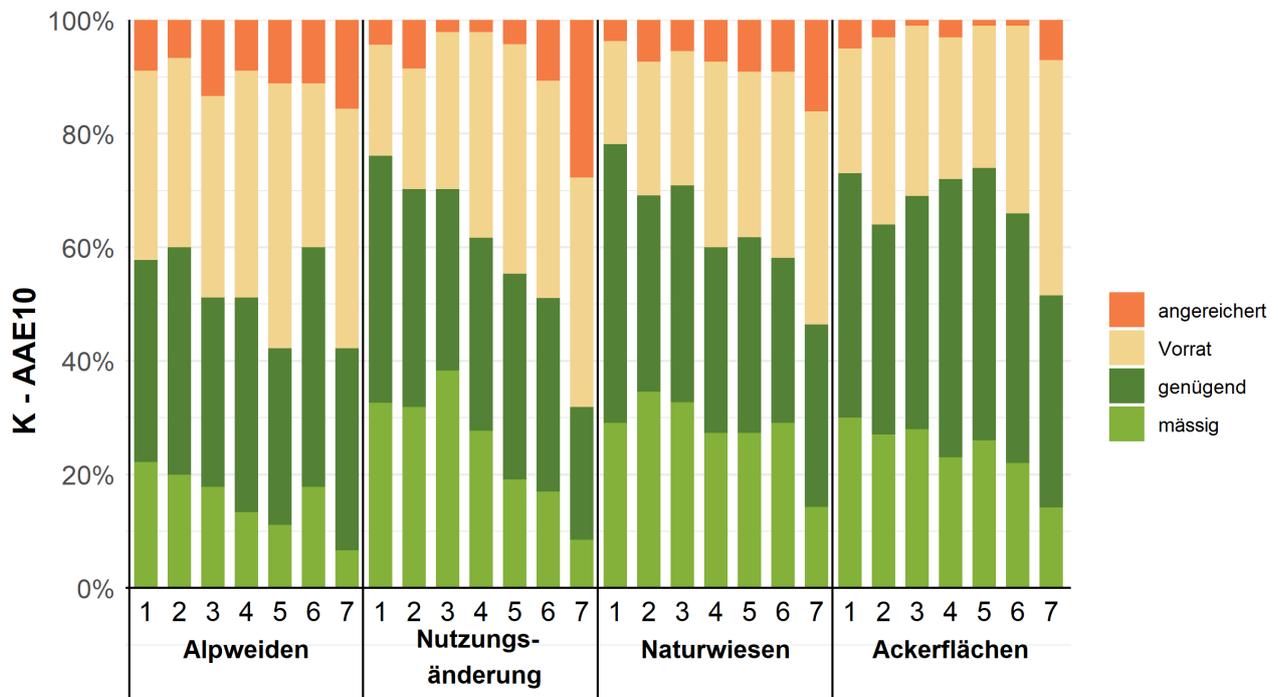


Abbildung 2.2.2-16: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.

Entwicklung nach Standort

Unter den 12 Standorten mit einer signifikanten Abnahme des Gehalts an K AAE10 finden sich 9 Ackerflächen und 3 Alpweiden (Karte 2.2.2-8).

12 der 48 Standorte, die eine Zunahme dieses Parameters aufweisen, sind Ackerflächen, 16 sind Naturwiesen, 5 Alpweiden und 15 Standorte mit Nutzungsänderung.

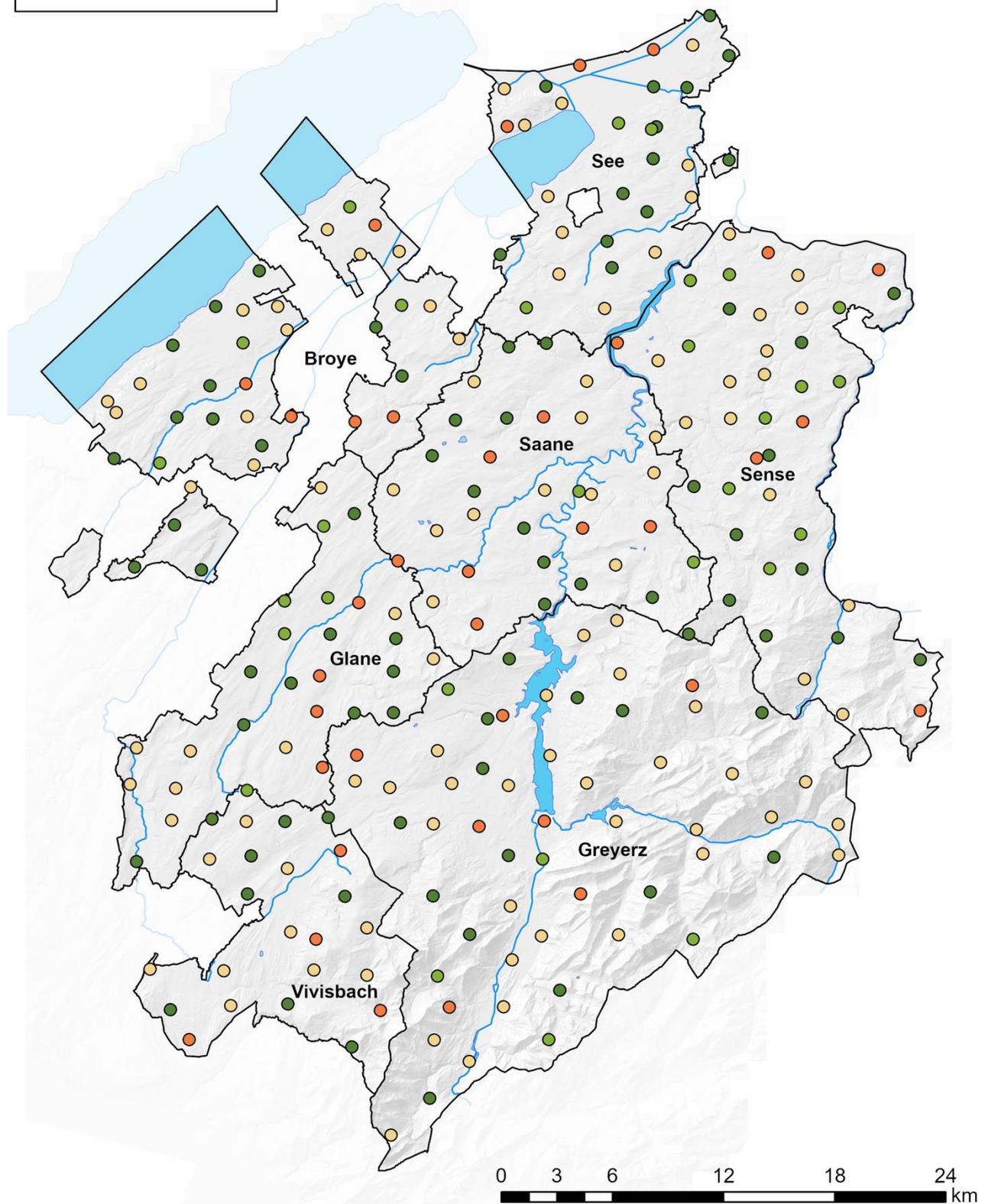
Die Mehrheit der Standorte mit einer Zunahme des Gehalts an K AAE10 liegt im Norden des Greyerzbezirks und entlang des Fließgewässers der Glane. Diese Entwicklung zeigt, dass der K-Gehalt vor allem auf Wiesen zunimmt, was mit dem Ausbringen von Hofdünger auf den betroffenen Betrieben in Verbindung zu setzen ist.

Wichtige Punkte

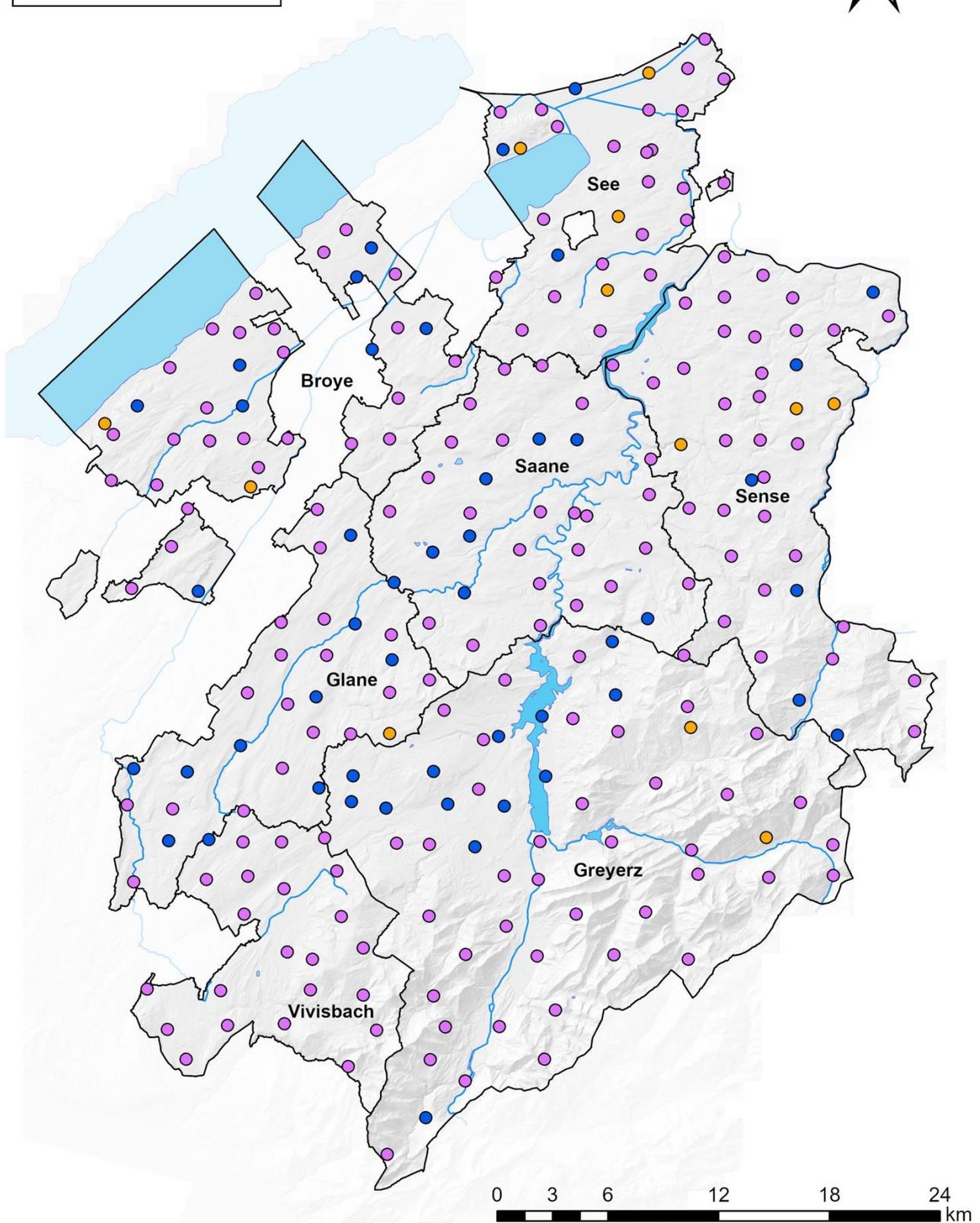
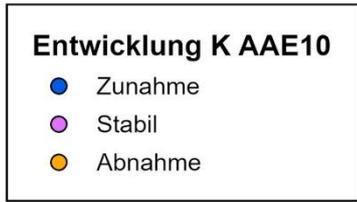
Wir beobachten seit 15 Jahren eine Zunahme des Gehalts an löslichem Kali und an Reserve-Kali in den Böden der Naturwiesen. Eine Ursache für diese Anreicherung ist in der Suisse-Bilanz ersichtlich. Diese zeigt klare Kaliüberschüsse für die Mehrheit der Betriebe mit einem grossen Tierbesatz. Zwar ist die Situation bekannt, sie wird aber von den Landwirten wenig berücksichtigt, da Kali für die Umwelt nicht problematisch ist. Es gibt zudem keine gesetzlichen Bestimmungen zur Kaliumbelastung. Die Gülle der Milchkühe ist reich an Kali, enthält doch die Milch nur wenig davon. Da Kali weniger exportiert wird als die anderen Nährstoffe der Milchbetriebe, findet eine Akkumulation von K statt, wenn ein Gleichgewicht für Stickstoff und Phosphor angestrebt wird. Diese Gegebenheit wird durch das K, das mit den Futtermitteln importiert wird, noch verschärft. Eine andere mögliche Ursache für diese Zunahme von K auf den Naturwiesen besteht darin, dass letztere oft auf schwereren Böden als die Ackerflächen - in der südlichen Kantonshälfte - liegen. In gewissen Formen ist Kalium auswaschbar, sodass es sich eher in den schweren Böden der Naturwiesen ansammelt als in den oft leichteren Böden der Ackerflächen. Die erhöhte Verfügbarkeit im 7. Zyklus könnte auf klimatische Bedingungen zurückzuführen sein, die eine hohe biologische Aktivität und eine geringere Auswaschung begünstigen. Es besteht eine Korrelation zwischen den mittleren Jahrestemperaturen und den mittleren jährlichen Konzentrationen von K CO₂ und K AAE10, wobei die Konzentrationen in wärmeren Jahren im FRIBO höher sind.

Das häufige Ausbringen von Hofdünger auf Naturwiesen reichert die Böden mit Kali an. Dies kann das Verhältnis K/Mg aus dem Gleichgewicht bringen und Weidetetanie sowie Fruchtbarkeitsstörungen verursachen.

Agroscope hat das Gesamtkalium im Rahmen einer Studie an Proben des FRIBO analysiert. Gemäss einem Artikel (Blanchet et al., 2017) sind die höchsten Gesamtkaliumwerte des Kantons Freiburg im Flachland zu finden. Die höchsten Werte des Reservekaliums und des löslichen Kaliums finden sich in den höher gelegenen Zonen des Kantons (Naturwiesen und Alpweiden), dies hauptsächlich aufgrund der Bodennutzung. So weisen die Naturwiesen und Alpweiden hohe Gehalte an K CO₂ und K AAE10 auf, während der Gesamtkaliumgehalt des Bodens und des Muttergesteins im Durchschnitt tiefer liegt als im Flachland.



Karte 2.2.2-7: Beurteilung des Gehalts an K AAE10 – 7. Zyklus.



Karte 2.2.2-8: Entwicklung der Gehalte an K AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.2.3 Magnesium

Magnesium ist ein wichtiger Nährstoff für die Pflanzen. Zu grosse Mengen im Boden können sich jedoch negativ auf die Fruchtbarkeit einer Parzelle auswirken, und zwar über folgende Mechanismen:

- Antagonismus mit den anderen Kationen, hauptsächlich K und Ca;
- Weniger gute Kapazität als Kalzium, den Ton zu flocken und die Bodenstruktur zu verbessern. Das Verhältnis Ca/Mg der KAK muss berücksichtigt werden. Tiefe Ca/Mg Quotienten reduzieren die Wasserinfiltration und begünstigen die Erosion (Dontsova & Norton, 2001);
- In einem trockenen Klima wie in Nordafrika, aber auch im Zentralwallis oder in der Region Chablais kann sich das Mg an der Bodenoberfläche konzentrieren und gipshaltige Verkrustungen bilden, sodass sich die Böden nicht mehr für die Landwirtschaft eignen (Biedermann et al., 2014).

Naturwiesen weisen höhere Gehalte an verfügbarem Magnesium auf als Alpweiden, die ihrerseits über den Werten der Ackerflächen liegen (Abbildung 2.2.2-17). Seit Beginn der Aufzeichnungen ist bei allen Bodennutzungen ein fast konstanter signifikanter Anstieg der Gehalte an verfügbarem Magnesium zu beobachten. Dieser Anstieg ist in den Sömmerungsgebieten weniger ausgeprägt. Der Mg-Anteil in der KAK hat analog zum Anstieg des Mg-Gehalts in den Böden ebenfalls zugenommen (auf Naturwiesen ist der mittlere Mg-Anteil in der KAK über die 7 Zyklen von 5.6 auf 7.8 % und auf Ackerflächen von 6.0 auf 7.5 % angestiegen).

CaCl₂-Extraktion

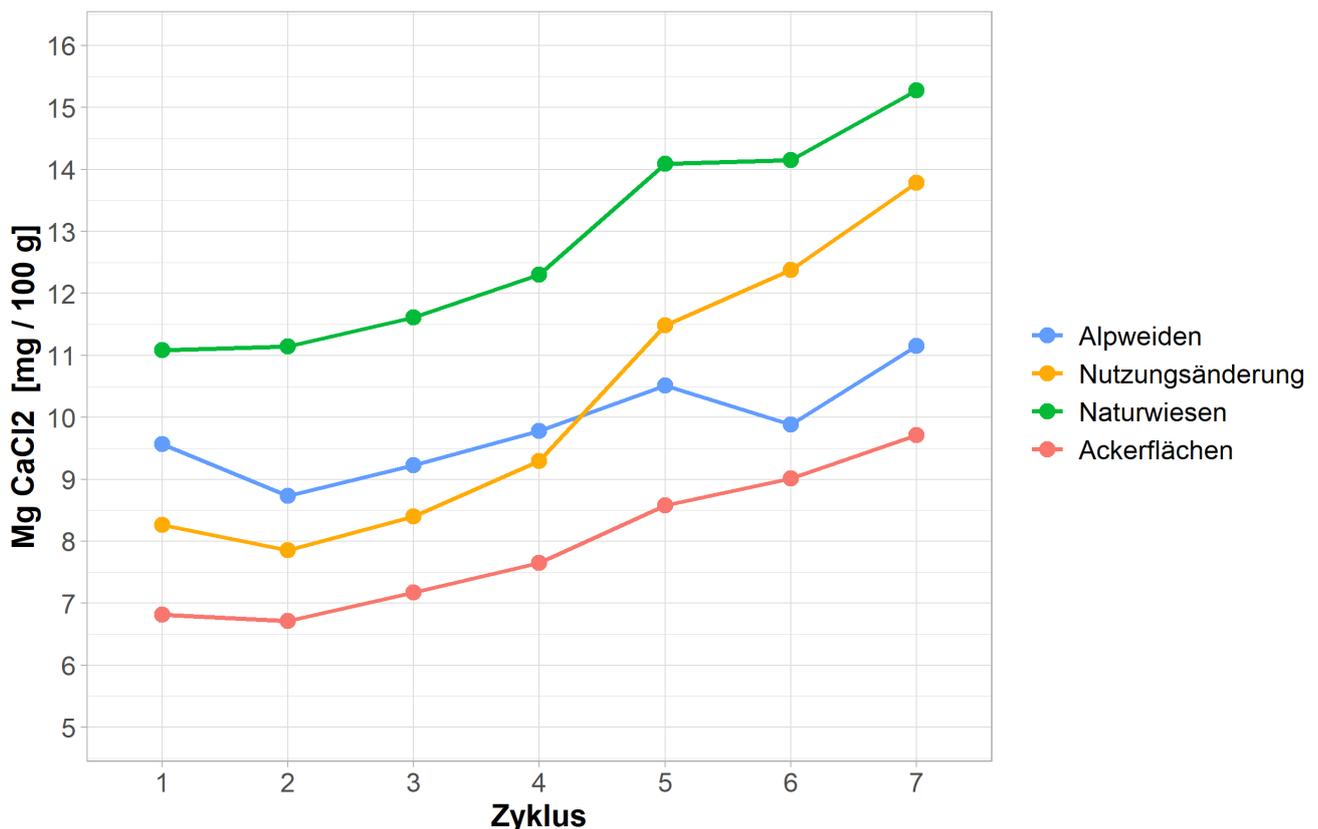


Abbildung 2.2.2-17: Entwicklung des löslichen Magnesiums nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss CaCl₂-Methode. Mg-Index 1.0 = 10 mg Mg/kg Boden = 1 mg Mg/100g Boden.

Mg CaCl ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	↑
Zyklus 2	—		—	—	↑	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	↑	—	↑
Zyklus 4	↑	↑	—		—	—	—
Zyklus 5	↑	↑	↑	↑		—	—
Zyklus 6	↑	↑	↑	↑	—		—
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.2-18: Entwicklung des Gehalts an löslichem Magnesium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

Mg CaCl ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	↑	↑	↑
Zyklus 2	—		—	↑	↑	↑	↑
Zyklus 3	—	—		—	↑	↑	↑
Zyklus 4	↑	↑	—		↑	↑	↑
Zyklus 5	↑	↑	↑	↑		—	↑
Zyklus 6	↑	↑	↑	↑	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.2-19: Entwicklung des Gehalts an löslichem Magnesium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Beurteilung gemäss GRUD

Bei den Ackerflächen nimmt der Anteil der Standorte in der Klasse «Vorrat» seit dem 2. Zyklus auf Kosten der Standorte in der Klasse «mässig» kontinuierlich zu. Dasselbe gilt für Naturwiesen, wo die Klasse «Vorrat» nun mehrheitlich vertreten ist. Bei den Alpweiden bleibt der Anteil der Standorte in jeder Klasse stabil (Abbildung 2.2.2-20).

Die Karte 2.2.2-9 zeigt, dass vor allem die Parzellen östlich der Glane als auf «Vorrat» mit Mg CaCl₂ versorgt eingestuft werden. Dies erklärt sich damit, dass die Böden einen grösseren Tonanteil aufweisen und dadurch weniger Mg auswaschen und dass in diesen Milchproduktionszonen mehr Hofdünger und Nahrungsergänzungsmittel mit hohem Mg-Gehalt verwendet werden.

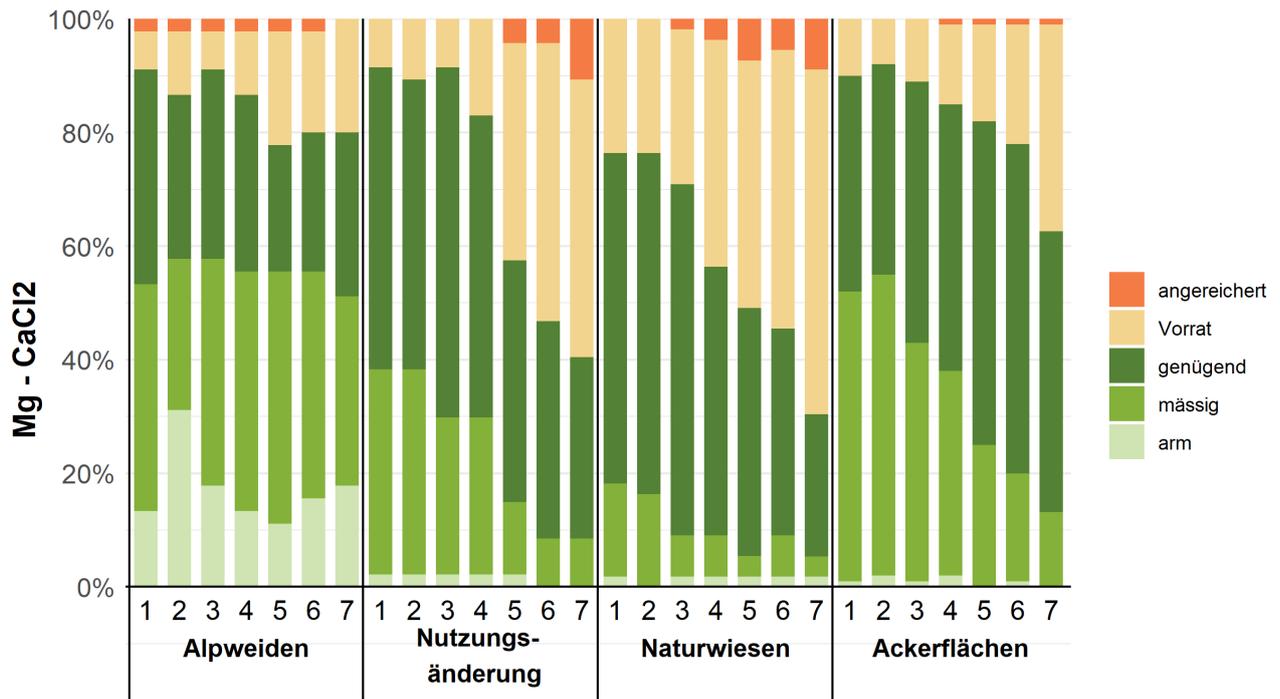
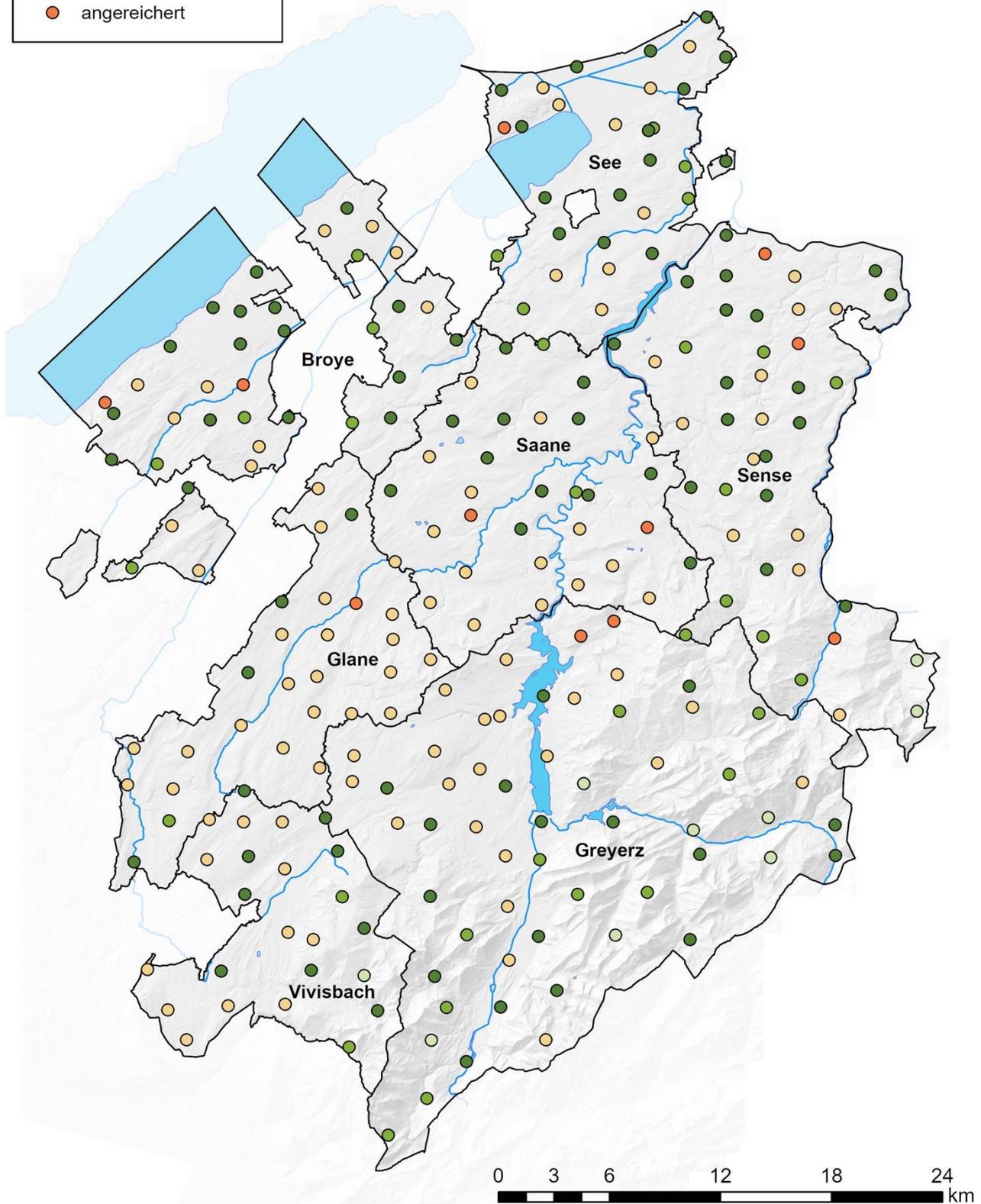
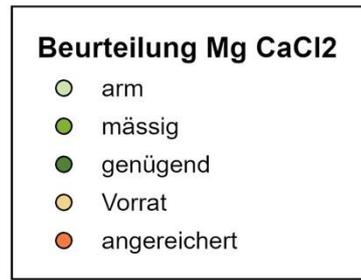


Abbildung 2.2.2-20: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Mg CaCl₂ gemäss GRUD-Modell 2017.

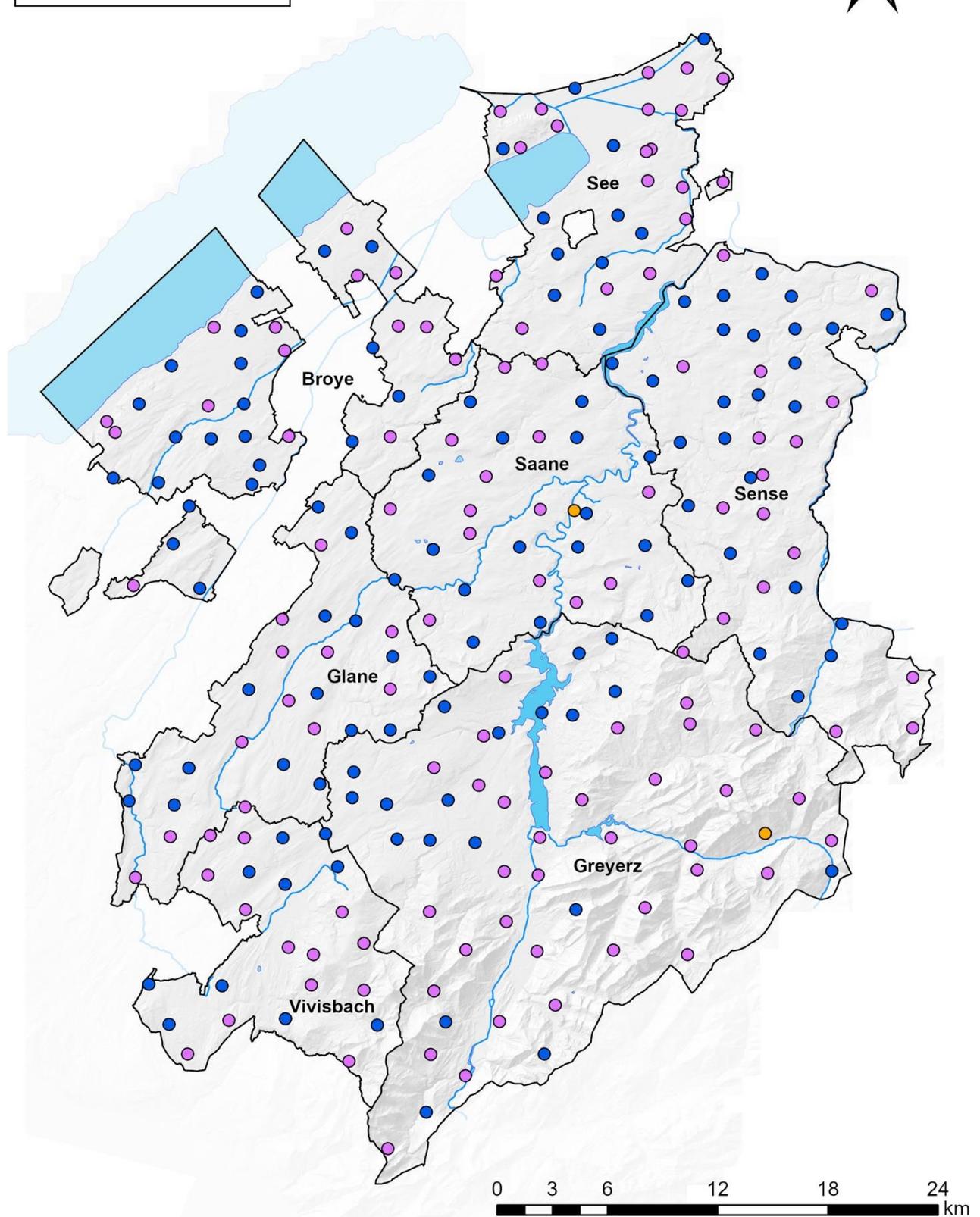
Entwicklung nach Standort

Die Karte 2.2.2-10 zeigt, dass nur 2 Standorte eine Abnahme des verfügbaren Magnesiums verzeichnen: 1 Alpweide und 1 Naturwiese.

119 Standorte, also beinahe 50 % der Standorte des FRIBO, weisen zunehmende Gehalte auf. Die zahlreichen Zunahmen der Gehalte an Mg CaCl₂ auf den Ackerflächen sind ein Anzeichen für das gestiegene Bewusstsein für die Bedeutung dieses Elements.



Karte 2.2.2-9: Beurteilung des Gehalts an Mg CaCl₂ – 7. Zyklus.



Karte 2.2.2-10: Entwicklung der Gehalte an Mg CaCl₂ nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

AAE10-Extraktion

Die höchsten Gehalte an Reserve-Mg finden sich auf den Naturwiesen, wohingegen die Ackerflächen die tiefsten Gehalte aufweisen (Abbildung 2.2.2-21). Die Bodenbeschaffenheit könnte diese Tendenz erklären, da die schweren Böden der Wiesen und Alpweiden die Kationen besser zurückhalten als leichte Böden und so Verluste durch Auswaschung verhindern. Da der Gehalt an organischer Substanz zudem tiefer ist, wird die natürliche Bereitstellung von Mg auf den Ackerflächen eingeschränkt. Der Gehalt an Reserve-Mg der Ackerflächen, Naturwiesen und der Standorte mit Nutzungsänderung nimmt zwischen den Zyklen signifikant und kontinuierlich zu. Dies ist bei Alpweiden nicht der Fall. Die durchschnittlichen Werte für Reserve-Mg, die im FRIBO und in den Bodenanalysen für den ÖLN beobachtet wurden, sind auf Naturwiesen und Ackerflächen im Kanton Freiburg niedriger als auf Schweizer Ebene (persönliche Mitteilung Juliane Hirte, Agroscope).

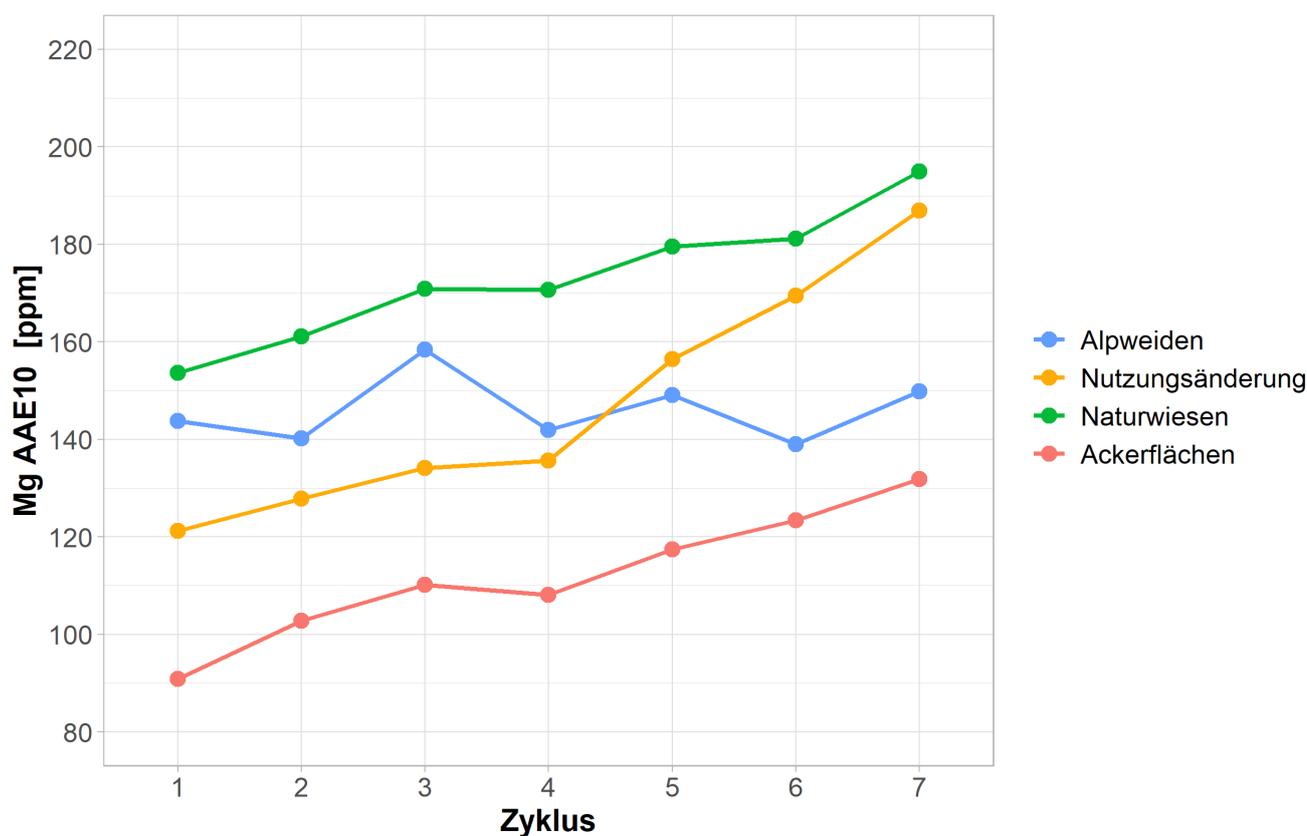


Abbildung 2.2.2-21: Entwicklung des Reservemagnesiums nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss AAE10-Methode. 1 ppm= 1 mg Mg/kg Boden.

Mg AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	↑	—		—	—	—	—
Zyklus 4	↑	—	—		—	—	—
Zyklus 5	↑	↑	—	—		—	—
Zyklus 6	↑	↑	—	—	—		—
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.2-22: Entwicklung des Gehalts an Reservemagnesium zwischen den Zyklen für Alpenweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

Mg AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	↑	↑	↑	↑
Zyklus 2	↑		—	—	↑	↑	↑
Zyklus 3	↑	—		—	↑	↑	↑
Zyklus 4	↑	—	—		↑	↑	↑
Zyklus 5	↑	↑	—	—		—	↑
Zyklus 6	↑	↑	↑	↑	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.2-23: Entwicklung des Gehalts an Reservemagnesium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Beurteilung gemäss GRUD

Der Anteil der als «mässig» bewerteten Standorte nimmt seit dem 1. Zyklus sowohl bei Ackerflächen als auch bei Naturwiesen kontinuierlich ab. Auf Ackerflächen steigt die Anzahl der als «genügend» bewerteten Standorte, während auf Wiesen eher die Anzahl der in die Kategorie «Vorrat» fallenden Standorte steigt (Abbildung 2.2.2-24). Auf Alpweiden bleibt die Situation stabil.

Die Karte 2.2.2-11 zeigt, dass die meisten auf «Vorrat» und «angereichert» versorgten Standorte im südwestlichen Viertel des Kantons liegen, zwischen den Bezirken Vivisbach, Glane, Greyerz und dem westlichen Teil des Saanebezirks.

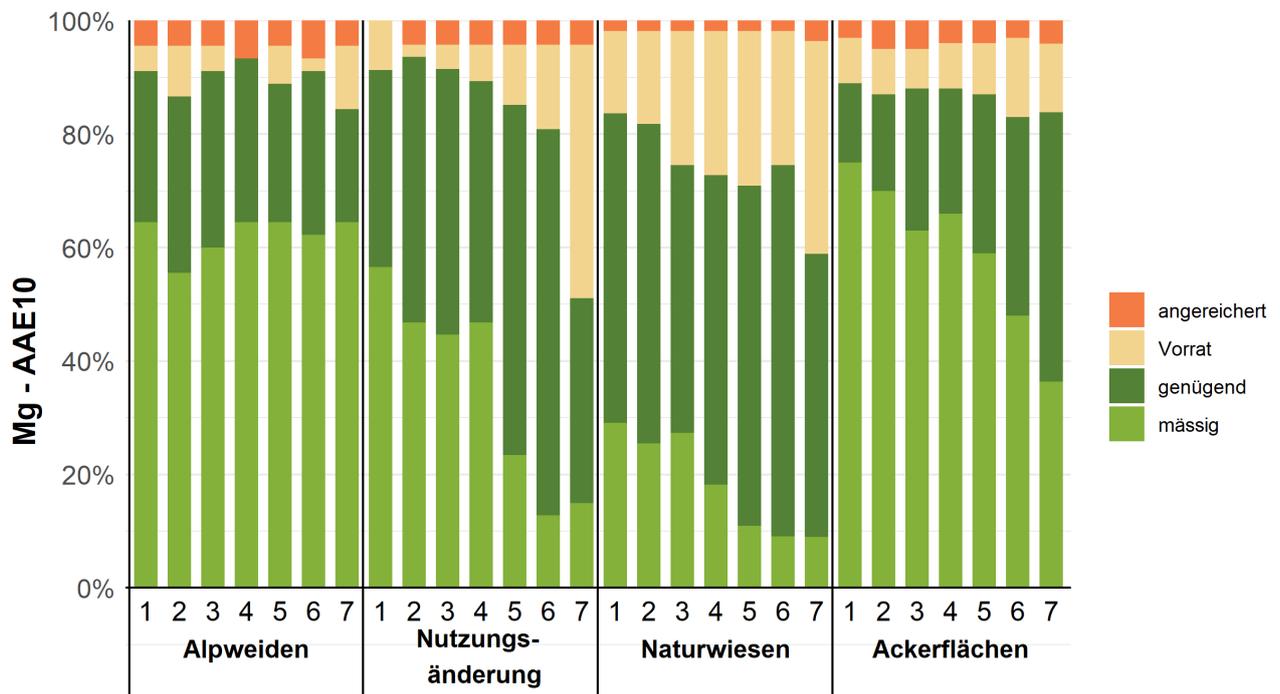


Abbildung 2.2.2-24: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Mg AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.

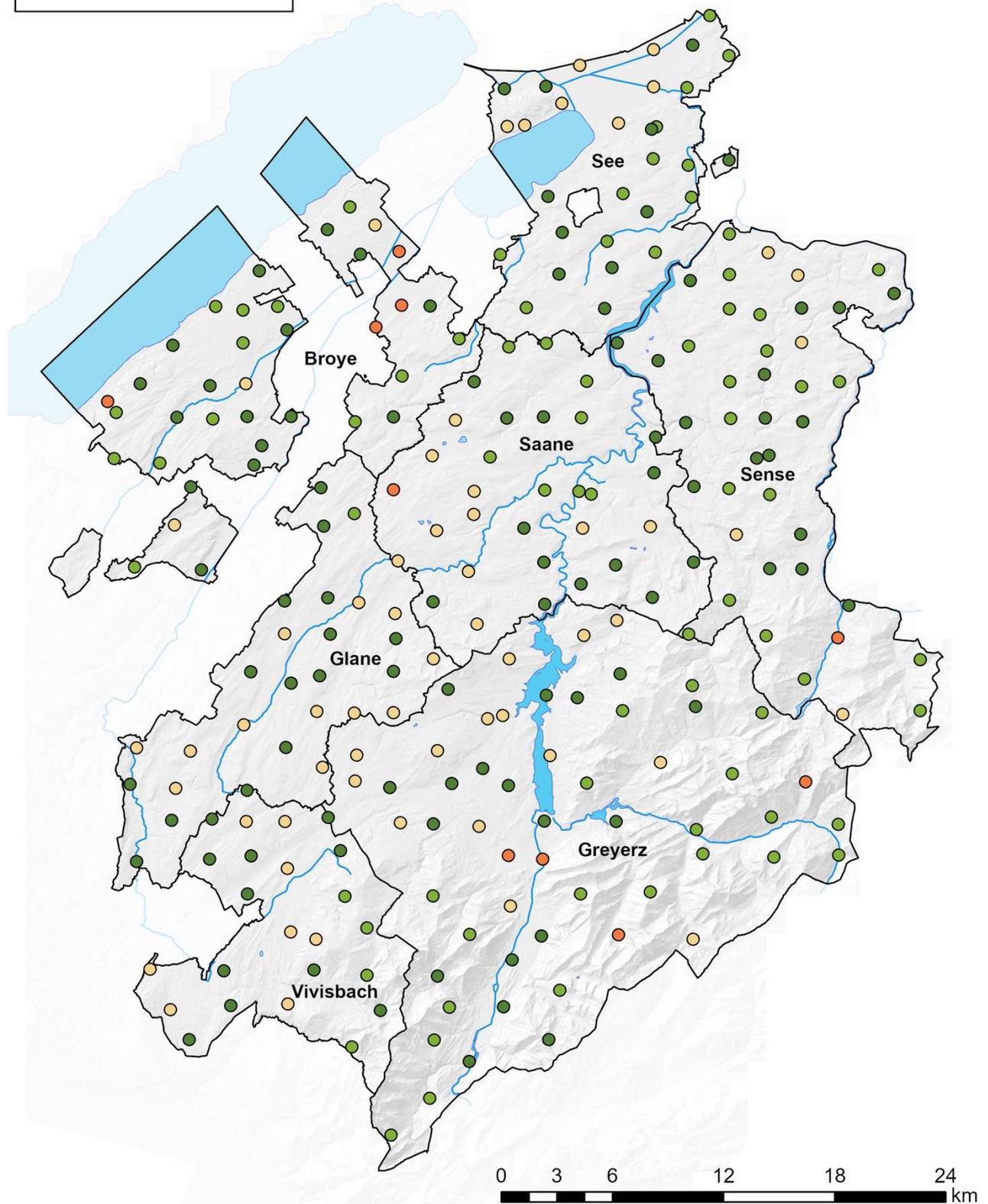
Entwicklung nach Standort

Die Karte 2.2.2-12 zeigt, dass der Gehalt an Mg AAE10 an 8 Standorten (7 Alpweiden und 1 Naturwiese) zurückging und an 88 Standorten (9 Alpweiden, 16 Naturwiesen, 22 Standorte mit Nutzungsänderung und 41 Ackerflächen) zunahm.

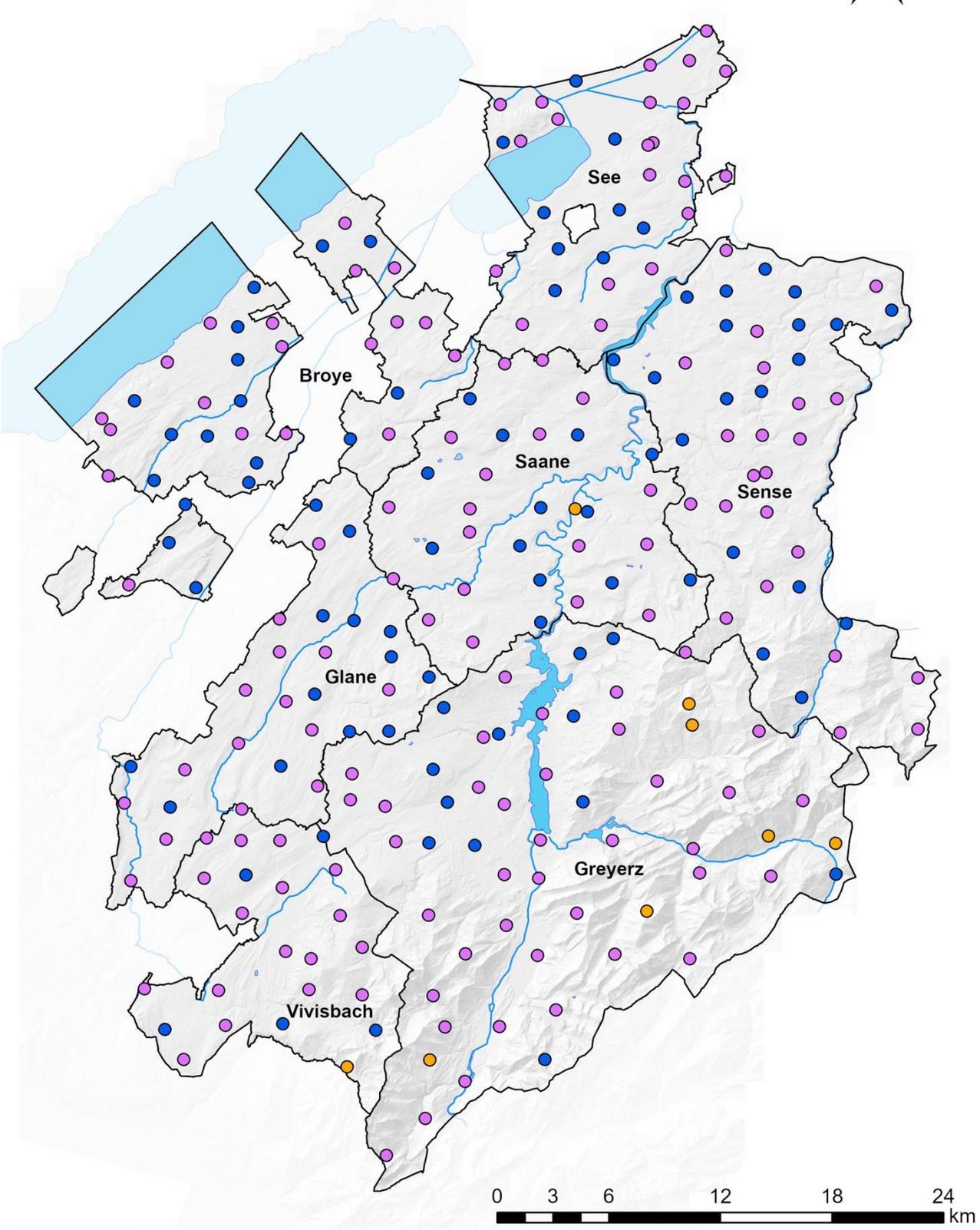
Wichtige Punkte

Es wird eine Zunahme des löslichen Magnesiums und des Reservemagnesiums auf den Ackerflächen und Naturwiesen im Kanton Freiburg festgestellt. Diese Zunahme ist auf die Verwendung von mineralischen Düngern, Mg-haltigen Kalkprodukten mit hohen Mg-Konzentrationen, organischen Düngern, sowie auf die immer verbreitetere Ausbringung von Recyclingdüngern (Kompost, Gärreste) mit hohem Mg-Gehalt zurückzuführen. Im Zusammenhang mit der eher mässigen Versorgungsstufe der Böden und der Zunahme des Kaligehalts ist diese Entwicklung positiv. Da der Kalziumgehalt in den Böden des Kantons relativ stabil ist (Abbildung 2.2.2-25), muss jedoch darauf geachtet werden, dass kein grosses Ungleichgewicht zwischen beiden Kationen entsteht. Dies könnte Kalziumblockaden verursachen und die Struktur und Infiltrationskapazität des Bodens verschlechtern.

Gemäss einer Agroscope-Studie (Frau et al., 2020) wird zwar der Gehalt an Gesamtmagnesium im Boden vor allem von der Beschaffenheit des Muttergesteins und vom Bodentyp beeinflusst, doch das verfügbare Magnesium hängt in erster Linie von der Bodennutzung ab. Das Ausbringen von Hofdünger und das Weiden erhöhen die Mg-Menge, die für die Pflanzen verfügbar ist, auf signifikante Weise.



Karte 2.2.2-11: Beurteilung des Gehalts an Mg AAE10 – 7. Zyklus.



Karte 2.2.2-12: Entwicklung der Gehalte an Mg AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.2.4 Kalzium

Kalzium spielt eine entscheidende Rolle im Boden. Indem sie sich an die Ton-Humus-Kolloide anlagern, verursachen die Ca^{++} -Kationen deren Flockung, was dem Boden eine stabilere Struktur verleiht. Diese Kationen sind auch unerlässliche Nährstoffe für ein gutes Pflanzenwachstum.

Mit ungelöschtem (CaO) oder gelöschtem Kalk (Ca(OH)_2) kann eine Korrekturkalkung vorgenommen werden. Produkte mit Kalziumkarbonat (CaCO_3) dienen der Unterhaltskalkung. Das Ca wurde nur mit der AAE10-Methode extrahiert.

Die Böden der Alpweiden weisen die höchsten Kalziumgehalte auf. Die Böden der Alpweiden und Naturwiesen im Süden des Kantons setzen sich teilweise aus Kalkgestein der Voralpen zusammen, was ihren hohen Kalziumgehalt erklärt. Auf Alpweiden und Ackerflächen sind seit Beginn der Erhebungen keine signifikanten Veränderungen festzustellen (Abbildung 2.2.2-25). Im Gegensatz dazu ist ein signifikanter Rückgang des Kalziumgehalts im Boden von Naturwiesen zwischen dem 1. und 7. Zyklus zu beobachten. Dieser Rückgang ist jedoch minimal.

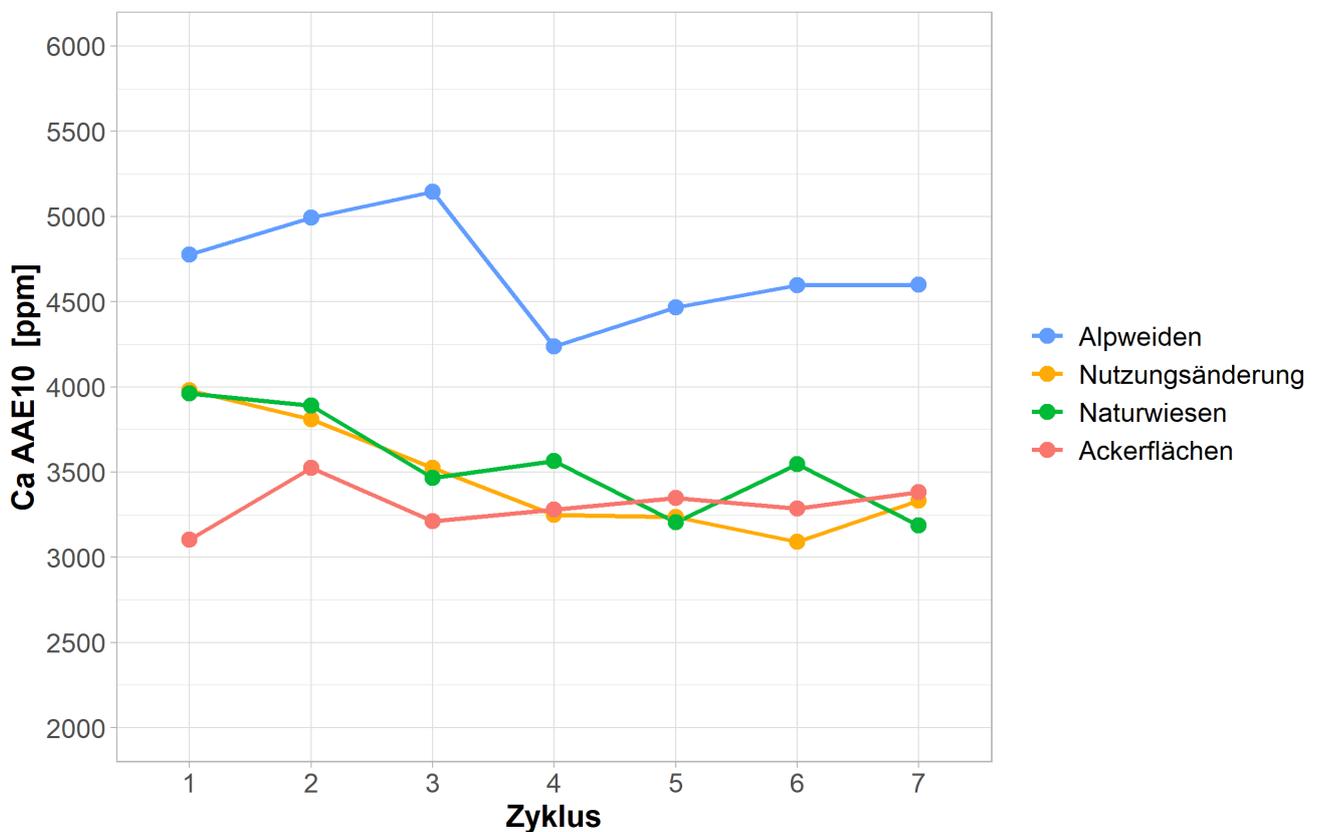


Abbildung 2.2.2-25: Entwicklung des Reservekalziums nach Bodennutzungstyp.

Extraktion gemäss der AAE10-Methode. 1 ppm= 1 mg Ca/kg Boden.

Ca AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	↓	—	—	—	—	—	

Abbildung 2.2.2-26: Entwicklung des Gehalts an Reservekalzium zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

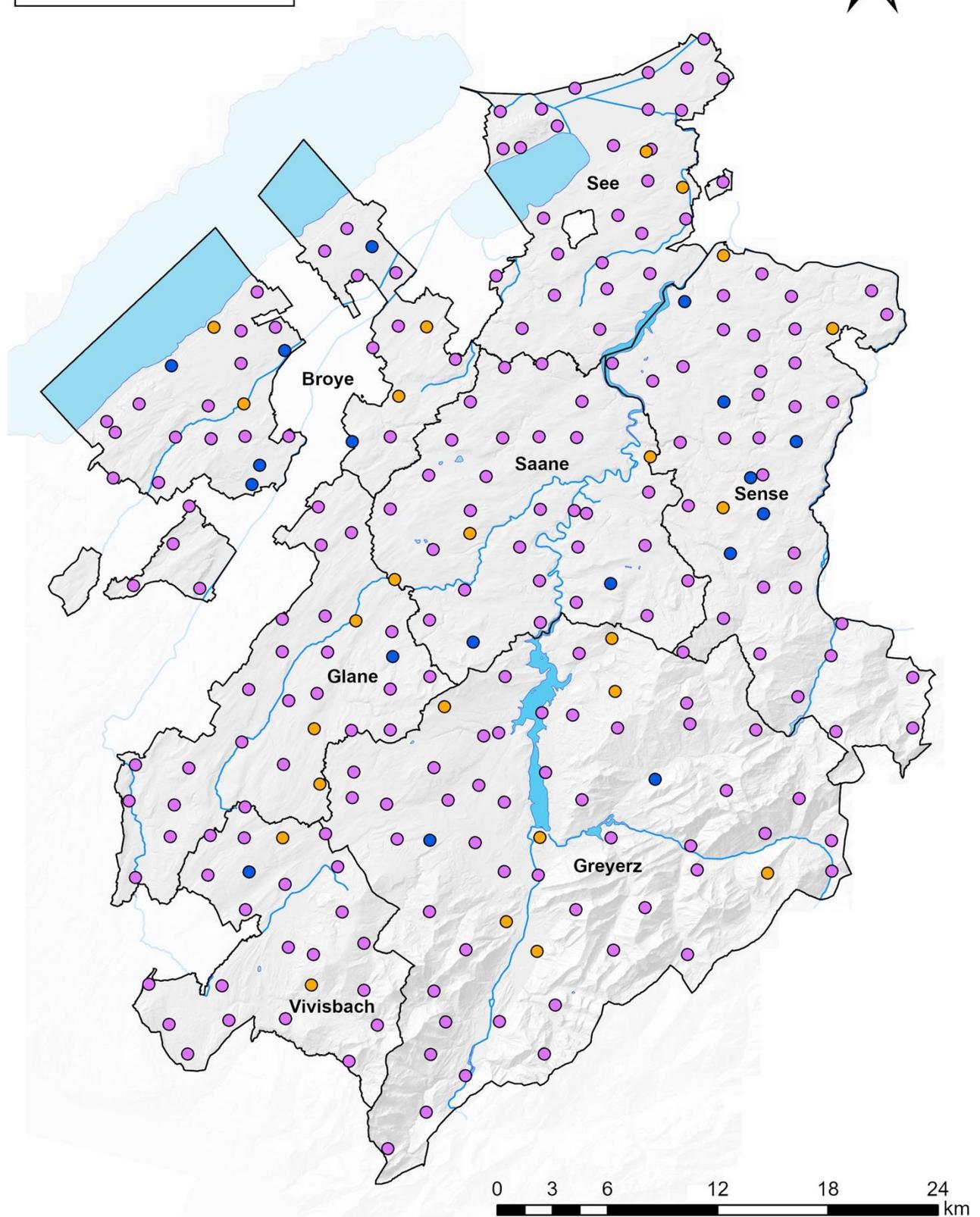
Ca AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	—	—	—	—	—	

Abbildung 2.2.2-27: Entwicklung des Gehalts an Reservekalzium zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Entwicklung nach Standort

24 Standorte weisen eine signifikante Abnahme der Ca-Gehalte auf, darunter 9 Standorte mit Nutzungsänderung, 6 Naturwiesen, 6 Ackerflächen und 3 Alpweiden. An 18 dieser Standorte blieb der pH stabil, wogegen er an 6 Standorten signifikant abnahm.

Unter den 18 Standorten, die eine signifikante Zunahme aufweisen, finden sich 11 Ackerflächen, 4 Naturwiesen und 3 Standorte mit Nutzungsänderung. Der pH nahm an 10 dieser Standorte zu, während er an den anderen Standorten stabil blieb.



Karte 2.2.2-13: Entwicklung der Gehalte an Ca AAE10 nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.3 Spurenelemente

2.2.3.1 Bor

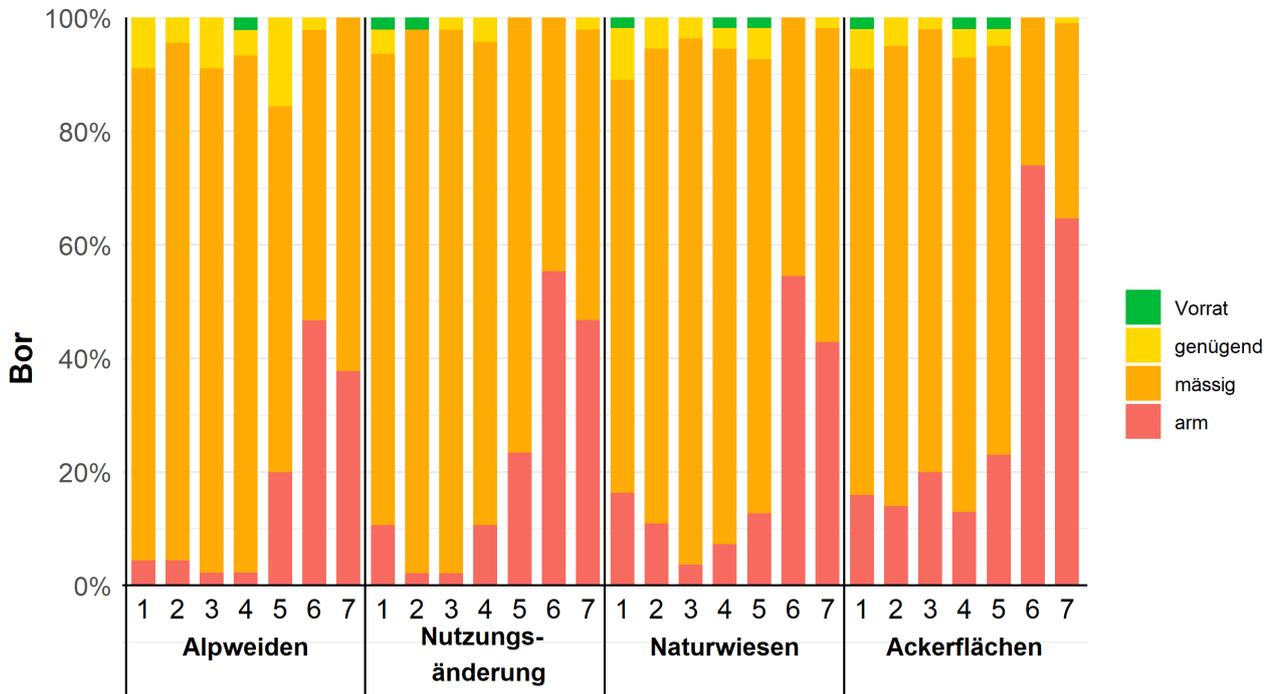


Abbildung 2.2.3-1: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Bors AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.

Die im Kanton bereits tiefen Bor-Gehalte waren zwischen dem 5. und 6. Zyklus rückgängig und haben sich im 7. Zyklus stabilisiert. Der zwischen dem 5. und 6. Zyklus beobachtete Rückgang wurde auf einen Wechsel des Analysegeräts des Labors zurückgeführt. Es ist jedoch belegt, dass im Kanton wenig Bor vorkommt. Die anspruchsvollen Kulturen (Zuckerrüben, Sellerie, Raps, Sonnenblumen, Reben, Kern- und Steinobst) müssen folglich entsprechend dem Resultat der Bodenanalysen ausreichend mit Bor versorgt werden. Die im Kanton beobachtete Gehalte sind für die anderen Kulturen und die Weiden unproblematisch.

2.2.3.2 Eisen

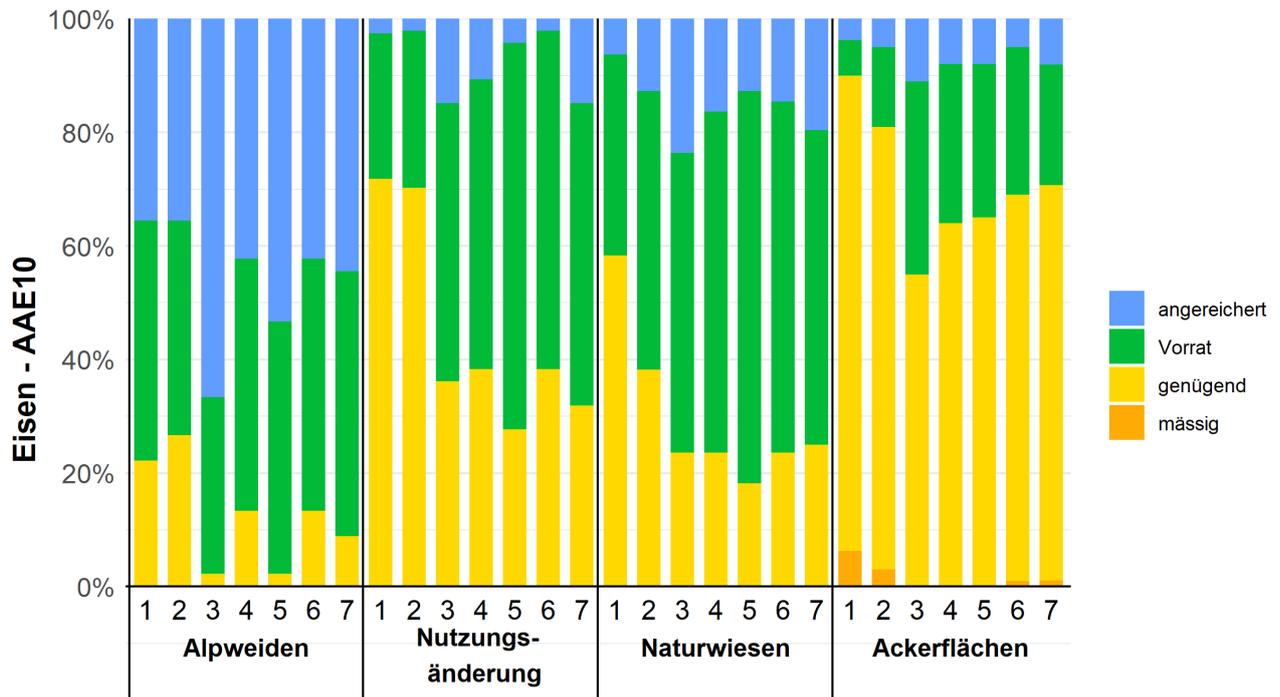


Abbildung 2.2.3-2: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Eisens AAE10 gemäss interner Klassifizierung von Sol-Conseil.

Die Eisengehalte sind im Kanton vorrätig bis angereichert. Nur ein Standort des Netzes – eine Ackerfläche – weist eine mässige Versorgung mit Eisen auf. Die Böden der Alpweiden enthalten am meisten Eisen.

2.2.3.3 Mangan

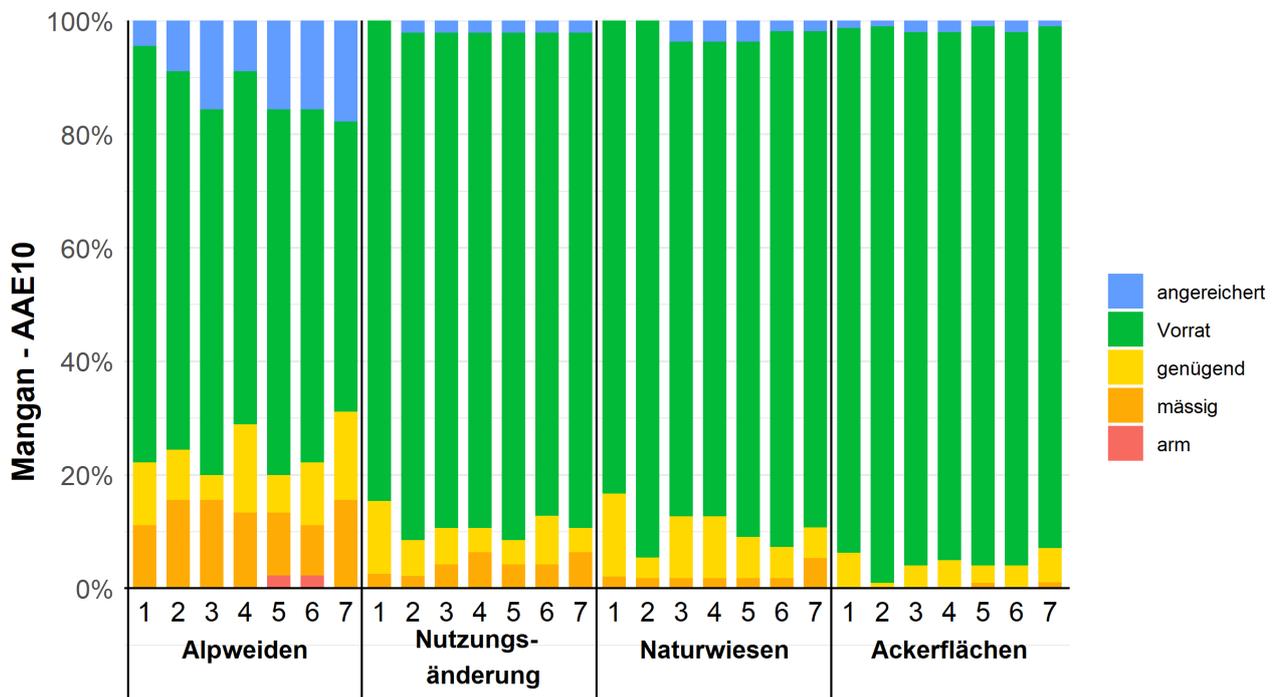


Abbildung 2.2.3-3: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Mangans AAE10 gemäss interner Klassifizierung von Sol-Conseil.

Mangan ist eines der häufigsten Spurenelemente in der Lithosphäre. Dabei stammt der Grossteil des in den Böden gefundenen Mangans aus dem Muttergestein (He et al., 2010). Die Mangan-Gehalte sind im Kanton sehr hoch, werden doch 90 % der Ackerflächen und Naturwiesen gemäss interner Klassifizierung von Sol-Conseil als auf «Vorrat» versorgt bewertet. Zuckerrüben, Getreide und Erbsen sind die Kulturen mit dem höchsten Manganbedarf.

2.2.4 Schwermetalle

Durch die Analyse der Schwermetalle kann die Belastung der landwirtschaftlichen Böden im Kanton mit anorganischen Schadstoffen gemessen werden. Hier ist anzumerken, dass nicht gezielt nach verseuchten Zonen gesucht wurde. Es ging darum, ein möglichst objektives Bild des durchschnittlichen Verschmutzungsgrads der Böden zu erhalten, die einer diffusen Verunreinigung mit Schwermetallen ausgesetzt sind.

Alle Standorte wurden gemäss der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo 1998, 2016 revidiert) auf Schwermetalle untersucht. Die Gehalte an Cadmium (Cd), Blei (Pb) und Zink (Zn) werden seit dem Aufbau des FRIBO im Jahr 1987 gemessen und diejenige an Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) seit 1989.

Die für die Interpretation der Schwermetallgehalte angewandte Methode fusst auf den in der VBBo definierten Richt-, Prüf- und Sanierungswerten (Tabelle 2.2.4-1). Da die Resultate der Bodenanalysen wegen der Beprobung nur begrenzte Genauigkeit aufweisen, ist eine strenge Interpretation nicht möglich; sie soll lediglich Anhaltspunkte liefern.

Der Richtwert ist die Grenze, ab der die Bodenfruchtbarkeit nicht mehr langfristig gewährleistet ist. Es besteht jedoch kein Risiko für die menschliche Gesundheit. Bei einer Überschreitung des Prüfwertes sind die Kantone verpflichtet, in einem ersten Schritt zu prüfen, ob eine konkrete Gefahr für die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen besteht. Ist dies der Fall, wird die Bodennutzung eingeschränkt. Sanierungswerte zielen auf die Abwendung einer Gefahr ab und weisen auf eine konkrete Bedrohung für Menschen, Tiere oder Pflanzen hin. Die Bodennutzung wird in diesem Fall untersagt oder der Boden ist so zu sanieren, dass wieder Werte erreicht werden, bei denen die beabsichtigte Nutzung ohne Risiko für Menschen, Tiere oder Pflanzen möglich ist.

Bei Überschreitung des Richtwertes im Horizont 0 – 20 cm wird das Resultat mit dem im Horizont 60 – 90 cm gemessenen Gehalt verglichen. Ist der Wert in der Tiefe ebenfalls hoch, kann auf eine Verschmutzung natürlichen (geologischen) Ursprungs geschlossen werden. Wenn dieser Wert jedoch tiefer ist, ist eine anthropogene Verschmutzung anzunehmen. Diese Methode eignet sich zwar für die meisten Schwermetalle, jedoch weniger für Blei und Cadmium (Baize, 1997). Diese beiden Metalle kommen im humushaltigen Horizont oft in grösseren Mengen vor als im tieferen Horizont. In gewissen Fällen können sich tiefergehende Analysen als erforderlich erweisen.

Tabelle 2.2.4-1: Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für die wichtigsten Schwermetalle gemäss VBBo in mg/kg Trockensubstanz des Bodens (Gesamtgehalte landwirtschaftlicher Böden)

Schadstoffe	Cadmium	Kobalt	Chrom	Kupfer	Nickel	Blei	Zink
Richtwert	0.8	25 ¹	50	40	50	50	150
Prüfwert	2			150 ²		200	
Sanierungswert	30			1000		2000	2000

¹ Aufgehoben seit 1998

² Der Prüfwert beträgt 150 ppm für Futterpflanzenanbaugebiete (Naturwiesen)

2.2.4.1 Kobalt, Chrom und Nickel

Auf die Diagramme und Karten zu Kobalt, Chrom und Nickel wurde verzichtet, damit wesentliche Inhalte Vorrang geniessen. Auf Kobalt wurde verzichtet, da der Richtwert aus der Liste der VBBo gestrichen wurde, weil dieser Wert in der Schweiz – und auch im Kanton Freiburg – praktisch nie erreicht wurde.

Beim Chrom überschritten bloss fünf Standorte den Richtwert. Zwei davon sind Alpweiden mit Chrom geogenen Ursprungs. Die drei anderen Standorte, eine Dauerwiese und zwei Ackerflächen, weisen eine leichte Überschreitung des Richtwertes mit einer stabilen Chromkonzentration auf.

Beim Nickel werden die Richtwerte auf zwei Alpweiden und zwei Ackerflächen überschritten, wobei die betroffenen Standorte Nickel geogenen Ursprungs enthalten. Es handelt sich hierbei um die gleichen vier Standorte, an denen der Richtwert für Chrom überschritten wird. Die Nickelkonzentrationen bleiben im Laufe der Zeit stabil.

Die Konzentrationen dieser drei Schwermetalle variierten in den letzten vier Zyklen nur sehr wenig. Dieselbe Beobachtung wird auch im NABO-Netz gemacht (Gubler et al., 2022). Die Konzentrationen von Chrom, Nickel und Kobalt sind eng miteinander verbunden und werden nicht durch atmosphärische und landwirtschaftliche Einträge bestimmt, sondern mehrheitlich durch die geologischen Bedingungen (Reusser et al., 2023). Die Karten des 5. FRIBO-Berichts (Rossier et al., 2012) entsprechen immer noch der heutigen Situation. Die vollständigen Statistiken nach Bodennutzungstyp und Zyklus für diese Schwermetalle sind im Anhang 1 zu finden.

2.2.4.2 Cadmium

Cadmium ist eines der seltenen chemischen Elemente, dem keine bekannte Funktion im Stoffwechsel der Tiere zukommt. Es stammt aus der Industrie, insbesondere aus Akkus, und findet sich manchmal in grossen Mengen auf Deponien. Cadmium gilt als relativ mobil und leicht biologisch verfügbar. Es kann von den Pflanzen aufgenommen werden und findet so den Weg in die Nahrungskette. Cadmium ersetzt in diesem Fall das Kalzium und verursacht auch in sehr kleinen Dosen erhebliche Knochen-, Nieren- und Leberschäden. Der Richtwert liegt bei 0.8 mg Cd/kg Boden.

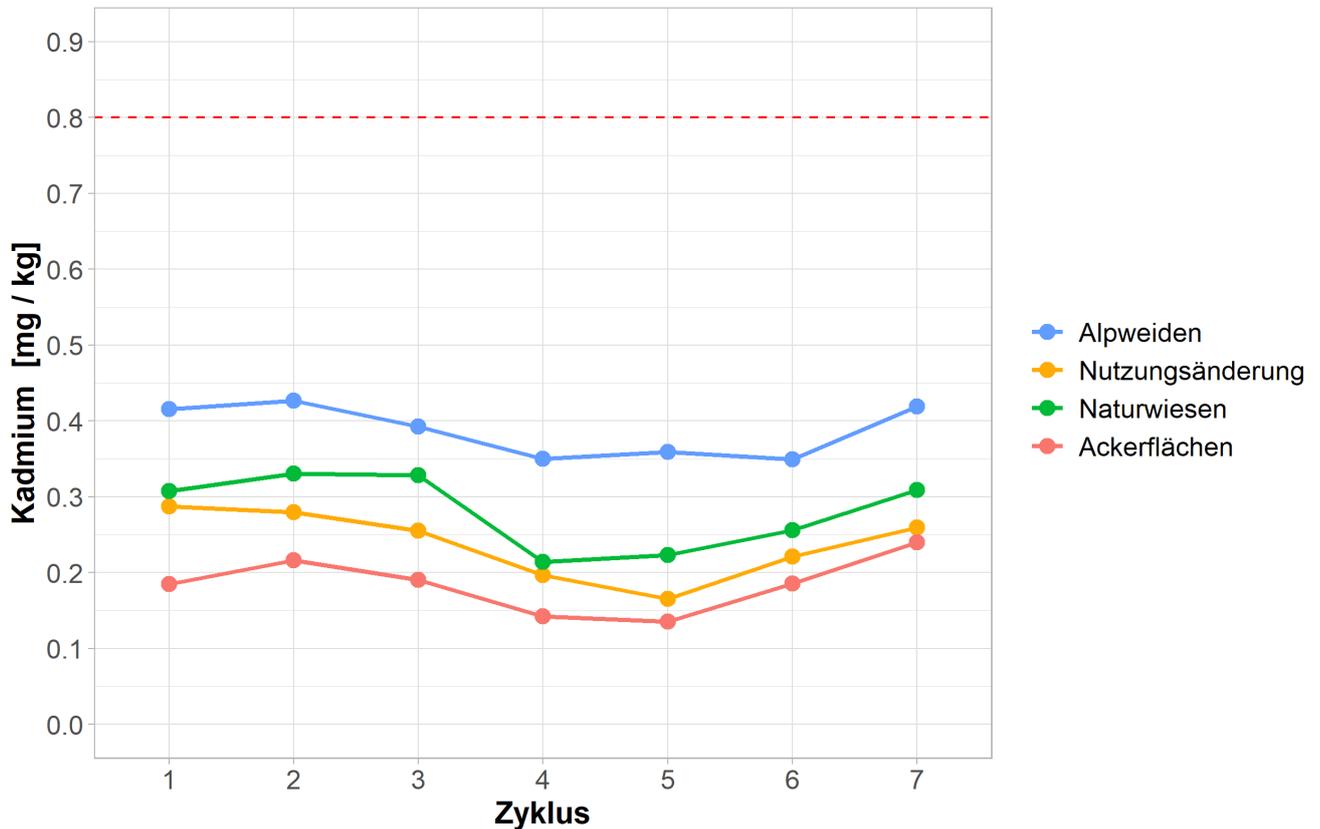


Abbildung 2.2.4-1: Allgemeine Entwicklung der Cadmiumgehalte nach Bodennutzungstyp. Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Cadmium	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	↓	↓	↓	—
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	↓	↓	↓		—	—	↑
Zyklus 5	↓	↓	↓	—		—	↑
Zyklus 6	—	↓	↓	—	—		↑
Zyklus 7	—	—	—	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.4-2: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

Cadmium	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	↓	↓	↓	—
Zyklus 2	—		—	↓	↓	—	—
Zyklus 3	—	—		—	↓	—	—
Zyklus 4	—	↓	↓		—	—	—
Zyklus 5	↓	↓	↓	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	↑		—
Zyklus 7	↑	—	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.4-3: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Der höchste Cd-Gehalt findet sich in den Böden der Alpweiden. Der geogene Ursprung wurde in einer Beprobungskampagne in 30–60 cm und 60–90 cm Tiefe sowie einer Diplomarbeit an der Universität Lausanne (Doffey, 1997) aufgezeigt. Die Werte auf Naturwiesen und Ackerflächen nahmen ab dem 4. Zyklus ab, sehr wahrscheinlich infolge der Reduktion der atmosphärischen Ablagerungen und des Verbots der Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaftszone (Rossier et al., 2012). Die scheinbare Zunahme der Cd-Gehalte ab dem 5. Zyklus ist nur ein analytisches Artefakt. Das mit den Analysen betraute Labor schaffte ein präziseres Detektionsgerät an. Zahlreiche Werte, die früher unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen und willkürlich auf 0 ppm gesetzt wurden, können jetzt präzise quantifiziert werden. Dies wird ferner durch die Abnahme der Standardabweichung in den letzten beiden Zyklen bestätigt. Atmosphärische Einträge (über die Verbrennung von Kohle) und eine Anreicherung durch den Einsatz von Phosphatdüngern sind jedoch nicht auszuschliessen (Imseng et al., 2018; Wiggenhauser et al., 2019).

Beurteilung gemäss Richtwert

An 6 Standorten wird im 7. Zyklus der Richtwert überschritten. 5 dieser Standorte sind Alpweiden. Der geogene Ursprung der Cd-Gehalte ist erwiesen. Auch auf einer Naturwiese wird der Richtwert überschritten. Diese Überschreitung ist jedoch nicht überraschend, da sich dieser Standort im Jauntal befindet. Die Gehalte lagen hier schon in den vorherigen Zyklen immer nahe am Richtwert und wurden im 3. Zyklus sogar bereits einmal überschritten.

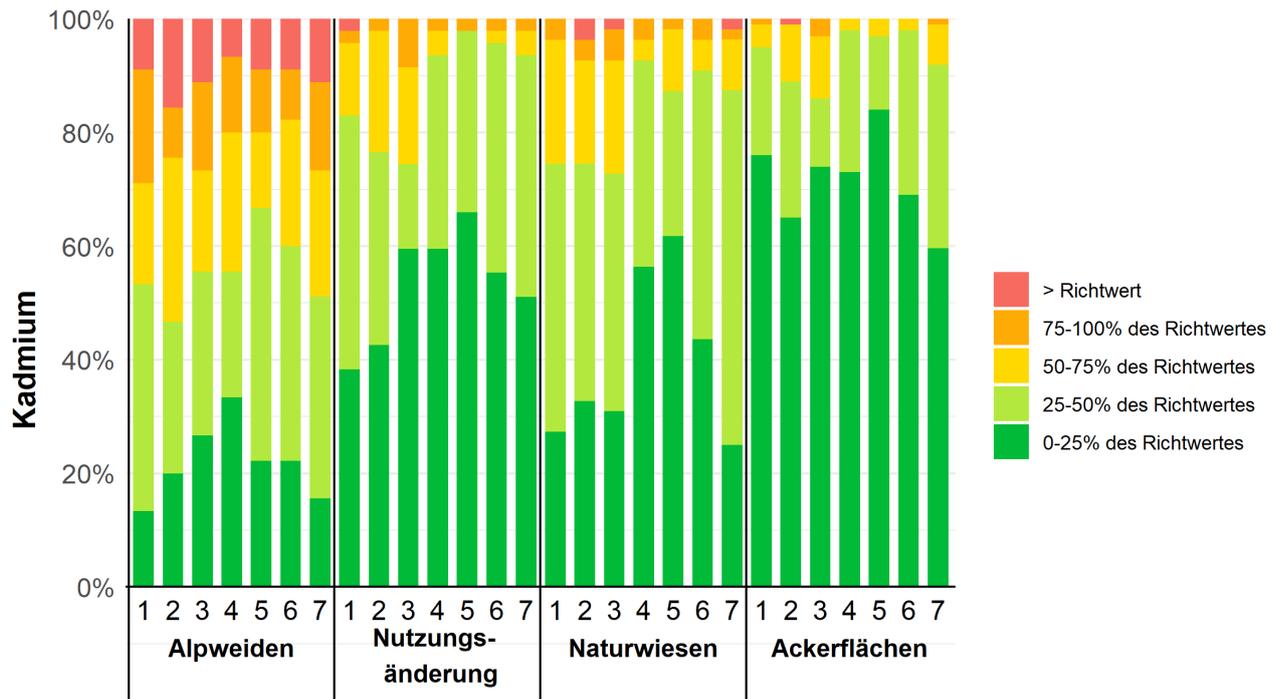
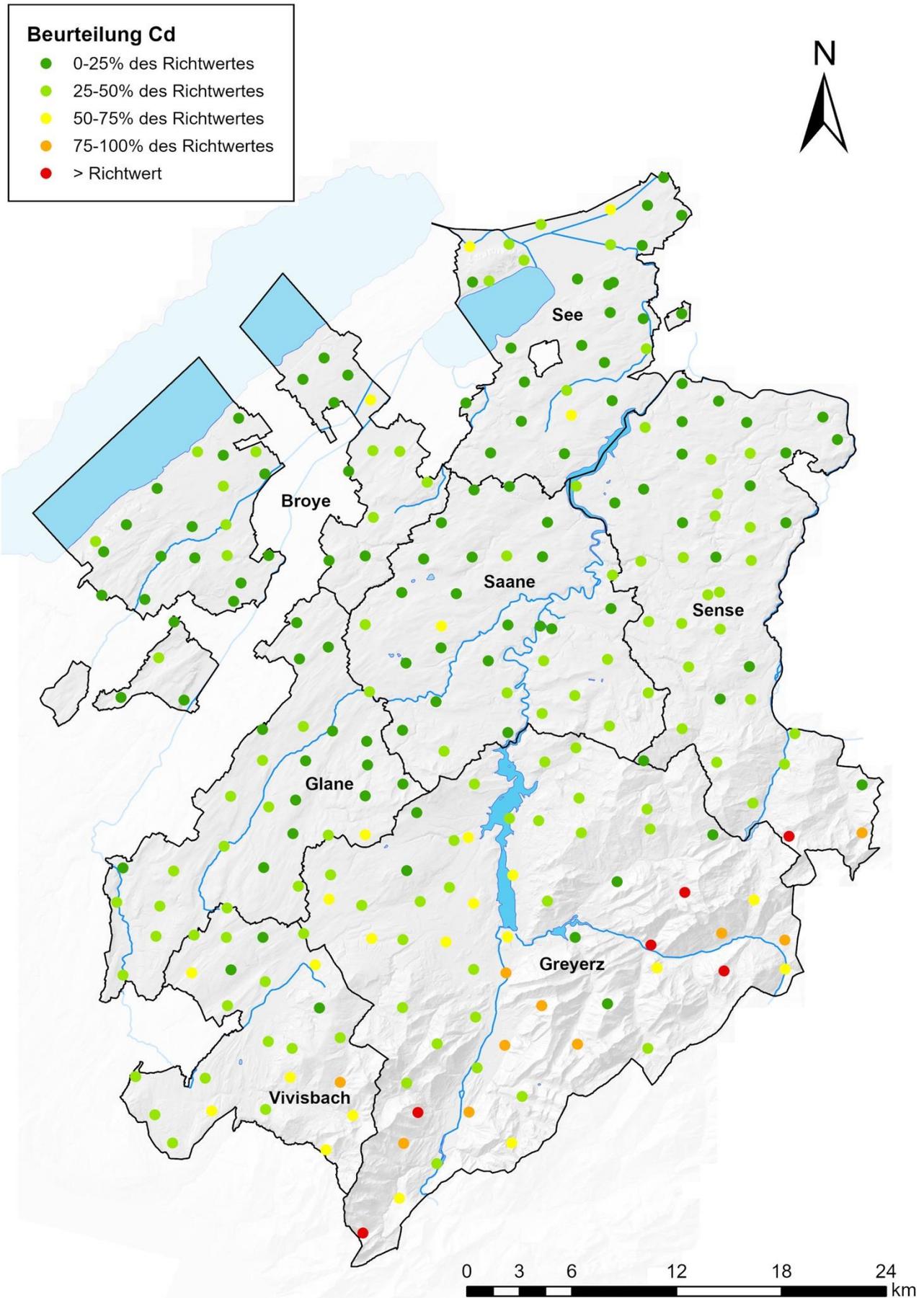


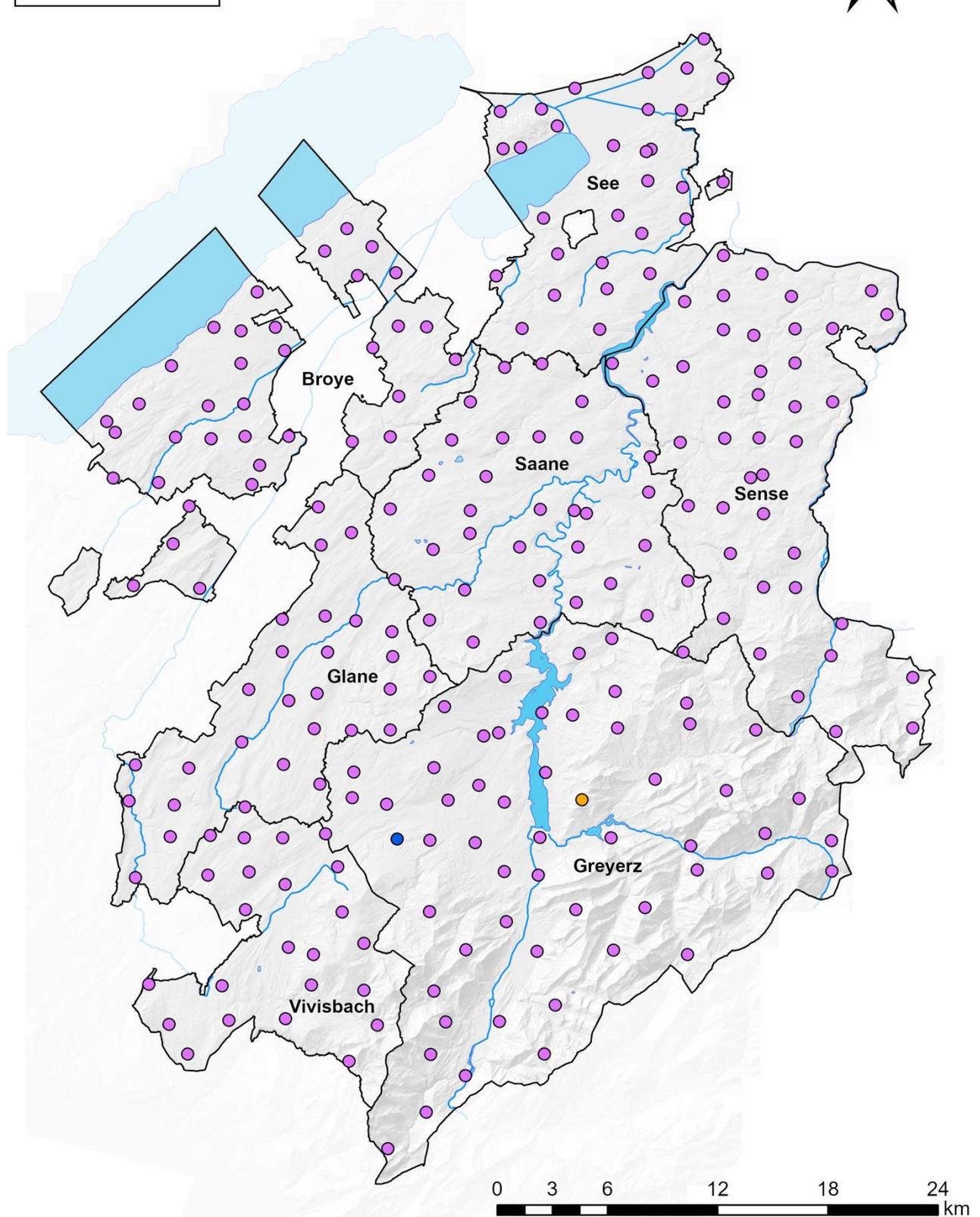
Abbildung 2.2.4-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Cadmiums gemäss VBBo.

Entwicklung nach Standort

Auf einer Alpweide ist ein signifikanter Rückgang des Cd-Gehalts zu verzeichnen, während eine Naturwiese einen signifikanten Anstieg aufweist. Trotz dieser Schwankungen wird der Richtwert für Cd an beiden Standorten nicht überschritten.



Karte 2.2.4-1: Beurteilung des Cadmiumgehalts – 7. Zyklus.



Karte 2.2.4-2: Entwicklung der Cadmiumgehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.4.3 Kupfer

Kupfer gilt als wenig mobil, ausser in extrem sauren oder vergleyten Böden. In sehr tonarmen, sandigen oder schluffigen Kulturböden können massive Gaben an der Oberfläche (Fungizidbehandlungen) in die Tiefe migrieren (Baize, 1997). Es ist ein wichtiges Spurenelement für Mensch und Tier. In zu hoher Konzentration kann es jedoch für Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen giftig sein (Reutimann, 2006). Der Richtwert liegt bei 40 mg Cu/kg Boden. Bemerkenswert ist, dass Reimann et al. (2014) die Hypothese aufstellen, dass ein Kupfermangel den Pflanzen mehr schaden würde als seine Toxizität.

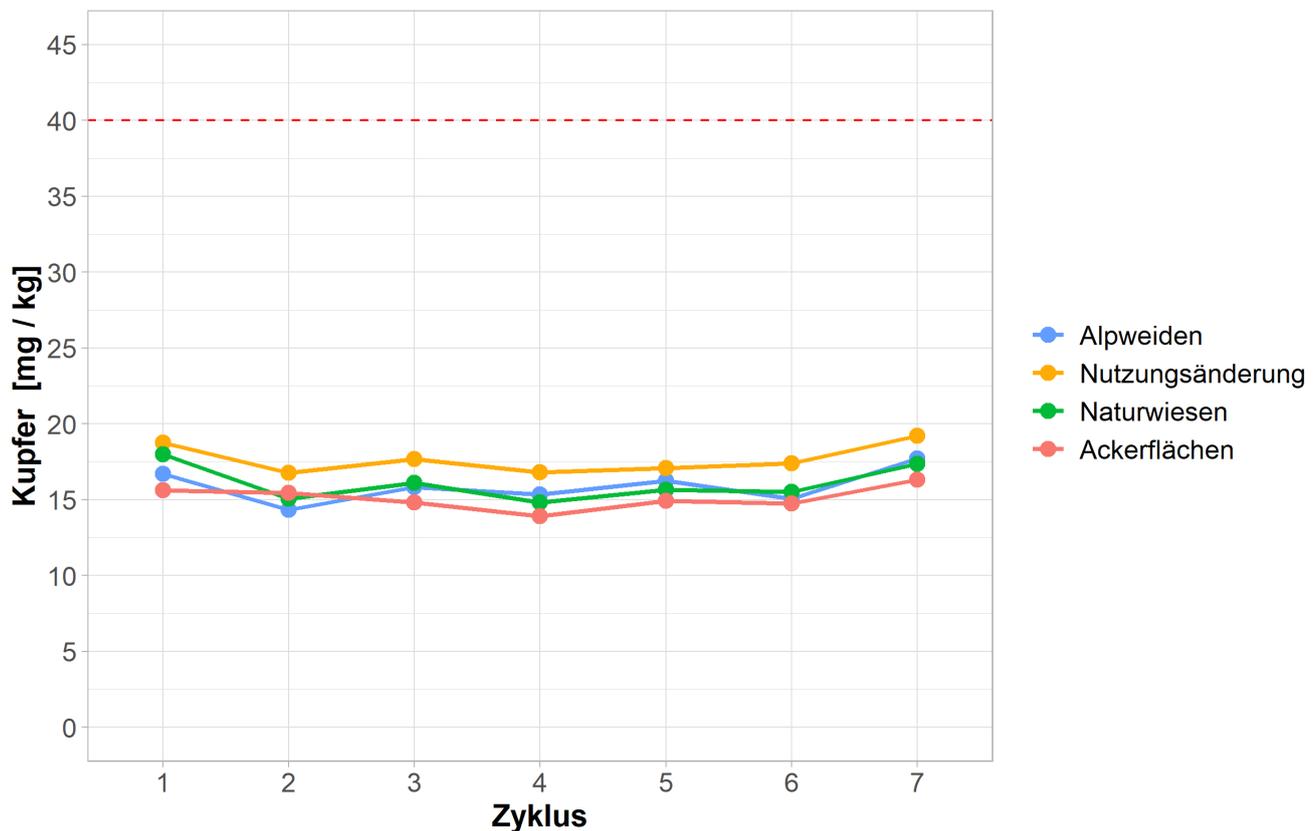


Abbildung 2.2.4-5: Allgemeine Entwicklung der Kupfergehalte nach Bodennutzungstyp. Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Kupfer	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	—	—	—	—	—
Zyklus 2	↓		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	↓	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	↓	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	—	↑	—	↑	—	—	

Abbildung 2.2.4-6: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

Kupfer	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	↓	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	—	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.4-7: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Die Kupfergehalte sind in den letzten 35 Jahren für alle Bodennutzungen stabil geblieben. Allerdings ist auf Alpweiden und Naturwiesen zwischen dem 2. und 7. Zyklus sowie auf Ackerflächen zwischen dem 3. und 7. Zyklus eine signifikante Zunahme der Kupfergehalte zu beobachten. Diese Zunahme ist jedoch gering und der Gesamtmittelwert der Gehalte für diese Nutzungen liegt weiterhin deutlich unter dem Richtwert. Dieser leichte Anstieg ist auch im NABO-Netz auf intensiv genutzten Naturwiesen und auf Ackerflächen zwischen dem Zeitraum 2005-2009 und dem Zeitraum 2015-2019 zu beobachten (Gubler et al., 2022). Er könnte teilweise auf die Ausbringung von Hofdünger zurückzuführen sein (Gross et al., 2021).

Die wichtigsten Eintragsquellen von Cu sind kupferhaltige Pflanzenschutzmittel in den Spezialkulturen, sowie Hofdünger und Fungizidbehandlungen mit Kupferkalkbrühe in Weinreben.

Beurteilung aufgrund des Richtwertes

In diesem 7. Zyklus ergaben sich an 8 Standorten Gehalte, die über dem Richtwert liegen (Karte 2.2.4-3). Von diesen 8 Standorten weisen 3 eine sehr deutliche Überschreitung des für den Futterpflanzenanbau auf 150 ppm festgelegten Prüfwertes auf. Es handelt sich dabei um drei Rebberge, die bereits im ersten FRIBO-Bericht (Julien & Morand, 1995) erfasst und beschrieben wurden. Eine Alpweide weist einen Gehalt auf, der leicht über dem Richtwert liegt und dessen Ursprung als geogen identifiziert wurde. Ein ehemaliger Obstgarten, dessen Nutzung sich geändert hat, weist ebenfalls hohe Kupferwerte auf, die wahrscheinlich auf eine frühere Behandlung mit Kupfer zurückzuführen sind. Darüber hinaus wurden auf einer weiteren Alpweide und auf zwei Ackerflächen geringfügige Überschreitungen des Richtwertes festgestellt.

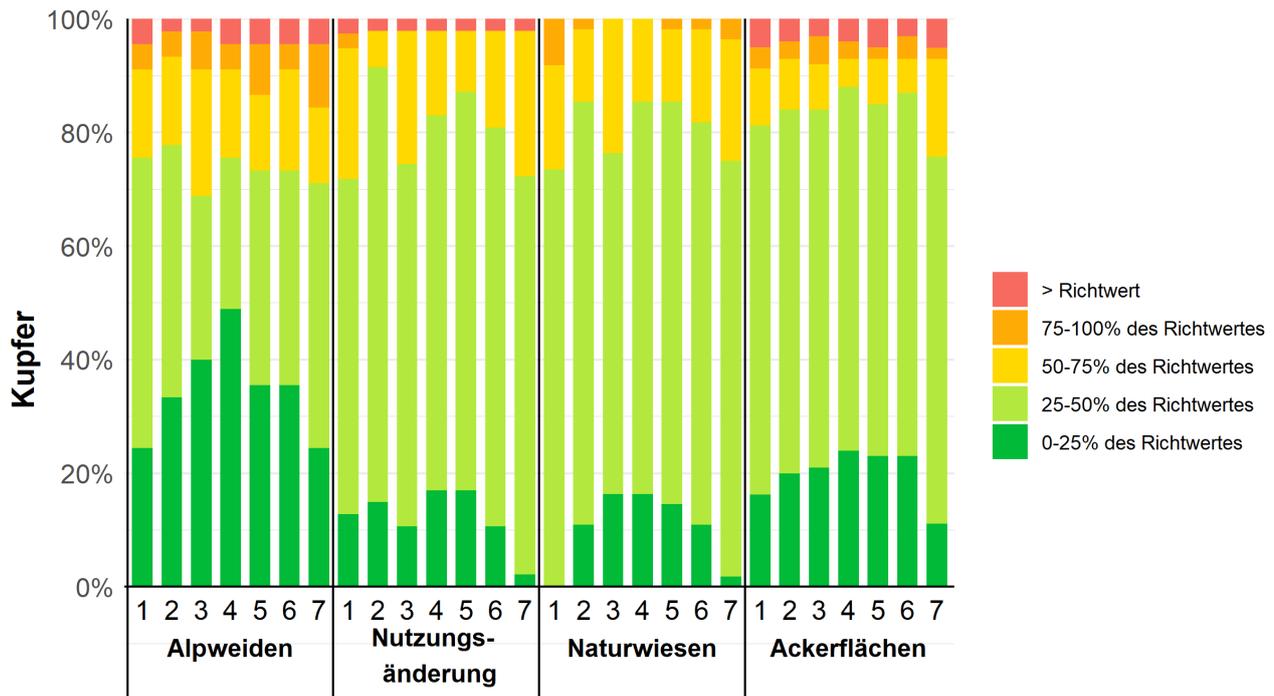
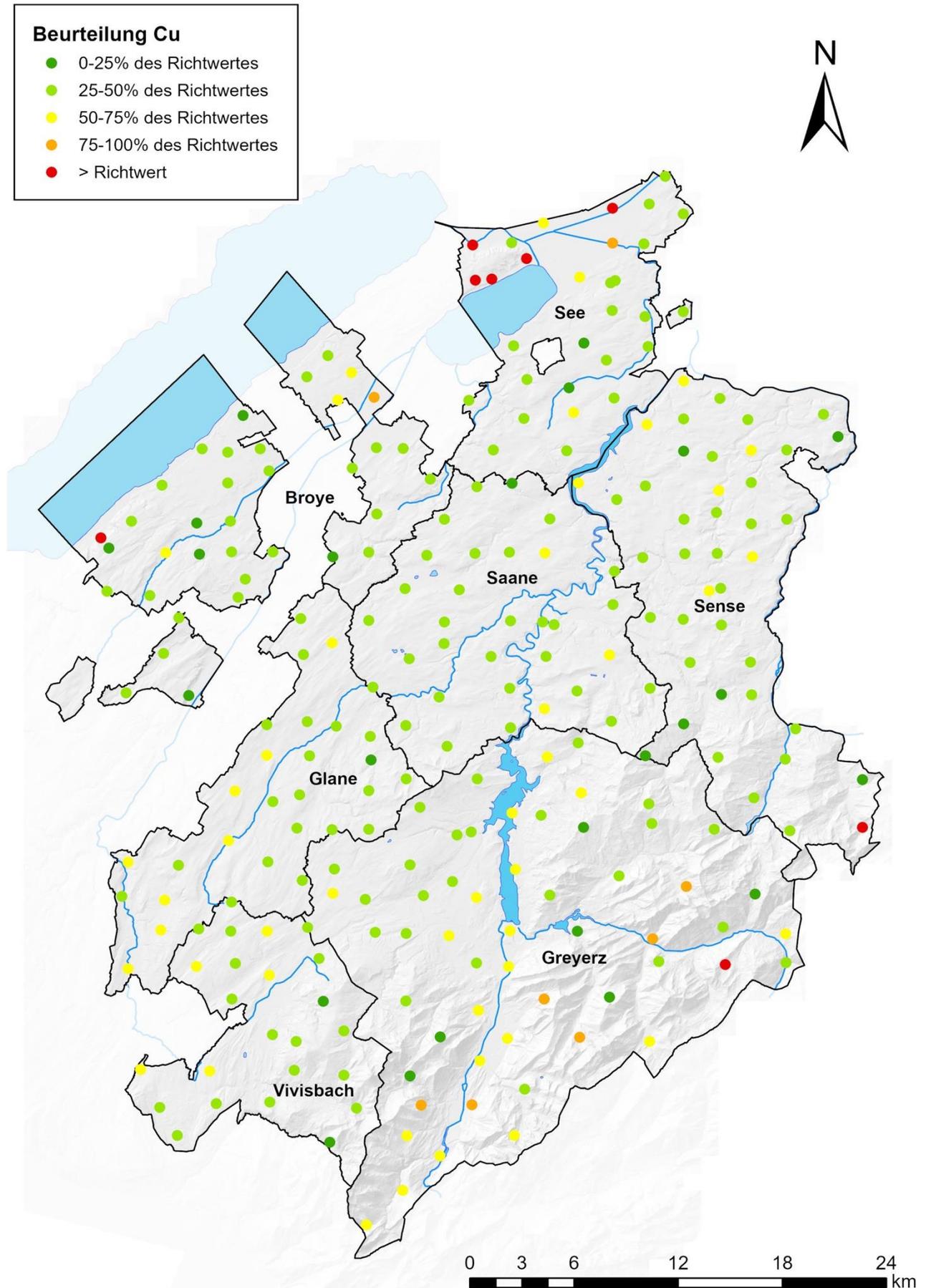


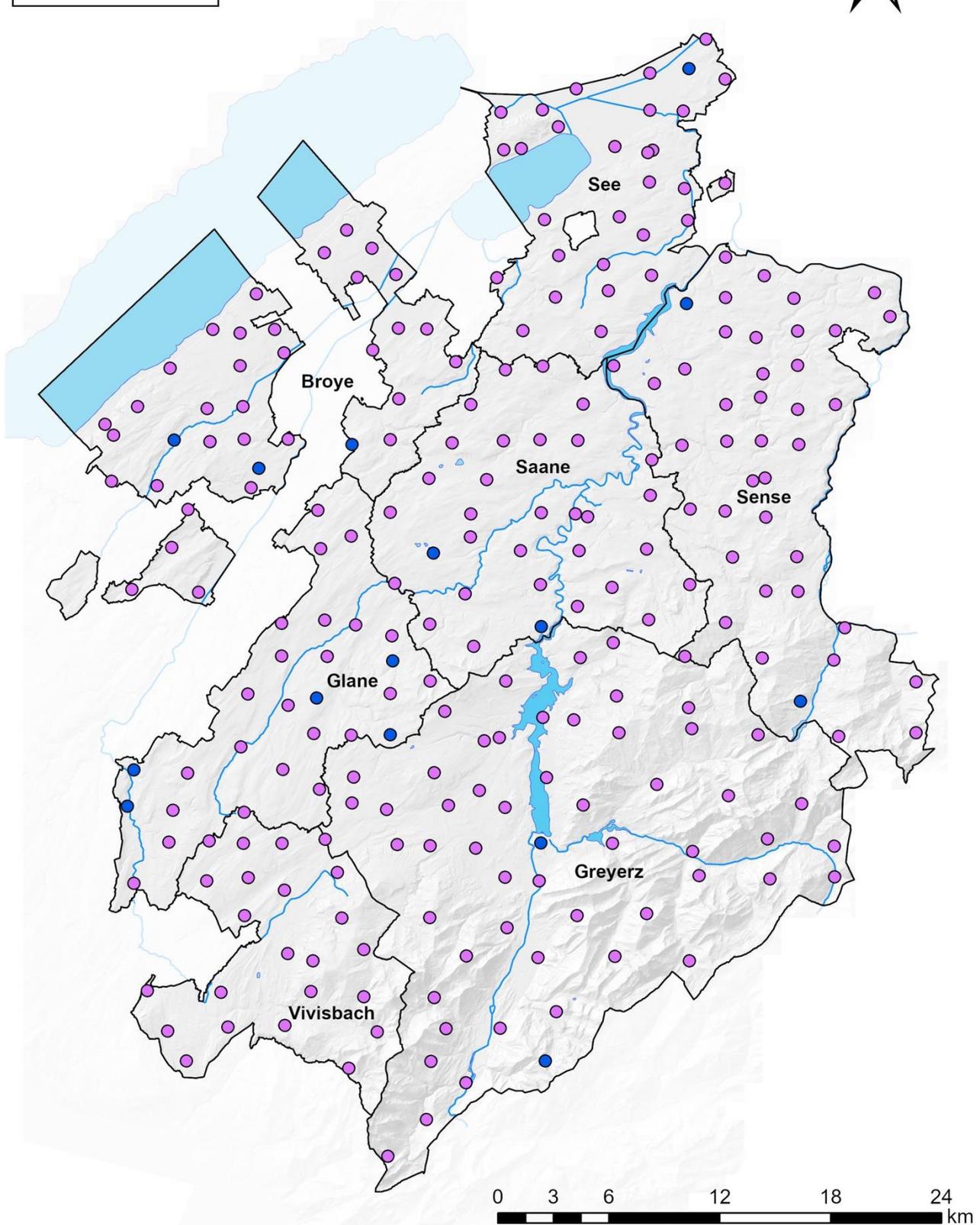
Abbildung 2.2.4-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Kupfergehalts gemäss VBBo.

Entwicklung nach Standort

An keinem Standort ist eine signifikante Abnahme des Cu-Gehalts festzustellen (Karte 2.2.4-4). 15 Standorte weisen eine Zunahme des Cu-Gehalts auf: 8 Ackerflächen, 3 Standorte mit Nutzungsänderung, 3 Alpweiden und 1 Naturwiese. Allerdings weisen alle diese Standorte niedrige Kupfergehalte (weniger als 20 ppm) auf und verzeichnen nur leichte Zunahmen.



Karte 2.2.4-3: Beurteilung des Kupfergehalts – 7. Zyklus.



Karte 2.2.4-4: Entwicklung der Kupfergehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.4.4 Blei

Blei ist der Schadstoff, der im Boden am wenigsten mobil ist, und zwar etwa 100-mal weniger als Cadmium (Baize, 1997). Wegen seiner grossen Affinität zur organischen Substanz sammelt es sich an der Bodenoberfläche an, wenn die Pb-Quelle anthropogen ist. Aufgrund seiner starken Adsorption migriert Blei zudem nicht leicht in die oberirdischen Pflanzenteile. Der Richtwert liegt bei 50 mg Pb/kg Boden.

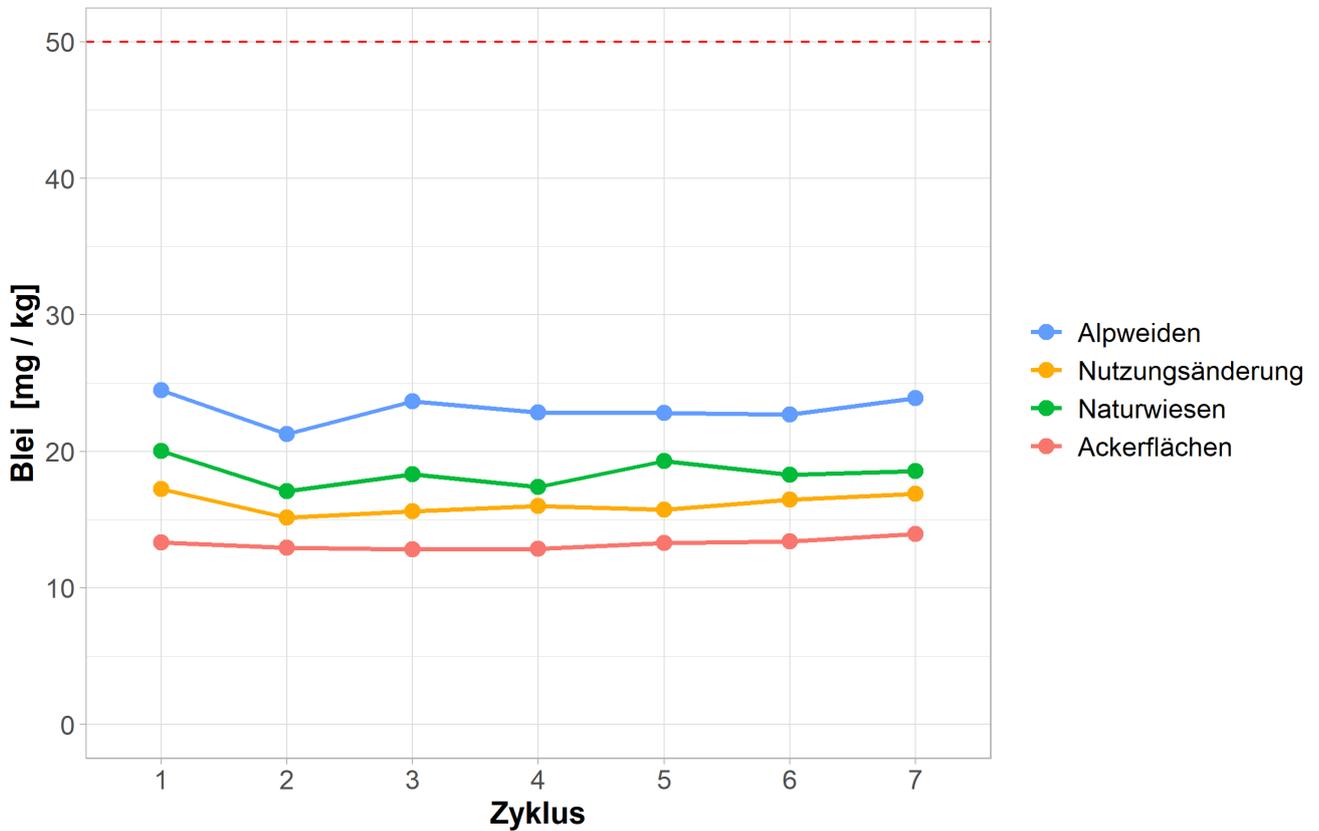


Abbildung 2.2.4-9: Allgemeine Entwicklung der Bleigehalte nach Bodennutzungstyp. Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Blei	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	—	—	—	↓	—
Zyklus 2	↓		↑	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	↓	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	↑	—	↑		—	—
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	—	—	—	—	—	

Abbildung 2.2.4-10: Entwicklung des Bleigehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

Blei	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	↓	—	—	—	—
Zyklus 2	—		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	—
Zyklus 4	—	—	—		—	—	—
Zyklus 5	—	—	—	—		—	—
Zyklus 6	—	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	↑	↑	↑	—	—	

Abbildung 2.2.4-11: Entwicklung des Bleigehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Die Alpweiden weisen die höchsten durchschnittlichen Bleigehalte auf und die Ackerflächen die tiefsten (Abbildung 2.2.4-9). Laut dem Europäischen Geochemischen Atlas könnte dies darauf zurückzuführen sein, dass die auf Wiesen entnommenen Proben höhere Gehalte an gesamtem organischem Kohlenstoff (TOC) aufweisen als jene von Ackerflächen (Reimann et al., 2014). Die hohen Gehalte einiger Alpweiden sind geogenen Ursprungs und wurden im ersten FRIBO-Bericht (Julien & Morand, 1995) erläutert. Die Bleigehalte stehen im Zusammenhang mit der Körnung – statistisch aufgezeigt durch Baize (1997) –, was die höheren Gehalte im Süden des Kantons erklärt. Die Mittelwerte blieben zwischen dem 1. und 7. Zyklus für alle Bodennutzungen stabil. Ein signifikanter Rückgang zwischen dem 1. und 2. Zyklus wurde für Standorte auf Alpweiden und Naturwiesen beobachtet. Dieser signifikante Rückgang, der in geringerem Masse auch für Ackerflächen festgestellt wurde, dürfte auf die systematische Einführung von bleifreiem Benzin seit Beginn der 1990er-Jahre zurückzuführen sein.

Die atmosphärischen Ablagerungen sind verantwortlich für 70 % der Bleieinträge auf den Parzellen (Keller et al., 2005). Diese nahmen von 1990 bis 2005 signifikant - um 80 % - ab (Thöni et al., 2008). Nebst dem bleihaltigen Benzin stellten die Klärschlämme, die auf den landwirtschaftlichen Parzellen ausgebracht wurden, eine mögliche Schadstoffquelle dar. Das Ausbringen von Klärschlamm ist seit 2008 verboten.

Die Daten des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL) zeigen, dass die mit dem Feinstaub transportierten Bleidepositionen heute 50-mal niedriger sind als noch vor 30 Jahren (BAFU, 2019). Grund dafür soll die geringere Luftverschmutzung sein, die auch dazu beiträgt, dass sich weniger Schadstoffe im Boden ablagern. Tatsächlich wurde im NABO zwischen dem Beginn der Erhebungen im Jahr 1985 und dem 7. Zyklus, der 2019 abgeschlossen wurde, ein signifikanter Rückgang der Bleigehalte im Boden festgestellt (Gubler et al., 2022). Dieser Rückgang ist im FRIBO zwar nicht zu erkennen, doch gilt es zu beachten, dass die im Rahmen des NABO gemessenen Mittelwerte für Ackerflächen und Naturwiesen höher sind als diejenigen des FRIBO.

Beurteilung aufgrund des Richtwertes

Im 7. Erhebungszyklus wies nur eine Alpweide einen Bleigehalt auf, der über dem Richtwert liegt (Karte 2.2.4-5). Diese Alpweide ist ein ehemaliger Schiessplatz der Armee und überschreitet den Prüfwert für Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme bereits seit dem 3. Zyklus.

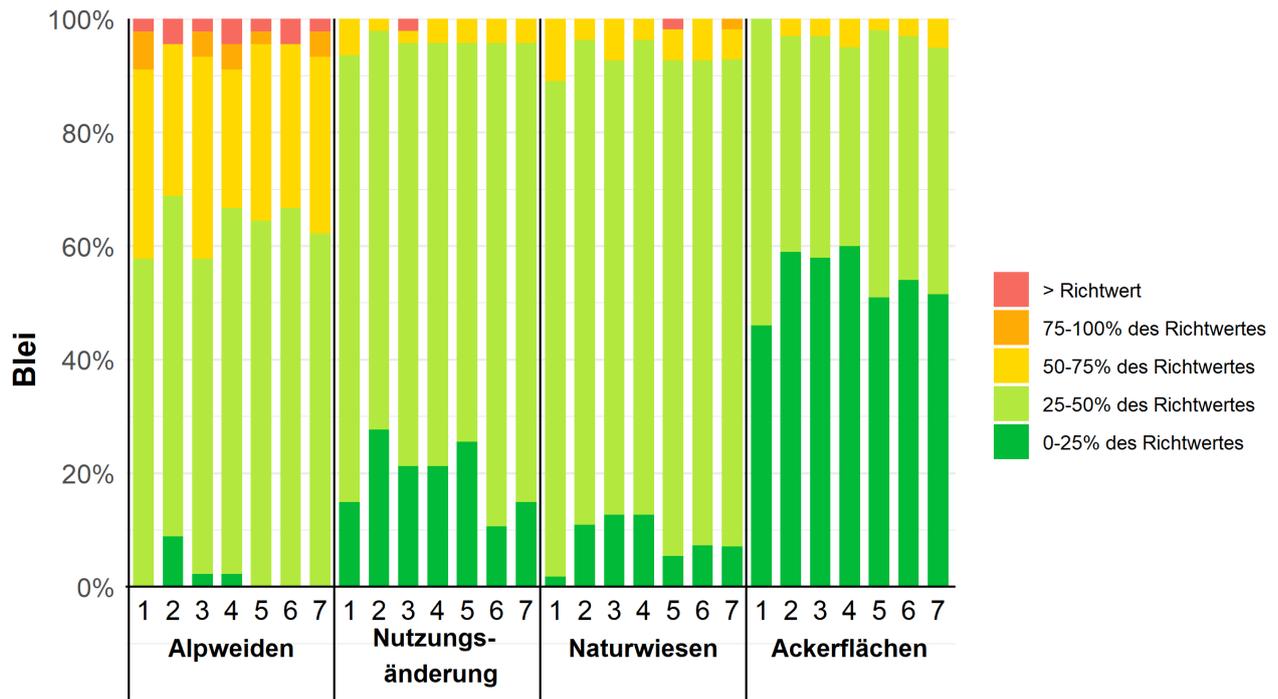
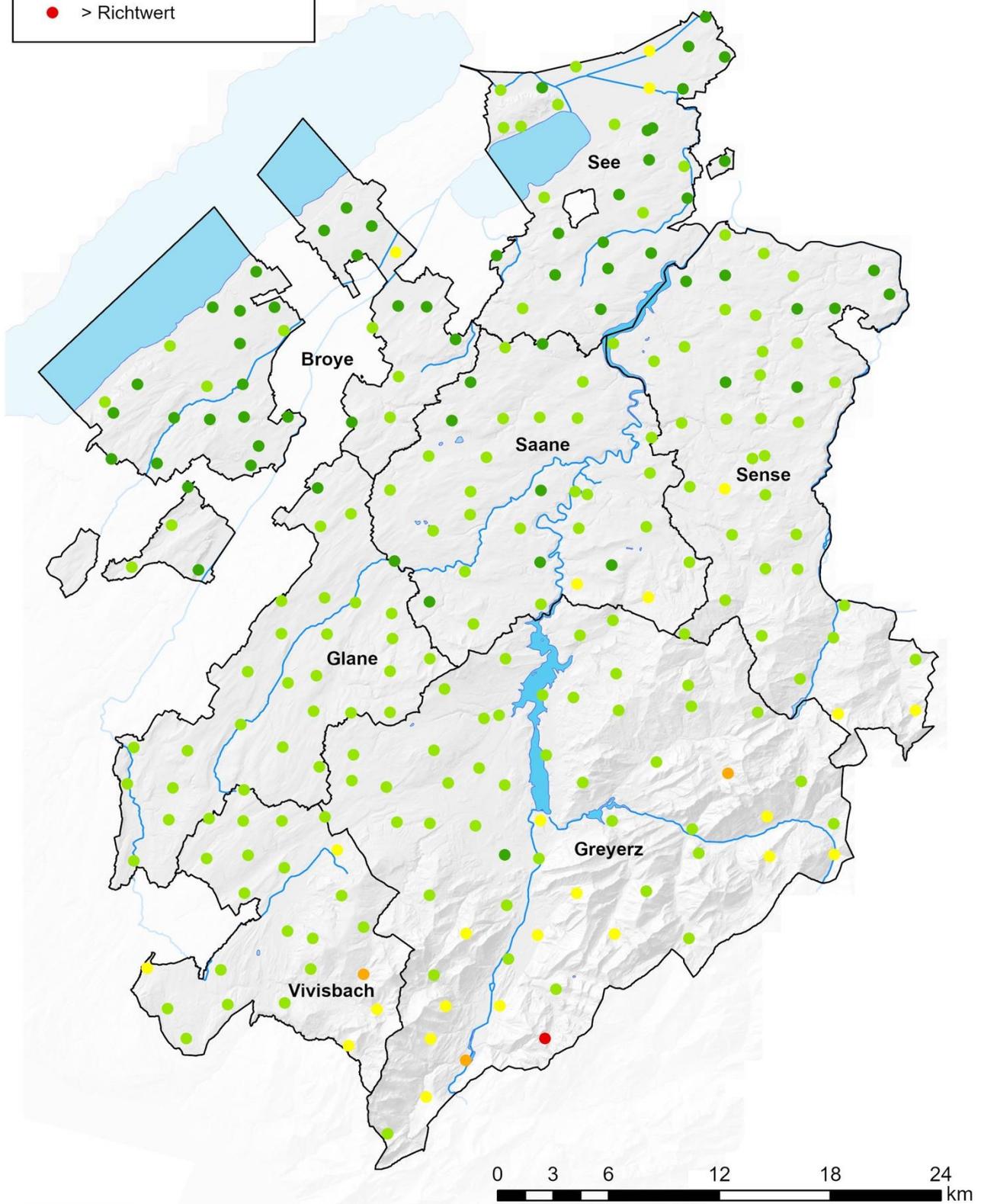
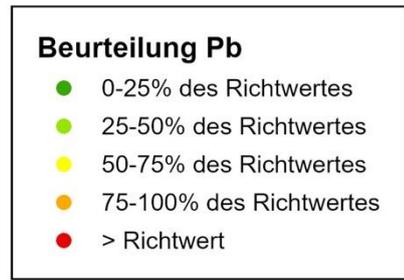


Abbildung 2.2.4-12: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Bleis gemäss VBBo.

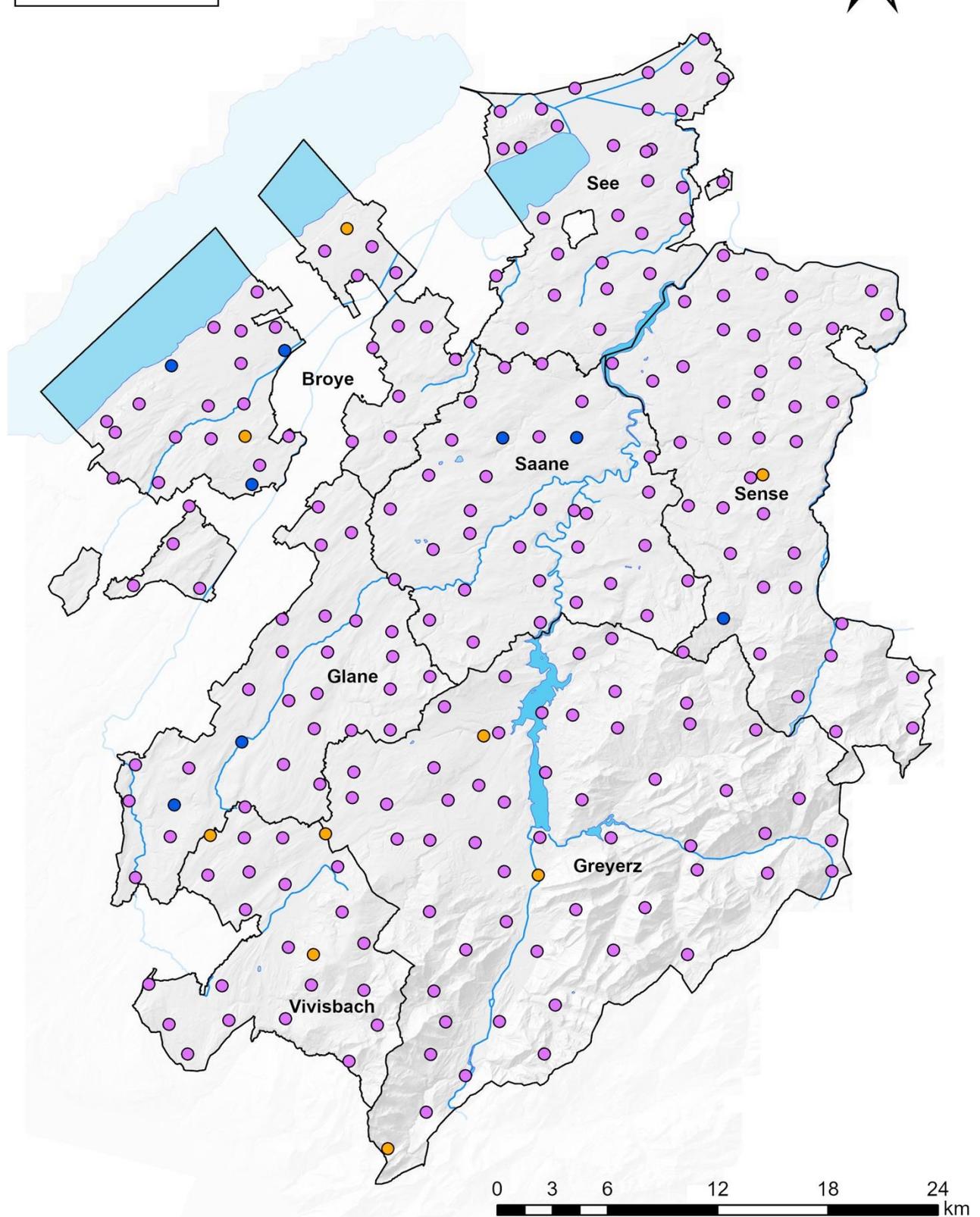
Entwicklung nach Standort

Die Karte 2.2.4-6 zeigt, dass 9 Standorte eine signifikante Abnahme des Pb-Gehalts verzeichnen. 4 davon sind Ackerflächen, 2 Naturwiesen, 2 Alpweiden und 1 ein Standort mit Nutzungsänderung.

Demgegenüber verzeichneten 8 Standorte eine signifikante Zunahme der Pb-Gehalte, und zwar 6 Ackerflächen, 1 Alpweide und 1 Standort mit Nutzungsänderung. Alle diese Schwankungen sind nur geringfügig und schwer zu erklären. Es könnte sich dabei um räumliche oder analytische Variabilität handeln. So können die Bohrungspunkte von einem Zyklus auf den anderen um einige Zentimeter abweichen und es genügt, einmal mit einer Metallfraktion in Kontakt zu kommen, um den Wert der Probe erheblich zu verändern. Die Werte aller dieser Standorte bleiben jedoch deutlich unter dem Richtwert.



Karte 2.2.4-5: Beurteilung des Bleigehalts – 7. Zyklus.



Karte 2.2.4-6: Entwicklung der Bleigehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.4.5 Zink

Die Zinkzufuhr über die Luft wird in Schweizer Studien belegt (Meyer, 1991; Desaulles & Studer, 1993) und variiert zwischen 80 und 500 g/ha/Jahr. Zn ist eines der mobilsten Schwermetalle im Boden, wird aber von der organischen Substanz und den mineralischen Bestandteilen des Bodens leicht adsorbiert. Dies führt zu einer Zn-Akkumulation in den Oberflächenhorizonten (Loué, 1986). Der Richtwert beträgt 150 mg Zn/kg Boden.

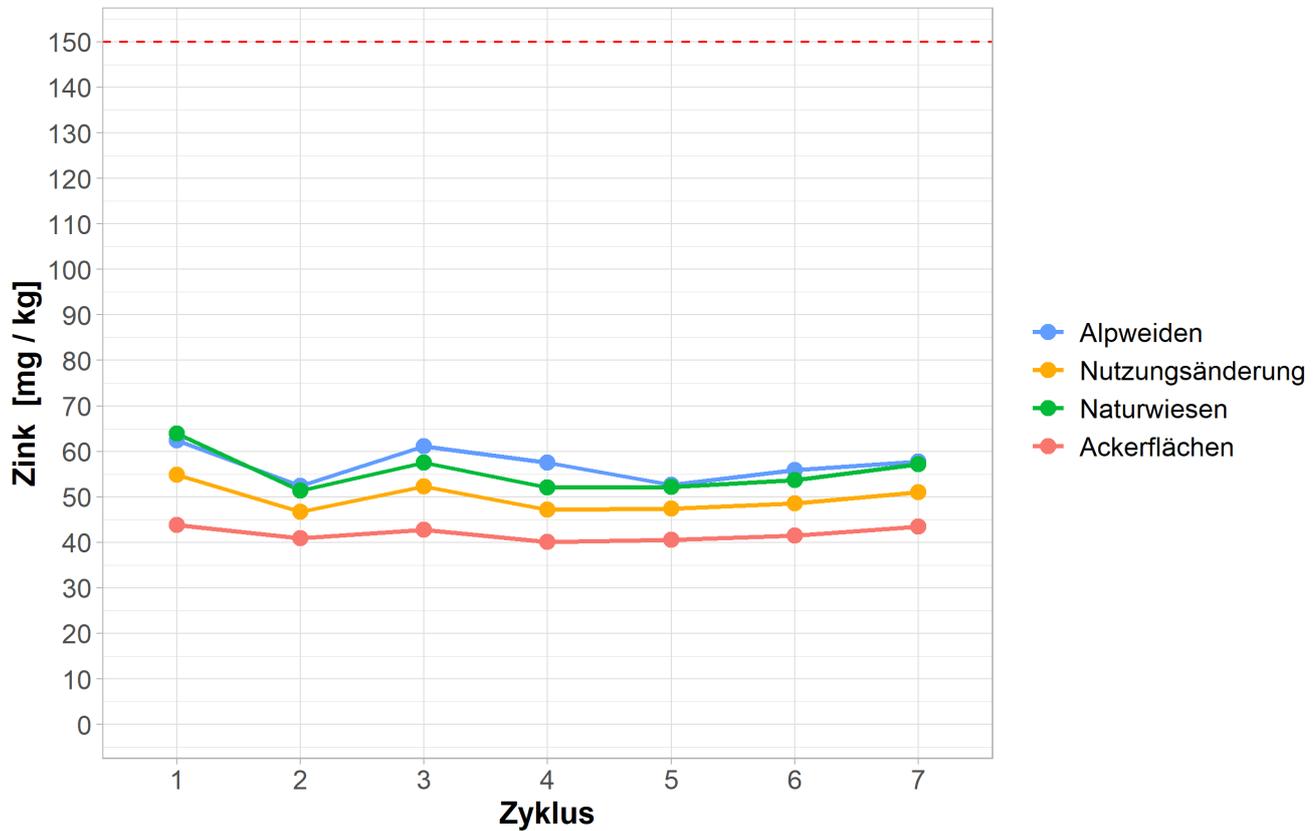


Abbildung 2.2.4-13: Allgemeine Entwicklung der Zinkgehalte nach Bodennutzungstyp. Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Zink	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	—	↓	↓	↓	—
Zyklus 2	↓		↑	—	—	—	↑
Zyklus 3	↓	↑		↓	↓	↓	—
Zyklus 4	↓	—	↓		—	—	—
Zyklus 5	↓	—	↓	—		—	↑
Zyklus 6	↓	—	↓	—	—		↑
Zyklus 7	↓	↑	—	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.4-14: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

Zink	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	—	↓	↓	↓	↓
Zyklus 2	↓		↑	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	↑		↓	↓	↓	—
Zyklus 4	↓	—	↓		—	—	↑
Zyklus 5	↓	—	↓	—		—	—
Zyklus 6	↓	—	—	—	—		—
Zyklus 7	—	↑	—	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.4-15: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Abbildung 2.2.4-13 zeigt, dass Ackerflächen den geringsten Zinkgehalt aufweisen und dass Naturwiesen und Alpweiden einen sehr ähnlichen jedoch höheren durchschnittlichen Zinkgehalt als Ackerflächen aufweisen.

Auf Alpweiden und Ackerflächen sind seit Beginn der FRIBO-Erhebungen keine signifikanten Veränderungen zu verzeichnen. Bei allen Bodennutzungen ist der Zinkgehalt im 2. Zyklus immer signifikant niedriger als im 1. Zyklus. Hingegen sind die Zinkgehalte im 7. Zyklus für sämtliche Nutzungen durchwegs signifikant höher als im 2. Zyklus, wengleich dieser Anstieg marginal bleibt. Die Tatsache, dass die mittleren Zn-Gehalte im 1. und 3. Zyklus bei allen drei Bodennutzungstypen höher sind, lässt auf atmosphärische Ablagerungen oder auf ein analytisches Problem schliessen. Das NABO-Netz stellt ebenfalls einen Anstieg der Zinkgehalte im Laufe der Zeit fest, der jedoch stärker ausgeprägt ist als im FRIBO (Gubler et al., 2022). Die durchschnittlichen Zinkgehalte auf Naturwiesen und Ackerflächen sind im NABO-Netz zudem deutlich höher als im FRIBO.

Die Zn-Mengen aus atmosphärischem Eintrag nahmen zwischen 1990 und 2005 um ca. 16 % (Thöni et al., 2008) und zwischen 2005 und 2010 nochmals um 32 % (BAFU, 2013) ab. Die anderen Eintragsquellen sind Pflanzenschutzmittel, Klärschlämme, Reifenabnutzung im Strassenverkehr, Verbrennungsanlagen und metallverarbeitende Betriebe, aber vor allem auch Hofdünger (Keller et al., 2005). Ähnlich wie Cu finden sich viele zinkreiche Zusatzstoffe im Tierfutter. So beeinflusst die Herdengrösse auch die Menge an Zink, die auf der Betriebsfläche ausgebracht wird. In den Empfehlungen des Gelben Buchs (Agroscope, 2005) wurden die empfohlenen Zn-Gaben in Form von Zusatzstoffen in der Schweinefütterung gegenüber der Ausgabe von 1993 um 20 bis 30 % reduziert.

Beurteilung aufgrund des Richtwertes

Die Karte 2.2.4-7 zeigt, dass ein Standort Gehalte aufweist, die den Richtwert übersteigen. Es handelt sich um eine Alpweide. Diese Überschreitung ist seit dem 4. Zyklus zu beobachten und ist nicht geogenen Ursprungs.

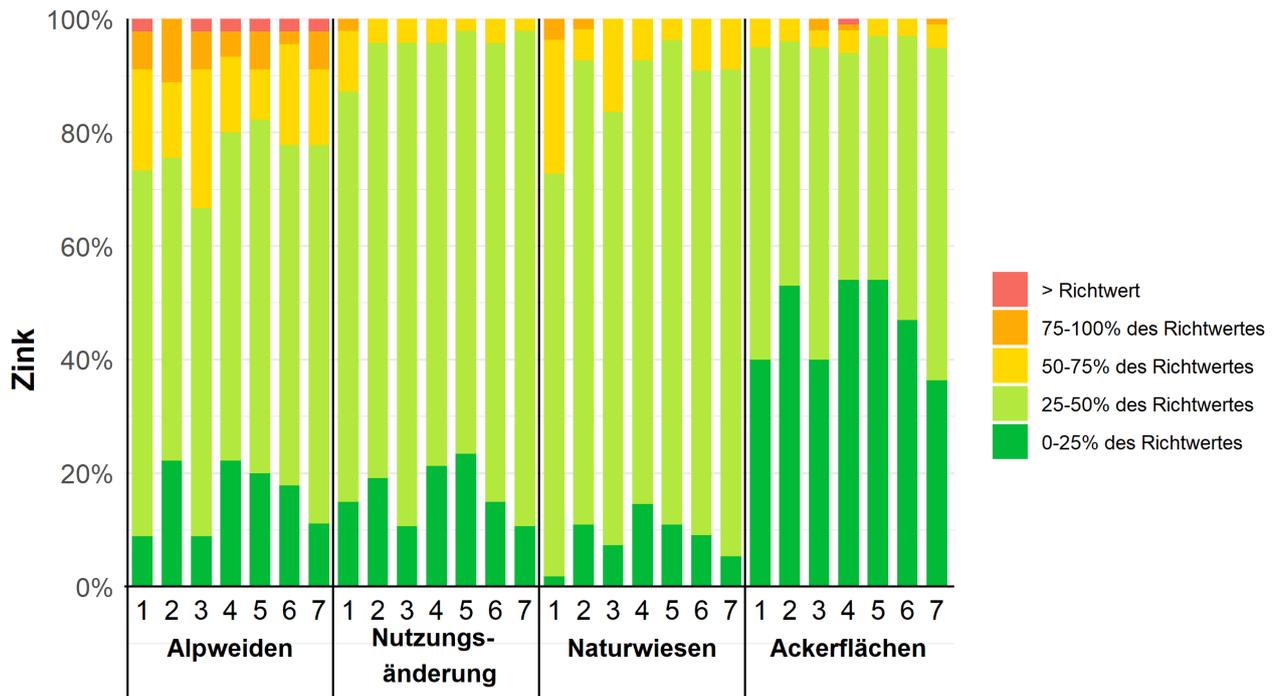
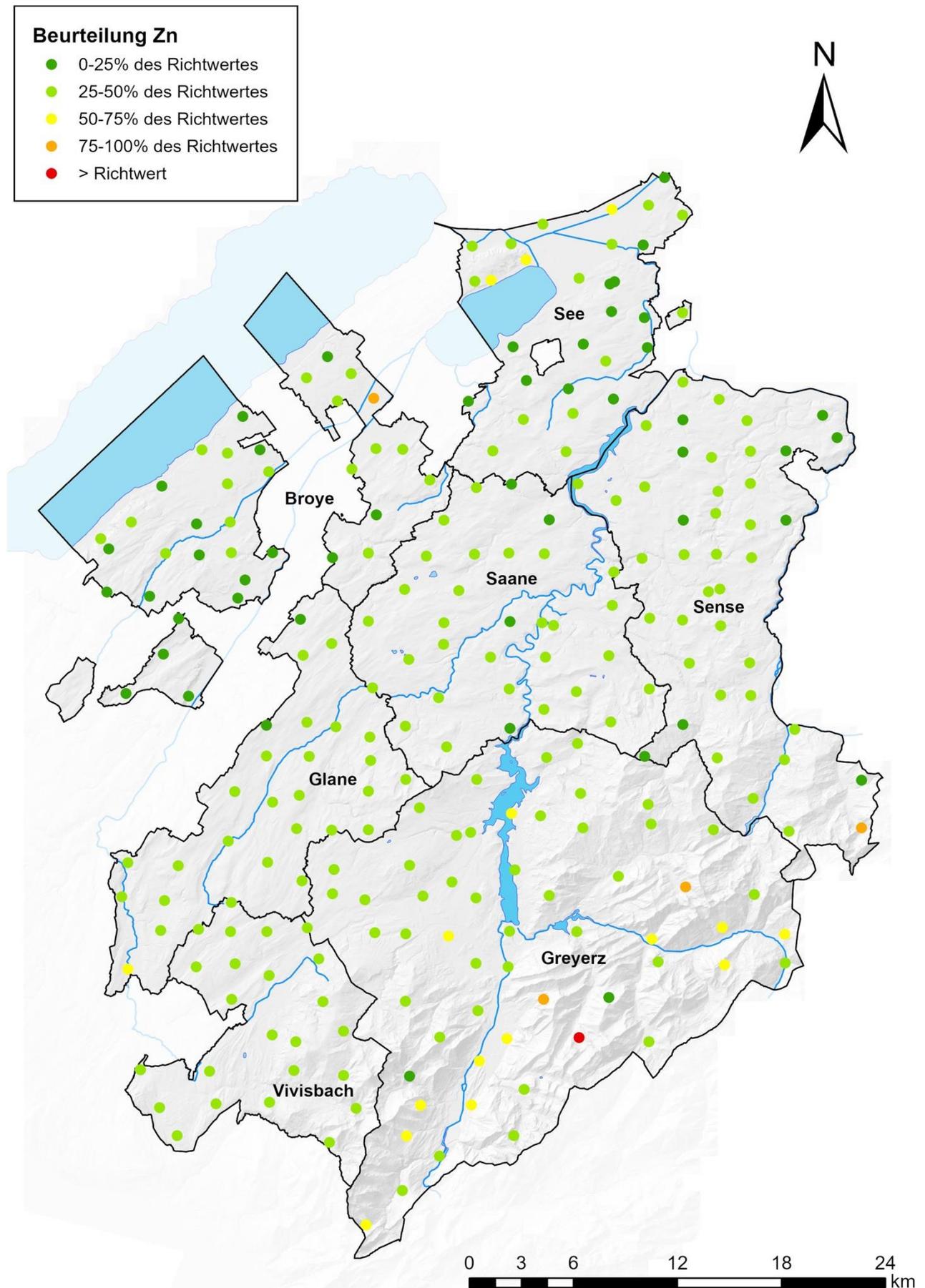


Abbildung 2.2.4-16: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Zinks gemäss VBBö.

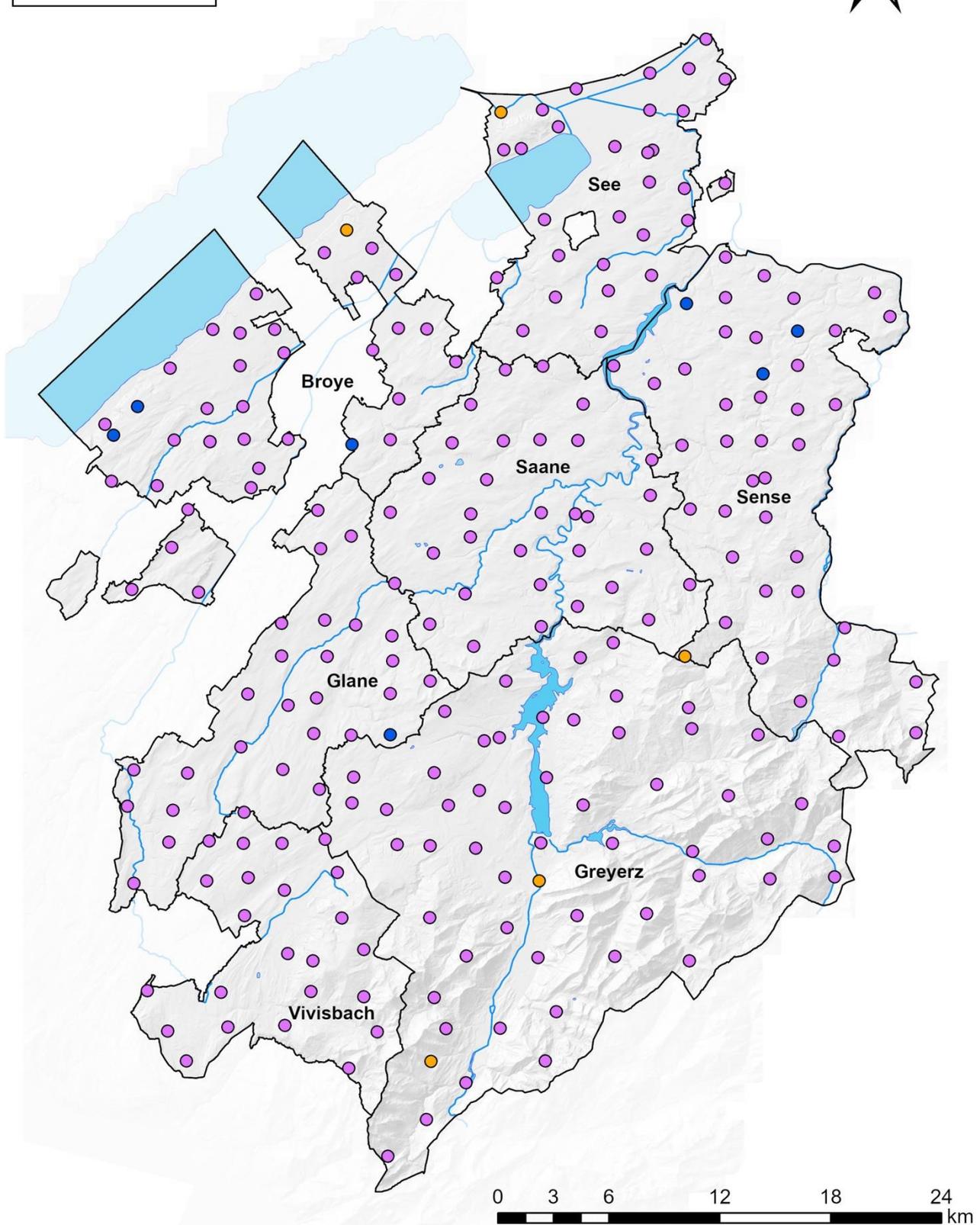
Entwicklung nach Standort

5 Standorte weisen eine signifikante Abnahme des Zn-Gehalts auf (Karte 2.2.4-8). 3 dieser Standorte sind Ackerflächen und 2 Alpweiden. Gemäss Keller et al. (2005) ist eine negative Zn-Bilanz auf Betrieben, die wenig oder gar keinen Hofdünger ausbringen, möglich. Es kann also davon ausgegangen werden, dass eine Reduktion oder eine Aufgabe der organischen Düngung zur Gehaltsverminderung auf den betroffenen Parzellen geführt hat. In Sömmerungsgebieten kann die Abnahme des Zn-Gehalts einer Reduktion des Tierbestandes entsprechen.

7 Standorte weisen eine Zunahme des Zinkgehalts auf. Dabei handelt es sich um 5 Ackerflächen, 1 Alpweide und 1 Standort mit Nutzungsänderung. Die in den letzten 35 Jahren verzeichneten Zunahmen der Zinkgehalte bleiben jedoch moderat mit Gehalten unterhalb von 60 ppm.



Karte 2.2.4-7: Beurteilung des Zinkgehalts – 7. Zyklus.



Karte 2.2.4-8: Entwicklung der Zinkgehalte nach Standort im Laufe der 7 Zyklen.

2.2.5 Biologische Parameter

Die biologischen Analysen sind eine notwendige Ergänzung zu physikalisch-chemischen Analysen, um den Gesundheitszustand der Böden zu ermitteln. Die Bodenbiologie ist unerlässlich, um die Bodenfruchtbarkeit langfristig aufrecht zu erhalten. Ein dauerhaft fruchtbarer Boden muss klimatische Veränderungen und – bis zu einem bestimmten Grad – gewisse menschliche Tätigkeiten, die für ihn schädlich sind, ertragen können. Dies setzt einen lebendigen und widerstandsfähigen Boden voraus.

Die mikrobielle Aktivität ist entscheidend, um Substanz- und Energieflüsse in den Bodenökosystemen zu kanalisieren und zu regulieren. Die Mikrobenpopulationen speichern in einem ausgeglichenen Boden mineralische Elemente in den oberen Horizonten, sodass diese vor der Auswaschung geschützt sind und den Pflanzen vollständig zurückgegeben werden können. Mikroorganismen haben entscheidenden Einfluss auf die Bodenstruktur, die Bildung von Huminstoffen und auf Wasser- und Gasaustausch, indem sie Umwandlungsprozesse in Substanzen anregen und mechanisch auf diese einwirken. Angesichts ihrer Wirkung auf die Umwelt sind diese Organismen sehr wichtig für die Fruchtbarkeit und Produktivität der landwirtschaftlichen Böden.

Die Bodenmikroorganismen reagieren sehr sensibel auf Umweltstörungen – ob natürlichen oder menschlichen Ursprungs. Daher sind gewisse Parameter des mikrobiellen Lebens wie die Biomasse sowie ihre Qualität und Vitalität sehr gute Indikatoren für die Gesundheit des Bodensystems.

Im vorliegenden Bericht analysieren wir die Entwicklung der zwei wichtigsten Variablen, die im FRIBO-Bericht über die Entwicklung der biologischen Parameter (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003) beschrieben wurden: die Biomasse ATP und die Mineralisierung von organischem Kohlenstoff nach Maire (1984).

Es gibt nur wenige Daten über die biologischen Bodenanalysen in der Schweiz und im Ausland, und auch Erfahrungen über die Eignung dieser Messungen zur langfristigen Bodenbeobachtung sind sehr selten. Die biologischen Messungen, die in den letzten 35 Jahren im Rahmen des FRIBO getätigt wurden, sind folglich sehr wertvoll und lehrreich.

2.2.5.1 Biomasse ATP

Adenosintriphosphat (ATP) ist in allen lebenden Zellen enthalten. Da dieses Molekül beim Tod der Zellen hydrolysiert wird, ist es ein guter Marker für lebende Organismen. Es dient der Übermittlung und Speicherung von Energie bei den meisten biochemischen Reaktionen. Somit ist dieses Molekül ein Indikator für die Energiemenge, die von den Bodenmikroorganismen gespeichert wurde, was die Ermittlung der Gesamtmasse der lebenden Mikroorganismen pro Bodeneinheit ermöglicht. Die Biomasse ATP ist positiv mit dem Ton- und Humusgehalt der Böden korreliert.

Vorbemerkung: Im 4. FRIBO-Bericht wurde eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse für alle Bodennutzungstypen erwähnt. Nach der Übernahme der ATP- und CO₂-Analyseverfahren durch das Labor Sol-Conseil im Jahr 2012 kann festgestellt werden, dass die ATP-Werte im 6. Zyklus wieder zugenommen haben. Der Durchschnittswert für Alpweiden, Ackerflächen und Naturwiesen liegt wieder auf dem Niveau des 1. Zyklus. Dies zeigt, dass die Resultate des 4. und 5. Zyklus sehr wahrscheinlich mit analytischen Fehlern behaftet waren. Eine mögliche Ursache könnte die sehr kurze Haltbarkeit der Enzyme sein, die für die ATP-Extraktion verwendet wurden, was zu einer Unterbeurteilung der Messgrößen führen konnte.

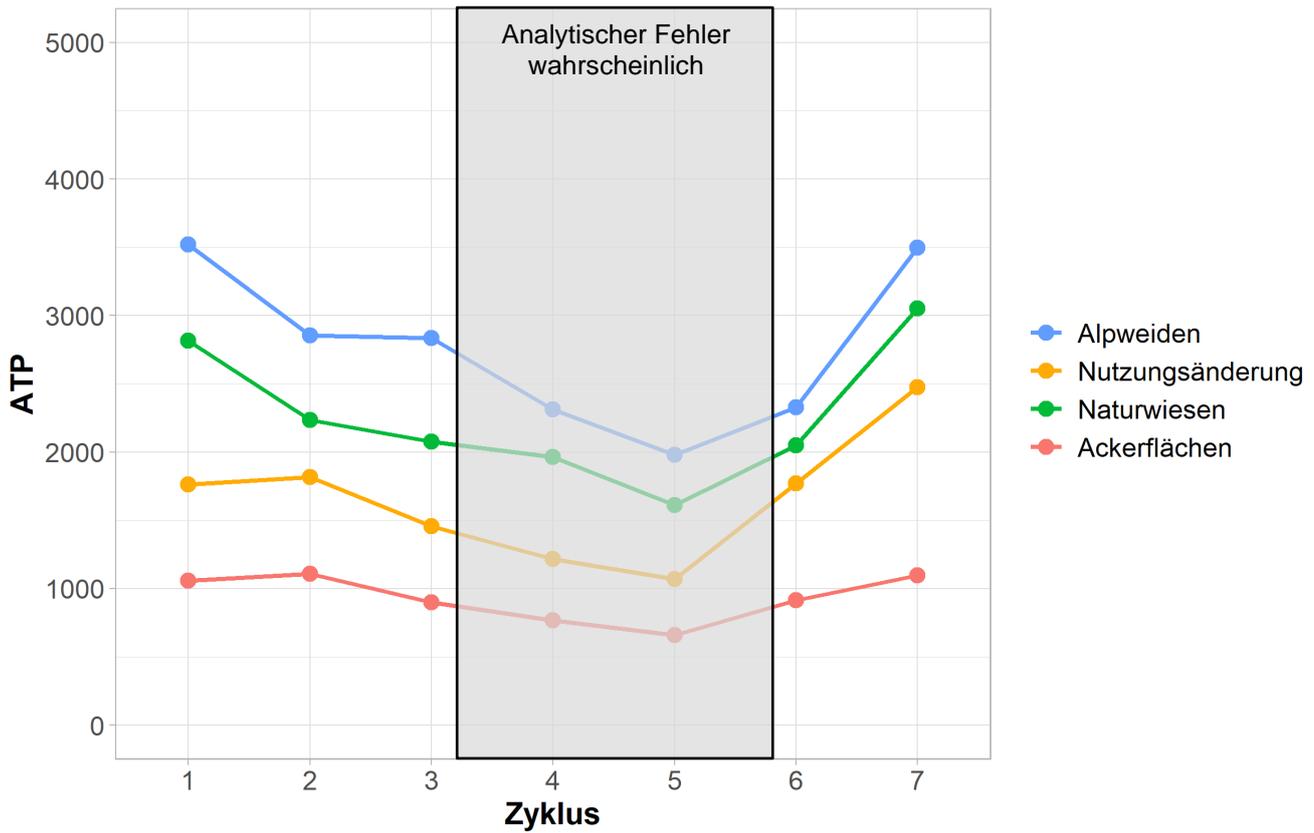


Abbildung 2.2.5-1: Allgemeine Entwicklung der Biomasse ATP nach Bodennutzungstyp (in ng ATP/g Boden).

ATP	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	↓	↓	↓	↓	—
Zyklus 2	↓		—	—	↓	↓	↑
Zyklus 3	↓	—		—	↓	↓	↑
Zyklus 4	↓	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	↓	↓	↓	—		—	↑
Zyklus 6	↓	—	—	—	↑		↑
Zyklus 7	—	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.5-2: Entwicklung des ATP-Gehalts zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

ATP	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	↓	↓	—	↑
Zyklus 2	—		—	↓	↓	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	—	↓	—		—	↑	↑
Zyklus 5	↓	↓	—	—		↑	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	—	—	—	↑	↑	—	

Abbildung 2.2.5-3: Entwicklung des ATP-Gehalts zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Die Ackerflächen weisen im Vergleich zu den Naturwiesen und Alpweiden eine geringere mikrobielle Flora auf (Abbildung 2.2.5-1). Wie bereits von Rossier & Dessureault-Rompré (2003) in ihrem Bericht über die biologischen Parameter erwähnt, erklären sich diese Unterschiede der Böden mit den Gehalten an organischer Substanz und der Nutzung als Anbauflächen. Die Böden der Ackerflächen werden intensiv bearbeitet und die Wurzelbiomasse fluktuiert erheblich, was die natürliche Aktivität der Mikroorganismen beeinträchtigt.

Zwischen dem 1. und 7. Zyklus ist keine signifikante Abnahme der Biomass-ATP auf Alpweiden, Naturwiesen und Ackerflächen festzustellen. Im Vergleich zu allen vorherigen Zyklen, mit Ausnahme des 1. Zyklus, ist im 7. Zyklus eine signifikante Zunahme auf Alpweiden, Naturwiesen und an Standorten mit Nutzungsänderung zu verzeichnen. Im Gegensatz dazu ist auf Ackerflächen keine signifikante Veränderung festzustellen. Die Zunahme an organischer Substanz auf Naturwiesen, Alpweiden und bei Standorten mit Nutzungsänderung sowie die höheren Temperaturen im 7. Zyklus haben die mikrobielle Biomasse stimuliert und könnten den Anstieg der Biomasse ATP teilweise erklären.

Angesichts der Ungewissheiten bezüglich der Genauigkeit der ATP-Messgrößen im 4. und 5. Zyklus wurden die statistischen Werkzeuge, die üblicherweise für die Erarbeitung der Karten und Diagramme des FRIBO-Berichts benutzt werden, für diese Daten nicht angewandt.

2.2.5.2 Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs

Die Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs ermöglicht eine Schätzung der Menge an organischem Material, die während der Inkubation mineralisiert wurde (Aktivität der Biomasse während der Inkubationszeit). Es handelt sich um die Summe des CO₂ – umgewandelt in sein Äquivalent an organischem Material – das während der 15 Inkubationstage ausgestossen wurde. Dieser Wert fasst die drei Messungen der Atmungsaktivität zusammen, die im Bericht über die biologischen Parameter analysiert wurden (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003). Eine gute Mineralisierung des organischen Kohlenstoffes ist sehr wichtig, damit Hofdünger, Erntereste und Zwischenbegrünungen rasch abgebaut und die für das Pflanzenwachstum erforderlichen Nährstoffe verfügbar gemacht werden.

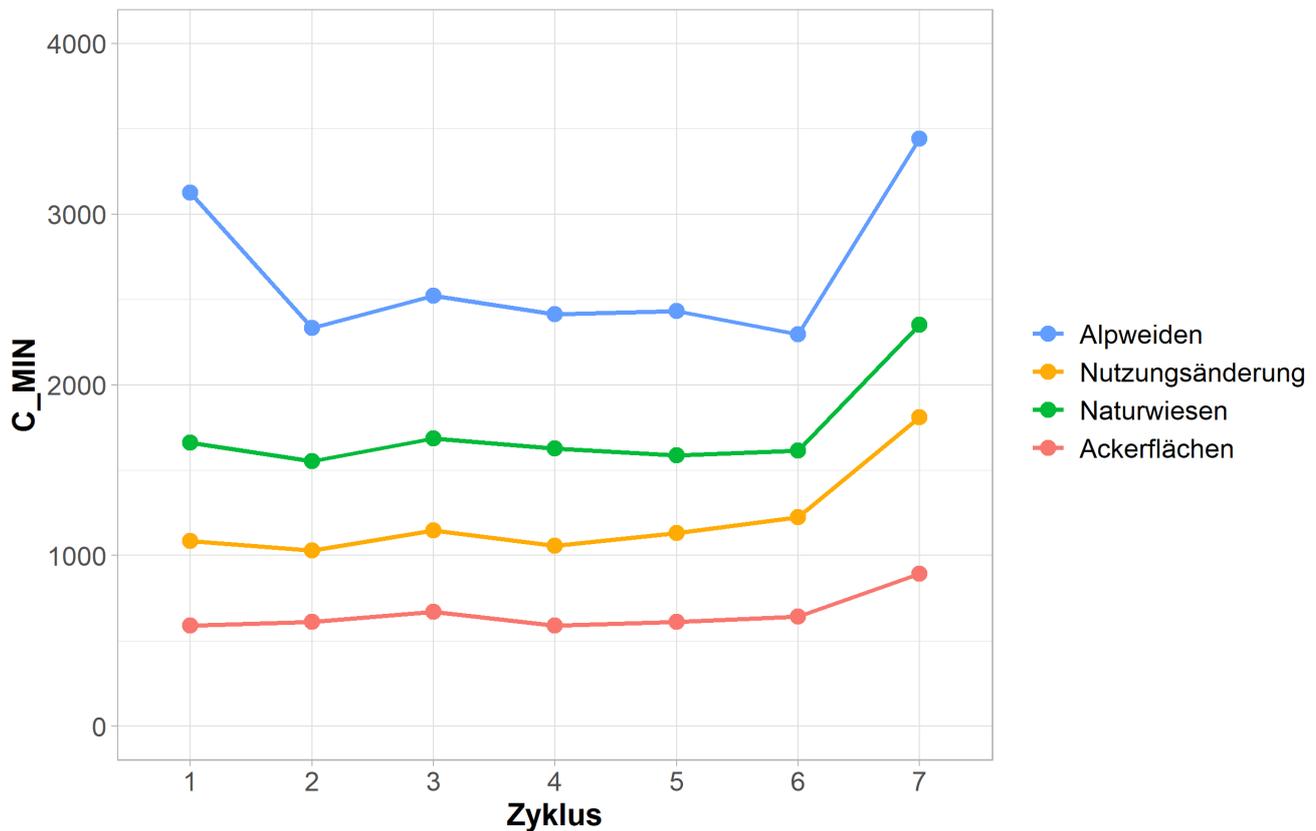


Abbildung 2.2.5-4: Allgemeine Entwicklung der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs nach Bodennutzungstyp (in µg OS/g Boden).

C_MIN	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		↓	↓	↓	↓	↓	↑
Zyklus 2	—		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	—	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.5-5: Entwicklung der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs zwischen den Zyklen für Alpweiden (blau) und Naturwiesen (grün).

C_MIN	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4	Zyklus 5	Zyklus 6	Zyklus 7
Zyklus 1		—	—	—	—	—	↑
Zyklus 2	—		—	—	—	—	↑
Zyklus 3	—	—		—	—	—	↑
Zyklus 4	—	—	—		—	—	↑
Zyklus 5	—	—	—	—		—	↑
Zyklus 6	—	—	—	—	—		↑
Zyklus 7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Abbildung 2.2.5-6: Entwicklung der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs zwischen den Zyklen für Ackerflächen (rot) und Standorte mit Nutzungsänderung (gelb).

Die Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs durch die mikrobielle Biomasse hängt von der Bodennutzung ab (Abbildung 2.2.5-4). Eine mengenmässig grössere mikrobielle Biomasse kann während einer Dauer von 15 Tagen potenziell grössere Mengen an organischer Substanz pro Gramm Boden mineralisieren. Böden von Naturwiesen und Alpweiden zeichnen sich demnach durch ein grösseres Mineralisierungspotenzial aus, da sie einerseits im Durchschnitt grössere Humus- und Tongehalte aufweisen und sich andererseits das dauerhafte Vorhandensein der Wiese auf diese Böden wirkt.

Die Alpweiden verzeichneten zwischen dem 1. und 2. Zyklus einen signifikanten Rückgang der Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs. Diese Mineralisierungswerte blieben bis zum 6. Zyklus stabil. Der 7. Zyklus ist durch einen starken signifikanten Anstieg der Mineralisierung gekennzeichnet. Auf Naturwiesen, Ackerflächen und an Standorten mit Nutzungsänderung blieben die Mineralisierungswerte zwischen dem 1. und 6. Zyklus stabil und stiegen, wie auf den Alpweiden, im 7. Zyklus deutlich an. Die erhöhte organische Substanz auf Alpweiden, Naturwiesen und an Standorten mit Nutzungsänderung führte im 7. Zyklus in Verbindung mit steigenden Temperaturen zu einer Zunahme der Biomasse ATP in den Böden und ihrem Mineralisierungspotential.

3 Städtische Böden

3.1 Methodik

3.1.1 Geschichte des Netzes

Das Amt für Umwelt (AfU) hat Grangeneuve (Gn) mit der Verwaltung des Beobachtungsnetzes für städtische Böden beauftragt. Die Hauptziele dieses Netzes bestehen darin, Informationen zur Art und zum Zustand der Böden an sensiblen Standorten (öffentliche Parkanlagen, Spielplätze, Familiengärten und gewisse Grünanlagen) zu beschaffen sowie allgemein die diffuse Verschmutzung in den Agglomerationen im Kanton Freiburg zu analysieren und deren zeitliche Entwicklung zu beobachten. Dieses Netz ergänzt das landwirtschaftliche FRIBO, da die Resultate des letzteren nicht auf das städtische Gebiet übertragen werden können.

Die Erhebungen für den 1. Zyklus wurden zwischen 2004 und 2006 durchgeführt. Der 2. Zyklus umfasst die Jahre 2007 bis 2011, der 3. Zyklus die Jahre 2012 bis 2016 und der 4. Zyklus die Jahre 2017 bis 2021. Hier werden die Resultate der vier Zyklen vorgestellt. Die Kriterien für die Auswahl der städtischen Standorte wurden im vierten FRIBO-Bericht (Rossier et al., 2007) beschrieben.

3.1.1.1 Häufigkeitstabellen

Die in den folgenden Abschnitten präsentierten Entwicklungsgrafiken, Statistiken und Ergebnismatrizen entsprechen in der Darstellung denen des Kapitels über die landwirtschaftlichen Böden. Bei den Interpretationsgrafiken für Phosphor und Kalium sind die Fruchtbarkeitsklassen gemäss GRUD (Sinaj & Richner, 2017) definiert. Der Verschmutzungsgrad mit Schwermetallen wird als Prozentsatz des Richtwertes ausgedrückt (VBBo 1998, 2016 revidiert).

3.1.2 Beschreibung der Standorte

Die 53 ursprünglichen Standorte verteilen sich auf die Gemeinden Freiburg, Givisiez, Villars-sur-Glâne, Marly, Granges-Paccot, Romont, Murten, Estavayer-le-Lac, Châtel-St-Denis, Flamatt und Bulle und werden nachfolgend nach Bodennutzungstyp klassiert.

Die unten Tabellen zeigen die Verteilung der Standorte nach Gemeinde und Bodennutzung. Die Karte 3.1.2-1 stellt alle Standorte im Kanton Freiburg nach Nutzungstyp dar.

Tabelle 3.1.2-1: Verteilung der Standorte nach Gemeinde

Gemeinde	Anzahl Standorte
Freiburg und Umgebung	25
Bulle	7
Estavayer-le-Lac	3
Murten	4
Romont	5
Châtel-St-Denis	2
Düdingen	4
Flamatt	1
Total	51

Tabelle 3.1.2-2: Verteilung der Standorte nach Nutzung

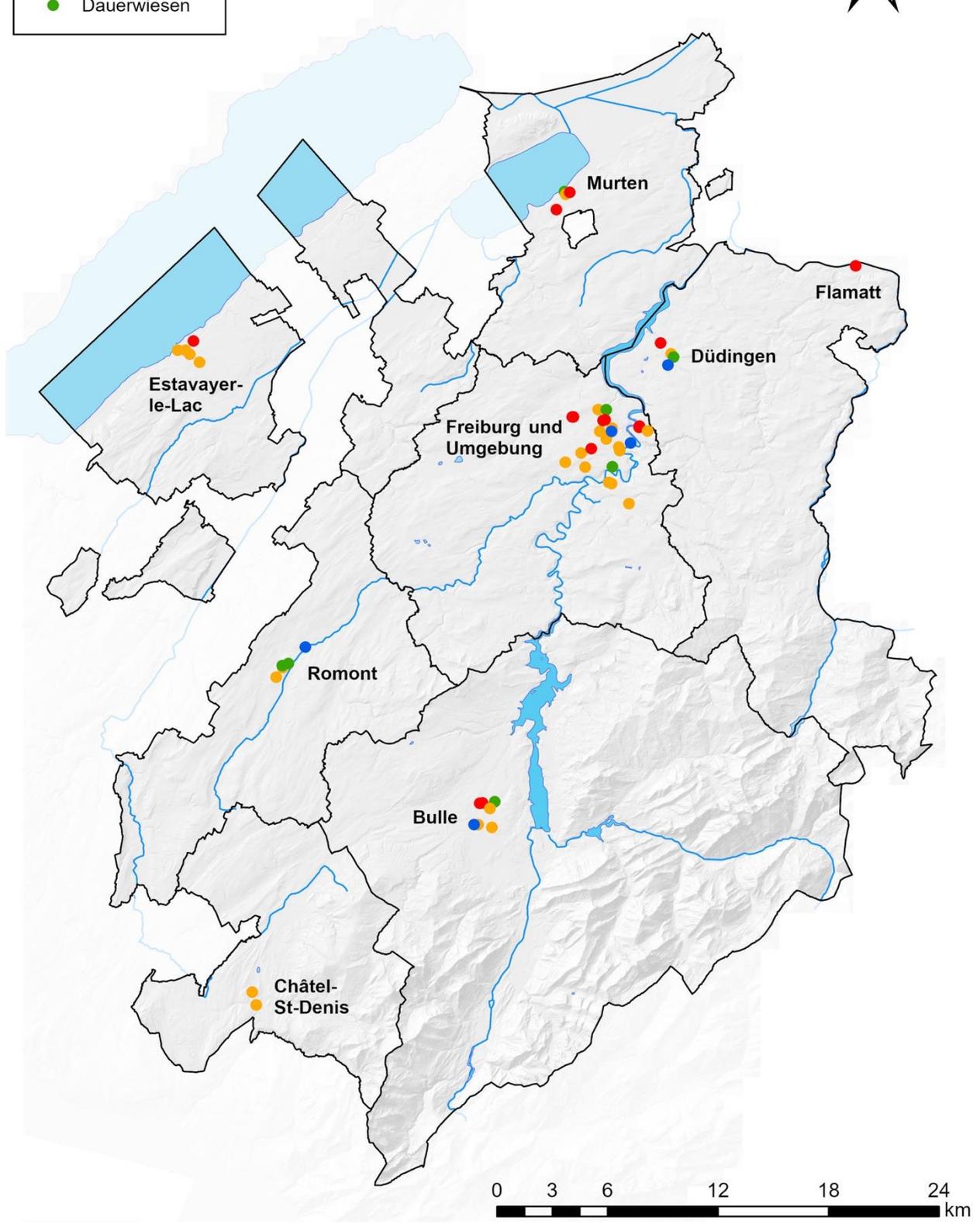
Nutzungstyp	Anzahl Standorte
Spielplätze	24
Familiengärten	14
Grünanlagen	6
Dauerwiesen	7
Total	51

Im letzten Bericht wurde erwähnt, dass ein als Familiengarten genutzter Standort in Estavayer-le-Lac verwildert war. Dieser Standort war im 4. Zyklus immer noch teilweise von Wald überwachsen. Folglich wurde dieser Standort weder 2013 noch 2018 beprobt. Dieser Standort wurde bis heute nicht ersetzt. Auf einer Grünanlage in der Stadt Bulle weiden seit 2014 Schafe. Der Standort wurde folglich als Dauerwiese betrachtet. Dazu kommt ein Spielplatz in Estavayer-le-Lac, auf welchem 2015 aus unbekanntem Gründen keine Beprobung stattfand. Dieser Standort wurde 2021 wieder beprobt.

Im Vergleich zum vorherigen Zyklus sind zwei weitere Änderungen zu verzeichnen. Zwei Spielplätze in der Stadt Freiburg sind verschwunden. Einer wurde zu einer Grünanlage und der andere wurde zubetoniert. Als Ersatz wurde 2023 ein neuer Standort auf einem anderen Spielplatz im selben Stadtteil ausgewählt. Die Statistiken wurden demnach an 51 Standorten erstellt, die wie in

Tabelle 3.1.2-2 dargestellt in vier Bodennutzungstypen unterteilt wurden. Detaillierte Informationen zu diesen Standorten finden sich im Inventarbericht zum städtischen FRIBO (Poget & al., 2004).

- Nutzungstyp**
- Grünanlagen
 - Familiengärten
 - Spielplätze
 - Dauerwiesen



Karte 3.1.2-1: Lage und Nutzung der Standorte des städtischen FRIBO.

3.2 Resultate

Im vorliegenden Kapitel werden nur die in Bezug auf Gesundheit und Umwelt signifikantesten und problematischsten Elemente präsentiert.

3.2.1 Phosphor

Phosphor ist ein wichtiger Nährstoff für das Pflanzenwachstum, kann aber ökologische Probleme auslösen, wenn er in sehr grossen Mengen ausgebracht wird. Phosphor ist zwar wenig auswaschbar, doch grosse Mengen in der obersten Bodenschicht (erste Zentimeter) können durch Abfluss oder Erosion in die Oberflächengewässer gelangen, was in der Regel zur Eutrophierung der belasteten Gewässer führt. Personen, die nicht in der Landwirtschaft tätig sind, kennen die Düngungsnormen oft nicht.

3.2.1.1 CO₂-Extraktion

Die Gehalte an löslichem Phosphor blieben bei allen Bodennutzungen im Laufe der Zeit stabil. Gemäss GRUD werden alle Familiengärten als «angereichert» eingestuft.

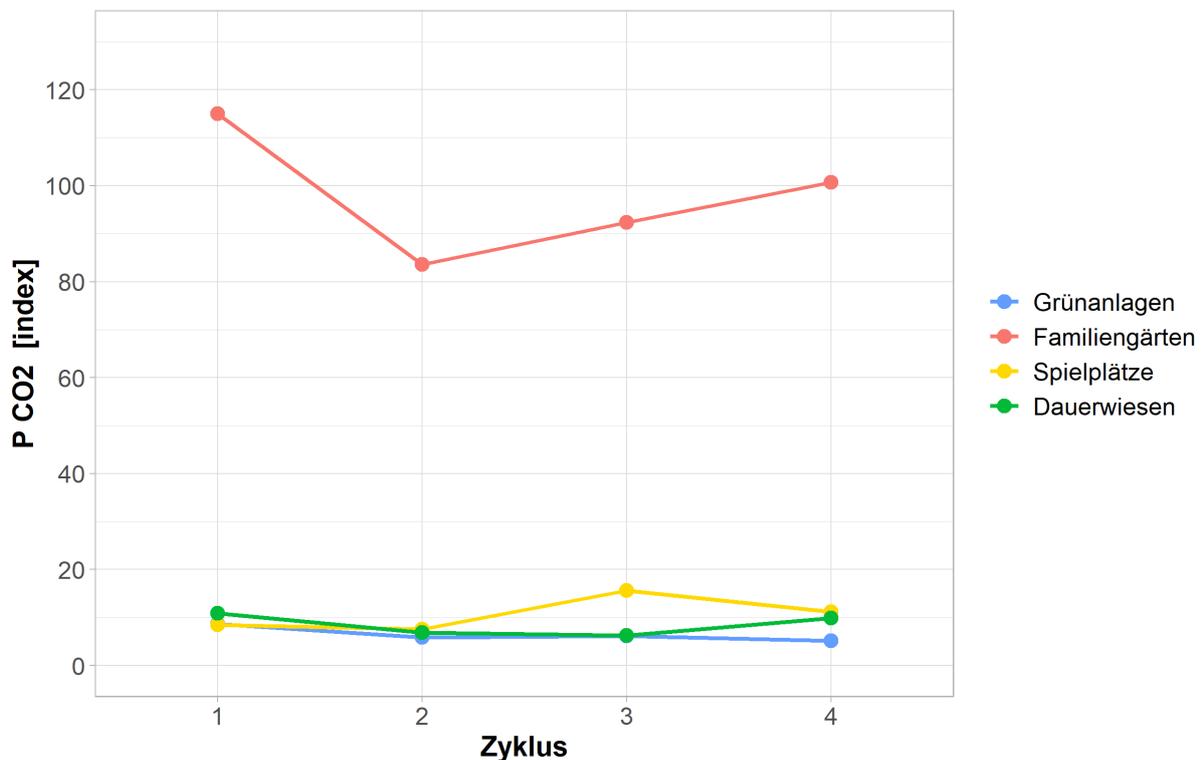


Abbildung 3.2.1-1: Entwicklung des löslichen Phosphors nach Bodennutzungstyp gemäss CO₂-Extraktionsmethode.

P-Index 1.0 = 0.155 mg P/kg Boden.

P CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		↓	↓	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.1-2: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

P CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.1-3: Entwicklung des Gehalts an löslichem Phosphor zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

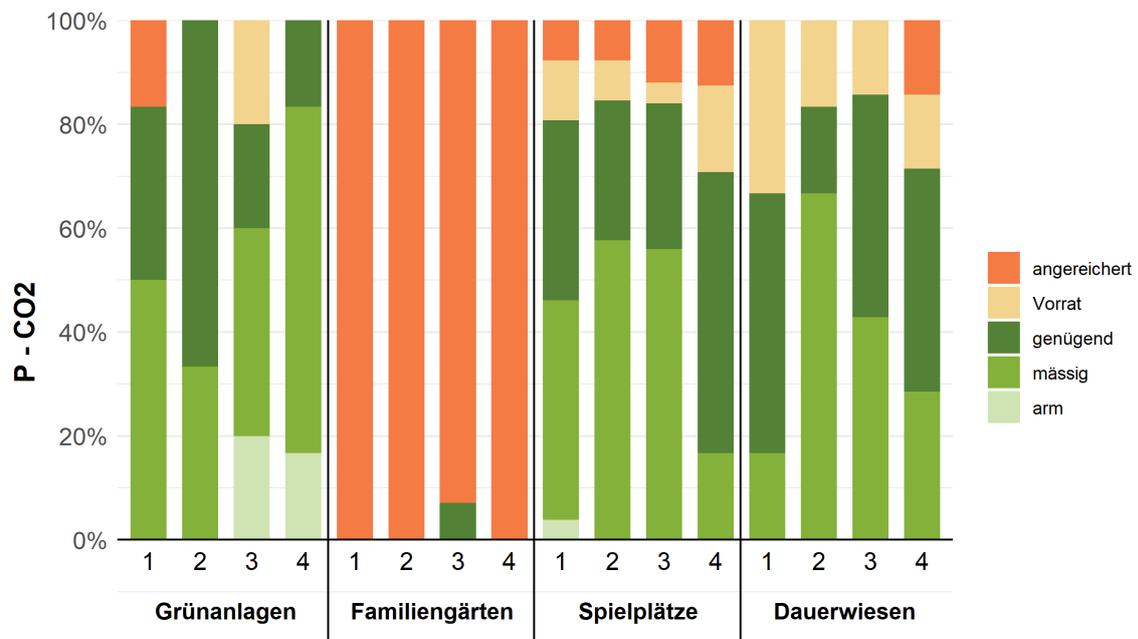


Abbildung 3.2.1-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P CO₂ gemäss GRUD-Modell 2017.

3.2.1.2 AAE10-Extraktion

Die Familiengärten weisen immer noch zu hohe Gehalte an Reservephosphor auf, auch wenn zwischen dem 1. und 3. Zyklus ein signifikanter Rückgang dieser Gehalte zu beobachten ist.

Trotz dieses signifikanten Rückgangs der Gehalte an Reservephosphor zwischen dem 1. und 3. Zyklus lässt sich jedoch aufgrund eines leichten Anstiegs der Gehalte im 4. Zyklus keine signifikante Abnahme der Phosphorgehalte zwischen dem 1. und 4. Zyklus mehr aufzeigen. Die Gehalte an Gesamtphosphor blieben bei allen anderen Bodennutzungen zwischen dem 1. und 4. Zyklus signifikant stabil.

Alle Familiengärten werden gemäss GRUD als mit Gesamtphosphor «angereichert» eingestuft. Auch einige Spielplätze und Dauerwiesen weisen sehr hohe Phosphorwerte auf.

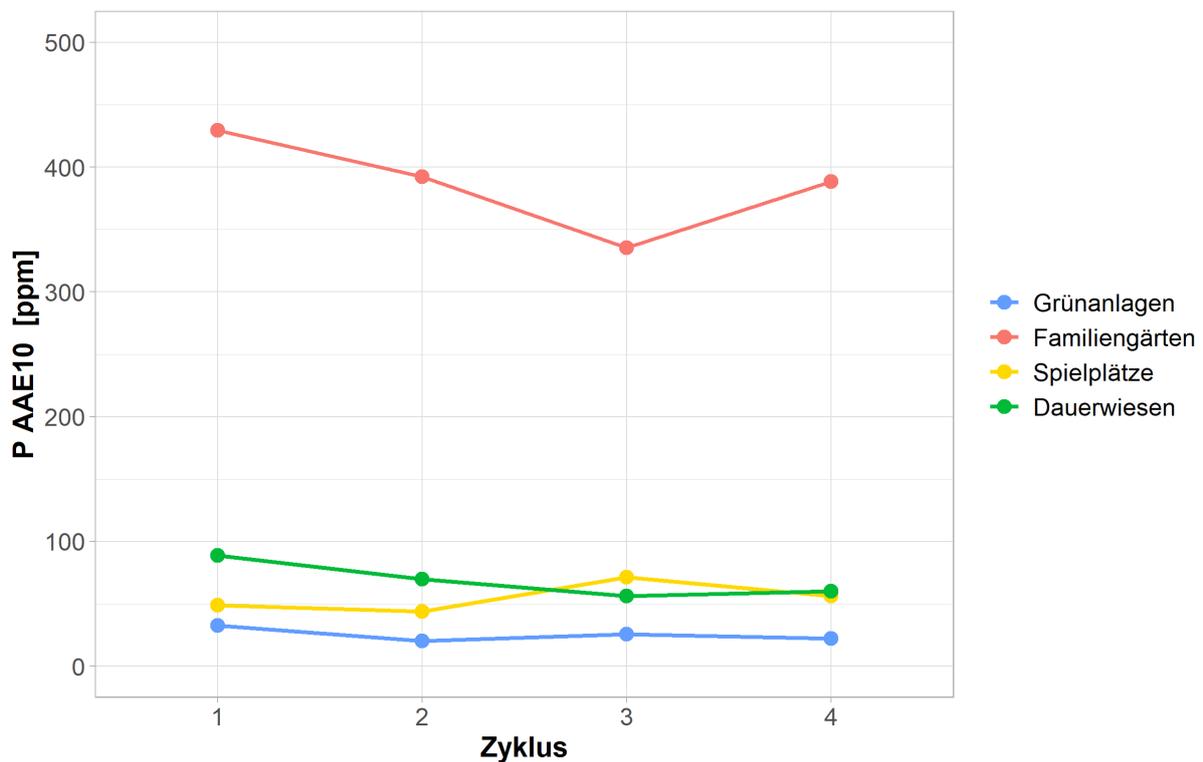


Abbildung 3.2.1-5: Entwicklung des Reservephosphors nach Bodennutzungstyp gemäss der AAE10-Extraktionsmethode.

1 ppm= 1 mg P/kg Boden

P AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	↓	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.1-6: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

P AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.1-7: Entwicklung des Gehalts an Reservephosphor zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

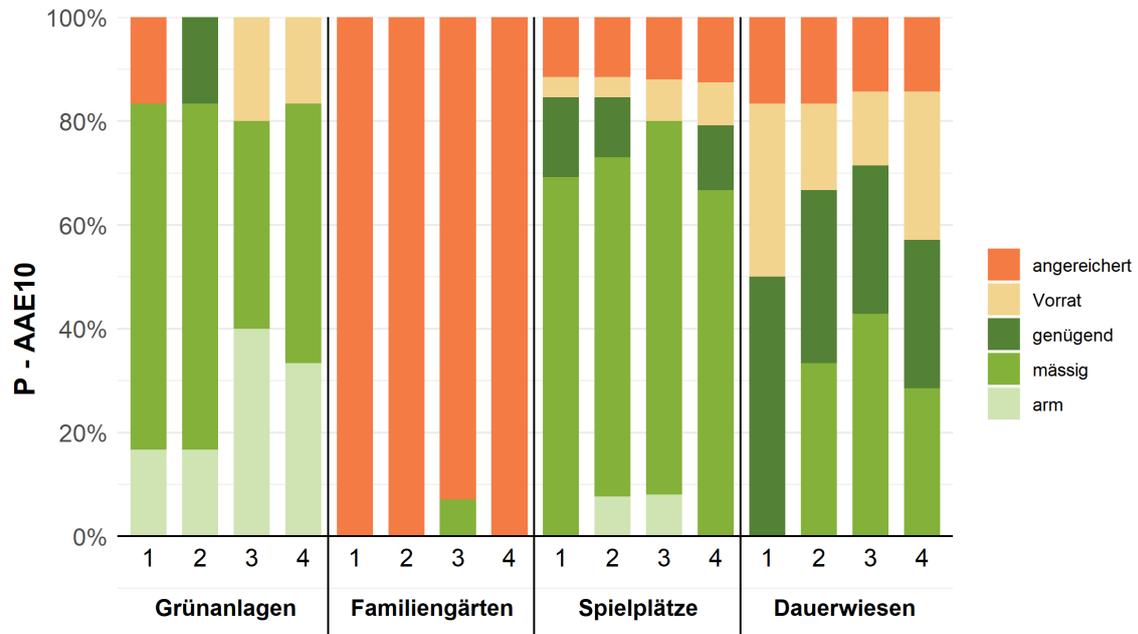


Abbildung 3.2.1-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des P AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.

3.2.2 Kalium

3.2.2.1 CO₂-Extraktion

Die höchsten Gehalte an löslichem Kalium finden sich ebenfalls in den Familiengärten. Die Situation ist jedoch weniger beunruhigend als beim Phosphor. Bei allen vier Bodennutzungen blieben die Gehalte über die vier Zyklen hinweg stabil.

Etwa 30 % der Familiengärten weisen einen als «angereichert» klassierten Gehalt an löslichem Kalium auf.

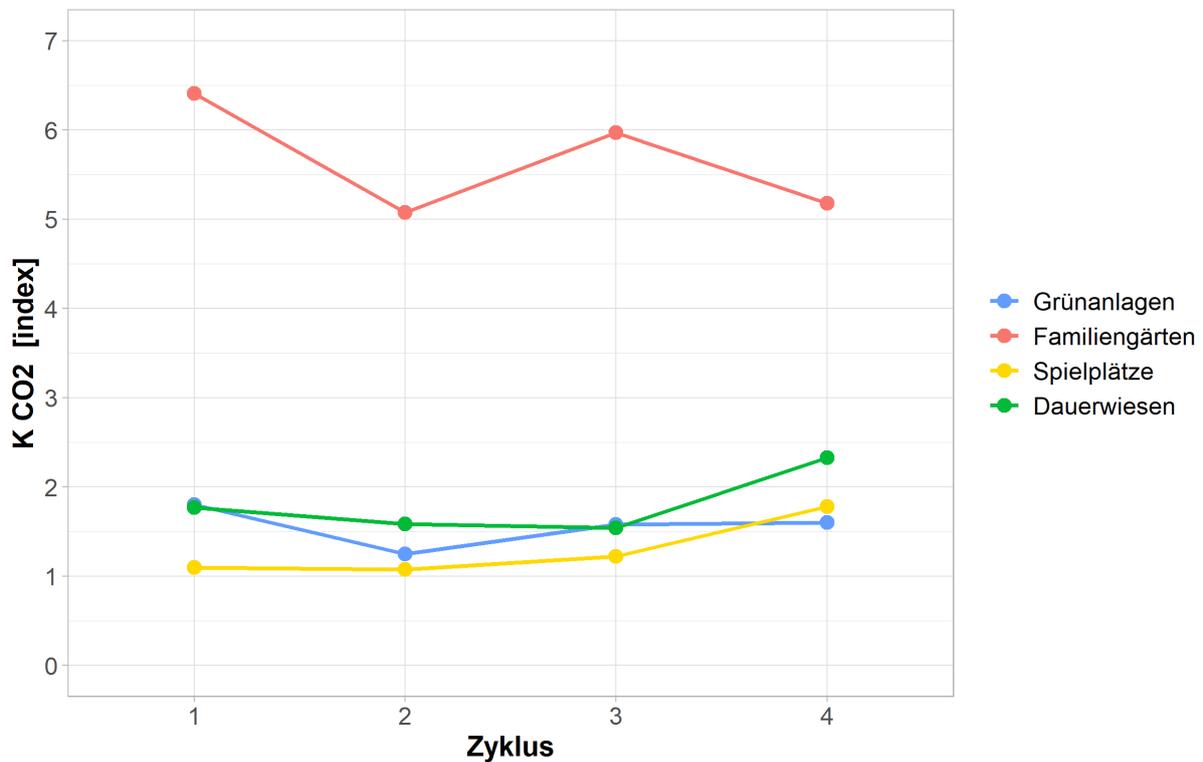


Abbildung 3.2.2-1: Entwicklung des löslichen Kaliums nach Bodennutzungstyp gemäss der CO₂-Extraktionsmethode.

K-Index 1.0 = 8.3 mg K/kg Boden.

K CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.2-2: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

K CO ₂	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.2-3: Entwicklung des Gehalts an löslichem Kalium zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

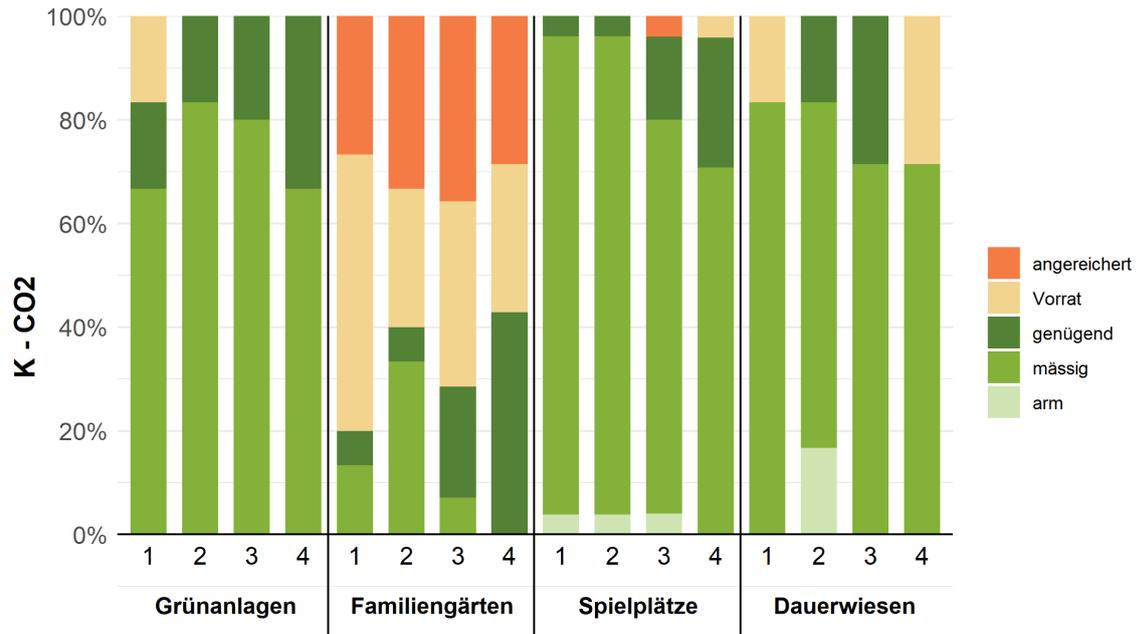


Abbildung 3.2.2-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K CO₂ gemäss GRUD-Modell 2017.

3.2.2.2 AAE10-Extraktion

Die Gehalte an Reservekalium blieben seit dem 1. Zyklus bei allen Bodennutzungen stabil, wobei die Werte in Familiengärten wesentlich höher lagen als bei anderen Bodennutzungen. Rund die Hälfte der Familiengärten kann gemäss GRUD als an «Vorrat» versorgt oder mit Reservekalium «angereichert» bezeichnet werden. Die Stabilität der Gehalte an Reservekalium erklärt sich sehr wahrscheinlich damit, dass der Gesamtgehalt an Kalium – hauptsächlich in Form von Mineralien – auf den Ackerböden des Kantons Freiburg rund 100-mal höher ist als das Reservekalium gemäss AAE10-Methode (Blanchet et al., 2017). Jedes Jahr wird ein Teil dieses Kaliums infolge der biologischen Bodenaktivität für die Pflanzen freigegeben.

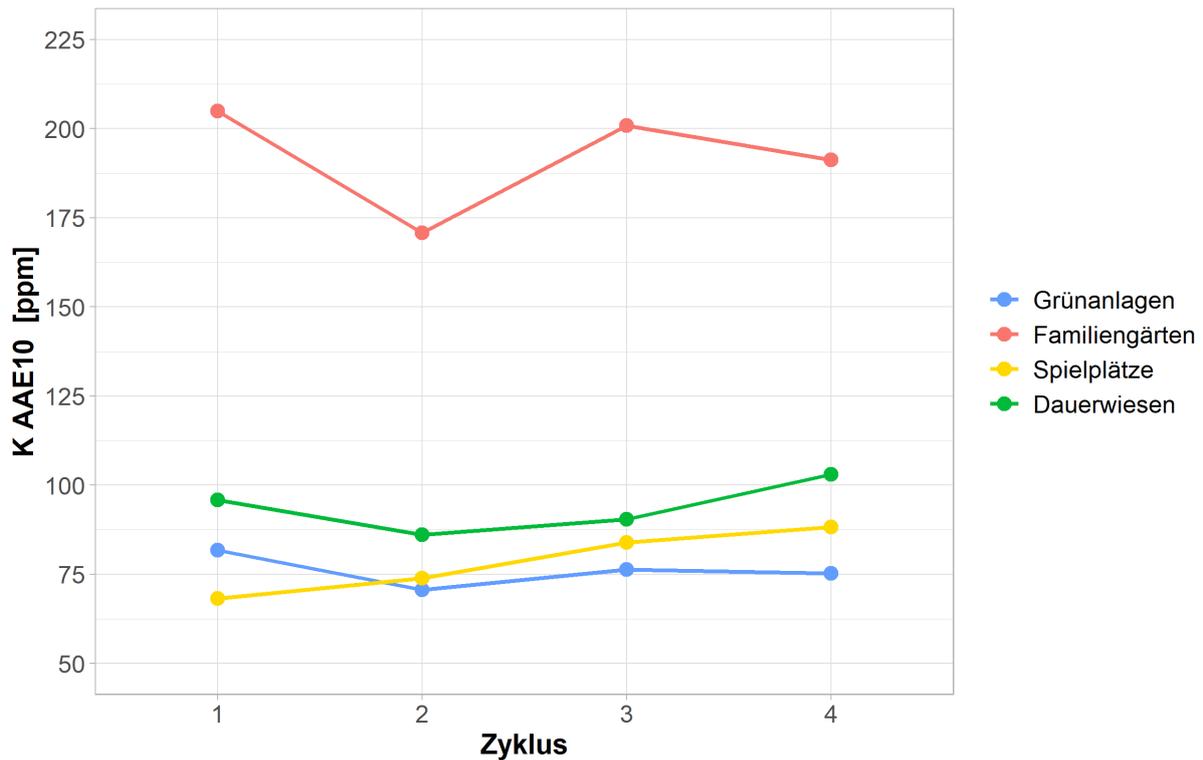


Abbildung 3.2.2-5: Entwicklung des Reservekaliums nach Bodennutzungstyp gemäss der AAE10-Extraktionsmethode.

1 ppm= 1 mg K/kg Boden.

K AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.2-6: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

K AAE10	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.2-7: Entwicklung des Gehalts an Reservekalium zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

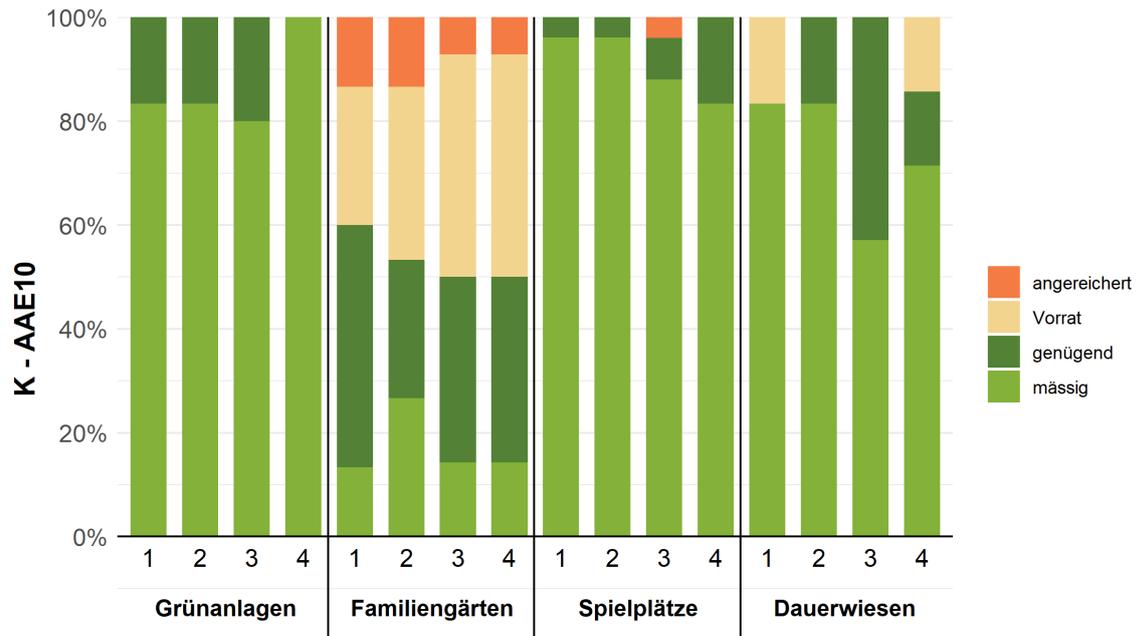


Abbildung 3.2.2-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des K AAE10 gemäss GRUD-Modell 2017.

3.2.3 Schwermetalle

Tabelle 3.2.3-1: Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für die wichtigsten Schwermetalle gemäss VBBo in mg/kg Trockensubstanz des Bodens (ppm).

Schadstoffe	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Blei	Zink	Quecksilber
Richtwert	0.8	50	40	50	50	150	0.5
Prüfwert	2		150 ³		200		2 ⁴
Sanierungswert	20		1000		1000	2000	2 ⁴ oder 20 ⁵

Der Richtwert von 25 ppm für Kobalt wurde aus der VBBo gestrichen. Dies erklärt sich damit, dass die in der Schweiz beobachteten Werte den Richtwert meistens nicht überschreiten. Das bestätigt sich im Rahmen der FRIBO-Erhebungen, wurden doch Höchstwerte von ca. 10 ppm beobachtet, und zwar sowohl in den landwirtschaftlichen Böden als auch im städtischen Gebiet (Rossier et al., 2012). Zur Erinnerung: Der Richtwert bezeichnet die Schwelle, ab welcher die Entwicklung des Schadstoffgehalts überwacht werden muss, weil die Bodenfruchtbarkeit langfristig in Gefahr ist. Die menschliche Gesundheit ist in diesem Fall jedoch nicht gefährdet. Wird der Prüfwert überschritten, muss der Kanton überprüfen, ob eine konkrete Gefahr für die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen besteht. Besteht eine solche Gefahr, erfolgt eine Einschränkung der Bodennutzung. Die Bodennutzung gilt als gefährlich für Menschen, Tiere und Pflanzen, wenn der Sanierungswert überschritten wird. Die Bodennutzung ist dann so lange untersagt, bis der Schadstoffgehalt auf ein Niveau gesunken ist, das eine gefahrlose Nutzung ermöglicht.

³ Der Prüfwert ist für Futterpflanzenanbauebiete (Dauerwiesen) auf 150 ppm festgelegt.

⁴ Der Sanierungswert ist für Familiengärten und Spielplätze (Nutzungen mit möglicher direkter Bodenaufnahme) gemäss Empfehlung des BAFU aus dem Jahr 2020 auf 2 ppm festgelegt. Der Sanierungswert entspricht dem Prüfwert.

⁵ Die Empfehlung des BAFU aus dem Jahr 2019 lautet 20 ppm für die Landwirtschaft und den Gartenbau (Pflanzen).

3.2.3.1 Cadmium

Der Richtwert von 0.8 ppm für Cadmium wird an keinem städtischen Standort überschritten (Abbildung 3.2.3-1).

Während der vorherigen Zyklen wurden zahlreiche Werte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, willkürlich auf 0 ppm festgelegt. Die Bestimmungsgrenze konnte dank des Kaufs eines leistungsfähigeren Geräts durch das Labor gesenkt werden. Ab dem 3. Zyklus wurde kein einziger Wert mehr auf 0 ppm festgelegt und die Standardabweichungen der Werte im 3. und 4. Zyklus sind um einiges kleiner als im 1. und 2. Zyklus (Anhang 1). Die mittlere Cadmiumkonzentration hat für alle Bodennutzungstypen signifikant zugenommen (ausser für Grünanlagen). Aus den oben erwähnten Gründen handelt es sich dabei jedoch um ein analytisches Artefakt. Trotz dieser leichten Zunahme der Mittelwerte liegen die Cadmiumwerte alle noch weit unter dem Richtwert. Dieser leichte Anstieg könnte zum Teil auch mit dem Einsatz von phosphathaltigen Mineraldüngern zusammenhängen.

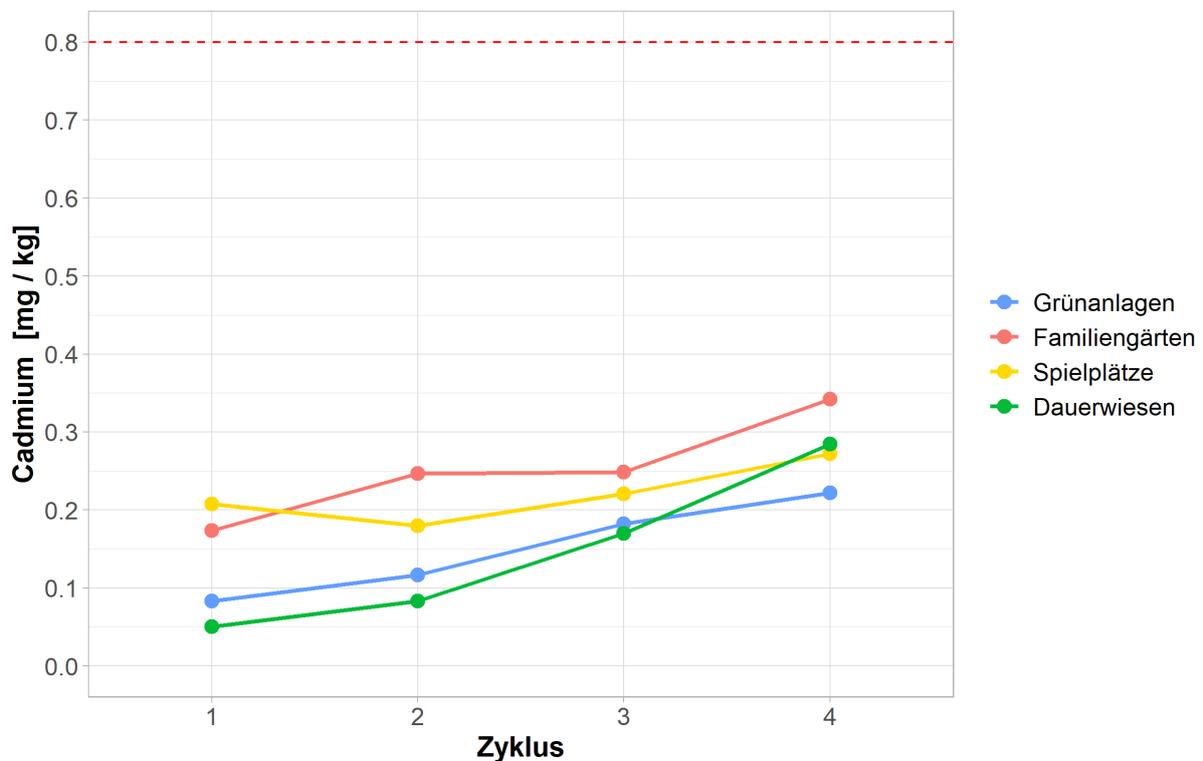


Abbildung 3.2.3-1: Entwicklung der Cadmiumgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Cadmium	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	↑
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	↑	—	

Abbildung 3.2.3-2: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

Cadmium	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	↑	↑	—	

Abbildung 3.2.3-3: Entwicklung des Cadmiumgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

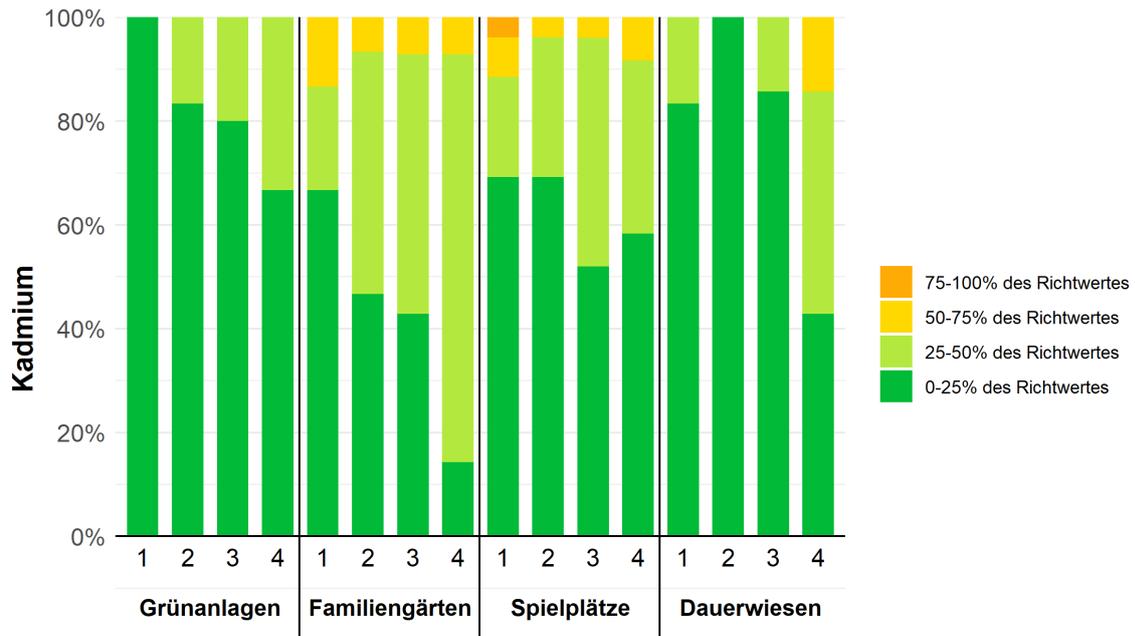


Abbildung 3.2.3-4: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Cadmiums gemäss VBBo.

3.2.3.2 Chrom

Im städtischen Gebiet wird keine Überschreitung des für Chrom auf 50 ppm festgelegten Richtwertes festgestellt. Die höchsten Chrom-Konzentrationen werden in den Familiengärten und auf Dauerwiesen gemessen. Dies ist sehr wahrscheinlich auf die Verwendung von Asche oder Schlacke vor 1990 zurückzuführen. Die mittleren Chromgehalte sind in den letzten 20 Jahren bei allen Bodennutzungen stabil geblieben.

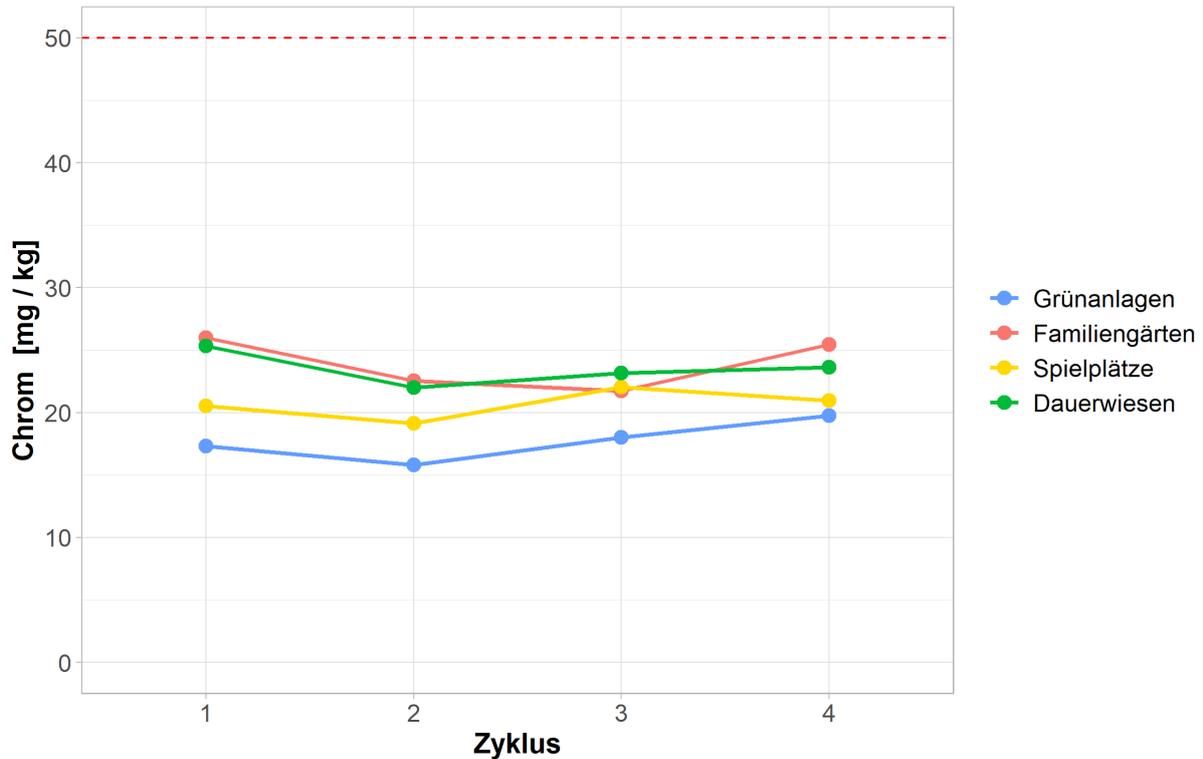


Abbildung 3.2.3-5: Entwicklung der Chromgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Chrom	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		↓	↓	—
Zyklus 2	—		—	↑
Zyklus 3	—	↑		↑
Zyklus 4	—	↑	—	

Abbildung 3.2.3-6: Entwicklung des Chromgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

Chrom	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	↓		—	↑
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-7: Entwicklung des Chromgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

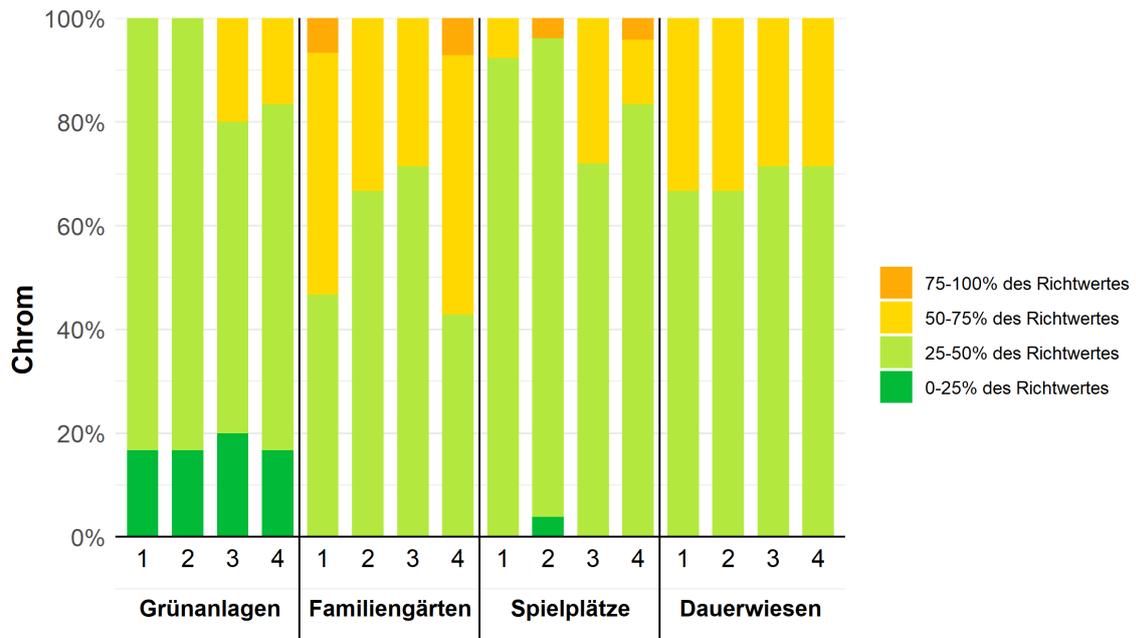


Abbildung 3.2.3-8: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Chroms gemäss VBBo.

3.2.3.3 Kupfer

Die mittleren Kupfergehalte sind in den letzten 20 Jahren bei allen Bodennutzungen ebenfalls stabil geblieben (Abbildung 3.2.3-9). Die höchsten Gehalte finden sich in Familiengärten.

Mehrere Standorte überschreiten den Richtwert von 40 ppm. Es handelt sich dabei um zwei Spielplätze, vier Familiengärten und eine Grünanlage, die im 3. Zyklus einen Wert über dem Prüfwert von 150 ppm für Futterpflanzenanbau gemäss VBBo aufweist (Abbildung 3.2.3-12). Dieser Standort verzeichnet im 4. Zyklus einen bedeutenden Rückgang des Kupfergehalts, bleibt jedoch mit einem Wert von 74 ppm über den Richtwert. Die zeitliche Variabilität des Wertes für diesen Standort ist erheblich. Dies erklärt sich sehr wahrscheinlich mit dem Vorkommen von Kupfer in Partikelform. Heterogen im Boden verteilte «Kupferklümpchen» verursachen eine grosse Fluktuation bei den Resultaten der aufeinanderfolgenden Probenahmen. Ferner wurde die Hypothese der Ablagerung eines kupferhaltigen Materials an diesem Standort formuliert (Rossier et al., 2007).

Diese Werte sind für die menschliche Gesundheit jedoch nicht problematisch, da Kupfer wenig giftig ist. Ausserdem gibt es in der VBBo keinen Prüfwert bezüglich des Risikos durch Kupferaufnahme.

Rund 30 % der Böden der Familiengärten weisen Konzentrationen über dem Richtwert auf. Die Beigabe von Kupfer in Pflanzenschutzmitteln – insbesondere in Fungiziden – ist in diesem Fall sehr wahrscheinlich.

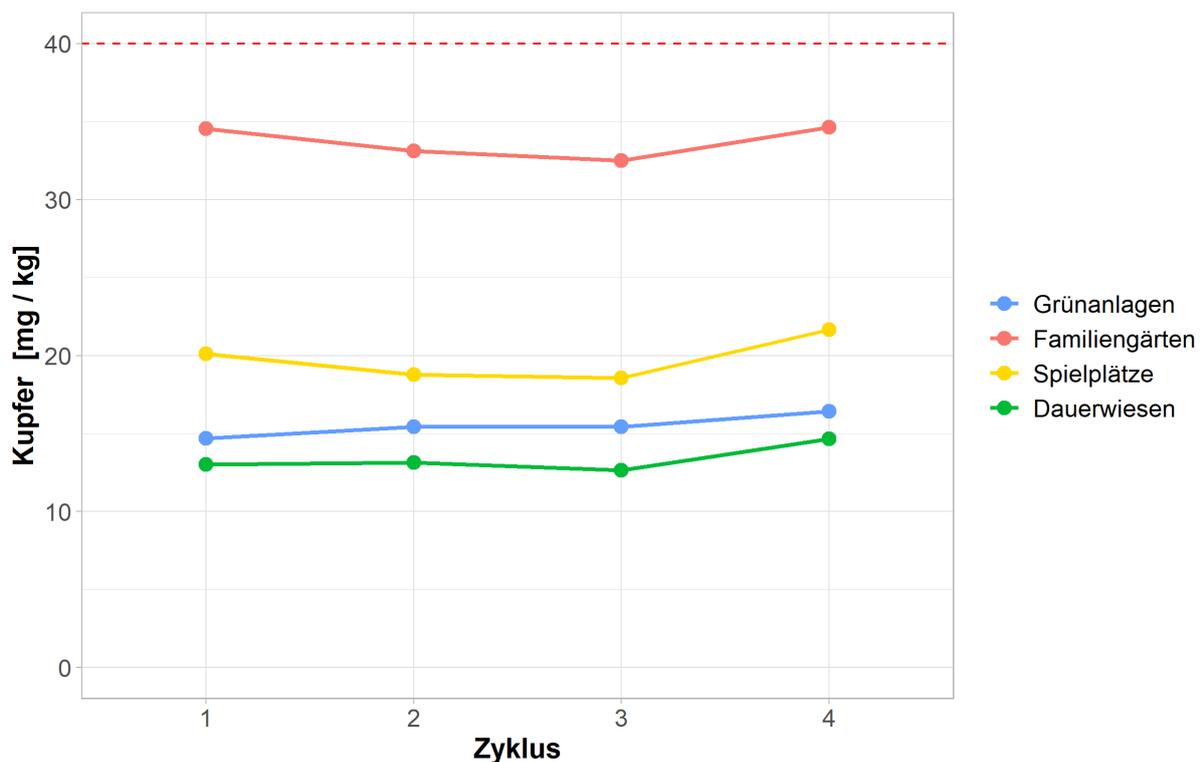


Abbildung 3.2.3-9: Entwicklung der Kupfergehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Kupfer	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		↑
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-10: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

Kupfer	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-11: Entwicklung des Kupfergehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

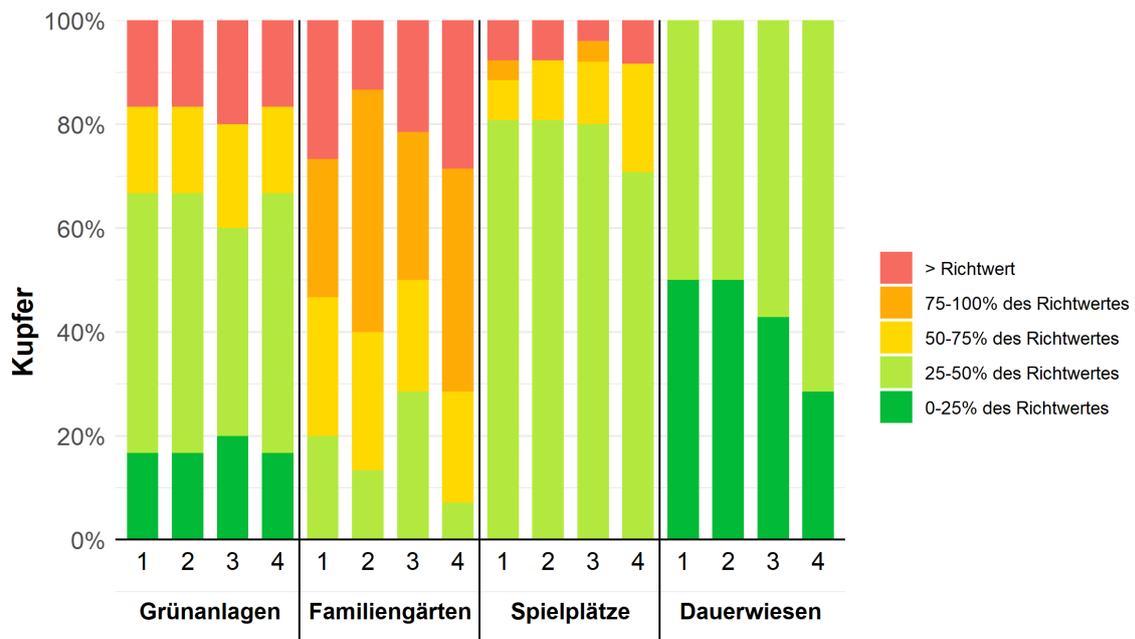


Abbildung 3.2.3-12: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Kupfers gemäss VBBo.

3.2.3.4 Nickel

Die mittleren Nickelkonzentrationen blieben seit Beginn der Erhebungen im Jahr 2004 für alle Bodennutzungen stabil. Bei einem Spielplatz wurde der in der VBBo auf 50 ppm festgelegte Richtwert überschritten (52 ppm). Dieser Standort weist bereits seit dem 1. Zyklus einen nahe am Richtwert liegenden Nickelgehalt auf. Dieser hohe Gehalt könnte auf die Verwendung von Mineraldünger in der Vergangenheit oder auf den Verlust eines nickelhaltigen Gegenstands, wie z. B. eines Schmuckstücks, zurückzuführen sein. Die Mittelwerte – meistens um 25 mg/kg – liegen nahe an den im Rahmen des landwirtschaftlichen FRIBO gemessenen Mittelwerten. Sie liegen zudem im Bereich von 11 bis 44 mg/kg, der auch im Rahmen der NABO-Erhebungen (Gubler et al., 2015) gemessen wurde.

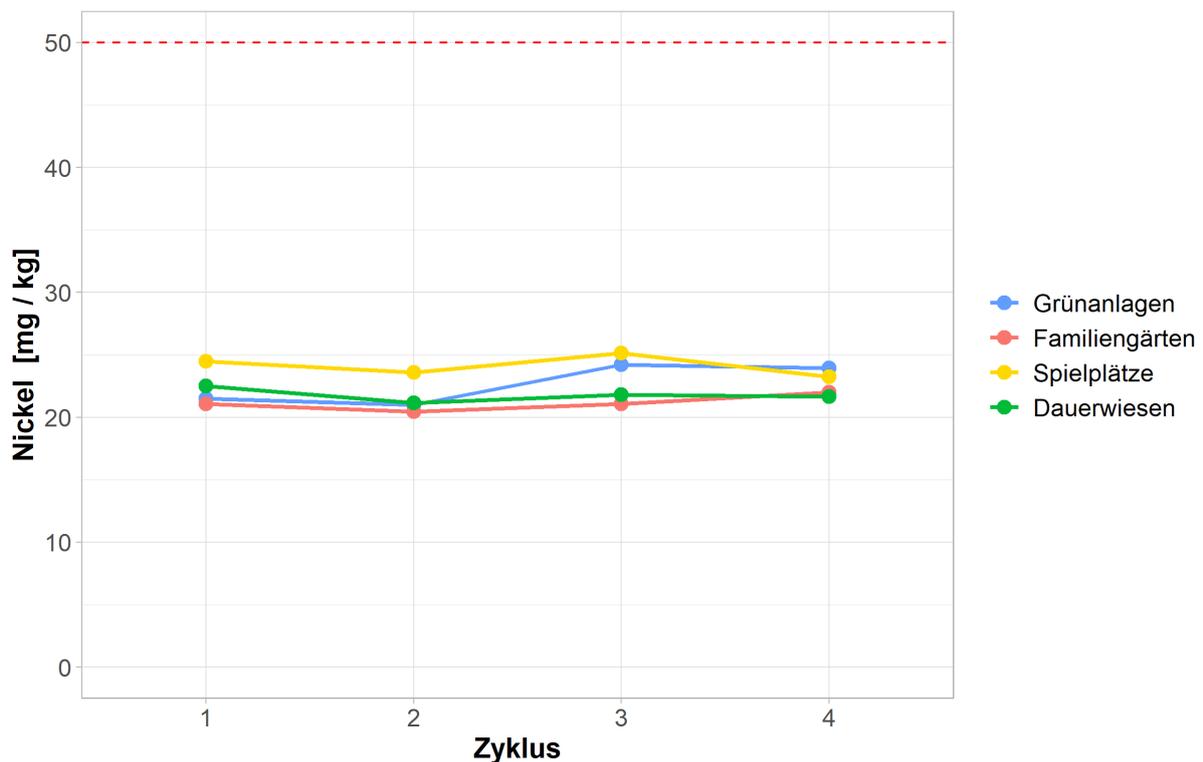


Abbildung 3.2.3-13: Entwicklung der Nickelgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Nickel	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-14: Entwicklung des Nickelgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

Nickel	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-15: Entwicklung des Nickelgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

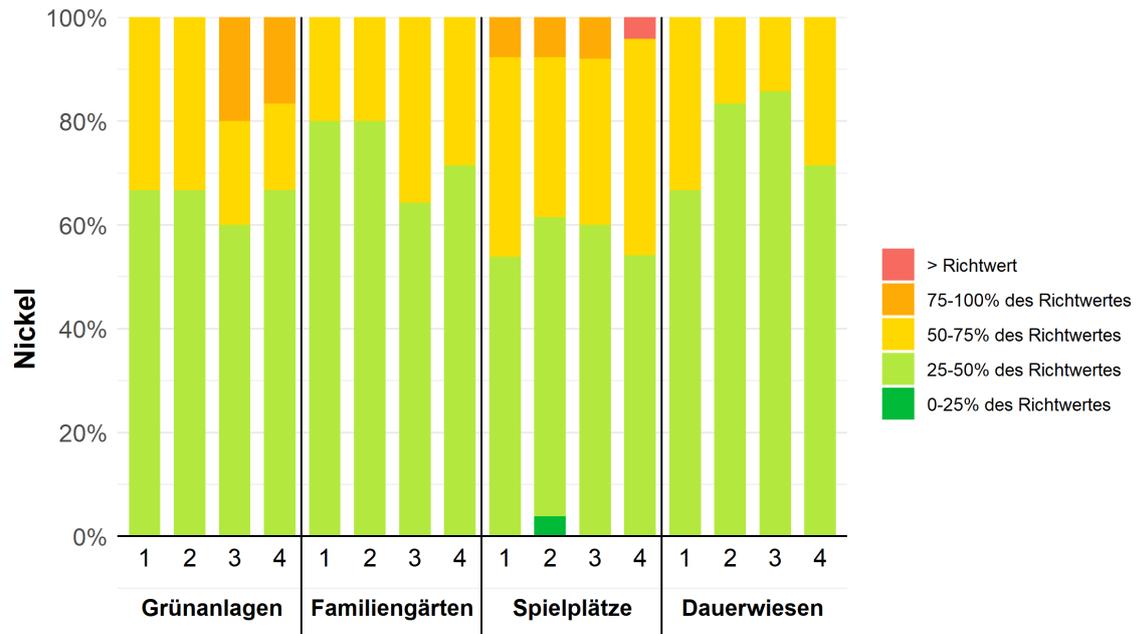


Abbildung 3.2.3-16: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Nickels gemäss VBBö.

3.2.3.5 Blei

Bis im Jahr 2000 (Bleiverbot im Benzin in der Schweiz) stellte die atmosphärische Ablagerung infolge der Verbrennung von bleihaltigem Benzin eine Schadstoffquelle für die Böden dar. Seit der Einführung von bleifreiem Benzin im Jahr 1985 nahm der Bleieintrag im Boden auf diesem Weg erheblich ab (BAFU, 2018). Die Konzentrationen an den FRIBO-Standorten gehen jedoch noch nicht zurück und sind seit 20 Jahren stabil. Die Tatsache, dass Blei der Schadstoff ist, der im Boden am wenigsten mobil ist, könnte eine Erklärung dafür sein (Baize, 1997). Durch seine grosse Affinität zu organischem Material sammelt es sich an der Bodenoberfläche an.

Die Familiengärten weisen immer noch die höchsten Bleigehalte auf. Die Gründe dafür könnten folgende sein:

- > Jahrzehntelange Verwendung von Kompost aus Material, das aus bleibelasteten Gebieten stammt oder auf Strassen und Parkplätzen aufgesammelt wurde;
- > Bis ins Jahr 2000, Verwendung von Regenwasser, das auf den Dächern gesammelt wurde (Ablagerung von bleihaltigem atmosphärischem Staub);
- > Ausbringen von Asche der Kehrlichtverbrennung z. B. von Altholz (bleihaltige Farben).

An 10 von 51 Standorten (d. h. an 20 % aller Standorte), die sich auf alle Bodennutzungen verteilen, wird der Richtwert überschritten. Am stärksten betroffen sind Familiengärten, bei denen an etwa 30 % der Standorte der Richtwert von 50 ppm überschritten wird. In einem dieser Gärten wird der Prüfwert von 200 ppm seit nunmehr zwei aufeinanderfolgenden Zyklen überschritten.

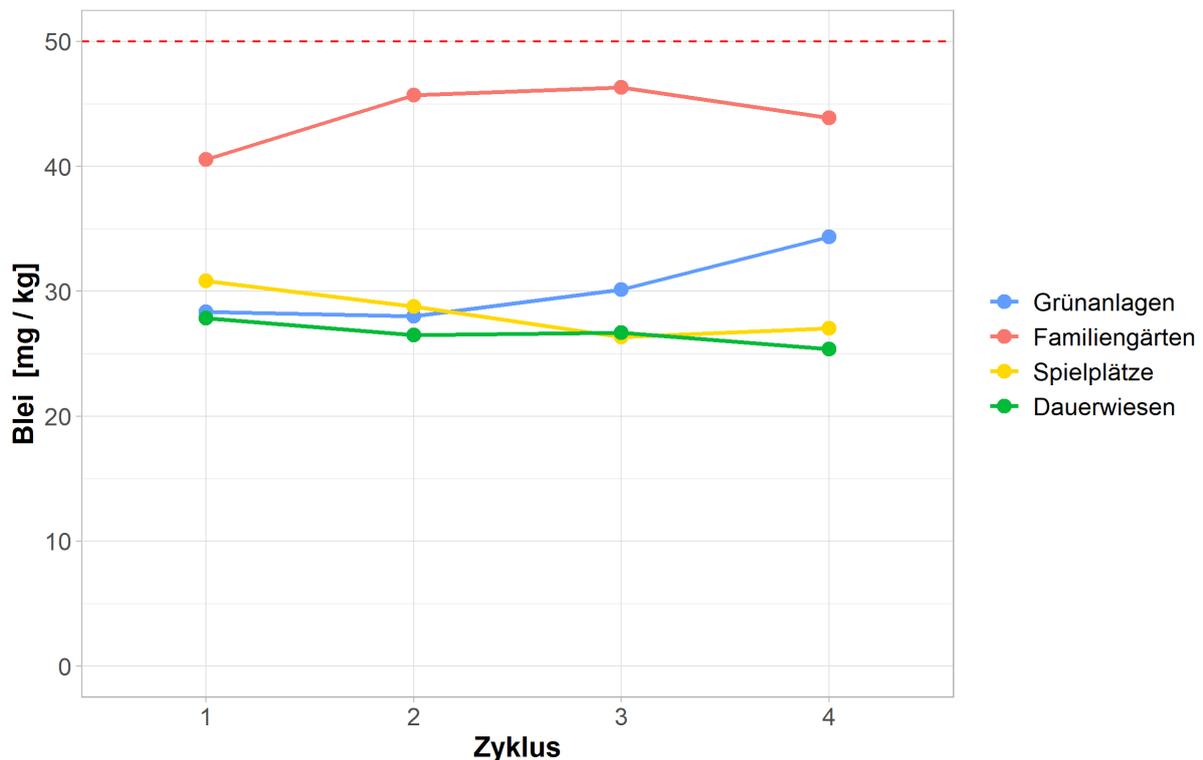


Abbildung 3.2.3-17: Entwicklung der Bleigehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Blei	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-18: Entwicklung des Bleigehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

Blei	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-19: Entwicklung des Bleigehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

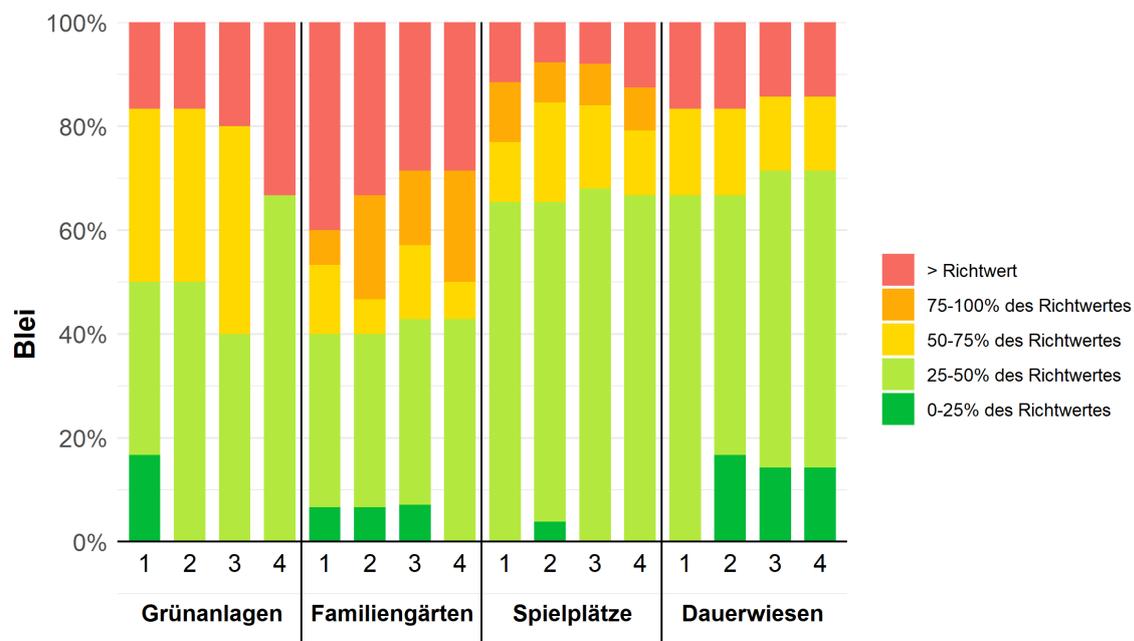


Abbildung 3.2.3-20: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Bleis gemäss VBBo.

3.2.3.6 Zink

Die Familiengärten weisen einmal mehr die höchsten Zinkgehalte auf (Abbildung 3.2.3-21). Die mittleren Zinkgehalte sind seit Beginn der Erhebungen im Jahr 2004 für alle Bodennutzungen stabil geblieben.

Der Richtwert von 150 ppm wird in zwei Familiengärten überschritten (Abbildung 3.2.3-24). Die Gründe für hohe Zinkgehalte in den Familiengärten sind vielfältig. Zink ist ein Grundbestandteil gewisser Fungizide und auch mineralische Dünger können Zink beinhalten. Die Dachrinnen enthalten meistens Zink. Je nach Zustand der Dachrinnen findet sich das Zink im Wasser wieder, das für die Bewässerung der Gärten gesammelt wird.

Dies könnten Gründe für höhere Zinkgehalte in den Familiengärten sein. Im städtischen Gebiet stammt der Grossteil der Zinkemissionen aus der Abnutzung von Reifen und Bremsbelägen (Reimann et al., 2014). Auch die Industrie kann eine Verschmutzungsquelle darstellen.

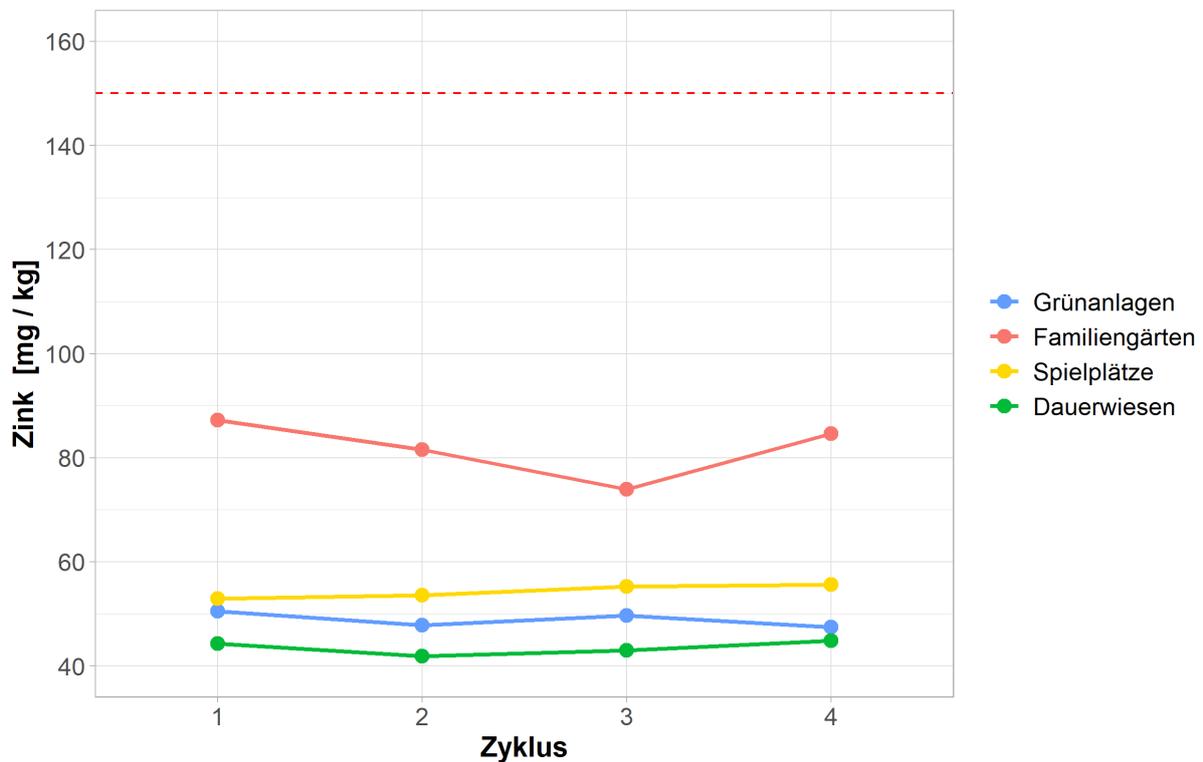


Abbildung 3.2.3-21: Entwicklung der Zinkgehalte im städtischen Gebiet nach Bodennutzungstyp.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar.

Zink	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		↑
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-22: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Familiengärten (rot) und Spielplätze (gelb).

Zink	Zyklus 1	Zyklus 2	Zyklus 3	Zyklus 4
Zyklus 1		—	—	—
Zyklus 2	—		—	—
Zyklus 3	—	—		—
Zyklus 4	—	—	—	

Abbildung 3.2.3-23: Entwicklung des Zinkgehalts zwischen den Zyklen für Grünanlagen (blau) und Dauerwiesen (grün).

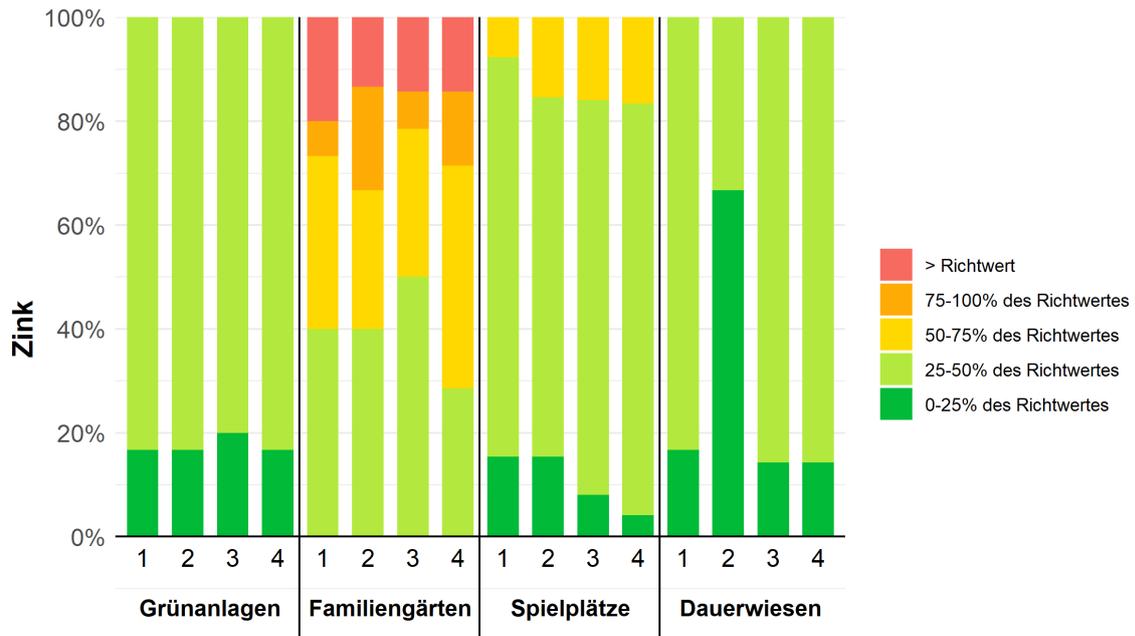


Abbildung 3.2.3-24: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des Zinks gemäss VBBo.

3.2.3.7 Quecksilber

Heute sind die Verbrennung von Kohle, der Abbau von Metallen und verschiedene industrielle Vorgänge wie die Zementproduktion die wichtigsten anthropogenen Quellen von Quecksilber (Fitzgerald & Lamborg, 2003). Die atmosphärische Ablagerung ist daher die bedeutendste Eintragsquelle von Quecksilber in den Boden (Keller et al., 2005). Die Daten zur Luftqualität und zur atmosphärischen Ablagerung bestätigen die Hypothese, dass eine Verringerung der Luftverschmutzung auch zu einer Verringerung der Schadstoffablagerungen im Boden führt.

Der in der VBBo festgelegte Richtwert von 0.5 ppm wird im 7. Zyklus nur an einem von 51 untersuchten Standorten überschritten. Es handelt sich dabei um einen Familiengarten in Murten, der sich im «Stadtgraben» entlang der Stadtmauer befindet und einen Wert von 0.8 ppm aufweist. Dieser Standort weist aufgrund seiner Lage auch in Bezug auf mehrere andere Schwermetalle (Cu, Pb und Zn) Werte auf, die den jeweiligen Richtwert gemäss VBBo deutlich überschreiten. Diese Überschreitungen dürften wohl auf frühere, nicht näher bekannte Aktivitäten zurückzuführen sein. Die Düngung mit Asche aus Kohleheizungen und die Verbrennung von quecksilberhaltigen Abfällen wären mögliche Erklärungen (BMG Engineering AG, 2016). Alle anderen Standorte weisen Werte weit unter dem jeweiligen Richtwert auf.

3.2.3.8 Organische Mikroverunreinigungen

Um den Grad der Kontamination mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) an städtischen Standorten zu ermitteln, wurden im Laufe des Jahres 2010 an 49 Standorten Proben genommen und analysiert. Die Analysen ergaben sehr niedrige PCB-Werte, die bei allen Standorten deutlich unter dem Prüfwert lagen. Die VBBo legt für diesen Schadstoff keinen Richtwert fest. Zudem hat der Bund bereits alle rechtlich möglichen Massnahmen ergriffen (allgemeines Verbot im Jahr 1986), um die Quellen dieses Schadstoffs zu beseitigen. Die Kontamination mit PCB wurde daher nur im Jahr 2010 analysiert.

Im 7. Zyklus wurde eine systematische Analyse der PAK an allen städtischen Standorten eingeführt. Diese Massnahme erwies sich aufgrund des mit diesen Stoffen verbundenen Risikos einer direkten Aufnahme als notwendig.

Die Tabelle 3.2.3-2 führt die in der VBBo (1998, 2016 revidiert) festgehaltenen Richtwerte und Schwellenwerte für PAK auf.

Tabelle 3.2.3-2: Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für Benzo(a)pyren und für die Summe der 16 PAK-Leitsubstanzen gemäss VBBo in mg/kg Trockensubstanz des Bodens (ppm).

	Benzo(a)pyren (mg/kg)	Summe der 16 PAK-Leitsubstanzen (mg/kg)
Richtwert	0.2	1
Prüfwert (Risiko einer direkten Bodenaufnahme) (Tiefe 0-5cm)	1	10
Prüfwert für Nahrungspflanzenanbau	2	20
Sanierungswert	10	100

PAK entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen von Kohle, Heizöl, Treibstoff, Holz oder Tabak. An Russpartikel gebunden gelangen sie in die Umgebungsluft. Auch Nahrungsmittel können bedingt durch gewisse Verarbeitungsmethoden viel PAK enthalten (insbesondere geräuchte oder grillierte Fleisch- und

Fischprodukte). Auch einige Gummimaterialien wie Autopneus oder Werkzeuggriffe können PAK enthalten. Einige PAK können das Erbgut schädigen, Krebs erzeugen oder die Fortpflanzung und die Entwicklung des Ungeborenen beeinträchtigen. Benzo(a)pyren, bei dem alle diese Eigenschaften vereint sind, gilt als der giftigste PAK und unterliegt daher gemäss VBBo spezifischen Schwellen- und Richtwerten (BAG, 2020).

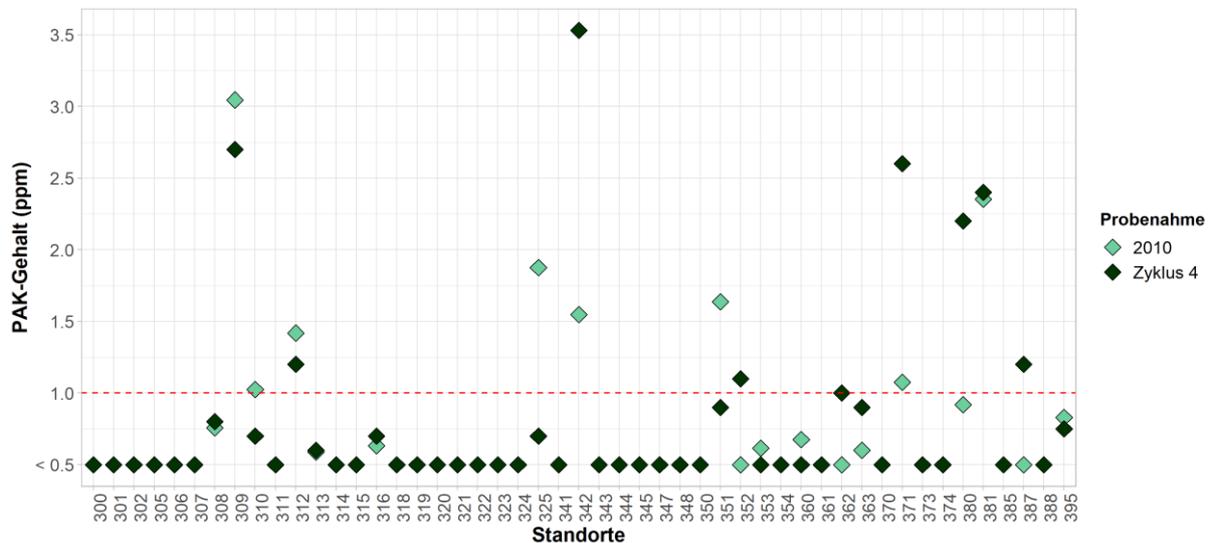


Abbildung 3.2.3-25: PAK-Gehalte und deren Entwicklung im städtischen Gebiet.

Die rote, gestrichelte Linie stellt den in der VBBo festgelegten Richtwert dar. Da die Standorte 311 und 353 verloren gegangen sind, weisen sie nur einen Wert auf. Für alle anderen Standorte liegen zwei Werte vor. Wenn bei diesen Standorten nur ein Symbol sichtbar ist, bedeutet dies, dass die beiden Werte identisch sind und sich die Symbole überlagern.

Von den 49 Standorten, die 2010 analysiert wurden, wiesen 7 Standorte (d. h. 14% der Standorte im 2. Zyklus) eine Überschreitung des Richtwertes auf. Dabei handelte es sich um vier Spielplätze, zwei Familiengärten und eine Grünanlage.

Von den 51 Standorten, die im 7. Zyklus (2017 bis 2021) untersucht wurden, weisen 8 (d. h. 16 % der Standorte) eine Überschreitung des Richtwertes von 1 mg/kg auf. Es sind dies fünf Spielplätze in Châtel-St-Denis, Düdingen, Romont und Estavayer-le-Lac, zwei Familiengärten in Freiburg und eine Grünanlage in Bulle (die mit 3.5 ppm den höchsten Wert aufweist). Damit bleiben die Werte an allen Standorten deutlich unter dem Prüfwert (sowohl in Bezug auf den Wert von 10 ppm bei möglicher direkter Aufnahme als auch bezüglich des Wertes von 20 ppm für Nahrungspflanzenanbau).

An zwei Standorten kam der Gehalt nach einer Überschreitung wieder unter dem Richtwert von 1 ppm zu liegen (ein Spielplatz in Marly und ein Spielplatz in Estavayer-le-Lac). Im Gegensatz dazu wurde der Richtwert an drei anderen Standorten zum ersten Mal überschritten. Betroffen sind drei Spielplätze: einer in Estavayer-le-Lac (von 0.5 ppm auf 1.1 ppm), einer in Châtel-St-Denis (von 0.9 ppm auf 2.2 ppm) und einer in Düdingen (von 0.5 ppm auf 1.2 ppm). Neben diesen drei neuen Überschreitungen ist zu bemerken, dass die Grünanlagen in Bulle (von 1.5 ppm auf 3.5 ppm) und der Spielplatz in Romont (von 1.1 ppm auf 2.6 ppm) ebenfalls starke Zunahmen verzeichneten. Diese Zunahmen könnten auf Faktoren wie die wilde Verbrennung von Abfällen oder das Vorhandensein von Asche/Kohle in diesen Böden zurückzuführen sein, die in der Regel anthropogenen Ursprungs sind.

Insgesamt blieben die PAK-Werte jedoch stabil.

3.2.4 Zusammenfassung der Resultate zu den städtischen Böden

Die Situation in den Familiengärten muss weiter beobachtet werden. Die Böden enthalten grosse Mengen an Schwermetallen infolge einer unangebrachten Gartenpraxis in der Vergangenheit. Noch heute verwenden Hobbygärtner übermässige Mengen an Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln, weil sie nicht genügend informiert sind und in gutem Glauben exzessive Dosen verabreichen. Grünanlagen, Dauerwiesen und Spielplätze weisen hingegen keine problematischen Werte auf.

Der Richtwert für Cd, Co und Cr wird an keinem städtischen Standort überschritten. Der Richtwert für Nickel wird nur auf einem Spielplatz überschritten. Die Ursache für diesen Wert an diesem Standort ist ungeklärt. Der Boden dieses Spielplatzes stellt jedoch keine Gefahr für Kinder dar.

An 6 der 51 städtischen FRIBO-Standorte wurden Überschreitungen des Richtwertes für Kupfer beobachtet, hauptsächlich in Familiengärten. Diese Überschreitungen sind wohl auf die Verwendung von Fungiziden zurückzuführen. Zwei Spielplätze und eine Grünanlage sind ebenfalls betroffen. Die Verschmutzungsquellen dieser drei Standorte konnten jedoch nicht ermittelt werden. Allerdings stellen keine der gemessenen Werte eine Gefahr für die Gesundheit der Benutzer dieser Standorte dar.

An 10 Standorten wurde der Richtwert für Blei gemäss VBBo überschritten. Bei diesen Standorten handelt es sich hauptsächlich um Familiengärten oder Standorte in der Nähe von bedeutenden Strassen.

Der Richtwert für Zink wird in 2 Familiengärten überschritten. Gründe dafür könnten die Verwendung von Pflanzenschutz- und Düngemitteln sowie nahegelegene Strassen sein.

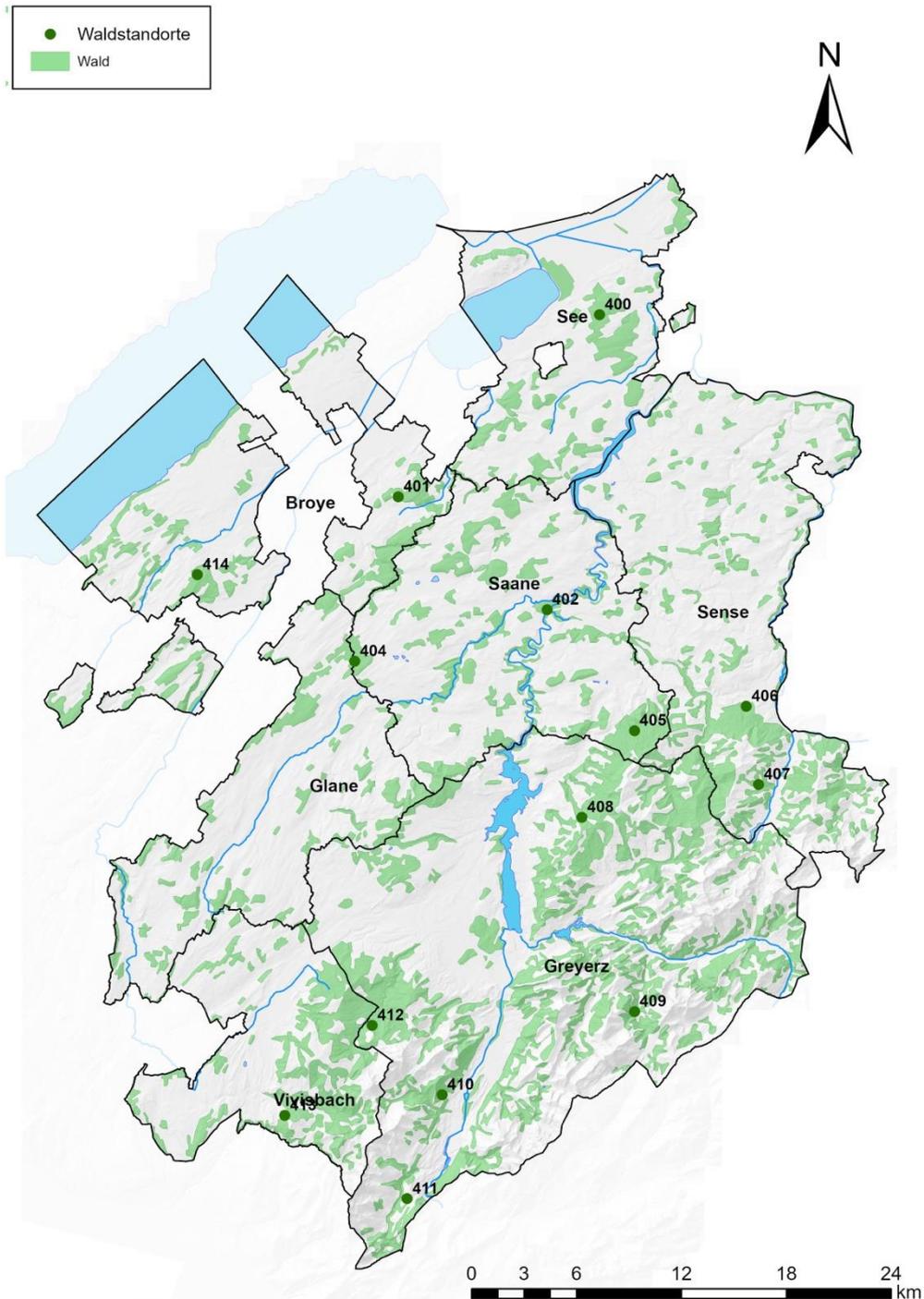
In Bezug auf Quecksilber wird der Richtwert gemäss VBBo nur in einem Familiengarten überschritten. Aufgrund seiner geografischen Lage im Graben ausserhalb der Stadtmauer von Murten weist dieser Standort auch in Bezug auf mehrere andere Schwermetalle Überschreitungen der Richtwerte auf.

Bezüglich Mikroverunreinigungen wird an 8 von 51 Standorten der Richtwert für PAK überschritten. Diese Werte könnten auf PAK aus der Verbrennung von Abfällen oder auf das Vorhandensein von Asche/Kohle in diesen anthropogenen Böden zurückzuführen sein.

4 Waldböden

4.1.1 Methodik

Auf Antrag des Amtes für Wald und Natur (WNA) wurde das FRIBO 2004 um 14 Waldstandorte erweitert. Das WNA bestimmte 14 repräsentative, über das ganze kantonale Gebiet verteilte Probestandorte (Karte 4.1.1-1). Die Standorte wurden 2010 als zweiten Zyklus und 2018 als dritten Zyklus beprobt. Eine weitere Probenahmekampagne ist für 2024 geplant. Aus Gründen der Übersichtlichkeit stellen wir nur die für Waldböden wichtigen und potenziell problematischen Parameter in grafischer Form dar, nämlich pH-Wert und Schwermetalle.



Karte 4.1.1-1: Lage und Nummer der FRIBO-Standorte zu den Waldböden.

4.1.2 pH

Die Versauerung der Böden und die Luftverunreinigung setzen den Wald chronischem Stress aus, der ihn anfälliger für Trockenperioden, Stürme, Krankheiten und Schädlinge wie den Borkenkäfer macht. Durch die unerwünschte Einbringung von Nährstoffen aus der Luft wird das Wachstum der Bäume beschleunigt, ohne dass diese genügend Zeit haben, ausreichend tief zu wurzeln. Das Phänomen der Versauerung der Waldböden ist hinlänglich bekannt, doch scheint sich der Wald daran anzupassen, indem er die Versauerung mithilfe verschiedener Strategien umgeht. Insbesondere die Veränderung der Baumartenzusammensetzung kann der Versauerung entgegenwirken. Die Fichte, die in den letzten Jahrhunderten massiv angepflanzt wurde, versauert den Boden durch ihre schwer abbaubare Streu. Diese Baumart ist indes nicht an den Klimawandel angepasst und wird zunehmend durch Laubbäume ersetzt, die den Boden durch ihre Streu eher alkalisch werden lassen.

Die meisten untersuchten Böden versauerten zwischen dem 1. und 2. Zyklus, bevor sie wieder alkalischer wurden und zwischen dem 2. und 3. Zyklus wieder in ihren Ausgangszustand zurückkehrten. Diese Tendenz könnte zum Teil durch den allmählichen Ersatz von Fichten durch Laubbäume erklärt werden, der sich im vergangenen Jahrzehnt beschleunigt hat.

Im 3. Zyklus lag der pH-Wert der vierzehn Waldstandorte zwischen 4.2 und 7.2. Der Mittelwert der 14 Standorte ist in den letzten 14 Jahren mit einem mittleren pH-Wert von 5.6 im 1. und 3. Zyklus stabil geblieben.

Im 3. Zyklus wurden 5 Standorte als sauer oder sehr sauer ($\text{pH} \leq 5$) eingestuft. Das sind zwei Standorte weniger als im 2. Zyklus und einer mehr als im 1. Zyklus. Die Anzahl der Standorte mit neutralem oder alkalischem pH-Wert ($\text{pH} > 6,5$) blieb im 1. und 3. Zyklus mit 3 Standorten gleich. Der Standort 402 weist ungewöhnlich starke Schwankungen des pH-Wertes zwischen den Zyklen auf (mit pH-Werten von 5.1, 7.3 und 6.5 im 1., 2. und 3. Zyklus). An einem Waldstandort im Intyamon (Nr. 411) änderte sich der pH-Wert zwischen dem 1. und 3. Zyklus von sauer ($\text{pH} = 5$) auf schwach sauer ($\text{pH} = 6.5$). Diese Alkalisierung des Bodens lässt sich teilweise durch eine veränderte Baumartenzusammensetzung erklären. So ersetzten an diesem Standort Laubbäume den alten Fichtenbestand, dessen Streu den Boden versauerte. Umgekehrt veränderte sich an einem anderen Standort (Nr. 414) in der Broye der pH-Wert zwischen dem 1. und 3. Zyklus von neutral ($\text{pH} = 6.7$) zu sauer ($\text{pH} = 5$). Die Ursachen dieser Versauerung sind nicht bekannt.

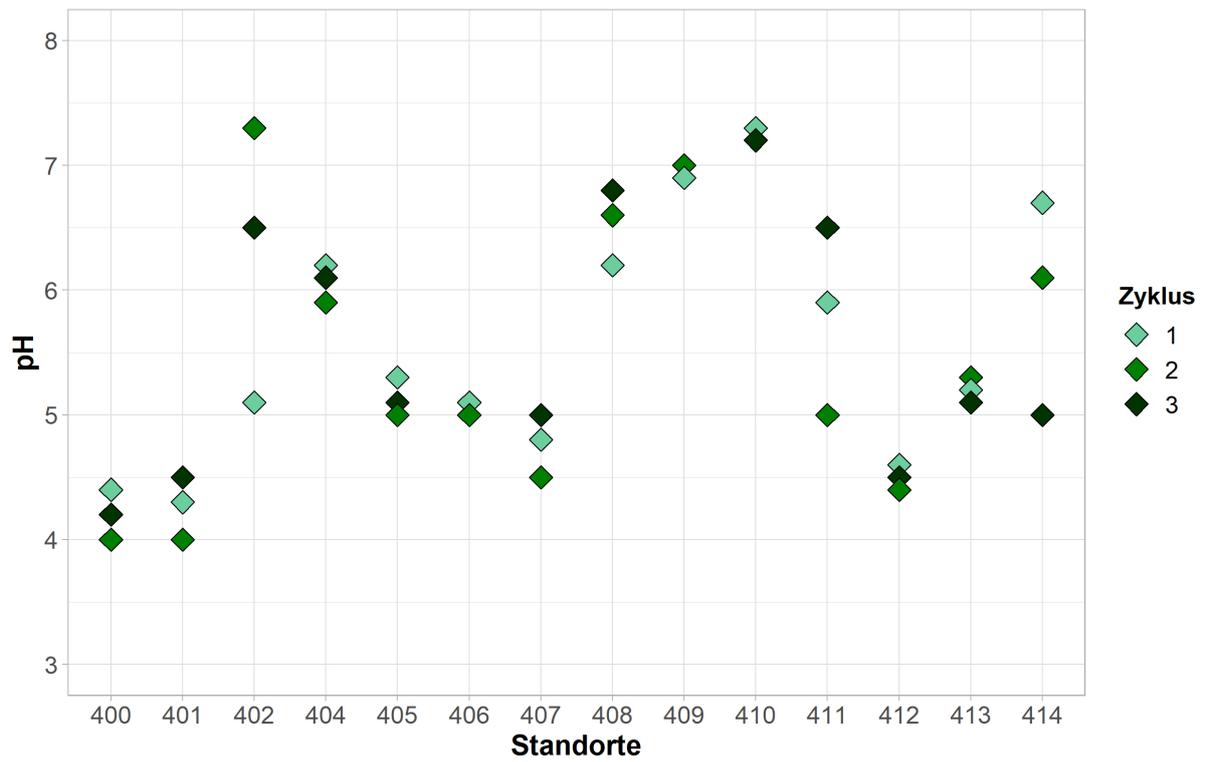


Abbildung 4.1.2-1: pH-Werte der 14 Standorte für die 3 Zyklen der Waldböden.

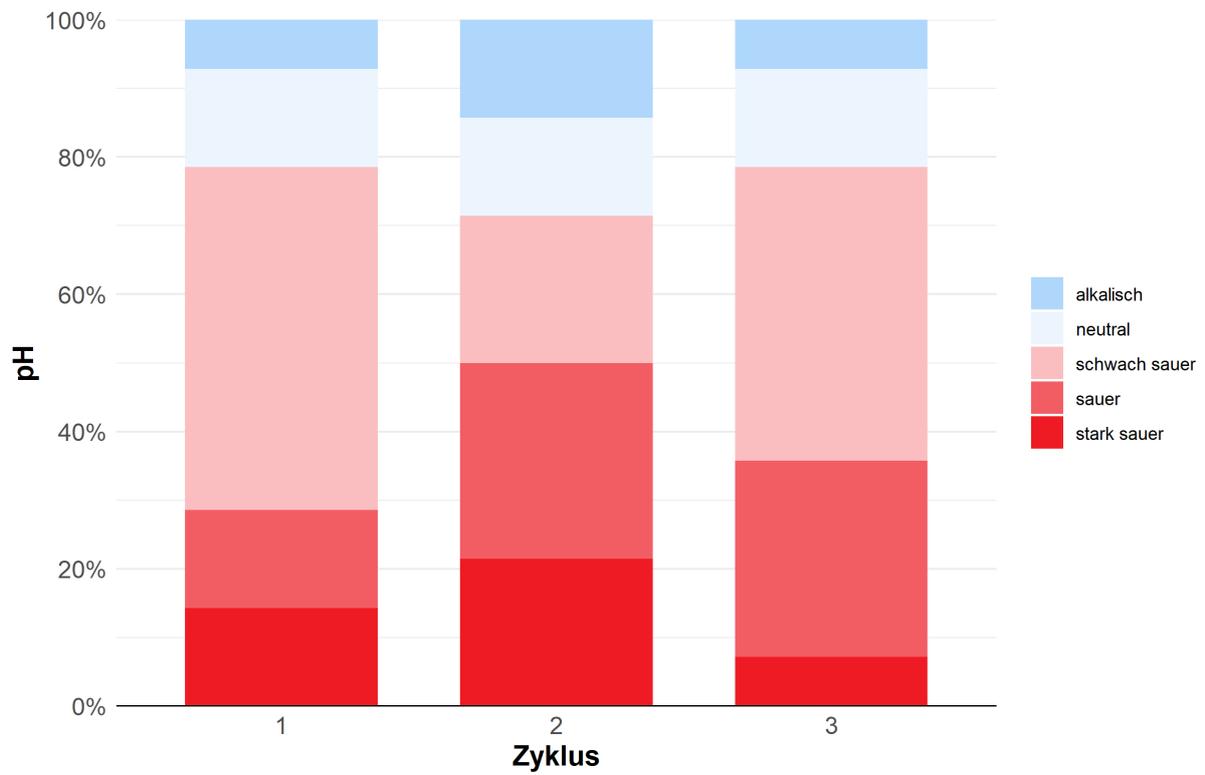


Abbildung 4.1.2-2: Verteilung der Standorte nach Beurteilung des pH-Wertes gemäss WNA-interner Skala.

Tabelle 4.1.2-1: Beurteilung des pH-Wertes gemäss WNA-interner Skala.

pH (H ₂ O)	Beurteilung
< 4.5	Stark sauer
4.5 – 5.0	Sauer
5.1 – 6.5	Schwach sauer
6.6 – 7.0	Neutral
7.1 – 8.5	Alkalisch
> 8.5	Stark alkalisch

4.1.3 Schwermetalle

Die in den Waldböden vorhandenen Schwermetalle können natürlichen, geologischen Ursprungs sein, aber auch durch anthropogene, atmosphärische Ablagerung bedingt sein. Tendenziell nimmt der Gehalt an Schwermetallen in den untersuchten Waldböden leicht zu, liegt aber immer noch deutlich unter den Richtwerten.

Von den 14 untersuchten Standorten weist ein Standort in allen drei Zyklen einen Cadmiumgehalt über dem Richtwert gemäss VBBo (0.8 ppm) auf (Abbildung 4.1.3-1). Es handelt sich hierbei um den Standort 410 in der Nähe von Neirivue im Intyamon, der mit einem Wert von 1 ppm noch deutlich unter dem Prüfwert von 2 ppm liegt. Die hohen Werte an diesem Standort sind auf natürliche Ursachen zurückzuführen. Ein zweiter Standort verzeichnet einen starken Anstieg der Cadmiumgehalte und überschreitet im 3. Zyklus zum ersten Mal den Richtwert. Es handelt sich um den Standort 407 in der Nähe des Schwarzsees, an dem ein Wert von 1.1 ppm gemessen wurde. Bei der Probenahme an diesem Standort im Jahr 2024 wurde Holzasche beobachtet. Untersuchungen ergaben, dass hier im Jahr 2022 Rückstände von Käferholzeinschlag verbrannt worden waren. Es ist nicht ausgeschlossen, dass an diesem Standort vor 2018 wilde Feuer entzündet wurden.

Die Gehalte der anderen Schwermetalle (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) lagen an allen Standorten und in allen drei Zyklen unter den Richtwerten.

Zum Vergleich: Die im FRIBO in den Waldböden gemessenen Mittelwerte für Cr, Cu und Ni liegen deutlich unter den Mittelwerten in landwirtschaftlichen und städtischen Böden. Die Mittelwerte für Pb und Zn entsprechen denen der Ackerflächen und Naturwiesen, liegen aber unter den Werten auf Alpweiden und im städtischen Gebiet.

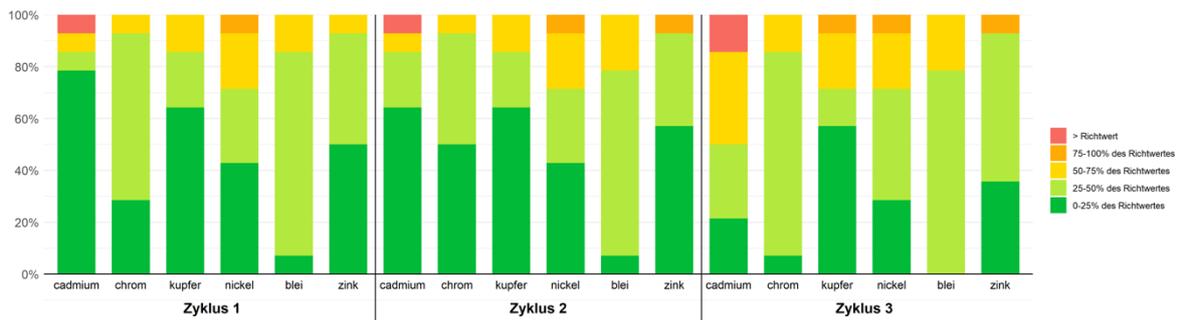


Abbildung 4.1.3-1: Verteilung der Standorte nach Beurteilung der Schwermetalle gemäss VBBo.

5 Parallele Untersuchungen und Zusammenarbeit mit Institutionen

5.1 Parallele Untersuchungen

Aufgrund seiner Dichte, seiner langen Messreihe und seiner homogenen Verteilung auf dem ganzen Gebiet des Kantons Freiburg ist das FRIBO zu einer nationalen Referenz im Bereich des Bodenschutzes und der Bodenbeobachtung geworden. Unsere Daten sowie die seit 1987 referenzierten und aufbewahrten Proben sind für die wichtigsten agronomischen Forschungsinstitutionen von besonderem Interesse. Zu diesen Forschungsinstitutionen zählen insbesondere Agroscope Changins und Agroscope Reckenholz Tänikon, die Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETHZ), die Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL), das Kompetenzzentrum Boden (KOBO) sowie die Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) und das Bundesamt für Umwelt (BAFU). Diese Zusammenarbeiten sind auch für den Kanton Freiburg von Nutzen, da sie eine Vertiefung der Kenntnisse in den Bereichen der Physik, der Chemie, der Biologie und der Dynamik der Böden im Kanton ermöglichen.

Die Daten des FRIBO wurden in den letzten Jahren für verschiedene Forschungsprojekte genutzt. Diese Projekte werden unten aufgeführt. Wir danken allen Partnern herzlich für diese wertvolle Zusammenarbeit.

- > Frau et al., 2020. Regional investigation of spatial-temporal variability of soil magnesium – a case study from Switzerland. *Geoderma Regional*, Vol. 21.
- > Guillaume et al., 2021. Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grasslands systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 305.
- > Guillaume et al., 2022. Soil organic carbon saturation in cropland-grasslands systems: Storage potential and soil quality. *Geoderma*. Vol. 406.
- > Guillaume et al., 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma*. Vol. 422.
- > Projekt zur Beurteilung der bodenkundlichen Vielfalt des Kantons Freiburg, mit dem Ziel ein kantonales Kartierungskonzept zu erstellen. Projektleitung Stéphane Burgos, 2023.
- > Verwendung von Proben aus unserem Archiv durch das KOBO für spektroskopische Analysemethoden (NIR und MIR) und zur Bestimmung der physikalischen Bodeneigenschaften, mit dem Ziel, die technische Entwicklung der Bodenkartierung im Hinblick auf die künftige Bodenkartierung auf Bundesebene zu beschleunigen, ab 2023.

Regional investigation of spatial-temporal variability of soil magnesium - a case study from Switzerland



Lorenzo J. Frau^a, Zamir Libohova^b, Stéphane Joost^c, Clément Levasseur^d, Bernard Jeangros^a, Luca Bragazza^a, Sokrat Sinaj^{a,*}

^a Agroscope, Plant Production Systems, Route de Duillier 50, P.O. Box 1012, 1260 Nyon, Switzerland

^b USDA-NRCS National Soil Survey Center, 100 Centennial Mall North, Federal Building, Room 152, Lincoln, NE 68508, USA

^c Laboratory of Geographical Information Systems (LASIG), School of Architecture, Civil and Environmental Engineering (ENAC), Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Station 18, CH-1015 Lausanne, Switzerland

^d Institut agricole de l'Etat de Fribourg/Landwirtschaftliches Institut des Kantons Freiburg, Centre de conseils agricoles/Landwirtschaftliches Beratungszentrum, Route de Grangeneuve 31, CH-1725 Posieux, Switzerland

ARTICLE INFO

Article history:

Received 23 October 2019

Received in revised form 3 April 2020

Accepted 4 April 2020

Keywords:

Soil magnesium

Soil properties

Terrain attributes

Land use

Spatial and temporal variability

Cambisols

ABSTRACT

Magnesium (Mg) is an essential element for plant growth and human health. Its availability and spatial distribution in soils depends on a wide variety of intrinsic and extrinsic factors. Understanding how Mg availability changes in space and time is crucial for preventing potential deficiencies. In 1987, a soil-monitoring network (FRIBO) was launched in the canton of Fribourg, Switzerland. It was based on 250 sites distributed evenly throughout the canton so as to include a large variety of soil types (Cambisols, Gleysols, Rendzinas, Regosols, Lithosols, Luvisols and Fluvisols) under three different land use types (croplands, permanent grasslands and mountain pastures). The aim of this research was to characterize the spatial and temporal variation of total and available forms of Mg in the agricultural soils of the canton of Fribourg and to discuss potential implications for Mg fertilization management. Total Mg concentration (Mg_T) averaged 5.5 g kg^{-1} , with small differences between land use types. Spatial distribution of Mg_T showed higher values on the southern part of the study area, mostly on Rendzinas and Cambisols. Average concentrations of available Mg forms were significantly different according to extraction methods, with water extraction (Mg_{H_2O}) having the lowest value (14.2 mg kg^{-1}) followed by calcium extraction (Mg_{CaCl_2} , 109.4 mg kg^{-1}) and ammonium acetate + EDTA extraction (Mg_{AAE} , 148.7 mg kg^{-1}). On average, permanent grasslands had significantly higher values for all Mg forms compared to croplands and mountain pastures, a result further corroborated by the analysis of spatial distribution. Intrinsic factors, such as soil type and terrain attributes, appeared to have a major influence on total Mg content, whereas available Mg forms depended mostly on extrinsic factors, such as land use type. Temporal analysis of soil available Mg forms revealed an overall increase between 1987 and 2016, especially after a land use change from croplands to permanent grasslands. In the light of the essential role of Mg for plant growth and development, as well as its critical role in animal health, the status of Mg should continue to be monitored in the FRIBO network and plant analysis should be implemented.

© 2020 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems



Thomas Guillaume^a, Luca Bragazza^a, Clément Levasseur^b, Zamir Libohova^c, Sokrat Sinaj^{a,*}

^a Agroscope, Field-Crop Systems and Plant Nutrition, Research Division Plant Production Systems, Route de Duillier 50, P.O. Box 1012, CH-1260, Nyon, Switzerland

^b Agricultural Institute of the Fribourg Canton, Route de Grangeneuve 31, 1725, Posieux, Switzerland

^c USDA-NRCS National Soil Survey Center, 100 Centennial Mall North, Federal Building, Room 152, Lincoln, NE, 68508, USA

ARTICLE INFO

Keywords:

SOM stoichiometry

Soil carbon sequestration

Organic phosphorus

Land-use change

Swiss agroecosystems

Long-Term monitoring network

ABSTRACT

Increasing soil organic carbon (SOC) in agroecosystems enables to address simultaneously multiple goals such as climate change adaptation and mitigation as well as food security. As croplands are depleted in SOC, they offer a great potential to sequester atmospheric carbon (C). Nonetheless, croplands are still losing SOC under most of the current agricultural systems. Although many factors driving SOC dynamics have already been identified, their relative importance has not been quantified yet. Using one of the densest European soil monitoring networks with 250 sites established in western Switzerland, in the present study we (i) assessed long-term (over 30 years) SOC dynamics in croplands (CR), permanent grasslands (PG) and mountain pastures (MP), and (ii) prioritized the importance of land use, soil characteristics and sites conditions in driving SOC dynamics. The SOC levels in PG and MP were similar when clay content was accounted for, whereas CR were depleted in SOC by 3.9 mg C mg^{-1} clay as compared to PG. The majority (61 %) of CR had SOC:clay ratio below 1:10, but only 16 % of PG and MP sites reached this threshold. By contrast, soil organic matter stoichiometry (C:N:Porg ratios) was similar in CR and PG for comparable SOC content. The increase of C:Porg ratio with SOC content (dilution effect) and the high total P in CR and PG (legacy effect) indicate the possibility to sequester atmospheric C at reduced nutrient sequestration costs. SOC changes ranged from -0.61 to $1.32 \text{ mg g}^{-1} \text{ soil yr}^{-1}$ and were the highest in sites that experienced land-use changes. No PG were losing SOC, while CR sites exhibited both SOC gains and losses. Because of the predominance of the initial SOC content on SOC dynamics, land-use history must be accounted for when assessing the effect of management practices. The main manageable factors driving SOC dynamics were the time under temporary or permanent grasslands along with the soil total P. As PG already are rich in SOC and total P, organic amendments should be partly redirected to CR.

Soil organic carbon saturation in cropland-grassland systems: Storage potential and soil quality



Thomas Guillaume^a, David Makowski^b, Zamir Libohova^c, Luca Bragazza^a, Fatbardh Sallaku^d, Sokrat Sinaj^{a,*}

^a Agroscope, Field-Crop Systems and Plant Nutrition, Research Division Plant Production Systems, Route de Duillier 50, P.O. Box 1012, CH-1260 Nyon, Switzerland

^b INRAE, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, UMR MIA 518, 75231 Paris, France

^c USDA-ARS Dale Bumpers Small Farms Research Center, 6883 South State Hwy 23, Booneville, AR 72927, USA

^d Agriculture University of Tirana, Rruga Païsi Vodica 1025, Tirana, Albania

ARTICLE INFO

Handling Editor: Ingrid Kögel-Knabner

Keywords:

Mineral-associated organic matter
Fine particulate organic matter
Soil fractions
Carbon deficit
Switzerland

ABSTRACT

Reliable estimations of soil organic carbon (SOC) deficits in agroecosystems are crucial in evaluating the atmospheric C sequestration potential of agricultural soils and supporting management decisions. Nonetheless, the co-benefit on soil quality resulting from SOC accrual is rarely considered. Here, we assessed SOC saturation and soil physical quality in permanent grasslands (PG) and croplands (CR) by applying the C-saturation concept and the SOC:clay ratio as an indicator of soil physical quality to a set of long-term monitoring sites in western Switzerland. For this goal, we produced a new relationship between the silt + clay (SC) particles and the C stored in the mineral-associated fraction (MAOM_C) and we assessed the assumption that grasslands can be used as C-saturated reference sites. The saturation in PG was not coincidental as it depended on the C accrual history. Hence, PG with the lowest MAOM_C have not reached their C-saturation level and present a potential SOC storage under optimal management. The MAOM_C saturation in CR was low (62 ± 4%) and corresponded to a deficit of $-8.8 \pm 1.2 \text{ mg C g}^{-1}$ soil as compared to the current level in PG. The saturation was mainly affected by the proportion of temporary grassland in the crop rotation. The relative distribution of C between MAOM (~80%) and the fine and coarse particulate organic matter (POM) was not affected by land-use types. The MAOM_C saturation in this study (MAOM_C = $0.372 \times \text{SC} + 4.23$) was similar to that reported in the literature, but discrepancies appeared when the silt and clay contents were considered separately. SC was by far the main factor explaining MAOM_C amount in PG (semi-partial R²: 0.66). In contrast to other studies, the C content of MAOM in PG (43 mg C g⁻¹ SC) was not related to the SC content, suggesting a fixed maximal value in C-saturated soils. Nonetheless, MAOM_C saturation may be underestimated as the least saturated PG might still accumulate MAOM_C. Finally, the SOC:clay ratio was correlated with MAOM_C saturation level in CR, but not in PG suggesting that targeting SOC accrual in CR optimizes the benefits between soil C storage and soil quality.

Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation



Thomas Guillaume^{a,*}, David Makowski^b, Zamir Libohova^c, Saïd Elfouki^a, Mario Fontana^a, Jens Leifeld^d, Luca Bragazza^a, Sokrat Sinaj^a

^a Agroscope, Field-Crop Systems and Plant Nutrition, Route de Duillier 50, P.O. Box 1012, CH-1260 Nyon, Switzerland

^b INRAE, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, UMR MIA 518, 75231 Paris, France

^c USDA-ARS Dale Bumpers Small Farms Research Center, 6883 South State Hwy 23, Booneville, AR 72927, USA

^d Agroscope, Climate and Agriculture, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zurich-Affoltern, Switzerland

ARTICLE INFO

Handling Editor: Cornelia Rumpel

Keywords:

Agroecosystems
Carbon sequestration
Cropland
Subsoil carbon stocks
Ley
Switzerland
Bulk density correction

ABSTRACT

Atmospheric C sequestration in agricultural soils is viewed as one of the most promising negative emission technologies currently available. Nonetheless, it remains unclear how strongly soil organic carbon (SOC) stocks respond to agricultural practices, especially for subsoil. Here, we assess the SOC storage potential in croplands and how the presence of temporary grasslands (TG) in the crop rotation affects SOC stocks. We developed a new approach to correct for bias in bulk density (BD) induced by sampling conditions and land-use effects with a data-driven model to predict the BD of fine soil (<2 mm) for reference condition. Using 54 permanent grassland and cropland sites with various proportions of TG from a monitoring network in Switzerland, we showed that SOC stock differences down to 50-cm depth between cropland and permanent grasslands (maximum: $3.0 \pm 0.8 \text{ kg C m}^{-2}$) depend on the TG proportion in the crop rotation, regardless of clay content and pH. An increase of the TG proportion by 10% would induce a SOC gain of $0.40 \pm 0.13 \text{ kg C m}^{-2}$. The responses of topsoil (0–20 cm) and subsoil (20–50 cm) SOC stocks to TG proportion were linear and equivalent. The effect of TG on SOC storage would have been underestimated by 58% without accounting for subsoil stocks response and by 16% without BD corrections. The conversion of all croplands to permanent grasslands in the study region would potentially store a quantity of SOC equivalent to the anthropogenic greenhouse gas emissions generated by the same region during one year. Although the potential of agricultural soils as negative emission technology is relatively modest compared to former expectations, the findings demonstrate the potential to manage SOC and its associated ecosystem services at large scales and down to deep soil layers.

5.2 Zusammenarbeit

Migration der Daten des FRIBO auf die Plattform NABODAT

Sämtliche Daten des FRIBO wurden 2016 auf die Plattform NABODAT migriert, auf der die Daten zur Bodenqualität in der Schweiz gesammelt, verarbeitet und harmonisiert werden. Jedes Jahr werden im Anschluss an die Feldkampagne die neuen Resultate auf die Plattform übertragen. Die meisten Kantone haben diese Migration bereits durchgeführt oder werden dies demnächst tun, sodass die Benutzer Zugang zu umfangreichen Datenmengen haben werden. Seit dem 1. Januar 2023 ist NABODAT in das Kompetenzzentrum Boden (KOBO) mit Sitz in Zollikofen eingebunden.

6 Schlussfolgerungen

Das FRIBO entfaltet nach 35 Jahren Bodenüberwachung sein gesamtes Potenzial und zeigt seinen grossen Nutzen für die Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit sowie für den Umweltschutz. Die vielfältige Zusammenarbeit mit zahlreichen Partnern, insbesondere mit Agroscope, zeigt die Bedeutung einer langfristigen Bodenüberwachung für ein Vorantreiben der landwirtschaftlichen Forschung.

In den letzten 35 Jahren konnten dank der Resultate des FRIBO die Landwirte und der gesamte Landwirtschaftssektor auf verschiedene wichtige Aspekte aufmerksam gemacht werden: die Bedeutung des Humusgehalts, die Versauerung der Böden, die tiefen Borgehalte, die Möglichkeit einer Reduktion der Phosphorgaben ohne Ertragsrückgang, die Zunahme der Kali- und Magnesiumgehalte in den Böden, sowie die Tatsache, dass die Schwermetallgehalte in den landwirtschaftlichen Böden nicht zunehmen.

Das städtische FRIBO ermöglichte es, Hobbygärtner für die übermässige Verwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zu sensibilisieren, und dürfte so zur Verbesserung ihrer Gesundheit beitragen. Das FRIBO ermöglichte auch eine Beurteilung der Verschmutzung der städtischen Böden im Kanton Freiburg vorzunehmen, die insgesamt keinen Anlass zu grösseren Bedenken gibt.

Die Mittel, die vor 35 Jahren für diese Bodenbeobachtung eingesetzt wurden, erweisen sich immer noch als nützlich, sind aber nicht mehr ausreichend, um Antworten auf die grossen agronomischen und ökologischen Fragen unserer Zeit zu finden. So würden eine präzisere Beobachtung der Bodenbiologie, eine vertiefte Analyse der physischen Parameter des Bodens zur Ermittlung des Verdichtungsgrads und der strukturellen Stabilität, oder die Überwachung von Pflanzenschutzmitteln, PFAS oder Mikroplastik im Boden das FRIBO bestens ergänzen. Detailliertere Untersuchungen der Agrarpraxis, insbesondere bezüglich der Düngung und Bodenbearbeitung, sind erforderlich, um die Analyse der Daten zu ergänzen. Solche Untersuchungen sind seit 2017 im Gange.

Mit dem vorliegenden Fünfjahresbericht, Informationstagen und der Verfassung verschiedener Merkblätter und Artikel tragen Grangeneuve und das Amt für Umwelt dazu bei, sachgerechte Hinweise und Empfehlungen zu verbreiten und allgemein zugänglich machen. Die Resultate fliessen ebenfalls in den Unterricht zu Bodenkunde und Umwelt sowie in Weiterbildungskurse ein.

Das FRIBO ist eine äusserst wertvolle Grundlage und Datenquelle für die Vertiefung der verschiedenen Themen im Bereich der Bodenkunde geworden und ermöglicht eine Zusammenarbeit mit mehreren, im Bodenschutz tätigen Institutionen.

7 Bibliographie

Agroscope, 2005. Fütterungsempfehlungen für Schweine (Gelbes Buch).

BAFU, 2018. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990 – 2015. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. Umwelt-Zustand N°1818, 134 Seiten.

BAFU (Hrsg.) 2019. Luftqualität 2018. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1916, 28 Seiten.

BAG, 2020. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Bundesamt für Gesundheit (BAG).

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. INRA, Paris.

BFS, 2021. Geflügel im Trend. Das Nutzgeflügel in der Schweiz. Bundesamt für Statistik (BFS), 4 Seiten.

BFS, 2023. Statistischer Atlas der Schweiz. 07 - Land-, Forstwirtschaft. Bundesamt für Statistik (BFS).

Biedermann Y., Vittoz P., Gobat J.-M., 2014, Typologie des sols sur gypse et végétation associée en Suisse. Bulletin de la société vaudoise des sciences naturelles, 94.1, Seiten 107-129.

Blanchet G., Libohova Z., Joost S., Rossier N., Schneider A., Jeangros B. & Sinaj S., 2017, Spatial variability of potassium in agricultural soils of the canton of Fribourg, Switzerland. Geoderma 290, Seiten 107-121.

BLW, 2006. Agrarbericht 2006. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern. 235 Seiten.

BMG Engineering SA, 2016. Jardins pollués aux métaux lourds en ville de Fribourg. Etude sur mandat du Service de l'environnement du canton de Fribourg.

Collaud G., Ryser J.P., Schwarz J.J., 1990. Capacité d'échange des cations. Revue suisse d'agriculture 22, Seiten 285-289.

Desaules A. & Studer K., 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz (NABO) – Messperiode 1985–1991. Aufbau und erste Ergebnisse. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 175 Seiten.

Doffey C., 1997. Etude de la variabilité spatiale du cadmium dans les sols de la région de la Dent-de-Lys. Mémoire pour l'obtention d'un Diplôme d'études supérieures en sciences naturelles de l'environnement. EPFL, Lausanne, 58 Seiten.

Dontsova K. & Norton L.D., 2001, Spatial variability of soil phosphorus in the Fribourg canton, Switzerland.

Fitzgerald W.F. & Lamborg C.H., 2003, Geochemistry of Mercury in the Environment. Treatise on Geochemistry 9, Seiten 107-148.

Frau L., Libohova Z., Joost S., Levasseur C., Jeangros B., Bragazza L., Sinaj S., 2020. Regional investigation of spatial-temporal variability of soil magnesium – a case study from Switzerland. Geoderma Regional, Volume 21.

Gross T., Keller A., Müller M., Gubler A., 2021. Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Nährstoffe und Schwermetalle 1985-2017. Agroscope Science 123.

Gubler A., Gross T., Hug A.-S., Moll- Mielewczik J., Müller M., Rehbein K., Schwab P., Wächter D., Zimmermann R., Meuli R.G., 2022. Die Nationale Bodenbeobachtung 2021. Agroscope Science, Nr. 128.

Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R. G., Keller A., 2015. Nationale Bodenbeobachtung (NABO) 1985 bis 2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1507, 81 Seiten.

He Z.L., Shentu J., Yang X.E., 2010. Manganese and Selenium. In: P.S. Hooda (Hrsg.), Trace Elements in Soils. Wiley, Chichester, Seiten 481–495.

Imseng M., Wiggerhauser M., Keller A., Müller M., Rehkämper M., Murphy K., Kreissig K., Frossard E., Wilcke W., Bigalke M., 2018. Fate of Cd in Agricultural Soils: A Stable Isotope Approach to Anthropogenic Impact, Soil Formation, and Soil-Plant Cycling. Environmental Science & Technology. Vol. 52 Nr. 4, Seiten 1919–1928.

Johannes A., Matter A., Schulin R., Weisskopf P., Baveye P.C., Boivin P., 2017, Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? Geoderma 302, Seiten 14-21.

Julien P. & Morand D., 1995. FRIBO: Réseau d'observation des sols agricoles 1987-1994. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale de production végétale, Grangeneuve, 146 Seiten.

Julien P., Bouchard D. & Niggli T., 2002. FRIBO: Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2001. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve, 170 Seiten.

Kantonale Bodenüberwachung (KaBo), 2022. Humus, Aktuelle Gehalte und Entwicklung 1995-2019. Fachstelle Bodenschutz, Amt für Landschaft und Natur, Kanton Zürich.

Keller A., Rossier N. & Desaulles A., 2005. Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Schriftenreihe der FAL 54, Zürich, 57 Seiten.

Levasseur C., Favrelière E., von Niederhäusern A., 2019. FRIBO. Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Freiburg 1987–2016, Landwirtschaftliches Institut des Kantons Freiburg, Grangeneuve, 134 Seiten.

Li T., Liang J., Chen X., Wang H., 2021. The interacting roles and relative importance of climate, topography, soil properties and mineralogical composition on soil potassium variations at a national scale in China. Catena, Vol. 196.

Loué A., 1986. Les oligo-éléments en agriculture. Agri-Nathan International, Paris.

Maire N., 1984. Extraction de l'adénosine triphosphate dans les sols ; une nouvelle méthode de calcul des pertes en ATP. Soil Biology and Biochemistry. Vol. 19, Seiten 491-500.

Mavris C., Furrer G., Dahms D., Anderson S., Blum A., Goetze J., Wells A., Egli M., 2015. Decoding potential effects of climate and vegetation change on mineral weathering in alpine soils: an experimental study in the Wind River Range (Wyoming, USA). Geoderma, Vol. 255-256, Seiten 12-26.

Meyer K., 1991. Bodenverschmutzung in der Schweiz. Bericht NFP Boden. Liebefeld-Bern, 240 Seiten.

Öborn I., Andrist Rangel Y., Askegaard M., Grant C.A., Watson C., Edwards A.C., 2005. Critical aspects of potassium management in agricultural systems. Soil Use and Management. Vol. 21, Seiten 102-112.

Poget E., Rossier N. & Gfeller Laban B., 2004. FRIBO urbain: Réseau d'observation des sols en milieu urbain – Inventaire. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve, 20 Seiten.

Reimann C., Birke M., Demetriades A., Filzmoser P., O'Connor P., 2014. Chemistry of Europe's agricultural soils, Part A: Methodology and Interpretation of the GEMAS Data Set. Geologisches Jahrbuch. Reihe B, Regionale Geologie Ausland, Nr. 102–103. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

Reusser, J. E., Siegenthaler, M.B., Winkel, L.H., Wächter, D., Kretzschmar, R., & Meuli, R.G., 2023. Geochemischer Bodenatlas der Schweiz: Verteilung von 20 Elementen in den Oberböden. Agroscope / Bundesamt für Umwelt (BAFU), Zürich / Bern. 5. Dezember, 2023, 154 Seiten.

Reutimann J., 2006. Kupfer- und Zink-Einträge durch Rindvieh- und Schweinefutter in landwirtschaftliche Systeme. Technik Semesterarbeit - Studiengang Umweltnatur-wissenschaften. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich, 45 Seiten.

Roger A., Libohova Z., Rossier N., Joost S., Maltas A., Frossard E., Sinaj S., 2013, Spatial variability of soil phosphorus in the Fribourg canton, Switzerland. Geoderma 217-218, Seiten 26-36.

Rossier N. & Dessureault-Rompré J., 2003. FRIBO. Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2001 Biologie. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve, 98 Seiten.

Rossier N., Altermath J., Niggli T., 2007. FRIBO. Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2006. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve, 157 Seiten.

Rossier N., von Niederhäusern A., Bongard L., 2012. FRIBO. Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2007 Biologie. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve, 200 Seiten.

Sinaj S. & Richner W., 2017. Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017). Agrarforschung 8 (6), Spezialpublikation, 276 Seiten.

Spiess E. & Liebisch F., 2020. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 2018. Agroscope Science, Nr. 100, Seiten 1-30.

Thöni L., Matthaei D., Seidler E., Bergamini A., 2008. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz – Moosanalysen 1990-2005. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 152 Seiten.

Thöni L., Seidler E., Schnyder E., Ehrenmann J., 2013. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990–2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1328, 170 Seiten.

Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo), 1998. SR 814.12.

Wiggenhauser M., Bigalke M., Imseng M., Keller A., Rehkämper M., Wilcke W., Frossard E., 2019. Using isotopes to trace freshly applied cadmium through mineral phosphorus fertilization in soil-fertilizer-plant systems. Science of The Total Environment. Vol. 648, Seiten 779–786.

A1 Anhang 1

pH	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen								
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7		
Cycle																														
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	101	100
Mean	6.0	6.0	5.8	5.9	5.9	5.9	6.0	6.3	6.4	6.2	6.3	6.2	6.3	6.4	6.1	6.2	6.1	6.1	6.1	6.2	6.2	6.4	6.5	6.4	6.5	6.6	6.6	6.7	6.7	
Median	5.9	5.9	5.6	5.8	5.9	5.7	5.9	6.2	6.3	6.0	6.1	6.1	6.2	6.3	6.0	6.3	6.1	6.2	6.1	6.1	6.2	6.3	6.4	6.3	6.4	6.5	6.7	6.7	6.7	
Minimum	4.7	4.7	4.4	4.8	4.4	4.6	4.6	5.2	5.2	5.1	5.0	5.2	5.1	5.1	4.9	5.1	5.2	5.0	5.2	5.2	5.1	5.1	5.4	4.9	5.0	5.3	5.3	5.3	5.3	
Maximum	7.4	7.4	7.3	7.4	7.3	7.4	7.5	7.9	8.0	7.9	7.8	8.0	8.1	8.3	7.5	7.7	7.4	7.5	7.7	7.6	7.6	7.7	7.9	7.9	7.8	8.0	7.9	8.0	8.0	
Standard deviation	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.7	0.8	0.7	0.7	0.7	0.6	0.7	0.7	0.7	0.6	0.6	0.6	0.5	0.6	0.5	0.5	0.7	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6	0.6	0.7	

OS [%]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	101	100
Mean	7.5	7.7	8.3	8.1	8.3	8.1	9.1	3.9	3.9	4.0	3.9	4.2	4.3	4.9	5.0	5.2	5.2	5.4	5.6	5.8	6.1	3.1	2.8	2.8	2.7	2.8	2.9	3.0	3.0
Median	5.9	6.5	6.8	7.0	7.1	7.4	8.0	3.6	3.5	3.6	3.6	3.9	4.1	4.8	4.7	4.9	4.8	5.1	5.4	5.3	5.7	2.3	2.3	2.3	2.2	2.3	2.5	2.5	2.5
Minimum	3.5	3.9	3.2	3.8	4.5	4.3	5.3	1.8	1.9	1.8	1.8	1.9	2.1	2.1	2.6	2.6	2.8	2.7	3.0	3.4	3.2	1.2	1.1	1.2	1.0	1.2	1.2	1.3	1.3
Maximum	41.0	29.6	31.2	22.5	22.0	21.8	22.1	8.2	9.0	9.4	8.0	7.2	8.7	12.1	10.0	13.0	9.5	10.0	9.8	10.1	10.3	29.1	16.0	16.0	15.5	14.8	11.7	15.9	15.9
Standard deviation	5.5	4.1	4.4	3.3	3.3	2.8	3.9	1.5	1.4	1.6	1.4	1.3	1.4	1.8	1.6	1.9	1.6	1.6	1.6	1.6	1.5	3.1	2.0	2.0	2.0	1.9	1.6	2.1	2.1

P CO ₂ [index]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	101	100
Mean	5.3	4.3	4.6	4.6	4.0	4.0	5.3	14.3	11.4	8.8	11.4	12.2	12.2	18.0	14.0	9.9	9.6	10.9	11.1	10.1	13.7	21.6	18.2	16.8	15.0	14.3	13.6	16.8	16.8
Median	4.5	3.3	3.6	4.0	3.5	3.2	4.1	9.4	7.2	7.0	6.5	6.9	7.0	10.3	8.3	6.8	7.0	7.0	6.3	6.7	9.0	16.0	12.0	12.6	10.4	9.4	9.9	11.9	11.9
Minimum	1.4	1.1	1.1	1.2	1.2	1.0	1.6	1.5	2.4	2.3	1.8	1.9	1.4	1.9	2.3	2.4	2.2	1.9	2.1	1.4	2.1	3.4	1.1	2.5	1.4	2.4	2.2	2.9	2.9
Maximum	15.0	14.0	11.7	13.5	15.4	17.5	21.8	66.0	41.0	46.7	135.9	157.9	90.4	118.0	51.0	55.0	55.5	59.3	67.4	62.5	84.2	115.0	82.0	75.5	76.8	71.5	77.1	99.6	99.6
Standard deviation	3.2	2.6	2.6	3.0	2.6	3.1	3.8	13.2	9.3	7.5	20.0	22.9	17.5	22.2	13.0	10.4	9.9	11.5	13.1	10.8	15.0	21.4	17.3	15.2	13.1	13.3	12.6	16.3	16.3

K CO ₂ [index]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	101	100
Mean	2.0	1.6	2.1	1.7	1.9	1.7	2.3	2.8	2.9	2.5	3.4	3.3	4.4	6.7	2.6	2.6	2.2	3.0	3.5	3.6	5.1	3.5	3.3	3.4	3.4	3.2	3.6	4.8	4.8
Median	1.2	1.1	1.3	1.3	1.3	1.2	1.6	1.6	1.9	1.8	2.5	2.3	3.6	4.2	1.4	1.4	1.4	1.5	1.7	1.6	2.8	2.8	2.8	2.7	2.8	2.7	3.0	4.3	4.3
Minimum	0.3	0.4	0.5	0.3	0.5	0.4	0.6	0.3	0.6	0.5	0.5	0.6	0.6	1.1	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.7	0.3	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7	0.8	0.8
Maximum	18.0	9.5	12.5	8.4	10.2	6.4	7.0	11.0	13.0	10.1	16.6	14.9	17.9	21.7	27.0	20.0	15.7	27.3	27.0	35.2	45.9	18.0	16.8	16.6	16.2	11.0	10.1	14.3	14.3
Standard deviation	2.8	1.5	2.5	1.5	2.0	1.3	1.7	2.8	2.5	2.0	3.0	3.0	3.9	6.0	4.1	3.3	2.5	4.0	4.5	5.4	7.2	3.3	2.7	2.5	2.6	2.1	2.4	2.9	2.9

Mg CaCl ₂ [mg/100g]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	101	100
Mean	10.1	9.2	9.8	10.2	11.0	10.3	11.1	8.3	7.9	8.4	9.3	11.5	12.4	13.8	11.1	11.1	12.0	12.3	14.1	14.2	15.5	7.0	6.9	7.3	7.9	8.8	9.2	9.9	9.9
Median	8.8	8.3	8.4	9.3	9.0	9.3	10.0	8.3	7.2	7.8	9.0	11.6	12.7	13.9	11.0	10.8	12.3	11.5	13.5	14.1	15.5	6.1	6.1	6.4	7.3	7.7	8.1	9.4	9.4
Minimum	4.1	2.6	3.7	3.7	3.5	3.6	3.8	3.3	2.7	3.5	4.0	4.8	4.0	5.6	3.8	4.0	5.9	3.1	4.5	3.4	4.3	2.7	2.2	3.0	2.5	3.8	2.9	2.2	2.2
Maximum	34.1	28.6	36.1	29.5	31.0	30.9	25.5	14.5	16.3	16.0	17.0	19.9	22.1	21.9	18.3	18.5	23.8	22.3	25.5	23.3	29.1	24.9	27.9	24.3	30.0	29.7	26.8	27.6	27.6
Standard deviation	5.3	5.1	5.4	4.8	5.3	5.1	5.1	3.1	3.1	3.1	3.3	4.1	4.1	4.6	3.2	3.5	4.1	3.9	4.4	4.2	4.5	3.6	3.7	3.6	4.0	4.3	4.0	4.0	4.0

Bor [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	1.00	0.98	1.04	1.01	0.93	0.62	0.65	0.94	0.94	0.91	0.91	0.79	0.54	0.66	0.90	0.94	0.97	0.99	0.95	0.59	0.64	0.92	0.87	0.77	0.86	0.76	0.47	0.54
Mean	0.90	1.00	1.00	0.90	0.80	0.60	0.60	0.90	0.90	0.90	0.90	0.80	0.50	0.60	0.80	0.90	0.90	0.90	0.80	0.50	0.60	0.85	0.80	0.70	0.80	0.70	0.40	0.50
Median	0.30	0.40	0.50	0.50	0.30	0.10	0.20	0.30	0.40	0.50	0.40	0.30	0.10	0.20	0.30	0.40	0.50	0.40	0.20	0.20	0.20	0.20	0.30	0.00	0.40	0.30	0.00	0.20
Minimum	1.80	1.80	1.70	2.20	2.00	1.60	1.20	2.60	2.10	1.60	1.60	1.40	1.10	1.60	2.30	2.00	1.80	2.20	2.10	1.40	1.60	2.60	2.00	1.70	3.60	2.30	1.50	1.70
Maximum	0.35	0.30	0.32	0.34	0.44	0.29	0.25	0.38	0.30	0.26	0.29	0.28	0.25	0.32	0.41	0.33	0.28	0.37	0.38	0.26	0.28	0.42	0.33	0.28	0.44	0.38	0.26	0.27
Standard deviation																												

P AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	46	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	23.7	21.3	19.9	22.5	18.4	17.6	20.1	68.3	68.8	58.1	65.0	64.8	66.4	75.4	55.0	63.4	56.1	63.1	61.1	54.6	57.0	90.4	90.2	89.7	90.1	85.0	82.6	85.1
Mean	20.4	13.7	11.9	16.3	15.0	16.3	15.2	47.4	61.3	47.5	52.1	53.5	45.4	52.1	38.7	43.4	39.5	43.8	33.1	29.9	32.8	72.6	69.8	69.6	78.1	70.1	69.2	65.3
Median	10.1	4.3	2.3	1.9	2.1	2.1	3.1	18.0	13.4	16.3	13.2	12.3	14.3	14.2	14.0	13.7	8.9	11.1	8.8	7.8	8.1	22.2	7.6	16.4	7.8	14.6	9.2	15.9
Minimum	48.8	86.7	80.9	96.4	66.6	65.3	65.1	333.6	361.9	205.0	439.1	423.6	537.4	444.4	310.5	385.3	293.8	280.7	293.4	345.1	400.5	354.2	348.5	286.9	311.0	337.3	292.6	280.6
Maximum	12.0	18.0	19.2	19.1	15.7	14.6	16.0	58.7	57.0	39.9	65.5	64.4	81.1	77.6	53.4	66.7	55.7	59.1	66.3	62.9	71.9	61.9	63.2	60.2	60.0	57.6	56.4	59.6
Standard deviation																												

K AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	46	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	167.1	161.7	193.9	176.8	186.3	168.5	193.1	154.8	175.0	159.7	172.8	183.1	206.8	280.0	143.9	168.4	153.3	172.4	188.8	196.9	236.4	169.4	175.5	167.3	166.6	163.4	171.1	201.9
Mean	125.4	127.4	147.1	153.9	173.8	139.2	164.7	131.3	138.2	138.2	146.5	170.5	188.4	221.2	120.7	123.8	120.2	148.4	148.8	136.4	181.2	144.1	157.3	148.6	152.6	152.7	151.7	189.6
Median	55.3	68.8	84.2	68.3	52.2	79.7	75.8	48.2	54.4	67.2	58.1	66.4	73.9	83.2	48.2	43.9	58.2	49.9	55.5	46.9	45.5	57.6	51.6	63.0	57.5	62.6	69.4	67.4
Minimum	697.2	565.5	598.5	540.0	519.2	402.7	445.7	567.9	764.5	565.0	489.5	404.7	555.1	729.6	787.6	818.0	578.0	820.3	748.0	1007.0	1094.6	702.7	590.5	568.5	539.9	443.3	365.9	476.9
Maximum	115.9	95.1	125.4	91.0	97.1	84.5	86.7	95.7	122.6	90.3	88.7	79.3	105.2	156.7	110.5	132.8	99.2	123.5	131.1	165.3	189.3	97.9	87.5	77.8	78.8	67.3	73.3	87.2
Standard deviation																												

Ca AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	46	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	4777	6163	5145	5234	5563	5767	5663	5737	5917	5715	5285	5289	5042	5309	6937	5702	5199	4966	5423	4930	4546	4462	4712	4749	4540	4573	4435	4555
Mean	3286	4164	3640	3487	3532	3032	3045	2185	2355	2471	2057	2063	2044	2192	2716	2930	3030	2787	2631	2735	2709	1317	1771	1783	1594	1772	1744	1924
Median	1	508	588	491	474	378	397	61	840	865	635	706	647	758	216	668	1051	994	858	951	979	1	497	441	312	536	540	433
Minimum	19450	57580	23580	49047	53798	57237	52448	53203	54780	55280	52603	55984	51998	53738	56752	103440	98800	80705	77962	79606	79354	54744	73020	93050	77030	76648	72972	72350
Maximum	4053	8836	4785	7370	7946	9354	8115	10241	11082	11205	10742	10856	10134	10418	11856	13855	13066	10874	11997	10902	10423	9269	9819	11840	10185	10041	9543	9606
Standard deviation																												

Mg AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	46	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	153.8	167.4	168.8	164.3	170.2	161.3	168.4	121.2	127.9	134.1	135.7	156.4	169.5	186.9	160.6	171.6	180.8	179.5	188.4	189.5	203.3	98.1	114.9	118.8	119.4	125.8	130.3	139.3
Mean	133.3	134.0	153.0	131.9	142.8	135.8	148.6	110.3	118.0	126.0	123.0	152.5	159.8	198.0	151.3	163.0	168.0	161.0	177.6	172.4	191.9	65.9	84.0	85.3	88.8	95.0	106.6	109.5
Median	37.8	57.0	52.0	43.4	60.5	41.6	49.0	27.7	35.0	40.0	51.4	54.7	42.5	61.1	24.3	44.5	70.5	31.9	53.5	37.2	44.8	18.1	25.0	34.0	27.5	40.2	29.1	44.3
Minimum	599.6	666.0	626.0	675.8	712.3	676.3	629.7	288.4	383.0	353.0	350.3	373.2	354.9	393.1	536.7	740.0	716.0	660.6	667.5	636.1	665.7	500.7	600.0	598.0	520.3	589.1	495.2	517.6
Maximum	106.9	123.0	106.9	125.6	120.0	122.8	111.2	64.9	67.6	65.0	67.1	68.4	68.9	75.7	79.5	98.4	97.5	89.7	87.5	84.3	87.8	89.5	98.3	97.4	92.2	92.1	83.2	90.2
Standard deviation																												

Fe AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen								
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7		
Cycle																														
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	48	55	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	101	100
Mean	597.9	596.6	887.9	631.7	705.9	643.1	692.1	321.3	337.6	458.4	437.7	434.4	414.1	450.8	401.8	428.5	546.3	524.6	531.5	494.6	531.9	269.6	304.0	396.9	373.9	368.2	354.7	360.4		
Median	545.0	570.0	736.0	566.0	640.0	575.4	613.5	300.0	322.0	431.0	408.0	425.0	406.2	437.4	354.5	391.0	514.0	445.0	495.0	454.2	486.3	252.0	263.5	333.5	314.5	308.0	322.0	304.4		
Minimum	205.0	264.0	260.0	342.0	370.0	246.8	266.2	71.0	78.0	201.0	124.0	127.0	151.0	146.5	153.0	184.0	213.0	222.0	233.0	189.7	266.0	81.0	112.0	140.0	161.0	156.0	129.1	132.2		
Maximum	1214.0	1681.0	3684.0	1280.0	1355.0	1330.0	1470.3	905.0	652.0	792.0	827.0	731.0	832.8	940.0	1403.0	1153.0	1833.0	1352.0	1473.0	1118.0	1610.6	877.0	1053.0	1456.0	1146.0	1227.0	1306.0	1338.9		
Standard deviation	259.2	297.2	583.4	242.8	280.5	259.0	303.2	160.1	121.0	155.3	156.6	127.0	132.9	188.2	200.8	203.3	244.1	228.0	233.7	211.8	260.5	142.8	166.9	213.8	179.1	193.2	193.2	199.6		

Mn AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	101	100
Mean	321.0	322.1	377.2	345.4	384.5	368.5	328.2	300.0	303.7	333.6	339.3	337.1	312.0	270.2	308.9	330.5	332.7	338.7	335.9	318.6	260.8	283.1	297.0	287.3	294.1	305.0	280.0		
Median	231.0	224.0	235.0	220.0	259.0	260.0	221.5	245.0	283.0	310.0	292.0	310.0	320.0	305.4	244.0	297.0	312.0	310.0	307.0	319.0	294.4	230.0	243.5	263.0	266.5	283.0	277.8	266.0	
Minimum	44.0	46.0	33.0	26.0	25.0	15.0	34.0	84.0	86.0	85.0	39.0	47.0	59.6	33.2	72.0	81.0	46.0	66.0	56.0	50.0	64.8	90.0	97.0	108.0	98.0	93.0	97.0	76.5	
Maximum	1375.0	1306.0	1529.0	1589.0	1362.0	1373.0	966.1	667.0	810.0	755.0	919.0	855.0	796.0	880.2	520.0	621.0	784.0	878.0	814.0	740.0	718.7	728.0	832.0	995.0	994.0	1005.0	1068.0	1023.0	
Standard deviation	253.8	264.9	320.2	311.1	323.4	307.4	272.1	154.2	145.9	155.0	174.8	156.5	154.8	165.4	117.8	127.2	168.4	168.7	159.7	155.0	152.7	112.0	115.9	139.2	134.2	128.6	140.2	128.4	

Cu AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	101	100
Mean	5.4	5.5	5.7	6.2	6.5	8.9	6.2	6.6	6.5	6.2	6.5	6.5	7.3	6.9	5.2	5.4	5.3	5.3	5.7	5.9	5.8	13.5	11.6	12.5	11.8	11.8	12.0	11.9	
Median	4.4	4.7	4.4	4.2	5.0	5.6	4.6	4.9	5.1	4.8	4.6	5.3	5.7	5.6	4.8	4.9	4.6	4.9	5.0	5.5	5.5	5.0	5.1	4.9	5.0	5.2	5.6	5.5	
Minimum	2.1	2.1	1.4	1.4	1.7	2.3	2.1	1.9	1.9	1.1	1.3	1.4	1.9	2.0	2.9	2.1	2.3	2.3	2.6	3.3	2.9	2.0	2.2	1.6	1.8	1.7	2.8	2.2	
Maximum	16.4	18.0	22.0	28.1	22.5	112.9	21.6	70.1	64.5	56.3	69.2	59.5	69.8	62.6	9.8	22.0	12.1	11.7	13.4	12.2	12.2	235.9	244.2	304.3	285.1	248.6	222.2	216.7	
Standard deviation	3.3	3.4	4.3	5.5	4.7	16.4	4.6	10.6	8.8	7.7	9.6	8.1	9.6	8.6	1.8	2.8	2.4	2.2	2.4	2.0	2.0	40.5	34.9	39.9	37.8	35.2	33.4	34.3	

Zn AAE10 [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	101	100
Mean	9.6	9.6	13.1	9.0	8.7	9.9	9.5	5.3	5.3	4.7	4.4	4.5	5.2	5.5	6.0	6.3	5.5	5.5	5.6	5.7	6.5	5.1	5.0	5.2	6.0	4.0	4.3	4.5	
Median	7.5	6.8	6.5	4.9	5.3	5.2	5.9	4.4	4.7	4.3	3.8	4.2	4.5	4.8	5.5	5.4	4.4	4.3	4.6	4.6	5.4	4.0	3.9	3.8	3.2	3.2	3.4	3.7	
Minimum	3.0	2.8	2.5	1.3	2.1	2.4	2.3	2.5	2.5	1.6	1.2	1.3	1.3	1.4	2.6	2.2	2.3	1.9	1.9	1.8	1.9	2.3	1.9	1.2	0.7	0.9	1.2	1.2	
Maximum	41.5	59.2	115.7	108.6	77.9	156.3	80.5	13.3	12.8	10.9	14.3	13.9	18.5	13.3	21.0	27.7	27.5	30.8	28.9	27.4	30.0	19.6	23.5	65.9	168.5	21.2	21.6	21.6	
Standard deviation	7.0	9.3	21.7	15.9	11.7	22.7	12.6	2.7	2.4	1.9	2.7	2.4	2.8	2.8	3.1	3.9	3.9	4.4	4.1	4.0	4.4	3.5	3.7	7.0	17.4	3.3	3.2	3.4	

Cadmium [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle																													
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	101	100
Mean	0.49	0.51	0.45	0.41	0.44	0.42	0.49	0.29	0.28	0.26	0.20	0.17	0.22	0.26	0.31	0.33	0.33	0.21	0.22	0.26	0.32	0.19	0.22	0.19	0.14	0.14	0.19	0.24	
Median	0.39	0.43	0.36	0.40	0.33	0.34	0.40	0.24	0.23	0.18	0.20	0.20	0.19	0.20	0.27	0.27	0.28	0.20	0.20	0.23	0.30	0.15	0.17	0.13	0.12	0.14	0.17	0.20	
Minimum	0.11	0.11	0.06	0.00	0.00	0.15	0.10	0.12	0.07	0.00	0.00	0.00	0.12	0.10	0.13	0.06	0.05	0.00	0.00	0.10	0.10	0.07	0.04	0.00	0.00	0.00	0.09	0.08	
Maximum	1.71	1.88	1.27	1.32	2.12	1.41	1.20	0.81	0.72	0.77	0.75	0.70	0.73	0.77	0.73	0.98	0.90	0.80	0.80	0.70	0.90	0.76	0.89	0.76	0.60	0.52	0.52	0.70	
Standard deviation	0.34	0.36	0.30	0.33	0.38	0.27	0.28	0.15	0.15	0.20	0.16	0.14	0.10	0.11	0.14	0.20	0.19	0.16	0.19	0.12	0.14	0.11	0.14	0.17	0.14	0.12	0.08	0.13	

Cobalt [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
Mean	8.9	7.2	8.5	7.5	7.8	7.3	7.2	7.4	6.3	6.8	6.4	6.5	6.3	6.5	8.5	6.5	7.3	6.3	6.6	6.5	6.7	6.4	5.6	6.2	5.7	5.8	5.9	5.9
Median	7.2	6.7	7.2	6.6	6.6	6.7	6.5	6.8	6.4	6.9	6.5	6.5	6.1	6.5	8.1	6.0	7.0	5.9	6.2	6.1	6.4	5.6	5.1	5.7	5.3	5.3	5.4	5.4
Minimum	0.7	0.5	0.5	0.7	0.6	0.6	0.6	4.2	3.6	3.2	3.4	3.4	3.9	3.7	3.9	3.1	2.8	3.3	3.2	3.1	3.3	3.1	2.9	3.2	2.7	3.1	3.1	3.2
Maximum	30.5	16.7	22.0	19.0	18.0	16.5	16.2	15.1	12.5	12.8	11.4	12.0	12.4	11.3	18.6	13.3	12.8	11.6	13.0	13.0	12.6	13.2	14.3	14.8	14.0	13.0	14.0	13.9
Standard deviation	6.0	4.3	5.5	4.8	4.7	4.1	4.0	2.4	1.6	1.6	1.6	1.6	1.5	1.4	2.8	2.0	2.2	2.0	2.2	2.0	2.0	2.3	1.7	2.2	1.8	1.8	1.8	1.8

Chrom [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
Mean	13.9	12.7	16.7	16.9	16.5	17.1	18.1	18.4	22.2	25.4	24.5	24.1	24.6	25.6	23.2	21.2	24.0	24.1	24.3	24.4	25.3	18.3	19.3	22.4	22.9	22.3	23.5	24.5
Median	11.9	8.5	14.4	14.0	14.0	13.7	14.7	16.5	20.8	26.5	24.0	25.0	24.8	25.1	19.4	20.6	23.8	25.0	25.5	25.0	25.9	15.5	17.8	20.1	21.0	20.5	21.5	22.8
Minimum	4.4	4.3	5.1	5.8	5.6	7.1	6.3	7.5	7.6	9.9	15.0	16.0	17.8	18.5	8.1	7.2	5.9	11.9	11.0	11.3	12.6	7.8	6.9	9.3	13.0	13.0	12.5	13.3
Maximum	71.5	42.9	64.6	56.0	58.0	61.9	64.0	37.8	42.0	41.1	41.0	36.7	34.4	37.2	58.0	56.0	42.8	52.0	49.0	46.3	50.6	48.8	41.4	62.4	59.0	51.0	57.7	58.3
Standard deviation	11.2	9.0	10.1	10.2	10.4	10.5	11.0	6.1	7.5	7.4	4.7	4.6	3.9	4.1	10.9	9.0	8.0	7.3	7.4	6.7	7.0	8.7	7.0	9.3	7.6	7.4	7.7	7.7

Kupfer [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
Mean	16.7	14.3	15.8	15.3	16.2	23.8	17.7	18.7	16.8	17.7	16.8	17.1	17.4	19.2	18.0	15.1	16.1	14.8	15.6	15.5	17.4	27.0	25.4	22.7	22.9	23.9	23.2	26.8
Median	14.6	11.0	12.5	12.0	13.0	13.8	13.6	16.8	15.5	16.1	15.0	16.0	15.6	17.5	16.3	13.7	14.7	14.0	14.0	14.7	16.6	15.0	14.3	13.7	13.1	14.0	14.1	16.0
Minimum	5.0	3.3	2.5	3.6	3.3	3.0	4.5	5.7	5.6	4.1	4.5	4.3	4.8	5.8	10.2	7.9	7.6	7.4	7.4	8.8	9.9	5.0	4.9	4.0	3.4	3.8	4.8	4.4
Maximum	49.7	49.5	57.8	53.0	56.0	406.0	60.9	99.0	101.0	81.8	96.0	90.9	93.4	96.7	35.0	33.0	28.5	28.0	31.0	30.1	33.7	375.0	419.0	372.3	410.0	390.0	354.0	388.0
Standard deviation	10.4	9.7	10.8	11.0	11.2	59.0	11.7	14.4	13.2	10.8	12.6	12.0	12.2	12.4	6.5	5.5	5.7	5.3	5.4	5.4	5.6	58.9	59.2	48.2	54.2	53.5	50.1	59.9

Nickel [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	47	47	47	47	47	47	47	39	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
Mean	24.3	19.9	21.9	20.6	21.2	20.3	20.1	28.1	26.5	28.0	25.9	26.1	25.7	26.2	27.6	23.9	25.0	23.2	23.9	23.8	23.9	23.5	22.7	23.0	22.4	22.8	23.6	23.5
Median	18.8	15.2	15.9	17.0	17.0	16.2	15.6	28.0	26.4	29.7	26.0	27.0	26.9	27.0	27.0	23.4	25.2	23.5	24.0	23.7	23.2	20.3	20.1	19.5	20.0	20.0	20.6	19.9
Minimum	3.1	2.0	2.1	2.2	2.0	3.3	2.7	13.2	11.9	13.0	12.3	12.0	14.0	13.9	12.0	8.5	9.1	9.0	8.2	9.8	9.2	10.4	10.0	10.4	10.0	11.0	11.8	10.9
Maximum	173.0	100.0	113.0	98.9	98.0	96.5	103.0	47.9	59.0	55.9	57.0	52.6	44.4	47.5	55.0	47.1	43.7	43.0	40.9	41.5	42.4	65.2	71.2	71.4	69.0	63.0	69.0	67.3
Standard deviation	29.8	19.5	20.9	18.6	18.8	17.8	18.7	8.9	8.9	8.3	8.2	8.0	6.4	7.0	10.5	8.9	8.5	8.2	8.4	7.7	7.6	10.4	10.1	10.5	9.7	10.0	9.9	9.8

Blei [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
Mean	45.0	26.7	29.7	32.7	37.8	31.3	32.8	17.3	15.1	21.9	16.0	15.7	16.5	16.9	20.0	17.1	18.3	17.4	19.3	18.3	18.6	13.3	12.9	12.8	12.8	13.3	13.4	13.9
Median	22.0	19.6	22.4	21.0	20.4	20.4	21.2	15.6	14.9	15.2	16.0	15.5	16.0	16.4	20.0	17.1	18.1	17.0	17.8	17.7	18.2	13.1	11.7	11.7	11.6	12.0	12.2	12.5
Minimum	13.2	11.8	11.7	12.2	13.2	13.2	13.8	10.9	10.2	9.4	8.8	8.9	9.4	10.3	11.0	10.6	9.8	8.3	10.0	9.8	10.9	7.5	7.9	7.5	6.7	8.0	6.8	8.4
Maximum	950.0	149.6	296.9	380.0	697.0	408.0	422.9	31.3	25.9	311.4	30.0	27.0	29.7	26.1	35.3	32.6	36.7	37.0	88.6	32.5	39.3	24.0	31.4	30.4	29.4	29.0	31.3	32.7
Standard deviation	138.2	26.5	41.5	54.9	100.7	57.9	59.9	4.8	3.7	43.3	4.4	4.3	4.1	4.0	5.3	4.0	5.0	4.6	10.5	4.4	4.9	3.6	4.3	4.5	4.7	4.2	4.6	4.9

Zink [ppm]	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen							
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Cycle	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	55	55	55	55	55	55	55	56	101	101	101	101	101	101	100
N	67.5	61.0	69.1	62.1	61.7	61.1	64.3	54.8	46.7	52.3	47.2	47.4	48.5	51.0	65.3	53.6	57.5	52.0	53.3	53.6	57.1	43.8	40.9	44.6	42.2	40.5	41.5	44.2	
Mean	67.5	61.0	69.1	62.1	61.7	61.1	64.3	54.8	46.7	52.3	47.2	47.4	48.5	51.0	65.3	53.6	57.5	52.0	53.3	53.6	57.1	43.8	40.9	44.6	42.2	40.5	41.5	44.2	
Median	63.3	50.8	60.9	54.0	55.0	53.2	60.4	48.4	44.4	50.3	47.0	47.2	48.6	49.2	61.0	51.5	54.3	49.8	51.0	52.0	56.1	40.6	36.6	40.9	37.0	36.4	38.9	40.2	
Minimum	27.2	20.5	22.5	20.0	19.0	16.8	18.4	32.8	26.5	25.5	26.0	22.0	25.5	28.0	28.0	28.8	29.4	26.9	25.0	26.6	29.0	22.6	23.8	14.3	24.0	23.5	23.2	26.1	
Maximum	156.0	143.0	168.8	190.0	170.0	232.0	158.8	114.0	81.2	92.3	87.5	77.0	87.4	82.3	141.0	114.0	112.0	100.0	110.0	105.0	101.4	104.0	107.8	142.5	250.0	100.0	100.7	113.1	
Standard deviation	27.7	31.2	32.8	33.2	32.0	33.9	28.2	18.4	11.8	12.7	12.3	11.5	11.6	11.2	22.9	16.8	16.4	14.8	15.2	14.8	13.5	15.2	14.3	18.0	25.9	14.2	13.4	15.1	

ATP	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	41	47	47	47	47	47	47	33	47	47	47	47	47	31	55	55	55	55	55	56	67	101	101	101	101	101	100	
N	3888	3196	3217	2682	2200	2691	4086	1763	2050	1456	1216	1069	1771	2474	2814	2235	2077	2022	1612	2146	3273	1056	1109	899	769	657	915	1097
Mean	3888	3196	3217	2682	2200	2691	4086	1763	2050	1456	1216	1069	1771	2474	2814	2235	2077	2022	1612	2146	3273	1056	1109	899	769	657	915	1097
Median	3779	2975	2797	2183	1935	2332	3308	1662	1528	1235	1030	982	1496	1814	2543	2080	1546	1846	1526	1753	2965	869	805	771	644	555	813	975
Minimum	1467	684	850	664	807	677	1021	663	587	450	230	356	317	628	760	720	541	560	574	408	714	197	285	102	223	126	136	120
Maximum	9794	9928	8951	6329	5219	6963	13212	4691	12851	3783	3265	2164	5399	8063	5834	4333	4940	5087	3598	7439	9346	4246	2859	4354	2482	2489	3466	2745
Standard deviation	1795	1667	1736	1389	1054	1559	2409	895	1872	764	706	448	1107	1595	1402	933	1162	1041	739	1257	1773	670	674	614	460	380	603	674

C Min	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	41	47	47	47	47	47	47	33	47	47	47	47	47	31	55	55	55	55	55	56	67	101	101	101	101	101	100	
N	3408	2666	2719	2543	2575	2429	3488	1084	1029	1146	1057	1130	1223	1809	1660	1554	1687	1627	1586	1615	2350	588	610	670	590	610	641	891
Mean	3408	2666	2719	2543	2575	2429	3488	1084	1029	1146	1057	1130	1223	1809	1660	1554	1687	1627	1586	1615	2350	588	610	670	590	610	641	891
Median	2979	2346	2514	2345	2575	2251	3473	1008	902	1089	986	1043	1149	1671	1425	1431	1551	1608	1516	1574	2336	531	553	608	547	520	607	873
Minimum	1514	1037	1220	1215	955	1022	1780	298	349	255	377	210	525	686	561	664	939	626	339	638	800	79	252	303	171	216	161	239
Maximum	7753	7160	5221	6162	8890	4498	5457	3878	3427	2414	3010	2797	3026	4288	3359	3181	3428	2681	2764	3077	3968	1912	1552	1542	1661	1623	1689	1925
Standard deviation	1318	1110	879	903	1167	832	937	678	536	465	494	518	495	808	683	505	572	452	537	597	711	326	271	238	259	291	295	351

CO2/ATP	Alpweiden							Nutzungsänderung							Naturwiesen							Ackerflächen						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Cycle	41	47	47	47	47	47	47	33	47	47	47	47	47	31	55	55	55	55	55	56	67	101	101	101	101	101	100	
N	7.9	6.8	7.2	8.2	8.8	8.0	8.4	4.2	3.9	5.7	6.5	7.0	5.8	6.8	4.4	5.4	6.8	6.5	7.2	6.8	6.9	3.8	4.2	6.0	5.7	6.7	5.7	8.3
Mean	7.9	6.8	7.2	8.2	8.8	8.0	8.4	4.2	3.9	5.7	6.5	7.0	5.8	6.8	4.4	5.4	6.8	6.5	7.2	6.8	6.9	3.8	4.2	6.0	5.7	6.7	5.7	8.3
Median	7.3	6.7	6.9	7.0	7.5	6.6	7.5	3.8	3.7	5.6	5.6	6.7	4.7	6.0	4.4	5.1	6.0	5.3	6.8	6.3	6.2	3.6	4.1	5.5	5.2	5.9	4.8	6.2
Minimum	3.2	2.5	2.4	2.1	1.7	1.2	2.6	1.7	1.0	1.4	1.9	1.7	1.3	2.3	1.7	1.5	2.0	2.4	1.8	0.5	1.4	1.9	0.9	1.3	2.3	1.5	0.2	2.2
Maximum	15.9	18.6	16.4	20.2	24.8	20.1	17.7	12.7	9.4	13.0	15.0	16.2	19.7	18.8	11.7	12.5	31.0	13.9	15.5	19.0	15.6	10.8	13.6	26.9	16.2	18.3	17.3	41.7
Standard deviation	3.5	3.2	3.2	4.5	4.4	4.7	3.8	2.3	1.9	2.4	3.1	3.1	3.8	3.1	1.8	2.6	4.5	2.9	3.0	4.1	3.3	1.4	2.2	3.5	2.4	3.2	3.5	6.0

P CO ₂ [index]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle																
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	8.7	5.9	6.2	5.1	135.3	96.2	92.3	100.7	8.5	7.6	15.6	11.2	10.9	6.9	6.3	9.9
Median	4.8	5.7	5.5	4.6	111.9	82.7	95.5	96.9	5.7	4.4	5.0	7.5	11.2	5.3	5.4	8.7
Minimum	2.9	2.5	1.5	1.4	30.4	29.8	7.7	55.7	1.7	2.4	2.8	2.7	3.5	3.1	2.5	2.9
Maximum	27.1	9.5	13.8	11.4	419.5	273.8	166.7	155.0	34.3	37.9	170.9	41.9	20.9	12.1	13.1	22.0
Standard deviation	9.4	2.5	4.7	3.3	92.6	55.4	43.2	32.4	8.1	8.4	35.5	10.5	6.0	3.7	3.5	6.7

K CO ₂ [index]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle																
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	1.8	1.3	1.6	1.6	7.5	6.1	6.0	6.0	1.1	1.1	1.7	1.8	1.8	1.6	1.5	2.3
Median	1.4	1.1	1.6	1.4	6.6	6.6	4.9	5.0	1.1	1.0	0.9	1.5	1.0	1.1	1.3	1.3
Minimum	0.6	0.9	0.6	0.5	0.5	0.6	1.5	2.2	0.3	0.4	0.2	0.7	0.5	0.4	0.5	0.7
Maximum	3.5	2.3	2.7	3.0	22.8	12.7	10.9	16.8	2.4	2.4	12.8	4.2	5.4	3.6	3.4	6.4
Standard deviation	1.2	0.5	0.9	0.9	5.6	4.0	3.2	3.9	0.6	0.6	2.5	1.0	1.9	1.2	1.1	2.1

P AAE10 [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle																
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	32.5	20.4	25.7	22.1	467.4	423.4	373.6	420.3	49.0	43.9	71.3	56.1	88.8	69.6	56.1	60.1
Median	17.3	12.3	15.8	12.1	425.2	401.8	329.0	411.0	19.1	17.6	15.4	24.9	70.8	43.9	45.5	56.1
Minimum	6.3	9.7	8.7	5.9	157.6	155.4	19.6	149.2	5.7	4.8	6.7	8.4	35.1	20.7	18.4	13.9
Maximum	118.8	62.4	72.6	80.0	1000.0	857.5	870.8	834.6	296.4	287.4	679.5	302.3	215.7	183.3	149.7	124.4
Standard deviation	42.6	20.7	26.8	28.6	260.9	224.7	226.6	193.7	75.4	71.1	152.7	82.1	67.4	61.0	44.7	39.4

K AAE10 [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle																
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	81.7	70.6	76.4	75.2	230.2	199.1	222.0	209.6	68.2	73.9	83.9	88.2	95.9	86.1	90.4	103.1
Median	79.7	61.5	75.1	64.8	181.6	193.6	188.4	196.9	63.0	68.4	62.2	78.1	69.0	71.6	82.7	79.0
Minimum	48.0	54.2	34.2	53.9	75.0	75.0	82.2	75.6	32.9	44.2	37.3	62.6	44.3	37.7	42.3	48.3
Maximum	118.2	102.4	114.5	118.0	584.7	393.7	497.3	448.3	127.1	132.7	396.5	152.4	241.6	191.4	182.0	200.9
Standard deviation	29.9	19.5	31.2	25.2	138.7	101.4	109.2	102.9	19.4	19.1	70.9	25.6	74.0	55.7	51.6	64.0

Cadmium [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle																
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	0.08	0.12	0.18	0.22	0.17	0.25	0.25	0.34	0.21	0.18	0.22	0.27	0.05	0.08	0.17	0.28
Median	0.05	0.10	0.20	0.20	0.10	0.30	0.22	0.36	0.20	0.20	0.20	0.20	0.00	0.05	0.17	0.30
Minimum	0.00	0.00	0.10	0.16	0.00	0.00	0.14	0.18	0.00	0.00	0.15	0.12	0.00	0.00	0.11	0.19
Maximum	0.20	0.30	0.22	0.40	0.60	0.50	0.41	0.50	0.70	0.59	0.44	0.60	0.30	0.20	0.27	0.50
Standard deviation	0.10	0.12	0.05	0.09	0.19	0.15	0.10	0.09	0.19	0.14	0.07	0.13	0.12	0.10	0.05	0.11

Chrom [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	17.3	15.8	18.0	19.7	26.0	22.5	21.7	25.5	20.5	20.0	22.0	22.0	25.3	22.0	23.2	23.6
Median	17.5	15.0	16.7	19.4	27.0	24.0	21.9	27.3	21.5	19.5	21.4	22.2	23.5	22.0	23.1	21.5
Minimum	10.0	9.8	10.6	10.7	15.0	13.0	14.1	15.9	14.0	12.0	14.8	15.2	15.0	15.0	14.8	15.4
Maximum	22.0	21.0	26.1	29.2	39.0	36.0	30.7	38.1	37.0	40.1	35.3	45.4	35.0	28.0	30.7	33.2
Standard deviation	4.8	4.2	6.0	6.7	8.6	7.3	5.5	7.1	5.0	5.5	5.5	6.3	7.4	4.7	5.8	6.7

Kupfer [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	43.9	31.2	60.7	26.0	34.5	33.1	32.5	37.7	20.1	18.8	18.6	21.7	13.0	13.2	12.7	14.7
Median	16.5	17.5	16.0	17.3	32.0	33.0	30.2	36.9	16.0	15.7	16.7	17.9	12.0	11.3	14.4	15.6
Minimum	7.4	8.2	7.6	9.5	15.0	17.0	14.9	18.1	11.0	11.0	11.8	13.4	8.4	7.0	6.4	8.4
Maximum	190.0	110.0	242.0	73.6	76.0	66.0	72.9	78.1	68.0	49.0	50.1	60.2	19.0	20.0	18.3	20.0
Standard deviation	71.7	38.9	101.5	23.9	16.9	13.1	16.8	15.9	12.4	8.7	8.3	10.3	4.7	5.6	4.6	4.8

Nickel [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	21.5	21.0	24.2	23.9	21.1	20.5	21.1	22.0	25.3	24.5	25.1	24.4	22.5	21.2	21.8	21.6
Median	20.0	18.0	19.9	19.8	21.0	20.0	21.1	23.1	25.0	24.5	24.3	24.5	22.0	20.5	19.2	19.2
Minimum	16.0	15.0	15.8	15.3	14.0	13.0	13.8	15.1	14.0	12.0	13.2	13.4	18.0	18.0	18.3	17.9
Maximum	28.0	30.0	38.7	40.6	31.0	30.0	30.0	30.4	47.0	48.4	40.7	51.8	28.0	26.0	30.8	27.1
Standard deviation	5.3	6.3	9.8	10.1	5.6	5.3	5.5	5.5	7.5	7.7	7.1	7.5	4.7	3.4	4.5	4.0

Blei [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	28.3	28.0	30.1	34.3	58.5	55.3	59.5	55.2	30.8	28.8	26.4	32.7	27.8	26.5	26.7	25.4
Median	25.5	25.5	25.8	24.7	37.0	39.0	30.1	38.0	23.0	21.4	20.5	20.7	18.5	18.5	20.7	19.6
Minimum	12.0	13.0	16.3	14.9	12.0	11.0	11.9	12.8	13.0	12.0	13.1	14.7	13.0	10.0	10.2	10.3
Maximum	60.0	55.0	57.8	61.1	180.0	190.0	231.0	203.0	93.0	130.0	66.9	162.3	70.0	68.0	66.4	58.2
Standard deviation	16.7	14.1	16.2	20.4	54.4	49.8	63.1	53.7	20.9	23.7	13.8	32.6	21.7	21.6	19.0	16.3

Zink [ppm]	Grünanlagen				Familiengärten				Spielplätze				Dauerwiesen			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cycle	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
N	6	6	5	6	15	15	14	14	26	26	25	24	6	6	7	7
Mean	50.5	47.8	49.6	47.4	103.6	94.0	92.5	99.9	52.9	53.6	55.3	55.6	44.3	41.8	43.0	44.8
Median	55.0	50.5	50.7	46.2	82.0	86.0	73.8	92.4	49.5	49.0	48.5	49.6	41.0	36.5	42.3	43.1
Minimum	36.0	34.0	33.9	35.9	47.0	48.0	39.7	48.5	35.0	33.0	37.0	37.3	29.0	24.0	21.8	23.3
Maximum	60.0	57.0	62.4	63.1	230.0	180.0	206.0	195.0	110.0	110.0	92.1	106.5	67.0	66.0	64.2	70.1
Standard deviation	10.3	9.7	12.1	9.2	56.3	41.8	54.3	45.2	17.1	18.9	16.1	17.7	12.8	14.8	12.9	14.4

A2 Anhang 2

Rindvieh: Mittlerer Rinderbestand pro Zyklus und Bezirk während der 7 Zyklen im Kanton Freiburg

Zyklen	Zyklus 1 1987 - 1991	Zyklus 2 1992 - 1996	Zyklus 3 1997 – 2001	Zyklus 4 2002 - 2006	Zyklus 5 2007 - 2011	Zyklus 6 2012-2016	Zyklus 7 2017-2021	Entwicklung zwischen dem 1. und 7. Zyklus
Broye	19930	18583	15750	14723	14086	12782	12218	-39%
Glane	28159	27854	26235	26065	26322	25922	25054	-11%
Greyerz	26803	26544	25243	25019	24507	24996	25802	-4%
See	14042	13217	11654	10724	11218	10707	9805	-30%
Saane	27133	26418	24535	23635	24643	24670	23845	-12%
Sense	27241	26445	23841	22622	22901	22529	21501	-21%
Vivisbach	13112	13027	12492	12612	12720	12917	12802	-2%
Kanton	22345	21727	19964	19343	19485	19218	18718	-16%

Geflügel: Mittlerer Geflügelbestand pro Zyklus und Bezirk während der 7 Zyklen im Kanton Freiburg

Zyklen	Zyklus 1 1987 - 1991	Zyklus 2 1992 - 1996	Zyklus 3 1997 – 2001	Zyklus 4 2002 - 2006	Zyklus 5 2007 - 2011	Zyklus 6 2012-2016	Zyklus 7 2017-2021	Entwicklung zwischen dem 1. und 7. Zyklus
Broye	122066	162652	178092	300265	330284	405917	479304	293%
Glane	64278	72911	77004	97083	145071	193717	198094	208%
Greyerz	33525	61668	80108	83958	110510	146697	160843	380%
Saane	129277	161518	167308	156091	163185	189435	241302	87%
See	176406	222110	222490	253147	272403	259002	288469	64%
Sense	417570	476878	447547	451974	452698	511861	533156	28%
Vivisbach	4130	5897	9242	7804	7892	9178	11143	170%
Kanton	135322	166233	168827	192903	211720	245115	273187	102%

Grangeneuve
Route de Grangeneuve 31
1725 Posieux

T +41 26 305 55 00
grangeneuve@fr.ch
www.grangeneuve.ch