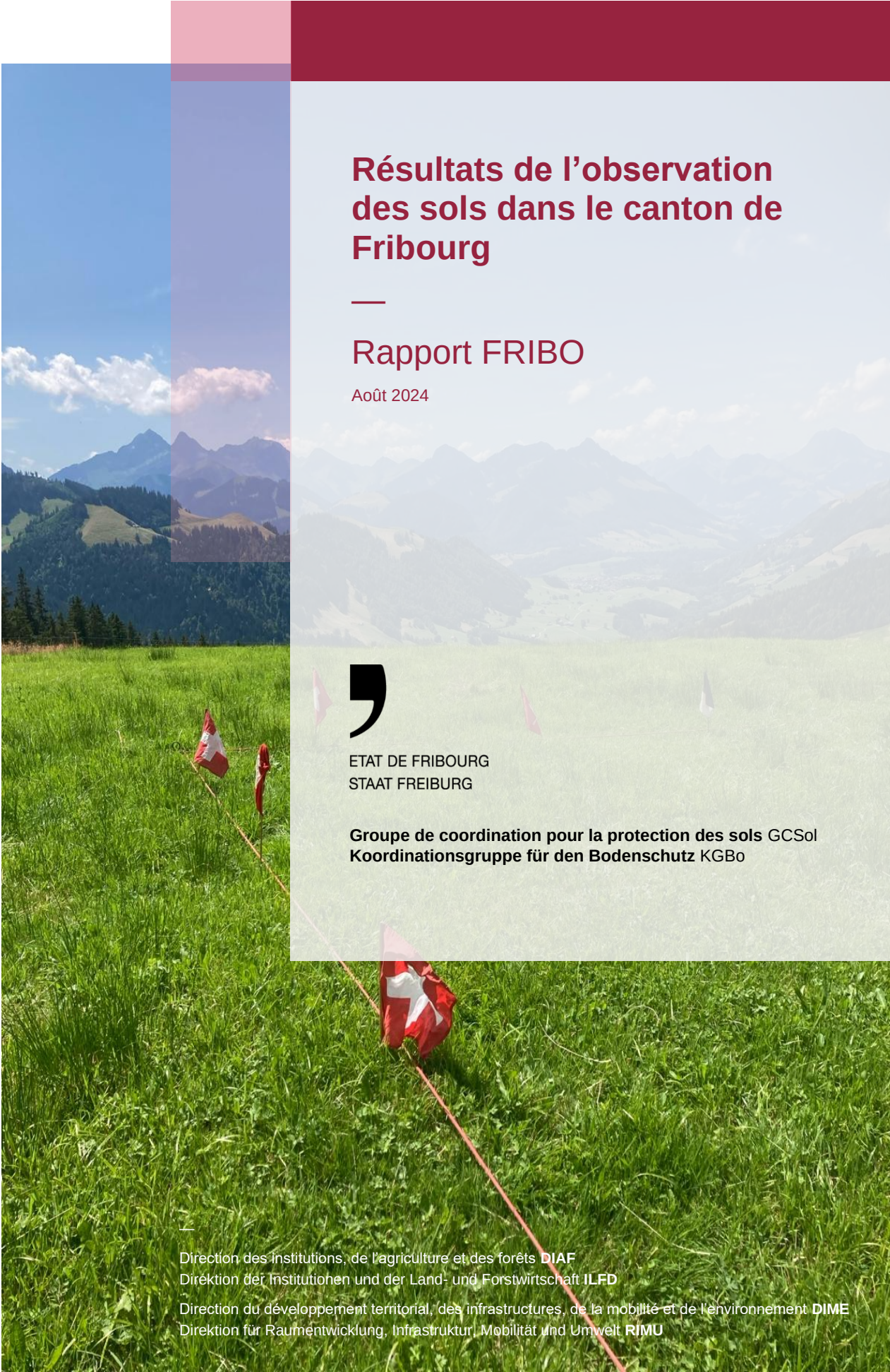




Résultats de l'observation des sols dans le canton de Fribourg

Rapport FRIBO

Août 2024



ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

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

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

Elaboré par :	Grangeneuve Section Agriculture Rte de Grangeneuve 31, 1725 Posieux Contact sols agricoles : Fabrice Petel, fabrice.petel@fr.ch, www.grangeneuve.ch
	Service de l'environnement Impasse de la Colline 4, 1762 Givisiez Contact sols urbains : Thilo Dürr-Auster, thilo.duerr-auster@fr.ch
	Service des forêts et de la nature Route du Mont Carmel 5, 1762 Givisiez Contact Sols forestiers : Julien Plaschy, julien.plaschy01@fr.ch
Rédaction et traitement des données :	Fabrice Petel, Grangeneuve Sarah Busmann, Grangeneuve Adrian von Niederhäusern, Grangeneuve
Analyses des échantillons de sols :	Sol-Conseil, Route de Nyon 21, 1196 Gland
Dashboard pour la visualisation des données en ligne :	Rafael Tapia, Grangeneuve Lillia Spring Boukrif, Grangeneuve
Relecture :	Dr. Thilo Dürr-Auster, Service de l'environnement Barbara Gfeller-Laban, Service de l'environnement Julien Plaschy, Service des forêts et de la nature Pierre Aeby, Grangeneuve Marwa Abdoulaye, Grangeneuve Sophie Neuhaus, Grangeneuve
Mise en page :	Jane Romanens, Grangeneuve Guillaume Vecchi, Grangeneuve
Photo de couverture :	Fabrice Petel, Grangeneuve

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet aurait été naturellement impossible sans la collaboration active des agriculteurs, des communes, des détenteurs de jardins familiaux et d'espaces verts, et de l'association des jardins familiaux. Tous sont intégrés dans le réseau FRIBO. Nous tenons à les remercier pour leur disponibilité.

Nous remercions chaleureusement les personnes et organismes qui ont apporté leur aide à la réalisation de cette étude :

- > Service de l'environnement (SEn)
- > Service des forêts et de la nature (SFN)
- > Dr. Thomas Guillaume et Dr. Luca Bragazza (Agroscope Changins), Dr. Juliane Hirte (Agroscope Reckenholz), Dr. Andreas Gubler (NABO), Jonas Siegrist et Serge Amiguet (Sol-conseil) pour leur disponibilité et leurs conseils quant à l'interprétation des résultats ainsi que Dr. Mélissa Peignier pour le soutien statistique
- > Les collègues de Grangeneuve
- > Tous les assistants qui ont participé à la collecte des données sur le terrain

TABLE DES MATIÈRES

IMPRESSUM	2	2.2.4 Métaux lourds	92
REMERCIEMENTS	3	2.2.5 Paramètres biologiques	114
TABLE DES MATIÈRES	4	3 Sols urbains	119
RÉSUMÉ FRIBO	5	3.1 Méthodologie	119
FRIBO-ZUSAMMENFASSUNG	7	3.1.1 Historique du réseau	119
FRIBO SUMMARY	9	3.1.2 Description des sites	119
ABRÉVIATIONS	11	3.2 Résultats	122
INDEX DES FIGURES	13	3.2.1 Phosphore	122
INDEX DES TABLEAUX	18	3.2.2 Potassium	126
INDEX DES CARTES	19	3.2.3 Métaux lourds	130
1 Introduction	21	3.2.4 Synthèse sur les sols urbains	145
2 Sols agricoles	22	4 Sols forestiers	146
2.1 Méthodologie	22	4.1.1 Méthodologie	146
2.1.1 Utilisation des sols	25	4.1.2 pH	147
2.1.2 Analyses statistiques	29	4.1.3 Métaux lourds	149
2.1.3 Méthodes d'analyses des éléments	32	5 Etudes parallèles et collaboration avec les institutions	150
2.1.4 Données météorologiques, Grangeneuve	34	5.1 Etudes parallèles	150
2.2 Résultats	36	5.2 Collaborations	153
2.2.1 Caractéristiques physiques et chimiques des sols	36	6 Conclusions	154
2.2.2 Eléments nutritifs	53	7 Bibliographie	155
2.2.3 Oligo-éléments	89	A1 Annexe 1	158
		A2 Annexe 2	165

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.

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 Netzwerks. 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 Netzwerk wurde zwischen 2004 und 2006 durch ein Netzwerk 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 Netzwerk aufgenommen wurden. Diese Waldstandorte wurden 2018 zum dritten Mal beprobt.

Ergebnisse 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 Naturweisen 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 geringerem 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.

Ergebnisse 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...).

Ergebnisse 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-Netzwerk 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.

(Der Bericht ist auch auf Deutsch verfügbar)

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.

ABRÉVIATIONS

AAE10	Acétate d'ammonium + EDTA
ALP	Alpage
ATP	Adénosine triphosphate
B	Bore
CA	Changement d'affectation
Ca	Calcium
CaCl ₂	Chlorure de calcium
Cd	Cadmium
CEC	Capacité d'échange cationique
Co	Cobalt
CO ₂	Dioxyde de carbone
COT	Carbone organique total
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DBF	Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages (2009)
Fe	Fer
FRIBO	Réseau fribourgeois d'observation des sols
Gn	Grangeneuve
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Hg	Mercure
K	Potassium
meq	Milliéquivalent
Mn	Manganèse
Mg	Magnésium
MO	Matière organique
Ni	Nickel
OSol	Ordonnance sur les atteintes portées aux sols
P	Phosphore
PCB	Polychlorobiphényle
PP	Prairie permanente
PRIF	Principes de fertilisation des cultures agricoles en Suisse, 2017 (anciennement DBF, 2009)
Pb	Plomb
PER	Prestations écologiques requises

SAU	Surface agricole utile
SEn	Service de l'environnement
SFN	Service des forêts et de la nature
TA	Terre assolée
Zn	Zinc

INDEX DES FIGURES

Figure 2.1.1-1: Date de visite des alpages au cours des 7 cycles.	22
Figure 2.1.1-2: Date de visite des prairies permanentes au cours des 7 cycles.	23
Figure 2.1.1-3: Date de visite des terres assolées au cours des 7 cycles.	23
Figure 2.1.1-4 : Schéma d'échantillonnage (à gauche) et photo d'un site FRIBO (à droite).....	24
Figure 2.1.2-1 : Exemple de relations linéaires entre les teneurs en éléments chimiques et le temps.....	31
Figure 2.1.4-1 : Températures moyennes annuelles mesurées sur la station météo de Grangeneuve (652 m s. mer), sur la période 1987-2021.	34
Figure 2.1.4-2: Précipitations moyennes annuelles mesurées sur la station météo de Grangeneuve (652 m s. mer), sur la période 1987-2021.	35
Figure 2.2.1-1 : Evolution du taux de matière organique en fonction de l'utilisation du sol.....	40
Figure 2.2.1-2: Evolution du taux de matière organique entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	40
Figure 2.2.1-3: Evolution du taux de matière organique entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).....	40
Figure 2.2.1-4: Pourcentage des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le potentiel de fourniture d'azote, barème PRIF 2017.....	42
Figure 2.2.1-5: Pourcentage de sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le ratio MO/argile, barème STRUDEL	43
Figure 2.2.1-6: Valeurs du ratio MO/Argile des différentes utilisations du sol au 7 ^e cycle selon le barème STRUDEL.....	45
Figure 2.2.1-7 : Evolution du pH en fonction de l'utilisation du sol.	48
Figure 2.2.1-8: Evolution du pH entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	48
Figure 2.2.1-9: Evolution du pH entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	49
Figure 2.2.1-10: Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème PRIF 2017	50
Figure 2.2.2-1 : Evolution du phosphore soluble en fonction de l'utilisation du sol.....	54
Figure 2.2.2-2: Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	54
Figure 2.2.2-3: Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).....	54
Figure 2.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO ₂ selon le barème PRIF 2017.....	55
Figure 2.2.2-5 : Evolution du phosphore de réserve en fonction de l'utilisation du sol.....	59
Figure 2.2.2-6 : Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	59

Figure 2.2.2-7 : Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	60
Figure 2.2.2-8: Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017.....	60
Figure 2.2.2-9: Evolution du potassium soluble en fonction de l'utilisation du sol.	66
Figure 2.2.2-10: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	66
Figure 2.2.2-11: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).....	66
Figure 2.2.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO ₂ selon le barème PRIF 2017	67
Figure 2.2.2-13 : Evolution du potassium de réserve en fonction de l'utilisation du sol.	71
Figure 2.2.2-14: Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	71
Figure 2.2.2-15: Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	71
Figure 2.2.2-16 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017	72
Figure 2.2.2-17 : Evolution du magnésium soluble en fonction de l'utilisation du sol.....	76
Figure 2.2.2-18: Evolution du taux de magnésium soluble entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	77
Figure 2.2.2-19: Evolution du taux de magnésium soluble entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	77
Figure 2.2.2-20 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl ₂ selon le barème PRIF 2017	78
Figure 2.2.2-21 : Evolution du magnésium de réserve en fonction de l'utilisation du sol.	81
Figure 2.2.2-22 : Evolution du taux de magnésium de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).....	81
Figure 2.2.2-23: Evolution du taux de magnésium de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	82
Figure 2.2.2-24 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème PRIF 2017 ...	82
Figure 2.2.2-25 : Evolution du calcium de réserve en fonction de l'utilisation du sol.	86
Figure 2.2.2-26: Evolution du taux de calcium de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	87
Figure 2.2.2-27: Evolution du taux de calcium de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).....	87
Figure 2.2.3-1 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du bore AAE10 selon le barème PRIF 2017. .	89
Figure 2.2.3-2: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du fer AAE10 selon le barème interne de Sol-Conseil.....	90
Figure 2.2.3-3 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du manganèse AAE10 selon le barème interne de Sol-Conseil.	91
Figure 2.2.4-1: Evolution générale des teneurs en cadmium en fonction de l'utilisation du sol.	94
Figure 2.2.4-2 : Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	94

Figure 2.2.4-3: Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).....	95
Figure 2.2.4-4 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cadmium selon l'OSol.....	96
Figure 2.2.4-5 : Evolution générale des teneurs en cuivre en fonction de l'utilisation du sol.....	99
Figure 2.2.4-6: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	99
Figure 2.2.4-7: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	100
Figure 2.2.4-8 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol.	101
Figure 2.2.4-9: Evolution générale des teneurs en plomb en fonction de l'utilisation du sol.	104
Figure 2.2.4-10: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	104
Figure 2.2.4-11: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	105
Figure 2.2.4-12 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du plomb selon l'OSol.	106
Figure 2.2.4-13 : Evolution générale des teneurs en zinc en fonction de l'utilisation du sol.	109
Figure 2.2.4-14: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	109
Figure 2.2.4-15: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	110
Figure 2.2.4-16: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol.....	111
Figure 2.2.5-1 : Evolution générale de la biomasse ATP en fonction de l'utilisation du sol (en ng ATP/g de terre).	115
Figure 2.2.5-2: Evolution de la teneur ATP entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	115
Figure 2.2.5-3: Evolution de la teneur en ATP entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	115
Figure 2.2.5-4 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique en fonction de l'utilisation du sol (en µg MO/g de terre).	117
Figure 2.2.5-5 : Evolution de la minéralisation du carbone organique entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	117
Figure 2.2.5-6: Evolution de la minéralisation du carbone organique entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).	118
Figure 3.2.1-1 : Evolution du phosphore soluble par type d'utilisation du sol selon la méthode d'extraction CO ₂	122
Figure 3.2.1-2 : Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).....	122
Figure 3.2.1-3 : Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	123
Figure 3.2.1-4 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du P CO ₂ selon le barème PRIF 2017.	123

Figure 3.2.1-5: Evolution du phosphore de réserve en fonction de l'utilisation du sol selon la méthode d'extraction AAE10.	124
Figure 3.2.1-6: Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).....	124
Figure 3.2.1-7: Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).....	125
Figure 3.2.1-8: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017.	125
Figure 3.2.2-1 : Evolution du potassium soluble par type d'utilisation du sol selon la méthode d'extraction CO ₂	126
Figure 3.2.2-2: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).....	126
Figure 3.2.2-3: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).....	126
Figure 3.2.2-4: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du K CO ₂ selon le barème PRIF 2017.....	127
Figure 3.2.2-5 : Evolution du potassium de réserve par type d'utilisation du sol selon la méthode d'extraction AAE10.	128
Figure 3.2.2-6 : Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).....	128
Figure 3.2.2-7 : Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).....	128
Figure 3.2.2-8 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017	129
Figure 3.2.3-1 : Evolution des teneurs en cadmium des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol. ...	131
Figure 3.2.3-2: Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).	131
Figure 3.2.3-3: Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	132
Figure 3.2.3-4 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cadmium selon l'OSol.....	132
Figure 3.2.3-5 : Evolution des teneurs en chrome des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.	133
Figure 3.2.3-6: Evolution du taux de chrome entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).	133
Figure 3.2.3-7: Evolution du taux de chrome entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	133
Figure 3.2.3-8: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du chrome selon l'OSol.	134
Figure 3.2.3-9 : Evolution des teneurs en cuivre des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.	135
Figure 3.2.3-10: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).	136
Figure 3.2.3-11: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	136
Figure 3.2.3-12 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol.	136
Figure 3.2.3-13 : Evolution des teneurs en nickel des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.....	137

Figure 3.2.3-14: Evolution du taux de nickel entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).	137
Figure 3.2.3-15: Evolution du taux de nickel entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	138
Figure 3.2.3-16 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du nickel selon l'OSol.....	138
Figure 3.2.3-17 : Evolution des teneurs en plomb des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.	139
Figure 3.2.3-18: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).	140
Figure 3.2.3-19: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	140
Figure 3.2.3-20 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du plomb selon l'OSol.	140
Figure 3.2.3-21 : Evolution des teneurs en zinc des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.....	141
Figure 3.2.3-22: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).	141
Figure 3.2.3-23: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).	142
Figure 3.2.3-24 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol.....	142
Figure 3.2.3-25: Teneurs et évolution des HAP des sites urbains.....	144
Figure 4.1.2-1 : Valeurs du pH des 14 sites pour les 3 cycles forestiers.....	147
Figure 4.1.2-2: Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon un barème interne au SFN.....	148
Figure 4.1.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation des métaux lourds selon l'OSol (v.i. = valeur indicative).....	149

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 2.1.1-1 : Répartition des sites au 7 ^e cycle avec la nouvelle catégorie « changement d’affectation » incluant les sites qui ont changé d’affectation au moins une fois au cours des 7 cycles.	25
Tableau 2.1.1-2 : Changements d'utilisation des sites par rapport au 6 ^e cycle	26
Tableau 2.1.1-3: Pourcentage de terres assolées et de prairies permanentes dans chaque cycle des 47 sites qui ont changé d’affectation.	26
Tableau 2.1.1-4 : Répartition des sites par mode d'utilisation lors du 7 ^e cycle	26
Tableau 2.1.4-1: Températures moyennes de la station météo de Grangeneuve par cycle.	34
Tableau 2.1.4-2: Précipitations annuelles moyennes sur la station météo de Grangeneuve par cycle.	35
Tableau 2.2.1-1 : Classes physiographiques principales appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse.....	36
Tableau 2.2.1-2 : Evolution des moyennes de la capacité d’échange cationique (CEC) en fonction des cycles et des différentes utilisations du sol.....	41
Tableau 2.2.1-3: Appréciation du pH du sol selon les PRIF 2017	49
Tableau 2.2.4-1 : Valeurs indicatives, seuils d’investigation et valeurs d’assainissements des principaux métaux lourds selon OSol en mg/kg de matière sèche de sol (teneurs totales sols agricoles).....	92
Tableau 3.1.2-1 : Distribution des sites en fonction de la commune.....	120
Tableau 3.1.2-2: Distribution des sites en fonction de leur utilisation	120
Tableau 3.2.3-1 : Valeurs indicatives, seuils d’investigation et valeurs d’assainissement des principaux métaux lourds selon l’OSol en mg/kg de matière sèche de sol (ppm).....	130
Tableau 3.2.3-2 : Valeurs indicatives, seuils d’investigation et valeurs d’assainissement du benzo(a)pyrène et de la somme des 16 congénères HAP selon l’OSol en mg/kg de matière sèche de sol (ppm).	143
Tableau 4.1.2-1: Appréciation du pH du sol selon le barème interne du SFN	148

INDEX DES CARTES

Carte 2.1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO au cycle 7, sans la catégorie « changement d'affectation ».	27
Carte 2.1.1-2: Localisation et utilisation des sites FRIBO au cycle 7, avec la catégorie « changement d'affectation ».	28
Carte 2.2.1-1: Principales classes physiographiques des sols selon la carte des sols de la Suisse à l'échelle 1:200'000	37
Carte 2.2.1-2 : Taux d'argile des 250 sites agricoles du réseau FRIBO	38
Carte 2.2.1-3: Appréciation de la teneur en matière organique d'après le barème du STRUDEL - septième cycle	44
Carte 2.2.1-4: Evolution par site du taux de matière organique au cours des sept cycles	47
Carte 2.2.1-5: Appréciation du pH selon le barème des PRIF - septième cycle	51
Carte 2.2.1-6 : Evolution par site du pH au cours des sept cycles	52
Carte 2.2.2-1 : Appréciation de la teneur en P CO ₂ - septième cycle	57
Carte 2.2.2-2: Evolution par sites des teneurs en P CO ₂ au cours des sept cycles	58
Carte 2.2.2-3: Appréciation de la teneur en P AAE10 - septième cycle	62
Carte 2.2.2-4: Evolution par site des teneurs en P AAE10 au cours des sept cycles	63
Carte 2.2.2-5: Appréciation de la teneur en K CO ₂ - septième cycle	68
Carte 2.2.2-6: Evolution par site des teneurs en K CO ₂ au cours des sept cycles	69
Carte 2.2.2-7: Appréciation de la teneur en K AAE10 - septième cycle	74
Carte 2.2.2-8 : Evolution par site des teneurs en K AAE10 au cours des sept cycles	75
Carte 2.2.2-9: Appréciation de la teneur en Mg CaCl ₂ - septième cycle	79
Carte 2.2.2-10 : Evolution par site des teneurs en Mg CaCl ₂ au cours des sept cycles	80
Carte 2.2.2-11 : Appréciation de la teneur en Mg AAE10 - septième cycle	84
Carte 2.2.2-12 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des sept cycles	85
Carte 2.2.2-13 : Evolution par site des teneurs en Ca AAE10 au cours des sept cycles	88
Carte 2.2.4-1: Appréciation de la teneur en Cd - septième cycle (v.i. = valeur indicative)	97
Carte 2.2.4-2 : Evolution par site des teneurs en Cd au cours des sept cycles	98
Carte 2.2.4-3 : Appréciation de la teneur en Cu - septième cycle (v.i. = valeur indicative)	102
Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des sept cycles	103
Carte 2.2.4-5 : Appréciation de la teneur en Pb - septième cycle (v.i. = valeur indicative)	107
Carte 2.2.4-6 : Evolution par site des teneurs en Pb au cours des sept cycles	108
Carte 2.2.4-7 : Appréciation de la teneur en Zn - septième cycle (v.i. = valeur indicative)	112
Carte 2.2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des sept cycles	113

Carte 3.1.2-1 : Localisation et utilisation des sites du FRIBO urbain	121
Carte 4.1.1-1: Localisation et numéro des sites du FRIBO forestier.....	146

1 Introduction

Le réseau fribourgeois d'observation des sols (FRIBO) a été mis en place entre 1987 et 1991. Ce réseau a pour objectif de récolter des informations d'ordre pédologique, agricole et environnemental sur les sols agricoles du canton de Fribourg. Afin de compléter le réseau existant, un réseau d'observation des sols urbains et un réseau forestier ont été mis en place entre 2004 et 2006. Avec ces données, il est possible de suivre l'évolution à long terme de la fertilité des sols du canton et de mettre en évidence les modifications subies par les différents sols, qu'elles soient d'origine anthropique ou naturelle.

L'automne 2021 a marqué la fin du septième cycle d'analyse des sols agricoles et la fin du quatrième cycle des sols urbains. Nous disposons maintenant de 35 ans d'observation et d'analyse des sols agricoles. Ce rapport est le septième depuis la création du réseau. En suivant la lignée du dernier rapport FRIBO (Levasseur et al., 2019), ce rapport se focalise sur les paramètres cruciaux ou ceux pour lesquels des changements significatifs ont été relevés. De plus, l'approche statistique a été légèrement ajustée.

Une synthèse des résultats du réseau urbain est présentée révélant des tendances qui émergent après quatre cycles d'analyse, bien que leur significativité reste relativement modérée.

Le SFN a procédé à une troisième campagne de prélèvements en 2018 pour le réseau forestier. Une brève présentation des résultats des sites forestiers sur ces trois cycles fait partie de ce rapport.

Au total, 45 paramètres chimiques, physiques et biologiques ont été analysés sur les sols agricoles et urbains, mais, pour des raisons pratiques, ce rapport ne traite que de 22 variables. Pour évaluer et interpréter ces paramètres, les analyses ont été séparées en cinq catégories :

1. Les caractéristiques physico-chimiques des sols (taux d'argile, matière organique et pH)
2. Les éléments nutritifs (P, K, Mg, Ca, B, Fe et Mn)
3. Les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb et Zn)
4. Les paramètres biologiques (biomasse ATP et minéralisation du carbone organique)
5. Les micropolluants organiques (HAP) dans le FRIBO urbain

Les interprétations faites sur les éléments nutritifs, les caractéristiques physiques et chimiques, les paramètres biologiques et les métaux lourds portent sur des échantillons de sol de la couche arable, prélevés entre 0 et 20 cm de profondeur.

2 Sols agricoles

2.1 Méthodologie

Le réseau comporte au total 250 sites de 100 m² distribués sur une grille de 2 x 2 km dans tout le canton. Un réseau d'une telle densité permet d'obtenir des informations représentatives de la situation rencontrée dans chaque région et sous-région. Afin que tous les sites soient prélevés, un cycle d'analyse correspond à 5 années de prélèvements, pendant lesquelles 50 parcelles sont échantillonnées par année à 0-20 cm de profondeur.

L'échantillonnage commence à la mi-juin avec les alpages et prend fin au mois de novembre avec les terres assolées (Figure 2.1.1-1, Figure 2.1.1-2 et Figure 2.1.1-3).

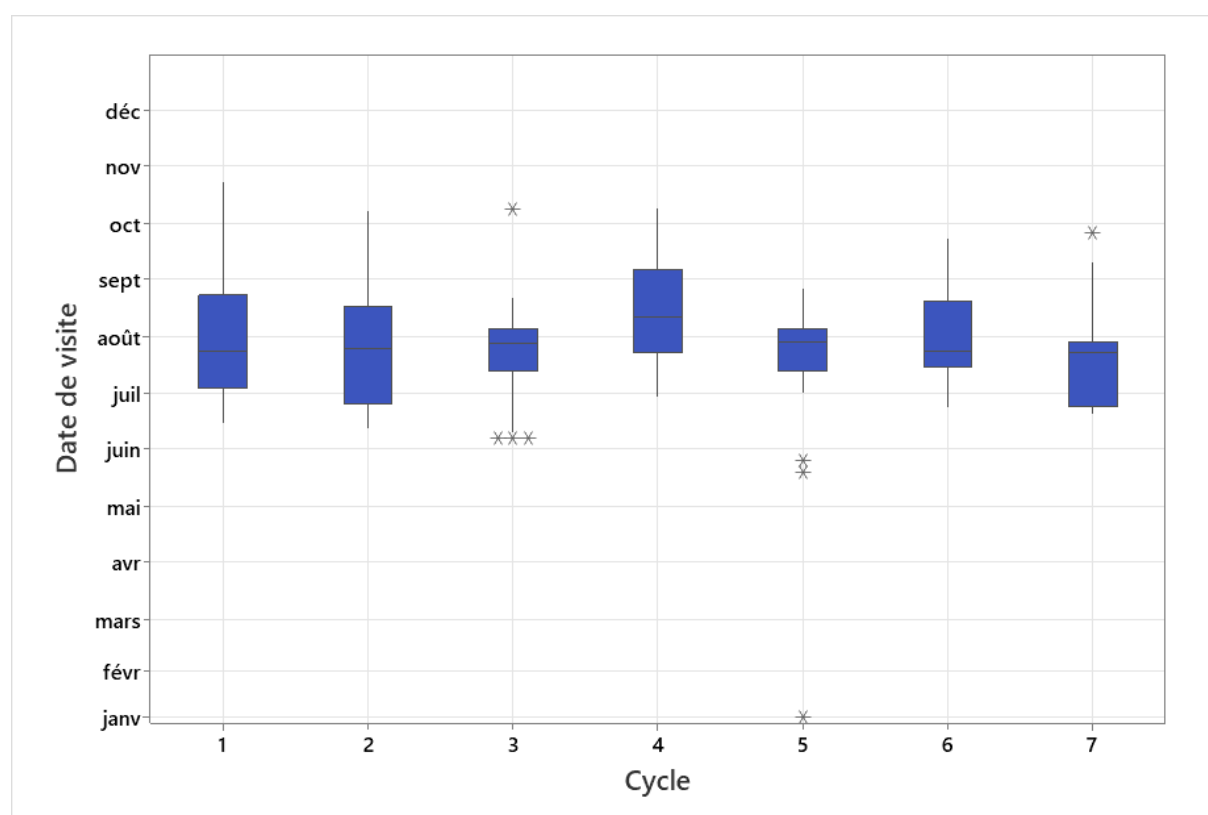


Figure 2.1.1-1: Date de visite des alpages au cours des 7 cycles.

Pour chaque boîte à moustache, le trait supérieur horizontal représente le 3^{ème} quartile, le trait intermédiaire représente la médiane et le trait inférieur représente le 1^{er} quartile. Les étoiles représentent des valeurs extrêmes. Les traits verticaux représentent le minimum et le maximum. Ces informations sont valables pour toutes les figures suivantes comprenant des boîtes à moustaches, et ne seront par conséquent pas répétées.

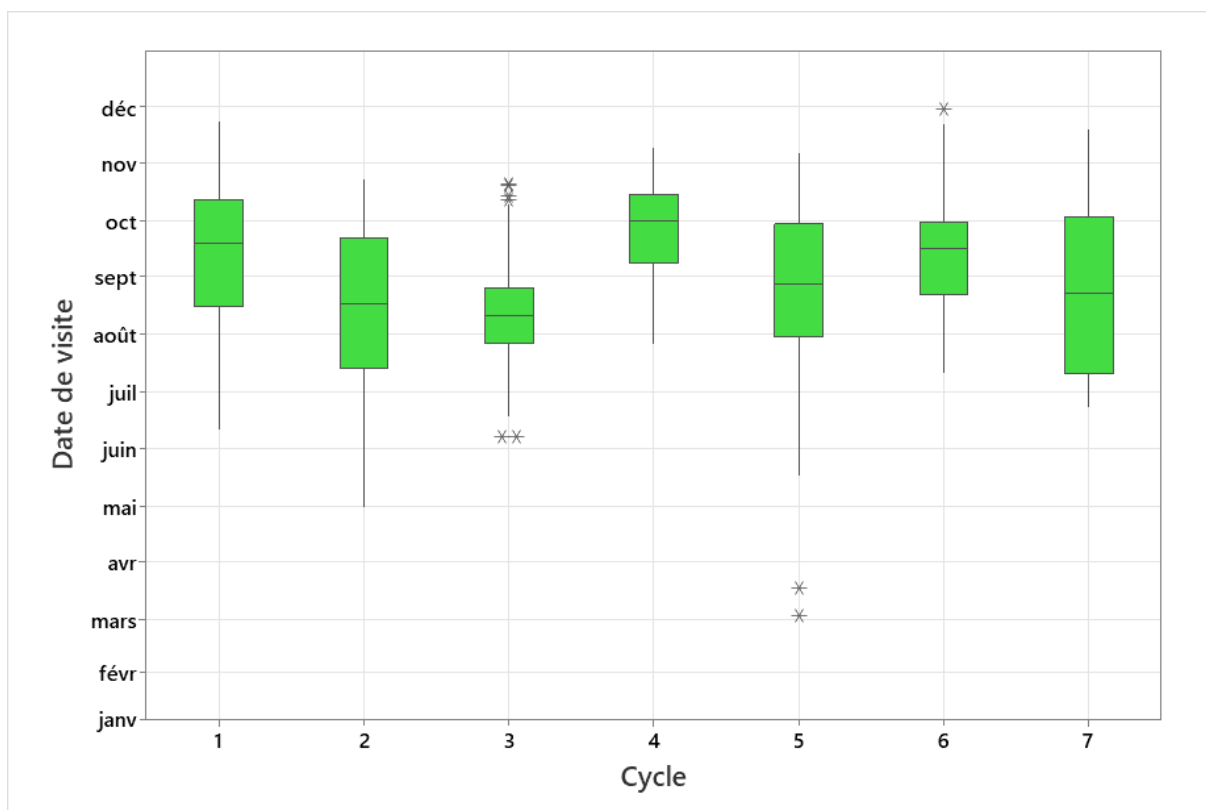


Figure 2.1.1-2: Date de visite des prairies permanentes au cours des 7 cycles.

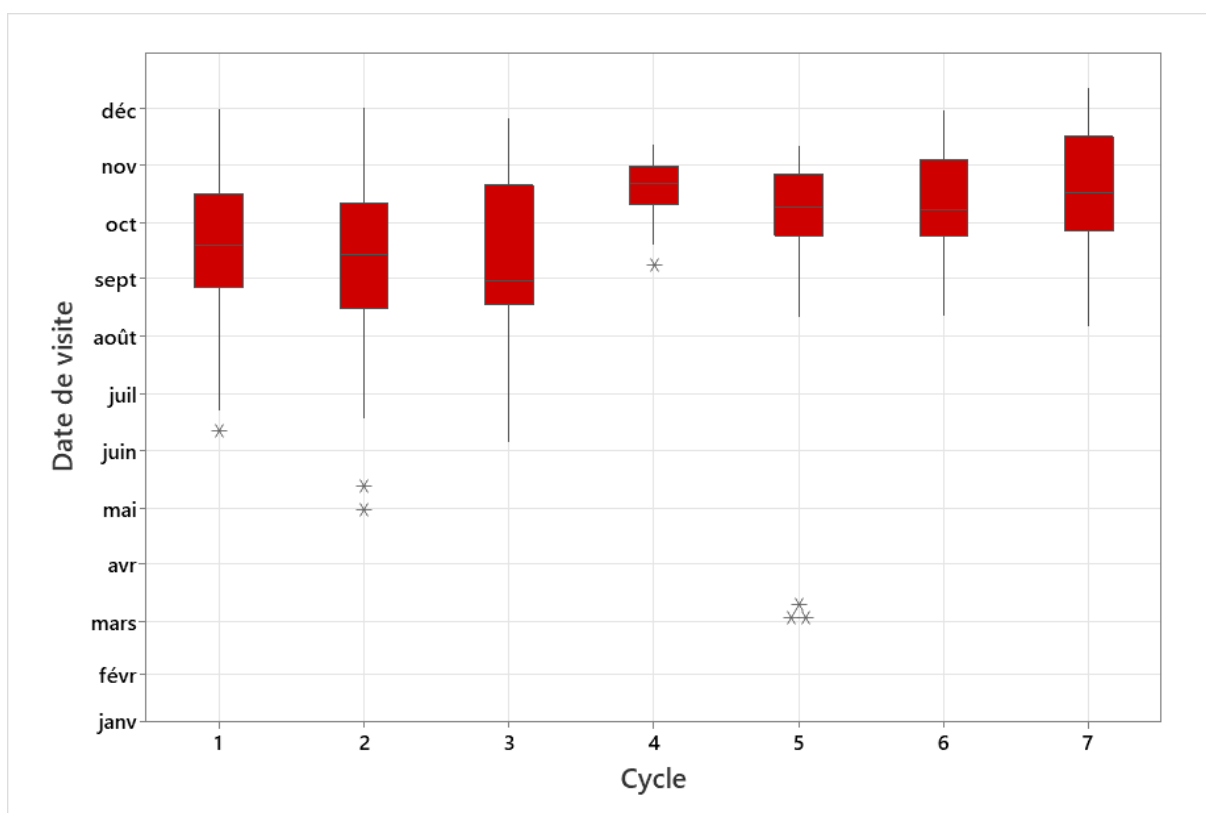


Figure 2.1.1-3: Date de visite des terres assolées au cours des 7 cycles.

Les sites sont, depuis 2014, localisés grâce à un GPS. Un carré de 10 x 10 m est déployé à l'aide d'une corde, dans lequel 25 échantillons sont prélevés à intervalle régulier à la tarière Edelman, à l'aide de drapeaux disposés tous les 2 m. Ces 25 échantillons sont mélangés pour former un échantillon composite, qui est ensuite stocké en chambre froide en attente de l'envoi au laboratoire pour analyse.

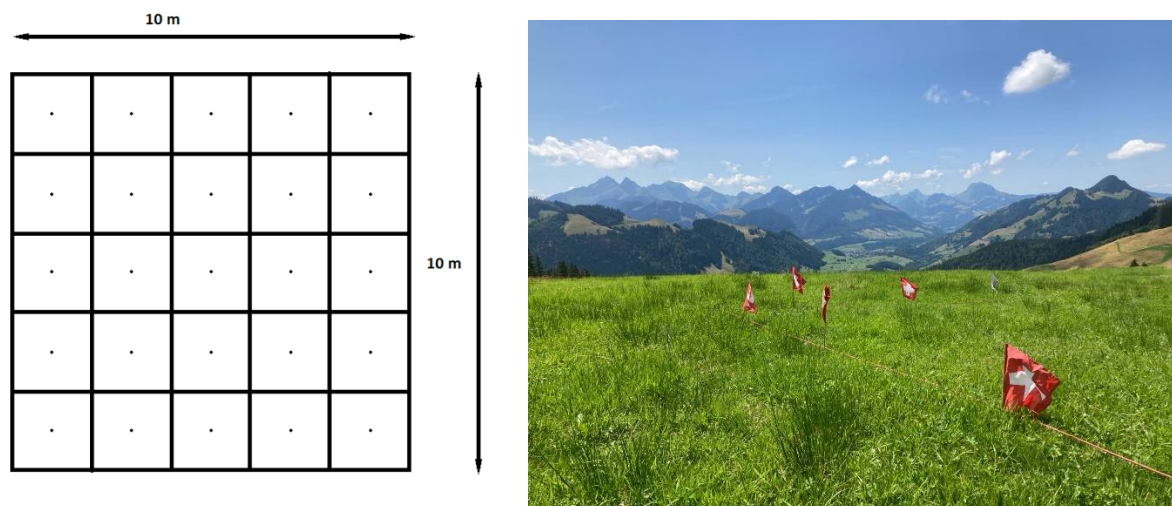


Figure 2.1.1-4 : Schéma d'échantillonnage (à gauche) et photo d'un site FRIBO (à droite).

Sur la figure de gauche, les 25 pointages à la tarière sont effectués sur les points noirs, aux intersections des lignes parallèles à la corde passant par les drapeaux.

La répartition des cycles du FRIBO agricole est la suivante :

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

Des informations détaillées concernant la mise en place du réseau, notamment son contexte, ses objectifs et sa méthodologie, sont présentées dans le premier rapport FRIBO (Julien & Morand, 1995).

2.1.1 Utilisation des sols

Les 250 sites constituant le réseau d'observation ont été répartis en quatre catégories, en fonction de l'utilisation agricole du sol. Les trois types d'utilisation du sol apparaissant dans les rapports précédents que sont les terres assolées, les prairies permanentes et les alpages sont toujours présents dans ce rapport (Carte 2.1.1-1). Bien que les alpages soient des prairies permanentes, ces surfaces ne sont utilisées que pour la pâture estivale et ne font pas partie de la surface agricole utile (SAU) de l'exploitation.

Lors des trente-cinq années d'échantillonnage, des changements sont survenus au niveau de l'utilisation des terres. L'affectation des sols d'alpages est demeurée inchangée durant l'entièreté du FRIBO, mais ce n'est pas le cas pour les terres assolées et les prairies permanentes. Une quatrième catégorie a donc été ajoutée à ce rapport, intitulée « Changement d'affectation » (Carte 2.1.1-2). Un site est placé dans cette catégorie lorsqu'il a changé au moins une fois de catégorie d'utilisation du sol au cours des sept cycles. Ainsi, un site classé en prairie permanente est un site qui est resté en prairie permanente depuis la mise en place du FRIBO il y a 35 ans. Créer cette catégorie nous permet de mieux comprendre les résultats obtenus, et de nous assurer que les tendances observées pour chaque type d'utilisation du sol sont bien réelles. Par exemple, un site qui aurait été prairie permanente pendant les 6 premiers cycles puis serait devenu une terre assolée au 7^e cycle risquerait de modifier les résultats des terres assolées si on le considérait comme tel. En le considérant comme changement d'affectation, on évite ce biais.

Au total, 47 sites ont changé d'affectation au moins une fois au cours des 7 cycles et se retrouvent donc dans cette nouvelle catégorie « changement d'affectation ». La majorité de ces sites se trouve dans le district de la Glâne, dans le sud du district de la Sarine et dans le nord de la Singine créant une ligne traversant le canton avec une orientation SO-NE à des altitudes comprises entre 700m et 800m. La distribution des sites pour ce 7^e cycle se fait de la manière suivante :

Tableau 2.1.1-1 : Répartition des sites au 7^e cycle avec la nouvelle catégorie « changement d'affectation » incluant les sites qui ont changé d'affectation au moins une fois au cours des 7 cycles.

Utilisation des sites	Nombre de sites
Terres assolées	101
Prairies permanentes	55
Alpages	47
Changement d'affectation	47

Parmi les 47 sites qui ont changé d'affectation au cours des 35 dernières années, 12 se sont produits entre le 6^e cycle et le 7^e cycle (Tableau 2.1.1-2). Depuis le début du réseau FRIBO, la tendance allait plutôt vers une augmentation des prairies permanentes à la place des terres assolées. La tendance semble s'inverser au cycle 7, avec 8 sites sur 12 qui sont passés en terres assolées, contre 4 sites sur 12 qui sont passés en prairies permanentes. En outre, le site 38 a été perdu dû à l'exploitation de la gravière de Grandvillard. Le nouveau site de remplacement, exploité en prairie permanente, a été défini en 2018 à trois kilomètres de l'ancien site.

Tableau 2.1.1-2 : Changements d'utilisation des sites par rapport au 6^e cycle

	N° de sites qui passent en terres assolées	N° de sites qui passent en prairies permanentes
12 changements	1, 66, 82, 134, 198, 216, 233, 249	5, 118, 226, 147

Dans la catégorie « changement d'affectation », le nombre de sites en prairies permanentes et en terres assolées est donc différent dans chaque cycle (Tableau 2.1.1-3).

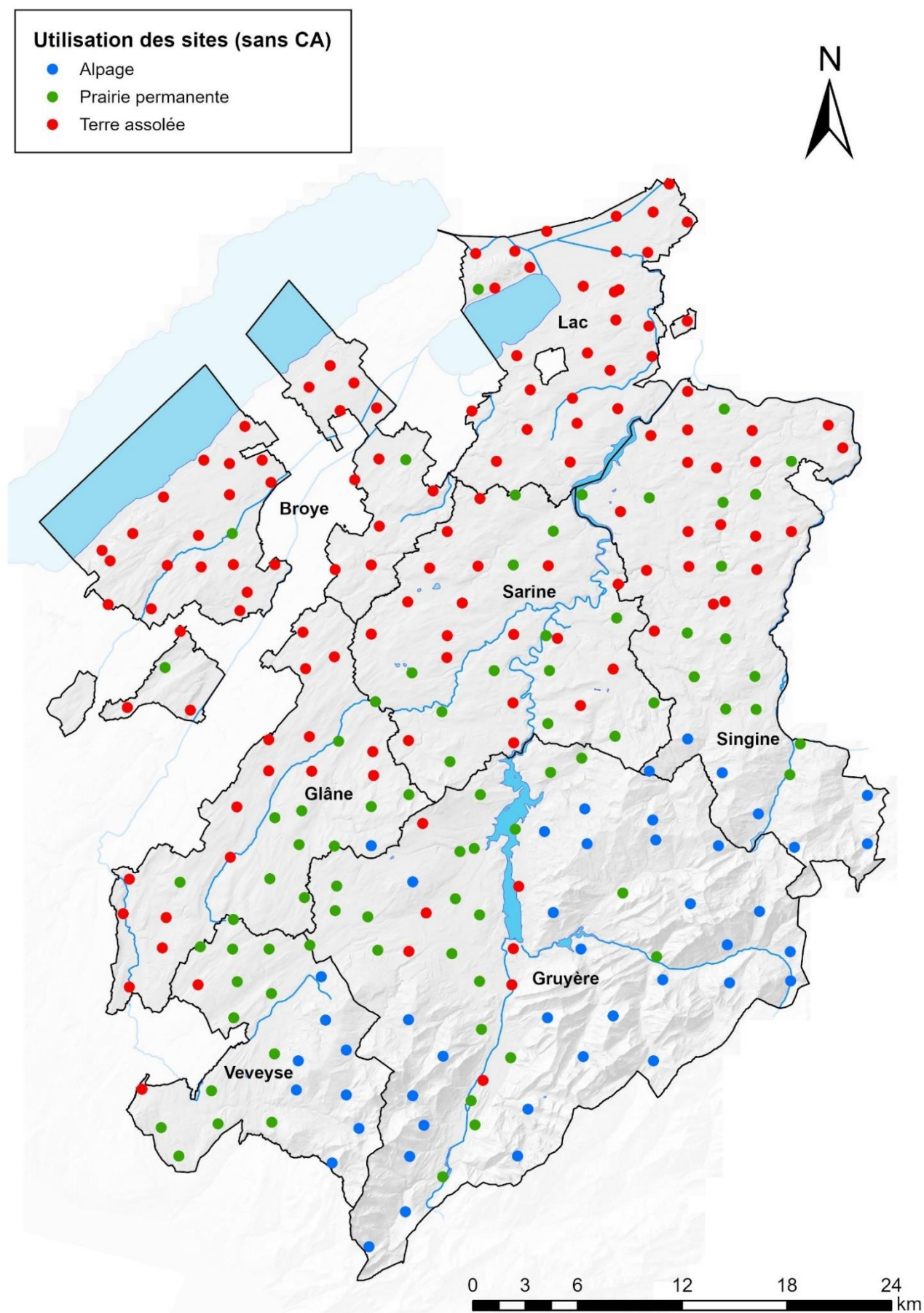
Tableau 2.1.1-3: Pourcentage de terres assolées et de prairies permanentes dans chaque cycle des 47 sites qui ont changé d'affectation.

Cycle	Terres assolées	Prairies permanentes
1	67%	33%
2	74%	26%
3	74%	26%
4	61%	39%
5	48%	52%
6	35%	65%
7	43%	57%

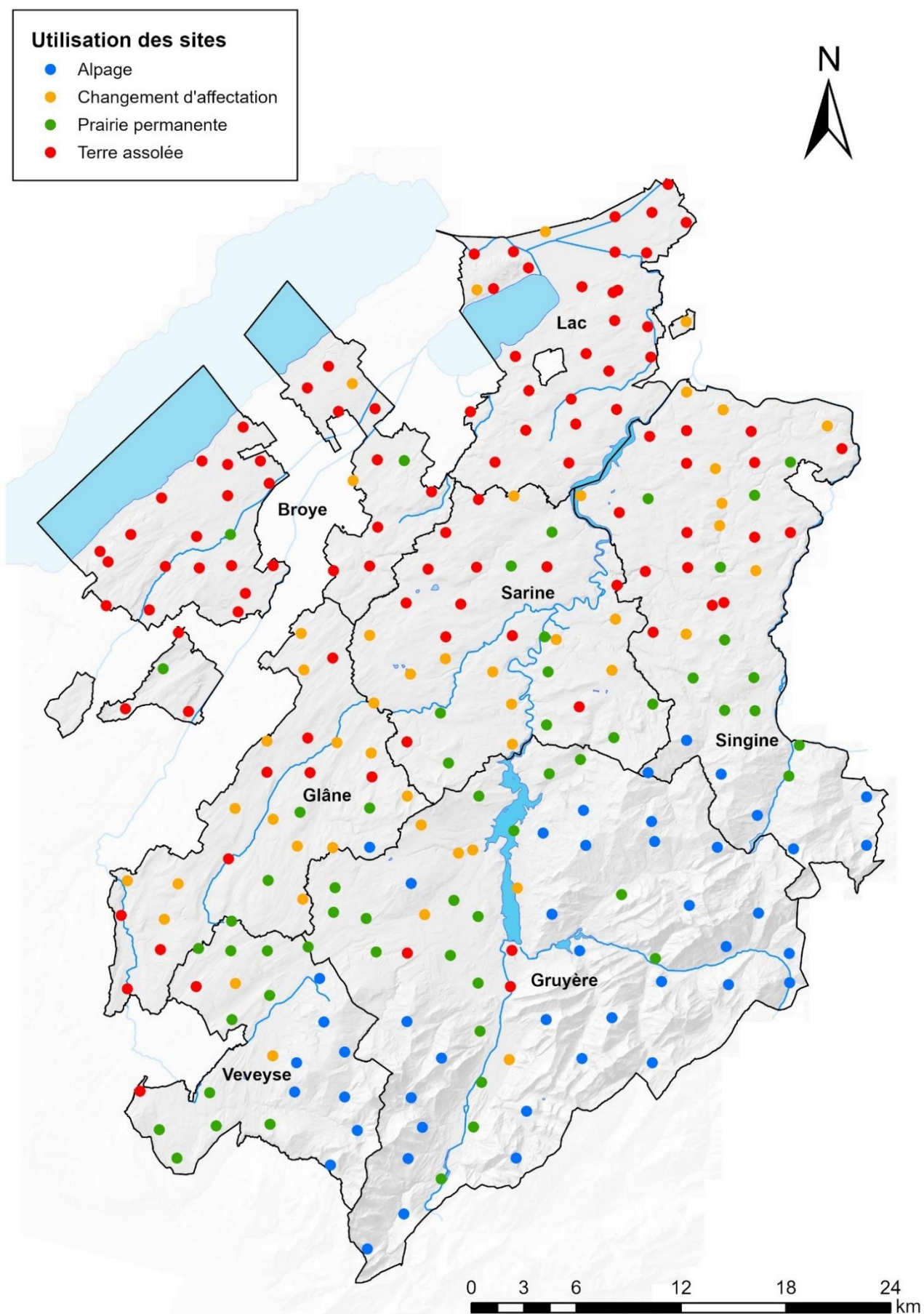
Au 7^e cycle, l'utilisation des sols dans le réseau FRIBO se répartissait de la manière suivante :

Tableau 2.1.1-4 : Répartition des sites par mode d'utilisation lors du 7^e cycle

Utilisation des sites	Nombre de sites
Terres assolées	120
Prairies permanentes	83
Alpages	47



Carte 2.1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO au cycle 7, sans la catégorie « changement d'affectation ».



Carte 2.1.1-2: Localisation et utilisation des sites FRIBO au cycle 7, avec la catégorie « changement d'affectation ».

2.1.2 Analyses statistiques

Informations générales

L'analyse statistique des données a été réalisée avec le logiciel RStudio (version 2023.12.0 Build 369.pro3).

Dans le précédent rapport FRIBO, une analyse de plausibilité avait été effectuée et trois sites agricoles avaient été supprimés des analyses statistiques car ils présentaient des valeurs aberrantes pour plusieurs variables. Dans le présent rapport, ces trois sites ont également été supprimés du traitement statistique. Il s'agit des sites 150, 161 et 206 (deux alpages et une terre assolée) qui sont situés sur des sols tourbeux. Les teneurs en éléments chimiques de ces sols, souvent peu stables, reflètent un phénomène courant dans ce type de sol ; par conséquent, l'incertitude analytique est d'autant plus grande.

Les statistiques ont été réalisées en analysant l'ensemble des sites pour une même utilisation, ainsi que sur chaque site individuellement. Les sites agricoles sont donc classés en quatre catégories : 99 terres assolées, 56 prairies permanentes, 45 alpages et 47 sites « changement d'affectation ».

Comme évoqué précédemment, les sites urbains sont également classés en quatre catégories : espaces verts, jardins familiaux, places de jeux et prairie permanente. Les sites agricoles ont été échantillonnés 7 fois, et les sites urbains ont été échantillonnés 4 fois. Chaque nouvel échantillonnage s'est fait à 5 ans d'intervalle du précédent.

Evolution des différents paramètres

Pour éviter que des erreurs d'échantillonnage ou de mesures des éléments chimiques n'influencent les résultats, les valeurs aberrantes pour chaque élément dans chaque cycle ont été supprimées. Afin de déterminer les valeurs aberrantes, la moyenne et l'écart type des valeurs de chaque élément dans chaque cycle ont été calculées. Une valeur aberrante est définie comme une valeur qui se trouve au-dessus de : $\text{moyenne} + 3 \times \text{écart type}$, ou au-dessous de : $\text{moyenne} - 3 \times \text{écart type}$.

Pour comparer l'évolution des teneurs en éléments chimiques entre chaque cycle en fonction de l'utilisation du sol, des modèles linéaires mixtes ont été réalisés en utilisant la fonction « lmer » (Linear Mixed-Effects Models) du package « lme4 ». L'élément chimique est utilisé comme variable réponse tandis que le cycle et l'utilisation du sol sont utilisés comme variables explicatives. Une interaction entre ces deux variables a été ajoutée et le site a été intégré comme variable aléatoire pour tenir compte des mesures répétées sur chaque site.

Pour s'assurer de l'adéquation des modèles, l'hypothèse de normalité des résidus a été vérifiée systématiquement à l'aide de Q-Q plots. Les résidus étant raisonnablement normalement distribués, aucune transformation n'a été effectuée sur les variables réponses.

Des comparaisons deux à deux entre les cycles pour chaque type de sol et chaque élément chimique ont ensuite été obtenues en utilisant la fonction « pairs » du package « emmeans ». Cette fonction applique automatiquement une correction de Tukey sur les comparaisons pour contrôler le taux d'erreur famille dû à de multiples comparaisons. Pour conclure sur la significativité d'une comparaison, la p -value d'une comparaison doit être inférieure à 0.05. Ainsi si la comparaison des valeurs d'un élément chimique entre le cycle 1 et le cycle 2 donne une p -value de 0.33, cette comparaison n'est pas significative, on ne détecte alors pas d'évolution des teneurs en élément chimique entre ces deux cycles. Si la comparaison donne une p -value de 0.001, elle est significative. Pour déterminer si la teneur en élément chimique augmente ou diminue entre le cycle 1 et le cycle 2, les paramètres estimés par le modèle ont été utilisés. Une valeur de paramètre supérieur à 0 indique que l'élément chimique diminue entre le cycle 1 et le cycle 2. Inversement, une valeur de paramètre inférieur à 0 indique que l'élément chimique augmente entre le cycle 1 et le cycle 2. Cependant, dû au nombre élevé de comparaisons deux à deux réalisées dans ce rapport, des faux-positifs restent possibles

(lorsqu'une comparaison est estimée significative alors qu'elle ne l'est pas en réalité). Pour cette raison, les résultats du modèle doivent toujours être interprétés de concert avec les graphiques des données brutes.

Les résultats de ces comparaisons sont présentés sous forme de matrice, avec chaque matrice comprenant les résultats pour deux types d'utilisation du sol. Lorsqu'aucune différence significative n'est détectée entre deux cycles, le signe « — » est indiqué. Lorsqu'une différence significative est détectée entre deux cycles, le signe « ↑ » est utilisé si la teneur en élément chimique a augmenté entre le cycle le plus ancien et le cycle le plus récent. Inversement, si la teneur a diminué, le signe « ↓ » est utilisé.

Sur l'exemple suivant, les cases en rouge représentent les sites en terres assolées et les cases en jaune représentent les sites qui ont changé d'affectation. On peut voir que, pour les sites qui ont changé d'affectation, il n'y a pas eu d'évolution détectée dans la teneur en élément chimique entre les cycles 1, 2, 3, 4 et 5. La teneur a diminué au cycle 6 comparé aux cycles 1, 2 et 3. La teneur a diminué au cycle 7 comparé aux cycles 1, 2, 3, 4, 5, et 6. Pour les sites en terres assolées, la teneur de l'élément chimique a augmenté au cycle 7 comparé à tous les autres cycles.

Elément chimique	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	↓	↓
Cycle2	—		—	—	—	↓	↓
Cycle3	—	—		—	—	↓	↓
Cycle4	—	—	—		—	—	↓
Cycle5	—	—	—	—		—	↓
Cycle6	—	—	—	—	—		↓
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Pour confirmer nos résultats et visualiser l'évolution des teneurs en éléments chimiques, des graphiques ont été réalisés. Sur ces graphiques, les points représentent les valeurs moyennes de l'élément pour chaque type d'utilisation du sol. Pour les sites agricoles, les valeurs des sites qui ont changé d'affectation sont en jaune, les sites en terres assolées en rouge, les prairies permanentes en vert et les alpages en bleu. Pour les sites urbains, les valeurs de places de jeux sont en jaune, de jardins familiaux en rouge, de prairies permanentes en vert et des espaces verts en bleu. Les mêmes données ont été utilisées pour faire les modèles et ces graphiques, à savoir les données sans les valeurs aberrantes. Les graphiques représentés dans ce rapport sont sensiblement différents de ceux présentés dans le précédent rapport. Les valeurs aberrantes ont été volontairement exclues afin d'avoir une tendance réelle moyenne et non tirée par ces valeurs. Comme expliqué plus haut, les statistiques pour chaque cycle et chaque utilisation du sol sont également faites en enlevant les valeurs aberrantes. Si une différence significative est présente, elle sera alors réellement présente et non attribuable aux valeurs aberrantes.

Analyse individuelle de chaque site pour les cartes agricoles

Afin de comprendre plus précisément l'évolution des teneurs en élément chimique pour chaque site au cours des 7 derniers cycles, des coefficients de corrélations de Pearson ont été calculés.

Le coefficient de Pearson est un indice statistique qui reflète une relation linéaire entre deux variables continues (voir Figure 2.1.2-1). Il varie entre -1 et +1. Un coefficient de 0 signifie que les deux variables ne sont pas liées (on ne détecte pas de variation dans la teneur en élément chimique avec le temps). Un coefficient proche de +1 signifie une corrélation

positive (la teneur en élément chimique augmente avec le temps). A l'inverse, un coefficient proche de -1 signifie une corrélation négative (la teneur en élément chimique diminue avec le temps).

Les calculs de corrélation ont été effectués sur l'ensemble des données, sans enlever les valeurs aberrantes. Une corrélation part du postulat qu'il existe une relation linéaire entre deux variables, et calcule à quel point les valeurs mesurées sont proches de cette ligne. Si les valeurs sont éloignées, le coefficient de corrélation sera proche de 0. Si les valeurs sont proches de la ligne, le coefficient sera proche de -1 ou +1. Des valeurs aberrantes entraineront donc le coefficient de corrélation vers 0. Cette méthode a été choisie afin de représenter l'évolution des éléments au cours des 7 cycles, sans supprimer de cycle car une seule valeur en élément chimique était disponible par cycle.

Sur la Figure 2.1.2-1, on peut voir une relation linéaire (en pointillés) entre les teneurs en élément chimique et le temps. A gauche, les valeurs sont proches de la ligne, et la relation montre que les teneurs en élément chimique diminuent avec le temps. Il s'agit d'une corrélation négative dont le coefficient (noté R^2) est proche de -1. A droite, les valeurs sont éparpillées, aucune corrélation n'est détectée.

Pour conclure sur la significativité d'une évolution, la p-value correspondante au coefficient de corrélation devait être inférieure à 0.05. Ainsi un coefficient de 0.60 avec une p-value de 0.33 n'indique pas de corrélation entre l'élément chimique et le temps, tandis qu'un coefficient de -0.90 avec une p-value de 0.001 indique une corrélation négative entre l'élément chimique et le temps.

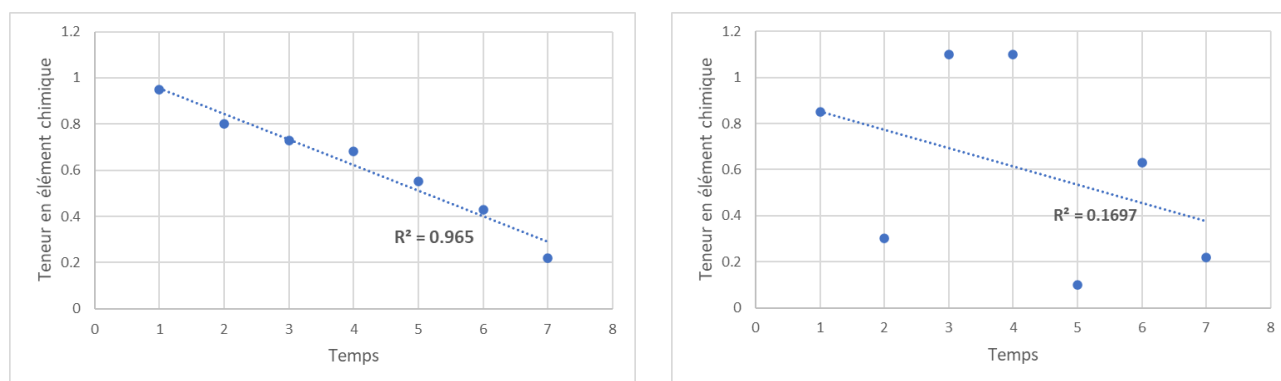


Figure 2.1.2-1 : Exemple de relations linéaires entre les teneurs en éléments chimiques et le temps.

A gauche, une corrélation négative est détectée. A droite, aucune corrélation n'est détectée.

Les tableaux présentant les moyennes, médianes, minimum, maximum et écarts-types de chaque élément pour chaque cycle et pour chaque utilisation sont situés à la fin de ce rapport, dans les Annexes.

2.1.3 Méthodes d'analyses des éléments

Le chapitre qui suit énumère les méthodes utilisées par le laboratoire Sol-conseil pour l'analyse des différents paramètres du FRIBO. Tous les échantillons sont préalablement séchés à 40°C pendant 48 heures et tamisée à 2 mm.

Granulométrie : les fractions pondérales de la terre fine constituées d'argile et de silt sont déterminées selon un principe de sédimentation (loi de Stokes). La fraction pondérale du sable est calculée soit par différence à 100%, soit par séparation sur une batterie de tamis. Après destruction de l'humus avec de l'eau oxygénée (H₂O₂) et un ajout d'un agent dispersant (hexamétaphosphate de sodium), on laisse la suspension sédimenter. Après agitation, on prélève une aliquote de la fraction silt et de la fraction argile à une profondeur donnée et après un temps déterminé. L'aliquote est évaporée sur bain-marie, séchée à l'étuve et pesée. *Solution d'extraction* : H₂O. *Dosage* : Granulomètre.

Matière organique : A l'aide d'un analyseur à haute température on procède à la détermination du carbone organique total (COT) par combustion sèche (chauffage dynamique contrôlé avec méthode de rampe de température) dans un flux d'O₂ et N₂. Le résultat correspond (via facteur interne) à la méthode Corg officielle. L'humus comprend l'ensemble des formes organiques du carbone du sol. Il est calculé à partir du carbone organique, multiplié par le facteur de conversion 1.725. *Dosage* : TOC analyseur. Cette méthode est utilisée depuis 2019.

pH : Mesure du pH dans une suspension terre/eau. Le principe est basé sur la mesure potentiométrique de l'activité des ions hydrogènes en suspension.). *Solution d'extraction* : H₂O *Rapport d'extraction* : 1 : 2.5 (20 g de terre dans 50 ml de solution d'extraction). *Solution d'extraction* : H₂O. *Rapport d'extraction* : 1 : 2.5 (20 g de terre dans 50 ml de solution d'extraction). *Dosage* : pH-mètre automatique.

Méthode CO₂ : L'eau saturée de CO₂ extrait les phosphates et le potassium rapidement assimilables pour la plante. (selon Dirks-Scheffer). *Solution d'extraction* : Eau saturée de CO₂ (pH 3.5 - 4.0). *Rapport d'extraction* : 1 : 2.5 (30 g de terre dans 75 ml de solution d'extraction). *Dosage* : spectrophotomètre UV/visible et spectromètre.

Méthode CaCl₂ : Le magnésium facilement échangeable, rapidement disponible pour la plante, est extrait par une solution de CaCl₂ (selon Schachtschabel). Cette méthode est l'équivalent de la méthode CO₂ pour le magnésium. *Solution d'extraction* : Chlorure de calcium 0.0125M (CaCl₂ 0.0125M) *Rapport d'extraction* : 1 : 10 (5 g de terre dans 50 ml de solution d'extraction). *Dosage* : spectromètre.

Méthode AAE10 : Par extraction à l'acétate d'ammonium + EDTA pH 4.65, les éléments « réserves » majeurs P, K, Ca, Mg et les oligo-éléments Cu, Fe, Mn, Zn du sol sont mis en évidence (assimilable à moyen terme). Une suspension de terre et de solution d'extraction est agitée durant une heure pour en extraire les éléments dits de réserve. Après filtration, on détermine les éléments. *Solution d'extraction* : Acétate d'ammonium + EDTA, pH 4.65. *Rapport d'extraction* : 1 : 10 (5g de terre dans 50 ml de solution d'extraction). *Dosage* : spectrophotomètre UV/visible et spectromètre. Une plus grande quantité de phosphore, potassium et magnésium est extraite par cette méthode que par les méthodes CO₂ et CaCl₂.

Bore : L'eau bouillante permet d'extraire le bore de la terre, qui est assimilable par les plantes. Cette extraction est effectuée sous colonne réfrigérante. La concentration en bore dans l'extrait à l'eau bouillante est mesurée par ICP-AES à une longueur d'onde de 249.772 nm. Remarque : le matériel utilisé, notamment la verrerie, doivent être constitué de matériaux ne cédant pas de bore dans les conditions d'utilisation prévues par la méthode. *Solution d'extraction* : H₂O. *Rapport d'extraction* : 1 : 5 (20g de terre dans 100 ml de solution d'extraction). *Dosage* : spectromètre. Un changement d'appareil de détection a eu lieu au 5^e cycle.

Métaux lourds : L'extraction des métaux lourds du sol se fait avec l'acide nitrique (HNO₃ 2M) à chaud (immergé 2 heures dans un bain-marie à ébullition). Cette extraction permet la mise en solution de la quasi-totalité des métaux lourds présents dans l'échantillon. Après filtration, les quantités de métaux lourds ainsi extraites sont ensuite déterminées. Eléments dosés : Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn. *Solution d'extraction* : HNO₃ 2M. *Rapport d'extraction* : 1 : 10 (10g de terre dans 100 ml de solution d'extraction). *Dosage* : spectromètre. Les appareils de détection du laboratoire ont été améliorées et les analyses devenues plus précises au cours des cycles 5 et 6.

ATP/CO₂ : Ces analyses sont effectuées depuis 1985 dans le cadre du FRIBO et les résultats ont permis l'élaboration de schémas d'interprétation. Des valeurs de référence sont publiées par le groupe « Biologie du Sol Application » (BSA). Elles s'appliquent aux sols du plateau suisse utilisés comme terres assolées et comme prairies permanentes. La biomasse microbienne correspond à la quantité de microorganismes vivants présents dans le sol. La détermination est basée sur une quantification de l'adénosine triphosphate (ATP) présente dans toutes les cellules vivantes. Le dégagement de CO₂ correspond à la respiration des microorganismes, donc à leur activité. Cette valeur permet une estimation de la quantité de matière organique minéralisée par les microorganismes du sol. La biomasse microbienne respire et produit du gaz carbonique qui est mesuré au jour 4, jour 9 et jour 15.

HAP : méthode EPA 8270 modifiée. Instrument GCMS-SVOC3 1. Sous-traité chez Eurofins SCITEC à Lausanne.

Les méthodes utilisées pour les propriétés physico-chimiques et les teneurs en éléments nutritifs sont des méthodes de références suisses définies et validées par Agroscope pour un champ d'application spécifique. Des programmes d'interprétation sont disponibles. Les résultats ne peuvent être interprétés que pour ces méthodes bien définies et dans le champ d'application prévu.

2.1.4 Données météorologiques, Grangeneuve

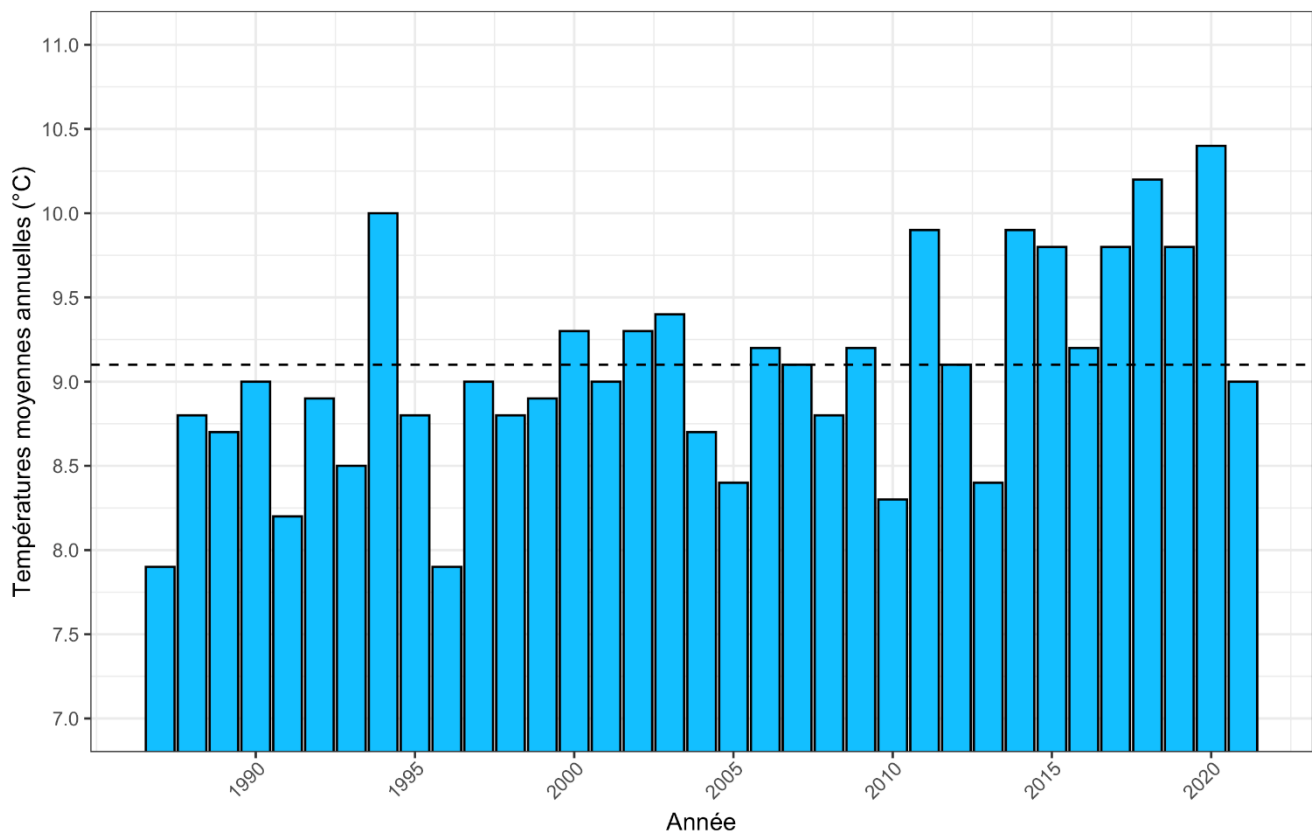


Figure 2.1.4-1 : Températures moyennes annuelles mesurées sur la station météo de Grangeneuve (652 m s. mer), sur la période 1987-2021.

La ligne en pointillée fait référence à la température moyenne annuelle de cette période (9.1°C).

Au cours des 35 années du FRIBO, la température moyenne annuelle a sensiblement augmentée (Figure 2.1.4-1). La température moyenne sur la période 1987-2021 sur la station météo de Grangeneuve était de 9.1°C. Cette valeur n’a jamais été dépassé au cours du 1^{er} cycle et très peu franchie jusqu’en 2010, à l’exception de 1994. Depuis 2010, cette valeur moyenne a été égalée ou largement dépassée neuf années sur onze. Il est à noter que les températures annuelles de 2022 et 2023 ont établi un nouveau record avec 10.9°C et que la température annuelle moyenne de 2023 a également égalée ce record avec 10.9°C en moyenne. Ci-dessous se trouve la moyenne de température sur chaque cycle. Elle n’a cessé d’augmenter à chaque cycle.

Tableau 2.1.4-1: Températures moyennes de la station météo de Grangeneuve par cycle.

	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	Cycle 7
Température moyenne	8.5°C	8.8°C	9.0°C	9.0°C	9.1°C	9.3°C	9.8°C

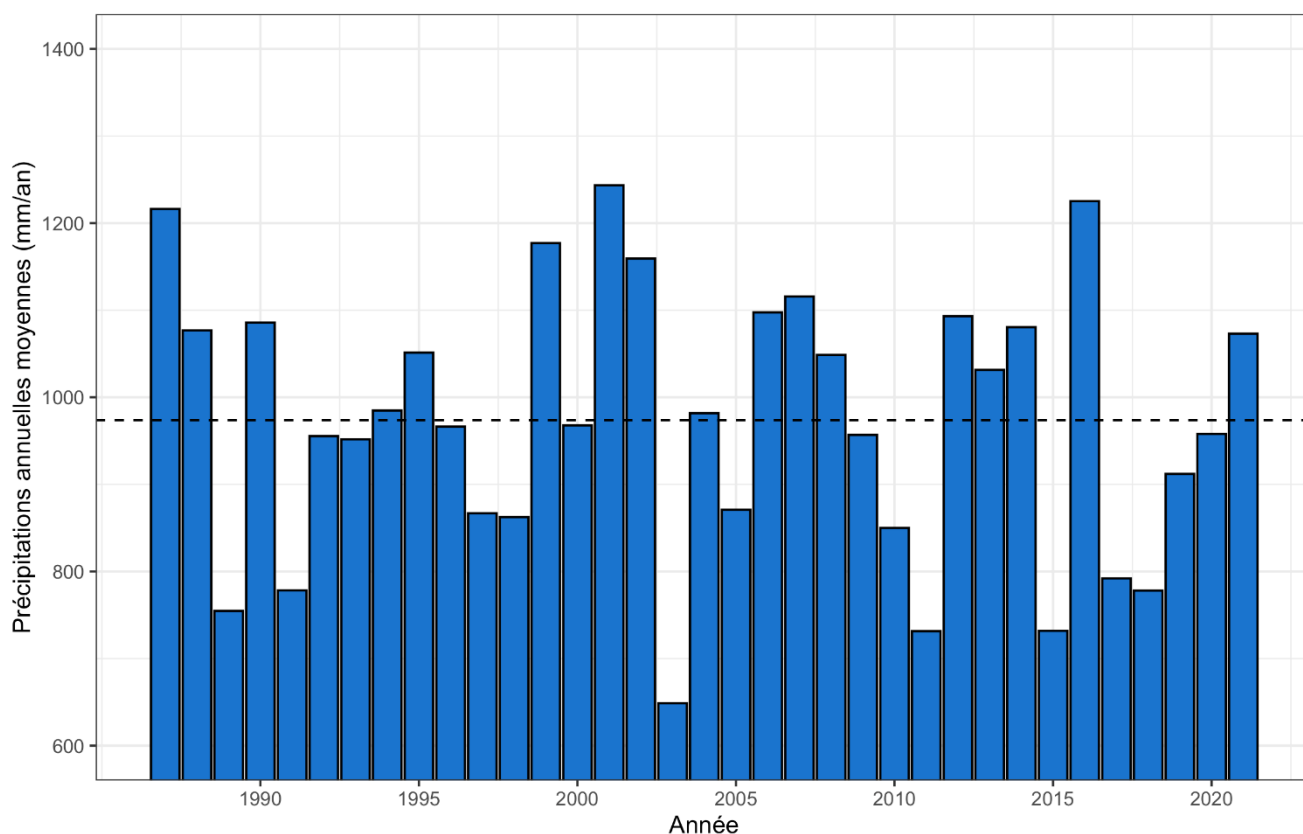


Figure 2.1.4-2: Précipitations moyennes annuelles mesurées sur la station météo de Grangeneuve (652 m s. mer), sur la période 1987-2021.

La ligne en pointillée fait référence à la précipitation moyenne annuelle de cette période (974 mm/an).

Les précipitations moyennes sur la période 1987-2021 sur la station de Grangeneuve sont de 974 mm/an (Figure 2.1.4-2).

Lors du dernier cycle, la quantité totale de précipitations tombée annuellement a seulement dépassé une fois la valeur de 974 mm/an. En 2017 et en 2018, nous avons même connu deux années consécutives avec moins de 800 mm de précipitation par an. La tendance observée montre une répartition des précipitations de plus en plus inégale au cours de la saison, caractérisée par une fréquence accrue d'événements extrêmes et de périodes de sécheresses prolongées.

Tableau 2.1.4-2: Précipitations annuelles moyennes sur la station météo de Grangeneuve par cycle.

	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	Cycle 7
Précipitations annuelles moyenne	982.3 mm	981.9 mm	1023.5 mm	951.6 mm	940.5 mm	1032.4 mm	902.6 mm

Le 7^e et dernier cycle a donc été celui avec la température moyenne la plus élevée et les précipitations moyennes les plus faibles.

2.2 Résultats

2.2.1 Caractéristiques physiques et chimiques des sols

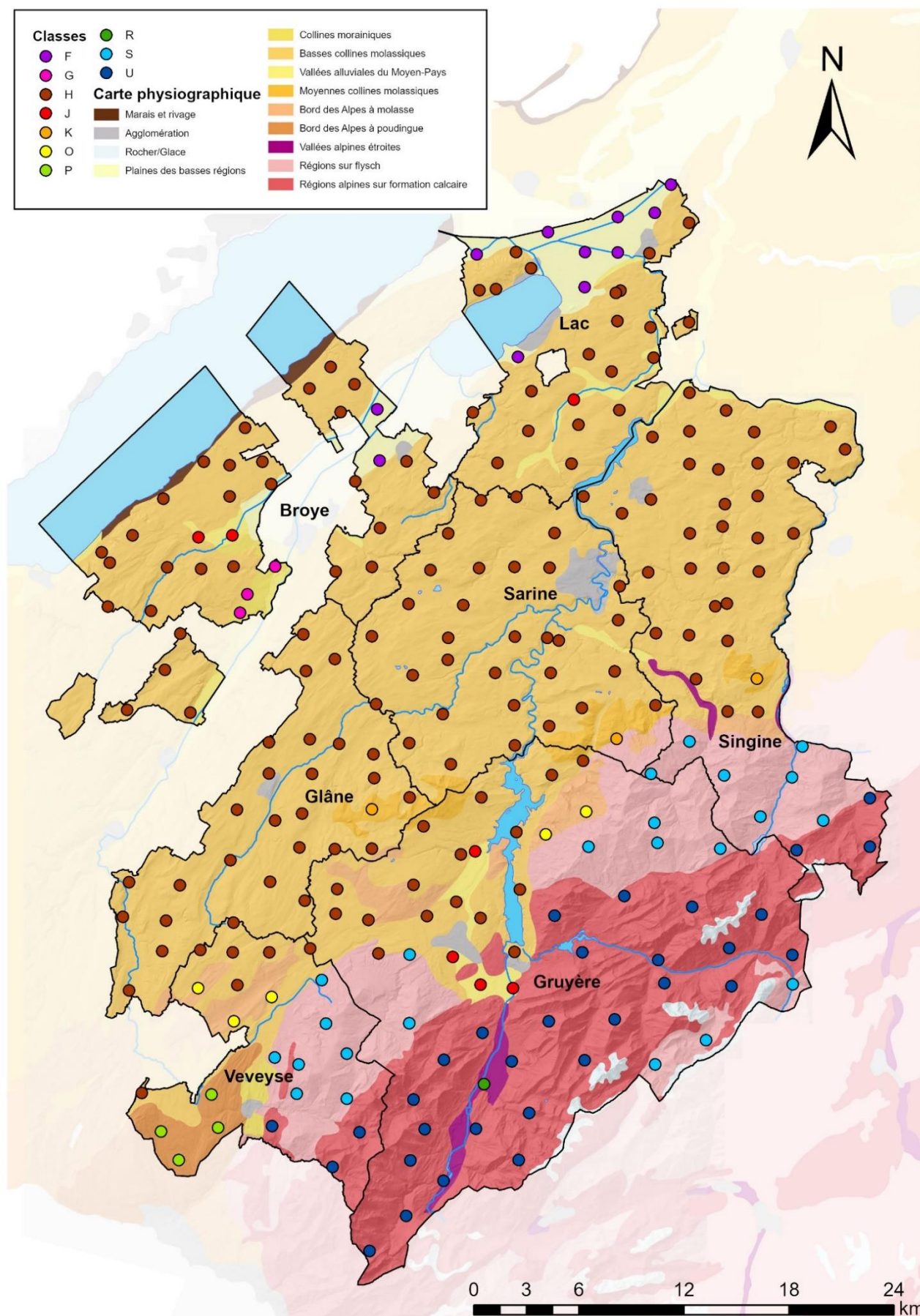
2.2.1.1 Types de sol

Le Tableau 2.2.1-1 montre les classes physiographiques appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse. Les sites FRIBO ont été classés dans dix principales classes avec leur fréquence d'apparition (Tableau 2.2.1-1). La Carte 2.2.1-1 indique la localisation des principales classes dans le canton de Fribourg. Les parties nord et centrale du canton sont surtout caractérisées par la présence de basses collines molassiques partiellement recouvertes de moraines. Dans le sud du canton, on retrouve principalement des régions sur flysch et des régions alpines sur formation calcaire.

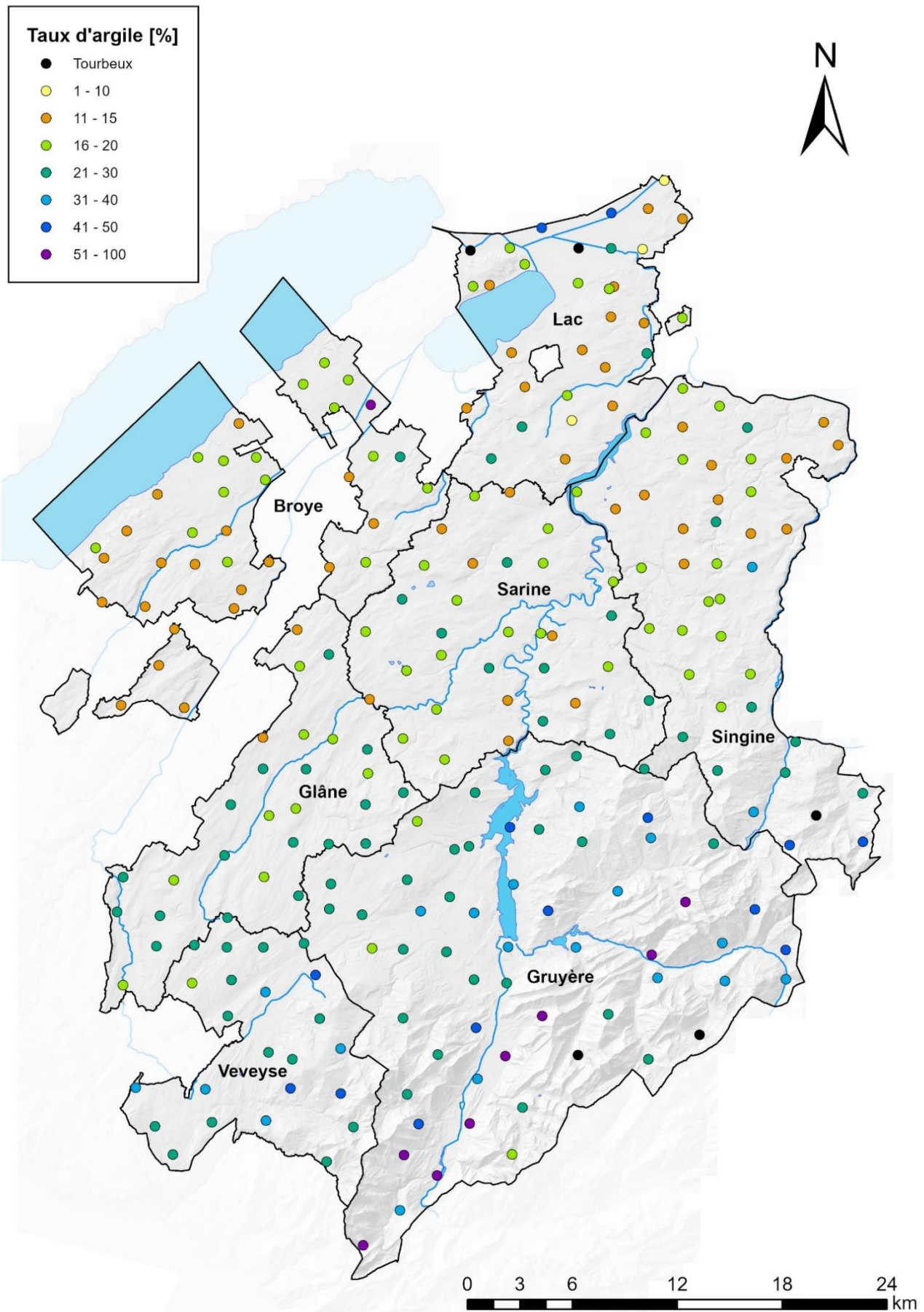
Tableau 2.2.1-1 : Classes physiographiques principales appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse

Classe	Description	Fréquence dans le réseau	
F	Plaines des basses régions	11 sites	(4.4%)
G	Collines morainiques	3 sites	(1.2%)
H	Basses collines molassiques partiellement recouvertes de moraines	162 sites	(64.8%)
J	Vallées alluviales du Moyen-Pays	7 sites	(2.8%)
K	Moyennes collines molassiques avec formes glaciaires locales	3 sites	(1.2%)
O	Bord des Alpes à molasse sableuse	5 sites	(2.0%)
P	Bord des Alpes à poudingues prédominants	4 sites	(1.6%)
R	Vallées alpines étroites	1 site	(0.4%)
S	Régions sur flysch	23 sites	(9.2%)
U	Régions alpines sur formation calcaire	31 sites	(12.4%)

Un tableau ainsi que des explications plus détaillées se trouvent dans le troisième rapport FRIBO (Julien et al. 2002).



Carte 2.2.1-1: Principales classes physiographiques des sols selon la carte des sols de la Suisse à l'échelle 1:200'000



Carte 2.2.1-2 : Taux d'argile des 250 sites agricoles du réseau FRIBO

La texture des sols est très variable au sein du canton et suit un gradient croissant, sur une orientation NO-SE. En règle générale, les sols les plus légers se retrouvent dans la Broye, dans le district du Lac (hors Grand-Marais) ainsi que dans le nord de la Singine, tandis que des sols très lourds peuvent être observés dans les alpages de la Gruyère, de la Veveyse, et de la région du Lac Noir. Les sols moyens sont situés en majeure partie dans la Glâne, le nord-ouest de la Gruyère et le sud de la Sarine. Finalement, les sites tourbeux présentent des taux de matière organique trop élevée pour que la granulométrie soit déterminée ; ces cinq sites sont localisés dans les Préalpes et dans le Grand-Marais.

2.2.1.2 Matière organique

La Figure 2.2.1-1 permet de comparer les teneurs en matière organique (MO) des sols, ainsi que leurs évolutions sur les 35 années de prélèvement. Pour les terres assolées, les teneurs sont restées stables tout au long des sept cycles. Cela signifie qu'aucune perte significative de matière organique n'est à signaler dans les terres assolées. Pour les prairies permanentes, la teneur moyenne en matière organique a pris 1% depuis le début du FRIBO.

La teneur moyenne en matière organique dans les sols des alpages a elle aussi augmenté au cours des sept cycles, dépassant les 8% dans le dernier cycle. Une hausse importante de 0.5% est constatée entre le 6^e cycle et le 7^e cycle. La même chose est observée pour les sites qui ont changé d'affectation. La texture des sites ne changeant pas, la capacité d'échange cationique (CEC) globale de tous les sites devraient augmenter avec l'augmentation de la matière organique, ce qui n'est pas le cas dans le FRIBO. Pour 0.5% de matière organique gagné, une augmentation de 3 à 4 meq dans la CEC devrait être observée (communication personnelle, Serge Amiguet). Une augmentation de la CEC pour toutes les utilisations du sol sauf pour les terres assolées devrait alors avoir lieu. Les analyses de CEC nous indiquent pourtant une stabilité de la CEC pour les prairies permanentes et même une diminution pour les alpages et les terres assolées (Tableau 2.2.1-2) Globalement les CEC sont considérés dans le canton comme « moyenne » pour les terres assolées à « forte » pour les prairies permanentes et les alpages (selon le barème de Collaud et al., 1990). Une hypothèse possible serait climatique. Les étés chauds et très secs successifs du 7^e cycle auraient permis une augmentation de matière organique desséchée en surface provenant de fourrage non consommé par les animaux. Cela pourrait expliquer l'augmentation de la matière organique dans les herbages et la stabilité dans les terres assolées. L'analyse de laboratoire détecterait donc de la matière organique fraîche qui n'a pas encore été dégradée et incorporée dans le complexe du sol.

Une augmentation significative de la matière organique dans les prairies permanentes du canton de Zurich pour la période 1995-2019 est également observée (KaBo Zürich, 2022). Les raisons ne sont pas connues.

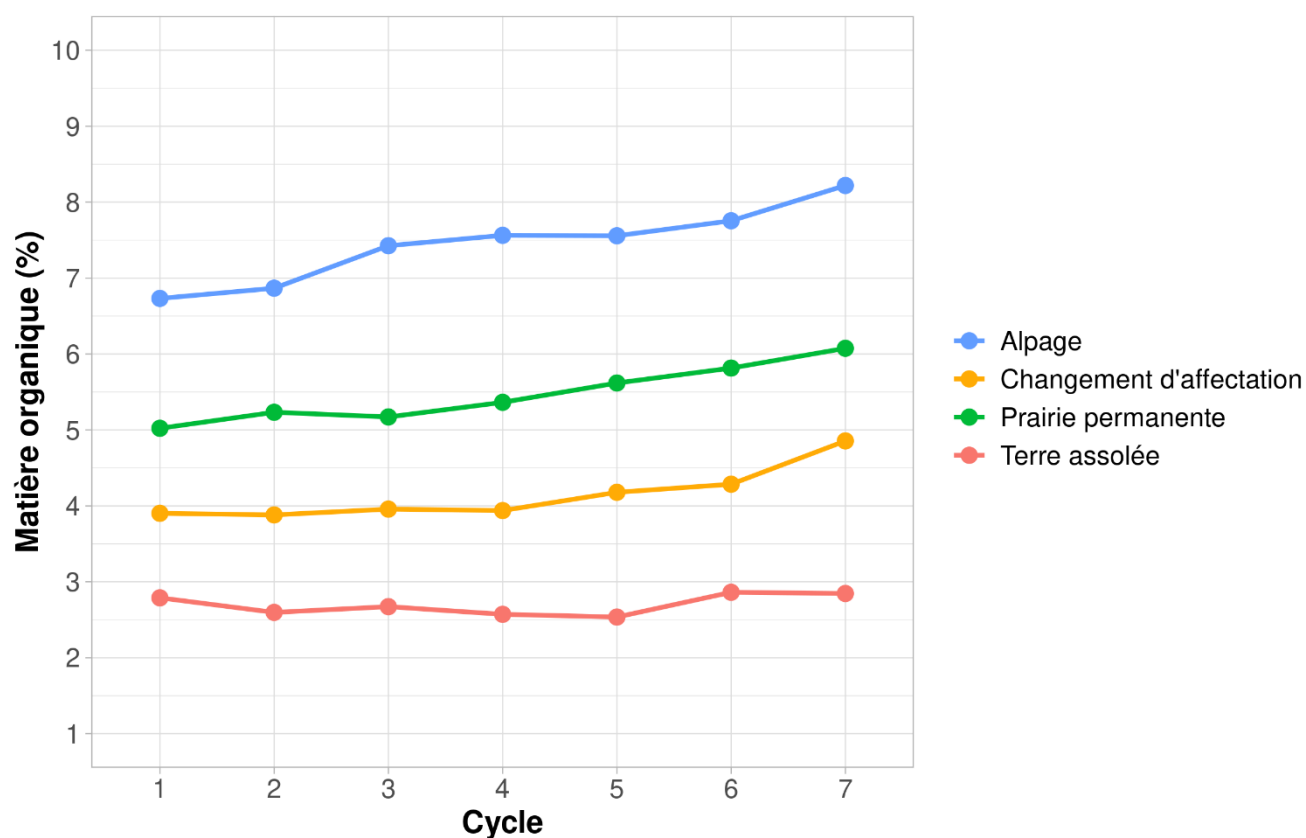


Figure 2.2.1-1 : Evolution du taux de matière organique en fonction de l'utilisation du sol.

Chaque point présente le taux moyen pour un type d'utilisation du sol donné. Ces informations sont valables pour toutes les figures suivantes comprenant des courbes d'évolution, et ne seront par conséquent pas répétées.

MO	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	↑	↑	↑	↑	↑
Cycle2	—		↑	↑	↑	↑	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	↑
Cycle4	↑	—	—		—	—	↑
Cycle5	↑	—	↑	—		—	↑
Cycle6	↑	↑	↑	↑	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Figure 2.2.1-2: Evolution du taux de matière organique entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

MO	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	↑
Cycle2	—		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	↑
Cycle4	—	—	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		↑
Cycle7	—	—	—	↑	—	—	

Figure 2.2.1-3: Evolution du taux de matière organique entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Tableau 2.2.1-2 : Evolution des moyennes de la capacité d'échange cationique (CEC) en fonction des cycles et des différentes utilisations du sol.

CEC (meq./100g)	Total	Alpage	Prairie permanente	Changement d'affectation	Terres assolées
Cycle 1	20.5	30.4	23.8	18.6	15.2
Cycle 2	19.9	30.3	21.9	18.1	15.0
Cycle 3	20.1	30.9	22.8	18.2	14.7
Cycle 4	19.5	30.3	22.3	17.5	14.1
Cycle 5	19.0	29.2	22.0	17.0	13.8
Cycle 6	17.6	25.1	20.8	15.6	13.5
Cycle 7	18.6	26.8	21.6	17.4	13.8

Deux barèmes ont été utilisés pour interpréter la quantité de matière organique dans le sol. Le premier se base sur les PRIF (Sinaj & Richner, 2017) et se réfère aux teneurs en matière organique du sol pour une appréciation du potentiel de fourniture d'azote par le sol (minéralisation de la matière organique). Le potentiel de minéralisation de l'azote est étroitement lié au taux de matière organique du sol. En effet, la minéralisation de la matière organique dégage du CO₂, de l'eau et des éléments nutritifs, principalement de l'azote. Cette matière organique constitue le substrat fournissant l'énergie aux organismes vivants. Ce barème prend en compte la teneur en argile du sol.

Le deuxième est issu d'un travail de doctorat pour lequel certains sites FRIBO ont été échantillonnés et certaines données du réseau exploitées (Johannes et al., 2017). Les conclusions de ce travail indiquent qu'en règle générale, la qualité de la structure d'un sol brun (cambisol) est fortement positivement corrélée au ratio matière organique sur argile. Ainsi, un sol léger, pauvre en argile, aura besoin de teneurs en matière organique moins importantes qu'un sol lourd, riche en argile, pour assurer une bonne qualité de la structure du sol. Le ratio suffisant est estimé à 17 %, et les sols présentant des ratios inférieurs à 12 % sont qualifiés de « très insuffisant » en matière organique.

Potentiel de fourniture d'azote

Aucun problème de potentiel de fourniture d'azote aux sols par manque de matière organique n'est à constater sur l'ensemble du canton. Il est le plus élevé dans les alpages et le plus faible dans les terres assolées. Ce potentiel a tendance à devenir « bon » dans les prairies permanentes et les sites qui ont changé d'affectation au fur et à mesure des cycles. 75% des terres assolées ont un potentiel de fourniture d'azote « satisfaisant ».

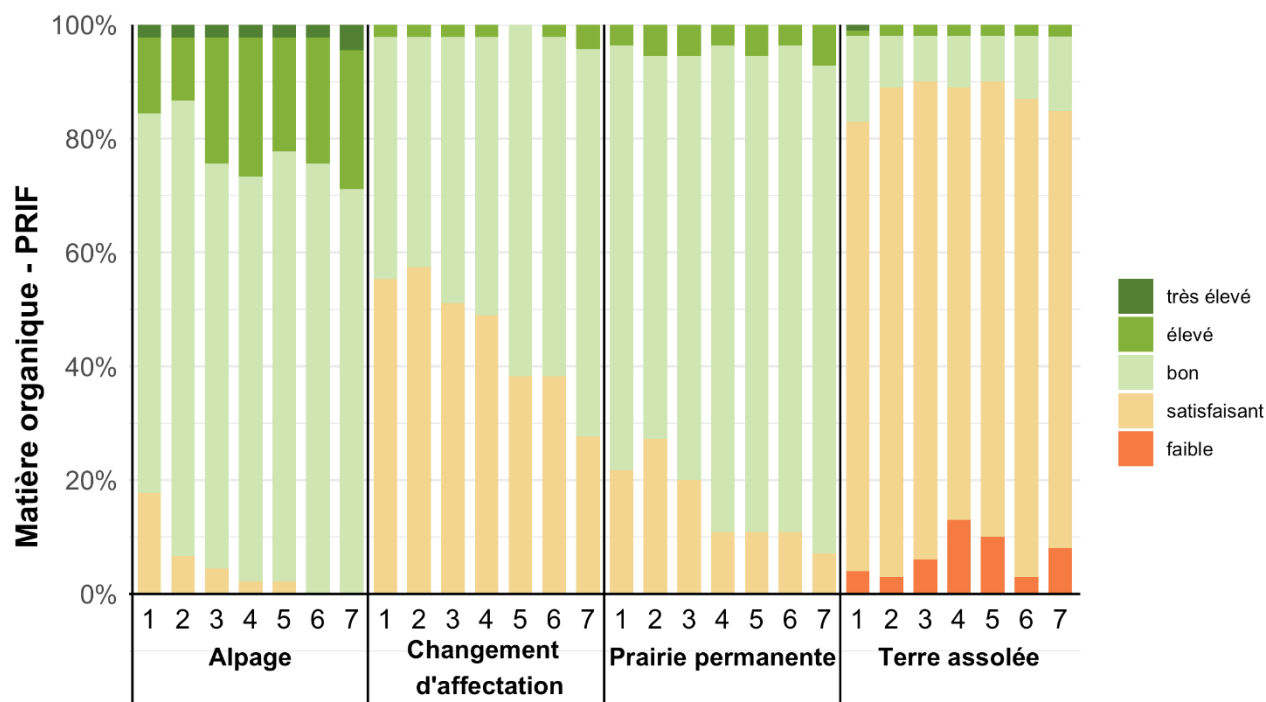


Figure 2.2.1-4: Pourcentage des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le potentiel de fourniture d'azote, barème PRIF 2017.

Pour chaque type d'utilisation du sol, les 7 cycles sont présentés. Pour chaque cycle, les barres présentent le pourcentage de sites appartenant à chaque niveau d'appréciation. Ces informations sont valables pour toutes les figures suivantes comprenant des barres, et ne seront par conséquent pas répétées.

Potentiel de qualité structurale du sol (ratio MO/argile)

En ce qui concerne la qualité structurale du sol, la situation est plutôt rassurante. A l'heure actuelle, seules 10 % des terres assolées et 3% des prairies permanentes du réseau FRIBO (soit 13 sites au total) sont en large déficit de matière organique. 45 % des terres assolées présentent un léger déficit en matière organique, 37 % en sont suffisamment pourvues. Seulement 6 % montrent un ratio MO/argile optimal, une caractéristique rarement observée dans les sols travaillés. De grandes quantités de matière organique sont restituées au sol par les engrais de ferme, et les prairies temporaires tiennent une place importante dans les rotations agricoles grâce à un cheptel important. Le pourcentage de prairies permanentes, d'alpages et de sites qui ont changé d'affectation ayant un rapport MO/argile très bon ne cesse de progresser au fur et à mesure des cycles.

L'étude détaillée des sites largement déficitaires en matière organique (Carte 2.2.1-3) fournit les renseignements suivants : sur les 13 sites en question, 11 sont des terres assolées et 2 sont en prairies permanentes dans l'Intyamon et dans la Vallée de la Jogne. Dans le cas des prairies permanentes, les taux d'argiles du sol y sont très élevés (environ 60%), ce qui va au-delà des limites de cette étude, qui s'applique aux sols bruns. De manière similaire, une terre assolée dans la Broye présente un taux d'argile entre 60 % et 75 %. Les 11 terres assolées se situent dans la Broye ou le district du Lac et contiennent quasiment toutes dans leur rotation des pommes de terre, de la betterave, du tabac voire, dans plusieurs cas, deux de ces cultures.

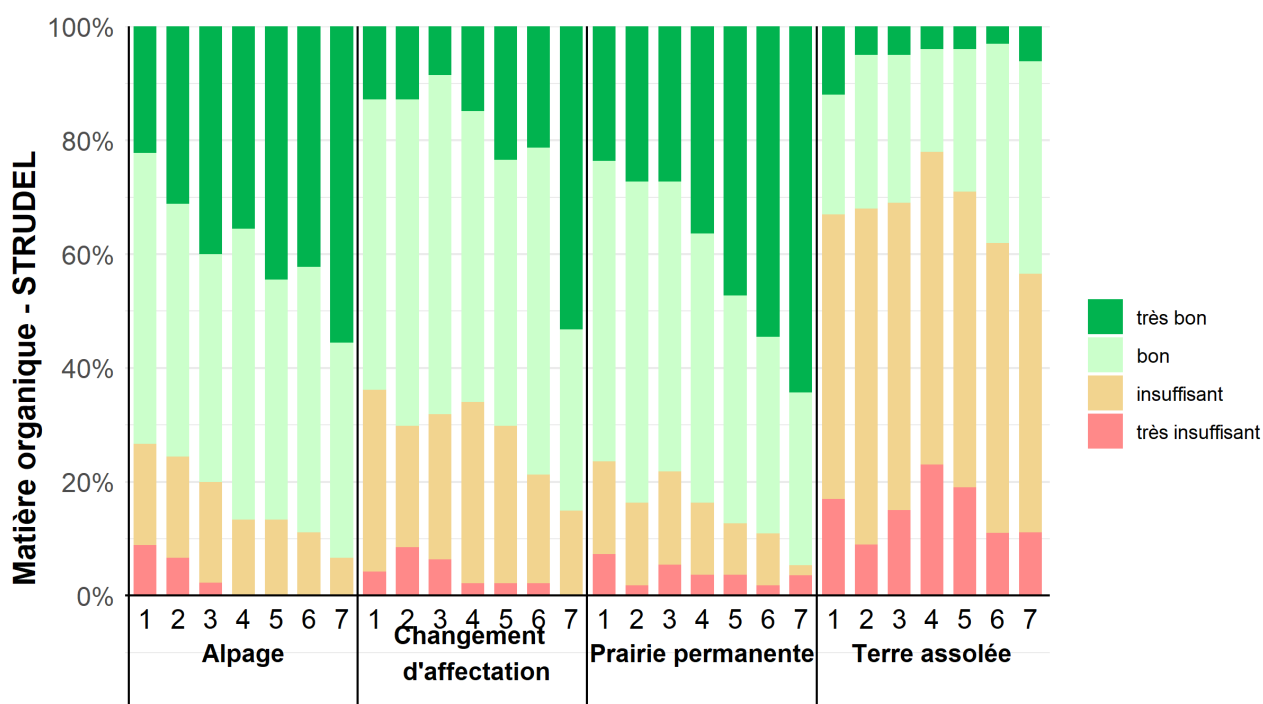
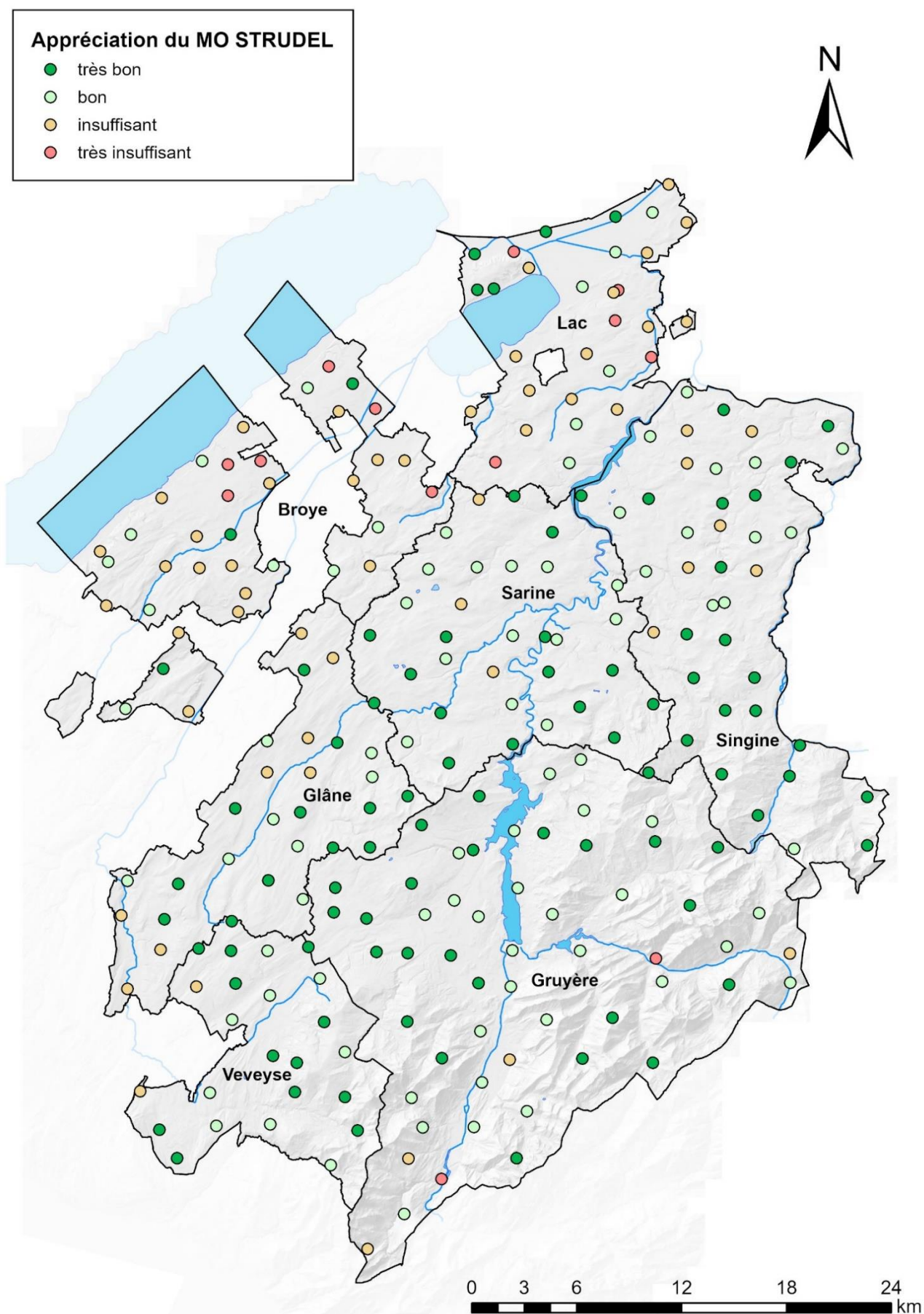


Figure 2.2.1-5: Pourcentage de sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le ratio MO/argile, barème STRUDEL



Carte 2.2.1-3: Appréciation de la teneur en matière organique d'après le barème du STRUDEL - septième cycle

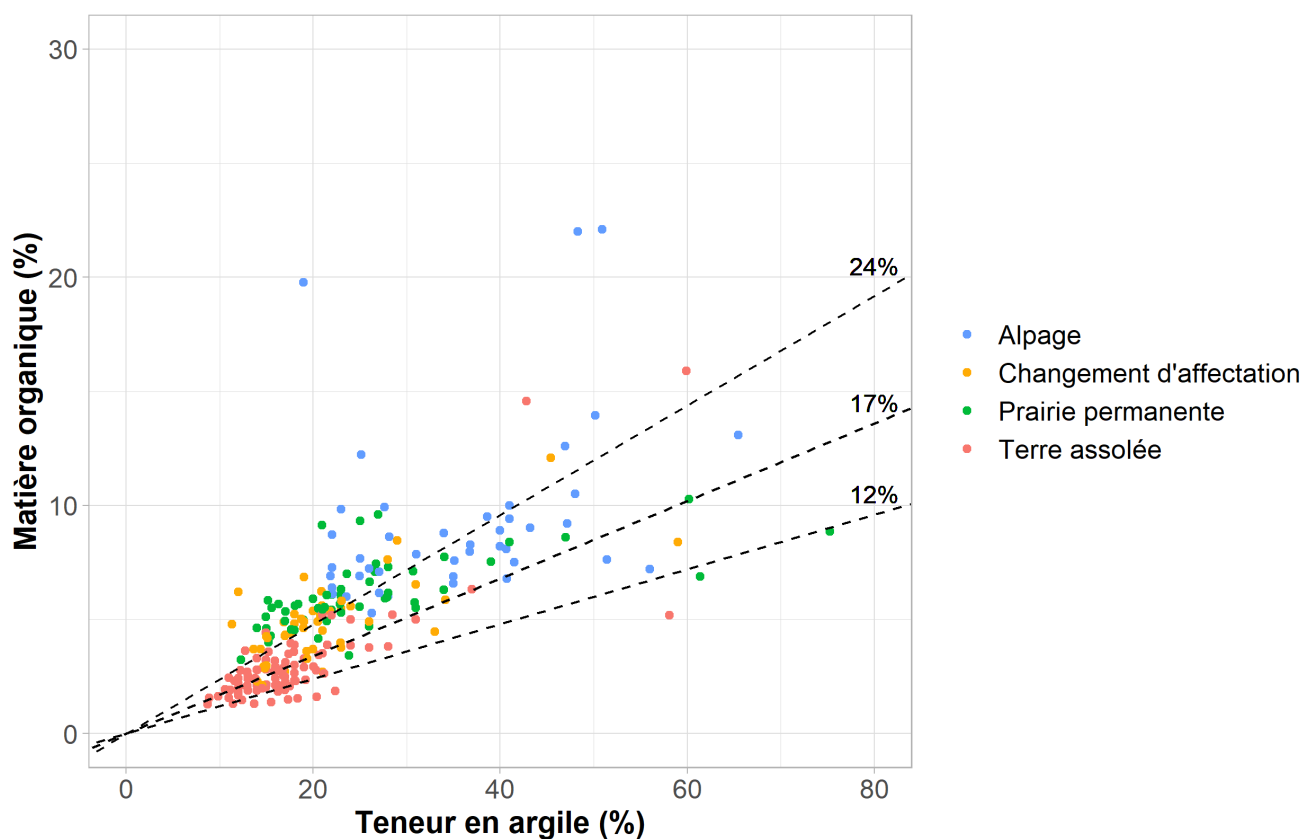


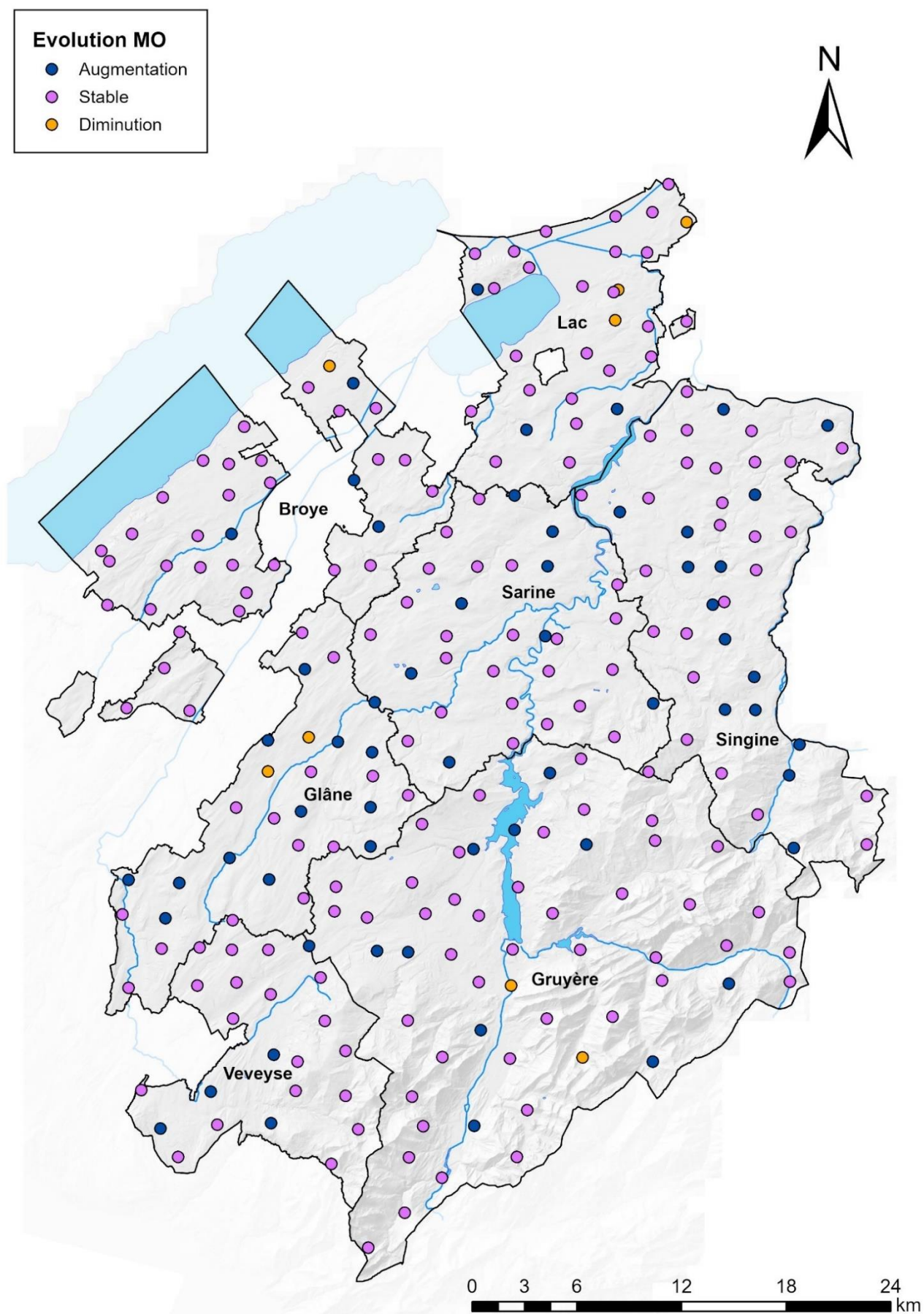
Figure 2.2.1-6: Valeurs du ratio MO/Argile des différentes utilisations du sol au 7^e cycle selon le barème STRUDEL. Chaque point représente un site. Les lignes pointillées représentent des ratios MO/Argile de 24, 17 et 12% respectivement.

Le graphique ci-dessus montre que la quasi-totalité des sites se situant sous le ratio MO/Argile de 12% (considéré comme « très insuffisant » selon le barème STRUDEL) sont des terres assolées et que la majorité des prairies permanentes et des alpages se situent au-dessus des 17% (considéré comme « bon » ou « très bon » selon le même barème). Le gradient géographique est bien visible avec des teneurs en argile bien plus élevées dans les alpages que dans les prairies permanentes et les terres assolées.

Evolution par site

8 sites sur les 247 indiquent une diminution du taux de matière organique depuis le début du suivi il y a 35 ans. Sur ces 8 sites, 7 sont des terres assolées et 1 est un alpage. 6 des 7 terres assolées ont des rapport MO / argile « insuffisant » ou « très insuffisant » d'après le barème établi par Johannes et al. (2017). Seul un site, situé au sud du lac de la Gruyère a un ratio MO /argile considéré comme « bon ». Trois terres assolées situées dans le Seeland sont exploitées pour la culture maraîchère. Pour l'alpage, il est difficile de définir la raison exacte de cette diminution, mais cela peut être dû à un drainage du terrain.

58 sites sur les 247 indiquent une augmentation du taux de matière organique depuis le début des relevés. Il s'agit de 11 terres assolées, 25 prairies permanentes, 5 alpages et 17 sites qui ont changé d'affectation.



Carte 2.2.1-4: Evolution par site du taux de matière organique au cours des sept cycles

2.2.1.3 pH

La Figure 2.2.1-7 met en évidence l'évolution du pH des sols au cours des 35 dernières années. Le pH des terres assolées est le plus élevé et les valeurs de pH les plus faibles se retrouvent dans les alpages. Le pH extrait à l'eau n'a pas varié significativement pour les prairies permanentes et les alpages en 35 ans. En revanche, le pH des terres assolées indique une hausse constante et significative depuis le 3^e cycle. Cette hausse pourrait s'expliquer par la généralisation de la pratique du chaulage là où une telle opération est nécessaire.

Il est important de noter qu'avec un pH de 6.2, il est possible de maintenir des prairies à base de trèfle et de graminées ; cependant, l'acidité est trop importante pour des mélanges à base de luzerne. Toutefois, dans le cas d'une prairie permanente, la composition botanique est reliée aux conditions naturelles dont le pH est un des facteurs.

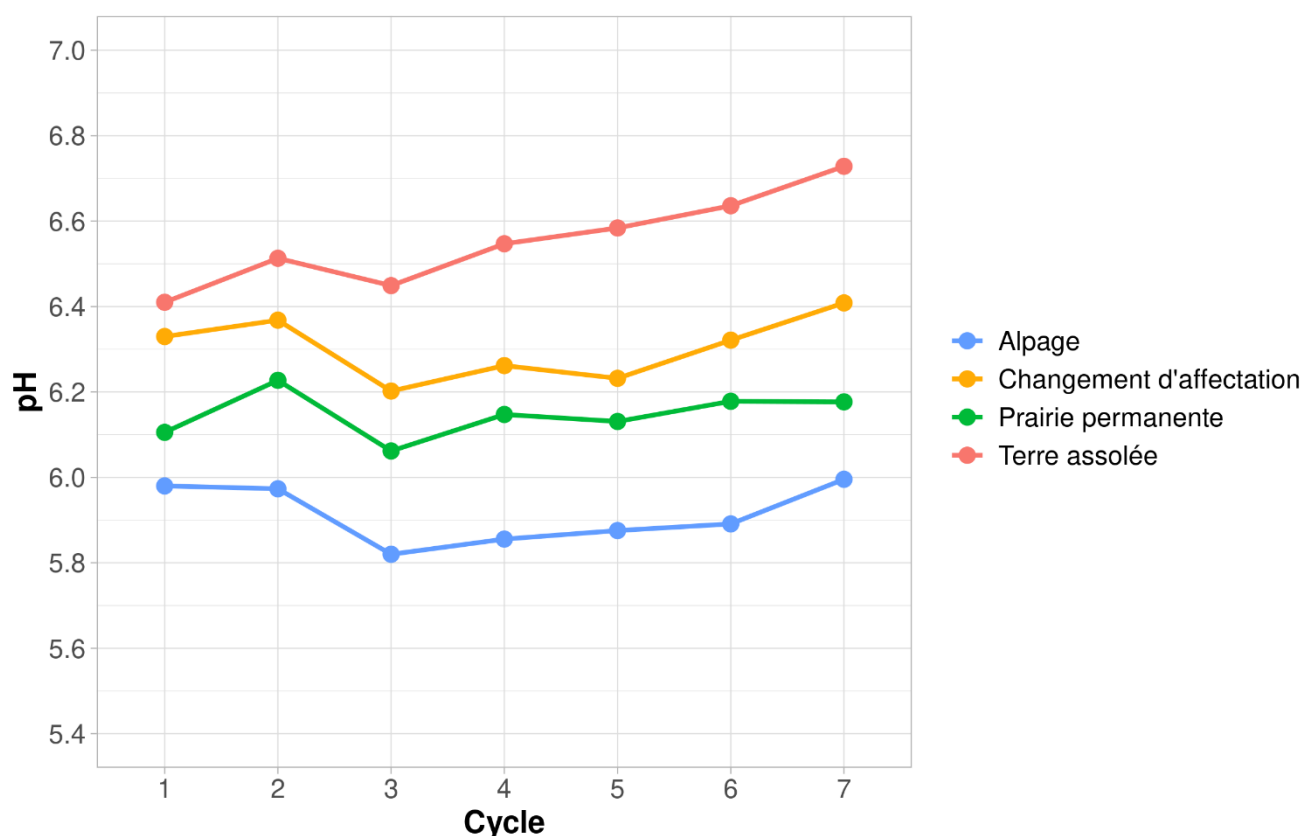


Figure 2.2.1-7 : Evolution du pH en fonction de l'utilisation du sol.

pH	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	—	—	—	—	—	—	

Figure 2.2.1-8: Evolution du pH entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

pH	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	↑
Cycle4	↑	—	—		—	—	—
Cycle5	↑	—	↑	—		—	—
Cycle6	↑	—	↑	—	—		—
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Figure 2.2.1-9: Evolution du pH entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Tableau 2.2.1-3: Appréciation du pH du sol selon les PRIF 2017

pH (H ₂ O)	Appréciation
< 5.3	Très acide
5.3 – 5.8	Acide
5.9 – 6.7	Peu acide
6.8 – 7.2	Neutre
7.3 - 7.6	Peu alcalin
> 7.6	Alcalin

Appréciation selon les PRIF

Environ 53% des terres assolées ont un pH qui est acide ou peu acide (< 6,8) au 7^e cycle (Figure 2.2.1-10) et 10 % des terres assolées sont acides (pH < 5.9). Dans ce 7^e cycle d'analyse, la part de sols acides et peu acides continue de diminuer. Cela est probablement dû à la généralisation du chaulage sur les terres assolées à tendance acide.

Pour ce qui est des prairies permanentes, ce sont plus de 80 % des prairies qui ont un pH < 6.8. Afin de maintenir un pH propice à une composition botanique équilibrée, certains agriculteurs pratiquent le chaulage sur leurs prairies permanentes.

Dans les alpages, le pourcentage de sols fortement acides et acides semble s'être stabilisé aux alentours de 50%. Il faut souligner que ces sols ne sont pas chaulés pour des raisons pratiques et légales, ce qui les expose à l'acidification naturelle due à l'altération du sol. Il est également possible que la tendance à l'acidification observée entre le 2^e et le 3^e cycle ait été due aux pluies acides, phénomène dû à l'industrie et au trafic routier mais maintenant bien maîtrisé, notamment avec l'introduction des pots catalytiques. Sur les 10 sites considérés comme « très acide », 8 sont des alpages et 5 de ces 8 alpages sont situés dans des régions sur flysch.

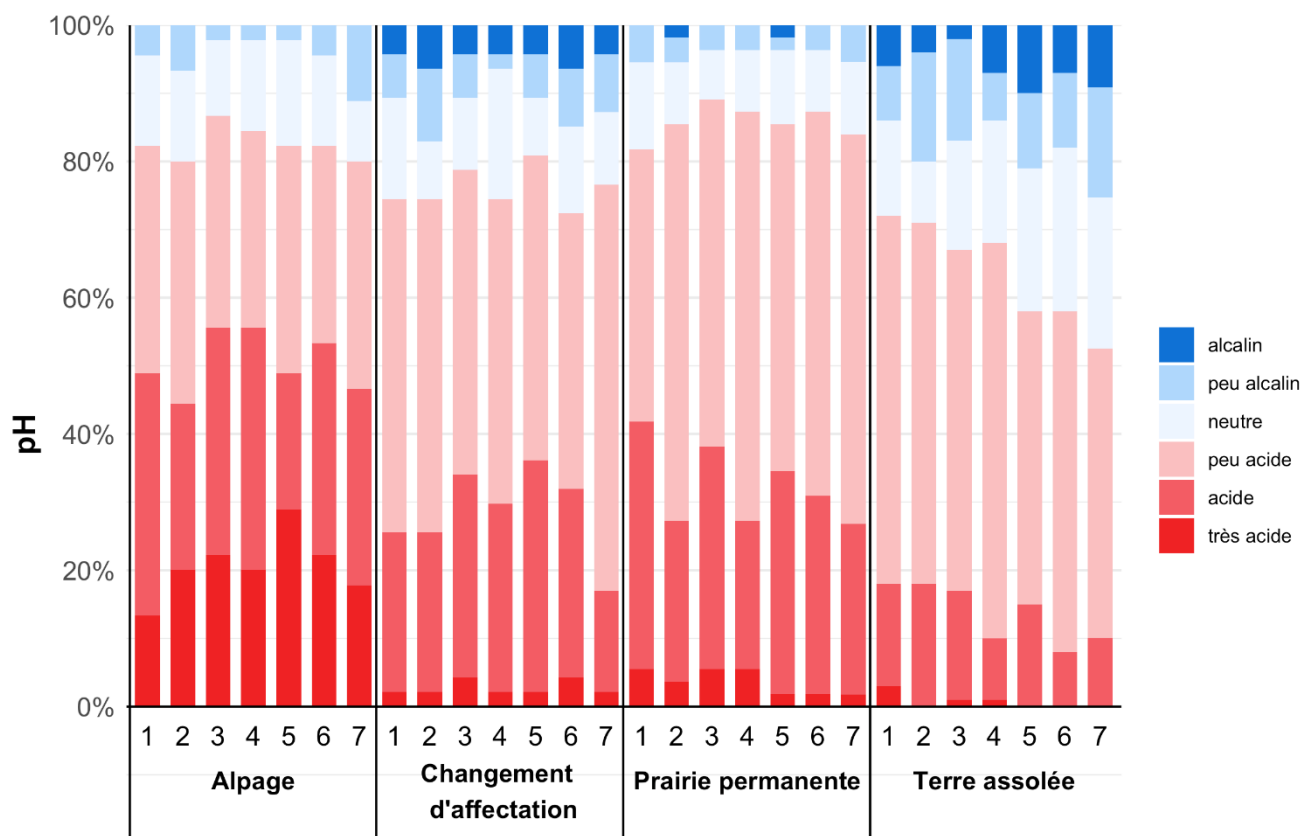
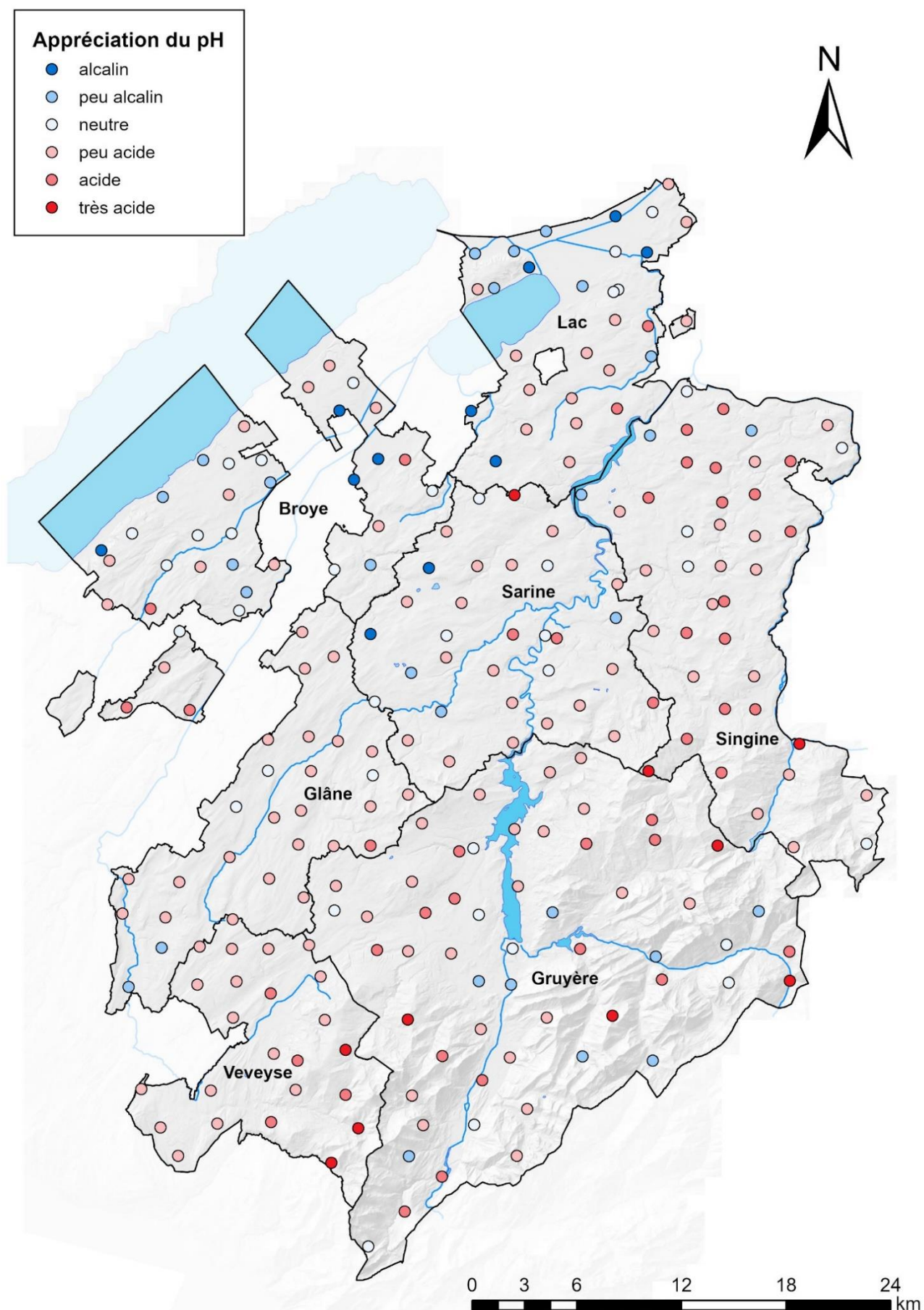


Figure 2.2.1-10: Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème PRIF 2017

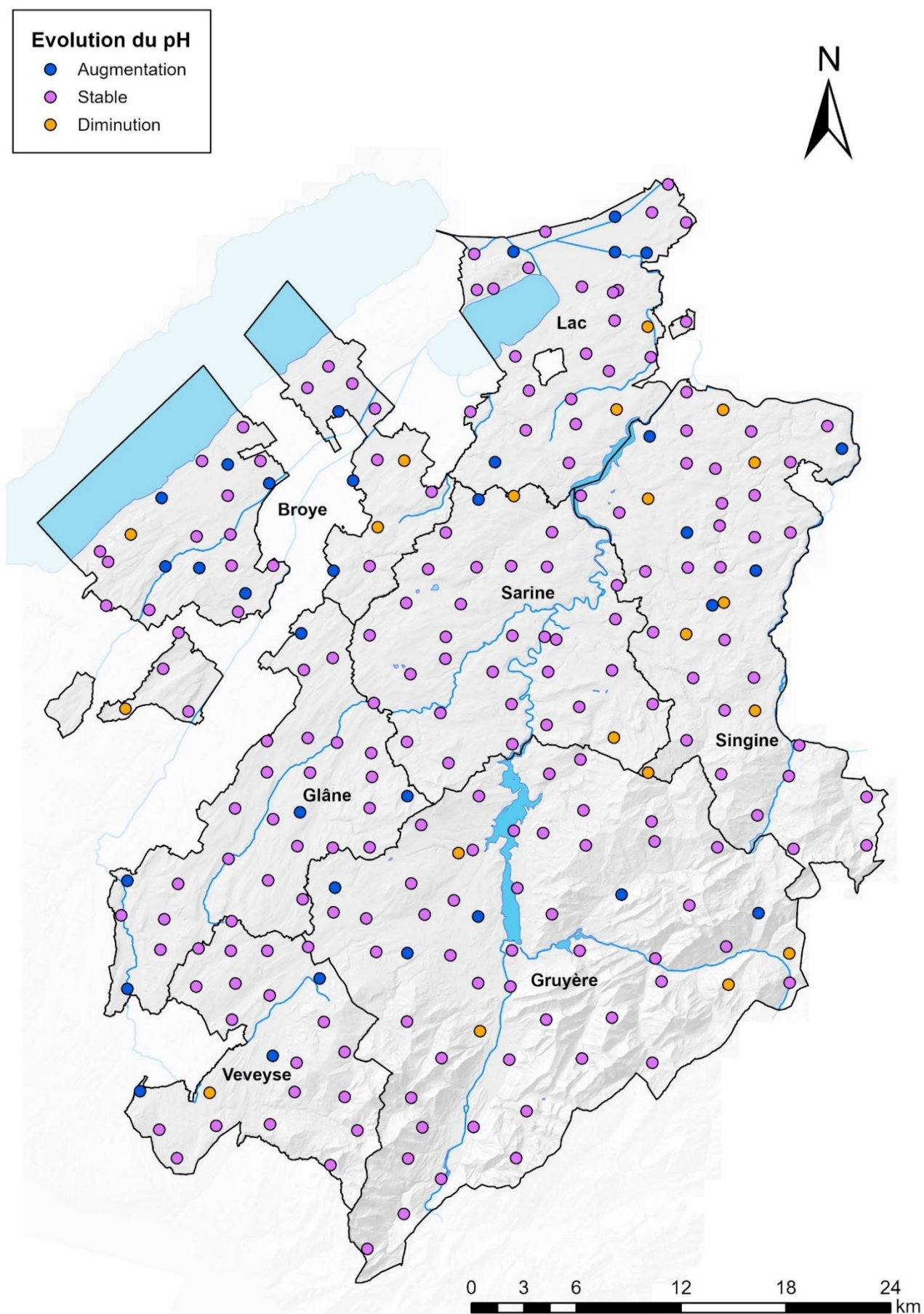
Evolution du pH

Comme cela peut être observé sur la Carte 2.2.1-6, 20 sites ont vu leur pH baisser significativement au cours des 7 cycles. Mis à part trois alpages, les autres sites sont des terres assolées (7 sites), des prairies permanentes (6 sites) et des changements d'affectations (4 sites). Parmi ces 20 sites, 9 ont enregistré une baisse d'au moins 0.5 point de pH, tandis que seul 3 sites, tous situés en prairie permanente, ont subi une diminution du pH dépassant un point au cours des 7 cycles.

33 sites ont subi une augmentation de leur pH, répartis comme suit selon leur utilisation : 21 sites en terres assolées, 4 sites en prairies permanentes, 6 sites en changements d'affectations et 2 sites en alpages. Parmi ces 33 sites, 16 montrent une augmentation du pH dépassant un point au cours des 7 cycles dont 14 sont en terre assolée. Il est probable que ces terres aient été chaulées ou qu'elles aient reçu des apports de compost ou du fumier de volaille, ces produits ayant un effet chaulant non négligeable.



Carte 2.2.1-5: Appréciation du pH selon le barème des PRIF - septième cycle



Carte 2.2.1-6 : Evolution par site du pH au cours des sept cycles

2.2.2 Eléments nutritifs

Le réseau d'observation suit l'évolution des éléments fertilisants du sol. Ainsi, les teneurs de quatre éléments nutritifs essentiels sont analysées : le phosphore (P), le potassium (K), le magnésium (Mg) et le calcium (Ca).

2.2.2.1 Phosphore

Extraction CO₂

La Figure 2.2.2-1 révèle que les terres assolées sont les plus riches en phosphore soluble, suivies par les sites « changement d'affectation » et les prairies permanentes qui ont des moyennes similaires, tandis que les alpages affichent les niveaux les plus bas. Ces teneurs plus élevées des terres assolées sont reliées à une fertilisation phosphatée minérale plus importante, visant à optimiser le rendement des cultures.

Les teneurs en phosphore soluble des terres assolées ont significativement baissé entre le 1^{er} et le 7^e cycle. Il est cependant à noter que ces teneurs en phosphore soluble sont significativement remontées entre le 6^e cycle et le 7^e cycle. Dans les prairies permanentes, le niveau de phosphore facilement disponible a également significativement diminué entre le 1^{er} et le 6^e cycle avant de remonter au 7^e cycle, se rapprochant ainsi des teneurs observées au 1^{er} cycle. La même observation est faite pour les sites qui ont changé d'affectation. En revanche, le niveau de phosphore facilement disponible dans les sols d'alpage n'a pas connu d'évolution significative entre le 1^{er} et le 7^e cycle.

Les diminutions des teneurs moyennes en P CO₂ observées jusqu'au 6^e cycle sont à mettre en relation avec l'introduction des prestations écologiques requises (PER). Depuis 1993, les agriculteurs sont obligés de calculer à l'aide d'un bilan de fumure la quantité d'engrais qu'ils peuvent épandre sur leur exploitation. Il en a résulté une diminution des apports d'engrais minéraux de 60% en quinze ans (OFAG, 2006). Seule une infime fraction de phosphore du sol est disponible pour les organismes vivants, en majorité sous forme d'orthophosphate. L'augmentation de l'activité biologique dans les prairies permanentes, traitée dans un chapitre ultérieur, est observée dans le réseau FRIBO au 7^e cycle et expliquerait en partie l'augmentation de la disponibilité du phosphore au dernier cycle. Une étude menée par Agroscope (Roger et al., 2013) effectuée sur les échantillons FRIBO, a montré que les sols d'alpages présentaient des valeurs de phosphore total élevées. La plus grande partie de ce phosphore total est lié aux éléments minéraux du sol et n'est pas disponible pour les plantes. Seule une activité intense des micro-organismes du sol, notamment les bactéries solubilisatrices de phosphates (BSP), peut rendre ce phosphore disponible pour les plantes. Il est possible que les BSP soient moins présentes dans les sols des alpages ou que les souches des alpages soient moins efficaces pour extraire le phosphore.

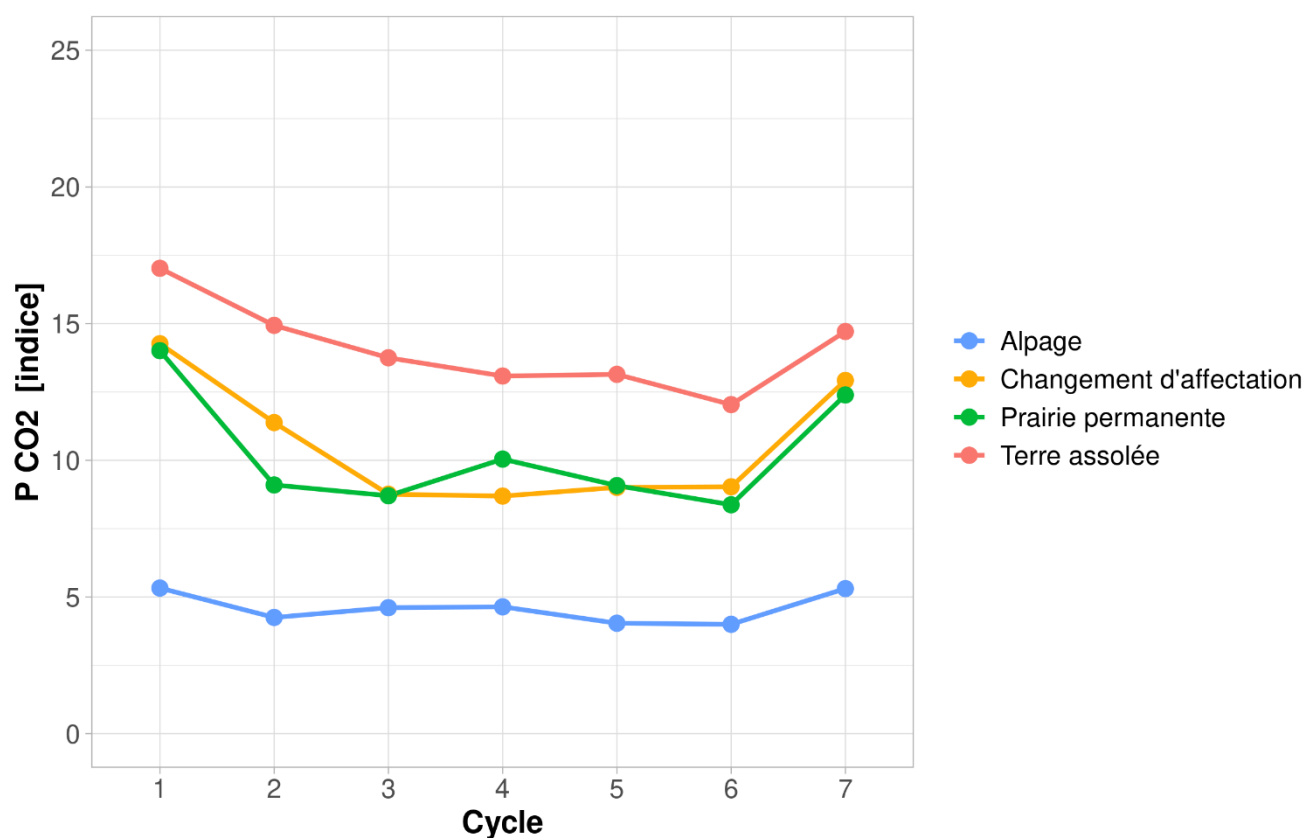


Figure 2.2.2-1 : Evolution du phosphore soluble en fonction de l'utilisation du sol.

Extraction selon la méthode CO₂. Indice P 1.0 = 0.155 mg P/kg de terre.

P CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	↓		—	—	—	—	—
Cycle3	↓	—		—	—	—	—
Cycle4	↓	—	—		—	—	—
Cycle5	↓	—	—	—		—	—
Cycle6	↓	—	—	—	—		—
Cycle7	—	↑	↑	—	—	↑	

Figure 2.2.2-2: Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

P CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	↓	↓	↓	↓	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	↓	—		—	—	—	↑
Cycle4	↓	↓	—		—	—	↑
Cycle5	↓	↓	—	—		—	↑
Cycle6	↓	↓	↓	—	—		↑
Cycle7	↓	—	—	—	—	↑	

Figure 2.2.2-3: Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Appréciation selon les PRIF

Les teneurs en P CO₂ ont été classées selon le barème d'interprétation PRIF 2017 afin d'apprécier la richesse du sol en P facilement disponible. Pour interpréter au mieux cette dernière, le barème tient compte du taux d'argile et de la teneur en matière organique contenus dans les sols. Le même procédé est utilisé pour le potassium et le magnésium.

Jusqu'au 6^e cycle, le pourcentage de terres assolées classées comme « très riche » n'avait cessé de reculer (Figure 2.2.2-4). Cette évolution résultait probablement de l'introduction des PER. Au 7^e cycle, le pourcentage de ces sites « très riche » repart à la hausse avec des pourcentages similaires au 3^e cycle. 50% des terres assolées sont considérés comme « riche » ou « très riche ». Une tendance similaire est constatée pour les prairies permanentes avec un pourcentage de sites classés comme « très riches » qui gagne du terrain au 7^e cycle (environ 20% des prairies permanentes). Dans les alpages, plus de 80% des sites se situent dans la classe « satisfaisant » et « médiocre ».

En règle générale, des teneurs satisfaisantes en P CO₂ sont retrouvées dans la plupart des districts et réparties dans tout le canton (Carte 2.2.2-1). Les sols les plus riches sont situés en majorité dans les districts du Lac, de la Broye, et dans une moindre mesure, de la Sarine et de la Glâne. Ces fortes teneurs en P CO₂ résultent de cultures ou de prairies plus intensives et plus abondamment fertilisées.

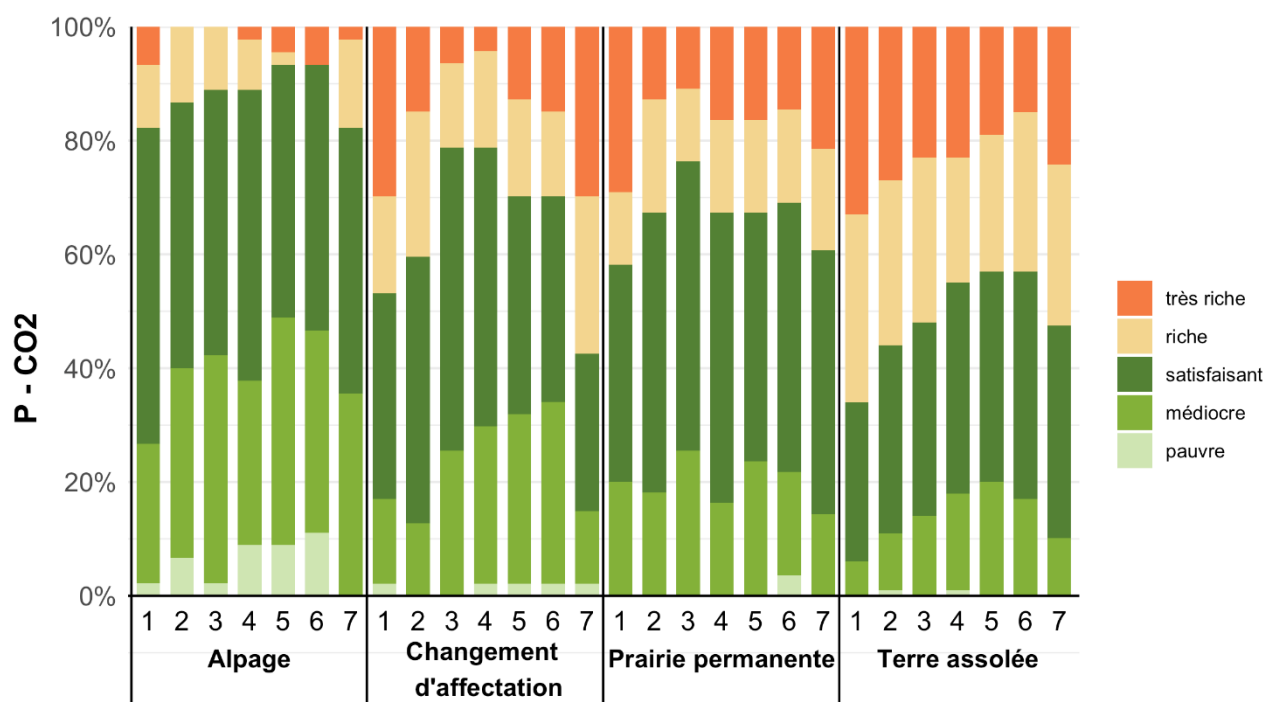


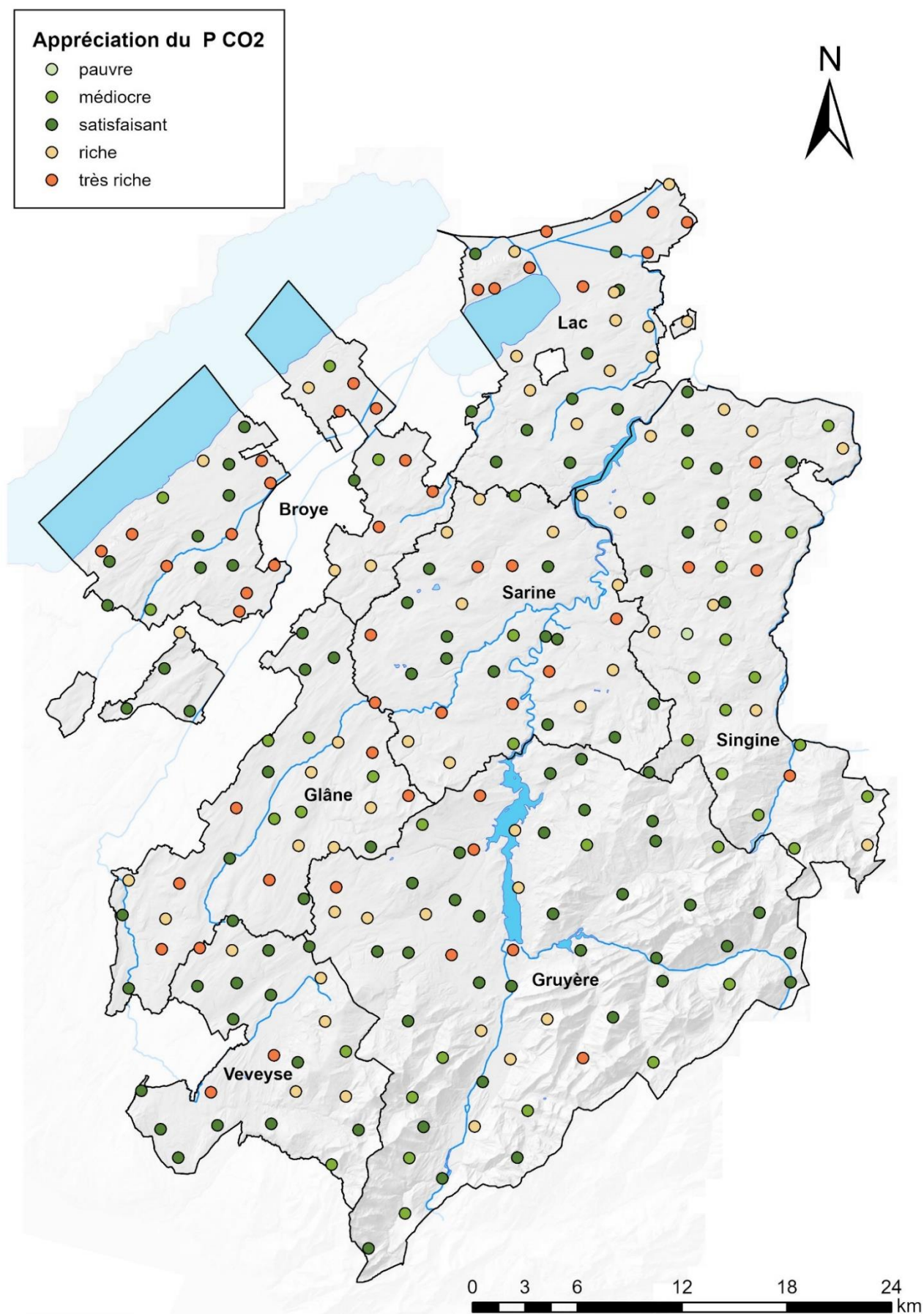
Figure 2.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO₂ selon le barème PRIF 2017

Evolution par site

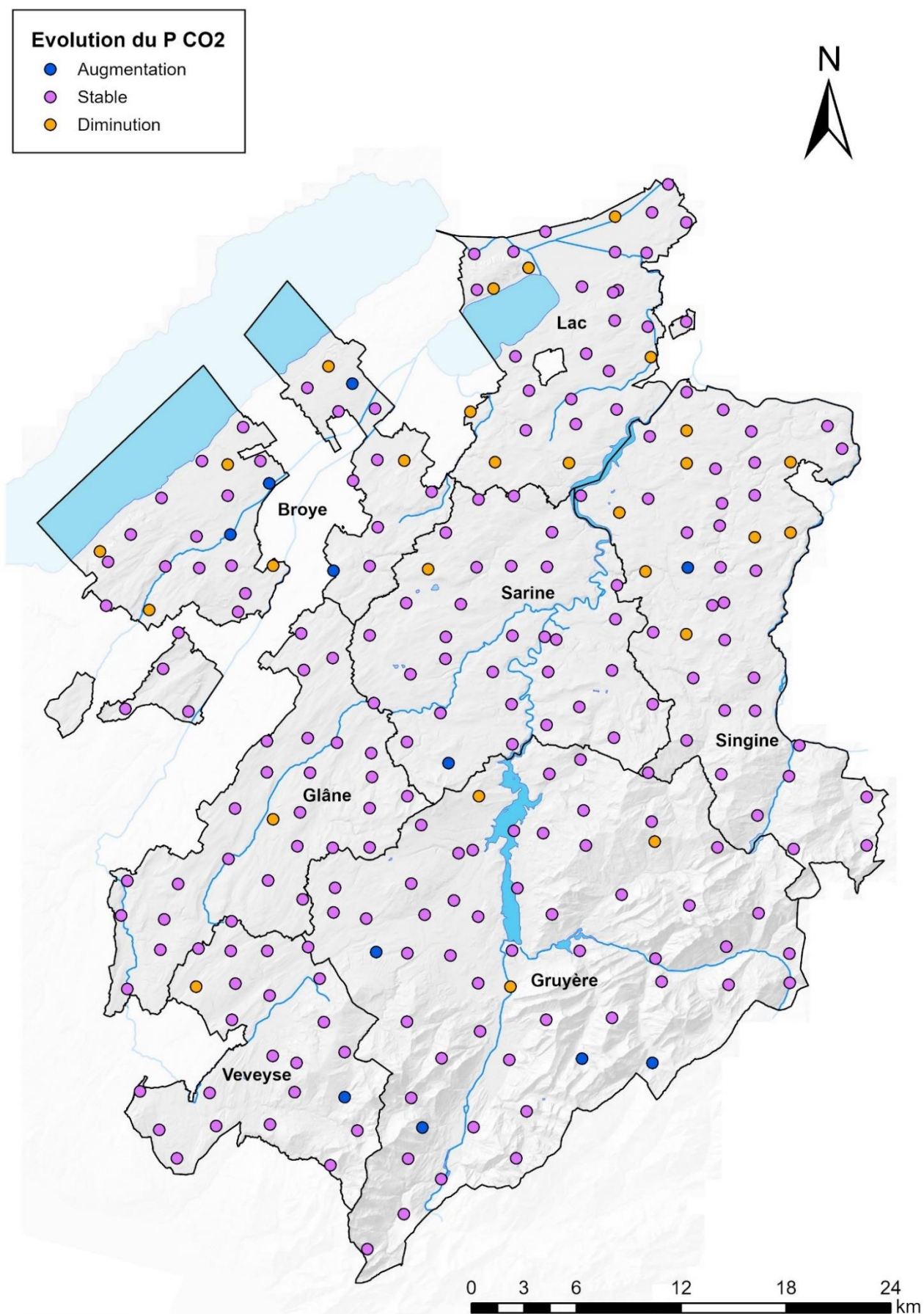
27 sites montrent une diminution significative de leur teneur en P CO₂ depuis le début des relevés. Ils sont répartis majoritairement dans les districts du Lac, de la Broye et de la Singine et de la manière suivante : 21 sites en terres assolées, 3 sites en prairies permanentes, 2 sites qui ont changé d'affectation et 1 alpage.

On observe une augmentation significative sur 11 sites répartis comme suit : 4 alpages, 3 prairies permanentes, 3 terres assolées et 1 site qui a changé d'affectation. Les 4 alpages montrant une hausse significative des teneurs sont à observer précautionneusement. En effet cette hausse est minime, de l'ordre de quelques points d'indice (par exemple d'une valeur de 3 à une valeur de 5).

De manière générale, malgré une hausse significative des moyennes entre le 6^e cycle et le 7^e cycle pour les terres assolées, depuis le début des relevés 3 d'entre elles ont montré une augmentation significative des teneurs en phosphore soluble alors que 21 en ont montré une diminution.



Carte 2.2.2-1 : Appréciation de la teneur en P CO₂ - septième cycle



Carte 2.2.2-2: Evolution par sites des teneurs en P CO₂ au cours des sept cycles

Extraction AAE10 (acétate d'ammonium + EDTA)

De même qu'avec le procédé CO₂, la méthode AAE10 indique que les terres assolées sont les plus riches et les alpages les plus pauvres en phosphore de réserve. L'analyse statistique n'évoque ni enrichissement ni appauvrissement en P AAE10 pour les terres assolées, les sites qui ont changé d'affectation et les alpages.

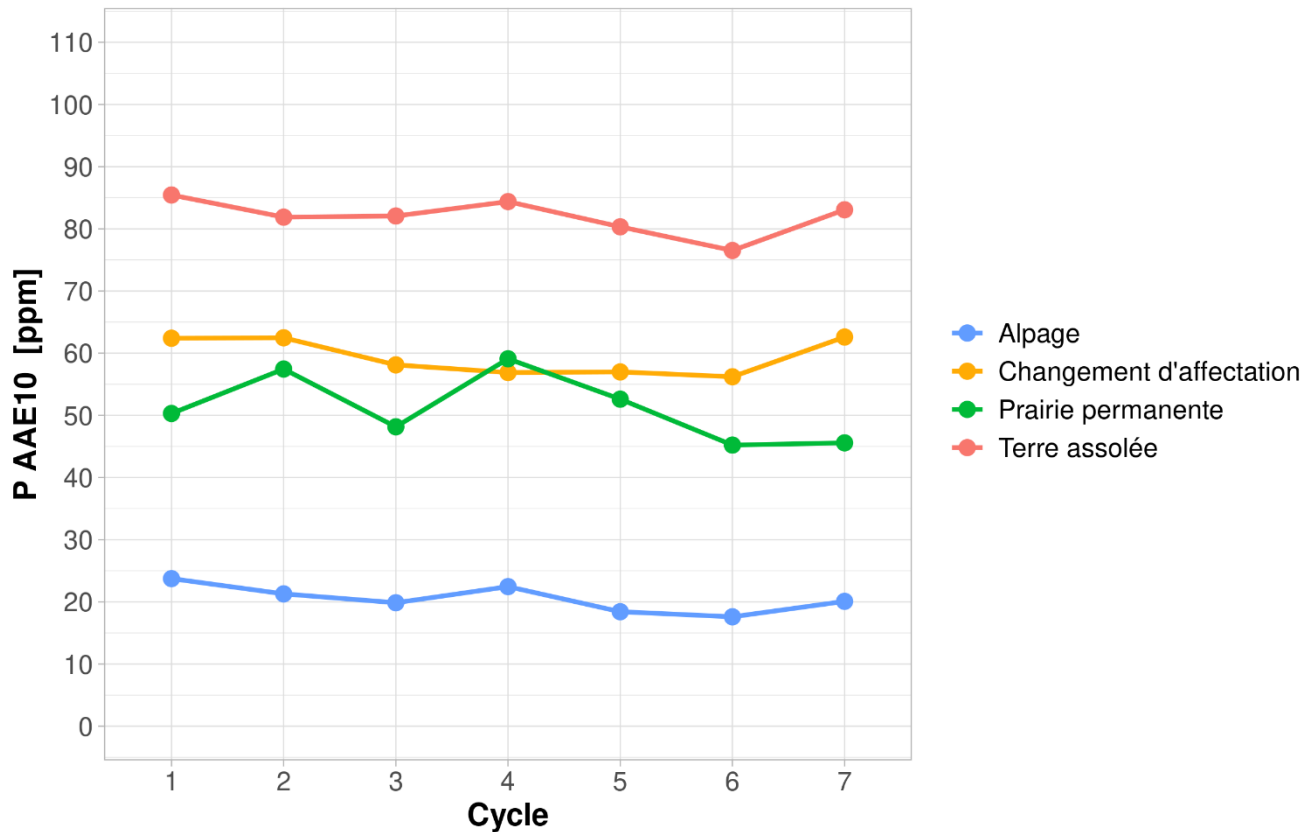


Figure 2.2.2-5 : Evolution du phosphore de réserve en fonction de l'utilisation du sol.
Extraction selon la méthode AAE10. 1 ppm= 1 mg P/kg de terre.

P AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	—	↓	—		—
Cycle7	—	—	—	↓	—	—	

Figure 2.2.2-6 : Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

P AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	—	—	—	—	—	—	

Figure 2.2.2-7 : Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Appréciation selon les PRIF

50% des terres assolées sont considérés comme « riche » et « très riche » en P AAE10 (Figure 2.2.2-8). Ces deux catégories ont plutôt tendance à perdre du terrain au profit de sol moins chargés en phosphore.

Pour les prairies permanentes, 80% sont considérées comme « satisfaisante » ou « médiocre ». Seulement 5% des sites d'alpages sont classés comme « riche ».

La Carte 2.2.2-3 indique que l'on retrouve des sols à teneurs médiocres majoritairement dans les alpages et, dans une moindre mesure, dans les prairies permanentes. Dans le Nord, où se trouvent principalement les terres assolées, les sites sont majoritairement riches et très riches. Il s'agit ici des districts du Lac et de la Broye.

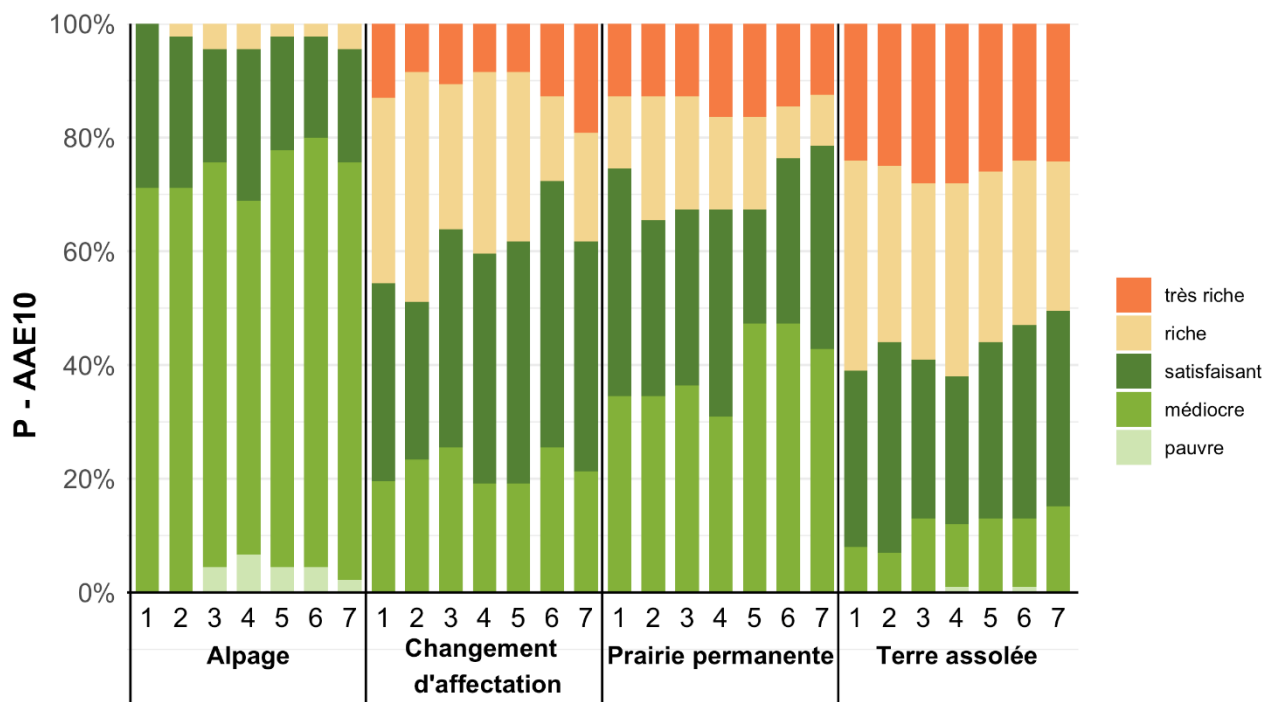
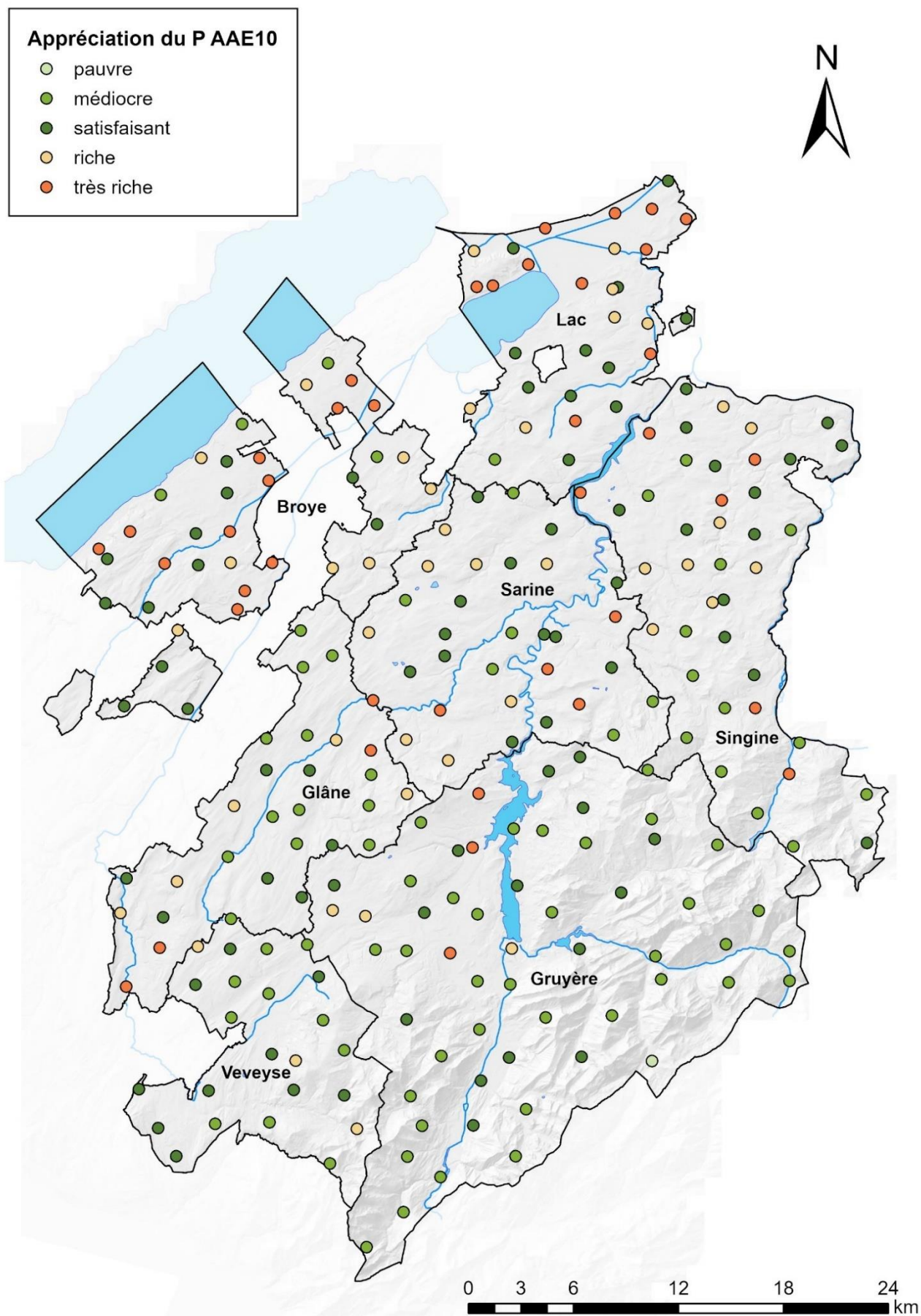


Figure 2.2.2-8: Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017

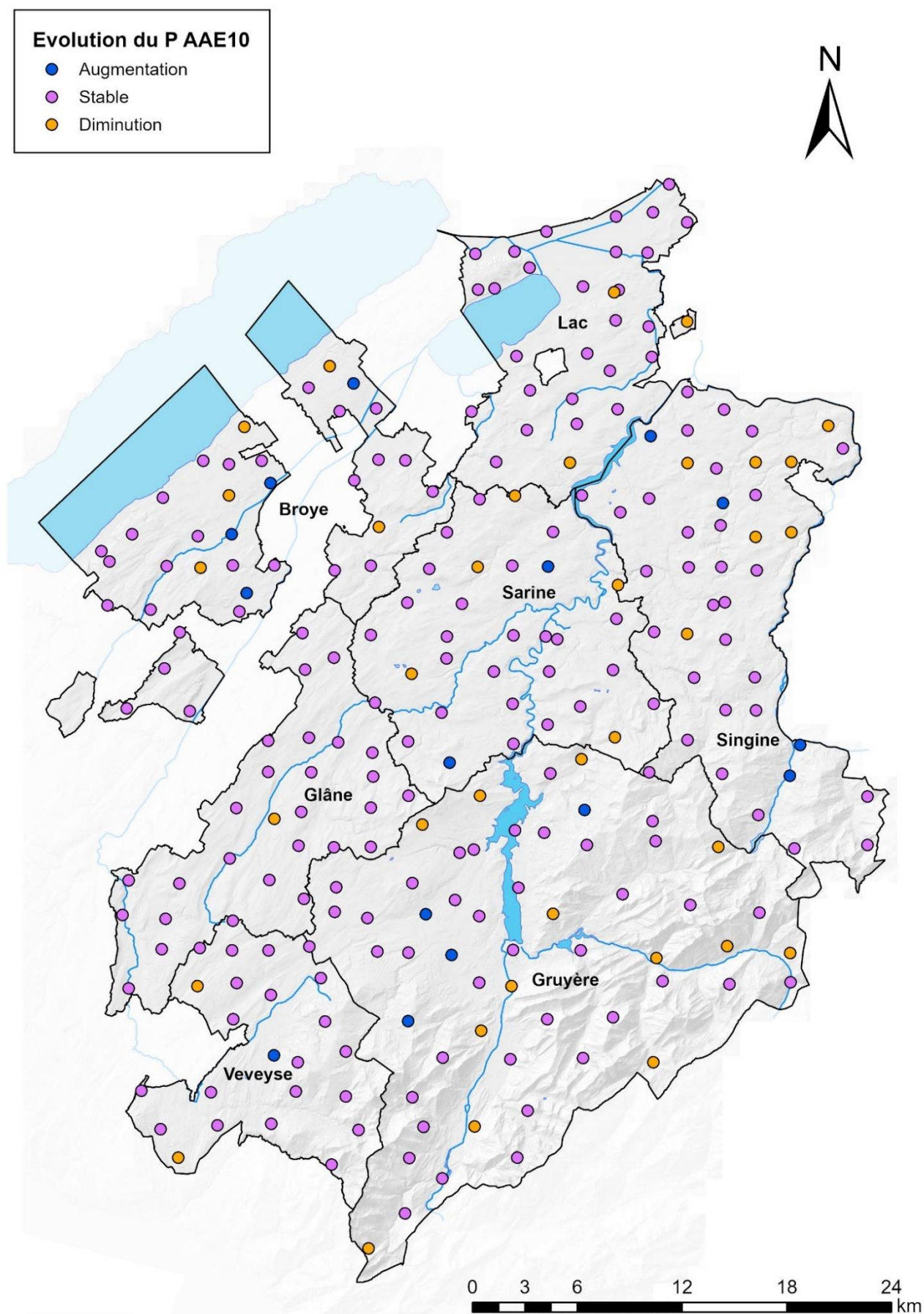
Evolution par site

36 sites montrent une diminution significative du P AAE10. Ils sont répartis sur l'ensemble du canton (Carte 2.2.2-4) et sont distribués de la façon suivante : 15 en terres assolées, 8 en prairies permanentes, 6 en alpages et 7 sites qui ont changé d'affectation.

15 sites indiquent une augmentation significative de leur teneur en P AAE10. Il s'agit de 4 sites en terres assolées, 5 sites en prairies permanentes, 4 sites en « changement d'affectation » et 2 sites en alpages. Il s'agit, pour la plupart, de pâturages intensifs autour des fermes ou de terres assolées recevant beaucoup d'engrais.



Carte 2.2.2-3: Appréciation de la teneur en P AAE10 - septième cycle



Carte 2.2.2-4: Evolution par site des teneurs en P AAE10 au cours des sept cycles

Points importants

Malgré une hausse au 7^e cycle, les teneurs en phosphore facilement disponible ont diminué de façon significative sur environ 20% des terres assolées. Cette diminution est le résultat d'une fertilisation réduite depuis l'introduction des PER. Des engrais facilement disponibles, tels que les engrais phosphatés du commerce, ont vu leur application diminuer (Spiess & Liebisch, 2020). Cela a eu pour effet de diminuer la quantité de phosphore facilement disponible (P CO₂). L'augmentation de l'activité biologique observée pourrait expliquer une disponibilité plus grande du phosphore au 7^e cycle. Néanmoins, les réserves (P AAE10) sont restées sensiblement les mêmes pour toutes les utilisations du sol.

2.2.2.2 Potassium

Extraction CO₂

Les teneurs en potasse soluble sont les plus élevées dans les sites qui ont changé d'affectation et les terres assolées et les plus faibles dans les alpages (Figure 2.2.2-9). Une augmentation significative de potassium a eu lieu entre le 7^e cycle et tous les cycles précédents pour toutes les utilisations du sol, excepté les alpages. Parallèlement, la proportion de K dans la CEC des terres assolées et des sites qui ont changé d'affectation est également en forte augmentation au 7^e cycle, et dans une moindre mesure pour dans les prairies permanentes.

Le climat (températures et précipitations) est un des facteurs le plus important pour expliquer les variations de concentrations de K dans le sol (Li et al., 2021). Des températures élevées, comme un climat plus doux dans les alpages, peuvent directement améliorer la libération de K dans le sol et faire passer de K non échangeable à échangeable par l'augmentation de l'altération des minéraux (Mavris et al., 2015, Öborn et al., 2005). En effet les températures élevées facilitent notamment les processus biologiques et géochimiques provoquant des modifications des concentrations de K dans le sol. L'augmentation de l'activité biologique dans les terres assolées et les prairies permanentes est notamment observée dans le réseau FRIBO au 7^e cycle.

Par ailleurs, une corrélation existe entre les concentrations de K dans les sols et les concentrations en K dans les betteraves, tendance retrouvée annuellement dans les résultats du FRIBO. En effet, de hautes valeurs de K dans la betterave ressortent très bien lorsque les conditions sont chaudes et sèches et à l'inverse de faibles valeurs lorsque les conditions sont humides. En revanche, aucune augmentation significative du pourcentage de K dans les betteraves n'est constatée entre le 6^e et le 7^e cycle dans le canton de Fribourg (communication personnelle Schweizer Zucker AG). Les valeurs moyennes dans le canton sont dans la partie supérieure de la plage idéale de 3.0% - 4.0%, certainement due à l'utilisation importante d'engrais de ferme. Un lessivage réduit due aux conditions plus sèches de ce 7^e cycle pourrait également engendrer une accumulation de K dans le sol. Des interconnexions complexes existent entre les variables climatiques, les propriétés du sol et la composition minérale des argiles qui ont un impact sur la concentration en K du sol.

Une augmentation significative des teneurs entre le 6^e et 7^e cycle est observée dans le cadre des analyses de sol pour les PER dans les terres assolées et prairies permanentes du canton de Fribourg (communication personnelle, Juliane Hirte Agroscope), confirmant nos observations. En revanche, aucune augmentation significative de K CO₂ n'est constatée entre 6^e et 7^e cycle pour les prairies permanentes et terres assolées à l'échelle Suisse.

En outre, il n'existe aucune restriction concernant le potassium dans les bilans de fumure PER.

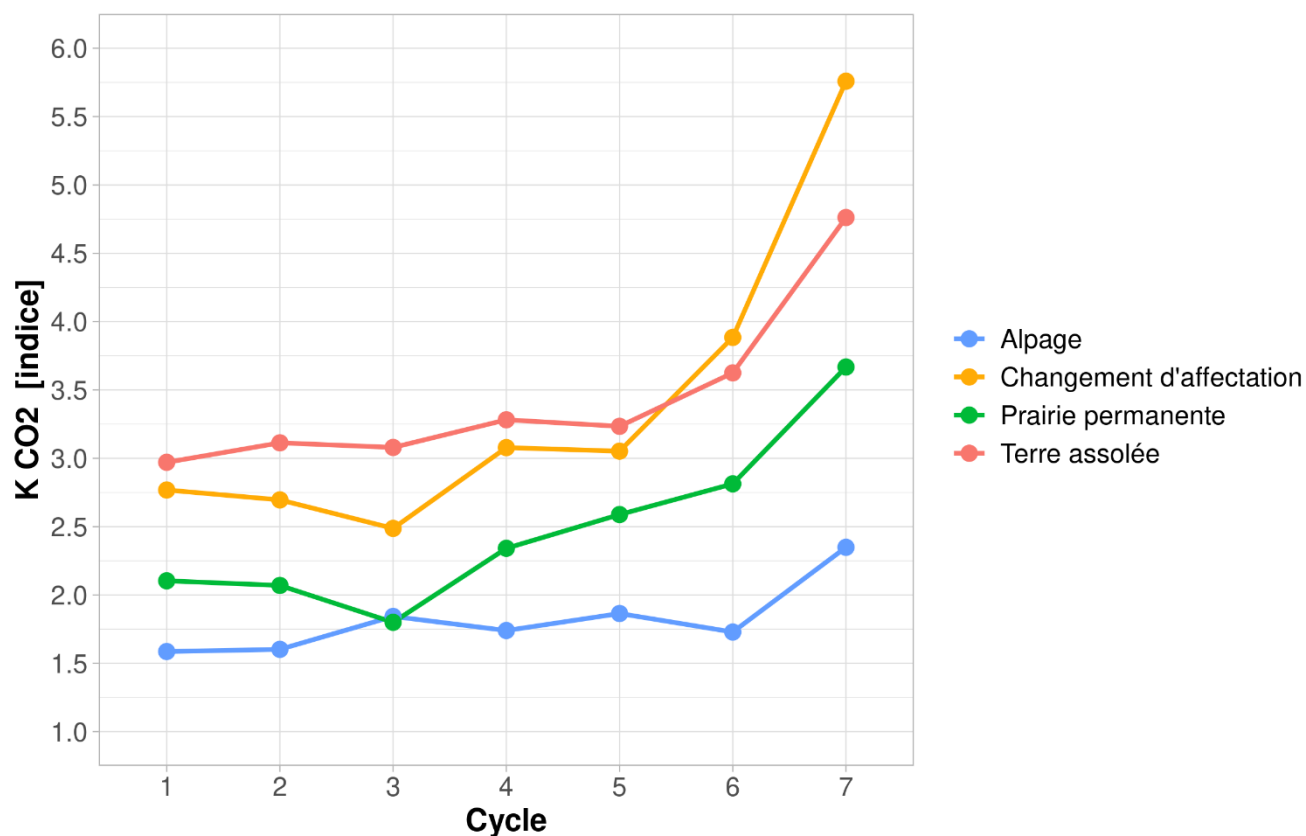


Figure 2.2.2-9: Evolution du potassium soluble en fonction de l'utilisation du sol.

Extraction selon la méthode CO₂. Indice K 1.0 = 8.3 mg K/kg de terre.

K CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	↑	—	—		—
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.2-10: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

K CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	↑	↑
Cycle2	—		—	—	—	↑	↑
Cycle3	—	—		—	—	↑	↑
Cycle4	—	—	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.2-11: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Appréciation selon les PRIF

Les sols des alpages sont considérés comme les moins riches en potassium soluble (Figure 2.2.2-12). 60% des terres assolées et 50% des prairies permanentes sont considérées comme « riche » et « très riche ». Le nombre de sites classés comme « médiocre » a tendance à perdre du terrain au cours des cycles au profit des classes « riche » et « très riche » pour toutes les utilisations du sol.

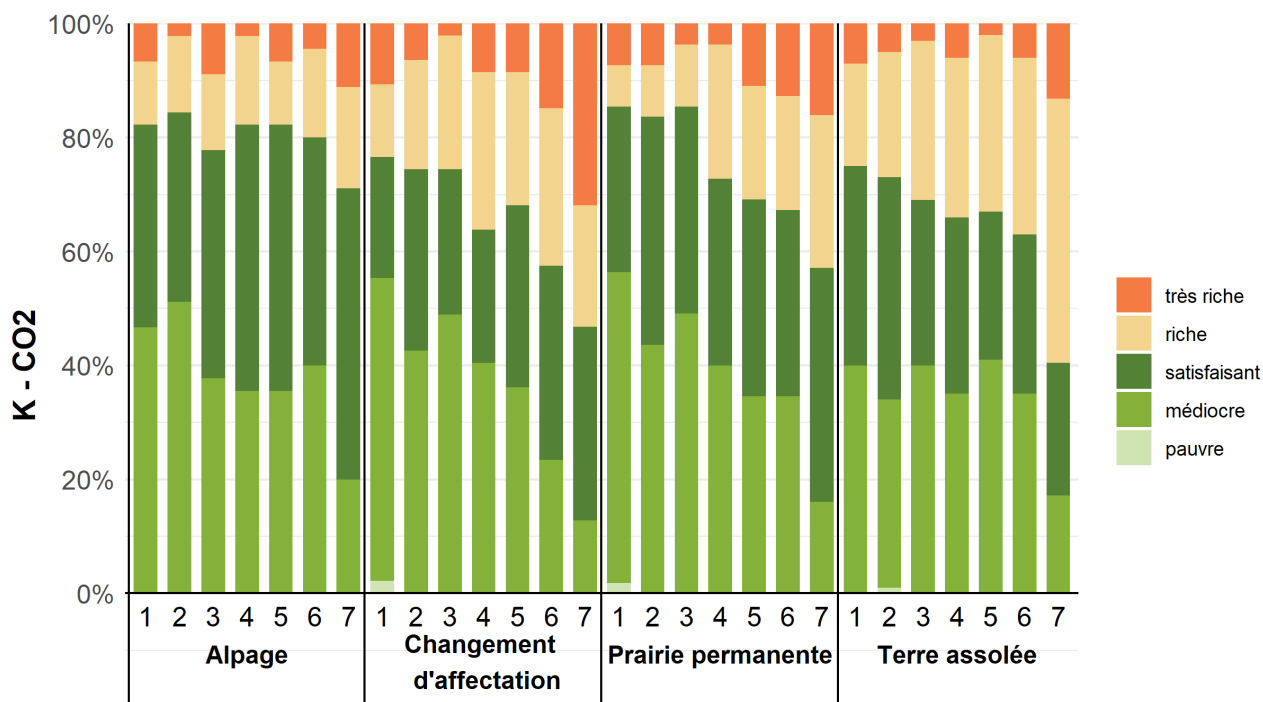
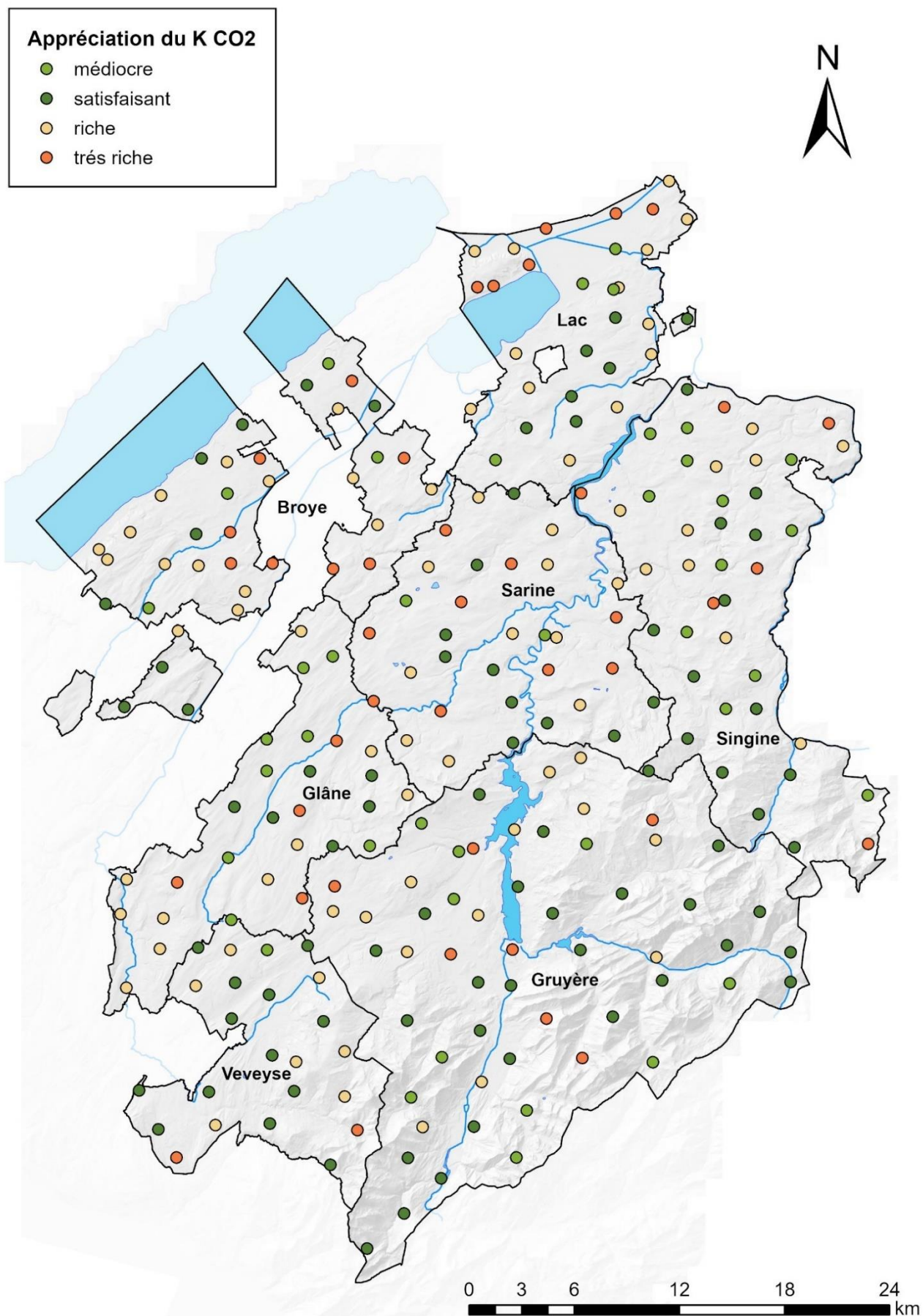


Figure 2.2.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème PRIF 2017

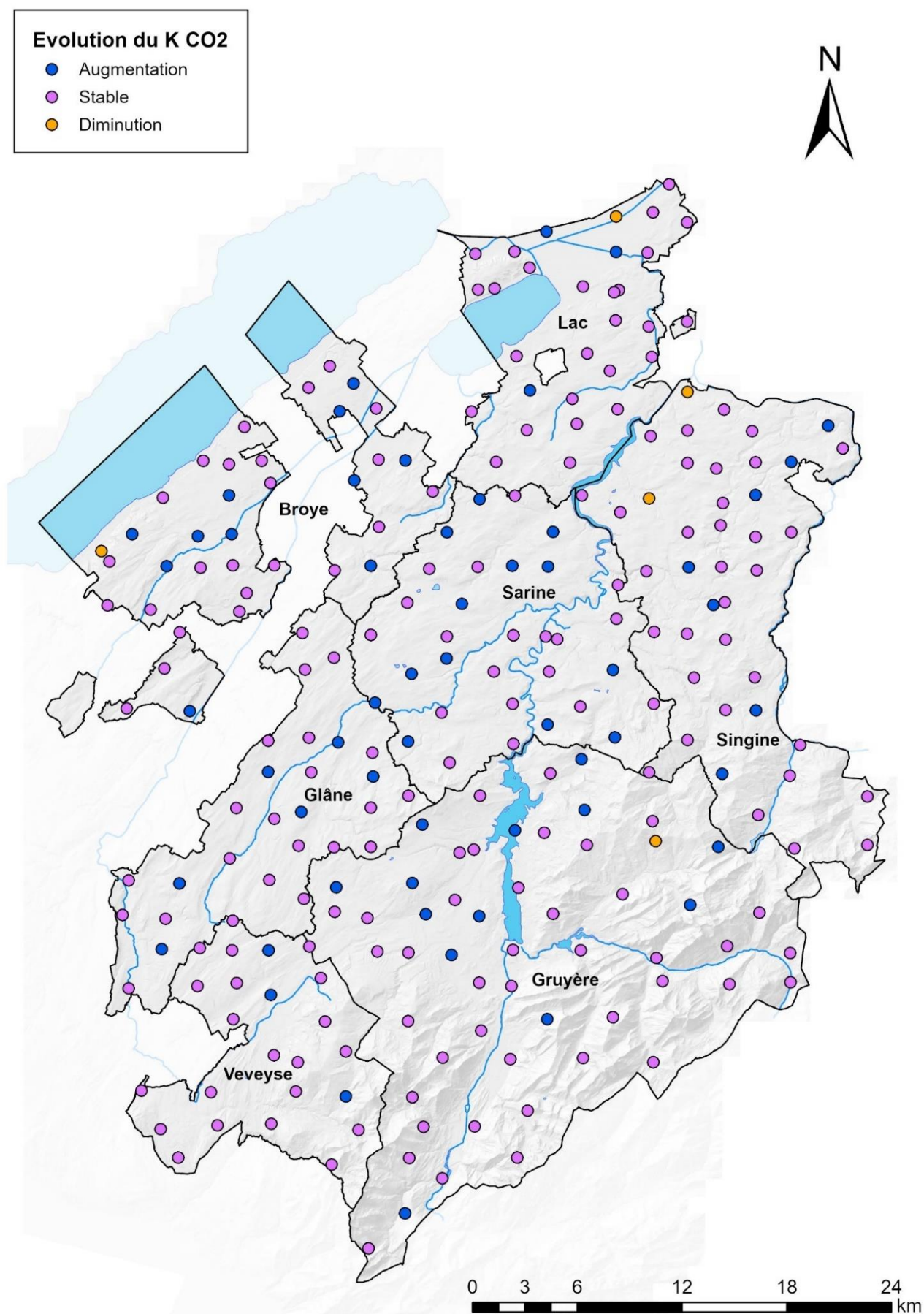
Evolution par site

Les 5 sites présentant une diminution significative en K CO₂ sont 2 terres assolées, 1 prairie permanente, 1 alpage et 1 « changement d'affectation » (Carte 2.2.2-6). On peut imaginer que ces surfaces ne reçoivent pas d'engrais organiques, et que l'apport en K par les engrais minéraux soit faible ou inexistant.

Des augmentations en K CO₂ sont observées sur 56 sites dont 19 terres assolées, 17 prairies permanentes, 12 sites qui ont changé d'affectation et 8 alpages.



Carte 2.2.2-5: Appréciation de la teneur en K CO₂ - septième cycle



Carte 2.2.2-6: Evolution par site des teneurs en K CO₂ au cours des sept cycles

Extraction AAE10

Les teneurs en potassium de réserve sont restées relativement stables durant les six premiers cycles pour les terres assolées et les alpages (Figure 2.2.2-13). Tout comme le potassium soluble, les teneurs en potassium de réserve ont significativement augmenté entre le 1^{er} cycle et le 7^e cycle pour toutes les utilisations du sol. Une augmentation très importante de 30% de K de réserve est observée pour les sites qui ont changé d'affectation entre le 6^e et le 7^e cycle.

A titre comparatif, une augmentation significative de la concentration en potassium était observée sur les herbages lors du 5^e cycle de relevés (2005-2009) du réseau de l'Observatoire national des sols (NABO). Elle était, selon les auteurs, attribuable aux engrais de ferme. Par ailleurs, la moyenne en potassium dans le réseau NABO était de 201 ppm pour les herbages et de 270 ppm pour les terres assolées au 5^e cycle (Gubler et al., 2015), moyennes supérieures à celles retrouvées dans le FRIBO au 7^e cycle. Une augmentation significative équivalente des teneurs de K AAE10 entre le 6^e et 7^e cycle est aussi observée dans les analyses de sol PER dans les terres assolées et prairies permanentes du canton de Fribourg (communication personnelle, Juliane Hirte Agroscope), confirmant nos observations. Contrairement au K CO₂, une hausse significative de K AAE10 dans les analyses de sol PER est également observée à l'échelle Suisse dans les terres assolées et de façon plus modérée dans les prairies permanentes. Les moyennes mesurées de K AAE10 dans le FRIBO au 7^e cycle sont par ailleurs équivalentes aux moyennes mesurées à l'échelle Suisse.

L'augmentation de la matière organique pourrait en partie expliquer la hausse dans les herbages. L'emploi plus fréquent d'engrais de ferme et d'engrais de recyclage avec des concentrations en K élevées pourrait partiellement expliquer cette hausse dans les terres assolées et les sites qui ont changé d'affectation. Il est aussi important de souligner que les effectifs moyens d'animaux ont évolué dans le canton depuis la mise en place du réseau. Les effectifs en volaille notamment ont fortement augmenté en Suisse (OFS, 2021), et dans tous les districts du canton de Fribourg (+102% depuis 1985) en particulier dans la Gruyère, la Broye, la Glâne et la Veveyse (OFS, 2023). L'effectif moyen de bovins est en revanche en légère diminution dans le canton de Fribourg avec -16% depuis 1985, excepté dans les districts de la Gruyère et de la Veveyse où les effectifs moyens de bovins repartent à la hausse (Annexe 2). Avec l'intensification de la sélection, le rendement laitier (en kg/vache/an) a augmenté en trois décennies, signifiant que les bovins consomment plus et rejettent plus de K qu'aux cycles précédents. L'apport de fourrages contenant du K en période de sécheresse est devenu également plus fréquent.

Par ailleurs, il n'existe aucune restriction dans les bilans de fumure pour le potassium, avec un taux de couverture souvent très largement dépassé.

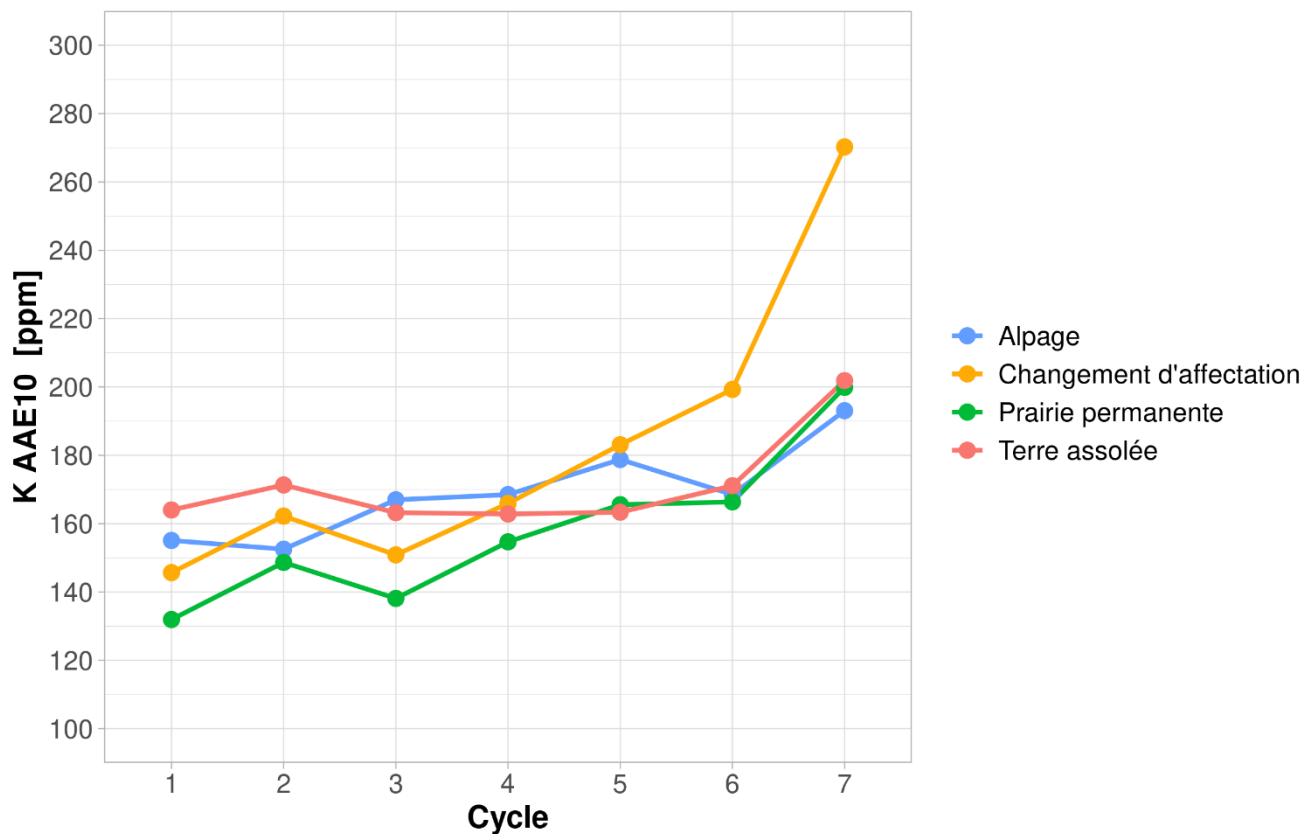


Figure 2.2.2-13 : Evolution du potassium de réserve en fonction de l'utilisation du sol.
Extraction selon la méthode AAE10. 1 ppm= 1 mg K/kg de terre.

K AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	↑
Cycle2	—		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	↑	—	—	—		—	—
Cycle6	↑	—	—	—	—		—
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.2-14: Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

K AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	↑	↑	↑
Cycle2	—		—	—	—	↑	↑
Cycle3	—	—		—	—	↑	↑
Cycle4	—	—	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.2-15: Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Appréciation selon les PRIF

C'est dans les classes « satisfaisant » et « riche » que l'on retrouve le plus grand nombre de sites dans toutes les utilisations du sol (Figure 2.2.2-16). Le pourcentage de sites dans les classes « satisfaisant » et « médiocre » ne cesse de reculer au profit des classes « riche » et « très riche ». Quelque que soit l'utilisation du sol, aucun site ne figure dans la classe « pauvre ».

La Carte 2.2.2-7 montre que les sols riches et très riches se retrouvent sur l'ensemble du canton.

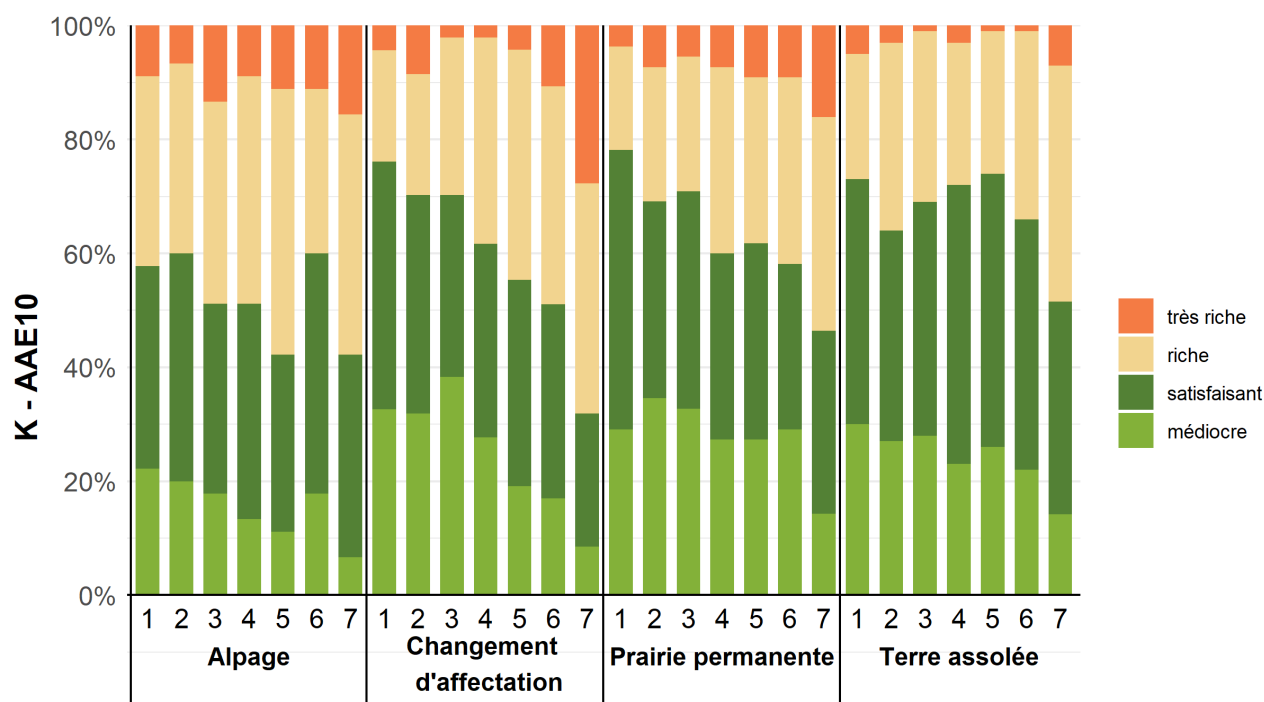


Figure 2.2.2-16 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017

Evolution par site

Sur les 12 sites qui présentent une baisse significative de leur teneur en K AAE10, 9 sont des terres assolées et 3 des alpages (Carte 2.2.2-8).

Pour les 48 sites qui présentent une augmentation de ce même paramètre, 12 sont des terres assolées, 16 des prairies permanentes, 5 des alpages et 15 sont des sites qui ont changé d'affectation.

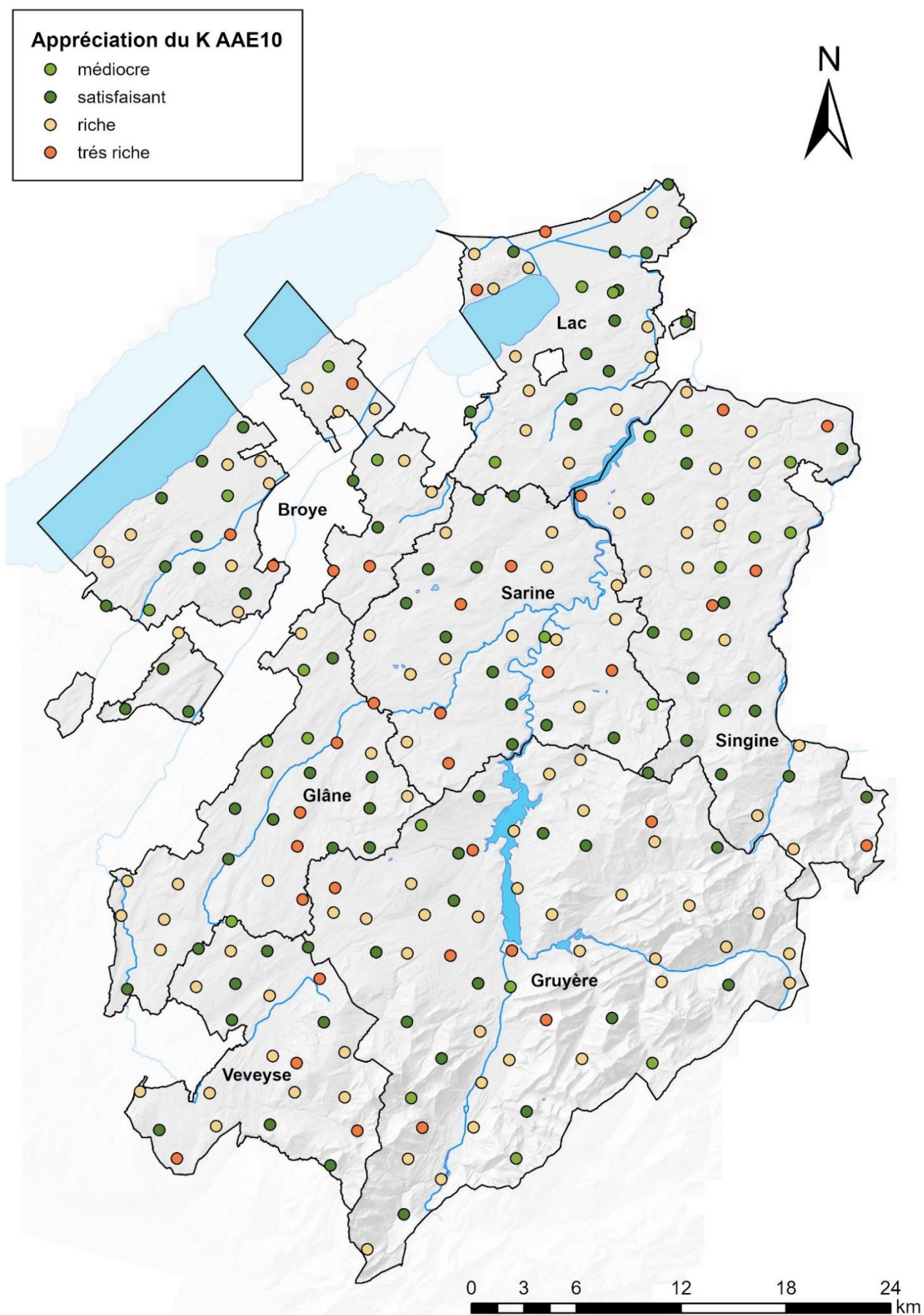
La majorité des sites dont la teneur augmente se situent dans le nord du district de la Gruyère et le long de la rivière la Glâne. Ces évolutions montrent qu'il y a une prédominance de prairies sur lesquelles les teneurs en K augmentent, ce qui est à mettre en relation avec la fumure à base d'engrais de ferme des exploitations concernées.

Points importants

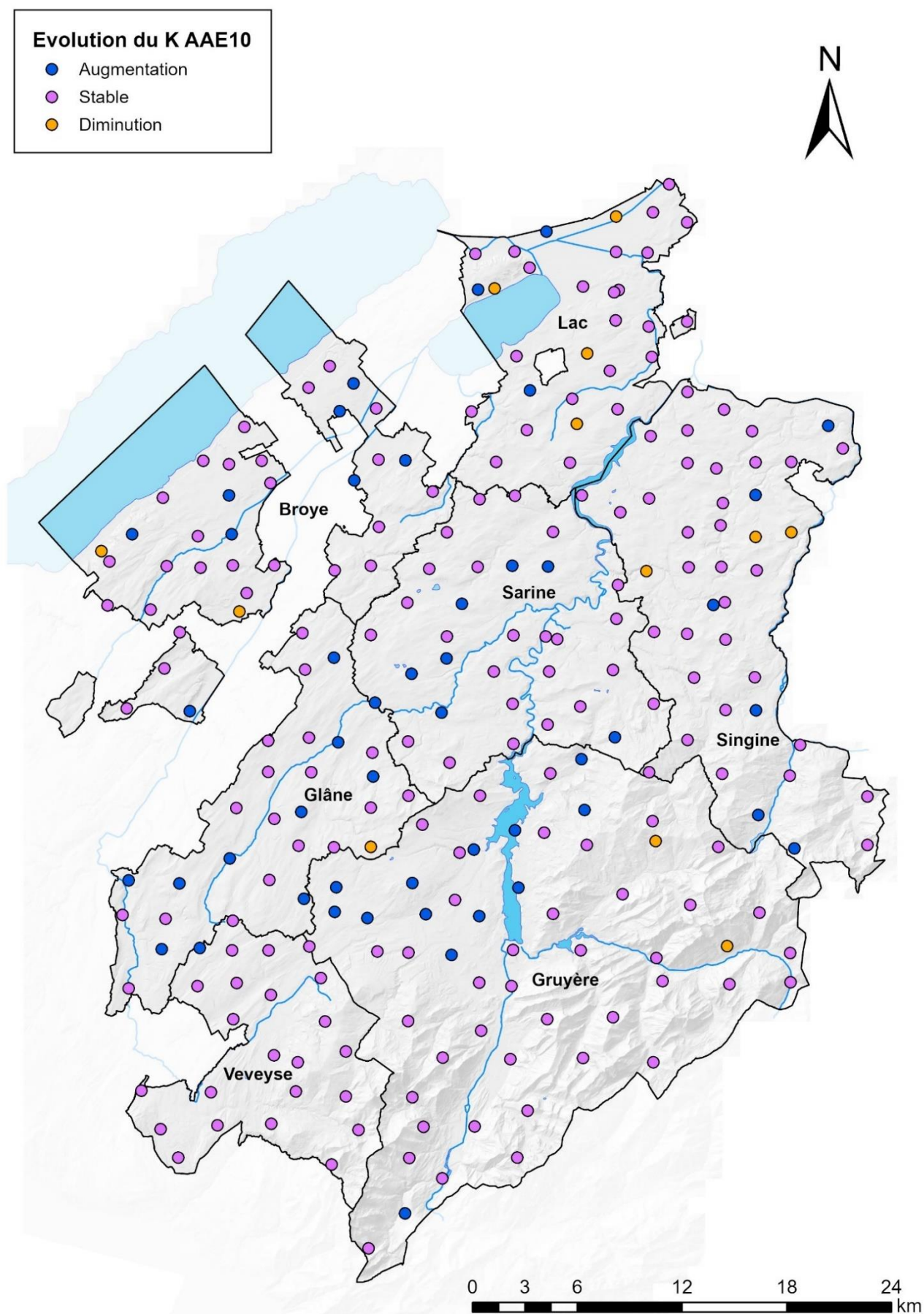
Nous assistons depuis 15 ans à une augmentation des teneurs en potasse, tant soluble que de réserve, des sols de prairies permanentes. Une cause de cet enrichissement est expliquée par le Suisse-Bilanz. Celui-ci indique de manière claire, pour la majorité des exploitations avec une charge en bétail importante, des excès de potasse au niveau du bilan. Cette situation est connue, mais est peu prise en considération par les agriculteurs, car la potasse n'est pas un élément problématique au niveau environnemental. Il n'y a en outre pas de dispositions légales sur les charges en potassium. Le lisier de vaches laitières est riche en potasse car le lait n'en contient que peu. Etant donné que la potasse est exportée de manière moins importante que les autres éléments nutritifs dans les exploitations laitières, une accumulation de K se produit lorsque l'objectif est d'atteindre un équilibre au niveau de l'azote et du phosphore, ce phénomène étant accentué par le K importé avec le fourrage. Une autre cause possible de cette augmentation de K dans les prairies permanentes réside dans le fait qu'elles sont souvent situées sur des sols plus lourds que les terres assolées, dans la moitié Sud du canton. Le potassium est, sous certaines formes, lessivable, ce qui explique qu'il s'accumule davantage dans les sols lourds des prairies permanentes que dans les terres assolées, souvent sur sols plus légers. L'augmentation de la disponibilité au 7^e cycle pourrait être dû à des conditions climatiques plus propices à une activité biologique importante et à un lessivage plus faible. Il existe une corrélation entre les températures annuelles moyennes et les concentrations annuelles moyennes en K CO₂ et K AAE10 avec des concentrations plus élevées lorsque les années sont chaudes dans le réseau FRIBO.

L'épandage fréquent d'engrais de ferme sur les prairies permanentes enrichit les sols en potasse, ce qui peut déséquilibrer le rapport K/Mg et engendrer des problèmes de tétanie herbagère et de troubles de la fécondité.

Une étude d'Agroscope a repris les échantillons du FRIBO pour effectuer une analyse du potassium total. Un article (Blanchet et al. 2017) indique que, dans le canton de Fribourg, les valeurs de potassium total les plus élevées se trouvent dans les zones de plaine. Pour ce qui est du potassium de réserve et soluble, les valeurs les plus élevées se trouvent dans les zones hautes du canton (prairies permanentes et alpages), principalement en raison du type d'utilisation des sols. Ainsi, les prairies permanentes et alpages présentent des valeurs de K CO₂ et K AAE10 élevées, alors que le potassium total contenu dans le sol et la roche-mère y est en moyenne plus faible qu'en plaine.



Carte 2.2.2-7: Appréciation de la teneur en K AAE10 - septième cycle



Carte 2.2.2-8 : Evolution par site des teneurs en K AAE10 au cours des sept cycles

2.2.2.3 Magnésium

Le Mg est un élément important pour la nutrition des plantes. En trop grandes quantités dans le sol, il peut être néfaste à la fertilité d'une parcelle, par les mécanismes suivants :

- Antagonisme avec les autres cations, principalement le K et le Ca
- Moins bonne capacité à flocculer les argiles et à améliorer la structure du sol que le calcium. Le ratio Ca/Mg de la CEC est donc un élément à prendre en compte. Des ratios Ca/Mg bas diminueraient l'infiltration de l'eau et favoriseraient l'érosion (Dontsova & Norton, 2001).
- En climat aride, comme en Afrique du Nord, mais également en Valais Central ou dans le Chablais, il peut se concentrer à la surface du sol et former des encroutements gypseux, rendant ainsi le sol impropre à l'agriculture (Biedermann et al., 2014).

Les prairies permanentes ont des teneurs en magnésium disponible plus élevées que celles des alpages, elles-mêmes supérieures aux valeurs des terres assolées (Figure 2.2.2-17). Depuis le début des relevés une augmentation significative presque constante des teneurs en magnésium disponible est observée pour toutes les utilisations du sol. Cette augmentation reste moins marquée dans les zones d'estivages. La proportion de Mg dans la CEC a également augmenté de façon synchrone à l'augmentation de Mg dans les sols (dans les prairies permanentes, la proportion moyenne de Mg dans la CEC est passée de 5.6 à 7.8% au cours des 7 cycles et de 6.0 à 7.5% dans les terres assolées).

Extraction CaCl_2

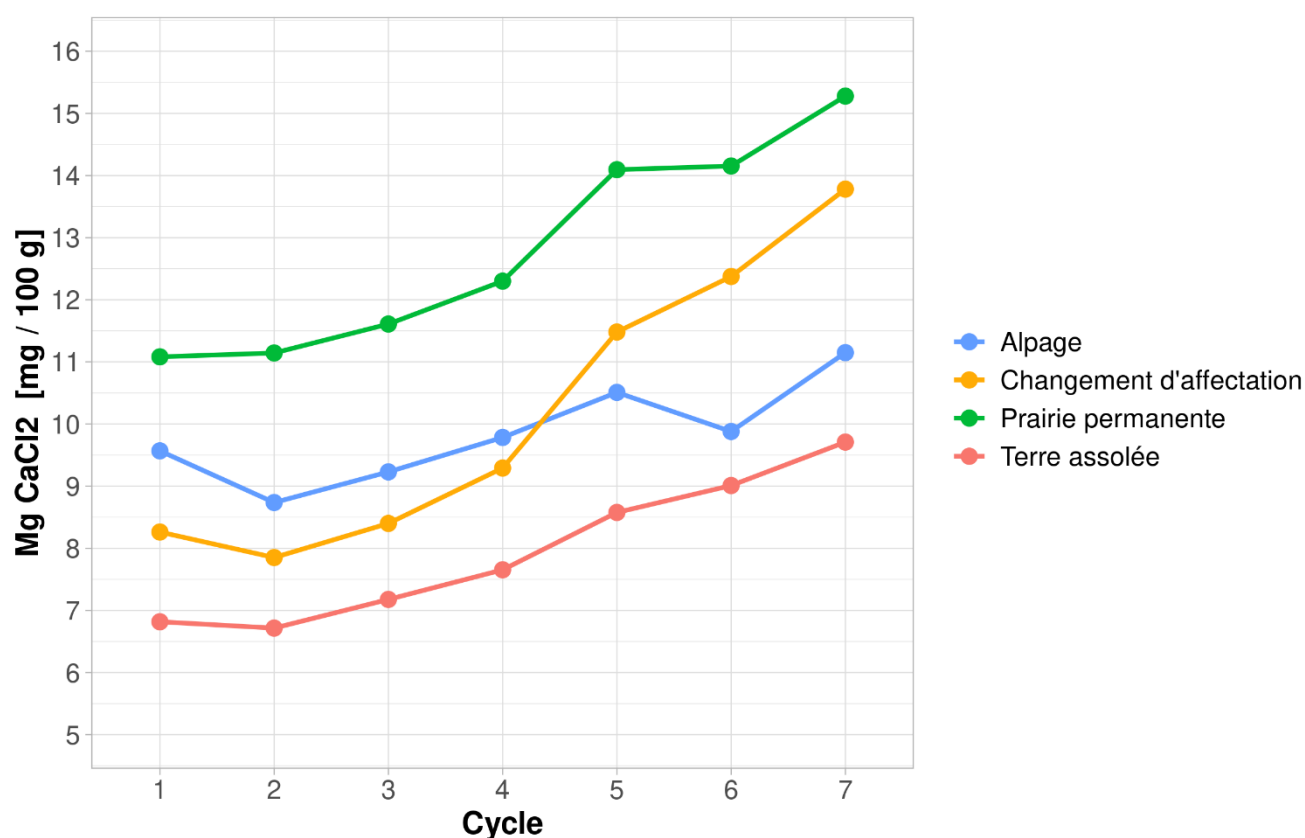


Figure 2.2.2-17 : Evolution du magnésium soluble en fonction de l'utilisation du sol.

Extraction selon la méthode CaCl_2 . Indice Mg 1.0 = 10 mg Mg/kg de terre = 1 mg Mg/100g de terre.

Mg CaCl ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	↑
Cycle2	—		—	—	↑	—	↑
Cycle3	—	—		—	↑	—	↑
Cycle4	↑	↑	—		—	—	—
Cycle5	↑	↑	↑	↑		—	—
Cycle6	↑	↑	↑	↑	—		—
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.2-18: Evolution du taux de magnésium soluble entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

Mg CaCl ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	↑	↑	↑
Cycle2	—		—	↑	↑	↑	↑
Cycle3	—	—		—	↑	↑	↑
Cycle4	↑	↑	—		↑	↑	↑
Cycle5	↑	↑	↑	↑		—	↑
Cycle6	↑	↑	↑	↑	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Figure 2.2.2-19: Evolution du taux de magnésium soluble entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Appréciation selon les PRIF

Dans les terres assolées, la proportion de sites « riche » augmente de façon continue depuis le 2^e cycle au détriment des sites en classe « médiocre ». Le même constat est observé pour les prairies permanentes où la classe majoritaire est « riche ». La proportion des sites dans chaque classe des alpages reste stable (Figure 2.2.2-20).

La Carte 2.2.2-9 indique que ce sont surtout les parcelles situées à l'est de la rivière de la Glâne qui sont classées comme « riche » en Mg CaCl₂. Cela s'explique par des sols présentant une plus forte proportion d'argile, lessivant ainsi moins de Mg, et l'utilisation plus importante d'engrais de ferme et de compléments alimentaires riches en Mg dans ces zones de production laitière.

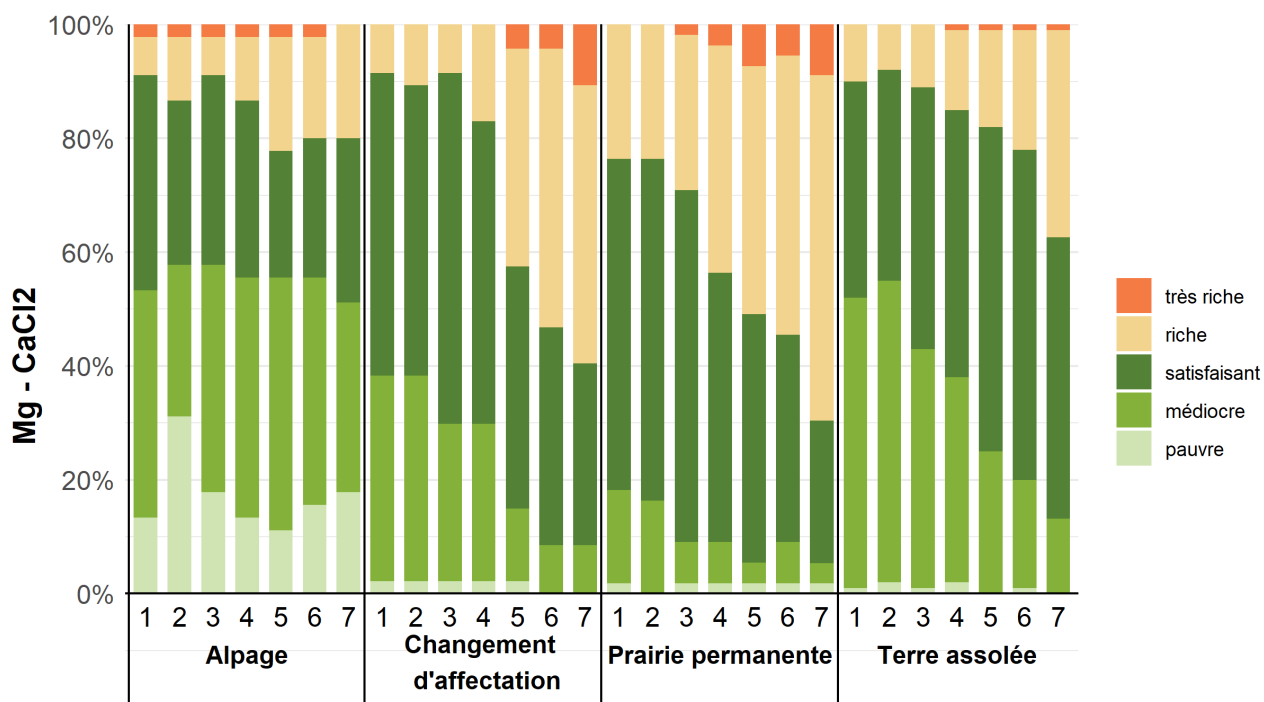
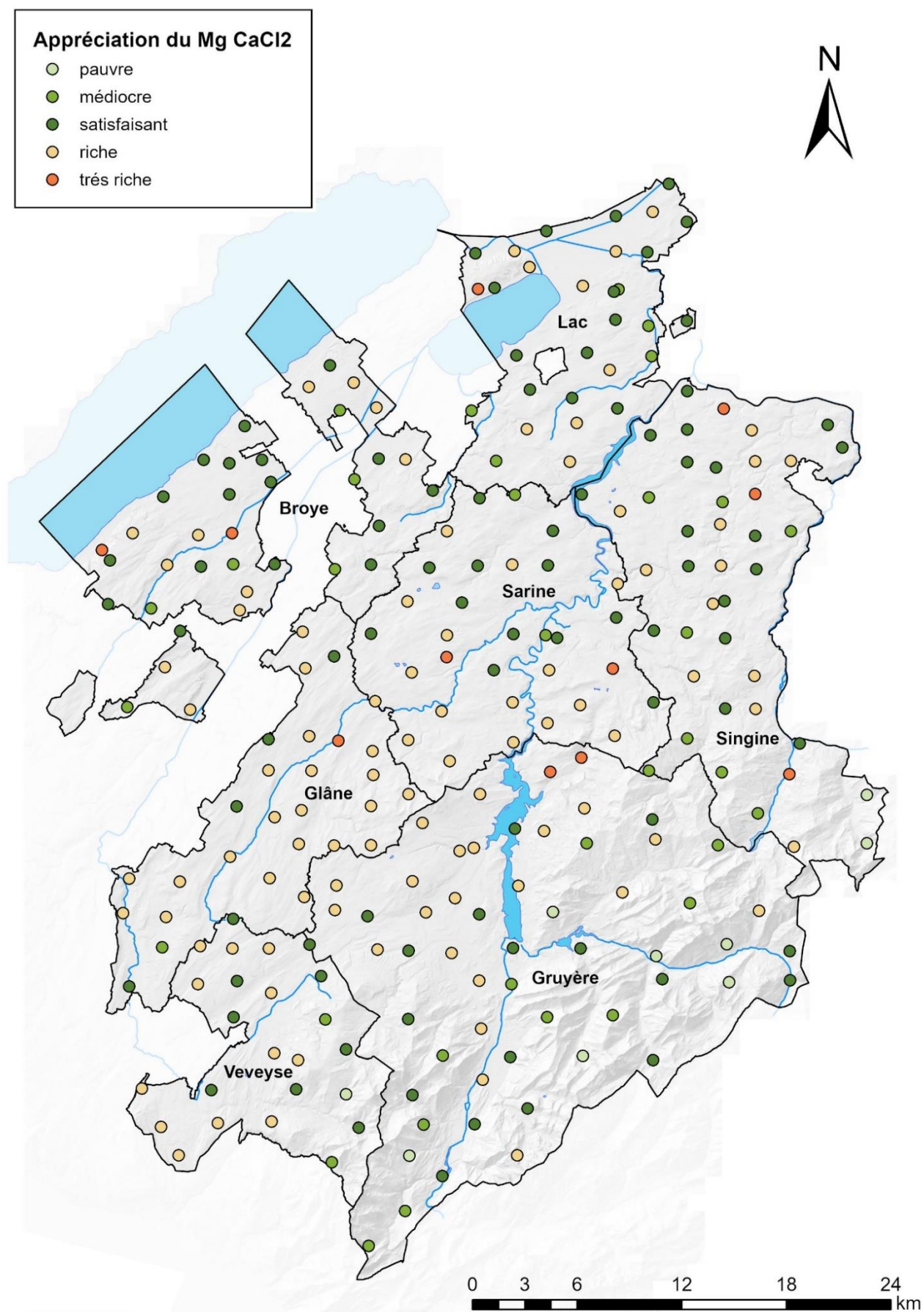


Figure 2.2.2-20 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl₂ selon le barème PRIF 2017

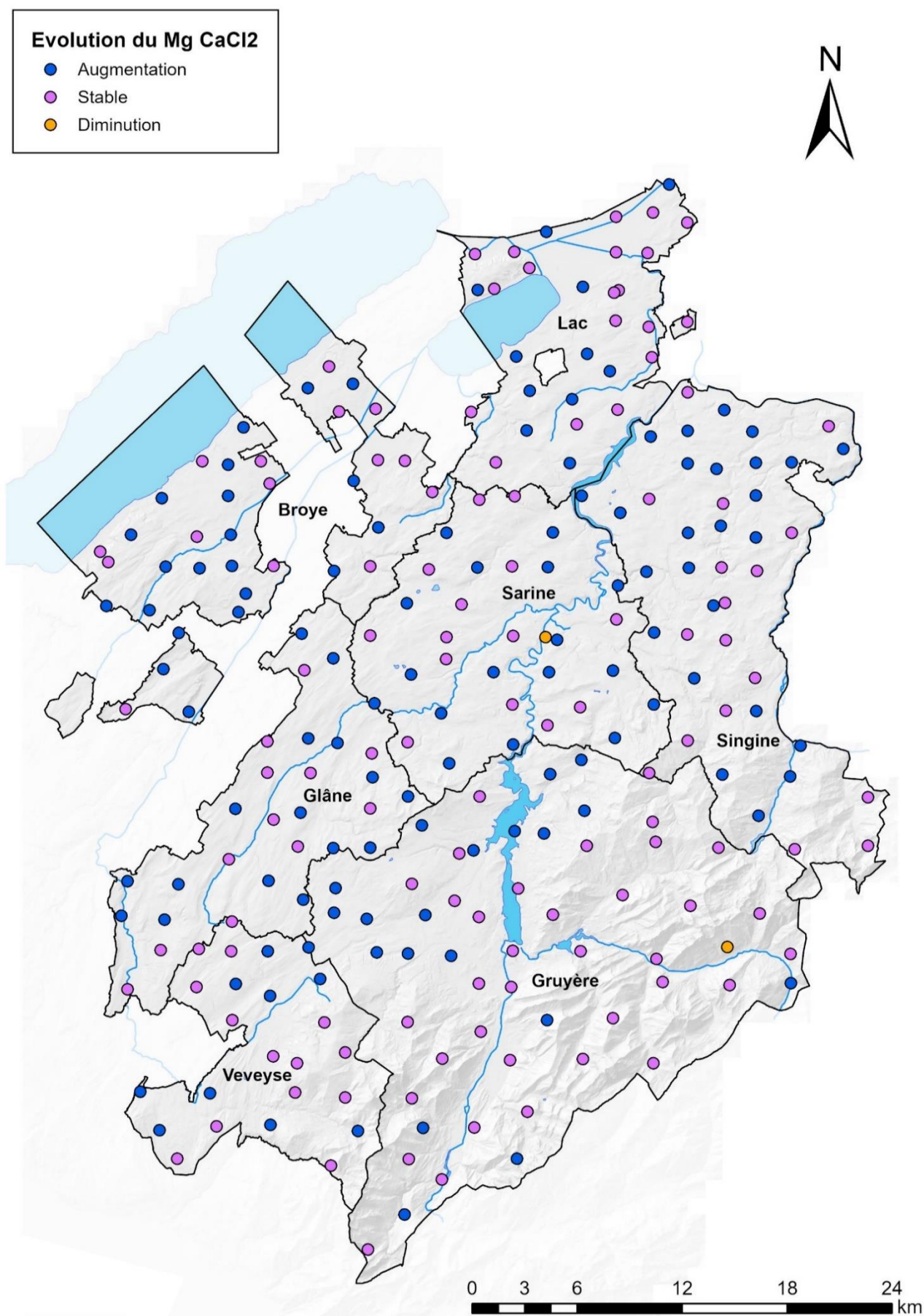
Evolution par site

La Carte 2.2.2-10 montre que seulement 2 sites présentent une diminution des teneurs en magnésium disponible : un alpage et une prairie permanente.

119 sites présentent une augmentation des teneurs, soit presque 50% des sites du réseau FRIBO. Les nombreuses augmentations en Mg CaCl₂ dans les terres assolées sont symptomatiques de la prise de conscience qu'il y a eu de l'importance de cet élément.



Carte 2.2.2-9: Appréciation de la teneur en Mg CaCl₂ - septième cycle



Carte 2.2.2-10 : Evolution par site des teneurs en Mg CaCl₂ au cours des sept cycles

Extraction AAE10

Les teneurs en Mg de réserve les plus élevées sont retrouvées dans les prairies permanentes et les moins élevées dans les terres assolées (Figure 2.2.2-21). La texture du sol expliquerait ces tendances puisque les sols lourds des prairies et des alpages retiennent mieux les cations que les sols légers, évitant ainsi les pertes par lessivage. Les taux de matière organique étant plus faibles, la fourniture naturelle en Mg est davantage limitée dans les terres assolées. Les terres assolées, les prairies permanentes et les sites qui ont changé d'affectation ont des teneurs en Mg de réserve qui augmentent de façon significative et continue entre les cycles. Ce n'est pas le cas pour les alpages. Les valeurs moyennes de Mg de réserve observées dans le FRIBO, ainsi que dans les analyses de sol effectuées pour les PER sont plus faibles dans les prairies permanentes et les terres assolées du canton de Fribourg qu'à l'échelle Suisse (communication personnelle Juliane Hirte, Agroscope).

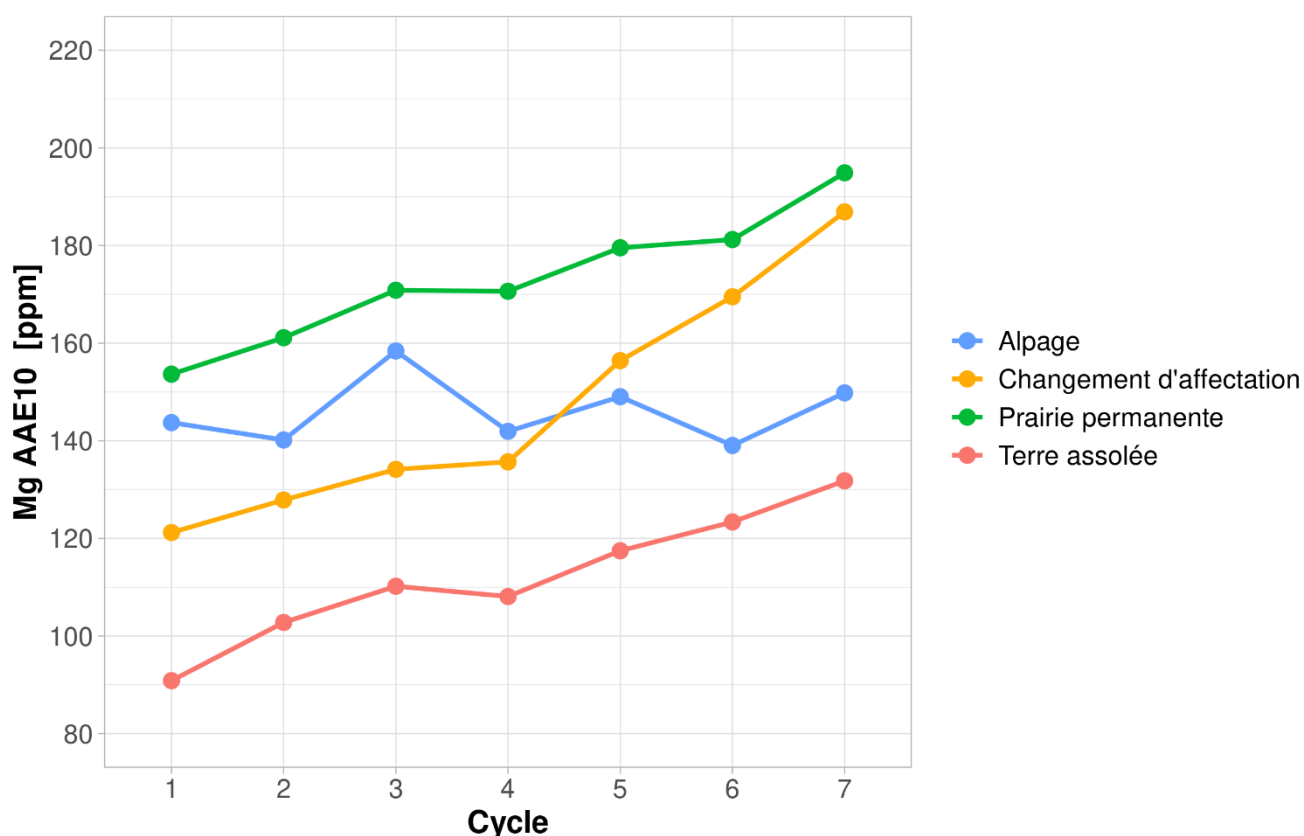


Figure 2.2.2-21 : Evolution du magnésium de réserve en fonction de l'utilisation du sol.

Extraction selon la méthode AAE10. 1 ppm= 1 mg Mg/kg de terre.

Mg AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	↑	—		—	—	—	—
Cycle4	↑	—	—		—	—	—
Cycle5	↑	↑	—	—		—	—
Cycle6	↑	↑	—	—	—		—
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Figure 2.2.2-22 : Evolution du taux de magnésium de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

Mg AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	↑	↑	↑	↑
Cycle2	↑		—	—	↑	↑	↑
Cycle3	↑	—		—	↑	↑	↑
Cycle4	↑	—	—		↑	↑	↑
Cycle5	↑	↑	—	—		—	↑
Cycle6	↑	↑	↑	↑	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	—	

Figure 2.2.2-23: Evolution du taux de magnésium de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Appréciation selon les PRIF

La proportion de sites considérés comme « médiocre » diminue de façon continue depuis le 1^{er} cycle pour les terres assolées et les prairies permanentes. Dans les terres assolées, le nombre de sites considérés comme « satisfaisant » augmente alors que dans les prairies, c'est plutôt le nombre de sites considérés comme « riche » qui augmente (Figure 2.2.2-24). La situation des alpages reste stable.

La Carte 2.2.2-11 indique que la plupart des sites riches ou très riches en Mg AAE10 sont situés dans le quart Sud-Ouest du canton, entre les districts de la Veveyse, de la Glâne, de la Gruyère et la partie ouest de la Sarine.

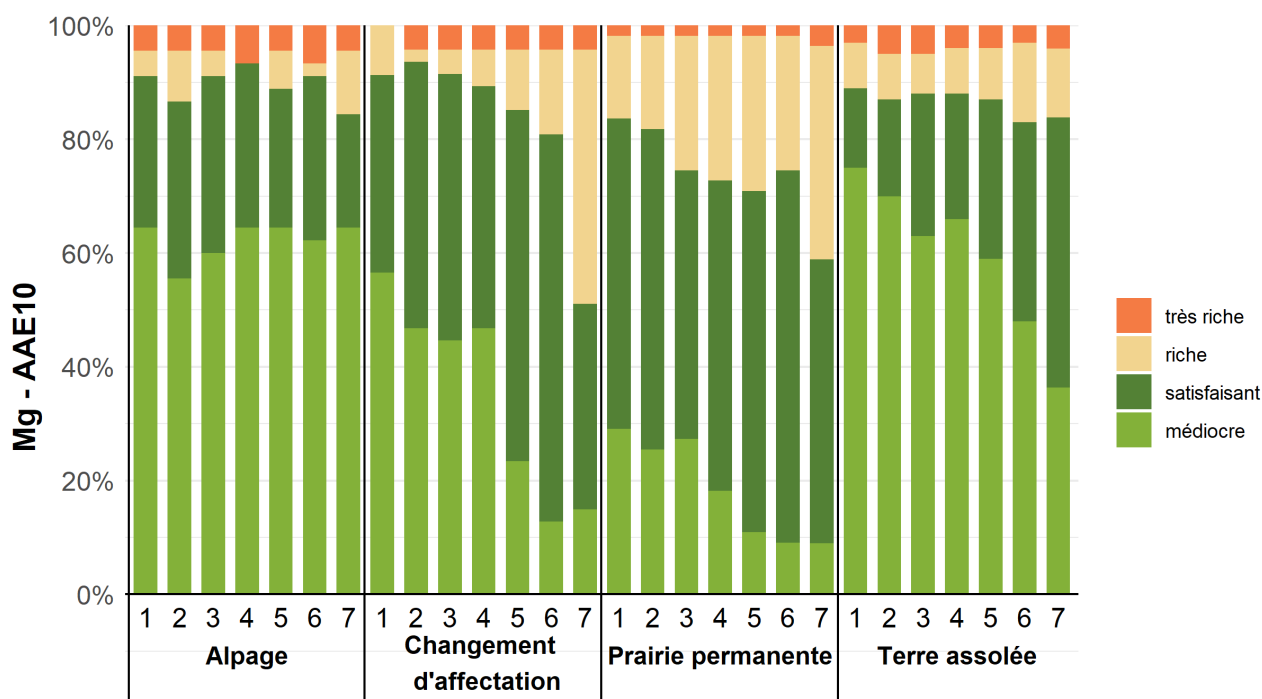


Figure 2.2.2-24 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème PRIF 2017

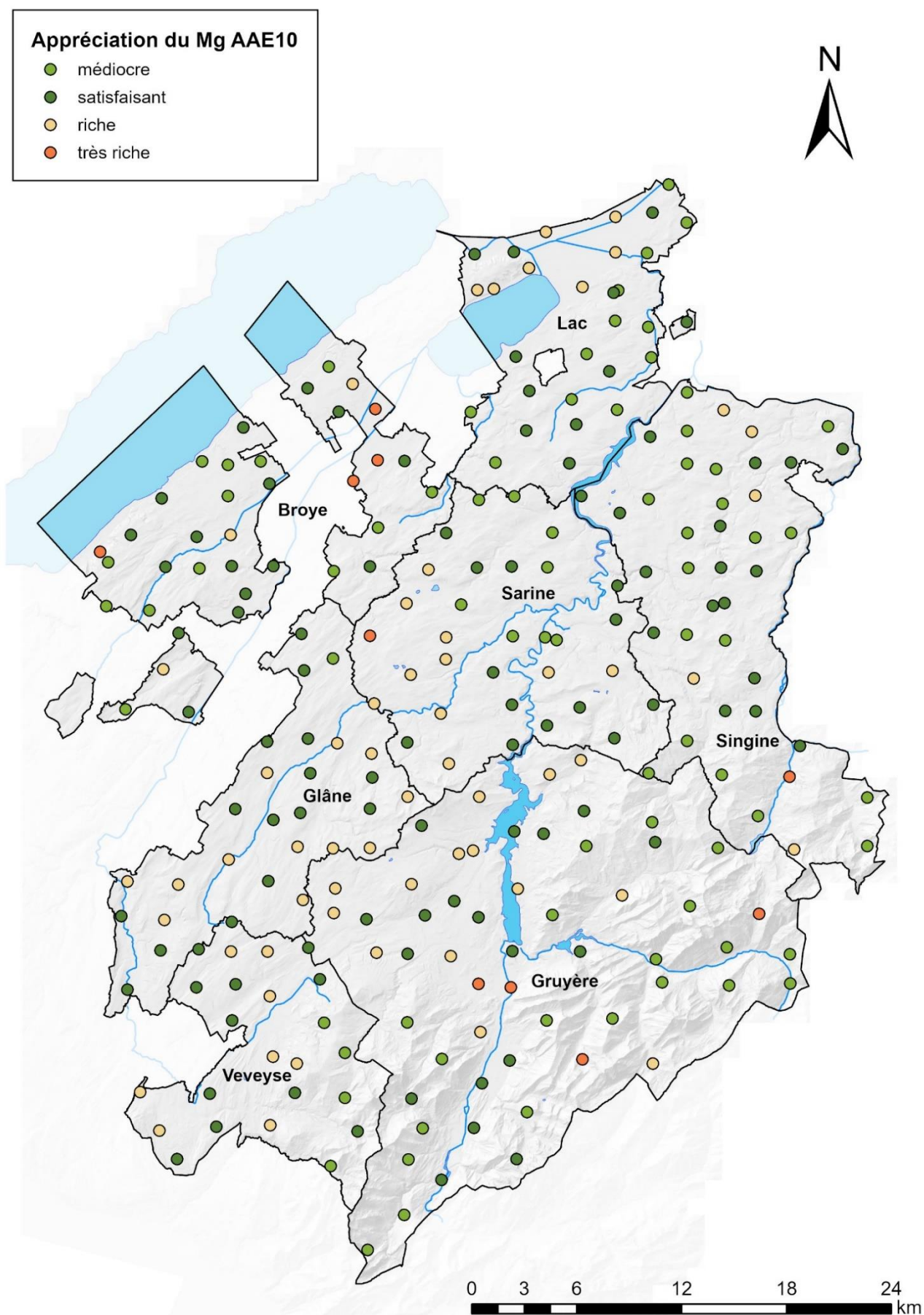
Evolution par site

La Carte 2.2.2-12 indique que les teneurs en Mg AAE10 sont en baisse sur 8 sites (7 alpages et 1 prairie permanente), et en hausse sur 88 sites (9 alpages, 16 prairies permanentes, 22 sites qui ont changé d'affectation et 41 terres assolées).

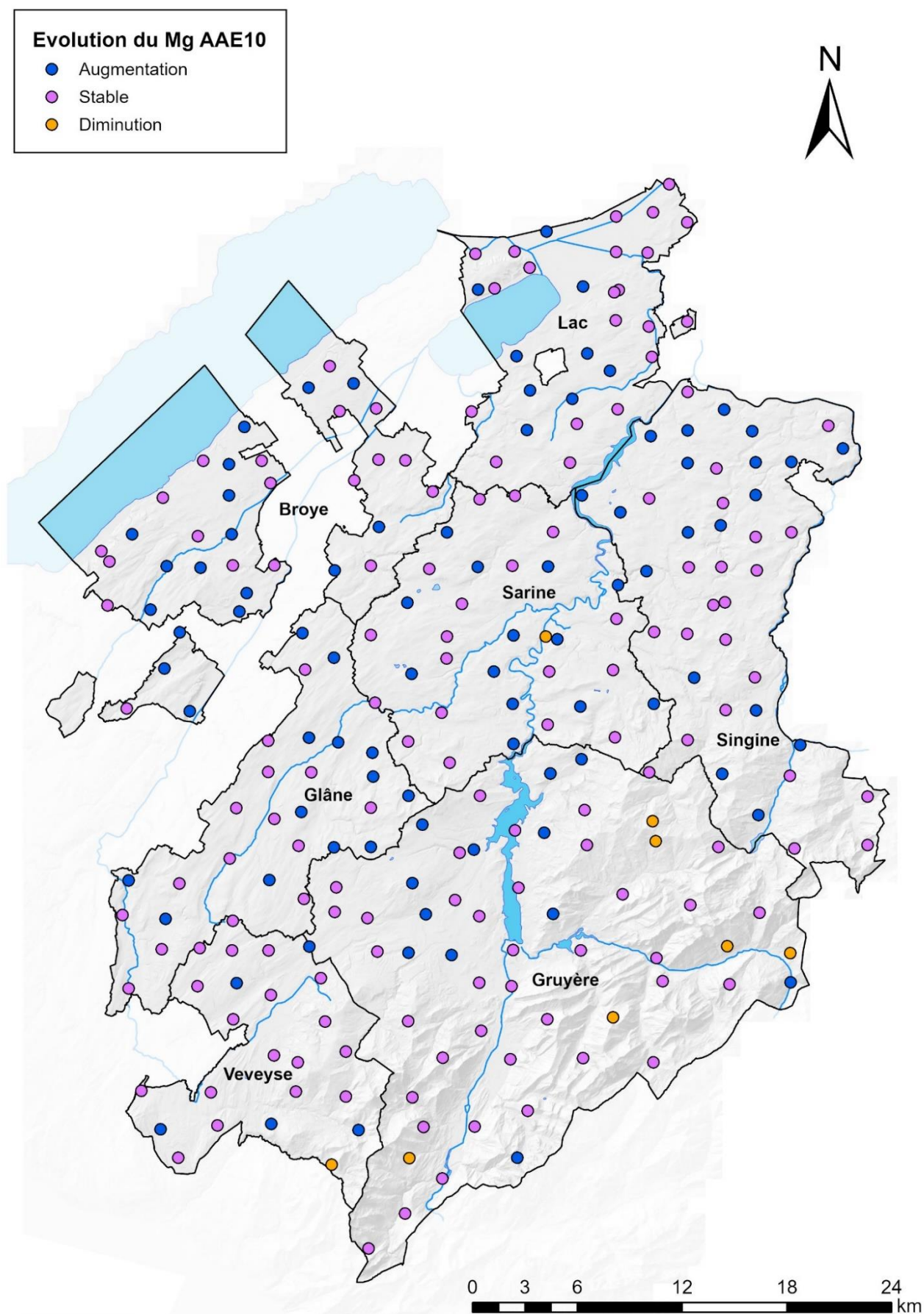
Points importants

Une augmentation des teneurs en magnésium tant soluble que de réserve est constatée pour les terres assolées et les prairies permanentes dans les sols fribourgeois. Cette augmentation est due à l'apport d'engrais minéraux, de produits chaulant contenant du Mg, d'engrais organiques et à l'apport d'engrais de recyclage (compost, digestat) à forte concentration en Mg de plus en plus fréquent. Mise en relation avec un niveau de fertilité des sols plutôt médiocre et avec l'augmentation des teneurs en potasse, cette évolution est positive. Les taux de calcium étant relativement stables dans les sols du canton (Figure 2.2.2-25), il faudra toutefois veiller à ne pas créer de déséquilibre important entre ces deux cations, ce qui pourrait créer des blocages en calcium et péjorer la structure et la capacité d'infiltration du sol.

Une étude d'Agroscope (Frau et al., 2020) indique que, si les teneurs de magnésium total dans le sol sont surtout influencées par la nature de la roche-mère et le type de sol, le magnésium disponible dépend principalement de l'utilisation du sol. L'épandage d'engrais de ferme et la pâture augmentent significativement la quantité de Mg disponible pour les plantes.



Carte 2.2.2-11 : Appréciation de la teneur en Mg AAE10 - septième cycle



Carte 2.2.2-12 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des sept cycles

2.2.2.4 Calcium

Le calcium joue un rôle primordial dans les sols. En se fixant sur les colloïdes argilo-humiques, les cations Ca^{++} provoquent leur floculation et engendrent une structure plus stable du sol. Ces cations constituent également un élément nutritif indispensable à la bonne croissance des végétaux.

De plus, une application de chaux vive (CaO) ou éteinte (Ca(OH)_2) permet d'effectuer un chaulage de correction, tandis que les produits à base de carbonate de calcium (CaCO_3) sont utiles en cas de chaulage d'entretien. Le calcium n'a été extrait que par la méthode AAE10.

Les alpages présentent les teneurs en calcium les plus élevées dans le sol. Les sols d'alpages et les prairies permanentes dans le sud du canton sont issus en partie de roches calcaires des Préalpes, ce qui explique leurs teneurs élevées en calcium. Aucune évolution significative n'est à constater pour les alpages et les terres assolées depuis le début des relevés (Figure 2.2.2-25). En revanche une diminution significative de la teneur en calcium dans le sol des prairies permanentes est observée entre le 1^{er} et le 7^e cycle. Cette baisse est néanmoins minime.

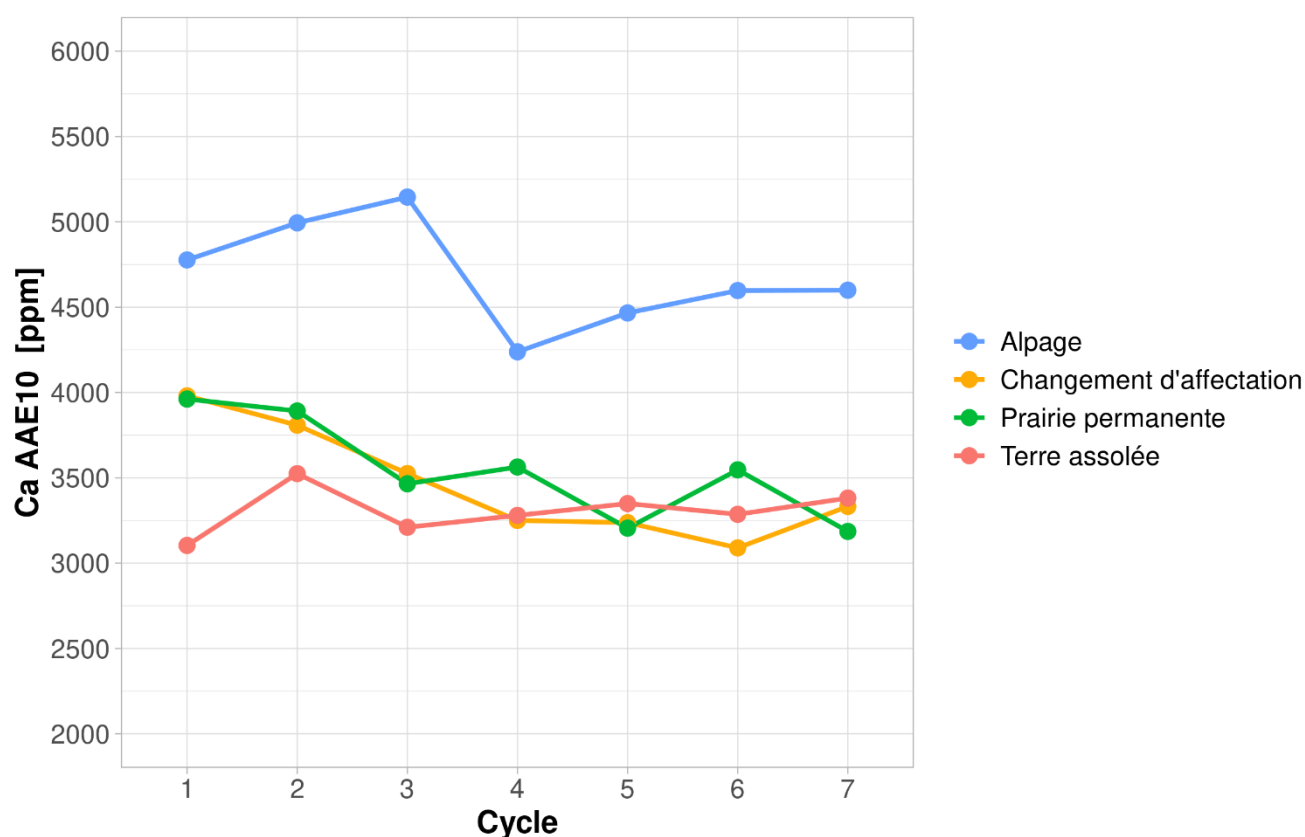


Figure 2.2.2-25 : Evolution du calcium de réserve en fonction de l'utilisation du sol.

Extraction selon la méthode AAE10. 1 ppm= 1 mg Ca/kg de terre.

Ca AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	↓	—	—	—	—	—	

Figure 2.2.2-26: Evolution du taux de calcium de réserve entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

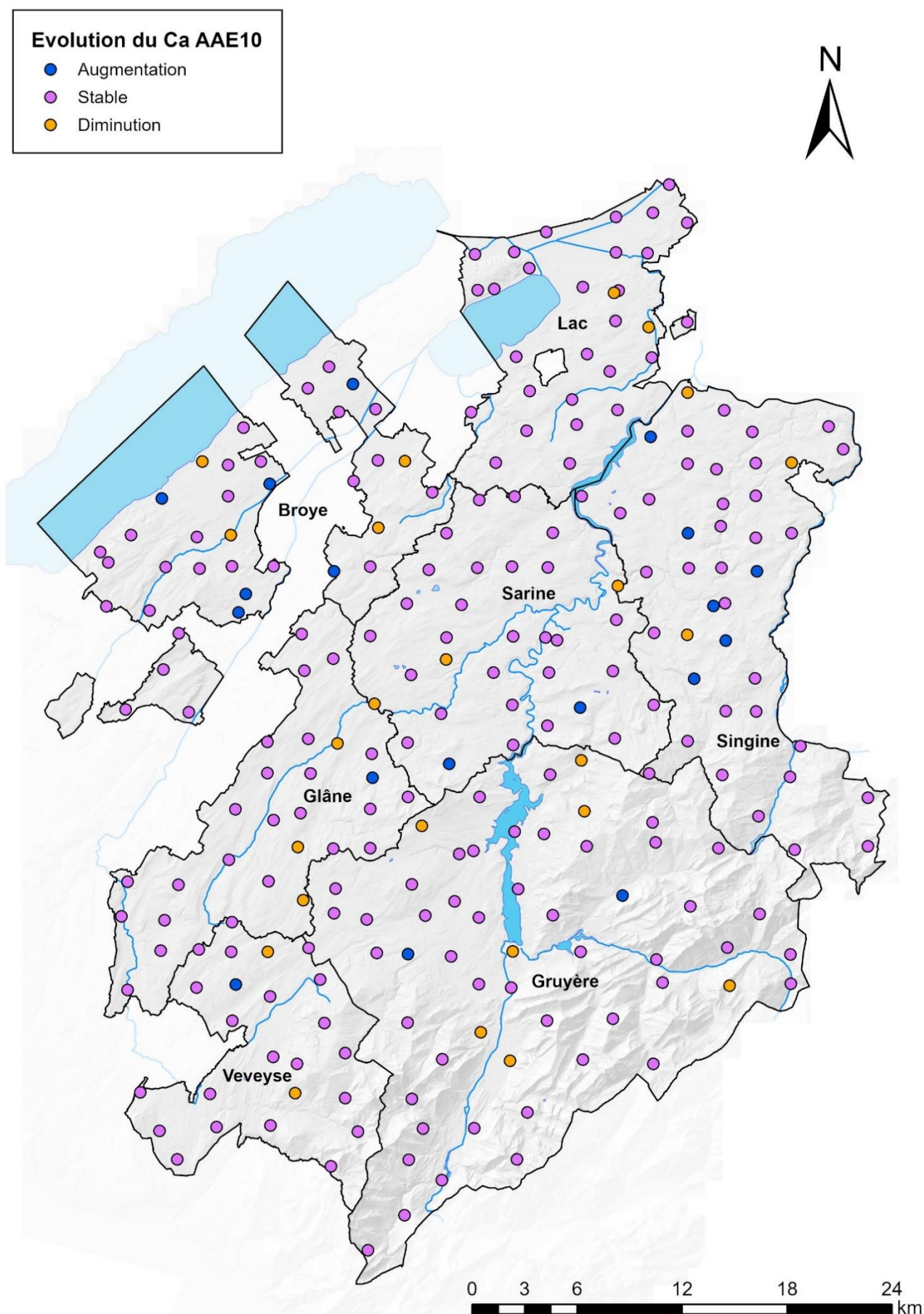
Ca AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	—	—	—	—	—	—	

Figure 2.2.2-27: Evolution du taux de calcium de réserve entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Evolution par site

24 sites présentent une baisse significative, 9 sont des sites qui ont changé d'affectation, 6 sont des prairies permanentes, 6 sont des terres assolées et 3 sont des alpages. Pour 18 de ces sites, le pH est néanmoins resté stable, tandis que pour 6 de ces sites, il a baissé de manière significative.

18 sites présentent une hausse significative, 11 sont des terres assolées, 4 sont des prairies permanentes et 3 sont des sites qui ont changé d'affectation. Dans 10 cas, le pH est à la hausse, et il est dans les autres cas stable.



Carte 2.2.2-13 : Evolution par site des teneurs en Ca AAE10 au cours des sept cycles

2.2.3 Oligo-éléments

2.2.3.1 Bore

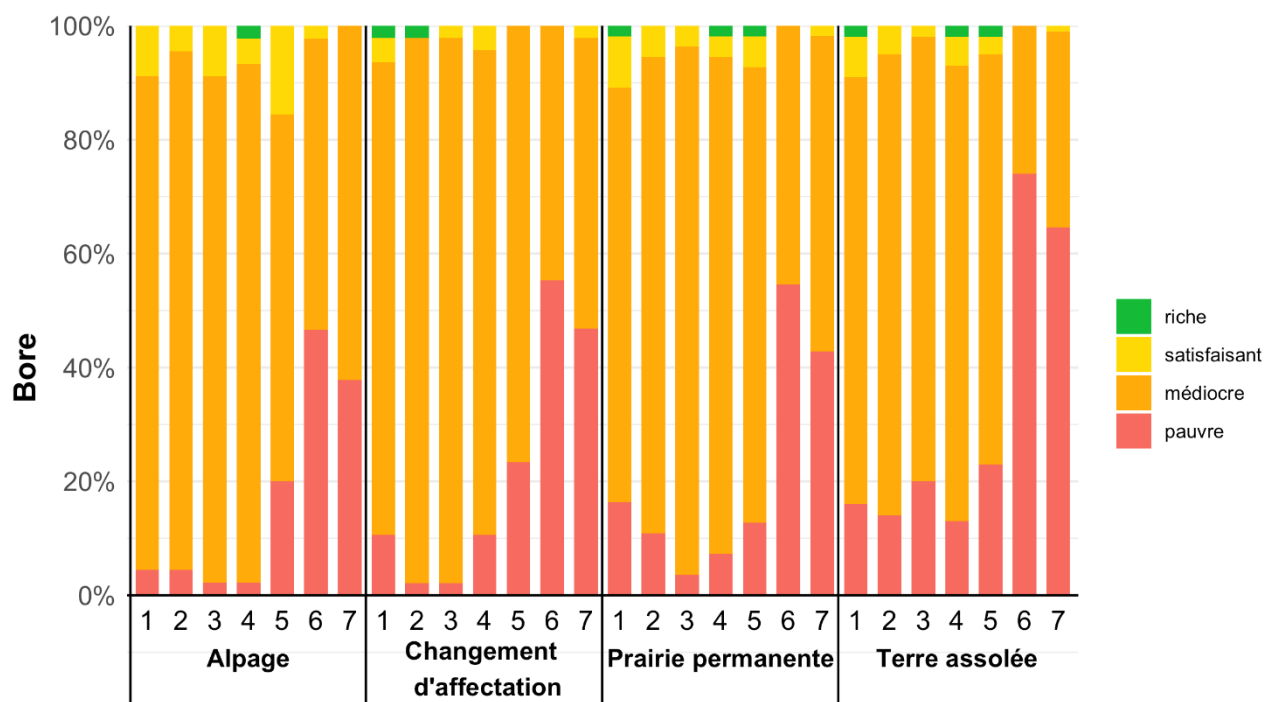


Figure 2.2.3-1 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du bore AAE10 selon le barème PRIF 2017.

Les taux de bore, déjà bas dans le canton, étaient à la baisse entre le 5^{ème} et le 6^{ème} cycle et se sont stabilisés au 7^e cycle. La baisse entre le 5^e et le 6^e cycle a été attribuée à un changement de l'appareil de détection du laboratoire. Il est donc difficile de tirer des conclusions sur l'évolution du bore. Il est toutefois établi que le canton est mal pourvu en bore. Il est important, au cas par cas et selon les résultats des analyses de terre, d'en fournir suffisamment pour les cultures exigeantes (betterave, céleri, colza, tournesol, vigne, fruits à pépins ou à noyaux). Les niveaux observés dans le canton ne sont pas problématiques pour les autres cultures et les herbages.

2.2.3.2 Fer

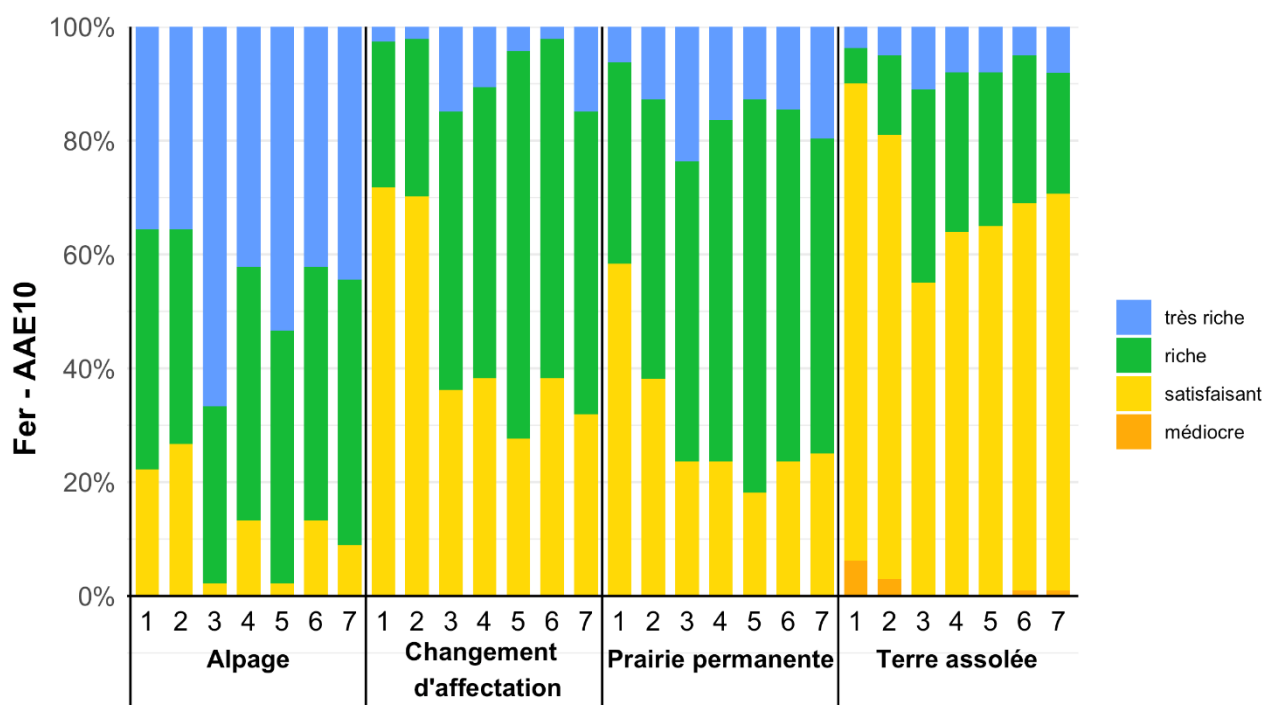


Figure 2.2.3-2: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du fer AAE10 selon le barème interne de Sol-Conseil.

Les niveaux de fer dans le canton sont élevés à très élevés. Seul un site du réseau, exploité en terre assolée, présente un niveau de fer qualifié de médiocre. Les sols d'alpage sont les mieux pourvus en fer.

2.2.3.3 Manganèse

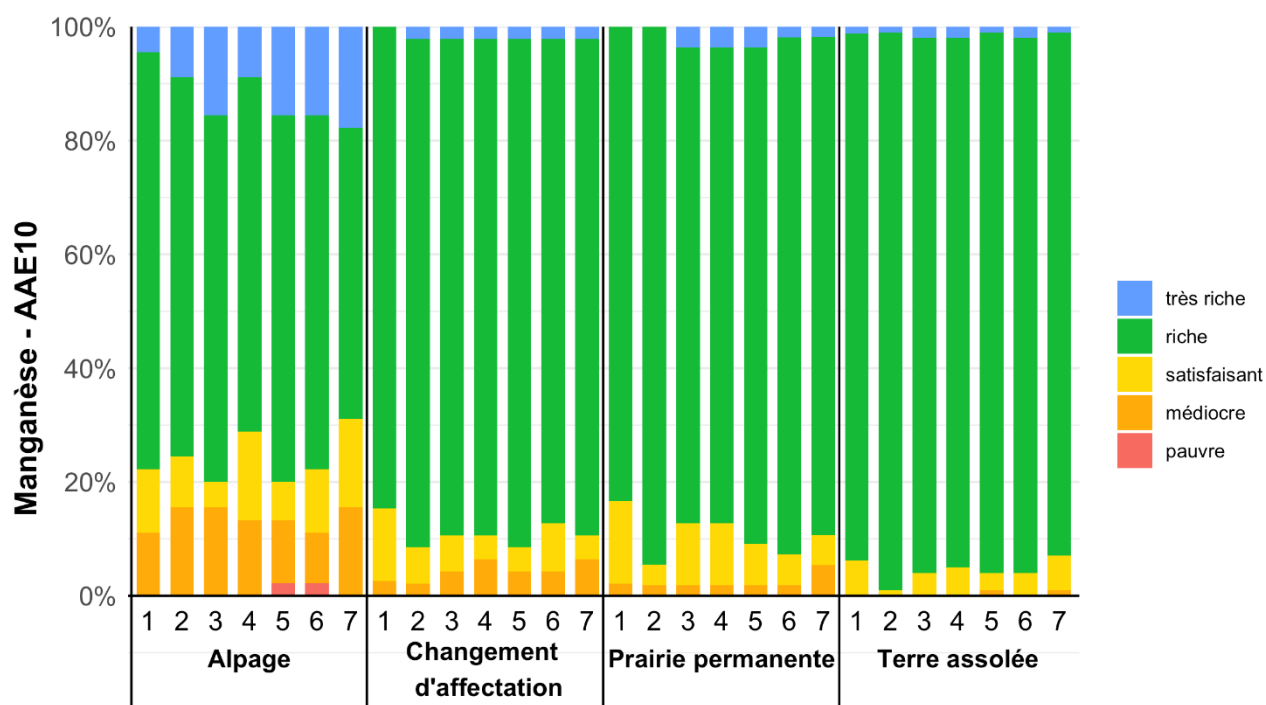


Figure 2.2.3-3 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du manganèse AAE10 selon le barème interne de Sol-Conseil.

Le manganèse est un des oligoéléments les plus fréquents de la lithosphère et la plus grande partie retrouvée dans les sols provient de la géologie (He et al., 2010). Les niveaux de manganèse dans le canton sont élevés, avec 90 % des terres assolées et prairies permanentes qualifiés de « riche » d'après le barème interne de Sol-Conseil. La betterave sucrière, les céréales et les pois sont les cultures ayant les besoins les plus élevés en manganèse.

2.2.4 Métaux lourds

L'analyse des métaux lourds permet de mesurer la charge en polluants inorganiques des sols agricoles du canton. Il est cependant important de rappeler que nous n'avons pas recherché les zones polluées afin d'obtenir l'image la plus objective possible de l'état de contamination moyen des sols soumis à une pollution diffuse par les métaux lourds.

Tous les sites ont fait l'objet d'analyses de métaux lourds selon l'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol 1998, révisée en 2016). Les teneurs en cadmium (Cd), en plomb (Pb), et en zinc (Zn) ont été mesurées depuis la mise en place du réseau (1987), tandis que les teneurs en cobalt (Co), en cuivre (Cu), en chrome (Cr) et en nickel (Ni) ont été ajoutées au programme d'analyse en 1989.

La méthode pour interpréter les teneurs en métaux lourds se base sur les valeurs indicatives, les seuils d'investigation et les valeurs d'assainissement définis dans l'OSol (Tableau 2.2.4-1). Etant donné l'exactitude restreinte des résultats d'analyses de sol due à l'échantillonnage, l'interprétation ne peut être rigoureuse et doit rester à titre indicatif.

La valeur indicative est la limite à partir de laquelle la fertilité du sol n'est plus garantie à long terme. Il n'y a cependant aucun risque pour la santé humaine. En cas de dépassement du seuil d'investigation, les cantons ont l'obligation de vérifier dans un premier temps s'il existe une menace concrète pour la santé des hommes, des animaux ou des plantes. Si tel est le cas, l'utilisation du sol est restreinte. Les valeurs d'assainissement visent à écarter un danger et indiquent l'existence d'une menace concrète pour l'homme, les animaux ou les plantes. L'utilisation du sol est alors interdite ou le sol doit être remis en état afin de revenir à des teneurs telles que l'utilisation envisagée soit possible sans risques pour l'homme, les animaux ou les plantes.

En cas de dépassement de la valeur indicative dans l'horizon 0-20 cm, le résultat est comparé à la teneur mesurée en profondeur dans l'horizon 60-90 cm. Si la valeur en profondeur est également élevée, on peut alors envisager une contamination d'origine naturelle (géologique). Si la valeur en profondeur est plus basse, alors on peut supposer une contamination anthropogène. Bien que cette technique soit appropriée pour la majorité des métaux lourds, elle est moins adéquate pour le plomb et le cadmium (Baize, 1997). En effet, ces deux métaux sont souvent plus abondants dans l'horizon de surface humifère que dans l'horizon inférieur. Dans certains cas, des études plus approfondies peuvent s'avérer nécessaires.

Tableau 2.2.4-1 : Valeurs indicatives, seuils d'investigation et valeurs d'assainissements des principaux métaux lourds selon OSol en en mg/kg de matière sèche de sol (teneurs totales sols agricoles)

Polluants	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
Valeur indicative	0.8	25 ¹	50	40	50	50	150
Seuil d'investigation	2			150 ²		200	
Valeur d'assainissement	30			1000		2000	2000

¹ Abrogé depuis 1998

² le seuil d'investigation est fixé à 150 ppm pour les zones de production fourragère (prairies permanentes)

2.2.4.1 Cobalt, chrome et nickel

Dans un souci d'alléger le rapport, l'ensemble des graphiques et cartes concernant le cobalt, le chrome et le nickel n'ont pas été intégrés.

Pour le cobalt, cela est dû au fait que la valeur indicative pour ce métal lourd a été sortie de la liste établie par l'OSol en 1998, car cette valeur n'était quasiment jamais atteinte en Suisse, ce qui est également le cas dans le canton de Fribourg.

Pour le chrome, cela se justifie par le fait que seuls cinq sites dépassent la valeur indicative, dont deux sont des alpages où le chrome est d'origine géogène. Les trois autres sites, une prairie permanente et deux terres assolées, présentent un léger dépassement de la valeur indicative, mais les concentrations de chrome y sont stables.

Pour ce qui y est du nickel, deux alpages et deux terres assolées ont des valeurs qui dépassent la valeur indicative ; pour ces sites, la source de nickel est géogène. Il s'agit par ailleurs des quatre mêmes sites dépassant la valeur indicative pour le chrome. Les concentrations de nickel sont stables au cours du temps.

Pour ces trois métaux lourds, les concentrations n'ont que très peu varié au cours des quatre derniers cycles. La même observation est faite dans le réseau NABO (Gubler et al., 2022). Les concentrations en chrome, nickel et cobalt sont fortement liées et leurs concentrations ne sont pas déterminées par les apports atmosphériques et agricoles mais majoritairement par les conditions géologiques (Reusser et al., 2023). Les cartes du cinquième rapport FRIBO (Rossier et al. 2012) représentent toujours bien la situation actuelle. Les statistiques complètes par catégorie d'utilisation du sol et par cycle pour ces métaux lourds sont disponibles dans la partie Annexe 1.

2.2.4.2 Cadmium

Le cadmium est l'un des rares éléments chimiques à n'avoir aucune fonction connue dans le métabolisme animal. Il provient de l'industrie, particulièrement des accumulateurs, et peut se retrouver en quantités parfois importantes dans les décharges. Considéré comme relativement mobile et facilement biodisponible, le cadmium est assimilable par les plantes et entre ainsi dans la chaîne alimentaire. Il se substitue alors au calcium et cause de graves problèmes osseux, rénaux et hépatiques, même à très petites doses. La valeur indicative est de 0.8 mg de Cd/kg de sol.

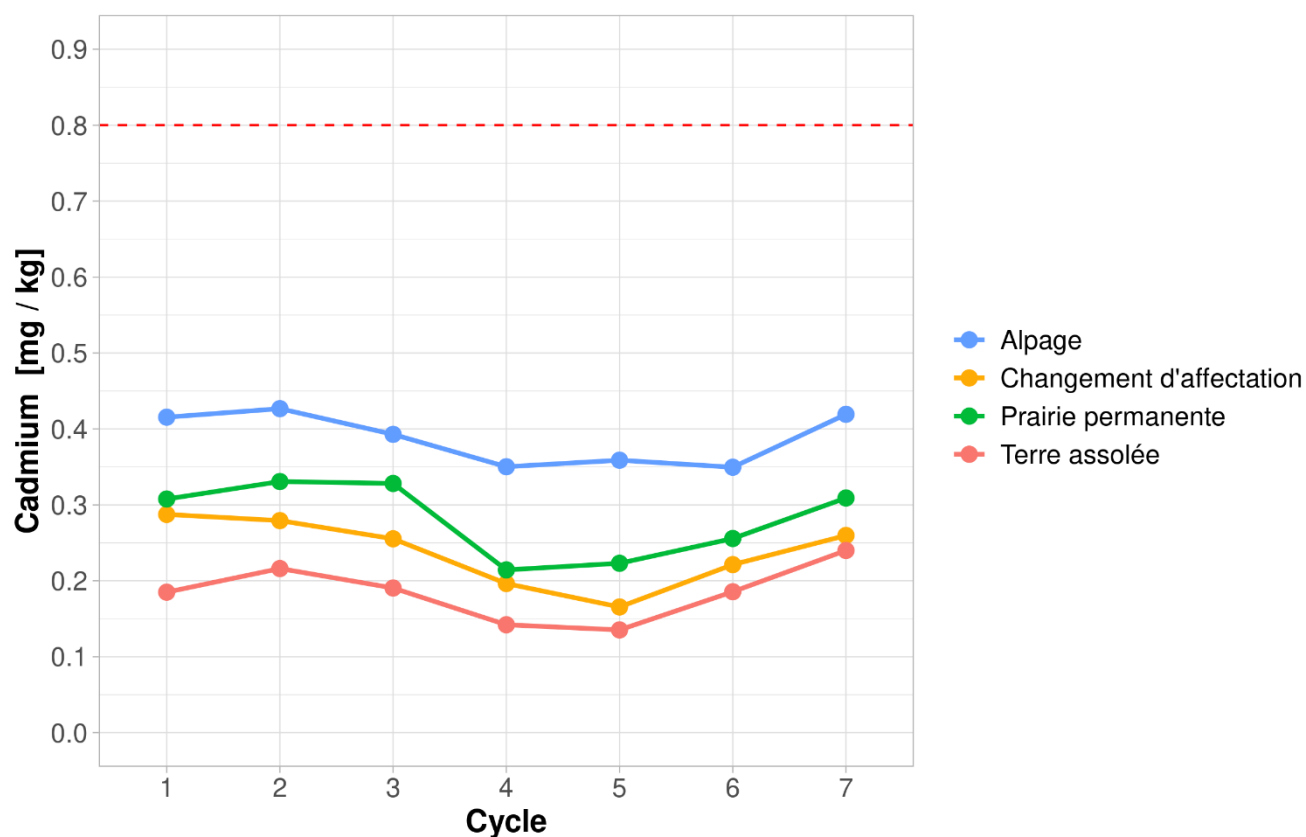


Figure 2.2.4-1: Evolution générale des teneurs en cadmium en fonction de l'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative fixée par l'OSol.

Cadmium	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	↓	↓	↓	—
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	↓	↓	↓		—	—	↑
Cycle5	↓	↓	↓	—		—	↑
Cycle6	—	↓	↓	—	—		↑
Cycle7	—	—	—	↑	↑	↑	

Figure 2.2.4-2 : Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

Cadmium	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	↓	↓	↓	—
Cycle2	—		—	↓	↓	—	—
Cycle3	—	—		—	↓	—	—
Cycle4	—	↓	↓		—	—	—
Cycle5	↓	↓	↓	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	↑		—
Cycle7	↑	—	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.4-3: Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Les teneurs en Cd les plus élevées se retrouvent dans les sols d'alpage. Leur origine géogène a été démontrée par une campagne d'échantillonnage à 30-60 cm et 60-90 cm, ainsi que par un travail de diplôme à l'Université de Lausanne (Doffey, 1997). Les valeurs pour les prairies permanentes et les terres assolées ont baissé à partir du 4^{ème} cycle, probablement à la suite d'une baisse des dépôts atmosphériques et d'un arrêt de l'épandage des boues d'épuration en zone agricole (Rossier et al. 2012). La hausse apparente des teneurs en Cd à partir du 5^{ème} cycle n'est qu'un artefact analytique : un nouvel appareil de détection, plus précis, a été acquis par le laboratoire chargé des analyses. De nombreuses valeurs, autrefois plus basses que la limite de quantification, et arbitrairement fixées à 0 ppm, sont maintenant quantifiées de manière précise. Ceci se confirme par le fait que l'écart-type a diminué au cours de ces deux derniers cycles. Toutefois, des apports atmosphériques (via la combustion de charbon) et une accumulation due à l'utilisation d'engrais phosphatés ne doivent pas être exclus (Imseng et al., 2018 ; Wiggenhauser et al., 2019).

Appréciation selon la valeur indicative

6 sites dépassent la valeur indicative au 7^e cycle dont 5 de ces sites sont des alpages. Leur origine géogène a été démontrée. Une prairie permanente dépasse également la valeur indicative. Ce dépassement n'est pas surprenant étant donné que le site est situé dans la Vallée de la Jogne. Les teneurs des cycles précédents étaient toujours proches de la limite pour ce site, et avaient même déjà été dépassées une fois au cours du 3^e cycle.

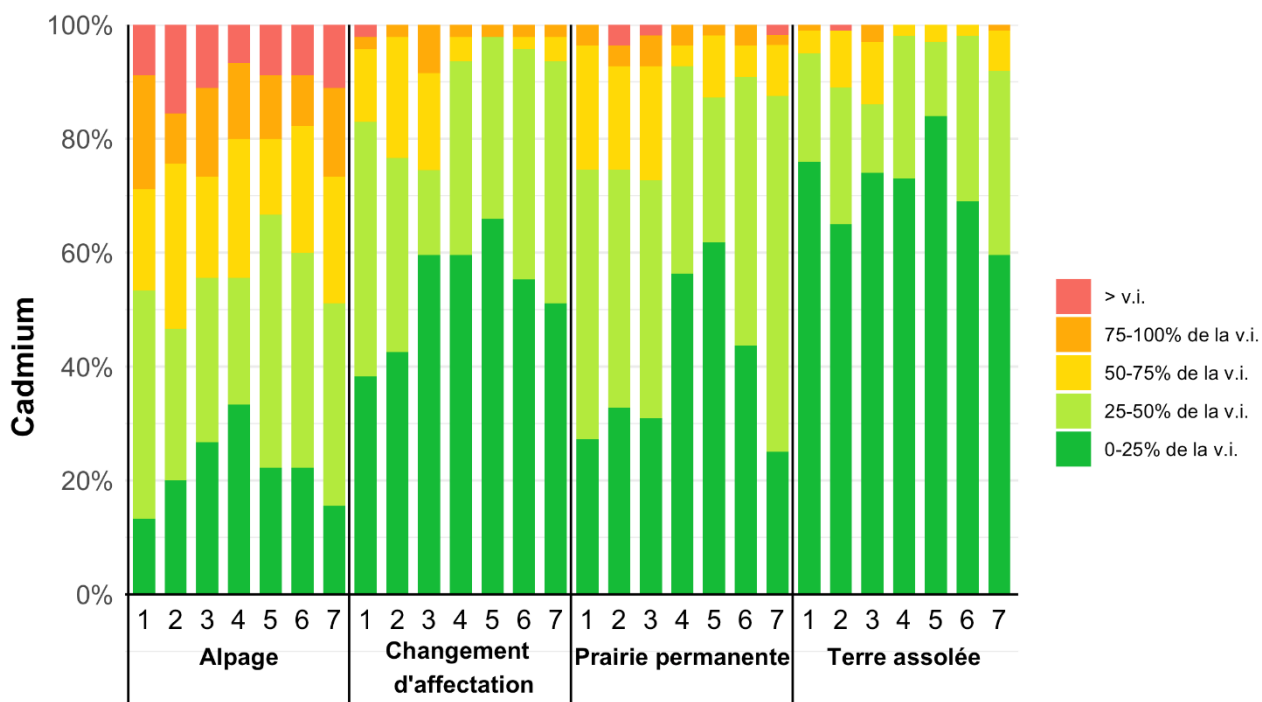
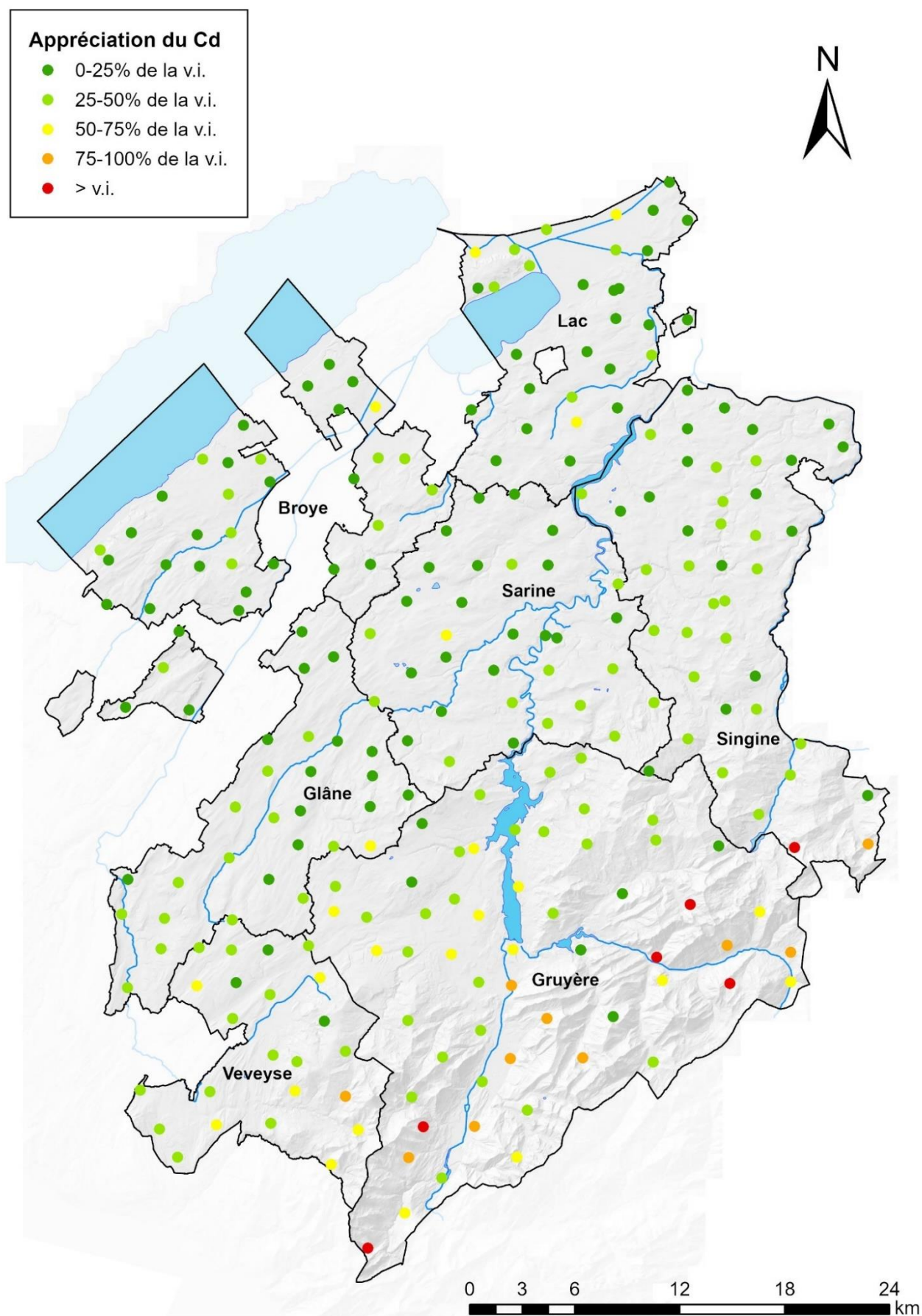


Figure 2.2.4-4 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cadmium selon l'OSol.

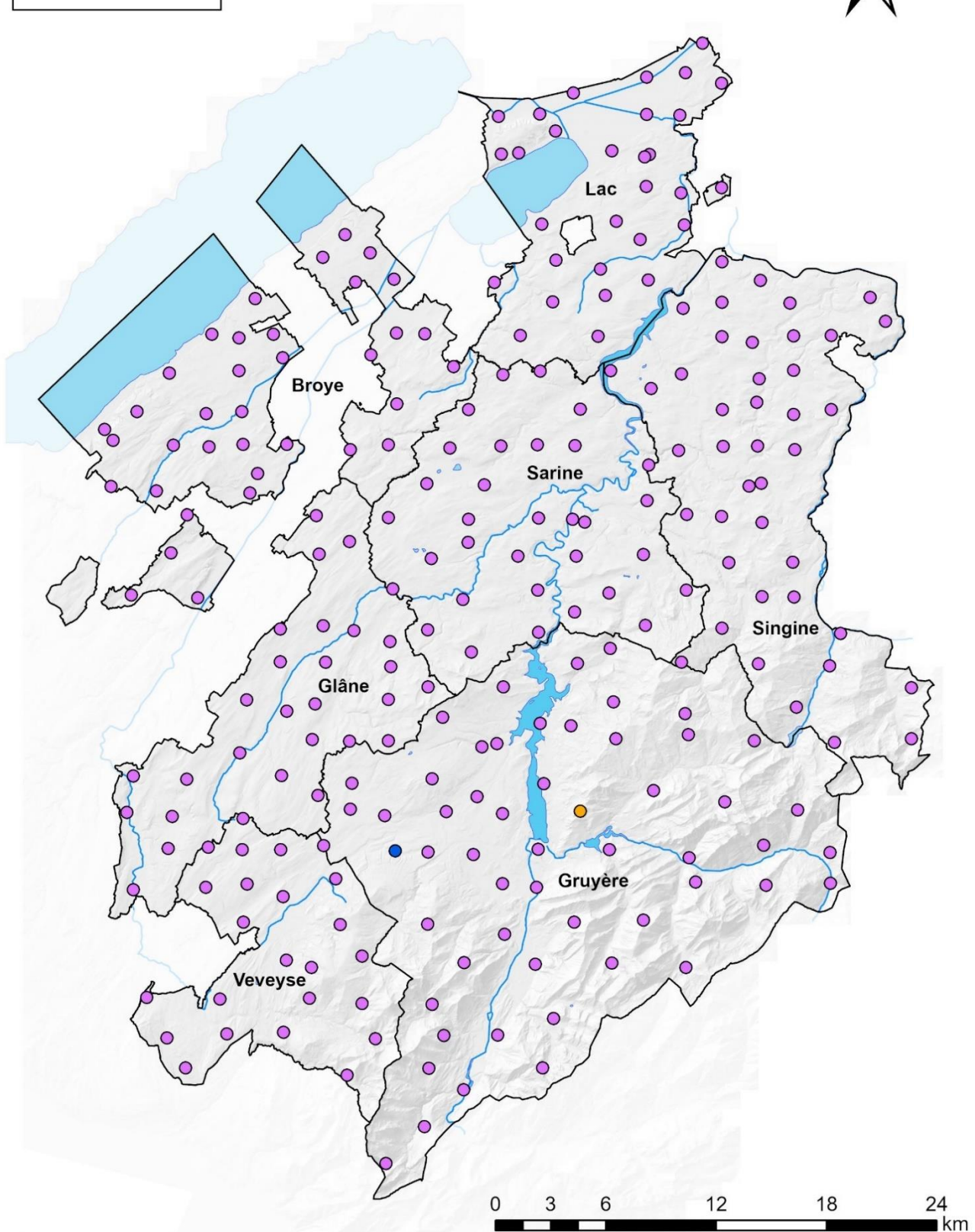
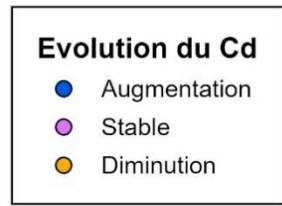
L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

Evolution par site

Un alpage montre une baisse significative des teneurs en Cd, tandis qu'une prairie permanente affiche une augmentation significative. Malgré ces variations, les deux sites ne dépassent pas la valeur indicative en Cd.



Carte 2.2.4-1: Appréciation de la teneur en Cd - septième cycle (v.i. = valeur indicative).



Carte 2.2.4-2 : Evolution par site des teneurs en Cd au cours des sept cycles

2.2.4.3 Cuivre

Le cuivre est réputé comme étant peu mobile, sauf dans des conditions extrêmes d'acidité ou de gleyification. Dans les sols cultivés très pauvres en argile, sableux ou limoneux, les apports massifs opérés en surface (traitements fongiques) sont capables de migrer en profondeur (Baize, 1997). C'est un oligo-élément essentiel pour l'homme et les animaux. Toutefois, à trop grande concentration, il peut être toxique pour les animaux, les plantes et les microorganismes (Reutimann, 2006). La valeur indicative est de 40 mg de Cu/kg de sol. Il est intéressant de noter que Reimann et al (2014) ont émis l'hypothèse qu'une carence en cuivre serait plus préjudiciable aux plantes que sa toxicité.

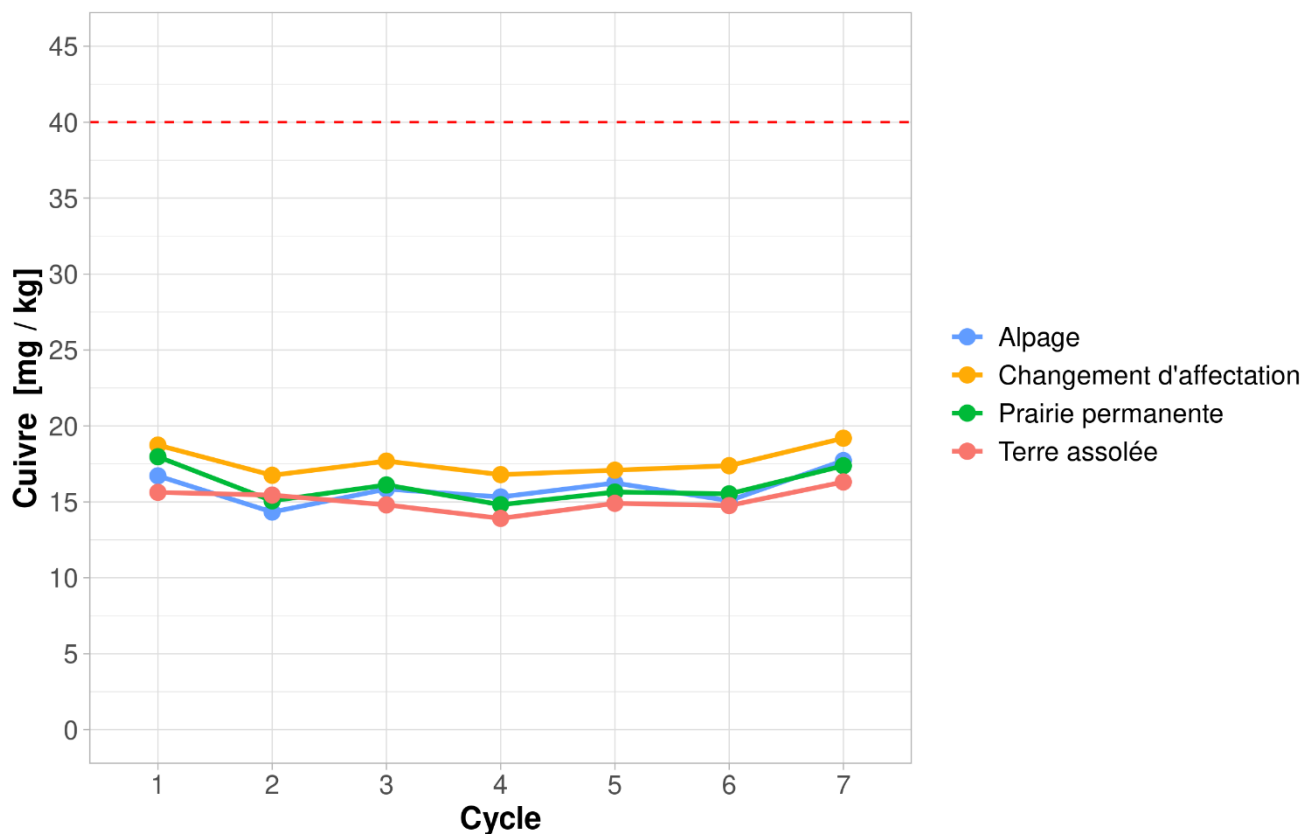


Figure 2.2.4-5 : Evolution générale des teneurs en cuivre en fonction de l'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative fixée par l'OSol.

Cuivre	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	—	—	—	—	—
Cycle2	↓		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	↓	—	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	↓	—	—	—	—		↑
Cycle7	—	↑	—	↑	—	—	

Figure 2.2.4-6: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

Cuivre	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	↓	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	—	—	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.4-7: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Les teneurs en cuivre sont restées stables depuis 35 ans pour toutes les utilisations du sol. Cependant une augmentation significative entre le 2^e et le 7^e cycle est observée pour les alpages et les prairies permanentes, ainsi qu'entre le 3^e et le 7^e cycle pour les terres assolées. Cette augmentation reste faible et la moyenne globale des teneurs pour les utilisations reste bien inférieure à la valeur indicative. Cette légère augmentation est également observable dans le réseau NABO pour les prairies permanentes intensives et les terres assolées entre la période 2005-2009 et la période 2015-2019 (Gubler et al, 2022) et pourrait en partie s'expliquer par l'épandage des engrais de ferme (Gross et al., 2021).

Les principales sources d'apport en Cu sont les produits phytosanitaires à base de Cu dans les cultures spéciales, ainsi que les engrais de ferme et les traitements fongicides à base de bouillie bordelaise pour les vignes.

Appréciation selon la valeur indicative

Pour ce 7^e cycle, 8 sites présentent des teneurs supérieures à la valeur indicative (Carte 2.2.4-3). Sur ces huit sites, trois dépassent très largement le seuil d'investigation fixé à 150 ppm pour les cultures fourragères. Parmi ces 8 sites, 3 dépassent largement le seuil d'investigation fixé à 150 ppm pour les cultures fourragères, et il s'agit de 3 vignobles déjà répertoriés et décrits dans le premier rapport FRIBO (Julien & Morand, 1995). Un site d'alpage affiche des teneurs légèrement supérieures à la valeur indicative, diagnostiquées comme d'origine géogène. Un ancien verger, ayant changé d'affectation, présente également des niveaux élevés de cuivre, probablement dus à des traitements cupriques dans le passé. De plus, un autre alpage et deux terres assolées dépassent très légèrement la valeur indicative.

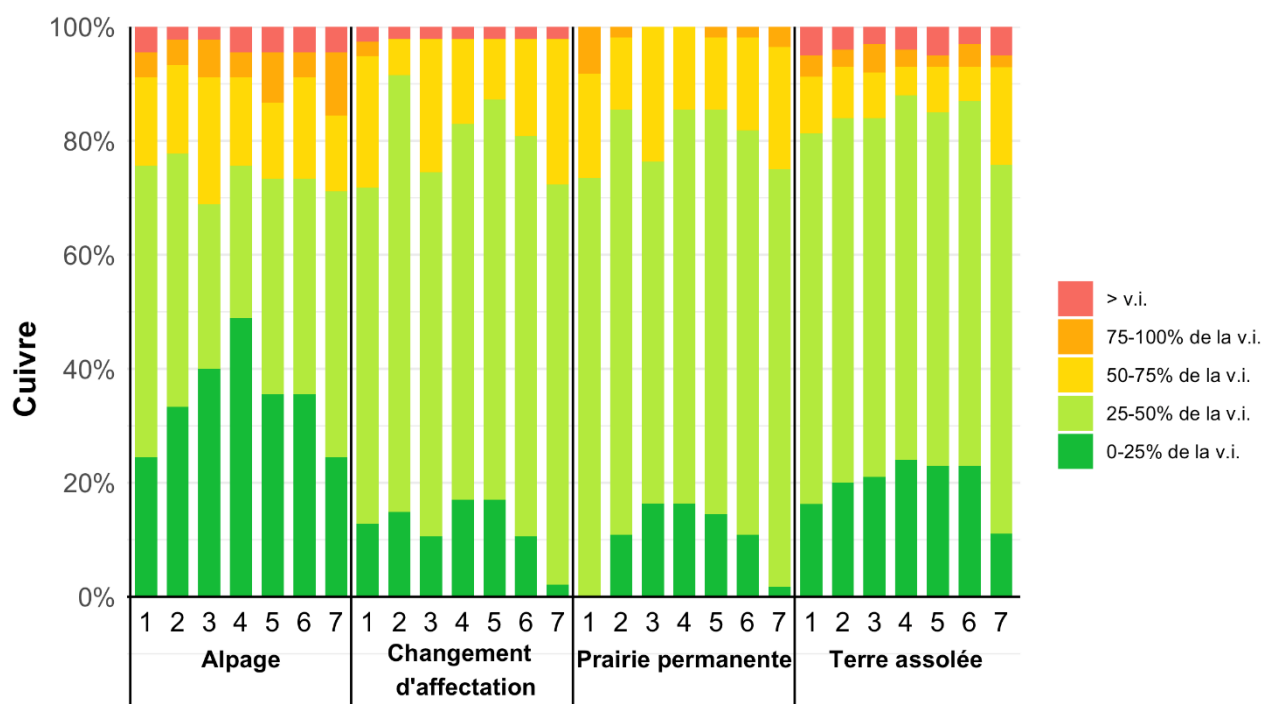
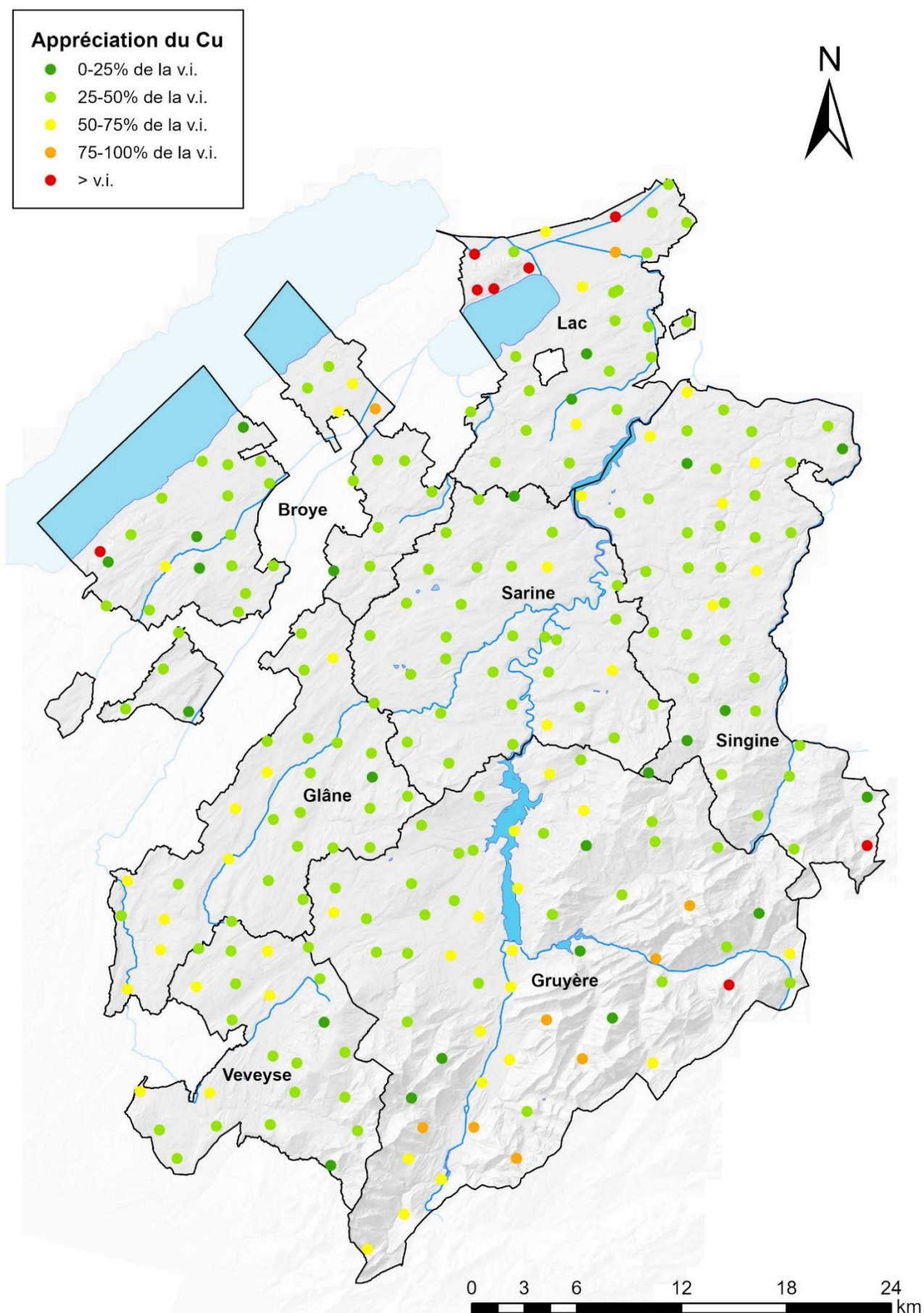


Figure 2.2.4-8 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol.

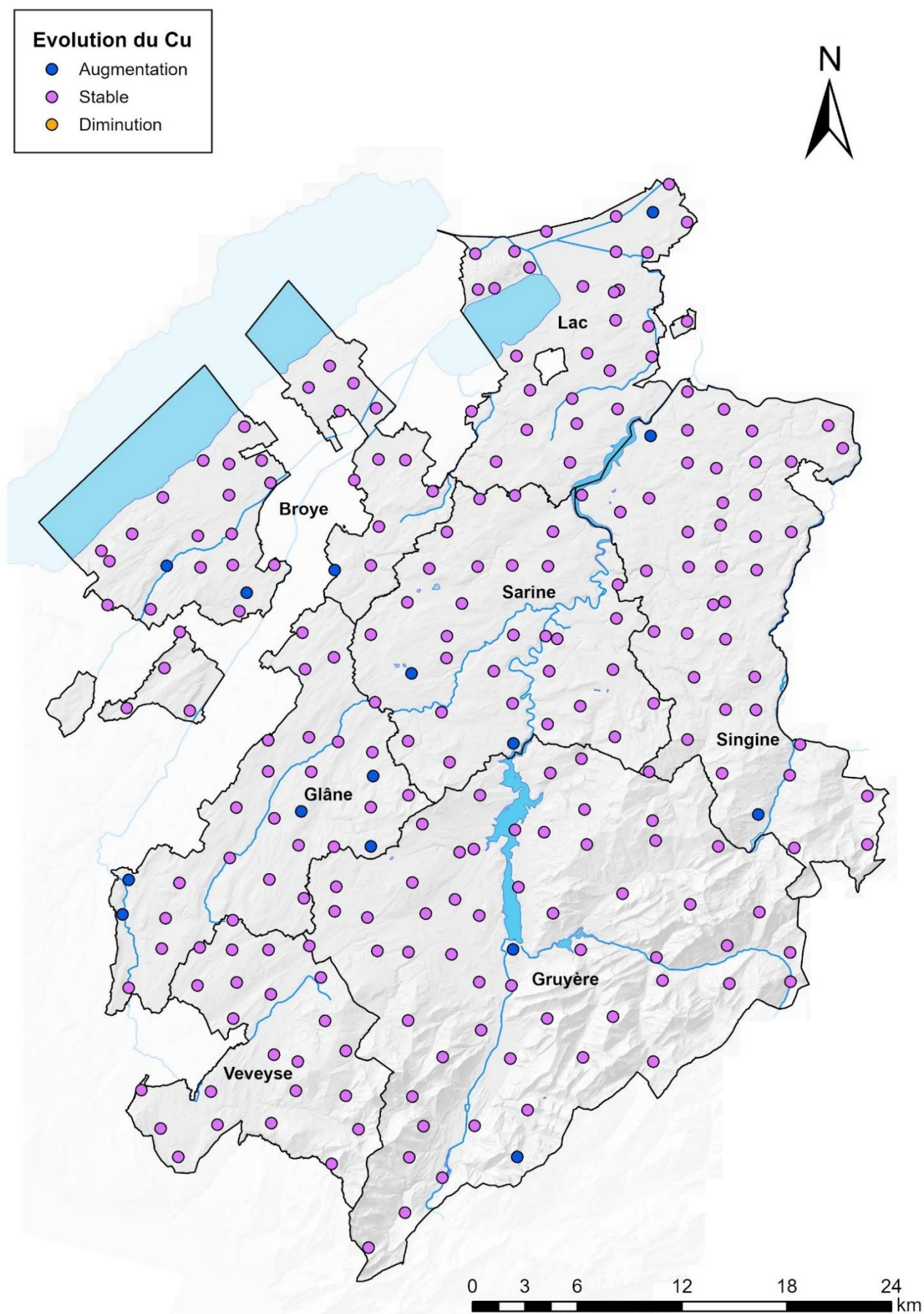
L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

Evolution par site

Aucun site ne présente de diminution significative de leur teneur en Cu (Carte 2.2.4-4). 15 sites indiquent une augmentation de leur teneur en Cu : 8 terres assolées, 3 sites « changement d'affectation », 3 alpages et 1 prairie permanente. Cependant tous ces sites ont de faibles teneurs en cuivre (moins de 20 ppm) et accusent des hausses légères.



Carte 2.2.4-3 : Appréciation de la teneur en Cu - septième cycle (v.i. = valeur indicative).



Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des sept cycles

2.2.4.4 Plomb

Le plomb est le polluant le moins mobile dans les sols, environ 100 fois moins mobile que le cadmium (Baize, 1997). Sa grande affinité avec la matière organique fait en sorte qu'il s'accumule à la surface des sols lorsque la source de Pb est anthropogène. De plus, étant donné sa forte adsorption, le plomb ne migre pas facilement dans les parties aériennes des plantes. La valeur indicative est de 50 mg de Pb/kg de sol.

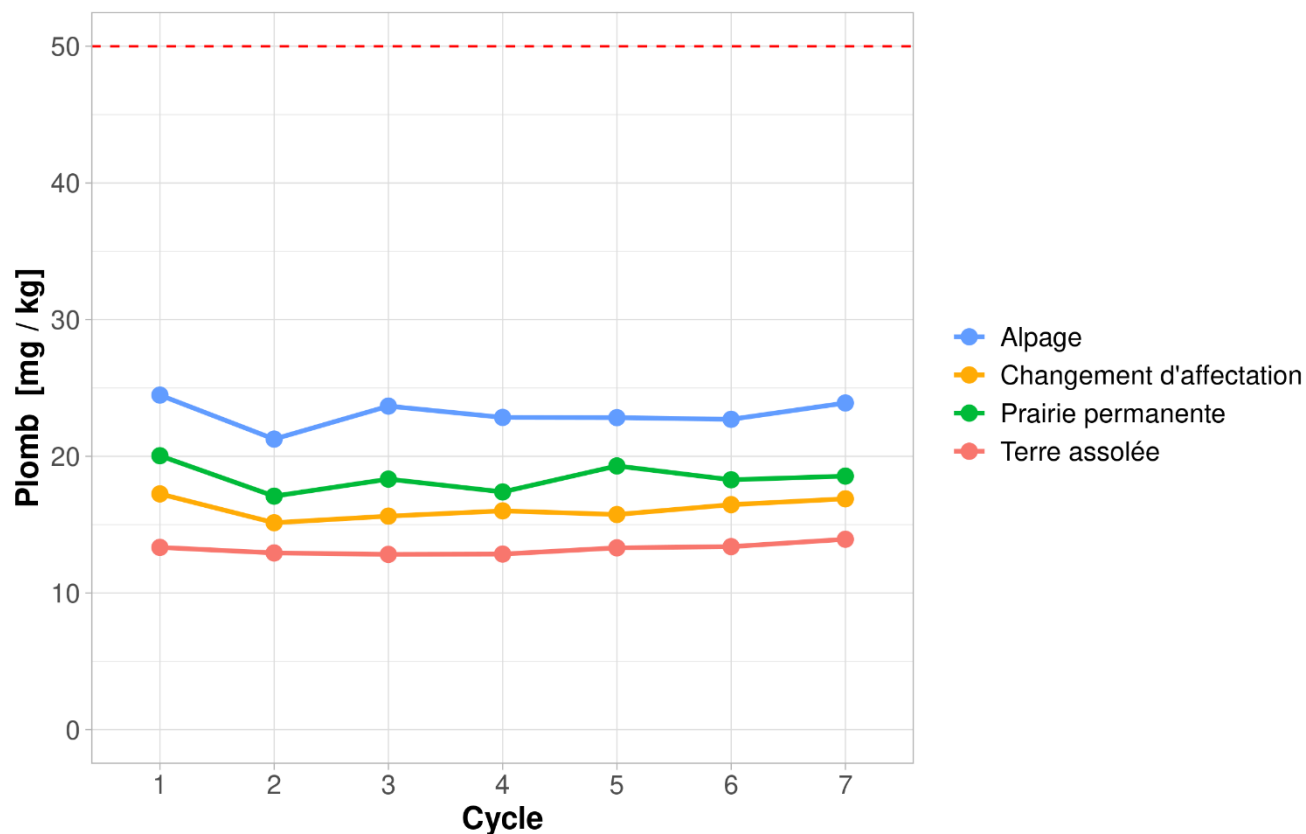


Figure 2.2.4-9: Evolution générale des teneurs en plomb en fonction de l'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative fixée par l'OSol.

Plomb	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	—	—	—	↓	—
Cycle2	↓		↑	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	↓	—	—		—	—	—
Cycle5	—	↑	—	↑		—	—
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	—	—	—	—	—	—	

Figure 2.2.4-10: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

Plomb	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	↓	—	—	—	—
Cycle2	—		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	—
Cycle4	—	—	—		—	—	—
Cycle5	—	—	—	—		—	—
Cycle6	—	—	—	—	—		—
Cycle7	—	↑	↑	↑	—	—	

Figure 2.2.4-11: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Les alpages présentent les teneurs moyennes en plomb les plus élevées et les terres assolées les plus faibles (Figure 2.2.4-9). Selon l'Atlas géochimique européen, cela pourrait être dû au fait que les échantillons de prairies présentent des teneurs plus élevées en carbone organique totale (COT) que les terres assolées (Reimann et al., 2014). Les teneurs élevées de certains alpages sont d'origine géogène et ont été expliquées dans le premier rapport FRIBO (Julien & Morand, 1995). Les teneurs en plomb sont en relation avec la granulométrie, relation statistiquement démontrée par Baize (1997), ce qui explique des teneurs plus élevées dans le sud du canton. Les moyennes sont restées stables entre le 1^{er} et le 7^e cycle pour toutes les utilisations du sol. Une baisse significative a été observée pour les sites en alpages et en prairies permanentes entre le 1^{er} et le 2^{ème} cycle. Cette baisse significative, constatée aussi dans une moindre mesure dans les terres assolées, est probablement due à l'introduction systématique de voitures consommant de l'essence "sans plomb" depuis le début des années 1990.

Les dépôts atmosphériques sont responsables de 70% des apports en Pb sur les parcelles (Keller et al., 2005). Ces derniers ont diminué significativement de 80% entre 1990 et 2005 (Thöni et al., 2008). Outre l'essence qui contenait du plomb, les boues d'épuration épandues sur les parcelles agricoles constituaient une source possible de pollution. Cette pratique a été interdite en 2008.

Le réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL) montre que les dépôts de plomb transportés par les particules fines sont aujourd'hui 50 fois plus bas qu'il y a 30 ans (OFEV, 2019). La diminution de la pollution de l'air qui contribuerait aussi à réduire les dépôts de polluants dans le sol en serait la cause. En effet, depuis le début des relevés en 1985 et son 7^e cycle terminé en 2019, le NABO a constaté une diminution significative des teneurs en plomb dans le sol (Gubler et al., 2022). Cette diminution n'est pas observable dans le FRIBO, mais il est nécessaire de signifier que les moyennes relevées dans le cadre du NABO pour les terres assolées et les prairies permanentes sont plus élevées que dans le FRIBO.

Appréciation selon la valeur indicative

Lors du 7^e cycle de prélèvement, seul un alpage présentait une teneur en plomb excédant la valeur indicative (Carte 2.2.4-5). Cet alpage est répertorié comme une ancienne place de tir militaire, et dépasse depuis le 3^e cycle le seuil d'investigation pour le risque d'ingestion.

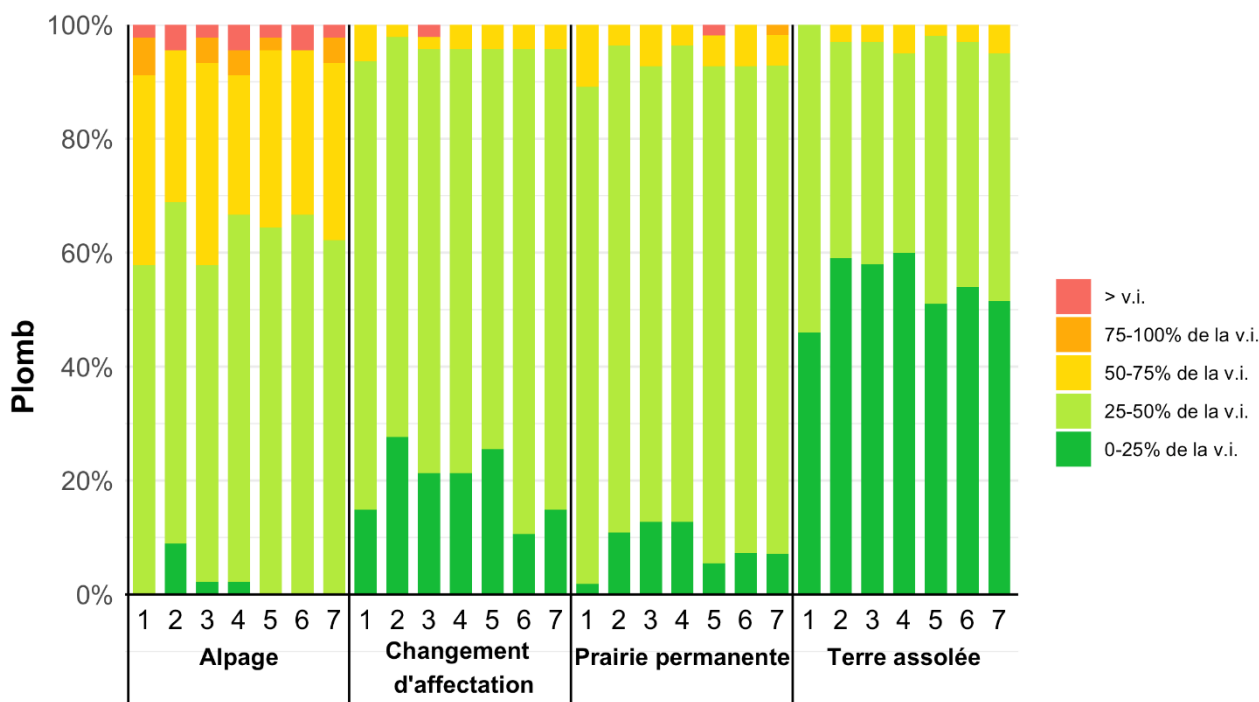


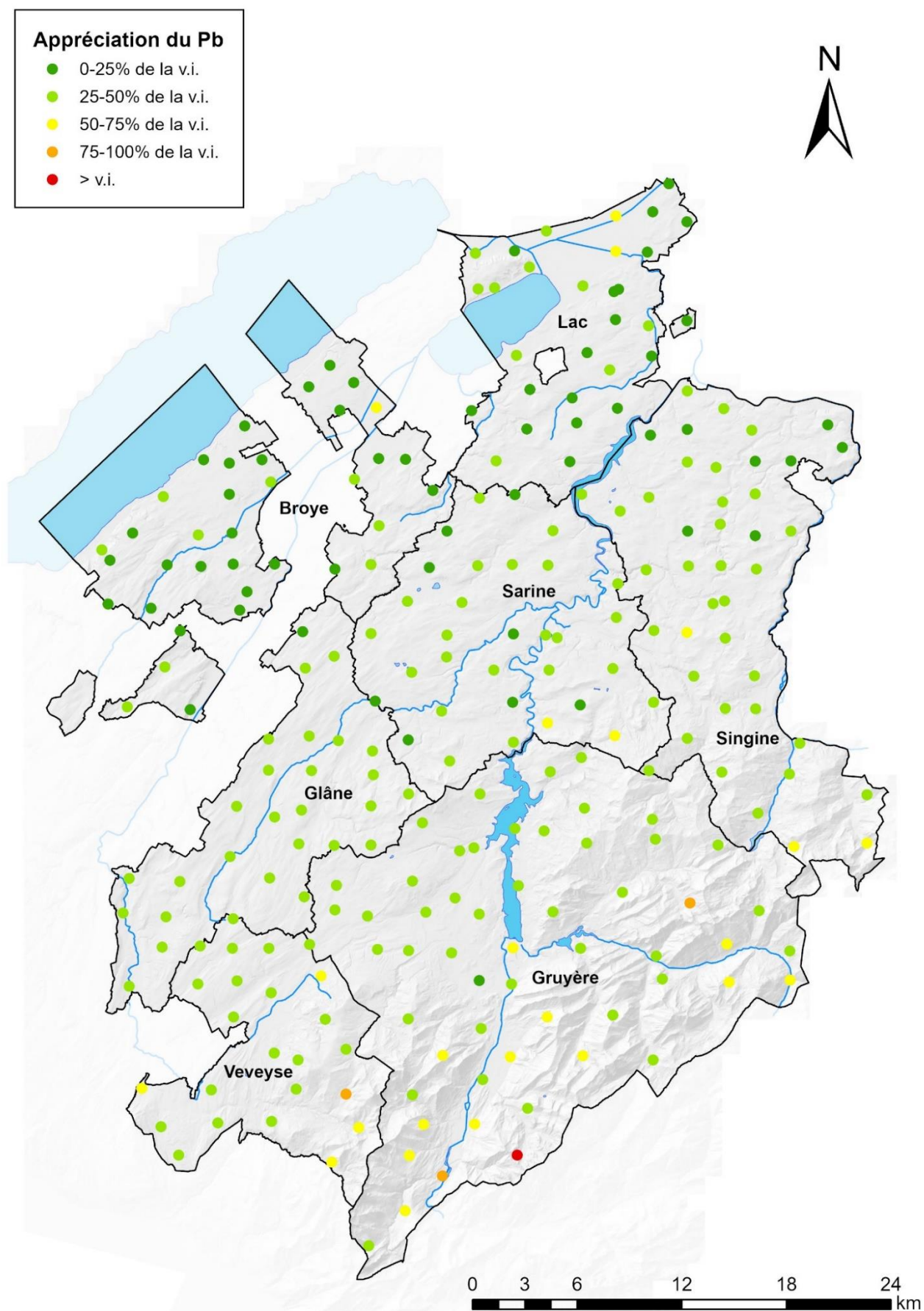
Figure 2.2.4-12 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du plomb selon l'OSol.

L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

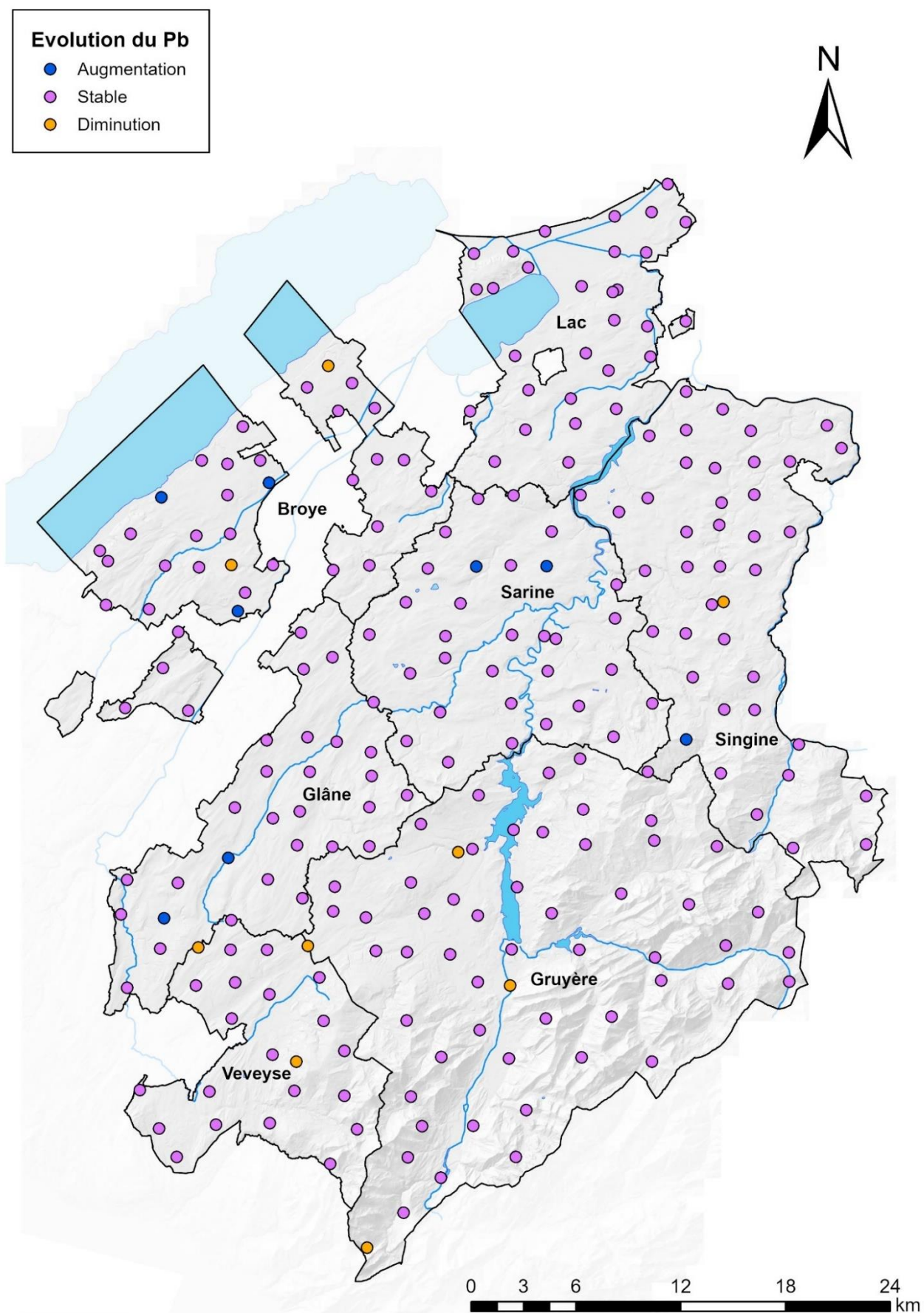
Evolution par site

La Carte 2.2.4-6 montre que 9 sites ont subi une baisse significative de leur teneur en Pb. Parmi eux, 4 sont des terres assolées, 2 des prairies permanentes, 2 des alpages et un site qui a changé d'affectation.

A l'inverse, 8 sites ont subi une augmentation significative, à savoir 6 terres assolées, un alpage et un site qui a changé d'affectation. Toutes ces variations sont faibles et difficilement explicables, il peut s'agir d'une variabilité spatiale ou analytique. Les points de carottage peuvent dévier de quelques centimètres entre chaque cycle. Il suffit donc d'entrer une fois en contact avec une fraction de métal pour changer considérablement la valeur de l'échantillon. Néanmoins tous ces sites restent bien en dessous de la valeur indicative.



Carte 2.2.4-5 : Appréciation de la teneur en Pb - septième cycle (v.i. = valeur indicative).



Carte 2.2.4-6 : Evolution par site des teneurs en Pb au cours des sept cycles

2.2.4.5 Zinc

Les apports de zinc par la voie des airs sont attestés par des travaux suisses (Meyer 1991, Desaulles & Studer 1993) et varient entre 80 et 500 g/ha/an. Le Zn est un des métaux lourds les plus mobiles dans les sols, mais il est facilement adsorbé par la matière organique et les constituants minéraux du sol. Cela engendre l'accumulation du Zn dans les horizons de surface (Loué, 1986). La valeur indicative est de 150 mg de Zn/kg de sol.

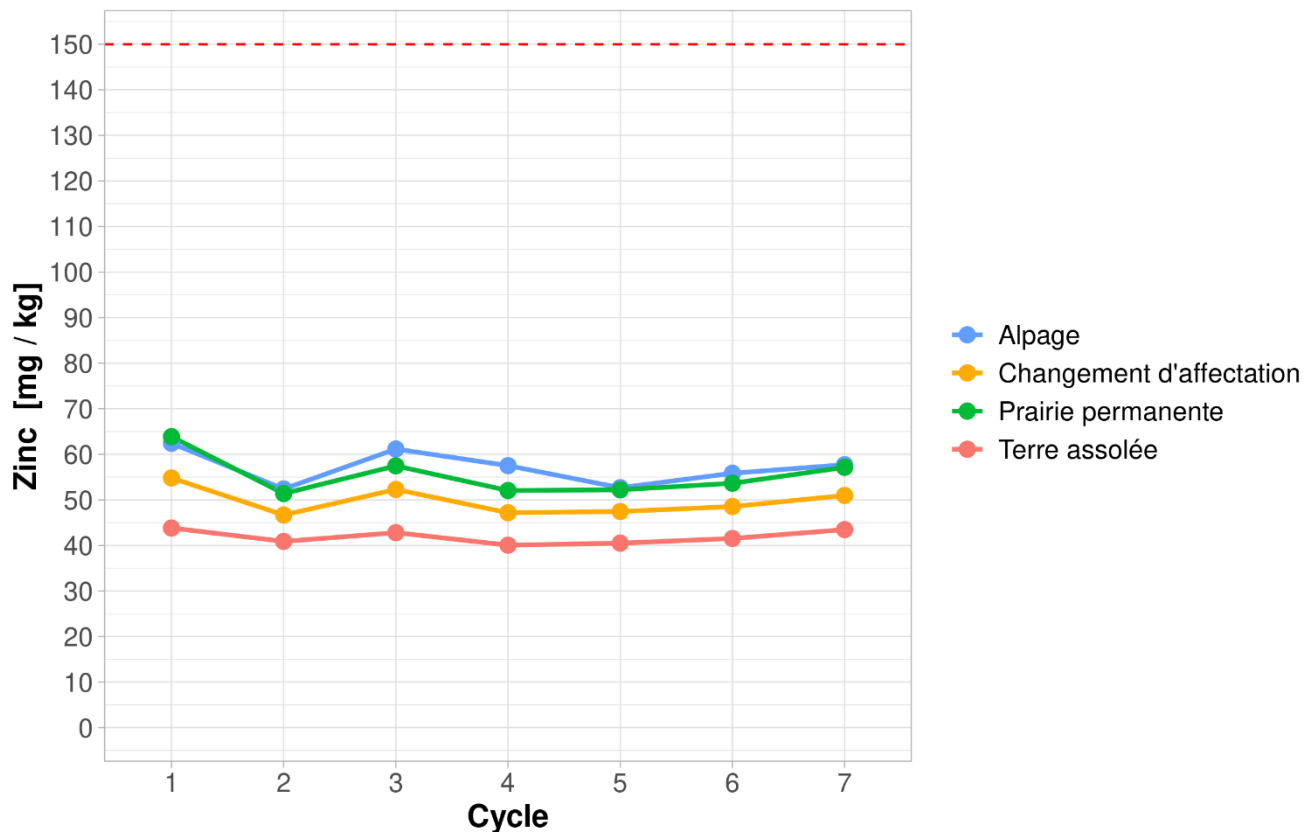


Figure 2.2.4-13 : Evolution générale des teneurs en zinc en fonction de l'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative fixée par l'OSol.

Zinc	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	—	↓	↓	↓	—
Cycle2	↓		↑	—	—	—	↑
Cycle3	↓	↑		↓	↓	↓	—
Cycle4	↓	—	↓		—	—	—
Cycle5	↓	—	↓	—		—	↑
Cycle6	↓	—	↓	—	—		↑
Cycle7	↓	↑	—	↑	↑	—	

Figure 2.2.4-14: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

Zinc	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	—	↓	↓	↓	↓
Cycle2	↓		↑	—	—	—	↑
Cycle3	—	↑		↓	↓	↓	—
Cycle4	↓	—	↓		—	—	↑
Cycle5	↓	—	↓	—		—	—
Cycle6	↓	—	—	—	—		—
Cycle7	—	↑	—	↑	↑	↑	

Figure 2.2.4-15: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

La Figure 2.2.4-13 indique que les terres assolées sont les moins riches en zinc et que les prairies permanentes et alpages ont des teneurs moyennes en zinc très semblables et plus élevées que dans les terres assolées.

Aucune évolution significative depuis le début du FRIBO n'est à relever dans les alpages et les terres assolées. Pour toutes les utilisations du sol, la teneur en zinc du 2^e cycle est toujours significativement plus faible que celle du 1^{er} cycle. En revanche, les teneurs en zinc du 7^e cycle sont toujours significativement plus élevées que celles du 2^e cycle pour toutes les utilisations, bien que cette augmentation reste marginale. Le fait que les teneurs moyennes en Zn des 1^{er} et 3^e cycles soient plus élevées pour les trois catégories d'utilisation du sol laisse penser qu'il s'agit de déposition atmosphérique ou d'un problème analytique. Le réseau NABO observe également une augmentation, mais plus marquée que dans le FRIBO, des teneurs en zinc au fil du temps (Gubler et al, 2022). Les moyennes en zinc des prairies permanentes et des terres assolées sont par ailleurs beaucoup plus élevées dans le réseau NABO que dans le FRIBO.

Les quantités de Zn déposées par les apports atmosphériques ont diminué entre 1990 et 2005 d'environ 16% (Thöni et al., 2008), puis encore de 32 % entre 2005 et 2010 (OFEV, 2013). Les autres sources d'apports sont les produits phytosanitaires, les boues d'épuration, le trafic routier par l'usure des pneus, les usines d'incinération et usines métallurgiques, mais aussi et surtout les engrais de ferme (Keller et al., 2005). Tout comme le Cu, des additifs en Zn sont très présents dans l'alimentation animale et l'importance du cheptel influence aussi la quantité de zinc épandu sur la surface de l'exploitation. Dans les recommandations du livre jaune (Agroscope, 2005), les apports de Zn dans l'alimentation des porcs sous forme d'additifs ont baissé de 20% à 30% par rapport à l'édition de 1993.

Appréciation selon la valeur indicative

La Carte 2.2.4-7 montre qu'un site a des teneurs qui dépassent la valeur indicative. Il s'agit d'un alpage. Ce dépassement est visible depuis le 4^e cycle et sa cause n'est pas géogène.

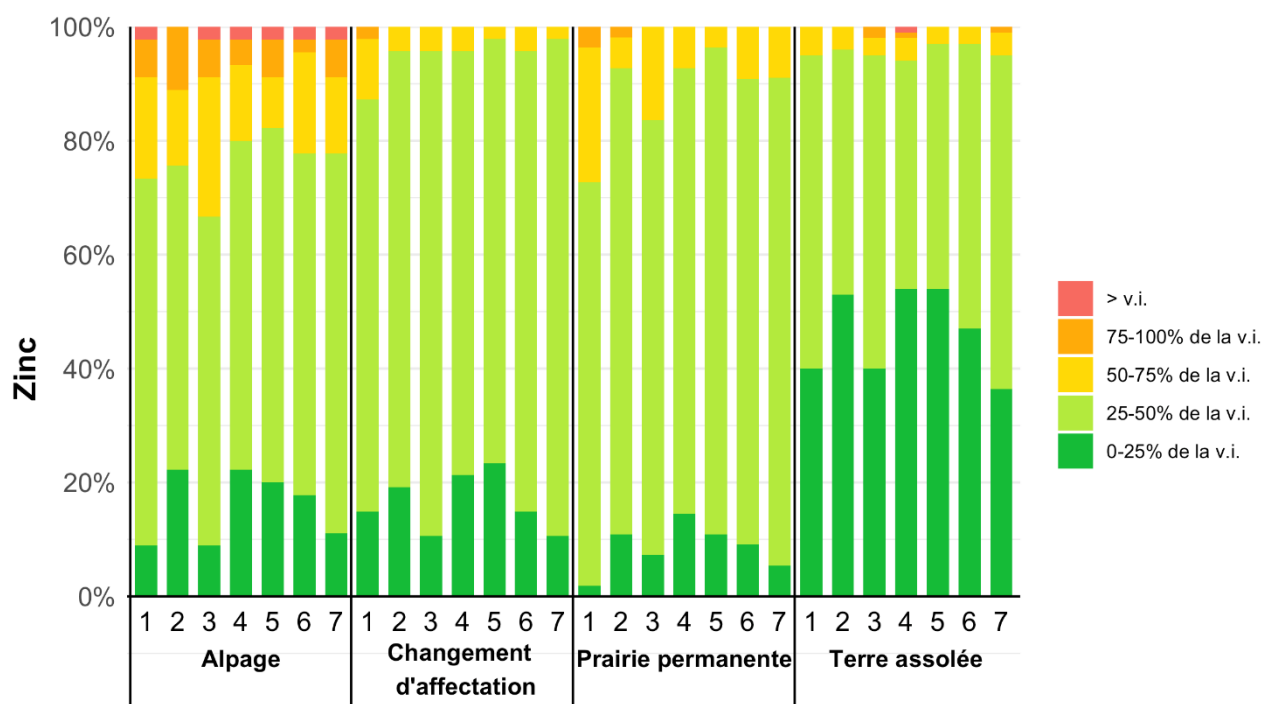


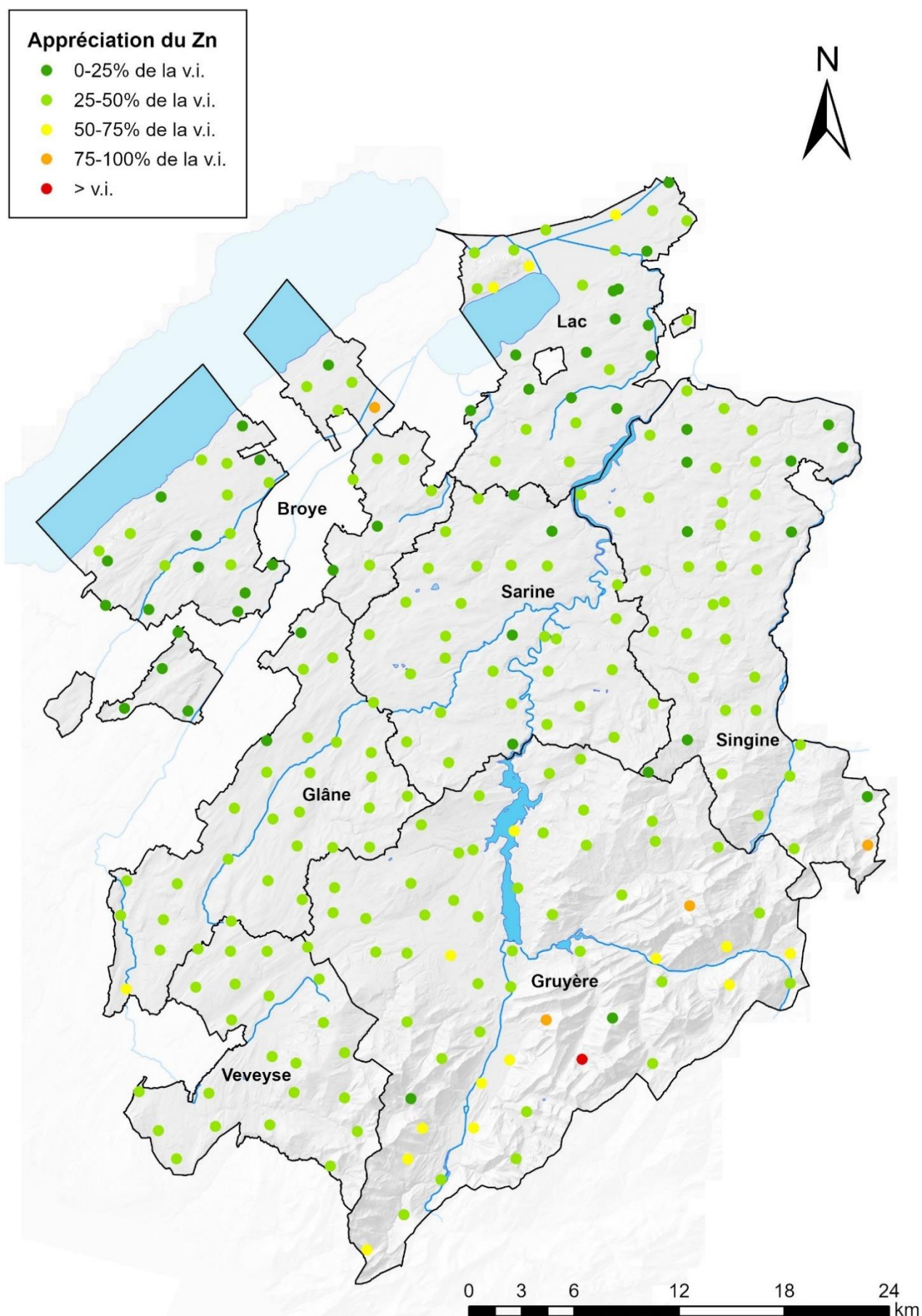
Figure 2.2.4-16: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol.

L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

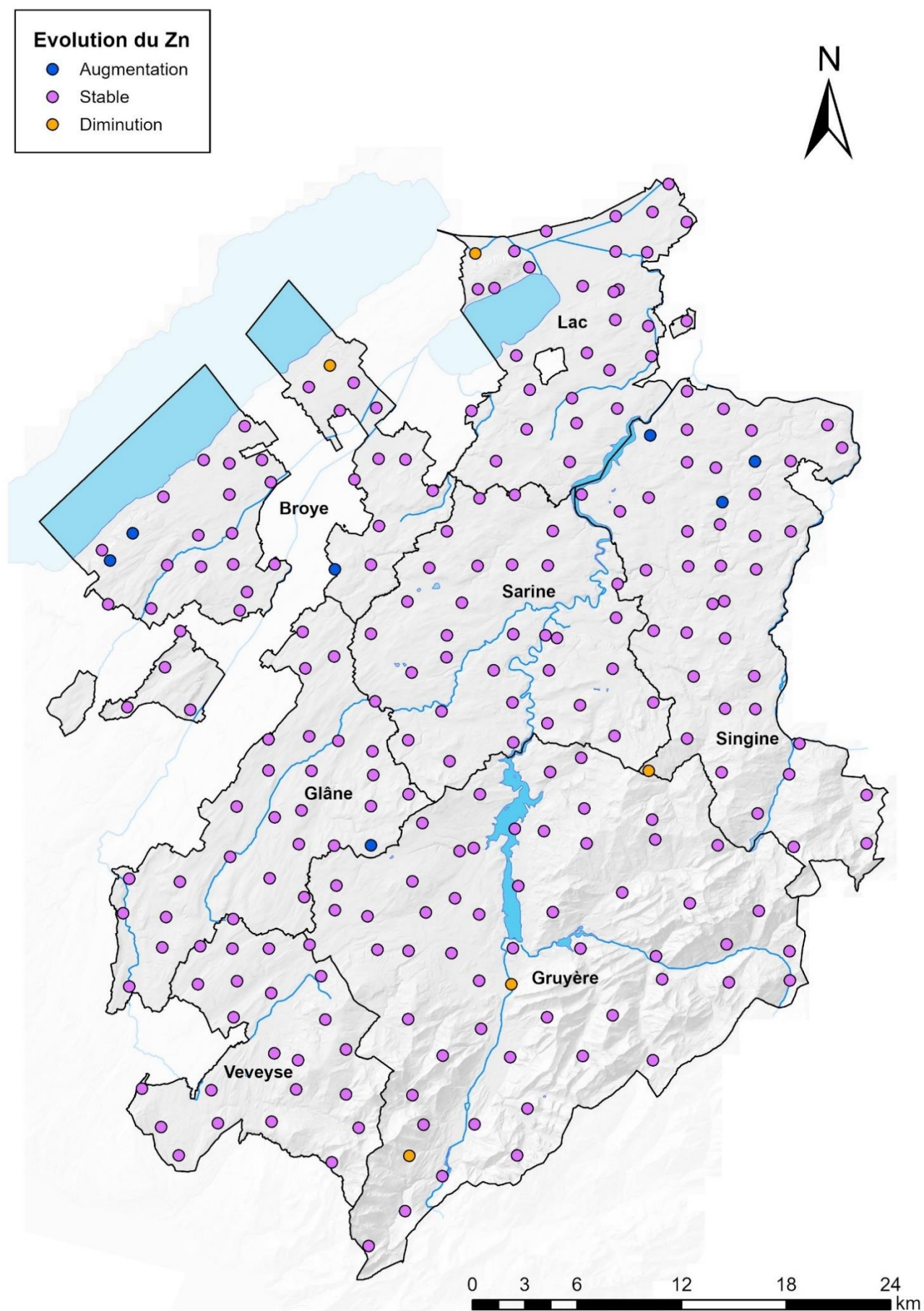
Evolution par site

5 sites présentent une diminution significative de leur teneur en Zn (Carte 2.2.4-8). Il s'agit de 2 alpages et de 3 terres assolées. Selon Keller et al. (2005), un bilan négatif du Zn est possible sur des exploitations épandant peu ou pas d'engrais de ferme. On peut donc estimer que c'est une diminution, voire un abandon de la fumure organique sur les parcelles concernées qui est la cause de ces diminutions de teneurs. Pour les zones d'estivage, cela peut correspondre à des charges en bétail à la baisse.

7 sites ont une augmentation des teneurs en zinc. Il s'agit de 5 terres assolées, d'un alpage et d'un site qui a changé d'affectation. Les sites accusant des augmentations de teneurs en zinc sur ces 35 dernières années restent toutefois des hausses modérées avec des valeurs restants en dessous des 60 ppm.



Carte 2.2.4-7 : Appréciation de la teneur en Zn - septième cycle (v.i = valeur indicative).



Carte 2.2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des sept cycles

2.2.5 Paramètres biologiques

Les analyses biologiques offrent un complément nécessaire aux analyses physico-chimiques en vue de dresser l'état de santé des sols. Elles sont fondamentales du point de vue de la conservation de la fertilité des sols sur le long terme. Une fertilité durable des terres implique que le sol soit capable de supporter les variations climatiques, et, jusqu'à un certain point, les utilisations imposées par certaines activités humaines qui lui sont préjudiciables. Cela implique qu'un sol vivant et résilient soit en place.

L'activité microbienne est primordiale pour la canalisation et la régulation des flux de matières et d'énergie dans les écosystèmes terrestres. Dans un sol équilibré, les populations microbiennes font office de réservoir d'éléments minéraux qui, maintenus dans les horizons supérieurs, sont protégés du lessivage et ainsi restitués intégralement aux plantes. Les microorganismes, par les transformations qu'ils opèrent sur la matière, ainsi que par leur action mécanique, déterminent de façon décisive la structure des sols, la création de matière humique et les échanges aqueux et gazeux. Ces organismes, par leur action sur le milieu, sont ainsi d'une grande importance pour la fertilité et la productivité des sols agricoles.

La grande sensibilité des microorganismes du sol aux perturbations du milieu, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, fait en sorte que certains paramètres de la vie microbienne tels que la biomasse, sa qualité et sa vitalité, représentent d'excellents indicateurs de la santé du système sol.

Dans ce rapport, nous étudions l'évolution de deux variables les plus importantes qui ont été décrites dans le rapport FRIBO sur l'évolution des paramètres biologiques (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003). Il s'agit de la biomasse ATP et de la minéralisation du carbone organique analysés selon Maire (1984).

Il existe peu de données sur les analyses biologiques des sols en Suisse et à l'étranger, et il y a encore moins d'expérience sur l'aptitude de ces mesures pour l'observation des sols à long terme. Les mesures biologiques récoltées par le FRIBO durant les 35 dernières années sont donc de grandes valeurs et riches d'enseignements.

2.2.5.1 Biomasse ATP

L'adénosine triphosphate (ATP) est contenue dans toutes les cellules vivantes. Etant donné que cette molécule est hydrolysée à la mort des cellules vivantes, il s'agit donc d'un bon marqueur pour les organismes vivants. Elle sert à la transmission et à la réserve d'énergie dans la plupart des réactions biochimiques. C'est donc un indicateur de la quantité d'énergie stockée par les microorganismes du sol, ce qui permet d'estimer la masse totale des microorganismes vivants par unité de sol. La biomasse ATP est positivement corrélée à la teneur en argile et en matière organique des sols.

Remarque préliminaire : une baisse de la biomasse des microorganismes, quel que soit le type d'utilisation du sol, avait été évoquée au cours du 4^e rapport FRIBO. À la suite de la reprise des procédés d'analyse ATP et CO₂ par le laboratoire Sol-Conseil en 2012, il y a lieu de constater que les mesures ATP étaient reparties à la hausse au 6^e cycle. La valeur moyenne pour les alpages, les terres assolées et les prairies permanentes est revenue au niveau du 1^{er} cycle. Cela indique que les résultats du 4^e et du 5^e cycle étaient probablement entachés d'erreur analytique. Une cause possible serait la durée de conservation très courte des enzymes utilisés pour extraire l'ATP, sous-estimant les mesures.

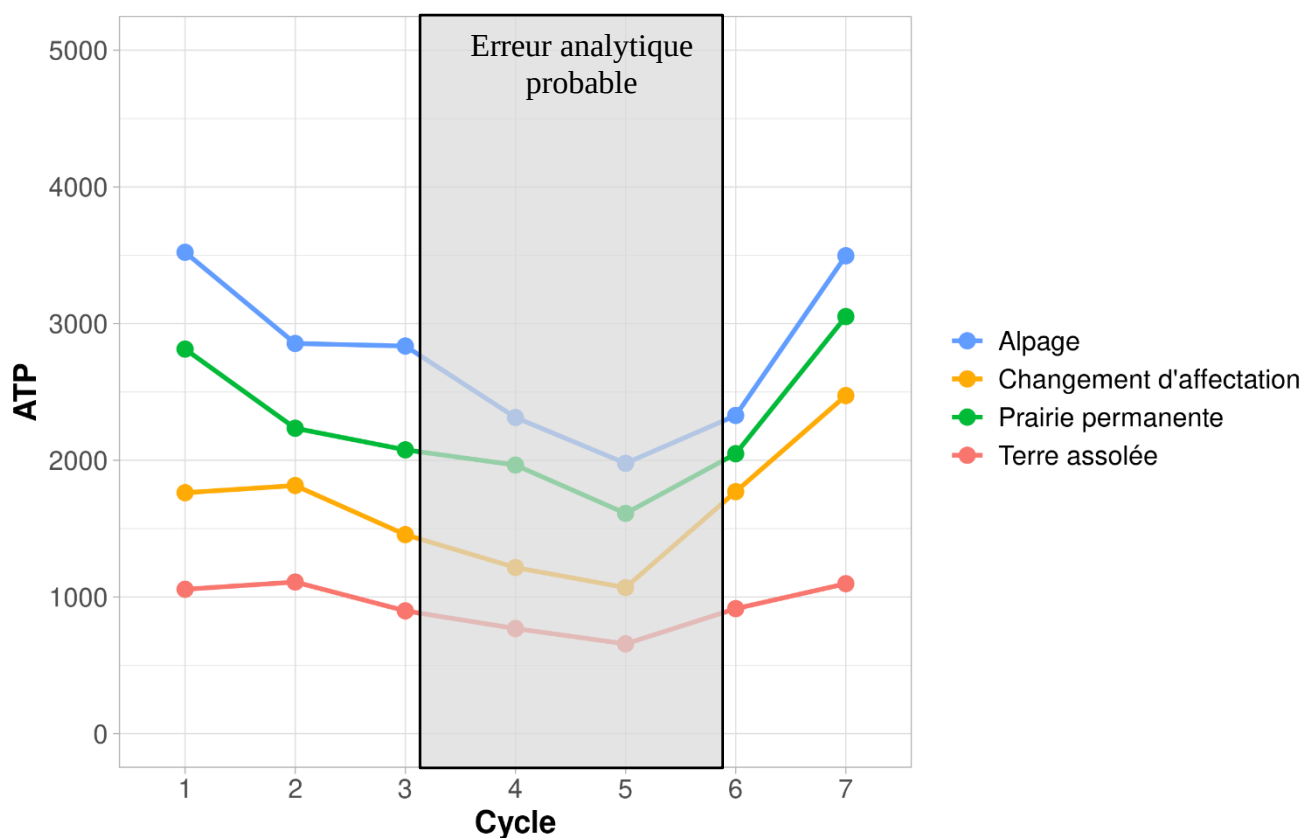


Figure 2.2.5-1 : Evolution générale de la biomasse ATP en fonction de l'utilisation du sol (en ng ATP/g de terre).

ATP	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	↓	↓	↓	↓	—
Cycle2	↓		—	—	↓	↓	↑
Cycle3	↓	—		—	↓	↓	↑
Cycle4	↓	—	—		—	—	↑
Cycle5	↓	↓	↓	—		—	↑
Cycle6	↓	—	—	—	↑		↑
Cycle7	—	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.5-2: Evolution de la teneur ATP entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

ATP	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	↓	↓	—	↑
Cycle2	—		—	↓	↓	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	↑
Cycle4	—	↓	—		—	↑	↑
Cycle5	↓	↓	—	—		↑	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		↑
Cycle7	—	—	—	↑	↑	—	

Figure 2.2.5-3: Evolution de la teneur en ATP entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

Les terres assolées sont caractérisées par une flore microbienne plus faible comparativement aux sols situés dans les prairies permanentes et les alpages (Figure 2.2.5-1). Comme le mentionnent Rossier & Dessureault-Rompré (2003) dans leur rapport sur les paramètres biologiques, ces différences proviennent des teneurs en matière organique des sols et de la mise en culture. Dans les terres assolées, les sols sont travaillés intensivement et la biomasse racinaire fluctue énormément, ce qui perturbe l'activité naturelle des microorganismes.

Il n'y a eu aucune baisse significative, entre le 1^{er} et le 7^e cycle pour les alpages, les prairies permanentes et les terres assolées. Une augmentation significative au 7^e cycle a eu lieu pour les alpages, les prairies permanentes et les sites qui ont changé d'affectation par rapport à tous les autres cycles, à l'exception du 1^{er} cycle. En revanche, aucune évolution significative n'a été constatée pour les terres assolées. L'augmentation de la matière organique dans les prairies permanentes, les alpages et les sites qui ont changé d'affectation ainsi que l'augmentation des températures au 7^e cycle ont stimulé la biomasse microbienne et pourraient expliquer en partie cette hausse de biomasse ATP.

Etant donné l'incertitude quant à la justesse des mesures ATP pour le 4^e et 5^e cycle, les outils statistiques habituellement utilisés pour créer les cartes et graphiques du rapport FRIBO n'ont pas été appliqués à ces données.

2.2.5.2 Minéralisation du carbone organique

La minéralisation du carbone organique donne une évaluation de la quantité de matière organique minéralisée au cours de l'incubation (travail effectué par la biomasse pendant la durée de l'incubation). Il s'agit de la somme de CO₂ dégagé durant les 15 jours d'incubation converti en son équivalent de matière organique. Cette valeur résume bien les trois mesures de l'activité respiratoire qui ont été analysées dans le rapport sur les paramètres biologiques (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003). Une bonne valeur de minéralisation du carbone organique est primordiale pour que les engrais de ferme, résidus de récolte, et couverts végétaux soient décomposés rapidement, en vue de rendre disponibles les éléments nutritifs pour la croissance des plantes.

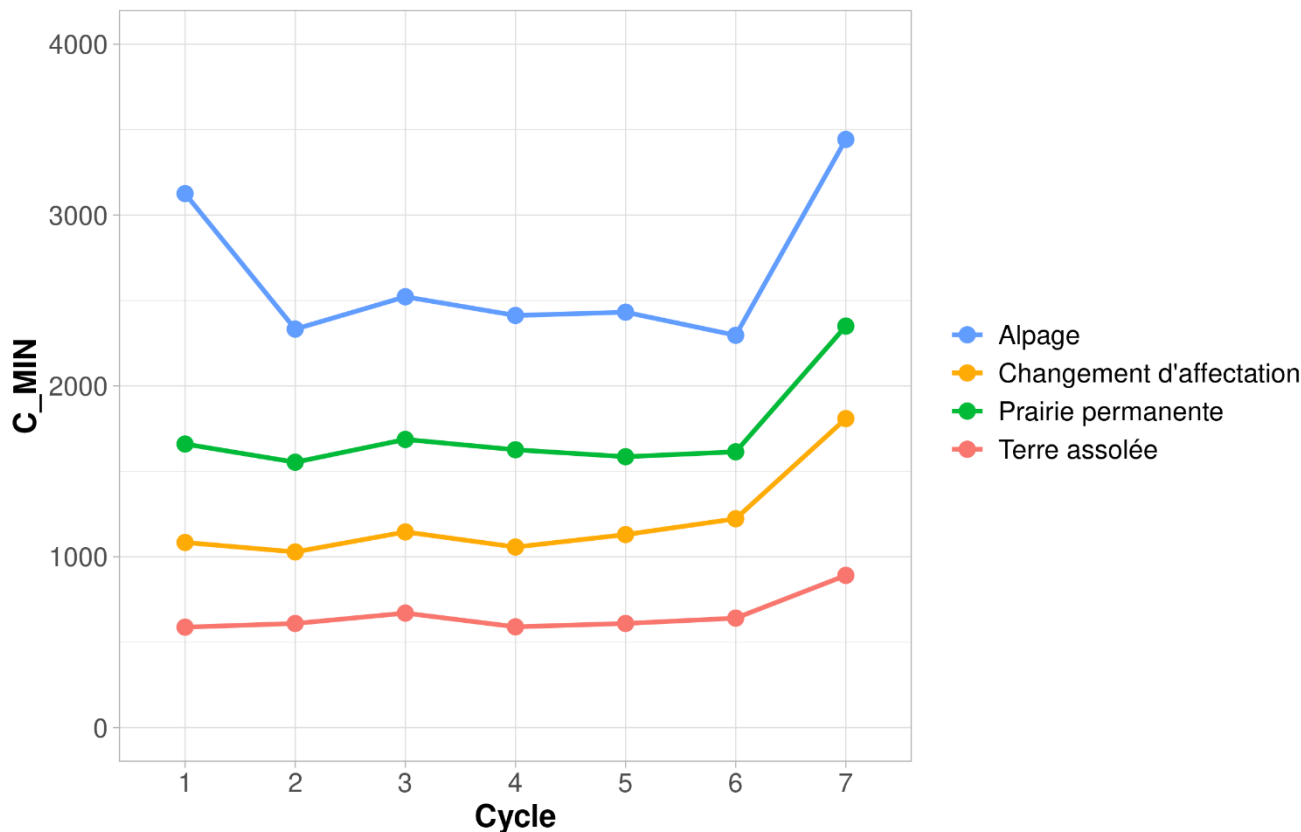


Figure 2.2.5-4 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique en fonction de l'utilisation du sol (en µg MO/g de terre).

C_MIN	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		↓	↓	↓	↓	↓	↑
Cycle2	—		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	↑
Cycle4	—	—	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.5-5 : Evolution de la minéralisation du carbone organique entre les cycles pour les alpages (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

C_MIN	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4	Cycle5	Cycle6	Cycle7
Cycle1		—	—	—	—	—	↑
Cycle2	—		—	—	—	—	↑
Cycle3	—	—		—	—	—	↑
Cycle4	—	—	—		—	—	↑
Cycle5	—	—	—	—		—	↑
Cycle6	—	—	—	—	—		↑
Cycle7	↑	↑	↑	↑	↑	↑	

Figure 2.2.5-6: Evolution de la minéralisation du carbone organique entre les cycles pour les terres assolées (en rouge) et les sites qui ont changé d'affectation (en jaune).

La minéralisation du carbone organique effectuée par la biomasse microbienne est dépendante de l'utilisation du sol (Figure 2.2.5-4). Une biomasse microbienne plus importante peut potentiellement minéraliser de plus grandes quantités de matière organique par gramme de sol sur une période de 15 jours. Les sols comprenant les prairies permanentes et les alpages sont donc caractérisés par un potentiel minéralisateur plus important, du fait que d'une part ils sont dotés en moyenne d'une plus grande teneur en matière organique et en argile, et d'autre part par l'effet de la présence constante de la prairie sur ces sols.

Les alpages ont subi une baisse significative de minéralisation du carbone organique entre le 1^{er} et le 2^e cycle de prélèvement. Ces valeurs de minéralisation sont restées stables jusqu'au 6^e cycle et le 7^e cycle est marqué par une forte augmentation significative. Concernant les prairies permanentes, les terres assolées et les sites qui ont changé d'affectation, les valeurs de minéralisation entre le 1^{er} et le 6^e cycle sont restées stables et ont, tout comme les alpages, connues une augmentation significative au 7^e cycle. L'augmentation de la matière organique dans les alpages, les prairies permanentes et les sites qui ont changé d'affectation au 7^e cycle couplée à l'augmentation de la température a fait augmenter la biomasse ATP des sols et son pouvoir minéralisateur.

3 Sols urbains

3.1 Méthodologie

3.1.1 Historique du réseau

Le Service de l'environnement (SEn) a mandaté Grangeneuve (Gn) pour effectuer la gestion du réseau d'observation des sols urbains. Les principaux objectifs de ce réseau sont l'acquisition d'informations sur la nature et l'état des sols sur des sites sensibles (parcs publics, places de jeux, jardins familiaux et certains espaces verts) et d'une façon plus générale l'analyse de la pollution diffuse dans les agglomérations du canton de Fribourg ainsi que de le suivi de son évolution dans le temps. Ce réseau permet de compléter le réseau du FRIBO agricole, ce dernier ne permettant pas l'extrapolation des résultats aux zones urbaines.

Les prélèvements du 1^{er} cycle ont eu lieu de 2004 à 2006. Le cycle 2 comprend les années 2007 à 2011, le cycle 3 les années 2012 à 2016 et le cycle 4 les années 2017 à 2021. Nous présentons ici les résultats des quatre cycles. Les critères de choix des sites urbains ont été décrits dans le quatrième rapport FRIBO (Rossier et al., 2007).

3.1.1.1 Tableaux de fréquence

Les graphiques d'évolution, les statistiques et les matrices de résultats présentés dans les parties suivantes sont identiques à ceux utilisés dans le cadre du FRIBO agricole. Concernant les graphiques d'interprétations, pour le phosphore et le potassium, les classes de fertilité sont définies selon les PRIF (Sinaj et Richner, 2017). Pour les métaux lourds, le niveau de pollution est exprimé selon un pourcentage de la valeur indicative (OSol, 1998 révisée en 2016).

3.1.2 Description des sites

Les 53 sites initiaux se répartissent dans les communes de Fribourg, Givisiez, Villars-sur-Glâne, Marly, Granges-Paccot, Romont, Morat, Estavayer-le-Lac, Châtel-St-Denis, Flamatt et Bulle et sont classés dans la suite du rapport par utilisation du sol.

Les tableaux ci-dessous représentent la répartition des sites sélectionnés selon la commune et leur utilisation du sol. La Carte 3.1.2-1 localise tous les sites urbains dans le canton de Fribourg selon leur type d'utilisation du sol.

Tableau 3.1.2-1 : Distribution des sites en fonction de la commune

Communes	Nombre de sites
Fribourg et environs	25
Bulle	7
Estavayer-le-Lac	3
Morat	4
Romont	5
Châtel-St-Denis	2
Düdingen	4
Flamatt	1
Total	51

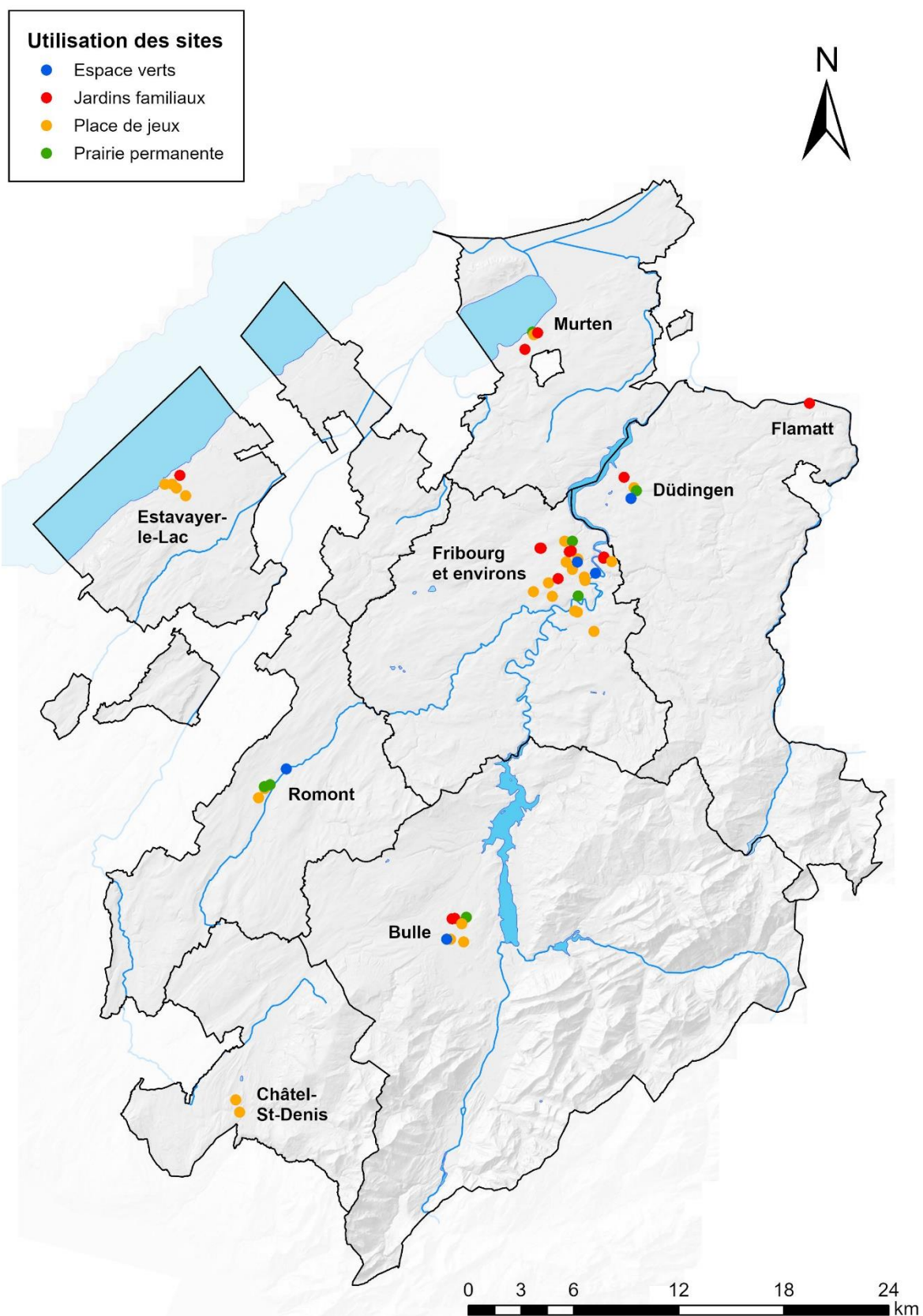
Tableau 3.1.2-2: Distribution des sites en fonction de leur utilisation

Utilisation des sites	Nombre de sites
Places de jeux	24
Jardins familiaux	14
Espaces verts	6
Prairies permanentes	7
Total	51

Dans le dernier rapport, nous mentionnions qu'un site utilisé comme jardin familial à Estavayer-le-Lac avait été laissé à l'abandon ; ce site est toujours partiellement recouvert de forêt au 4^e cycle. L'échantillonnage n'a donc pas été effectué ni en 2013, ni en 2018 et ce site n'a, à ce jour, toujours pas été remplacé. Un espace vert en ville de Bulle est, pour sa part, pâturé par des moutons depuis 2014 ; il a dès lors été considéré comme une prairie permanente. A cela s'ajoutait une place de jeux à Estavayer qui, pour des raisons inconnues, n'avait pas été échantillonnée en 2015. Ce site a de nouveau été prélevé en 2021.

Par rapport au cycle précédent, deux changements supplémentaires ont eu lieu. Deux places de jeux de la ville de Fribourg ont disparu : l'une est devenue un espace vert et l'autre a été bétonnée. Pour remplacer ce dernier site, un nouveau site sur une autre place de jeux a été défini dans le même quartier en 2023. Les statistiques ont donc été faites sur 51 sites répartis en quatre types d'utilisation du sol selon le

Tableau 3.1.2-2. Des informations détaillées concernant ces sites sont présentées dans le rapport d'inventaire FRIBO urbain (Poget & al., 2004).



Carte 3.1.2-1 : Localisation et utilisation des sites du FRIBO urbain

3.2 Résultats

Nous présentons dans ce chapitre uniquement les éléments les plus significatifs et les plus problématiques au niveau de la santé et de l'environnement.

3.2.1 Phosphore

Le phosphore est un élément nutritif primordial à la croissance des plantes, mais pouvant causer des problèmes d'ordre écologique lorsqu'il est épandu en très grande quantité. Peu lessivable, des quantités importantes de phosphore contenues dans les premiers centimètres du sol peuvent finir dans les eaux de surface par ruissellement ou à la suite d'érosion, ce qui provoque généralement l'eutrophisation des milieux récepteurs. Les normes de fumure sont souvent méconnues des personnes hors du milieu agricole.

3.2.1.1 Extraction CO₂

Les teneurs en phosphore solubles sont restées stables au cours du temps pour toutes les utilisations du sol. Selon les PRIF, la totalité des jardins familiaux sont classés comme « très riches ».

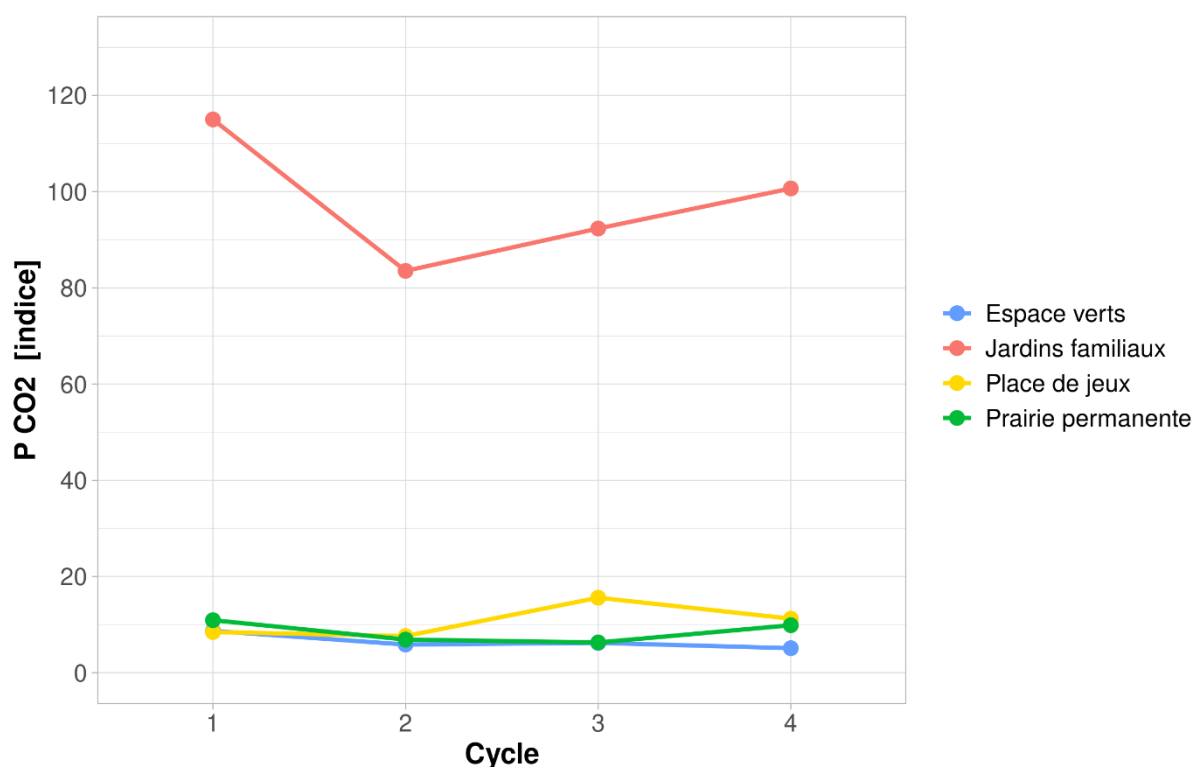


Figure 3.2.1-1 : Evolution du phosphore soluble par type d'utilisation du sol selon la méthode d'extraction CO₂.
Indice P 1.0 = 0.155 mg P/kg de terre.

P CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		↓	↓	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.1-2 : Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

P CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.1-3 : Evolution du taux de phosphore soluble entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

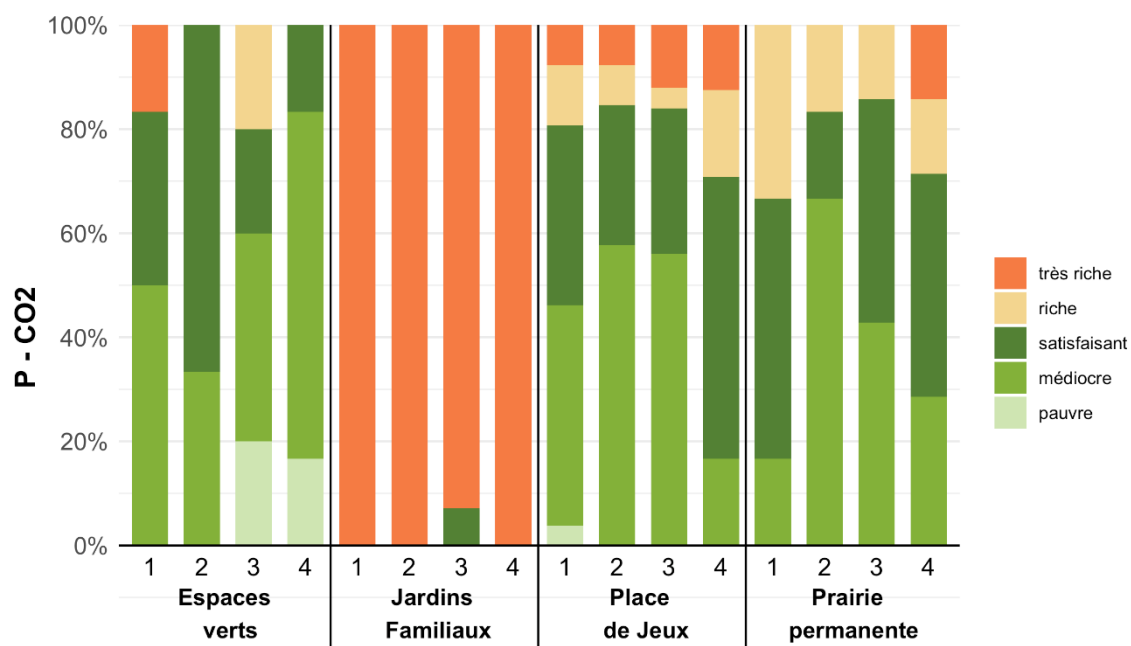


Figure 3.2.1-4 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du P CO₂ selon le barème PRIF 2017.

3.2.1.2 Extraction AAE10

Les jardins familiaux présentent toujours des teneurs de phosphore de réserve trop élevées même si une diminution significative a eu lieu entre le 1^{er} cycle et le 3^e cycle.

Malgré cette diminution significative des teneurs en phosphore de réserve entre le 1^{er} cycle et le 3^e cycle, une légère remontée des teneurs au 4^e cycle ne permet plus de mettre en évidence une diminution des teneurs en phosphore entre le 1^{er} et le 4^e cycle. Les teneurs en phosphore total sont restées significativement stables pour toutes les autres utilisations du sol entre le 1^{er} et le 4^e cycle.

Tous les jardins familiaux sont considérés selon les PRIF comme « très riche » en phosphore total. Certaines places de jeux et prairies permanentes présentent également des niveaux de phosphore très élevés.

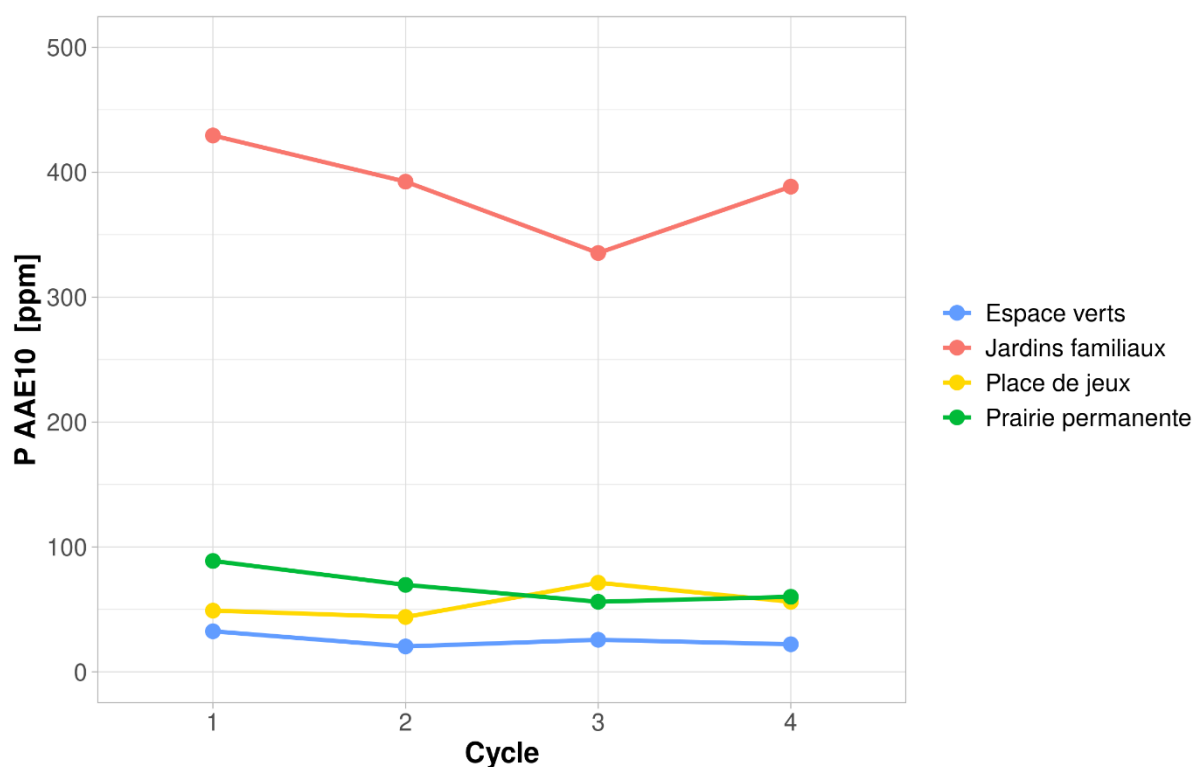


Figure 3.2.1-5: Evolution du phosphore de réserve en fonction de l'utilisation du sol selon la méthode d'extraction AAE10.

1 ppm= 1 mg P/kg de terre

P AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	↓	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.1-6: Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

P AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.1-7: Evolution du taux de phosphore de réserve entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

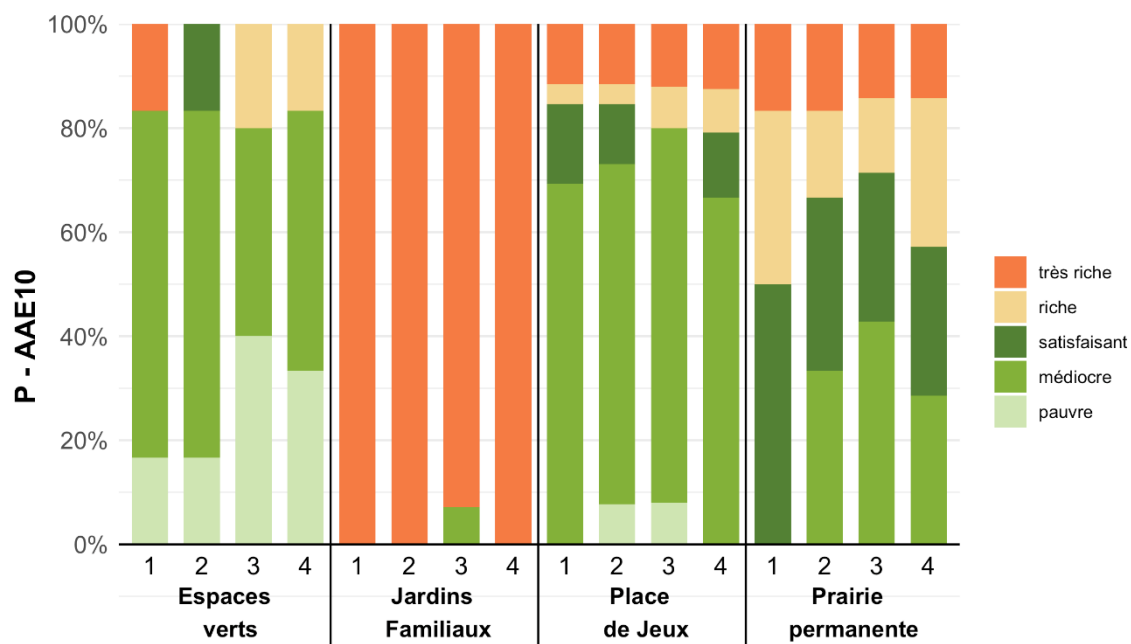


Figure 3.2.1-8: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017.

3.2.2 Potassium

3.2.2.1 Extraction CO₂

Les valeurs de potassium soluble les plus élevées se rencontrent également dans les jardins familiaux. La situation est cependant moins préoccupante que celle du phosphore. Pour les quatre utilisations du sol, les teneurs sont restées stables au cours des quatre cycles.

Environ 30% des jardins familiaux ont une teneur en potassium soluble « très riche ».

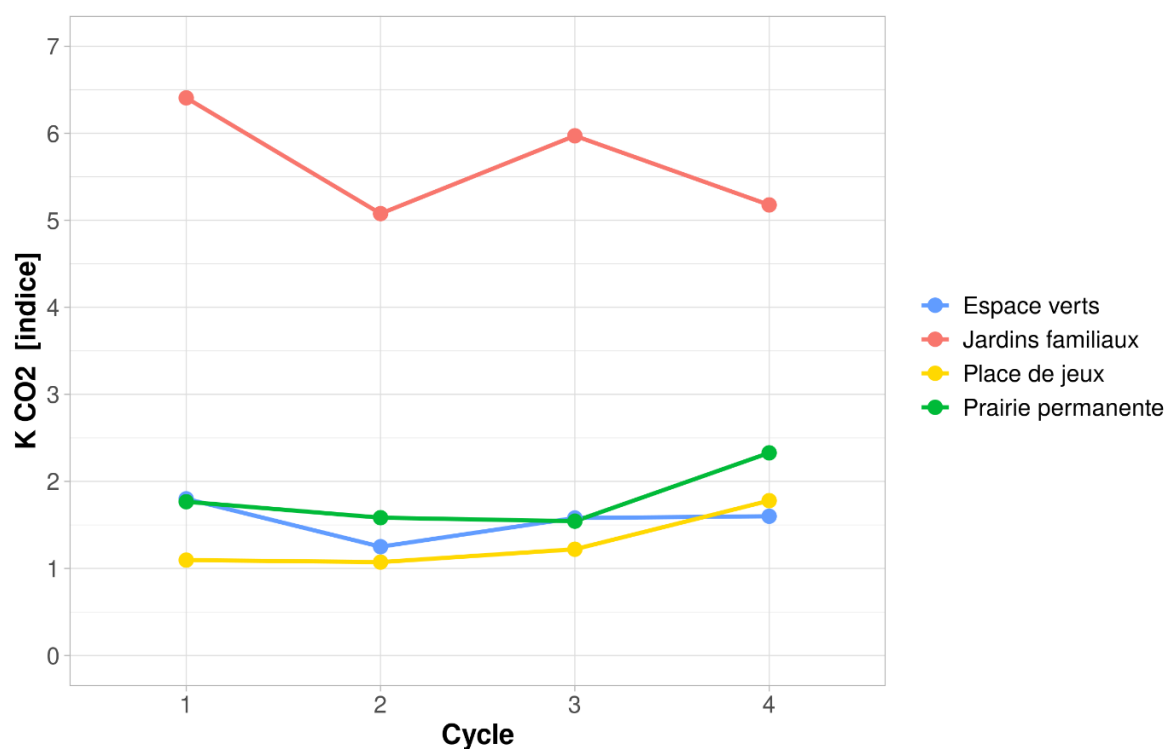


Figure 3.2.2-1 : Evolution du potassium soluble par type d'utilisation du sol selon la méthode d'extraction CO₂.

Indice K 1.0 = 8.3 mg K/kg de terre.

K CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.2-2: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

K CO ₂	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.2-3: Evolution du taux de potassium soluble entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

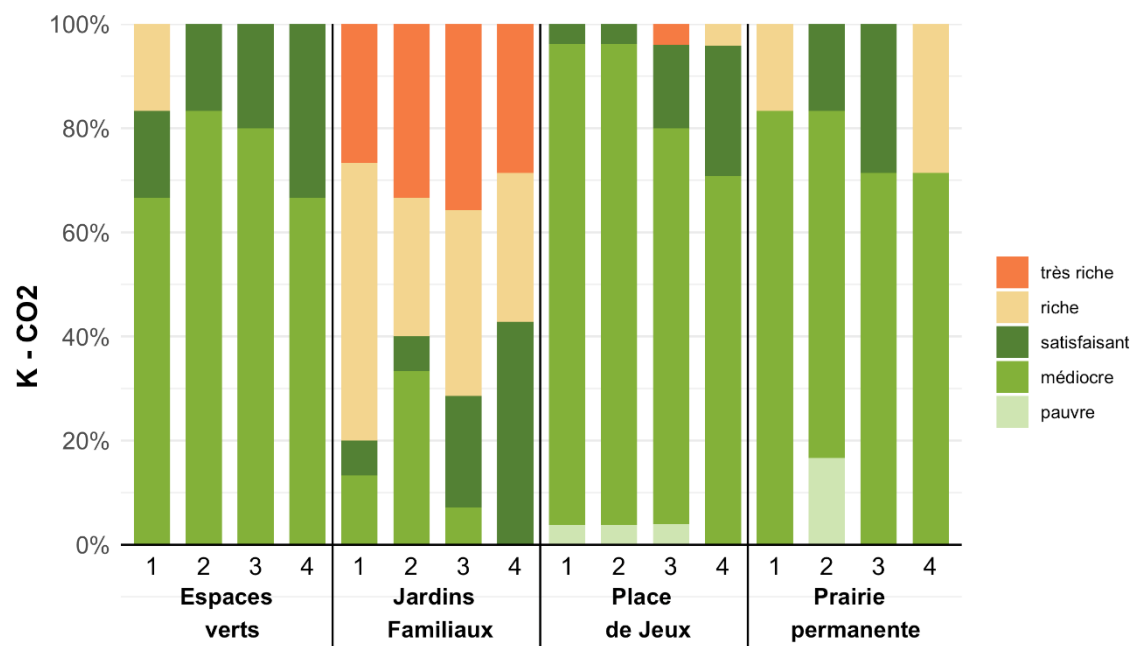


Figure 3.2.2-4: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème PRIF 2017

3.2.2.2 Extraction AAE10

Les teneurs en potassium de réserve sont restées stables depuis le 1^{er} cycle pour toutes les utilisations du sol avec des valeurs beaucoup plus élevées dans les jardins familiaux que dans les autres utilisations du sol. Environ la moitié des jardins familiaux peuvent être qualifiés de « riche » ou « très riche » en potassium de réserve, d'après le barème des PRIF. La stabilité des teneurs en potassium de réserve provient probablement du fait que, dans les terres assolées du canton de Fribourg, le potassium total contenu dans le sol, essentiellement sous forme de minéraux, est environ 100 fois supérieur au potassium de réserve selon la méthode AAE10 (Blanchet et al., 2017). Chaque année, une partie de ce potassium total est rendue disponible pour les plantes, du fait de l'activité biologique du sol.

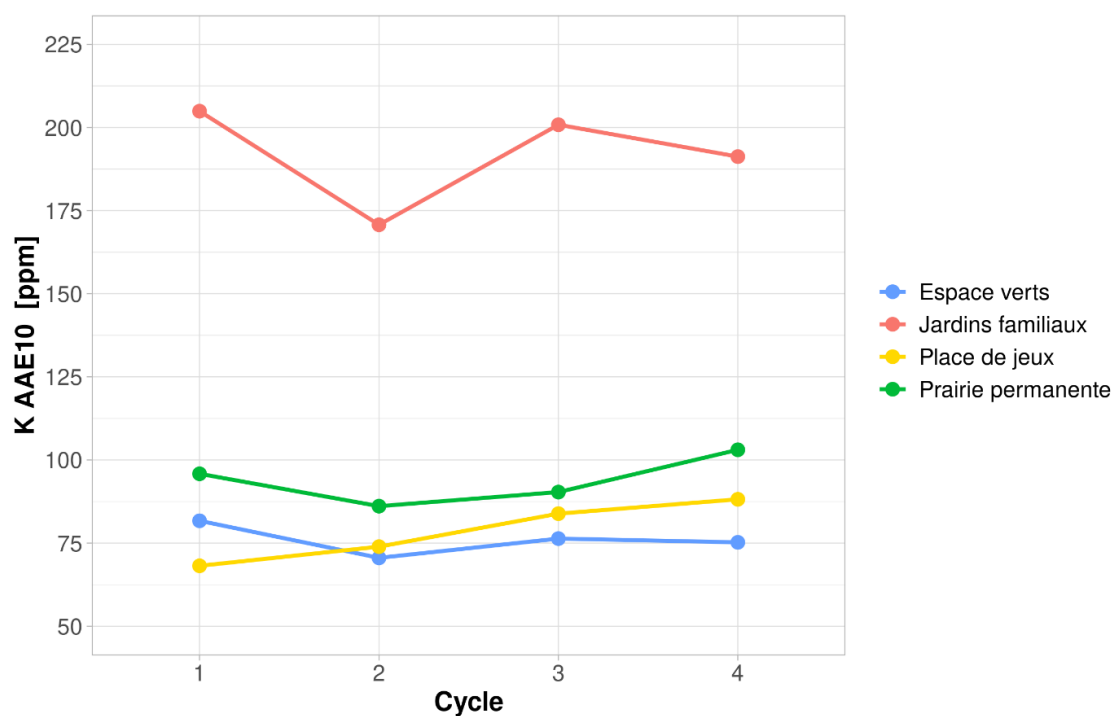


Figure 3.2.2-5 : Evolution du potassium de réserve par type d'utilisation du sol selon la méthode d'extraction AAE10.

1 ppm= 1 mg K/kg de terre.

K AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.2-6 : Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

K AAE10	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.2-7 : Evolution du taux de potassium de réserve entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

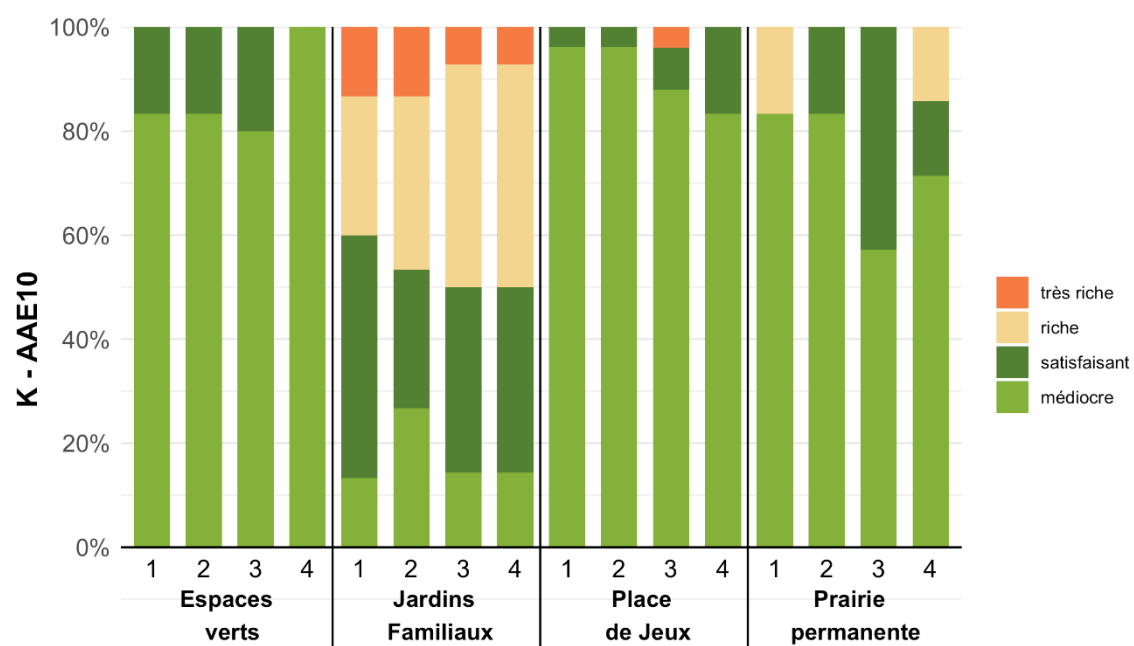


Figure 3.2.2-8 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017

3.2.3 Métaux lourds

Tableau 3.2.3-1 : Valeurs indicatives, seuils d'investigation et valeurs d'assainissement des principaux métaux lourds selon l'OSol en mg/kg de matière sèche de sol (ppm).

Polluants	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc	Mercure
Valeur indicative	0.8	50	40	50	50	150	0.5
Seuil d'investigation	2		150 ³		200		2 ⁴
Valeur d'assainissement	20		1000		1000	2000	2 ⁴ ou 20 ⁵

La valeur indicative de 25 ppm pour le cobalt a été supprimée dans l'OSol. Cela provient du fait que les valeurs observées en Suisse ne dépassent généralement pas cette valeur indicative, ce qui se confirme dans le cadre du FRIBO, où des valeurs maximales d'environ 10 ppm ont été observées, tant en zone agricole qu'en zone urbaine (Rossier et al., 2012). Pour rappel, la valeur indicative est la limite à partir de laquelle la teneur en polluant nécessite une surveillance de son évolution car le maintien de la fertilité du sol n'est plus garanti à long terme. La santé humaine n'est toutefois pas mise en danger. Si le seuil d'investigation est dépassé, le canton doit vérifier s'il y a un danger concret pour la santé humaine, des animaux ou des plantes. Si le danger est avéré, une restriction de l'utilisation du sol a lieu. L'utilisation du sol est considérée comme dangereuse pour l'humain, les animaux et les plantes lorsque la valeur d'assainissement est dépassée. L'utilisation du sol est alors interdite jusqu'à ce que les teneurs en polluant soient ramenées à un niveau permettant une exploitation sans danger.

³ le seuil d'investigation est fixé à 150 ppm pour les zones de production fourragère (prairies permanentes).

⁴ la valeur d'assainissement est fixée à 2 ppm pour les jardins familiaux et les places de jeux (risque d'ingestion) selon recommandation de l'OFEV en 2020. La valeur d'assainissement est égale au seuil d'investigation.

⁵ la recommandation de l'OFEV de 2019 est de 20 ppm pour l'agriculture et l'horticulture (plantes).

3.2.3.1 Cadmium

Aucun site urbain ne dépasse la valeur indicative en cadmium de 0.8 ppm (Figure 3.2.3-1).

Lors des cycles précédents, de nombreuses valeurs situées en-dessous de la limite de quantification avaient été arbitrairement fixées à 0 ppm. Grâce à l'acquisition d'un appareil plus performant par le laboratoire, la limite de quantification a pu être abaissée : plus aucune valeur à partir du cycle 3 n'est fixée à 0 ppm, et les écarts-types des valeurs des cycles 3 et 4 sont devenus sensiblement plus faibles que ceux des cycles 1 et 2 (Annexe 1). La concentration moyenne en cadmium a significativement augmenté pour toutes les utilisations du sol (sauf pour les espaces verts). Il s'agit, pour les raisons citées ci-dessus, d'un artefact analytique. Malgré cette légère hausse des moyennes, les valeurs en cadmium restent toutes très largement en dessous de la valeur indicative. Cette légère hausse pourrait être également en partie liée à l'utilisation d'engrais minéraux phosphatés.

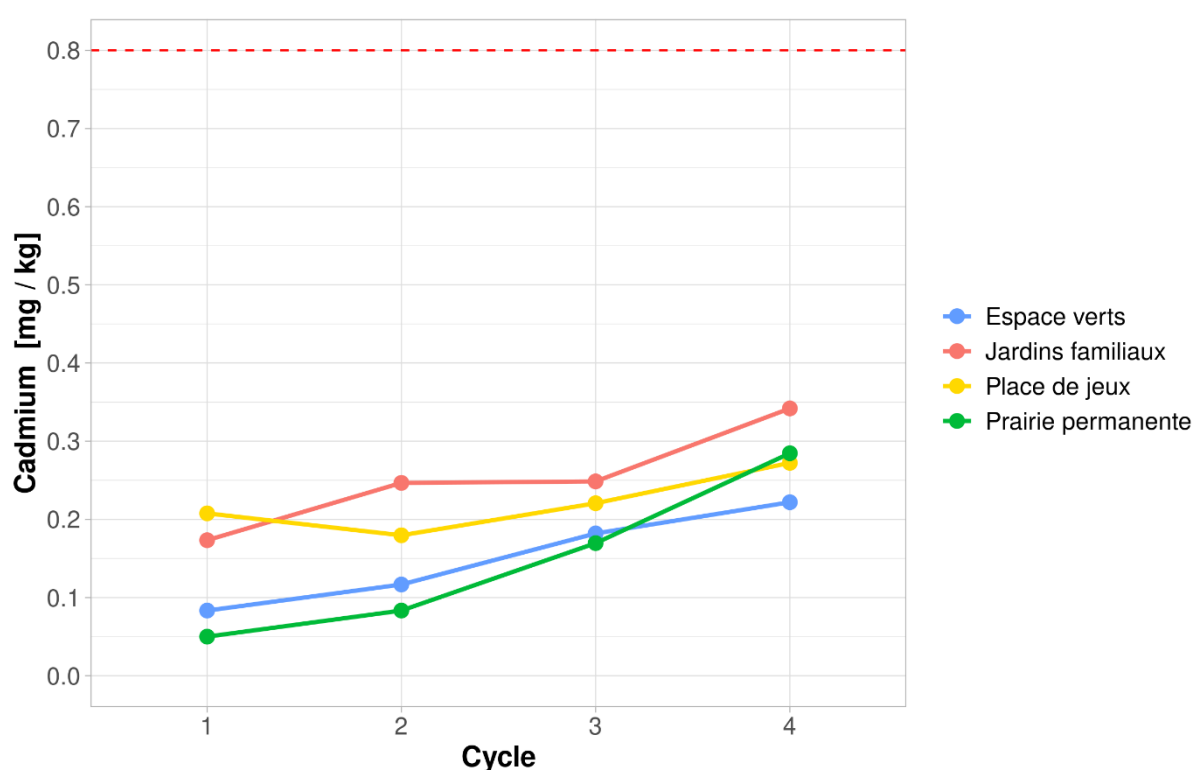


Figure 3.2.3-1 : Evolution des teneurs en cadmium des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative de l'OSol.

Cadmium	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	↑
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	↑	—	

Figure 3.2.3-2: Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

Cadmium	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	↑	↑	—	

Figure 3.2.3-3: Evolution du taux de cadmium entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

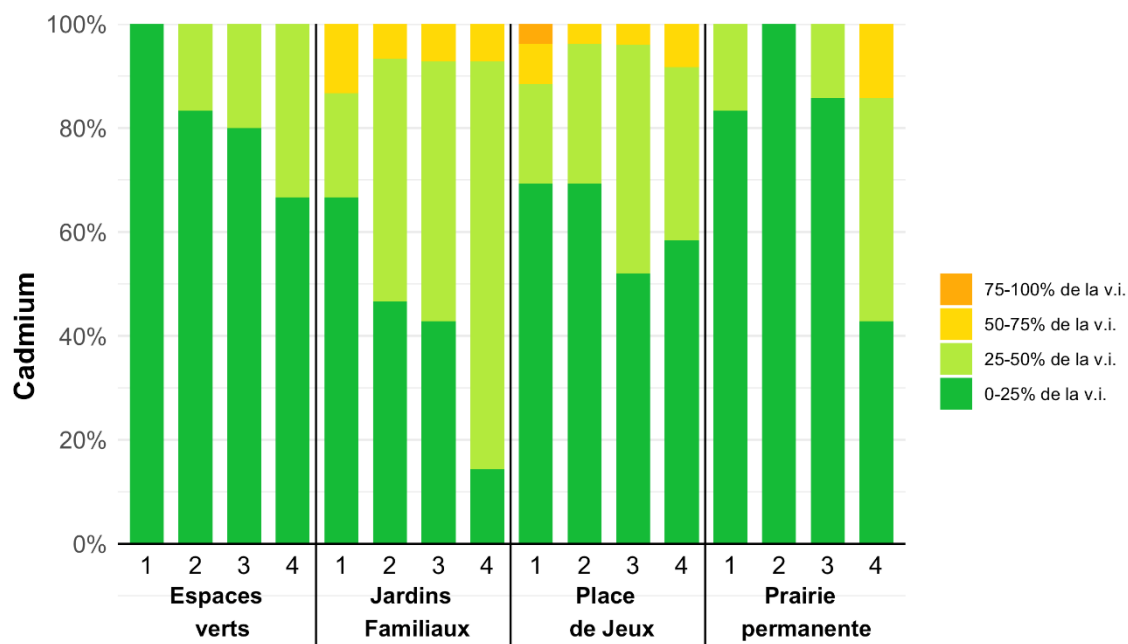


Figure 3.2.3-4 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cadmium selon l'OSol. L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

3.2.3.2 Chrome

Aucun dépassement de la valeur indicative du chrome, fixée à 50 ppm, n'est à constater en milieu urbain. C'est dans les jardins familiaux et les prairies permanentes que les concentrations en chrome sont les plus élevées. Cela est probablement dû à l'utilisation de cendres ou scories avant 1990. Les teneurs moyennes en chrome sont restées stables ces vingt dernières années pour toutes les utilisations du sol.

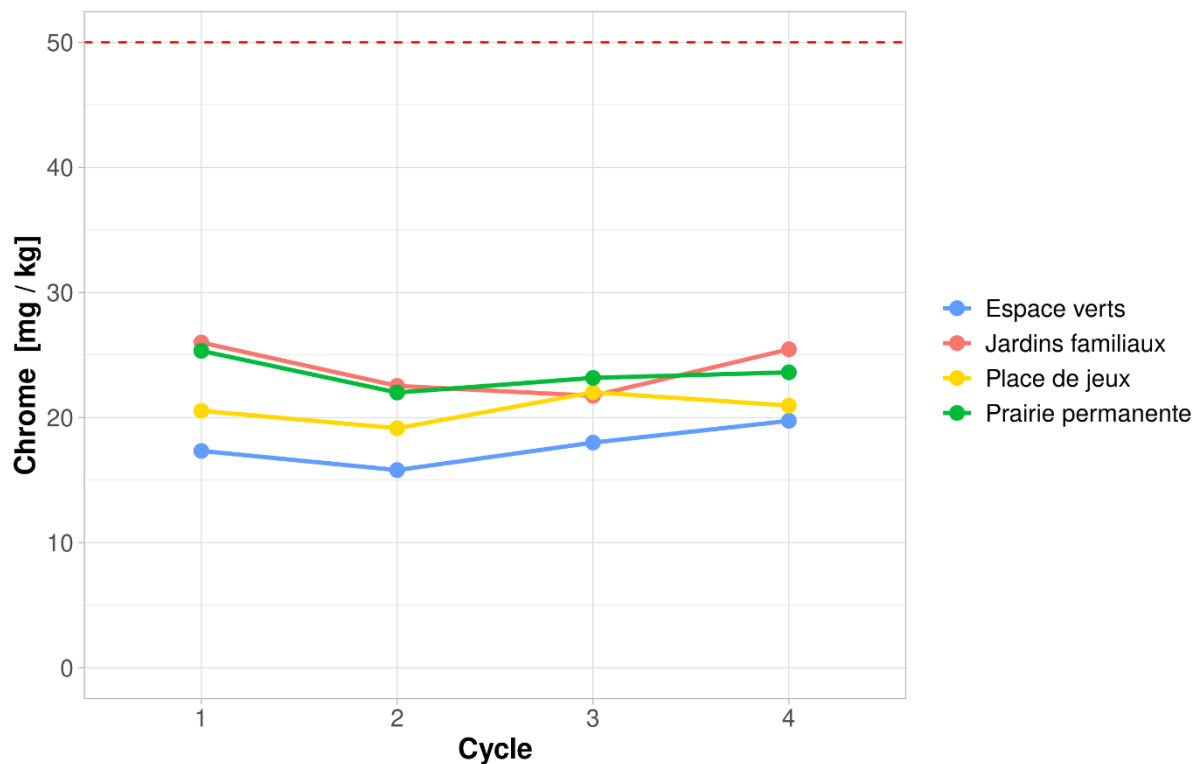


Figure 3.2.3-5 : Evolution des teneurs en chrome des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative de l'OSol.

Chrome	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		↓	↓	—
Cycle2	—		—	↑
Cycle3	—	↑		↑
Cycle4	—	↑	—	

Figure 3.2.3-6: Evolution du taux de chrome entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

Chrome	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	↓		—	↑
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-7: Evolution du taux de chrome entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

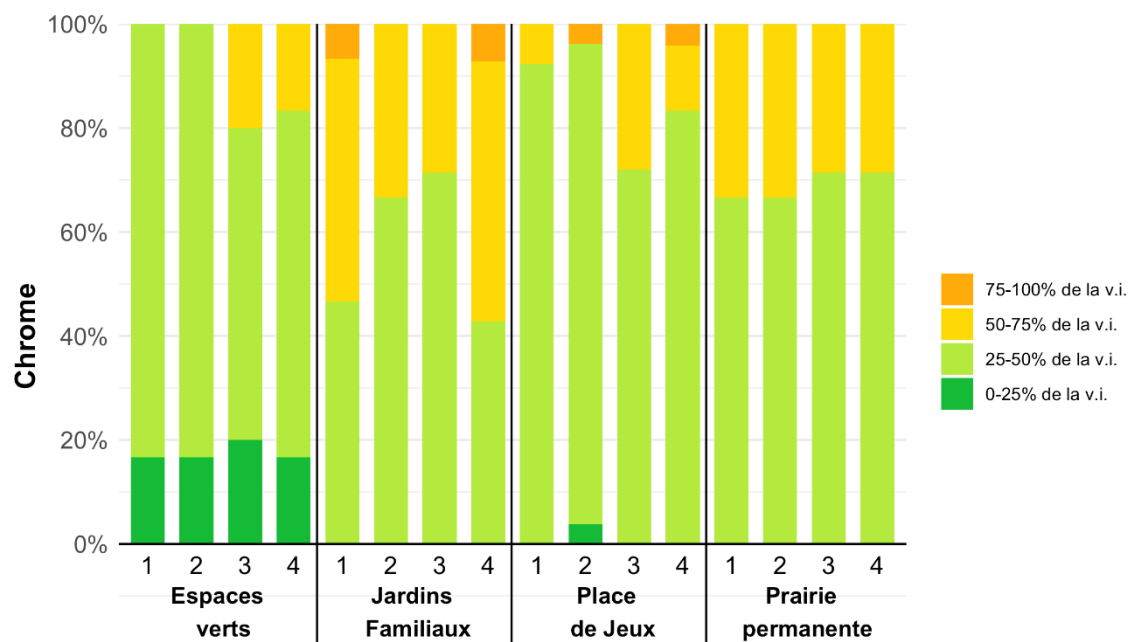


Figure 3.2.3-8: Pourcentage de sites d'après l'appréciation du chrome selon l'OSol.
L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

3.2.3.3 Cuivre

Les teneurs moyennes en cuivre pour toutes les utilisations du sol sont restées également stables ces vingt dernières années (Figure 3.2.3-9). Ce sont dans les jardins familiaux que l'on retrouve les teneurs les plus élevées.

Plusieurs sites dépassent la valeur indicative de 40 ppm. Il s'agit de deux places de jeux, de quatre jardins familiaux et d'un espace vert qui affiche une valeur supérieure au seuil d'investigation de l'OSol fixée à 150 ppm pour les cultures fourragères au 3^e cycle (Figure 3.2.3-12). Ce site accuse une forte baisse au 4^e cycle, restant toutefois au-dessus de la valeur indicative avec une valeur de 74 ppm. La variabilité dans le temps de la valeur obtenue pour ce dernier site est grande ; cela est probablement dû à la présence de cuivre sous forme particulière : des « pépites » de cuivre sont présentes dans le sol de manière hétérogène, ce qui fait beaucoup fluctuer les résultats des échantillonnages successifs. L'hypothèse d'un dépôt de matériel riche en cuivre sur ce site a été émise (Rossier et al., 2007).

Ces valeurs ne sont toutefois pas problématiques du point de vue de la santé humaine, la toxicité du cuivre étant faible. Il n'y a par ailleurs pas de seuil d'investigation se rapportant au risque par ingestion pour le cuivre dans l'OSol.

Environ 30 % des sols des jardins familiaux présentent des concentrations supérieures à la valeur indicative. L'administration de cuivre dans les produits de traitement - en particulier dans les fongicides - est, dans ce cas, très vraisemblable.

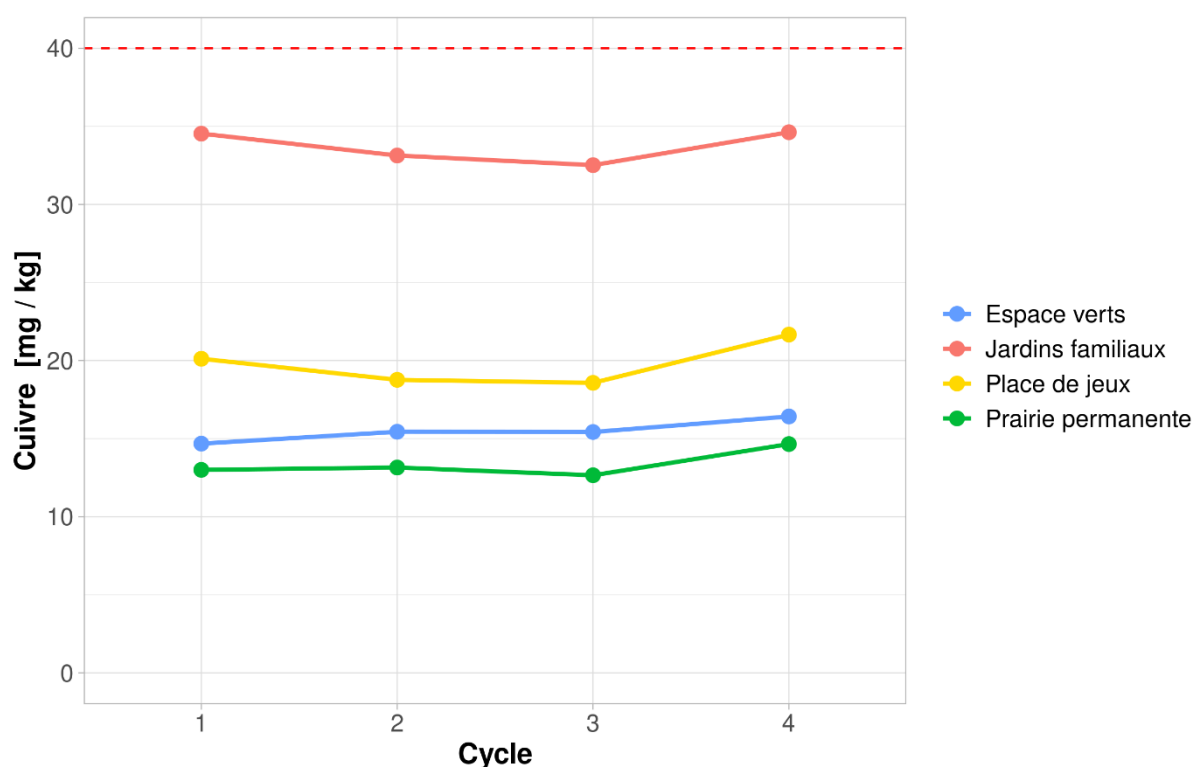


Figure 3.2.3-9 : Evolution des teneurs en cuivre des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative de l'OSol.

Cuivre	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		↑
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-10: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

Cuivre	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-11: Evolution du taux de cuivre entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

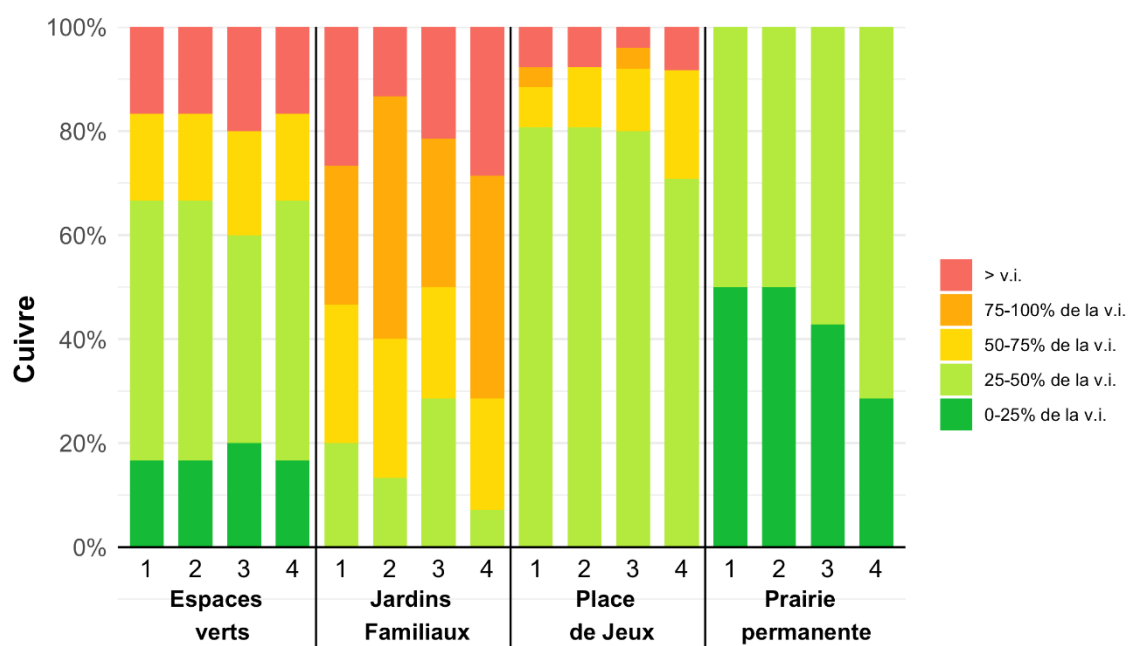


Figure 3.2.3-12 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol. L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

3.2.3.4 Nickel

Les concentrations moyennes en nickel sont restées stables pour toutes les utilisations du sol depuis le début des relevés en 2004. Une place de jeu a vu sa valeur indicative, fixée à 50 ppm par l'OSol dépassée (52 ppm). Ce site a une teneur en nickel s'approchant de la limite depuis le 1^{er} cycle. Cette teneur élevée pourrait être attribuable à l'utilisation d'engrais minéraux par le passé ou à la perte d'un objet contenant du nickel tel qu'un bijou. Les valeurs moyennes, généralement autour de 25 mg/kg, sont similaires à celles observées dans le cadre du FRIBO agricole. Elles sont également dans l'intervalle de 11 à 44 mg/kg mesuré dans le cadre du NABO (Gubler et al., 2022).

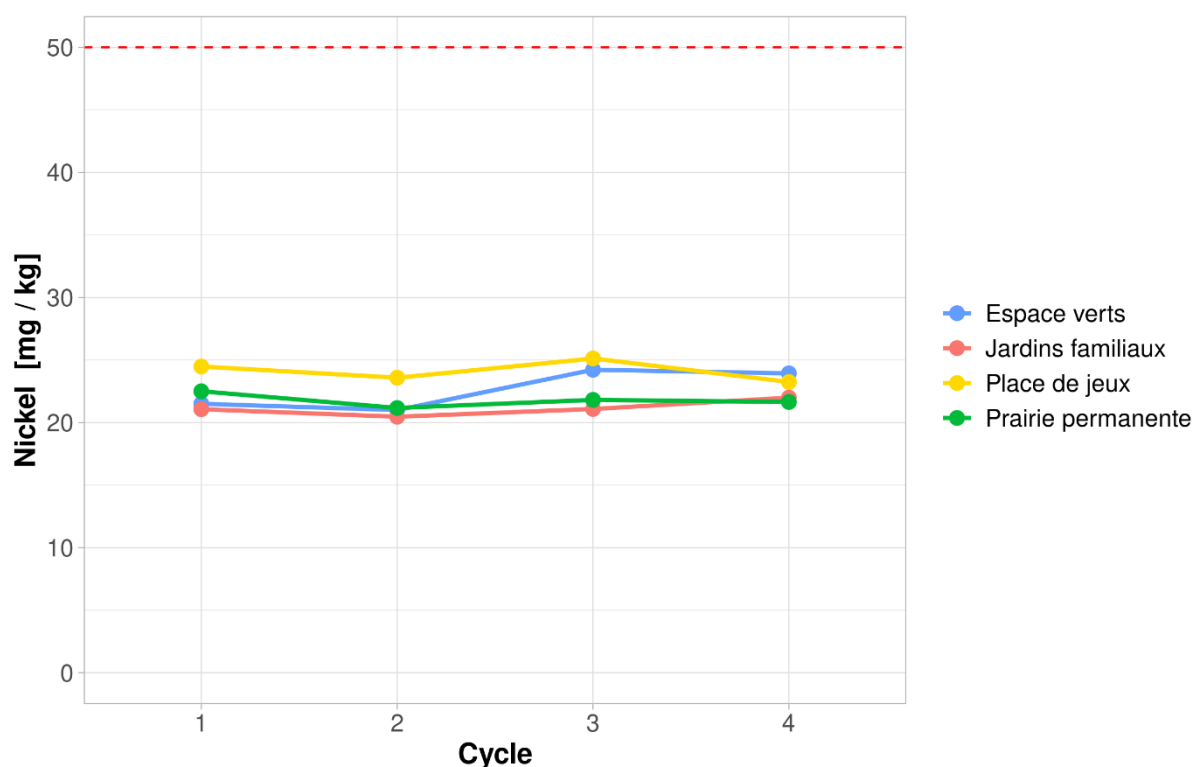


Figure 3.2.3-13 : Evolution des teneurs en nickel des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative de l'OSol.

Nickel	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-14: Evolution du taux de nickel entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

Nickel	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-15: Evolution du taux de nickel entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

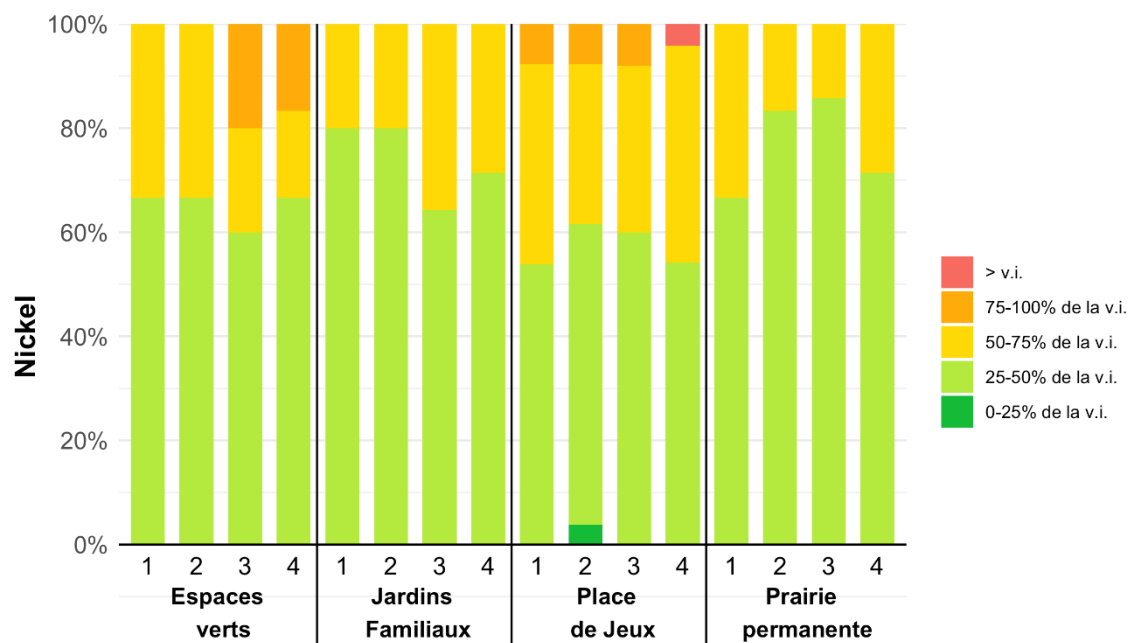


Figure 3.2.3-16 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du nickel selon l'OSol.
L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

3.2.3.5 Plomb

Jusqu'en 2000 (interdiction du plomb dans l'essence en Suisse), les retombées atmosphériques à la suite de la combustion d'essence qui contenait du plomb étaient une source de pollution des sols. Cependant, depuis 1985, date de l'introduction de l'essence sans plomb, l'apport de plomb dans les sols via les dépositions atmosphériques a diminué drastiquement (BAFU, 2018). Les concentrations dans les sites FRIBO ne sont toutefois pas encore à la baisse et restent stables depuis 20 ans. Cela peut être expliqué par le fait que le plomb est le polluant le moins mobile dans le sol (Baize, 1997). Par sa grande affinité avec la matière organique, il s'accumule à la surface des sols.

Les jardins familiaux présentent toujours les teneurs les plus élevées en plomb. Les raisons peuvent être les suivantes :

- > Utilisation pendant des décennies de compost dont la matière était issue de zones chargées en plomb, ou a été balayée sur des routes ou parkings
- > Avant 2000, utilisation d'eau de pluie collectée depuis les toits des bâtiments (dépositions de poussières atmosphériques contenant du plomb)
- > Epanchage de cendres issues de la combustion de déchets, par ex. de bois usagé (peintures contenant du plomb)

10 sites sur 51, répartis dans toutes les utilisations du sol, dépassent la valeur indicative (soit 20% de tous les sites). Les jardins familiaux sont les plus touchés, avec environ 30% des sites dépassant les 50 ppm. Un de ces jardins voit même le seuil d'investigation à 200 ppm dépassé depuis maintenant deux cycles consécutifs.

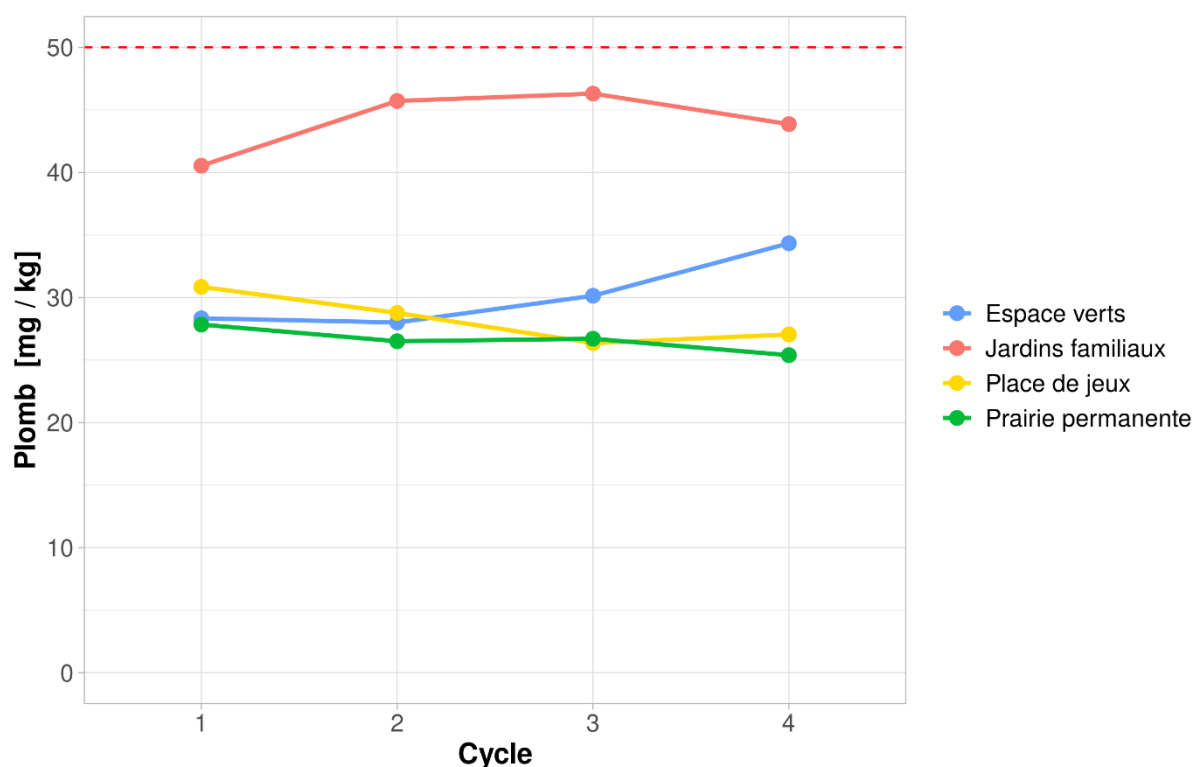


Figure 3.2.3-17 : Evolution des teneurs en plomb des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative de l'OSol.

Plomb	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-18: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

Plomb	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-19: Evolution du taux de plomb entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

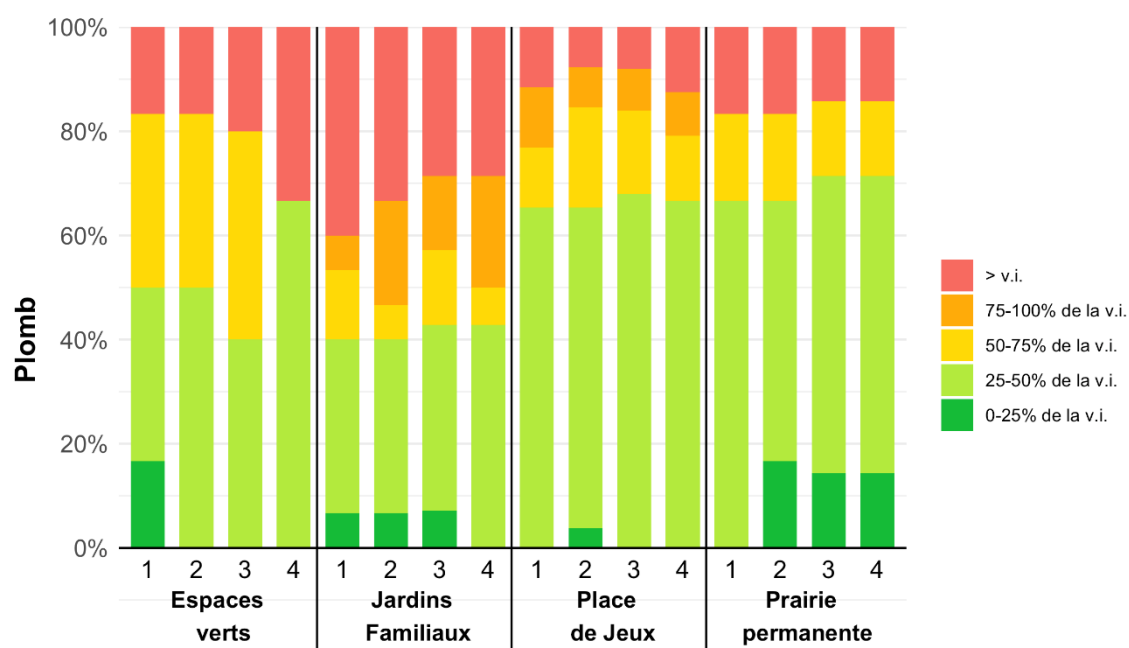


Figure 3.2.3-20 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du plomb selon l'OSol.
L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

3.2.3.6 Zinc

Ce sont les jardins familiaux qui présentent une nouvelle fois les teneurs en zinc les plus élevées (Figure 3.2.3-21). Les teneurs moyennes en zinc sont restées stables depuis le début de relevé en 2004 pour toutes les utilisations du sol.

La valeur indicative de 150 ppm est dépassée par deux jardins familiaux (Figure 3.2.3-24). Les raisons pour des teneurs élevées en zinc dans les jardins familiaux sont multiples. Le zinc est un élément de base dans la fabrication de certains fongicides. Les engrais minéraux peuvent également contenir du zinc. Les gouttières contiennent généralement du zinc qui, selon leur état d'usure, peut se retrouver dans l'eau collectée pour l'arrosage des jardins.

Ces éléments peuvent expliquer des teneurs en zinc plus élevées dans les jardins familiaux. En zone urbaine, les émissions de zinc proviennent majoritairement de l'abrasion des pneus et des plaquettes de freins (Reimann et al., 2014). L'industrie peut aussi être une source de pollution.

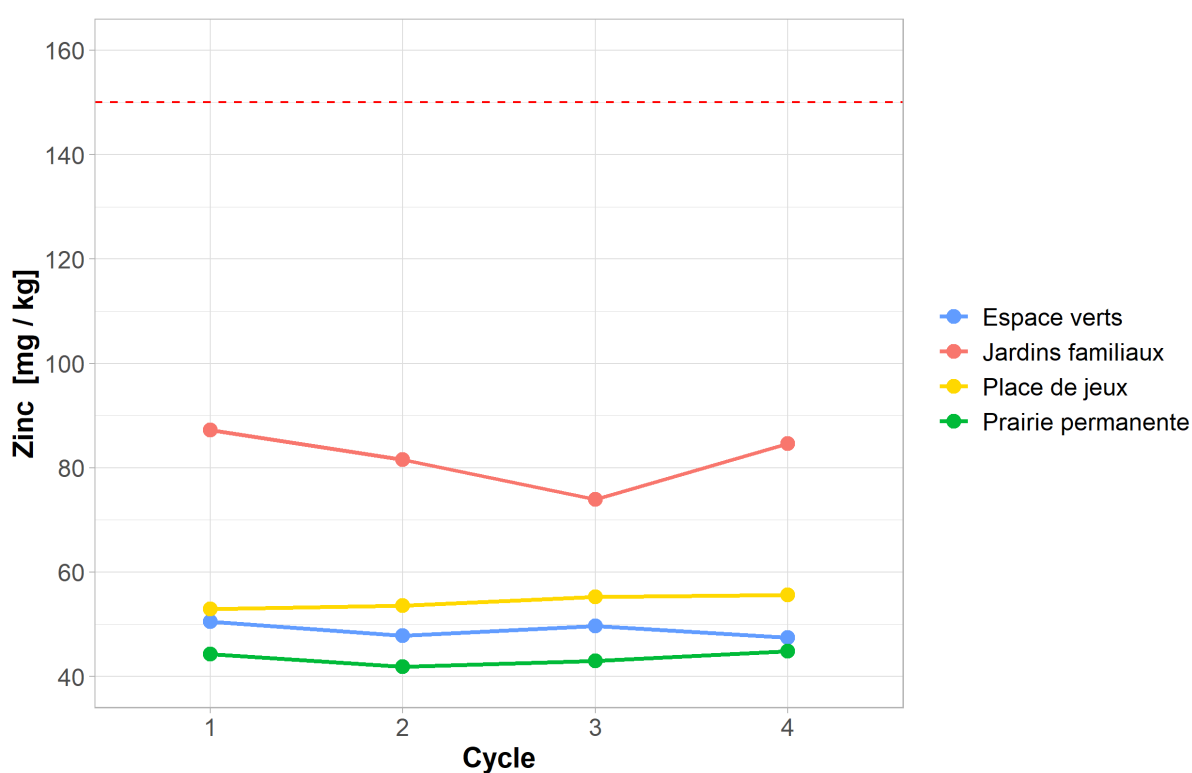


Figure 3.2.3-21 : Evolution des teneurs en zinc des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Le trait pointillé rouge fait référence à la valeur indicative de l'OSol.

Zinc	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		↑
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-22: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les jardins familiaux (en rouge) et les places de jeux (en jaune).

Zinc	Cycle1	Cycle2	Cycle3	Cycle4
Cycle1		—	—	—
Cycle2	—		—	—
Cycle3	—	—		—
Cycle4	—	—	—	

Figure 3.2.3-23: Evolution du taux de zinc entre les cycles pour les espaces verts (en bleu) et les prairies permanentes (en vert).

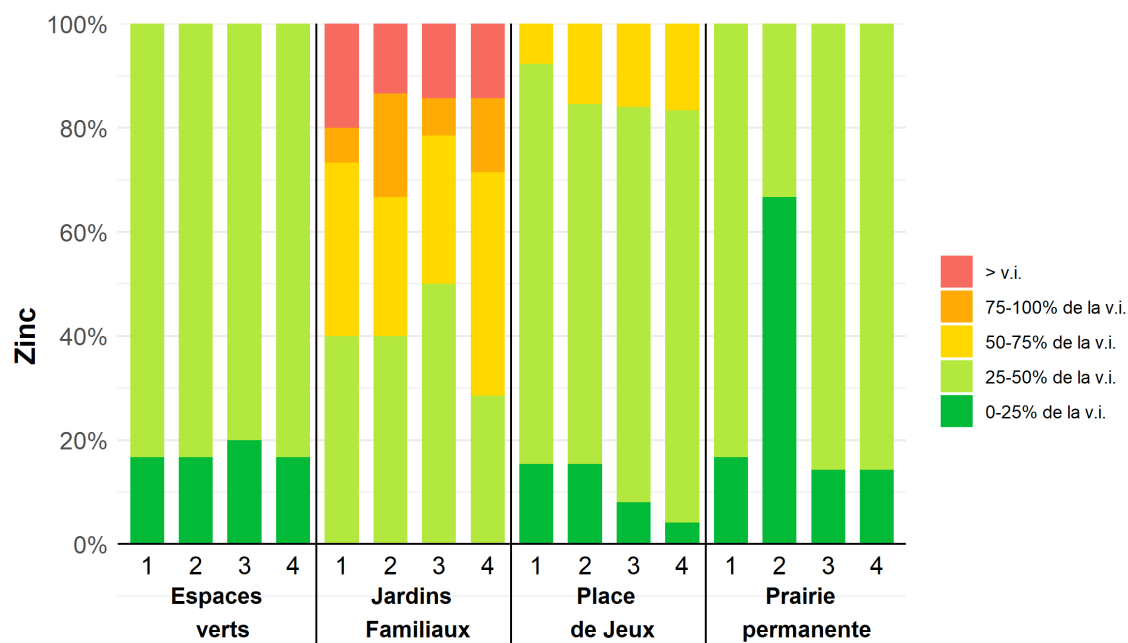


Figure 3.2.3-24 : Pourcentage de sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol.

L'abréviation « v.i. » indique la valeur indicative.

3.2.3.7 Mercure

A l'heure actuelle, la combustion de charbon, l'extraction de métaux et diverses opérations industrielles comme la production de ciment sont les principales sources anthropiques de mercure (Fitzgerald & Lamborg, 2003). Les retombées atmosphériques sont donc la principale source d'apports de mercure dans le sol (Keller et al., 2005). Les données sur la qualité de l'air et les retombées atmosphériques confirment l'hypothèse selon laquelle la diminution de la pollution de l'air contribue aussi à réduire les dépôts de polluants dans le sol.

La valeur indicative de l'OSol de 0.5 ppm est dépassée par un seul site sur les 51 sites analysés au cycle 7. Il s'agit d'un jardin familial à Morat situé dans le fossé bordant les remparts de la ville « Stadtgraben » et présentant une valeur de 0.8 ppm. Ce site, par sa situation, a également des valeurs dépassant largement la valeur indicative de l'OSol pour plusieurs autres métaux lourds (Cu, Pb et Zn). Ces dépassements seraient sûrement liés à des activités anciennes dont l'origine n'est pas connue. La fertilisation avec des cendres de chauffage au charbon et l'incinération de déchets contenant du mercure seraient de potentielles explications (BMG Engineering SA, 2016). Tous les autres sites ont des valeurs bien inférieures à la valeur indicative.

3.2.3.8 Micropolluants organiques

Afin de déterminer le niveau de contamination en hydrocarbures polycycliques (HAP) et polychlorobiphényles (PCB) des sites urbains, 49 sites ont été prélevés et analysés au cours de l'année 2010. Les analyses ont montré des valeurs très basses en PCB, nettement en dessous du seuil d'investigation pour tous les sites. L'OSol ne définit pas de valeur indicative pour ce polluant. Par ailleurs la Confédération a déjà pris toutes les mesures légalement possibles (interdiction totale en 1986) pour supprimer les sources de ce polluant. Les PCB ont donc uniquement été analysés en 2010.

Au cours du 7^e cycle, l'analyse des HAP est devenue systématique pour tous les sites. Cette mesure s'est avérée nécessaire au vu des risques d'absorption par ingestion liée à ces substances.

Le Tableau 3.2.3-2 énumère les valeurs indicatives et les différents seuils des HAP édités dans l'OSol (1998, révisée en 2016).

Tableau 3.2.3-2 : Valeurs indicatives, seuils d'investigation et valeurs d'assainissement du benzo(a)pyrène et de la somme des 16 congénères HAP selon l'OSol en mg/kg de matière sèche de sol (ppm).

	Benzo(a)pyrène (mg/kg)	Somme des 16 congénères HAP (mg/kg)
Valeur indicative	0.2	1
Seuil d'investigation (risque par ingestion) (prof 0-5cm)	1	10
Seuil d'investigation cultures alimentaires	2	20
Valeur d'assainissement	10	100

Les HAP sont produits durant les processus de combustion partiels du charbon, mazout, carburant, bois ou tabac. Ils se lient aux particules de suie et se répandent ainsi dans l'air environnant. Les denrées alimentaires peuvent aussi en contenir de fortes quantités selon la méthode de transformation utilisée (viande et poissons fumés ou grillés). Certains matériaux à base de caoutchouc, à l'instar des pneus de voiture ou de manches d'outils, sont aussi susceptibles de contenir des HAP. Certains HAP peuvent endommager le patrimoine génétique, provoquer des cancers ou affecter la procréation et le développement du fœtus. Le benzo(a)pyrène,

qui combine toutes ces caractéristiques, est considéré comme le HAP le plus nocif, c'est pourquoi il fait l'objet de seuils et de valeurs spécifiques dans l'OSol (OFSP, 2020).

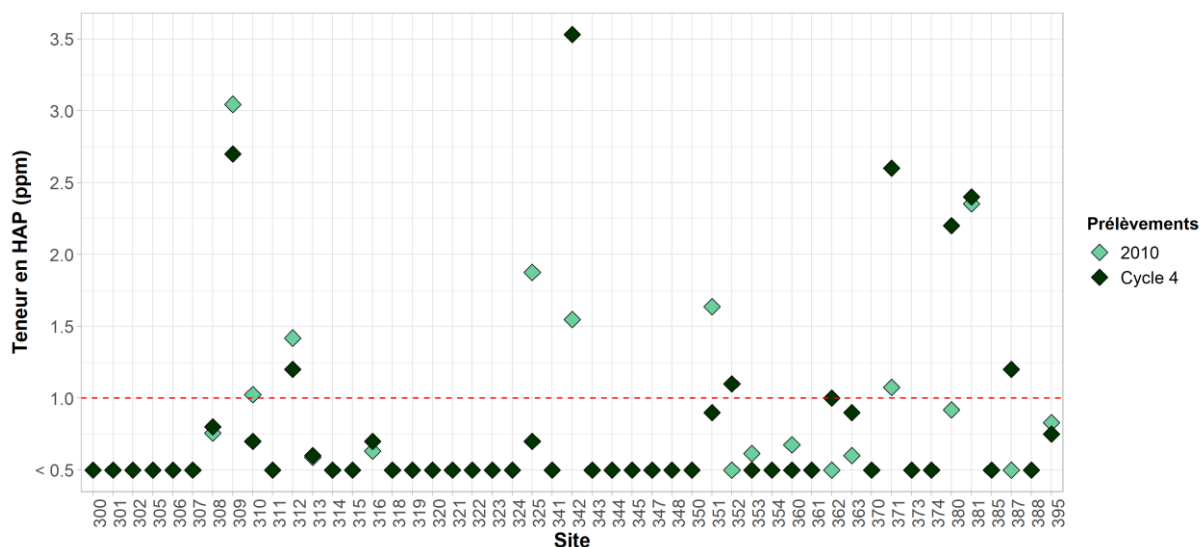


Figure 3.2.3-25: Teneurs et évolution des HAP des sites urbains.

La ligne rouge en pointillé fait référence à la valeur indicative définie par l'OSol. Les sites 311 et 353 ayant été perdus n'ont qu'une valeur. Tous les autres sites ont deux valeurs. Pour ceux-là, si un seul symbole est visible cela veut dire que les deux valeurs sont identiques et que les symboles se superposent.

Sur les 49 sites analysés en 2010, 7 sites dépassaient la valeur indicative (soit 14% des sites au 2^e cycle). Il s'agissait de quatre places de jeux, de deux jardins familiaux et d'un espace vert.

Sur les 51 sites analysés au cours du 7^e cycle (2017 à 2021), 8 dépassent la valeur indicative de 1 mg/kg (soit 16% des sites). Il s'agit de cinq places de jeux répartis à Châtel-St-Denis, Düdingen, Romont et Estavayer-le-Lac, de deux jardins familiaux à Fribourg et d'un espace vert à Bulle (possédant la valeur maximale avec 3.5 ppm). Tous les sites restent donc bien inférieurs à la valeur d'investigation (que ce soit pour la valeur du risque d'ingestion fixée à 10 ppm ou de la valeur pour les cultures alimentaires fixée à 20 ppm).

Deux sites sont passés en dessous de la valeur indicative de 1 ppm (une place de jeux à Marly et une place de jeux à Estavayer-le-Lac). En revanche trois autres sites dépassent pour la première fois la valeur indicative. Il s'agit de trois places de jeux : une à Estavayer-le-Lac (0.5 ppm à 1.1 ppm), une à Châtel-St-Denis (0.9 ppm à 2.2 ppm) et une à Düdingen (0.5 ppm à 1.2 ppm). Outre ces trois nouveaux dépassements, il est à noter que l'espace vert à Bulle accuse une forte augmentation (de 1.5 ppm à 3.5 ppm) et que la place de jeux à Romont également (de 1.1 ppm à 2.6 ppm). Ces augmentations pourraient être attribuées à des facteurs tels que l'incinération sauvage de déchets ou à la présence de cendres/charbon dans ces sols, qui sont généralement d'origine anthropique.

Dans l'ensemble les valeurs en HAP sont restées stables.

3.2.4 Synthèse sur les sols urbains

La situation des jardins familiaux doit rester sous surveillance ; les sols contiennent des quantités importantes de métaux lourds en raison des pratiques inadéquates de jardinage dans le passé. Aujourd'hui encore, l'utilisation excessive d'engrais ou de produits phytosanitaires est bien souvent due au manque d'information des jardiniers amateurs qui pensent bien faire en exagérant les dosages. Les espaces verts, les prairies permanentes et les places de jeux ne présentent quant à eux pas de valeurs problématiques.

Les éléments Cd, Co et Cr ne présentent dans aucun des sites urbains de dépassement de la valeur indicative. Seule une place de jeux dépasse la valeur indicative pour le nickel. L'origine de cette valeur sur ce site est inexpliquée. Le sol de cette place de jeu ne représente aucun danger pour les enfants.

Concernant le cuivre, sur les 51 sites du FRIBO urbain, six sites dépassent la valeur indicative, principalement dans les jardins familiaux, pouvant s'expliquer par l'utilisation de fongicides. Deux places de jeux et un espace vert sont également concernés, mais l'origine de ces pollutions sur ces trois sites demeure inexpliquée. Toutes les valeurs mesurées demeurent toutefois sans danger pour les utilisateurs de ces sites.

Pour l'élément plomb, dix sites dépassent la valeur indicative de l'OSol, principalement dans des jardins familiaux ou sur des sites à proximité de grands axes routiers.

La valeur indicative du zinc est dépassée dans deux jardins familiaux. Les traitements phytosanitaires, l'utilisation d'engrais et le trafic routier à proximité peuvent expliquer ces valeurs.

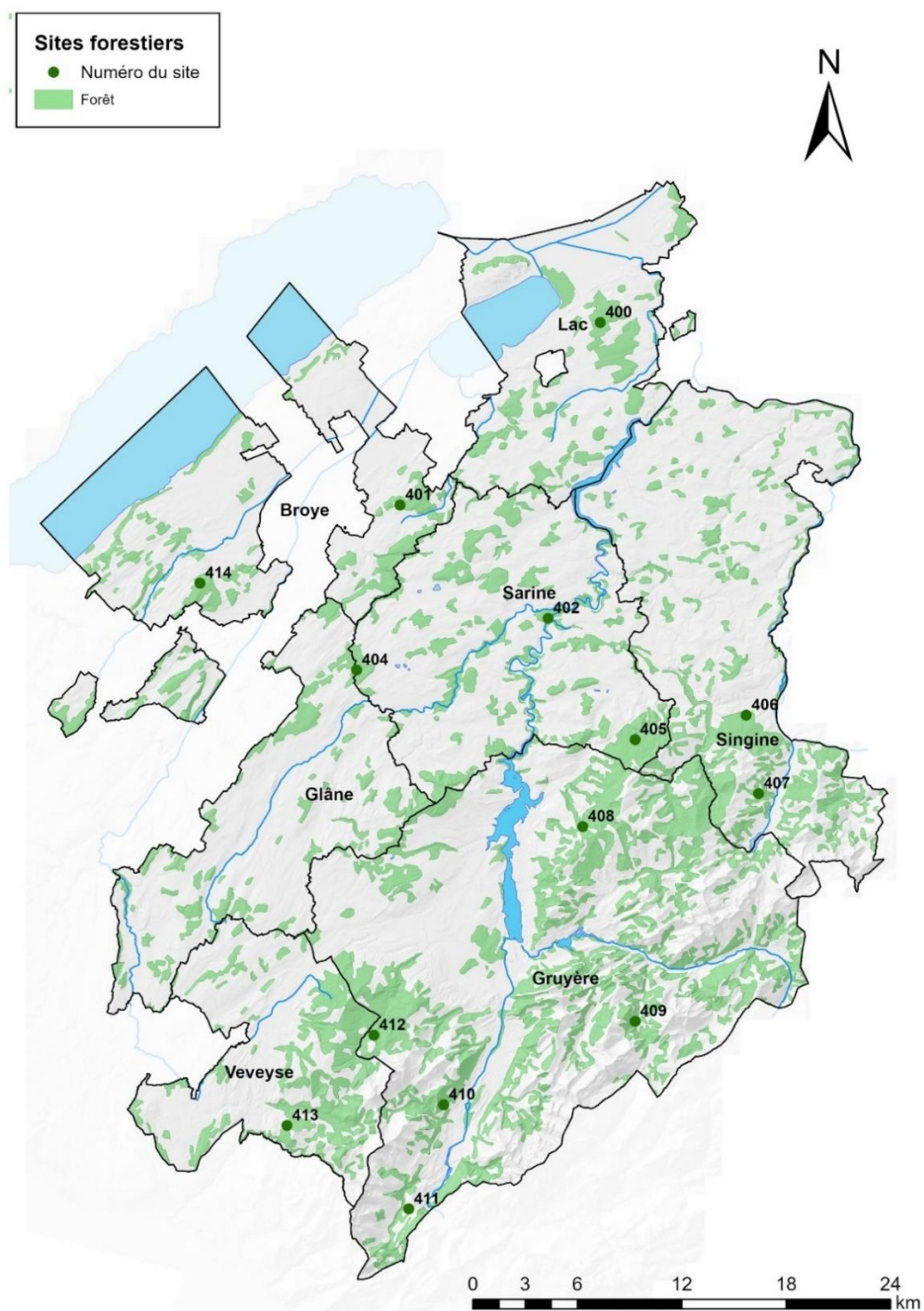
Concernant le mercure, un seul jardin familial dépasse la valeur indicative fixée par l'OSol. Par sa situation géographique dans la fosse derrière les remparts de Morat, ce site dépasse également les valeurs indicatives pour plusieurs autres métaux lourds.

Quant aux micropolluants, 8 sites sur les 51 dépassent la valeur indicative en HAP. Il pourrait s'agir de HAP provenant de la combustion de déchets ou de cendres/charbons présents dans ces sols anthropiques.

4 Sols forestiers

4.1.1 Méthodologie

A la demande du Service des forêts et de la nature (SFN), 14 sites forestiers ont été intégrés en 2004 dans le réseau FRIBO. Le SFN a déterminé 14 placettes représentatives dispersées sur l'ensemble du territoire (Carte 4.1.1-1). Le deuxième cycle a été prélevé en 2010 et le troisième cycle en 2018. Une nouvelle campagne de prélèvements est prévue en 2024. Pour plus de clarté, nous présentons uniquement les paramètres importants et potentiellement problématiques pour les sols forestiers sous forme de graphiques, à savoir le pH et les métaux lourds.



Carte 4.1.1-1: Localisation et numéro des sites du FRIBO forestier.

4.1.2 pH

L'acidification des sols et la pollution atmosphérique soumettent la forêt à un stress chronique, qui la rend plus vulnérable aux périodes de sécheresse, aux tempêtes, aux maladies et aux organismes nuisibles tels que le bostryche. L'apport indésirable de nutriments par l'air accélère la pousse des arbres sans leur laisser le temps de s'enraciner suffisamment en profondeur. Le phénomène d'acidification des sols forestiers est bien connu, mais la forêt semble s'en accommoder en contournant cette acidité grâce à différentes stratégies. La modification de la composition des essences permet notamment de palier à cette acidification. L'épicéa, massivement planté durant les derniers siècles acidifie le sol de sa litière difficile à décomposer. Or cette essence n'est pas adaptée aux changements climatiques et tend à être remplacée par des essences feuillues dont la litière a plutôt tendance à basifier le sol.

La plupart des sols analysés se sont acidifiés entre le 1^{er} et le 2^e cycles avant de se basifier et revenir à la situation initiale entre le 2^e et le 3^e cycle. Cette tendance pourrait en partie être expliquée par le lent remplacement des épicéas par des essences feuillues qui s'est accéléré cette dernière décennie.

Le pH des quatorze sites forestiers au 3^e cycle se situe entre 4.2 et 7.2. La moyenne des 14 sites est restée stable au cours des 14 dernières années avec un pH moyen au 1^{er} et 3^e cycle de 5.6.

5 sites sont considérés comme acide, voire très acides ($\text{pH} \leq 5$) au 3^e cycle, soit 2 sites de moins qu'au 2^e cycle, et un de plus qu'au 1^{er} cycle. Le nombre de sites au pH neutre ou basique ($\text{pH} > 6.5$) est identique au 1^{er} et au 3^e cycle, soit 3 sites. Le site 402 a un pH qui fluctue intensément entre les cycles (avec un pH de 5.1, 7.3 et 6.5 respectivement au 1^{er}, 2^e et 3^e cycle), ce qui est inhabituel. Par ailleurs un site forestier dans l'Intyamon (le 411) a vu son pH passer d'acide ($\text{pH} = 5$) à peu acide ($\text{pH} = 6.5$) entre le 1^{er} et le 3^e cycle. Cette basification du sol peut être en partie expliquée par une modification de la composition des essences. En effet, à cet endroit des feuillus sont venus remplacer l'ancien peuplement d'épicéas dont la litière acidifiait le sol. À l'inverse, un second site (le 414) dans la Broye a vu son pH passer de neutre ($\text{pH} = 6.7$) à acide ($\text{pH} = 5$) entre le 1^{er} et le 3^e cycle. Il est difficile d'expliquer cette acidification.

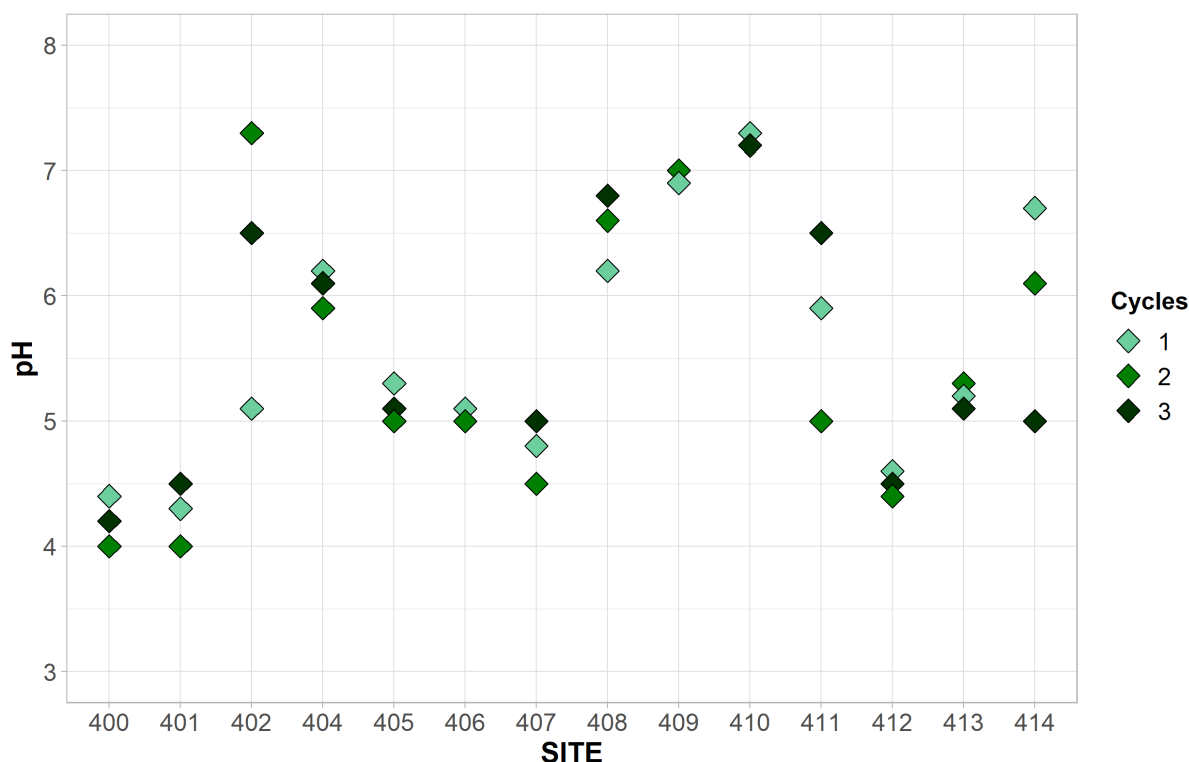


Figure 4.1.2-1 : Valeurs du pH des 14 sites pour les 3 cycles forestiers

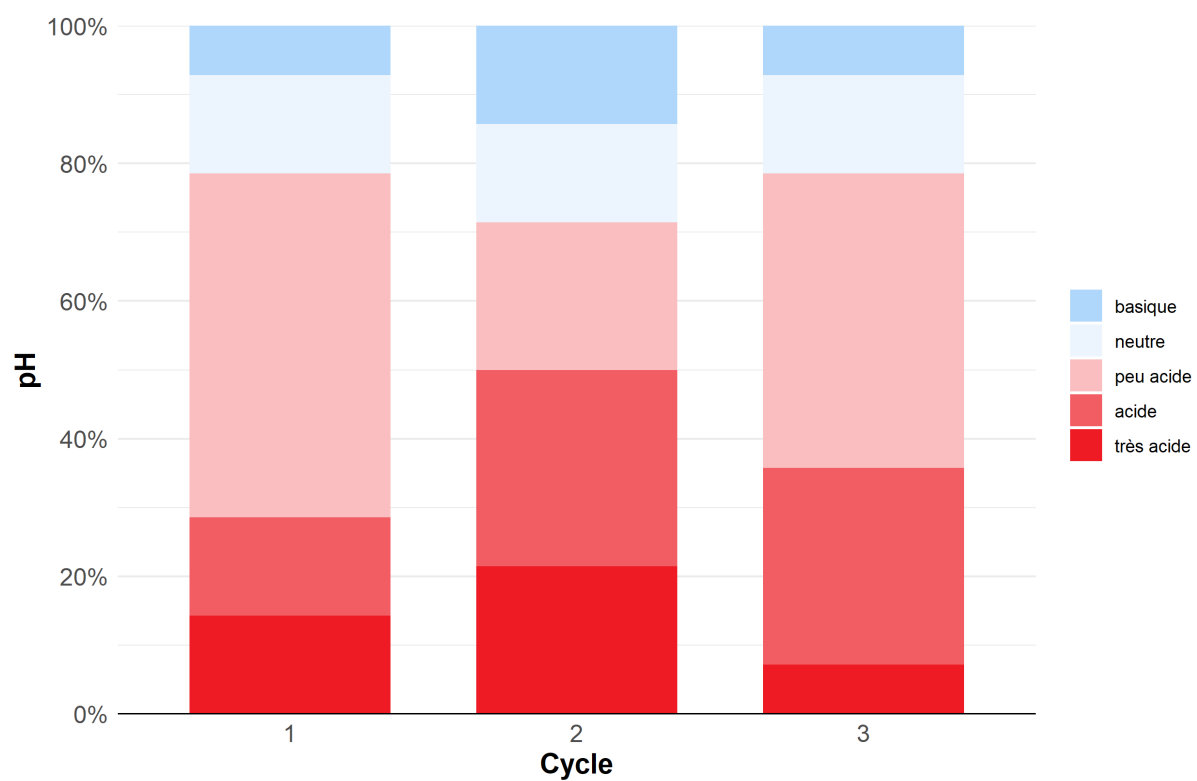


Figure 4.1.2-2: Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon un barème interne au SFN

Tableau 4.1.2-1: Appréciation du pH du sol selon le barème interne du SFN

pH (H ₂ O)	Appréciation
< 4.5	Très acide
4.5 – 5.0	Acide
5.1 – 6.5	Peu acide
6.6 – 7.0	Neutre
7.1 – 8.5	Basique
> 8.5	Très basique

4.1.3 Métaux lourds

Les métaux lourds présents dans les sols forestiers peuvent avoir une origine géologique naturelle, mais également anthropogène via les dépôts atmosphériques. De manière générale, la teneur en métaux lourds des sols forestiers analysés est en légère augmentation mais reste bien en-dessous des valeurs indicatives.

Sur les 14 sites analysés, un site a une valeur supérieure à la valeur indicative de l'OSol (0.8 ppm) pour le cadmium dans les trois cycles (Figure 4.1.3-1). Il s'agit du site 410 situé proche de Neirivue dans l'Intyamon avec une valeur de 1 ppm, valeur qui reste nettement inférieure au seuil d'investigation de 2 ppm. L'origine de ces teneurs élevées est naturelle. Un second site accuse une hausse importante des teneurs en cadmium et dépasse pour la première fois la valeur indicative au 3^e cycle. Il s'agit du site 407, situé proche du Lac Noir, avec une valeur de 1.1 ppm. Lors du prélèvement de ce site en 2024, des cendres de bois ont été observées. Après investigation, il est ressorti que des rémanents de coupe de bois bostryché avaient été incinérés en 2022. Il n'est pas impossible que des feux sauvages aient eu lieu sur ce site avant 2018.

Les autres métaux lourds (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ont des teneurs inférieures à la valeur indicative pour tous les sites sur les trois cycles.

A titre de comparaison, les moyennes du Cr, Cu et Ni du FRIBO forestier sont bien en dessous des moyennes retrouvées dans le FRIBO agricole et urbain. Les moyennes du Pb et du Zn sont équivalentes aux terres assolées et prairies permanentes mais en dessous des valeurs des alpages et des urbains.

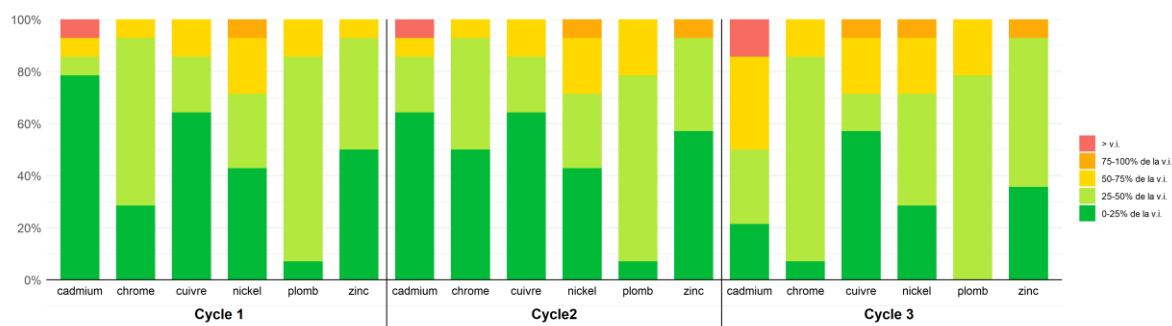


Figure 4.1.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation des métaux lourds selon l'OSol (v.i. = valeur indicative)

5 Etudes parallèles et collaboration avec les institutions

5.1 Etudes parallèles

Avec sa densité, sa pérennité et sa répartition homogène sur tout le territoire fribourgeois, le réseau FRIBO est devenu une référence nationale dans la protection et l'observation des sols. Nos données ainsi que nos échantillons référencés et stockés depuis 1987 intéressent les principales stations de recherche agronomique, notamment Agroscope Changins et Agroscope Reckenholz Tänikon, l'Ecole polytechnique de Zurich (ETHZ), la Haute école des sciences agronomiques, forestières et alimentaires (HAFL), le Centre de compétences sur les sols (CCSol) ainsi que l'institut fédéral de recherche sur la forêt la neige et le paysage (WSL) et l'office fédéral de l'environnement (OFEV). Ces collaborations sont bénéfiques également pour le canton de Fribourg, car elles permettent d'approfondir les connaissances dans les domaines liés à la physique, la chimie, la biologie et la dynamique des sols du canton.

Ces dernières années, les données FRIBO ont été utilisées dans le cadre de plusieurs projets. Ils sont énumérés et présentés ci-dessous. Nous remercions chaleureusement tous les partenaires pour ces précieuses collaborations.

- > 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.
- > Projet d'évaluation de la diversité pédologique du canton de Fribourg pour établir un concept de cartographie cantonal par Stéphane Burgos en 2023.
- > Utilisation d'échantillons de nos archives par le CCSol pour des méthodes d'analyse spectroscopique (NIR et MIR) et détermination des propriétés physiques des sols afin d'accélérer le développement technique de la cartographie des sols en vue de la future cartographie fédérale des sols, depuis 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, Luvisols, 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:P:org ratios) was similar in CR and PG for comparable SOC content. The increase of C:P:org 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 Pajë Vodicë 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 ($62 \pm 4\%$) 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 ($\sim 80\%$) and the fine and coarse particulate organic matter (POM) was not affected by land-use types. The MAOM_C saturation in this study ($\text{MAOM}_C = 0.372 \times \text{SC} + 4.23$) 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 R^2 : 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 ($< 2 \text{ mm}$) 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 Collaborations

Migration des données du FRIBO sur la plateforme NABODAT

La totalité des données du FRIBO ont été migrées en 2016 sur la plateforme NABODAT qui regroupe, gère et harmonise les données sur la qualité des sols en Suisse. Chaque année après la campagne de terrain, les nouveaux résultats sont migrés sur la plateforme. La plupart des cantons ont effectué ou effectueront prochainement cette migration, permettant ainsi aux utilisateurs d’avoir accès à une grande quantité de données pédologiques. Depuis le 1^{er} janvier 2023, NABODAT a été intégré au Centre de Compétences sur les Sols (CCSols) situé à Zollikofen.

6 Conclusions

Après 35 ans de suivi des sols, le réseau FRIBO montre tout son potentiel et sa valeur pour la préservation et l'amélioration de la fertilité des sols et la protection de l'environnement. Les nombreuses collaborations, notamment avec Agroscope montrent bien l'intérêt qu'il y a à effectuer un monitoring des sols sur le long terme pour faire avancer la recherche agronomique.

Durant ces 35 dernières années, le réseau FRIBO a rendu les agriculteurs et l'ensemble du monde agricole attentifs à l'importance de la teneur en matière organique, à l'acidification des sols, aux faibles teneurs en bore, à la possibilité de réduire les apports en phosphore sans diminuer les rendements, à l'augmentation des teneurs en potasse et en magnésium des sols en général, ainsi qu'au fait que les teneurs en métaux lourds n'augmentent pas dans les sols agricoles.

Le réseau urbain a, quant à lui, rendu les jardiniers amateurs attentifs aux excès de fumure et de traitements avec des produits phytosanitaires, ce qui devrait contribuer à améliorer leur santé. Il a également permis d'évaluer la pollution urbaine dans le canton de Fribourg qui, dans l'ensemble, ne présente pas de préoccupations majeures.

Les moyens mis en place il y a 35 ans pour ces suivis s'avèrent toujours utiles, mais pas forcément suffisants en vue de trouver des réponses aux grands questionnements agronomiques et environnementaux de notre époque. Ainsi, un suivi plus précis de la biologie des sols, une analyse approfondie des paramètres physiques des sols nous renseignant sur le degré de compaction et la stabilité structurale du sol, ou encore une surveillance des pesticides, PFAS ou microplastiques dans le sol, sont autant d'avancées qui permettraient de compléter au mieux le réseau FRIBO. Des enquêtes plus approfondies des pratiques agricoles, surtout en ce qui concerne la fumure et le travail du sol, sont nécessaires pour compléter l'analyse des données. De telles enquêtes sont en cours depuis 2017.

Grâce à ce rapport quinquennal, aux journées FRIBO, ainsi qu'à la production de diverses fiches techniques et articles, Grangeneuve et le Service de l'environnement (SEn) diffusent et vulgarisent les différents messages et conseils appropriés. Les résultats sont également intégrés dans l'enseignement des cours de pédologie et d'environnement, ainsi que dans des cours de formation continue.

Le réseau FRIBO est devenu une base et une source de données d'une valeur inestimable pour l'approfondissement de différents thèmes liés à la pédologie et permet la collaboration avec plusieurs instituts actifs dans la protection des sols.

7 Bibliographie

Agroscope, 2005. Apports alimentaires recommandés pour les porcs (livre jaune).

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

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

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, pp. 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, pp. 107-121.

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, pp. 285-289.

Desaules A. & Studer K., 1993. Réseau national d'observation des sols (NABO) – Période d'observation 1985-1991. Présentation du réseau et premiers résultats. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.

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.

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. Treaties on Geochemistry 9, pp. 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, n°128.

Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R. G., Keller A., 2015. Observatoire national des sols (NABO) 1985 à 2009. Etat et évolution des polluants inorganiques et des paramètres associés aux sols. Office fédéral de l'environnement, Berne. Etat de l'environnement, n° 1507.

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

Imseug M., Wigganhauser M., Keller A., Müller M., Rehkämper M., Murphy K., Kreissig K., Frossard E., Wilcke W., Bigalke M., 2018. Fate of Cd in Agricultural Soils: A Stable Isotope Approach to Anthropogenic Impact, Soil Formation, and Soil-Plant Cycling. *Environmental Science & Technology*. Vol. 52 n°4, pp. 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, pp. 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.

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.

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. Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse. Les cahiers de la FAL 54, FAL Reckenholz, Zürich.

Levasseur C., Favrelière E., von Niederhäusern A., 2019. FRIBO. Réseau fribourgeois d'observation des sols 1987-2016, Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Grangeneuve.

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, pp. 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, pp. 12-26.

Meyer K., 1991. La pollution des sols en Suisse. Rapport du PRN "sol". Liebefeld, Berne.

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, pp 102-112.

OFAG, 2006. Rapport agricole. Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.

OFEV, 2013. Dépôts de polluants atmosphériques en Suisse. Analyses chimiques des mousses 1990-2010, Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

OFEV, 2019. La qualité de l'air en 2018. Résultats du Réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL). Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne. État de l'environnement n° 1916.

OFS, 2021. La volaille est en vogue, les volailles de rente en Suisse. Office fédéral de la Statistique (OFS).

OFS, 2023. Atlas statistique de la Suisse. 07 Agriculture, sylviculture. Office fédéral de la Statistique (OFS).

OFSP, 2020. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Office fédéral de la santé publique (OFSP).

Ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol), 1998. RS 814.12.

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.

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, n° 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.

Reutimann J., 2006. Kupfer- und Zinc-Einträge durch Rindvieh- und Schweinefutter in landwirtschaftliche Systeme. Technik Semesterarbeit - Studiengang Umwelt-natur-wissenschaften. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.

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, pp. 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.

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.

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.

Sinaj S. & Richner W., 2017. Principes de fertilisation des cultures agricoles en Suisse (PRIF 2017). Recherche Agronomique Suisse 8 (6), Publication spéciale.

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

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, pp. 779–786.

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 S.

A1 Annexe 1

pH	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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
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
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
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
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	0.7

MO [%]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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
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
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
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
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

P CO ₂ [indice]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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
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
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
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
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

K CO ₂ [indice]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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
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
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
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
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

Mg CaCl ₂ [mg/100g]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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
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
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
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
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

Bore [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées								
	Cycle	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	
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		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	
Median		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	
Minimum		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	
Maximum		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	
Standard deviation		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	

P AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées							
Cycle	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	
N	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	101	100
Mean	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	
Median	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	
Minimum	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	
Maximum	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	
Standard deviation	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	

K AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
Cycle	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
N	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation	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

Ca AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
Cycle	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
N	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation	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

Mg AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
Cycle	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
N	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation	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

Fe AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

Mn AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	321.0	322.1	377.2	345.4	384.5	368.5	328.2	300.0	303.7	333.6	339.3	337.1	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

Cu AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

Zn AAE10 [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	48	55	55	55	55	55	56	81	101	101	101	101	101	100
N	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

Cadmium [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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
Mean	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

Cobalt [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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
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

Chrome [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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
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

Cuivre [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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
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]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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
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

Plomb [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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
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

Zinc [ppm]	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

ATP	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

C Min	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

CO2/ATP	Alpages							Changement d'affectation							Prairies permanentes							Terres assolées						
	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	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	7.3	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
Median	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
Minimum	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
Maximum	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
Standard deviation																												

P CO ₂ [indice]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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 [indice]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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

Chrome [ppm]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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

Cuivre [ppm]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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

Plomb [ppm]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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

Zinc [ppm]	Espaces verts				Jardins familiaux				Places de jeux				Prairies permanentes			
Cycle	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
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 Annexe 2

Bovins : nombre de bovins moyen par cycle au cours des sept cycles et par district du canton de Fribourg

Cycles	Cycle 1 1987 - 1991	Cycle 2 1992 - 1996	Cycle 3 1997 – 2001	Cycle 4 2002 - 2006	Cycle 5 2007 - 2011	Cycle 6 2012-2016	Cycle 7 2017-2021	Evolution entre le 1 ^{er} et 7 ^e cycle
Broye	19930	18583	15750	14723	14086	12782	12218	-39%
Glâne	28159	27854	26235	26065	26322	25922	25054	-11%
Gruyère	26803	26544	25243	25019	24507	24996	25802	-4%
Lac	14042	13217	11654	10724	11218	10707	9805	-30%
Sarine	27133	26418	24535	23635	24643	24670	23845	-12%
Singine	27241	26445	23841	22622	22901	22529	21501	-21%
Veveyse	13112	13027	12492	12612	12720	12917	12802	-2%
Canton	22345	21727	19964	19343	19485	19218	18718	-16%

Volailles : nombre de volailles moyen par cycle au cours des sept cycles et par district du canton de Fribourg

Cycles	Cycle 1 1987 - 1991	Cycle 2 1992 - 1996	Cycle 3 1997 – 2001	Cycle 4 2002 - 2006	Cycle 5 2007 - 2011	Cycle 6 2012-2016	Cycle 7 2017-2021	Evolution entre le 1 ^{er} et 7 ^e cycle
Broye	122066	162652	178092	300265	330284	405917	479304	293%
Glâne	64278	72911	77004	97083	145071	193717	198094	208%
Gruyère	33525	61668	80108	83958	110510	146697	160843	380%
Sarine	129277	161518	167308	156091	163185	189435	241302	87%
Lac	176406	222110	222490	253147	272403	259002	288469	64%
Singine	417570	476878	447547	451974	452698	511861	533156	28%
Veveyse	4130	5897	9242	7804	7892	9178	11143	170%
Canton	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