



FRIBO

—

**Réseau fribourgeois
d'observation des sols
1987 – 2016**

Mars 2019



ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

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

RESPONSABLES DE PROJET ET DE RÉDACTION

Responsable de projet :

Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG :
Clément Levasseur

Rédaction :

Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG :
Clément Levasseur
Estelle Favrelière
Adrian von Niederhäusern

Analyses :

Sol-Conseil

Saisie et traitement des données
informatiques :

Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG :
Joel Brülhart
Estelle Favrelière
Adrian von Niederhäusern
Nicolas Rossier
Clément Levasseur

Relecture :

Service de l'environnement :
Barbara Gfeller-Laban
Rachel Brülhart
Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG :
Céline Vial-Magnin
Lorraine Sutter
Léa Fardel
Virginie Baechler

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)
- > Mme Elena Havlicek (OFEV), ainsi que Jonas Siegrist et Serge Amiguet (Sol-conseil) pour leur disponibilité et leurs conseils quant à l'interprétation des résultats
- > Les collègues du Centre de conseils agricoles

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction	13	3.2	Résultats	94
			3.2.1	Phosphore	94
2	Sols agricoles	14	3.2.2	Potassium	98
			3.2.3	Métaux lourds	101
2.1	Méthodologie	14	3.2.4	Synthèse sur les sols urbains	111
2.1.1	Utilisation des sols	15	4	Etudes parallèles et collaboration avec les institutions	112
2.1.2	Analyses statistiques	17			
2.2	Résultats	20	4.1	Etudes parallèles	112
2.2.1	Caractéristiques physiques et chimiques des sols	20	4.2	Collaborations	116
2.2.2	Éléments nutritifs	33	5	Conclusions	117
2.2.3	Oligo-éléments	65	6	Bibliographie	118
2.2.4	Métaux lourds	67	7	Contacts	120
2.2.5	Paramètres biologiques	84			
3	Sols urbains	90	7.1	Sols agricoles	120
			7.2	Sols urbains	120
3.1	Méthodologie	90	A1	Annexes	121
3.1.1	Historique du réseau	90			
3.1.2	Analyse statistique des données	90			
3.1.3	Description des sites	91			

RÉSUMÉ FRIBO

Le réseau d'observation des sols agricoles fribourgeois comporte 250 sites couvrant l'ensemble du territoire agricole du canton de Fribourg. Chaque site est échantillonné une fois tous les cinq ans, période qui représente un cycle d'analyse. L'année 2016 marque donc la fin du sixième cycle et les 30 ans 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 naturelles ou anthropiques.

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. Ils nous permettent de connaître l'état des sols de sites sensibles et d'analyser la pollution diffuse. Quatorze sites forestiers ont été analysés pour la première fois en 2004 et également intégrés dans le réseau. Ces sites forestiers n'ont pas été échantillonnés au cours de la dernière période.

Les 250 sites agricoles ont été répartis en fonction de l'utilisation des sols (terres assolées, prairies permanentes et alpages), de façon à augmenter la validité des interprétations statistiques. Les 53 sites urbains ont été partagés en quatre groupes, soit places de jeux, prairies permanentes, espaces verts et jardins familiaux.

Sols agricoles

En règle générale, les sols agricoles du canton se portent bien. Le taux de matière organique se maintient à un niveau moyen satisfaisant et stable, avec cependant des disparités entre les régions de culture et d'élevage : les taux de matière organique sont souvent insuffisants dans les zones de plaine, et une diminution nette des taux de matière organique dans les sols tourbeux exploités pour la culture maraîchère est observée. Le pH est également stable, mais le nombre de sols acides est élevé.

Parmi les éléments nutritifs, le phosphore disponible à court terme a diminué, tandis que les réserves sont restées stables, suite à l'introduction des PER, mais probablement aussi à l'augmentation du prix des intrants. Le risque de pertes dans l'environnement a ainsi diminué, sans que des carences en phosphore ne soient à craindre. Un enrichissement en potasse et magnésium est constaté dans les prairies permanentes. Nous conseillons aux agriculteurs d'équilibrer leur bilan potassique afin d'éviter une surfertilisation, potentiellement néfaste à la santé de leurs animaux. Les teneurs en calcium sont stables.

Pour les oligo-éléments tels que le fer et le manganèse, leurs teneurs sont très satisfaisantes et stables. La situation du bore n'est pas identique. Outre le fait que des problèmes analytiques tirent les résultats du 6^{ème} cycle vers le bas, il n'en reste pas moins que la plupart des sites se trouvent, historiquement, dans les classes "pauvre" et "médiocre". Des apports de bore sont 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, du chrome et du nickel dans les sols sur moraine. Les sources anthropogènes de contamination des sites qui ont des valeurs élevées en métaux lourds peuvent provenir de traitements fongicides pour le cuivre et le zinc, et d'utilisation historique de boues d'épuration et d'engrais contenant des polluants tel que le chrome. Une diminution des teneurs moyennes en zinc, y compris dans les prairies permanentes, est constatée. La littérature atteste que certains apports anthropogènes comme par exemple les dépôts atmosphériques et les additifs fourragers sont en baisse. L'interdiction d'épandage des boues d'épuration a également certainement eu des effets positifs en termes de diminution des taux de métaux lourds.

La biomasse ATP et la minéralisation du carbone organique ont été analysées comme paramètres biologiques indicateurs de la fertilité des sols. La baisse de la biomasse ATP évoquée dans le 5^{ème} rapport FRIBO ne se confirme pas au cours de ce sixième cycle, où les valeurs repartent à la hausse. La baisse alors observée était probablement due à des problèmes analytiques au cours des quatrième et cinquième cycles. Aucune baisse significative de la biomasse ATP entre le premier et le sixième cycle n'est à signaler dans les prairies permanentes et les terres assolées, mais une baisse significative de 26 % est observée sur les sites d'estivage. Le taux de minéralisation du carbone organique est également resté stable dans les prairies permanentes et les terres assolées, mais a accusé une baisse de 28 % dans les alpages.

Sols urbains

La situation des jardins familiaux doit rester sous surveillance; les sols contiennent des quantités importantes de métaux lourds dues à 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 réserves en phosphore, à la baisse, indiquent cependant qu'une prise de conscience a eu lieu. Les espaces verts, les prairies permanentes et les places de jeux ne présentent quant à eux pas de concentrations problématiques en terme d'éléments nutritifs ou de métaux lourds, à quelques exceptions près.

Etudes parallèles et collaborations

De par 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 intéressent les principales stations de recherche agronomique, ainsi que d'autres instituts. Le chapitre 4 décrit succinctement quatre projets dans lesquels le FRIBO est impliqué. La migration des données du FRIBO sur la plateforme nationale NABODAT est également mentionnée.

ABRÉVIATIONS

AAE10	Acétate d'ammonium + EDTA
ALP	Alpage
ATP	Adénosine triphosphate
B	Bore
Ca	Calcium
CaCl ₂	Chlorure de calcium
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DBF	Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages
Fe	Fer
FRIBO	Réseau fribourgeois d'observation des sols
IAG	Institut Agricole de Grangeneuve
K	Potassium
Mn	Manganèse
Mg	Magnésium
MO	Matière organique
Ni	Nickel
OSol	Ordonnance sur les atteintes portées aux sols
P	Phosphore
PP	Prairie permanente
PRIF	Principes de fertilisation (anciennement DBF)
Pb	Plomb
PER	Prestations écologiques requises
SAU	Surface agricole utile
SEn	Service de l'environnement
TA	Terre assolée
Zn	Zinc

INDEX DES FIGURES

Figure 2.1.1-1 : Schéma d'échantillonnage et photo d'un site FRIBO.....	14
Figure 2.1.2-1 : Exemple d'un graphique en courbes avec le taux de matière organique.....	17
Figure 2.1.2-2 : Illustration de la transformation logarithmique de certaines variables par l'exemple du potassium de réserve (K-AAE10).	18
Figure 2.1.2-3 : Corrélation significative	19
Figure 2.1.2-4 : Corrélation non significative	19
Figure 2.2.1-1 : Evolution générale des teneurs en matière organique	23
Figure 2.2.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le potentiel de fourniture d'azote, barème PRIF 2017.....	24
Figure 2.2.1-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le ratio MO/argile, barème STRUDEL.....	25
Figure 2.2.1-4 : Evolution générale du pH.....	29
Figure 2.2.1-5 : Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème PRIF 2017.....	31
Figure 2.2.2-1 : Evolution générale du P extrait selon la méthode CO2.....	33
Figure 2.2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO2 selon le barème PRIF 2017.....	34
Figure 2.2.2-3 : Evolution générale du P extrait selon la méthode AAE10	39
Figure 2.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017	41
Figure 2.2.2-5 : Evolution générale du K extrait selon la méthode CO2.....	44
Figure 2.2.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO2 selon le barème PRIF 2017	45
Figure 2.2.2-7 : Evolution générale du K extrait selon la méthode AAE10.....	48
Figure 2.2.2-8 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017.....	49
Figure 2.2.2-9 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode CaCl2.....	53
Figure 2.2.2-10 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl2 selon le barème PRIF 2017	54
Figure 2.2.2-11 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode AAE10.....	57
Figure 2.2.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème PRIF 2017 ...	58
Figure 2.2.2-13 : Evolution générale du Ca extrait selon la méthode AAE10.....	61
Figure 2.2.2-14 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ca AAE10 selon le barème PRIF 2017	62
Figure 2.2.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation du B extrait selon la méthode à l'eau chaude selon le barème PRIF 2017	65
Figure 2.2.3-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Fe AAE10 selon le barème PRIF 2017.....	65
Figure 2.2.3-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mn AAE10 selon le barème PRIF 2017	66
Figure 2.2.4-1 : Evolution générale du Cd extrait à l'acide nitrique.....	68
Figure 2.2.4-2 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cd	69

Figure 2.2.4-3 : Evolution générale du Cu extrait à l'acide nitrique.....	72
Figure 2.2.4-4 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cu	74
Figure 2.2.4-5 : Evolution générale du Pb extrait à l'acide nitrique	76
Figure 2.2.4-6 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Pb.....	77
Figure 2.2.4-7 : Evolution générale du Zn extrait à l'acide nitrique	80
Figure 2.2.4-8 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Zn	81
Figure 2.2.5-1 : Evolution générale de la biomasse ATP	85
Figure 2.2.5-2 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique	87
Figure 3.1.2-1 : Exemple de boxplot.....	91
Figure 3.2.1-1 : Evolution du phosphore soluble par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction CO ₂	94
Figure 3.2.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO ₂ selon le barème PRIF 2017.....	95
Figure 3.2.1-3 : Evolution du phosphore de réserve par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction AAE10.	96
Figure 3.2.1-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017	97
Figure 3.2.2-1 : Evolution du potassium soluble par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction CO ₂	98
Figure 3.2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO ₂ selon le barème PRIF 2017.....	99
Figure 3.2.2-3 : Evolution du potassium de réserve par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction AAE10.	100
Figure 3.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017.....	101
Figure 3.2.3-1 : Evolution des teneurs en cadmium des sites urbains par catégorie d'occupation du sol ...	102
Figure 3.2.3-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du cadmium selon l'OSol.....	103
Figure 3.2.3-3 : Evolution des teneurs en chrome des sites urbains par catégorie d'occupation du sol	104
Figure 3.2.3-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du chrome selon l'OSol.....	105
Figure 3.2.3-5 : Evolution des teneurs en cuivre des sites urbains par catégorie d'occupation du sol.	106
Figure 3.2.3-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol.....	107
Figure 3.2.3-7 : Evolution des teneurs en nickel des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.	107
Figure 3.2.3-8 : Evolution des teneurs en plomb des sites urbains par catégorie d'occupation du sol. La valeur indicative (50 ppm) et le seuil d'investigation (200 ppm) sont indiqués par des flèches.....	108
Figure 3.2.3-9 : Répartition des sites d'après l'appréciation du plomb selon l'OSol.....	109
Figure 3.2.3-10 : Evolution des teneurs en zinc des sites urbains par catégorie d'occupation du sol.....	110
Figure 3.2.3-11 : Répartition des sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol.....	111

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 2.1-1 : Changements d'utilisation des sites par rapport au cycle 5	15
Tableau 2.1-2 : Répartition des sites par mode d'utilisation lors du 6 ^{ème} cycle	15
Tableau 2.1-3 : Exemple de la significativité des évolutions par le test HSD avec le magnésium	18
Tableau 2.2-1 : Classes physiographiques principales appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse.....	20
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).....	67
Tableau 2 : Distribution des sites en fonction de la commune.....	92
Tableau 3 : Distribution des sites en fonction de l'utilisation.....	92
Tableau 4 : Valeurs indicatives et seuils d'investigation des principaux métaux lourds selon OSol en mg/kg de matière sèche de sol (ppm).	101

INDEX DES CARTES

Carte 2.1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO	16
Carte 2.2.1-1 : Principales classes physiographiques des sols selon la carte des sols de la Suisse à l'échelle 1:200'000	21
Carte 2.2.1-2 : Taux d'argile des 250 sites agricoles du réseau FRIBO	22
Carte 2.2.1-3 : Appréciation de la teneur en matière organique d'après le barème du STRUDEL - sixième cycle	26
Carte 2.2.1-4 : évolution par site du taux de matière organique au cours des six cycles.....	28
Carte 2.2.1-5 : Appréciation du pH selon le barème des PRIF - sixième cycle	30
Carte 2.2.1-6 : évolution par site du pH au cours des six cycles	32
Carte 2.2.2-1 : appréciation de la teneur en P CO ₂ - sixième cycle.....	36
Carte 2.2.2-2 : Evolution par sites des teneurs en P CO ₂ au cours des six cycles	38
Carte 2.2.2-3 : Appréciation de la teneur en P AAE10 - sixième cycle	40
Carte 2.2.2-4 : Evolution par site des teneurs en P AAE10 au cours des six cycles	42
Carte 2.2.2-5 : Appréciation de la teneur en K CO ₂ - sixième cycle.....	46
Carte 2.2.2-6 : Evolution par site des teneurs en K CO ₂ au cours des six cycles	47
Carte 2.2.2-7 : Appréciation de la teneur en K AAE10 - sixième cycle.....	51
Carte 2.2.2-8 : Evolution par site des teneurs en K AAE10 au cours des six cycles.....	52
Carte 2.2.2-9 : Appréciation de la teneur en Mg CaCl ₂ - sixième cycle	55
Carte 2.2.2-10 : Evolution par site des teneurs en Mg CaCl ₂ au cours des six cycles	56
Carte 2.2.2-11 : Appréciation de la teneur en Mg AAE10 - sixième cycle	59
Carte 2.2.2-12 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des cinq cycles.....	60
Carte 2.2.2-13 : Appréciation de la teneur en Ca AAE10 - sixième cycle	63
Carte 2.2.2-14 : Evolution par site des teneurs en Ca AAE10 au cours des six cycles	64
Carte 2.2.4-1 : Appréciation de la teneur en Cd - sixième cycle	70
Carte 2.2.4-2 : Evolution par site des teneurs en Cd au cours des six cycles	71
Carte 2.2.4-3 : Appréciation de la teneur en Cu - sixième cycle	73
Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des six cycles	75
Carte 2.2.4-5 : Appréciation de la teneur en Pb - sixième cycle	78
Carte 2.2.4-6 : Evolution par site des teneurs en Pb au cours des six cycles.....	79
Carte 2.2.4-7 : Appréciation de la teneur en Zn - sixième cycle	82
Carte 2.2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des six cycles	83
Carte 2.2.5-1 : Evolution de la minéralisation du carbone organique au cours des six cycles	89

Carte 3.1.3-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO urbain	93
--	----

1 Introduction

Le réseau fribourgeois d'observation des sols (FRIBO) a été mis en place entre 1987 et 1991. Ce réseau a pour objectif premier 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 que subissent les différents sols, que la cause soit anthropique ou naturelle.

L'automne 2016 a marqué la fin du sixième cycle d'analyse des sols agricoles et la fin du troisième cycle des sols urbains. Nous disposons donc de 30 ans d'observation et d'analyse des sols agricoles. Ce rapport est le sixième depuis la mise en place du réseau. Dans la continuité du dernier rapport FRIBO (Rossier & al., 2012), celui-ci vise cependant à être moins descriptif et plus synthétique, se concentrant sur les paramètres cruciaux ou pour lesquels des évolutions significatives sont observées. L'approche statistique a par ailleurs été légèrement modifiée. L'évolution des paramètres biologiques est également traitée dans ce document.

Une synthèse des résultats du réseau urbain est présentée. Avec trois cycles d'analyse, des tendances se dessinent, mais leur significativité reste limitée. L'échantillonnage des sites forestiers du troisième cycle n'a pas été effectué par le SFF.

Au total, 37 paramètres chimiques, physiques et biologiques ont été analysés sur les sols agricoles, mais, pour des raisons pratiques, ce rapport ne traite que de 19 variables. Pour évaluer et interpréter ces paramètres, les analyses ont été séparées en quatre 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, Cu, Pb et Zn)
4. Les paramètres biologiques (biomasse ATP et minéralisation du carbone organique)

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, prélevée 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. Pour chaque cycle d'observation, 50 parcelles sont échantillonnées par année à la profondeur 0-20 cm. Par conséquent, tous les sites sont prélevés en cinq ans, ce qui équivaut à un cycle d'analyse.

L'échantillonnage commence à la mi-juin avec les alpages et prend fin au mois de novembre avec les terres assolées (Carte 2.1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO). Les sites sont, depuis 2014, localisés grâce à un GPS. Un carré de 10 m 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 attendant de l'envoi au laboratoire pour analyse.

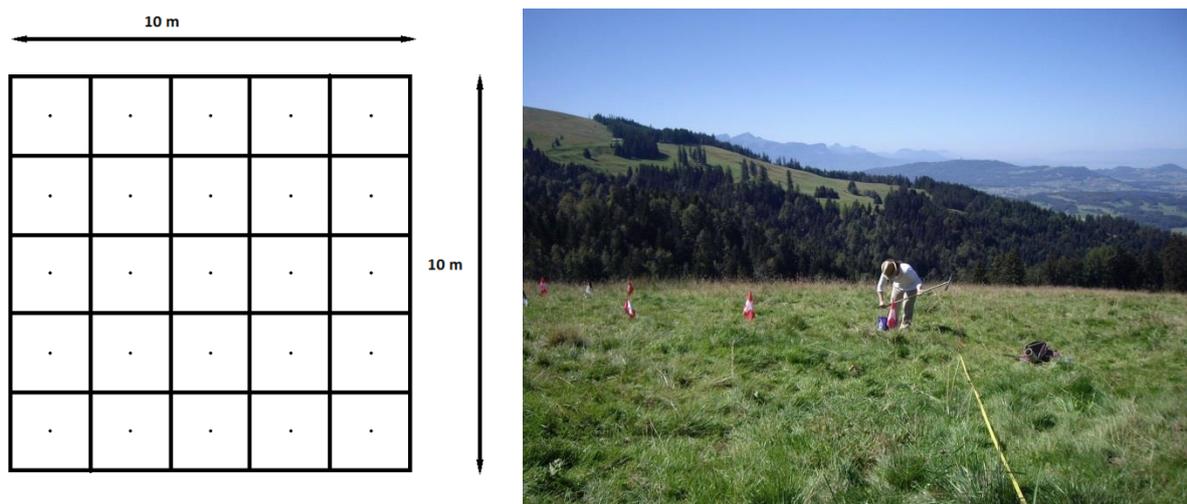


Figure 2.1.1-1 : Schéma d'échantillonnage et photo d'un site FRIBO. Les 25 pointages à la tarière sont effectués sur les points noirs, aux intersections des lignes parallèles à la corde passant par les drapeaux.

Pour les 30 années d'observation des sols agricoles, la répartition des cycles est la suivante :

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

Des informations détaillées concernant la mise en place du réseau 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 trois classes, en fonction de l'utilisation agricole du sol. Les trois types d'utilisation du sol retenus sont les terres assolées, les prairies permanentes et les alpages. Les alpages sont des prairies permanentes, cependant, ces surfaces ne sont utilisées que pour la pâture estivale et ne font pas partie de la surface agricole utile (SAU) de l'exploitation.

Au cours des trente années d'échantillonnage, des changements sont survenus au niveau de l'utilisation des terres. L'affectation des sols d'alpages demeure inchangée, mais cela n'est pas le cas pour les terres assolées et les prairies permanentes. Entre le cycle 5 et le cycle 6, 15 sites ont changé d'affectation (Tableau 1.1-1). La tendance va plutôt vers une augmentation des prairies permanentes à la place des terres assolées. Cette évolution peut être expliquée par la spécialisation toujours croissante des secteurs de production. Il arrive aussi que certains agriculteurs favorisent la pâture sur gazon court sur les parcelles proches de la ferme.

Tableau 2.1-1 : Changements d'utilisation des sites par rapport au cycle 5

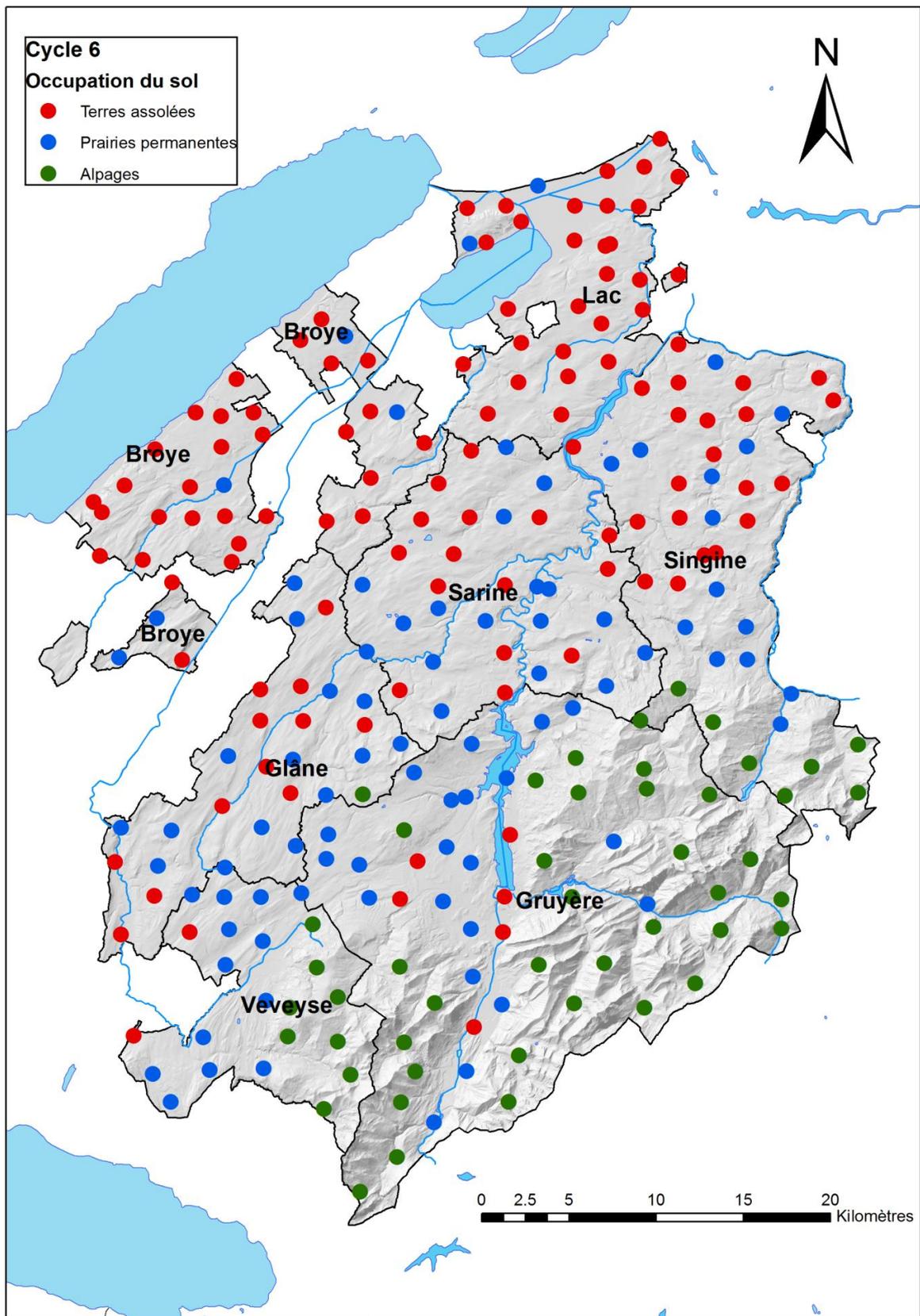
	N° de sites qui passent en terres assolées	N° de sites qui passent en prairies permanentes
15 changements	2, 7, 234, 235	1, 82, 91, 94, 117, 134, 166, 198, 216, 230, 241

La Carte 2.1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO localise tous les sites dans le canton de Fribourg selon le type d'utilisation et présente la limite des sept districts constituant le canton.

Le Tableau 2.1-2 : Répartition des sites par mode d'utilisation lors du 6^{ème} cycle montre l'inventaire du nombre de sites selon leur mode d'utilisation.

Tableau 2.1-2 : Répartition des sites par mode d'utilisation lors du 6^{ème} cycle

Utilisation des sites	Nombre de sites
Terres assolées	116
Prairies permanentes	87
Alpages	47



Carte 2.1.1-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO

2.1.2 Analyses statistiques

Avant toute chose, une analyse de plausibilité des données a été effectuée pour tous les paramètres. Trois sites présentaient des valeurs aberrantes pour plusieurs variables; il s'agit des sites 150, 161 et 206, soit une terre assolée et deux alpages. Ils sont situés sur des sols tourbeux. Les teneurs en éléments chimiques de ces sols sont peu stables, phénomène courant dans ce type de sol ; l'incertitude analytique est par ailleurs plus grande avec ce type de sols. Ces sites ont été supprimés du traitement statistique.

Grace au nombre important de sites analysés, nous pouvons effectuer une statistique descriptive classique représentative des sols fribourgeois et effectuer des comparaisons de moyennes entre les différents modes d'utilisation du sol et les différents cycles. Les statistiques ont été réalisées en analysant l'ensemble des sites pour une même utilisation, soit 115 terres assolées, 87 prairies permanentes et 45 alpages, ainsi que sur chaque site individuellement.

Des changements dans les résultats des cinq premiers cycles peuvent avoir lieu entre le cinquième rapport FRIBO (Rossier & al., 2007) et celui-ci. Dans les rapports FRIBO précédents, l'utilisation du sol au moment de l'écriture du rapport était prise en compte pour classer les sites, même si leur utilisation historique était différente. Dans le présent rapport, l'utilisation historique des sites a été prise en compte, ce qui implique que le nombre de sites en prairie permanente ou en terre assolée varie d'un cycle à l'autre. Cela complique les calculs statistiques ; les corrections nécessaires ont cependant été apportées aux méthodes statistiques afin d'obtenir des résultats cohérents.

2.1.2.1 Analyse globale par utilisation et par cycle

La comparaison de l'évolution des différentes teneurs est réalisée pour les sols agricoles à l'aide de graphiques en courbes indiquant la moyenne et l'intervalle de confiance 95% par cycle pour chaque mode d'utilisation du sol (Figure 2.1.2-1 : Exemple d'un graphique en courbes avec le taux de matière organique). Ce type de graphique permet de visualiser et d'évaluer rapidement l'étendue des valeurs dans un groupe de données ainsi que d'effectuer une comparaison linéaire dans le temps.

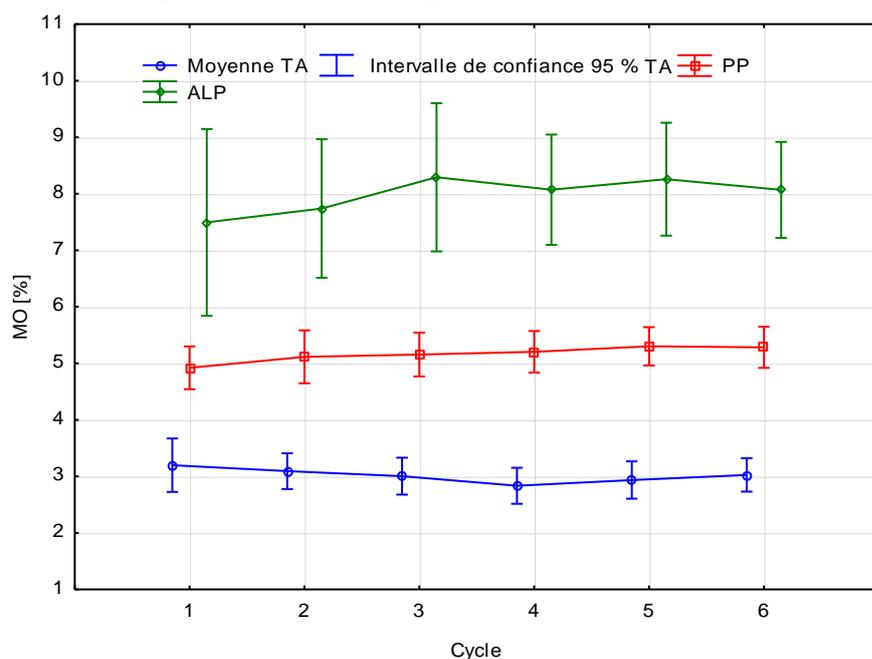


Figure 2.1.2-1 : Exemple d'un graphique en courbes avec le taux de matière organique

Le **test HSD** (test des rangs de Tukey) ajusté pour des échantillons de tailles différentes (changements d'affectation des sites) a été utilisé afin d'analyser si une évolution est significative pour une même utilisation. Pour les paramètres qui n'obéissent pas à une distribution normale, mais plutôt à une distribution log-normale, le test des rangs de Tukey a été appliqué après transformation logarithmique des données. Toutes les variables, à l'exception du pH, qui exprime déjà l'opposé du logarithme de la concentration en ions H⁺, ont subi cette transformation. Une telle transformation est indiquée dans le Tableau 2.1-3 par la mention « log-transform ». Ce test a pris en compte les moyennes des six cycles et a défini si des différences significatives à 95% apparaissent entre chaque cycle (Statsoft).

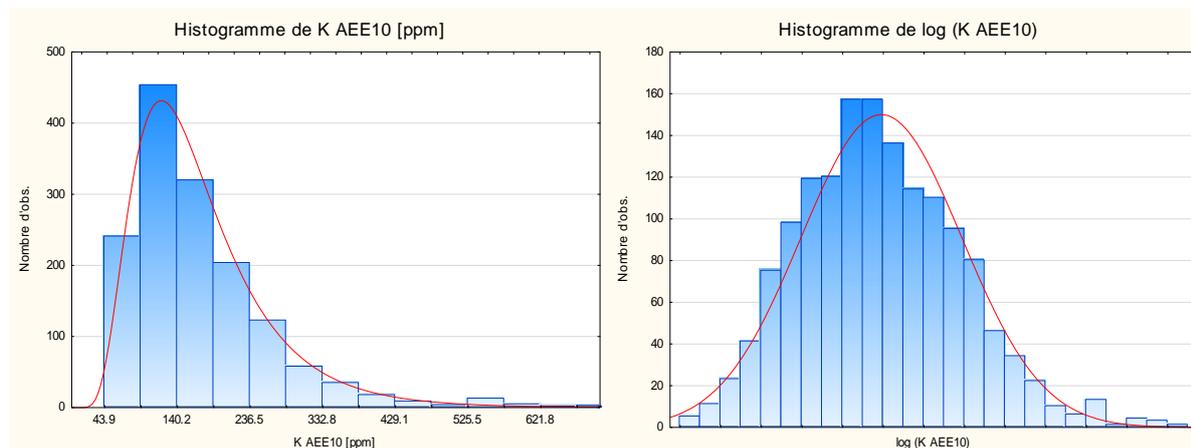


Figure 2.1.2-2 : Illustration de la transformation logarithmique de certaines variables par l'exemple du potassium de réserve (K-AAE10). A gauche, les valeurs brutes, et à droite les valeurs après transformation logarithmique, qui suivent ainsi beaucoup mieux une loi normale

Tableau 2.1-3 : Exemple de la significativité des évolutions par le test HSD avec le magnésium

	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
Moyenne Mg CaCl ₂	7.22	7.20	7.40	7.93	9.03	9.32	TA
p= 5 % (logtransform)	a	a	a	Ab	bc	c	

A l'exemple du Tableau 2.1-3, des lettres sont utilisées pour déterminer de manière lisible si l'évolution des paramètres observés entre chaque cycle est significative ($p = 5\%$). Quand les lettres sont différentes, cela veut dire que l'on a une différence significative. Par exemple, le cycle 1 n'est pas significativement différent du 2, du 3 ou du 4 mais l'est avec le 5 et le 6. Le cycle 5 est significativement différent des cycles 1, 2 et 3, mais pas des cycles 4 et 6. Le cycle 6 est significativement différent de tous les cycles sauf du cycle 5.

2.1.2.1.1 Remarques

Dans les quatrième et cinquième rapports FRIBO publiés en 2007 et 2012 (Rossier & al., 2007 et 2012), l'évolution temporelle des paramètres par catégorie d'utilisation du sol était évaluée à l'aide du test LSD (Least Significant Difference). Le test HSD (Honest Significant Difference) attribue des différences significatives de manière plus restrictive. Toutefois, la normalisation de la plupart des données par transformation logarithmique permet d'appliquer ces tests statistiques de manière plus pertinente.

2.1.2.2 Analyse individuelle de chaque site

Les différentes variables de chaque site ont été analysées afin de définir si une variable augmente ou diminue significativement, ou est jugée stable lorsque les deux possibilités précédentes ne sont pas atteintes. Pour répondre à cette question, le **coefficient de corrélation selon Pearson** a été employé.

N'ayant pas de répétition par site, il n'a pas été possible d'utiliser un test statistique classique et cet indice statistique qui exprime l'intensité et le sens (positif ou négatif) de la relation linéaire entre deux variables quantitatives a été choisi. Le coefficient de corrélation r indique la qualité de la relation linéaire. Le signe négatif indique une relation linéaire négative (inversement proportionnelle) et le signe positif une relation positive.

Si la corrélation est significative, cela veut dire que l'évolution constatée est liée au cycle et non pas à la variabilité de la mesure due au hasard, à la prise d'échantillon ou à une erreur d'analyse.

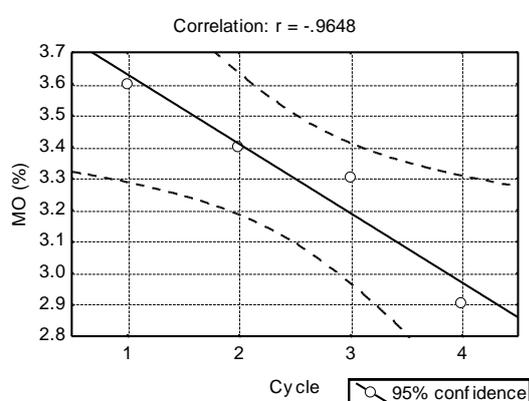


Figure 2.1.2-3 : Corrélation significative

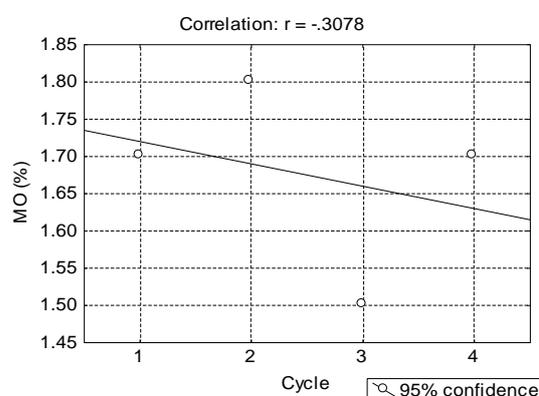


Figure 2.1.2-4 : Corrélation non significative

Une valeur égale à -1 ou +1 indique l'existence d'une relation linéaire parfaite entre les deux variables. En revanche, ce coefficient est nul ($r = 0$) lorsqu'il n'y a pas de relation linéaire entre les variables. Plus l'ensemble des points sera proche de la relation linéaire (Figure 2.1.2-3 : Corrélation significative), plus la valeur du coefficient sera proche de -1 ou de +1. Pour obtenir un coefficient de corrélation élevé, la somme de la déviation des données par rapport à la ligne de régression (distance des points par rapport à la droite linéaire) doit être la plus basse possible. Pour conclure sur la significativité d'une évolution, une valeur absolue limite pour le coefficient de corrélation de 0.95, soit 95%, a été choisie.

L'intervalle de confiance ("95% confidence") présenté dans les figures ci-dessus définit un risque d'erreur limité à long terme à 5%. Plus l'incertitude des résultats est grande, plus les bornes de l'intervalle de confiance sont éloignées l'une de l'autre.

Dans l'exemple de la Figure 2.1.2-3 : Corrélation significative, le coefficient de corrélation est de -0.9648. C'est une corrélation significative à plus de 95%. Il apparaît clairement dans cet exemple que les points définis pour chaque cycle en fonction de la teneur en matière organique sont proches de la relation linéaire. La diminution de la teneur en matière organique de ce site est donc liée à une réelle évolution temporelle et non pas au hasard ou à une erreur analytique, contrairement à la Figure 2.1.2-4 : Corrélation non significative. En effet, dans cette dernière, les teneurs en matière organique sont très éloignées l'une de l'autre et ne sont pas alignées sur une droite linéaire. Le coefficient de corrélation joue un rôle fondamental pour évaluer certains aspects qui concernent la fidélité, la validité ou l'objectivité d'un dispositif d'évaluation ou de mesure.

2.2 Résultats

2.2.1 Caractéristiques physiques et chimiques des sols

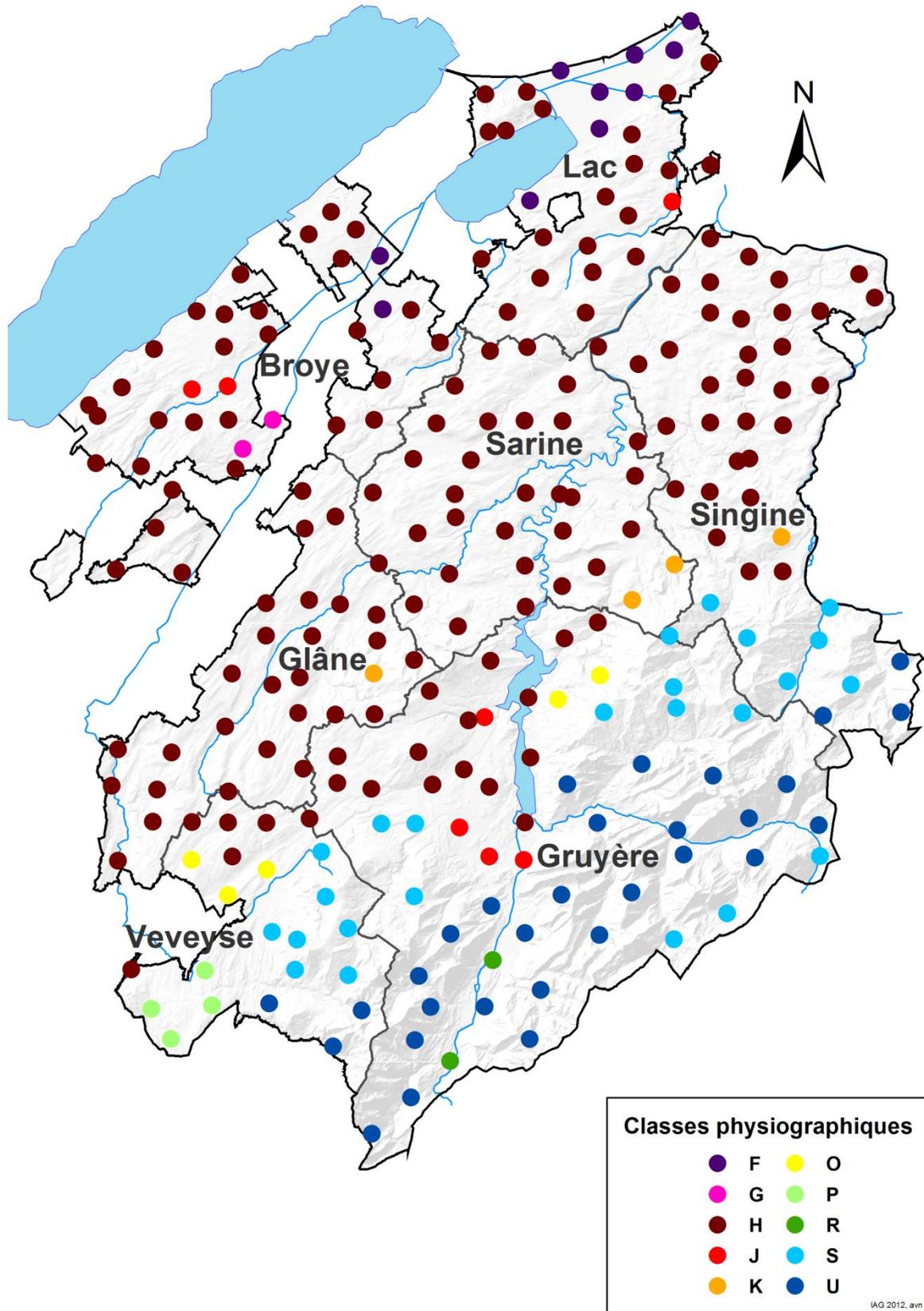
2.2.1.1 Types de sol

Le Tableau 2.2-1 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. La Carte 2.2.1-1 : Principales classes physiographiques des sols selon la carte des sols de la Suisse à l'échelle 1:200'000 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.

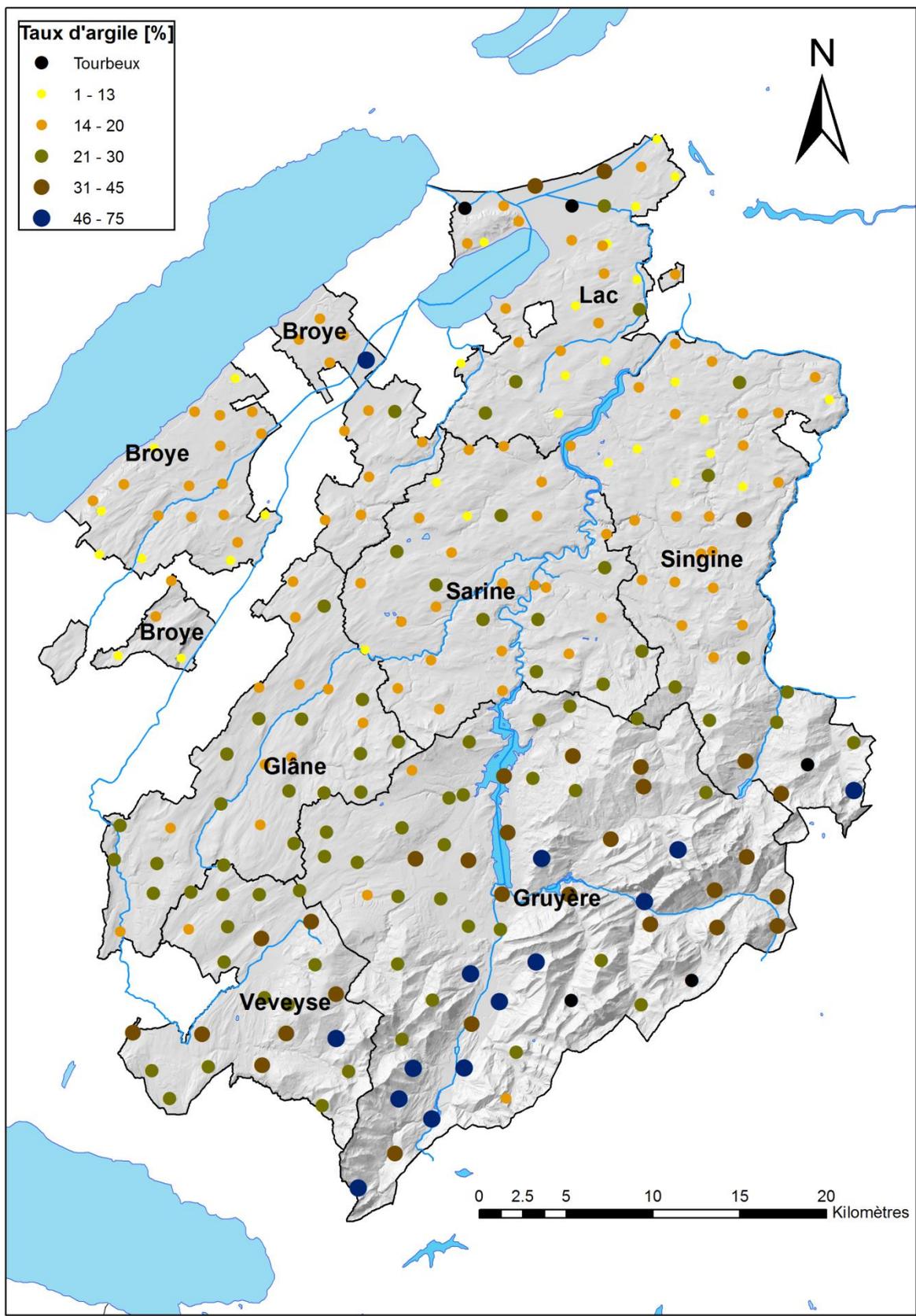
Tableau 2.2-1 : Classes physiographiques principales appliquées à la carte des aptitudes des sols de la Suisse

Classe	Description	Fréquence dans le réseau	
F	Plaines des régions basses	10 sites	(4.0%)
G	Collines morainiques	2 sites	(0.8%)
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	4 sites	(1.6%)
O	Molasse sableuse du bord des Alpes	5 sites	(2.0%)
P	Poudingue prédominant du bord des Alpes	4 sites	(1.6%)
R	Vallées alpines étroites	2 sites	(0.8%)
S	Régions sur flysch	24 sites	(9.6%)
U	Régions alpines sur formation calcaire	30 sites	(12.0%)

Un tableau ainsi que des explications plus détaillées se trouvent dans le troisième rapport FRIBO (Julien & 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

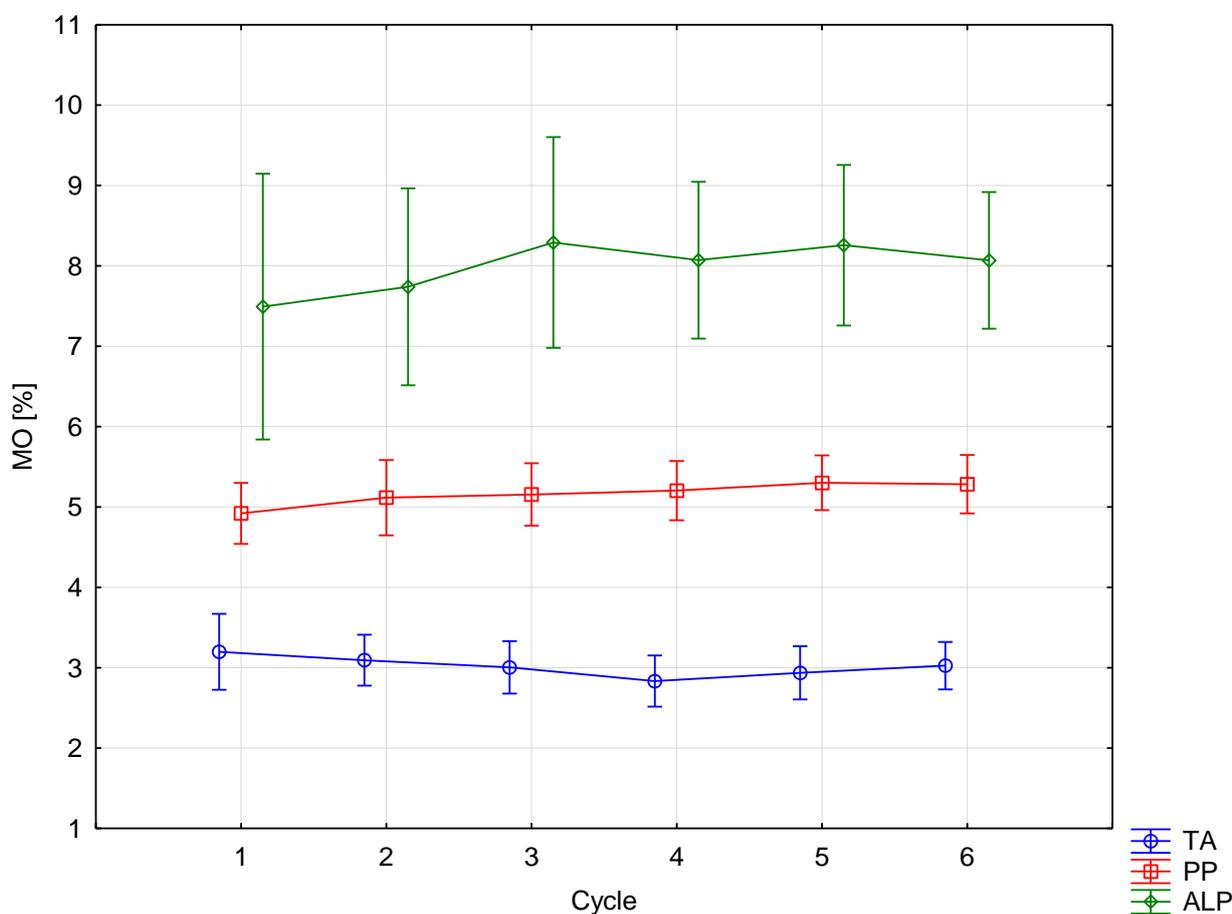
La texture des sols est très variable et suit un gradient croissant, sur une orientation NO-SE. En règle générale, les sols les plus légers se retrouvent dans la Broye, dans le district du Lac (hors Grand-Marais) ainsi que dans le nord de

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 : Evolution générale des teneurs en matière organique permet de comparer les teneurs en matière organique (MO) des sols, ainsi que leurs évolutions sur les 30 ans de prélèvement. Pour les terres assolées et pour les prairies permanentes, les teneurs sont restées pratiquement identiques tout au long des six cycles. Les teneurs sont légèrement plus élevées dans les alpages pour les quatre derniers cycles en comparaison aux deux premiers. Le taux de matière organique moyen des terres assolées est remonté au cours des deux derniers cycles, mais aucune différence significative n'est constatée.

La partie Annexes contient les tableaux de statistiques descriptives associées aux figures présentées dans le texte.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	3.20 a	3.09 a	3.00 a	2.83 a	2.94 a	3.03 a	Moyenne MO p= 5 % (logtransform)
PP	4.92 a	5.12 a	5.16 a	5.20 a	5.30 a	5.28 a	Moyenne MO p= 5 % (logtransform)
ALP	7.49 a	7.74 a	8.29 a	8.07 a	8.26 a	8.07 a	Moyenne MO p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.1-1 : Evolution générale des teneurs en matière organique

Deux barèmes ont été utilisés pour prendre en compte la quantité de matière organique dans le sol. Le premier se base sur les PRIF (Sinaj & Richner, 2017) et se réfère aux teneurs en humus du sol pour une appréciation du potentiel de fourniture d'azote par le sol (minéralisation de la matière organique).

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 « largement déficients » 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.

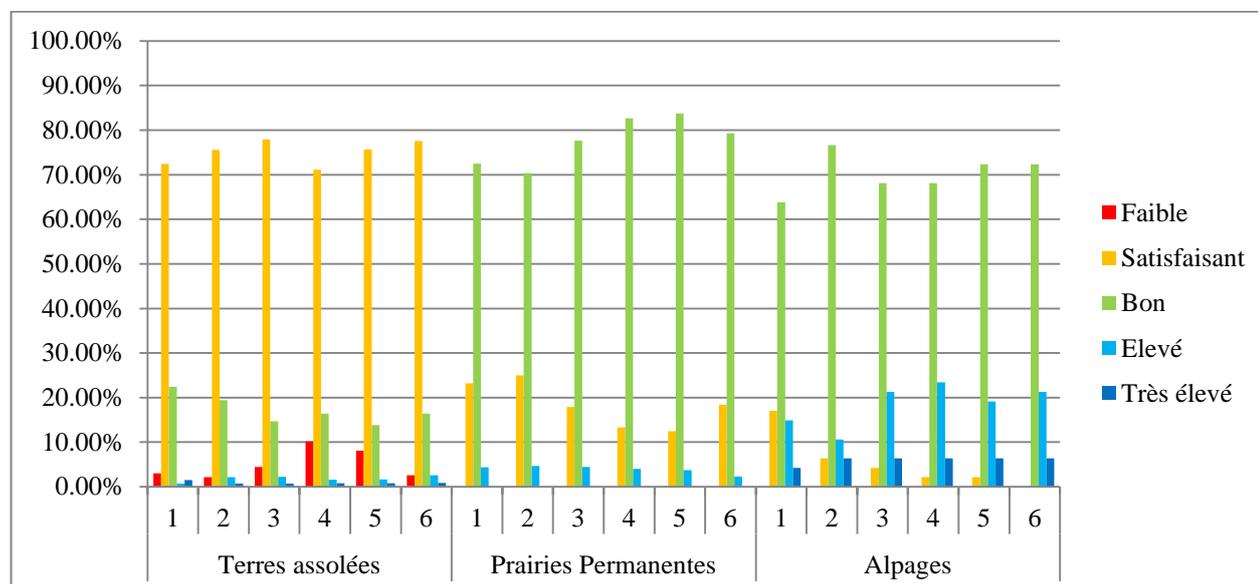


Figure 2.2.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le potentiel de fourniture d'azote, barème PRIF 2017

Potentiel de qualité structurale du sol

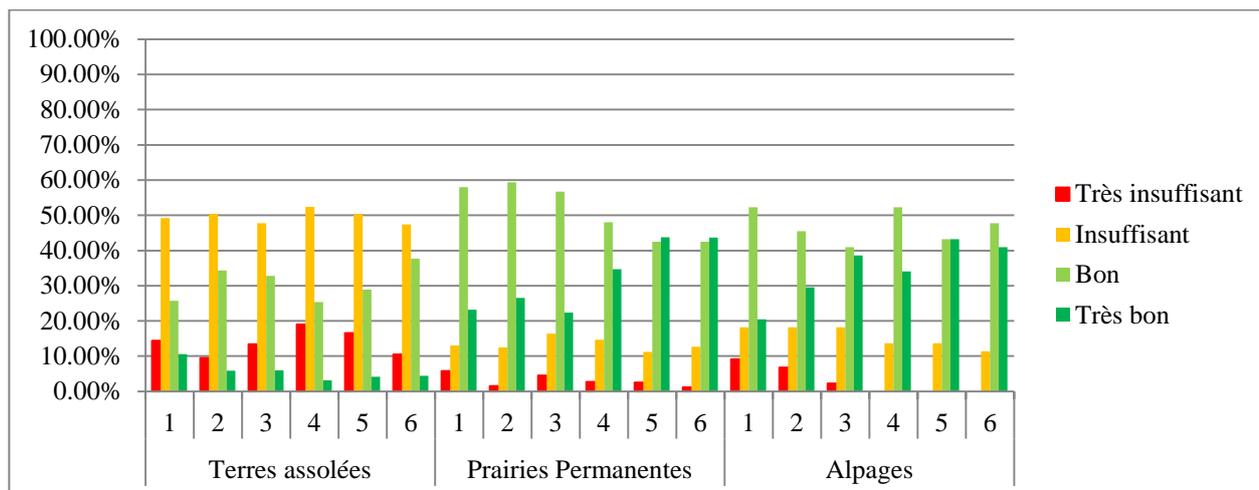
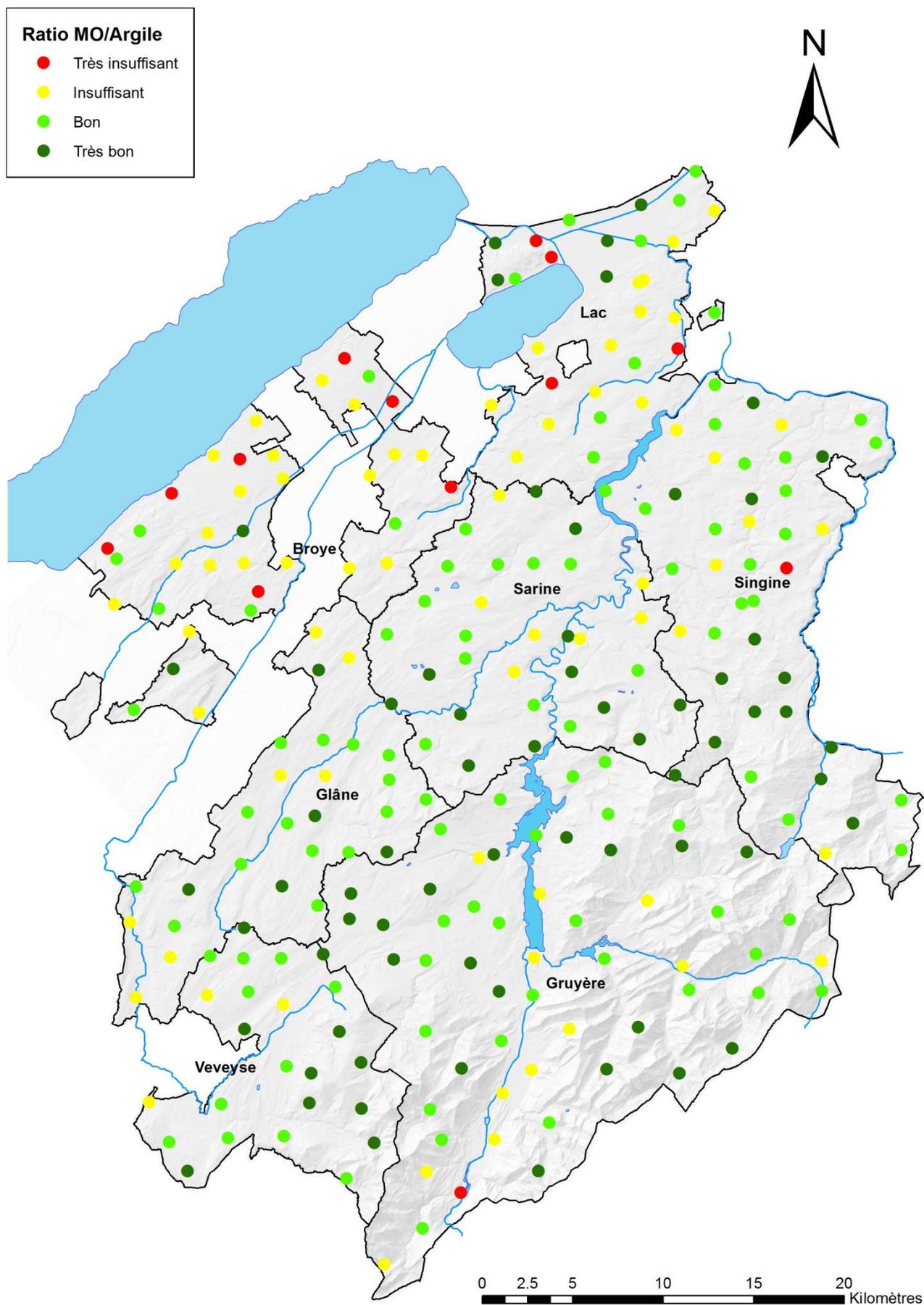


Figure 2.2.1-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation de la richesse des sols en matière organique selon le ratio MO/argile, barème STRUDEL

La situation est plutôt rassurante. A l'heure actuelle, seules 11 % des terres assolées du réseau FRIBO (12 sites) sont en large déficit de matière organique, et 1% des prairies (1 site). 47 % des terres assolées présentent un léger déficit en matière organique, 38 % en sont suffisamment pourvues, et 4 % montrent un ratio carbone sur argile optimal, que l'on observe que très rarement, dès lors que le sol est travaillé. Bien qu'un peu plus de la moitié des terres assolées fribourgeoises présentent un déficit en matière organique, la situation est meilleure que celle des cantons voisins (P. Boivin, communication personnelle), où les terres assolées atteignant le seuil de suffisance sont rares. Cela est dû en grande partie au cheptel important et à la tendance moins marquée à la spécialisation dans le canton ; 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. Les valeurs moyenne et médiane des ratios MO/argile pour les terres assolées du FRIBO sont, respectivement, de 0.169 et 0.158, une fois les sites tourbeux exclus, ce qui est relativement proche du seuil de suffisance.

L'étude détaillée des sites largement déficients en matière organique (Carte 2.2.1-3 : Appréciation de la teneur en matière organique d'après le barème du STRUDEL - sixième cycle) fournit les renseignements suivants : sur les 13 sites en question, 12 sont des terres assolées et 1 est une prairie permanente, dans l'Intyamont. Dans le cas de la prairie permanente, le taux d'argile du sol y est très élevé (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 de presque 60 %. Huit autres terres assolées dans la Broye ou le district du Lac contiennent dans leur rotation des pommes de terre, de la betterave, voire, dans trois cas, les deux cultures. Enfin, dans deux cas, les taux de matière organique bas ne peuvent pas être expliqués par la rotation ou des taux d'argile exceptionnellement élevés. Dans un cas, le site est un fluvisol au bord de la Bibera, il s'agit d'un sol formé par des alluvions relativement jeunes, ce qui peut expliquer de faibles teneurs en matière organique. Dans le second cas, le site est une terre assolée en pente (environ 18 %) et sensible à la battance, ce qui peut expliquer, par le phénomène de l'érosion, des taux de matière organique très bas.



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

Evolution par site

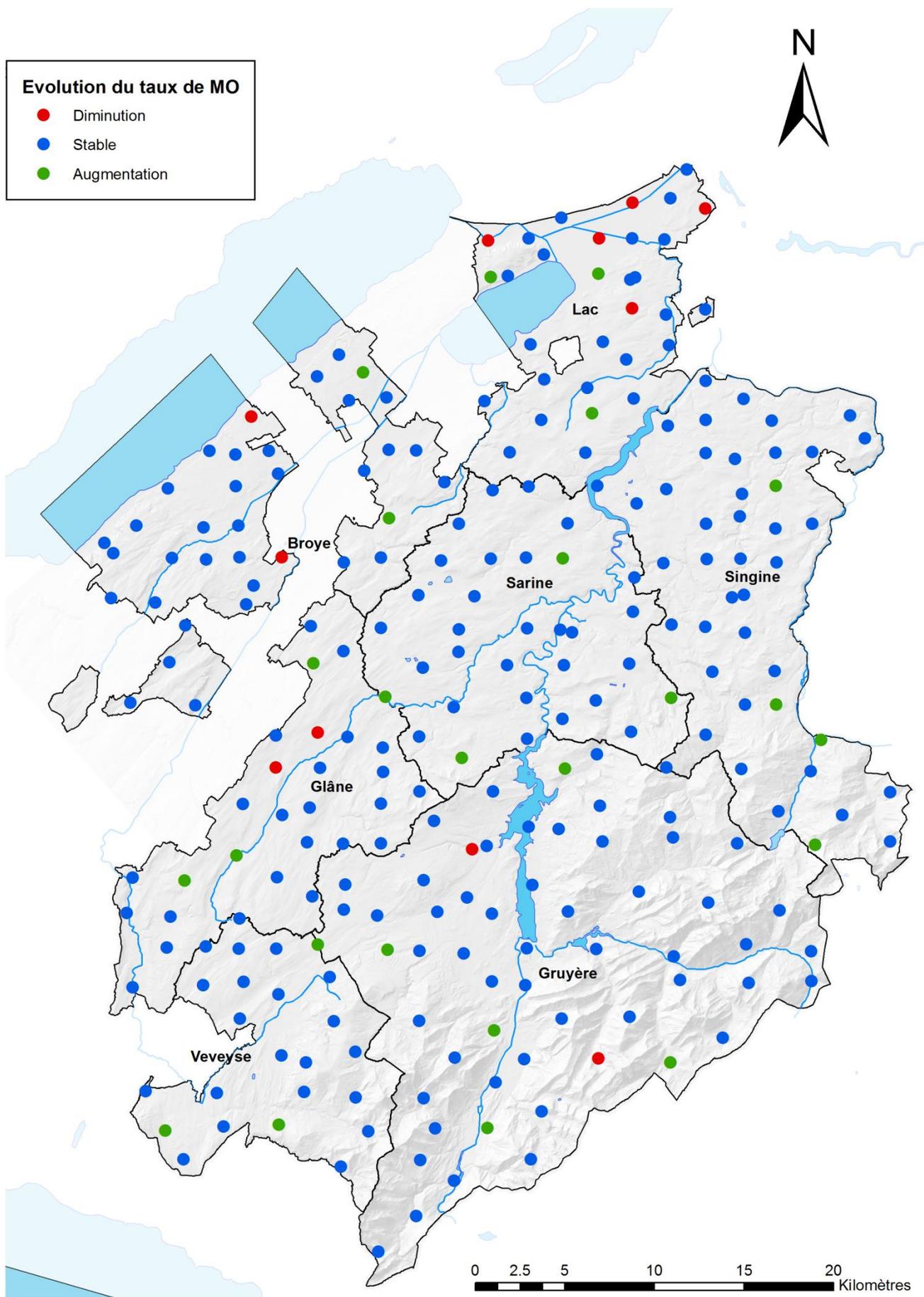
11 sites indiquent une diminution du taux de matière organique depuis le début du suivi il y a 30 ans. Sur ces 11 sites, 9 sont des terres assolées, 1 est une prairie permanente et 1 est un alpage. Il est cependant intéressant de noter qu'aucun des sites dont le taux de matière organique est en baisse n'est qualifié de « largement déficient » d'après le barème établi par Johannes et al. (Carte 2.2.1-4 : évolution par site du taux de matière organique au cours des six cycles). Au contraire, 4 de ces sites, trois terres assolées et un alpage, présentent un ratio MO / argile optimal. Les trois terres assolées sont situées dans le Seeland et 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.

24 sites indiquent une augmentation du taux de matière organique depuis le début des relevés. Il s'agit de 5 terres assolées, 17 prairies permanentes et 2 alpages.

Sur ces 5 terres assolées, aucune tendance générale dans la rotation ou la texture du sol n'apparaît. Ces sites présentent aussi bien des rotations peu intensives (prairies temporaires et céréales), que plus intensives (pommes de terre et betteraves pour deux des sites). Ce constat se veut rassurant : il indique que, même avec des rotations très intensives, il est possible d'augmenter le taux de matière organique d'un sol, à condition que suffisamment de matière organique soit restituée au sol. Deux facteurs peuvent cependant expliquer pourquoi les taux de matière organique ont pu augmenter avec des rotations aussi intensives : l'un des sols est extrêmement léger (8 % d'argile), le deuxième sol contient un horizon tourbeux en profondeur (à 30-40 cm) ; il est donc probable que des vers de terre amènent chaque année un peu de matière organique profonde à la surface du sol. Les terres assolées indiquant une augmentation de leurs taux de matière organique ont en commun le fait qu'elles présentent peu de signes de tassement. Des informations sur les quantités d'amendements organiques employées aideraient aussi à expliquer de telles augmentations.

Les 17 prairies permanentes présentant une augmentation des teneurs en matière organique peuvent être divisées en quatre catégories : les terres assolées ou vergers convertis en prairies permanentes (5 sites), les replats sur lesquelles le bétail stationne, indiqué par la présence de bouses et de hautes teneurs en phosphore (4 sites), les prairies extensives ou peu intensives (2 sites), et les sites pour lesquelles il n'y a pas d'explication particulière (6 sites).

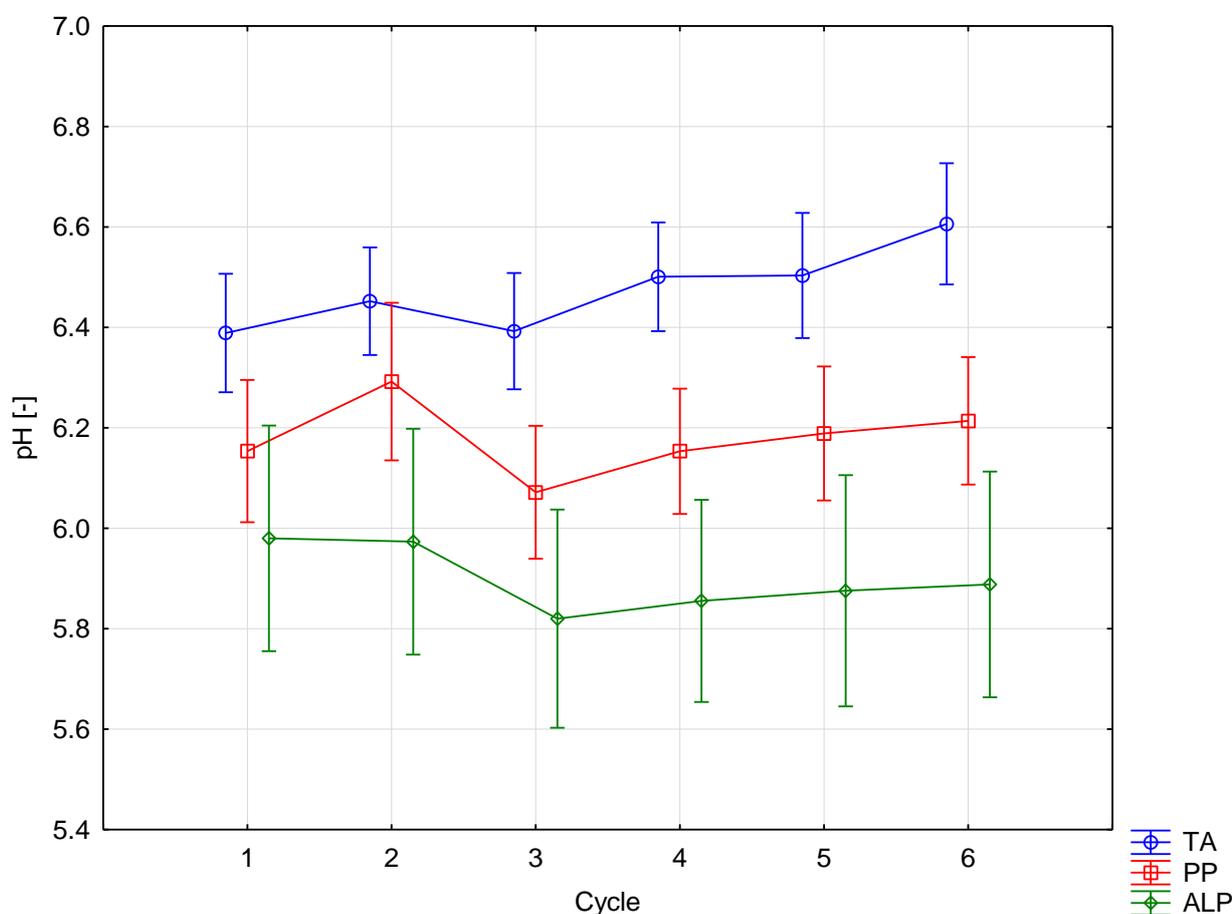
Aucune tendance régionale marquée n'apparaît, à l'exception de la diminution des taux de matière organique des sols tourbeux du Seeland.



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

2.2.1.3 pH

La Figure 2.2.1-4 : Evolution générale du pH met en évidence l'évolution du pH des sols au cours des trente dernières années.



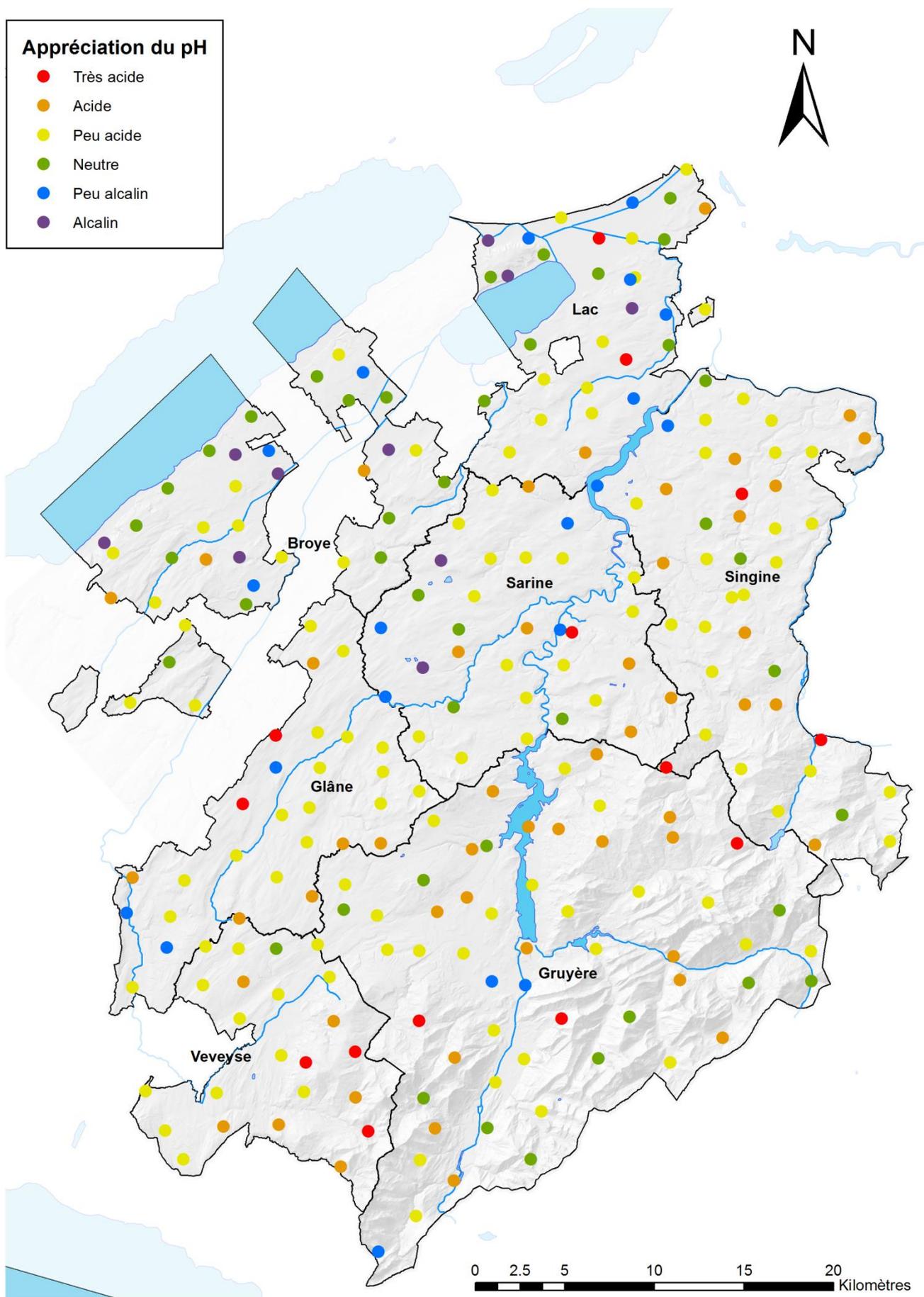
	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	6.39 a	6.45 a	6.39 a	6.50 a	6.50 a	6.61 a	Moyenne pH p= 5 %
PP	6.15 a	6.29 a	6.07 a	6.15 a	6.19 a	6.21 a	Moyenne pH p= 5 %
ALP	5.98 a	5.97 a	5.82 a	5.86 a	5.88 a	5.89 a	Moyenne pH p= 5 %

Figure 2.2.1-4 : Evolution générale du pH

Pour les six cycles, le pH extrait à l'eau des trois catégories d'utilisation du sol n'a pas varié significativement. Le pH des terres assolées indique une hausse récente, mais non significative. Cette légère hausse pourrait s'expliquer par la généralisation de la pratique du chaulage là où une telle opération est nécessaire.

Le pH des prairies, après une baisse non-significative au cours du 3^{ème} cycle, semble maintenant s'être stabilisé. Avec un pH de 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.

Le pH des alpages s'est également stabilisé, mais à un niveau sensiblement plus bas.



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

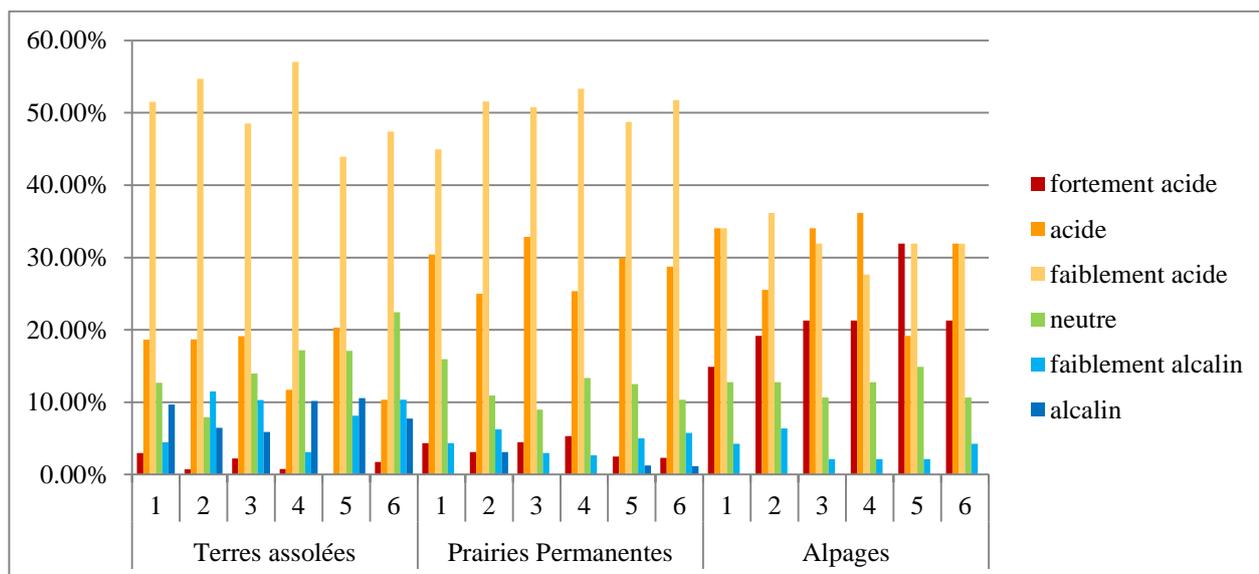


Figure 2.2.1-5 : Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème PRIF 2017

Appréciation selon les PRIF

Environ 60% des terres assolées ont un pH qui est acide ou faiblement acide (< 6,8) indépendamment du cycle (Figure 2.2.1-5 : Répartition des sites d'après l'appréciation du pH selon le barème PRIF 2017) et 12 % des terres assolées sont acides (pH< 5.9). Dans ce sixième cycle d'analyse, la part de sols acides est plus basse, tandis que le la part des sols « neutres » augmente. Cela est probablement dû à la généralisation du chaulage sur les terres assolées à tendance acide.

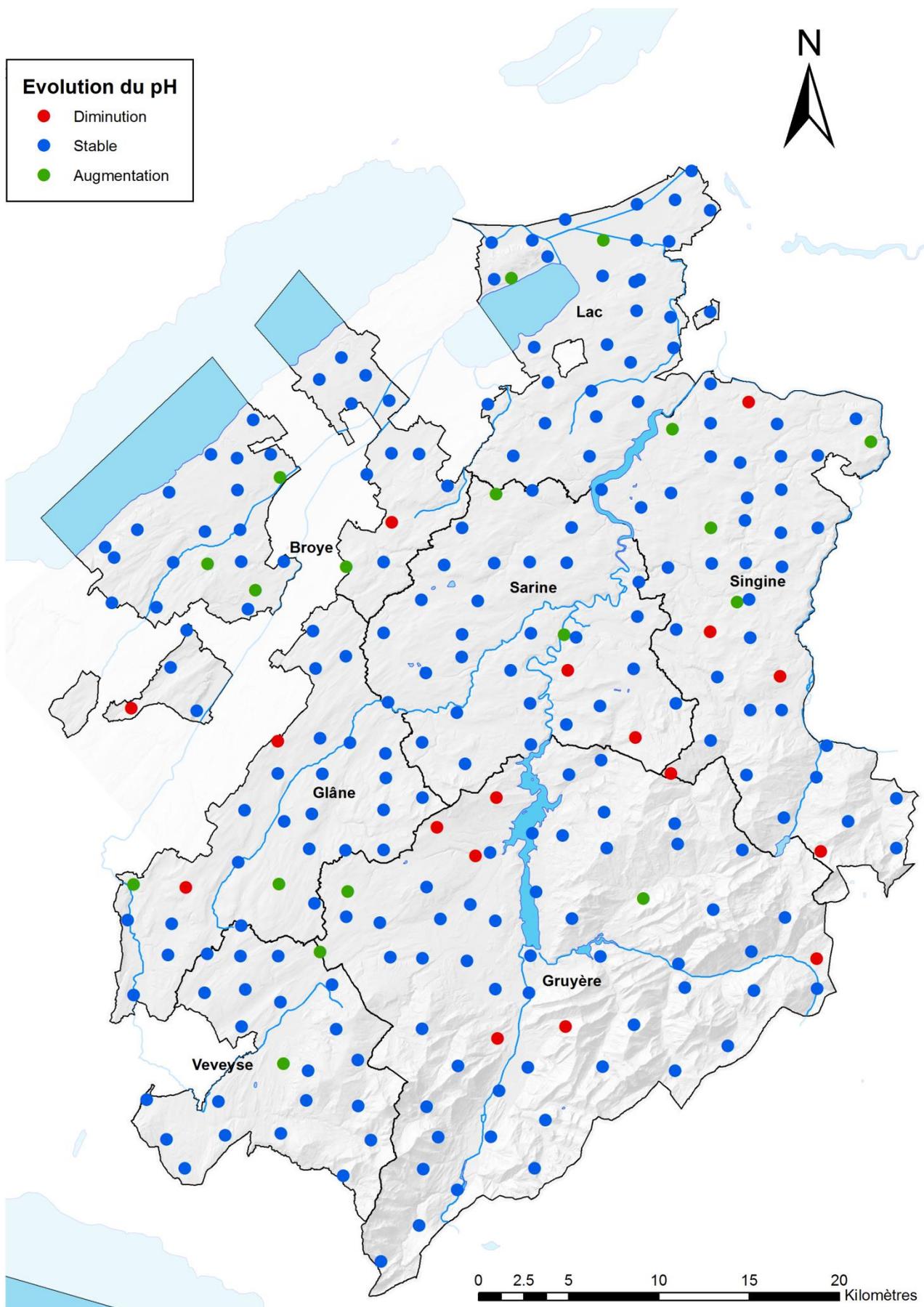
Pour ce qui est des prairies permanentes, ce sont plus de 50 % des prairies qui sont « acides » ou « faiblement acides ». Environ 25 % sont qualifiées d' « acides ». Afin de maintenir un pH propice à une composition botanique équilibrée, de nombreux agriculteurs pratiquent maintenant le chaulage sur leurs prairies permanentes.

Dans les alpages, le pourcentage de sols fortement acides semble s'être stabilisé aux alentours de 30%. Il faut mentionner que ces sols sont, pour des raisons pratiques, très peu chaulés et de ce fait subissent l'acidification naturelle liée à l'altération des sols. Il est également possible que la tendance à l'acidification observée entre le cycle 1 et le cycle 3 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.

Evolution du pH

Comme cela peut être observé sur la Carte 2.2.1-6 : évolution par site du pH au cours des six cycles, 13 sites ont vu leur pH baisser significativement. Mis à part un alpage, les autres sites sont des terres assolées (6 sites) et des prairies permanentes (6 sites). Le faible pourcentage de sites s'acidifiant est certainement dû aux chaulages réguliers pratiqués par les agriculteurs qui ont pris conscience du phénomène d'acidification des sols.

10 sites ont subi une augmentation de leur pH. Leur utilisation est la suivante: 7 terres assolées et 3 prairies permanentes. Ils ont été chaulés dans les dernières années ou ont reçu des apports de compost ou de fumier de volaille, produits avec un effet chaulant non négligeable.



Carte 2.2.1-6 : évolution par site du pH au cours des six cycles

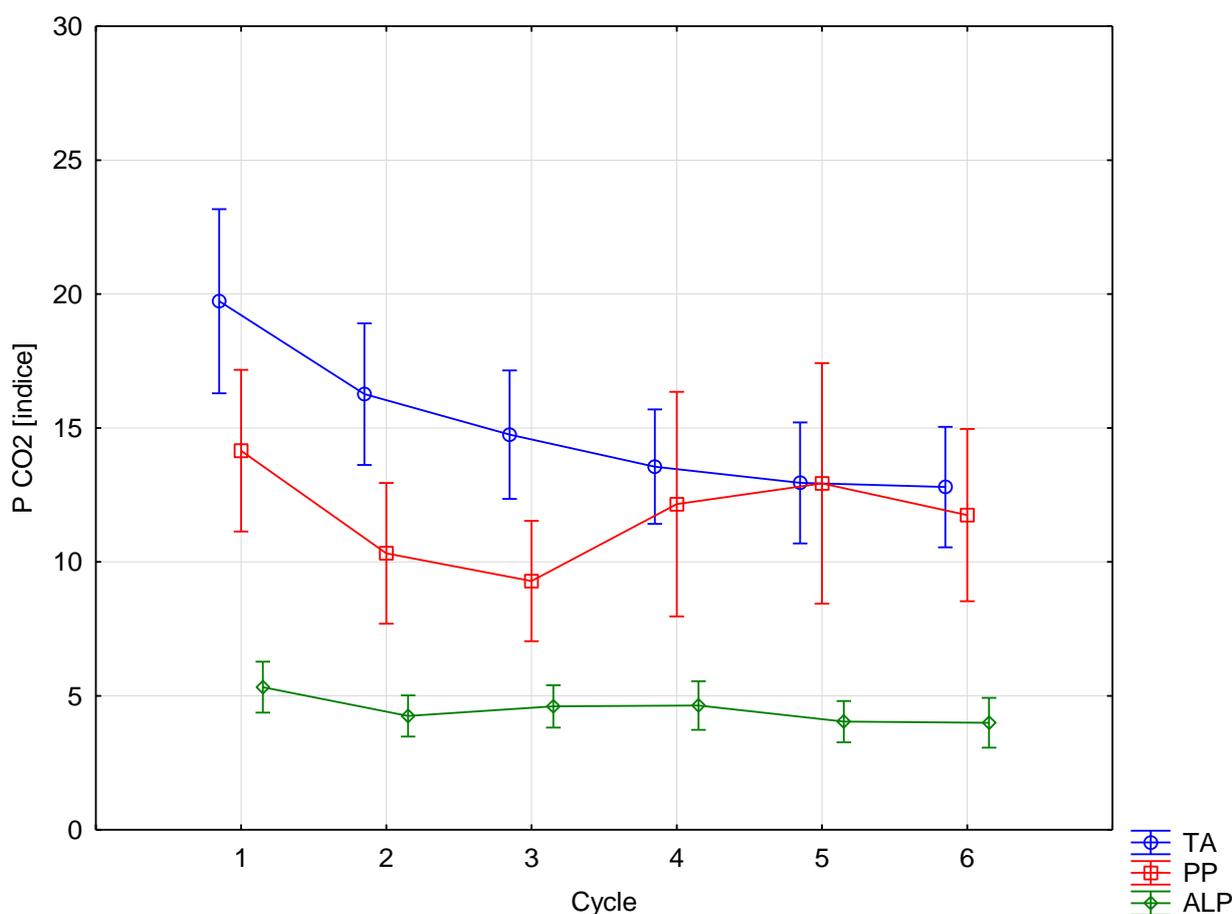
2.2.2 Eléments nutritifs

Le réseau d'observation suit l'évolution des éléments fertilisants du sol. Ainsi, les teneurs de quatre éléments nutritifs essentiels sont analysées, soit le phosphore (P), le potassium (K), le magnésium (Mg) et le calcium (Ca). Un suivi de l'azote est également effectué par le biais de l'analyse NMin, mais, compte tenu de la très forte variabilité des résultats en fonction de la fumure et des conditions météorologiques, ces résultats ne sont pas publiés.

2.2.2.1 Phosphore

Extraction CO₂

L'extraction du P selon la méthode CO₂, anciennement appelée Dirks-Scheffer (DS), consiste en un mélange de sol (1g) avec 10 ml d'eau saturée en CO₂. Cette méthode est dite douce puisqu'elle permet d'extraire seulement le P en solution ou très faiblement lié aux colloïdes, soit le P assimilable rapidement par la plante.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	19.74 a	16.27 ab	14.75 b	13.56 b	12.95 b	12.80 b	Moyenne P- CO ₂ p= 5 % (logtransform)
PP	14.15 a	10.32 a	9.29 a	12.16 a	12.93 a	11.75 a	Moyenne P- CO ₂ p= 5 % (logtransform)
ALP	5.33 a	4.25 a	4.61 a	4.64 a	4.04 a	4.00 a	Moyenne P- CO ₂ p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-1 : Evolution générale du P extrait selon la méthode CO₂

La Figure 2.2.2-1 : Evolution générale du P extrait selon la méthode CO₂ permet de constater que les terres assolées sont les plus riches en phosphore, suivies des prairies permanentes et des alpages. Ces teneurs plus élevées des terres

assolées sont reliées à une fertilisation phosphatée minérale plus importante, afin d'optimiser le rendement des cultures.

Les teneurs des terres assolées ont significativement baissé entre le premier cycle et les suivants ($p = 5\%$, les lettres sont différentes). Dans les prairies permanentes, le niveau de phosphore facilement disponible n'a pas subi d'évolution significative, mais la valeur moyenne pour cet élément est remontée au cours des quatrième et cinquième cycles, après une baisse lors des deuxième et troisième cycles. Cette valeur moyenne semble s'être stabilisée au cours du sixième cycle. Le niveau de phosphore facilement disponible dans les sols d'alpage n'a pas subi d'évolution significative ($p=5\%$) entre le premier et le sixième cycle, mais la valeur moyenne a baissé d'environ 25 %.

Ces diminutions des teneurs moyennes en P_{CO_2} 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). La diminution est marquée pour les terres assolées, tandis qu'elle est plus discrète pour les prairies permanentes et les alpages.

Selon Frossard & al. (2004), de nombreux sols du FRIBO pourraient présenter un risque élevé de pertes en phosphore par lixiviation. La diminution observée des teneurs en phosphore soluble devrait diminuer ce risque et donc contribuer à une meilleure qualité de l'environnement, en limitant notamment les phénomènes d'eutrophisation dans les eaux de surface.

Appréciation selon les PRIF

Les teneurs en P_{CO_2} 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.

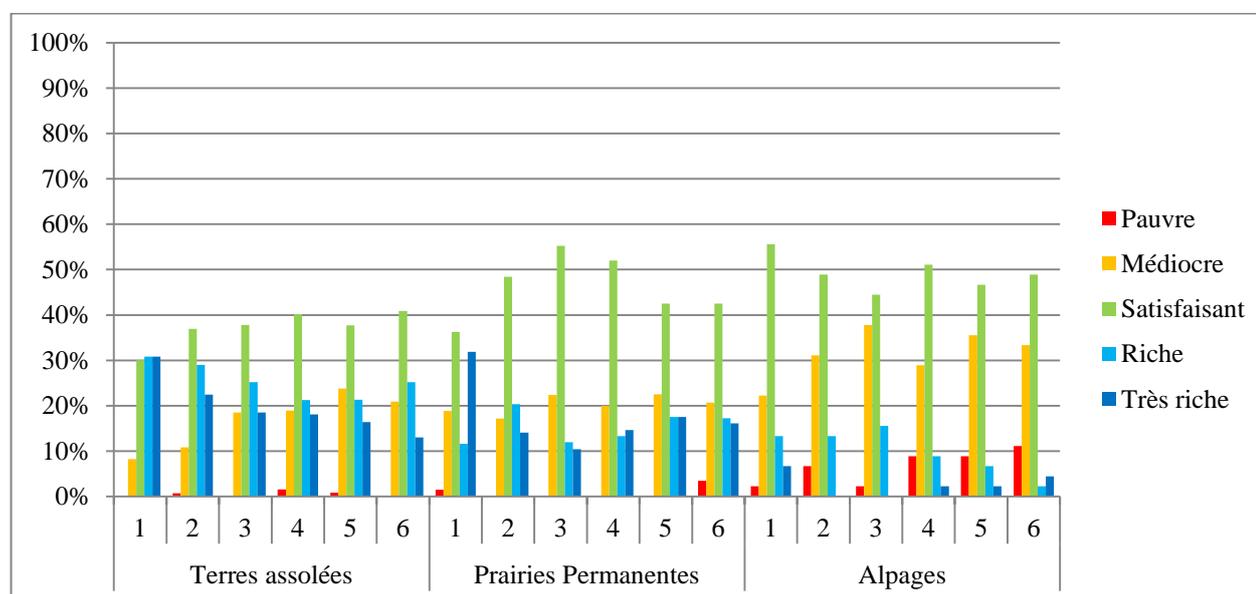
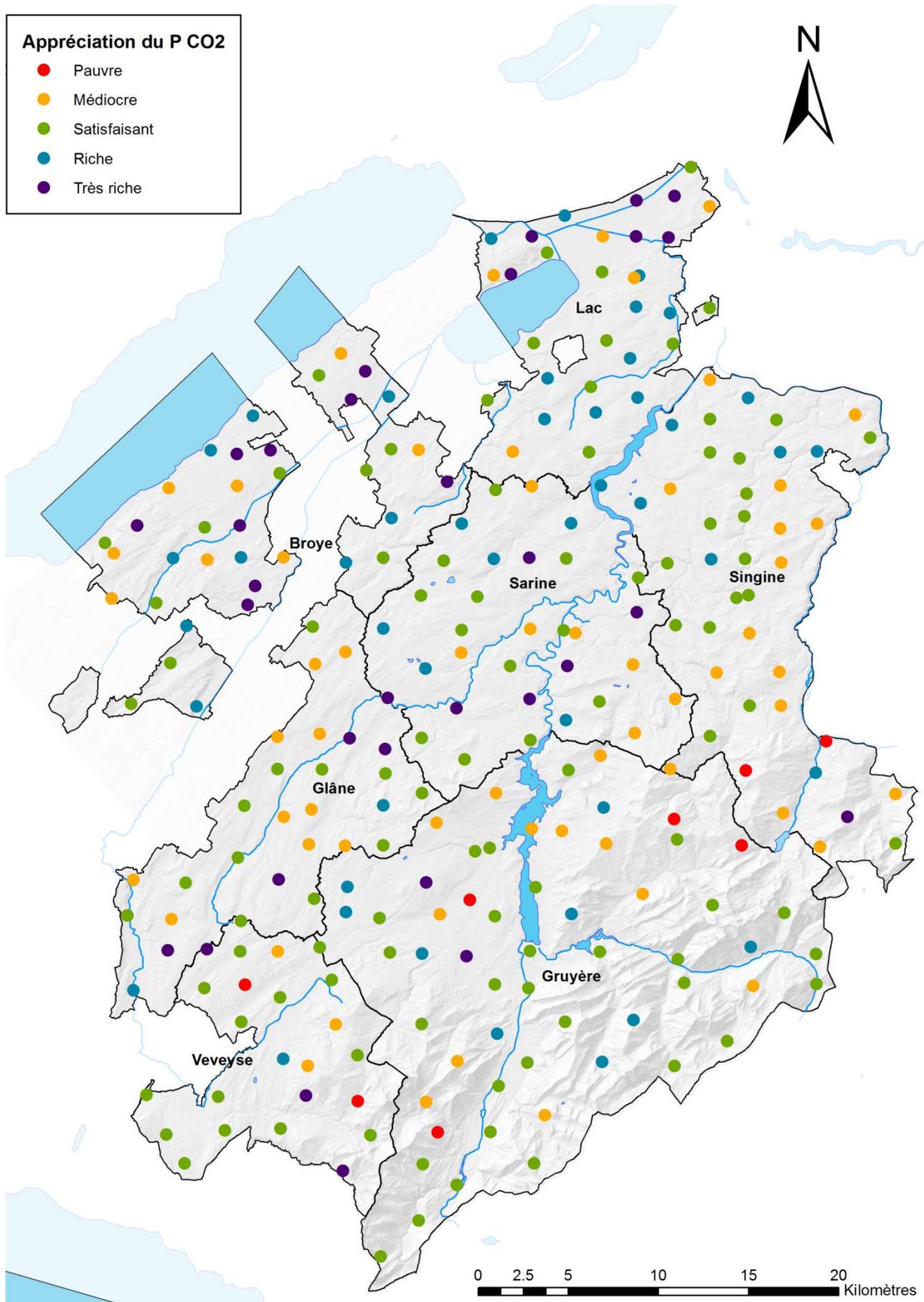


Figure 2.2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P_{CO_2} selon le barème PRIF 2017

Plus de 40% des terres assolées sont classées comme « satisfaisantes » (Figure 2.2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P_{CO_2} selon le barème PRIF 2017). En 30 ans, le nombre de sites jugés « médiocres » a augmenté (8 à 21 %), à l'inverse des classes « riche » et « très riche » (60 à 38 %). Cette évolution résulte probablement de l'introduction des PER. Elle peut également être imputée à une augmentation du prix des engrais phosphatés : en 1988, le rapport du prix à la tonne de phosphate sur le prix à la tonne du blé était de 0,22, tandis qu'il était d'environ 0,7 en 2016 (indexmundi, 2018).

Avant le cycle 4, plus de la moitié des sites de prairies permanentes étaient qualifiés de « satisfaisants ». Au cours du dernier cycle d'échantillonnage, le nombre de sites « riches » et « médiocres » a augmenté au détriment des sols jugés « satisfaisants ». Les teneurs optimales en P disponible dans les prairies ont été atteintes au cours du 3^{ème} cycle, avec 55 % de prairies permanentes classées « satisfaisantes ». Cela monte l'intérêt qu'il y a, encore aujourd'hui, à faire régulièrement des analyses de sol, y compris sur prairies permanentes, et à ce que ces résultats soient utilisés dans le cadre du conseil agricole. Dans les alpages, plus du tiers des sites se situent dans la classe « 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 : appréciation de la teneur en P CO₂ - sixième cycle). 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. Ces fortes teneurs en P CO₂ résultent de cultures ou de prairies plus intensives et plus abondamment fertilisées.

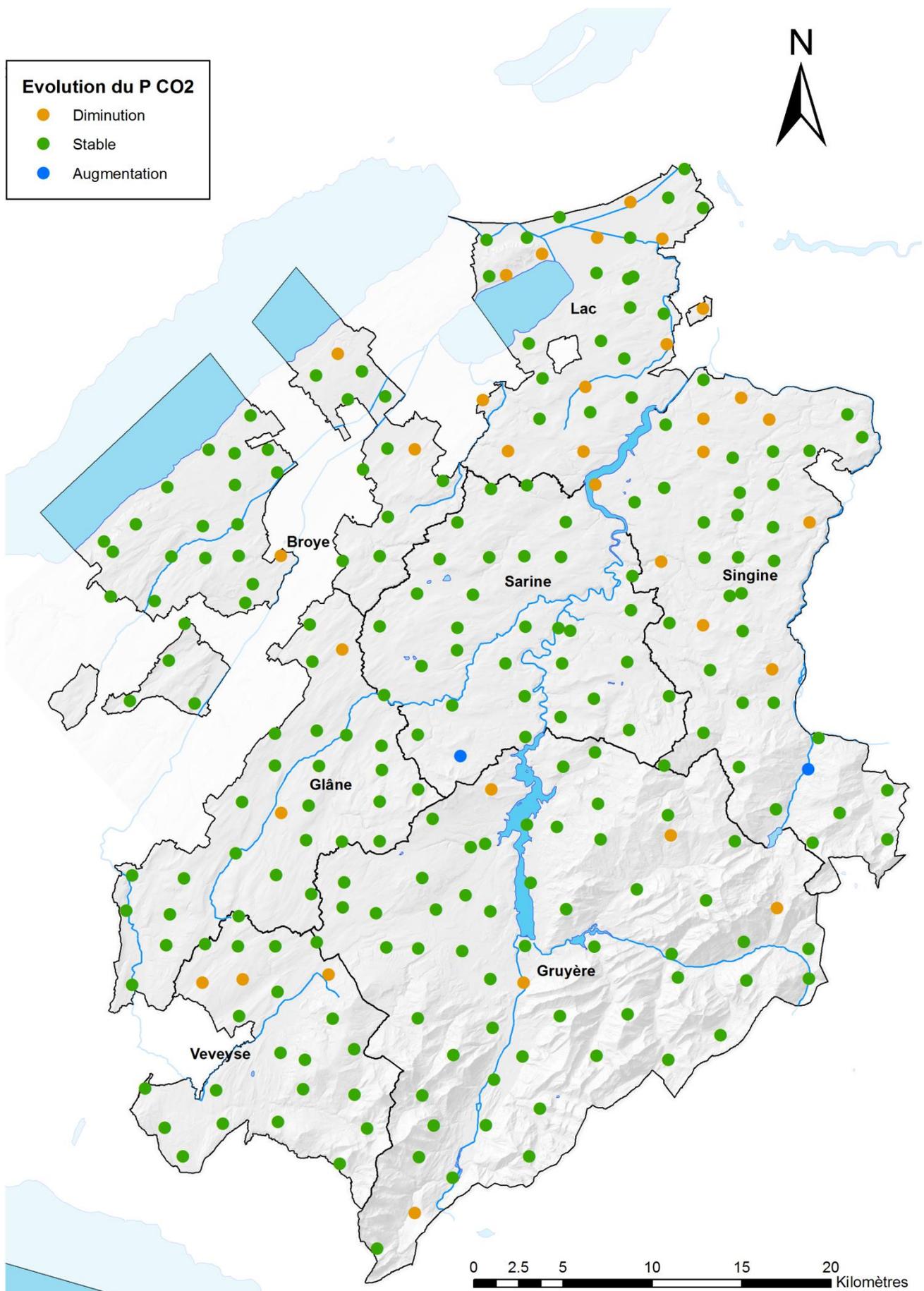


Carte 2.2.2-1 : appréciation de la teneur en P CO₂ - sixième cycle

Evolution par site

Les 33 sites qui montrent une diminution significative de leur teneur en P CO₂ sont répartis de la manière suivante : 23 sites en terres assolées, six sites en prairies permanentes et 4 en alpages. Cette baisse du P CO₂ sur ces vingt-cinq sites s'est effectuée de manière linéaire sur plusieurs années. Ces nombreux sites qui voient leurs teneurs baisser de manière significative confirment la diminution des valeurs moyennes. Le nombre de site est par ailleurs en augmentation par rapport au dernier cycle (33 sites actuellement contre 25 à la fin du 5^{ème} cycle).

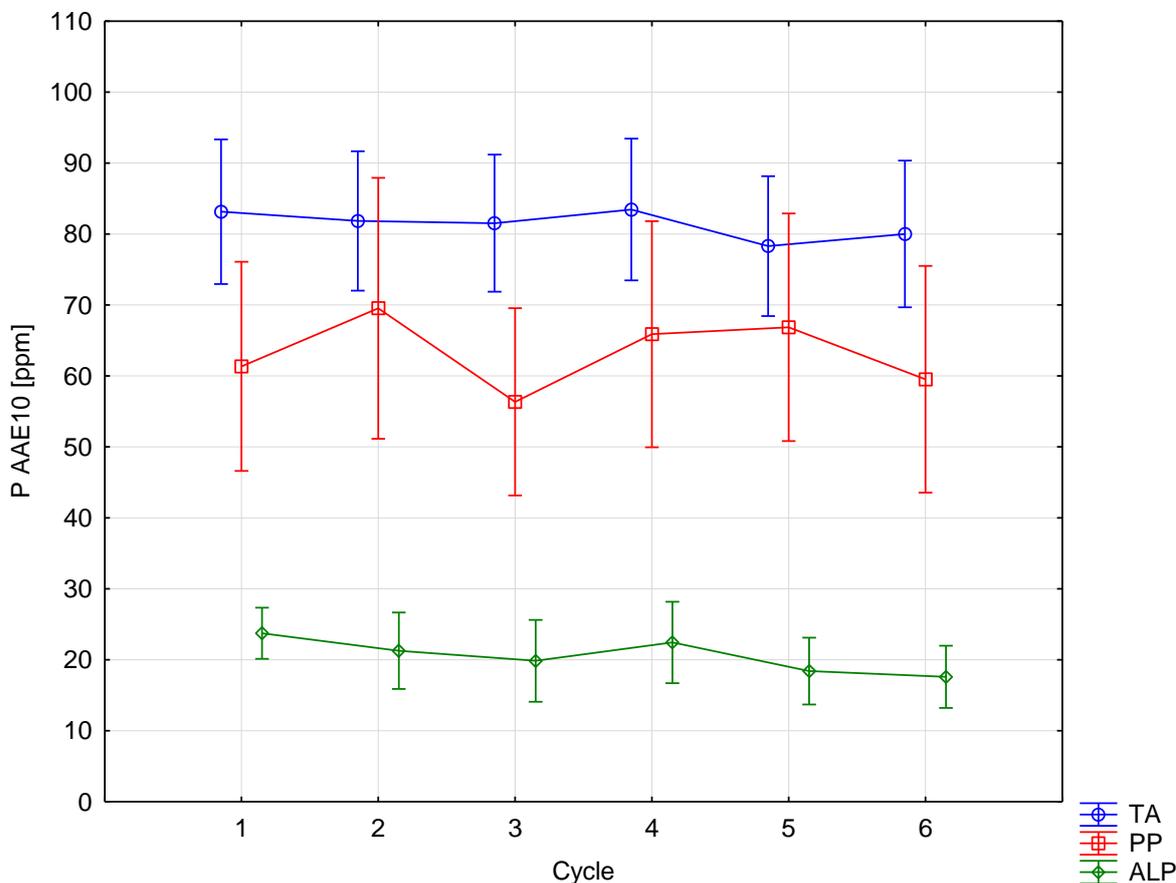
Deux sites présentent une augmentation significative. Ce sont des prairies permanentes.



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

Extraction AAE10 (acétate d'ammonium + EDTA)

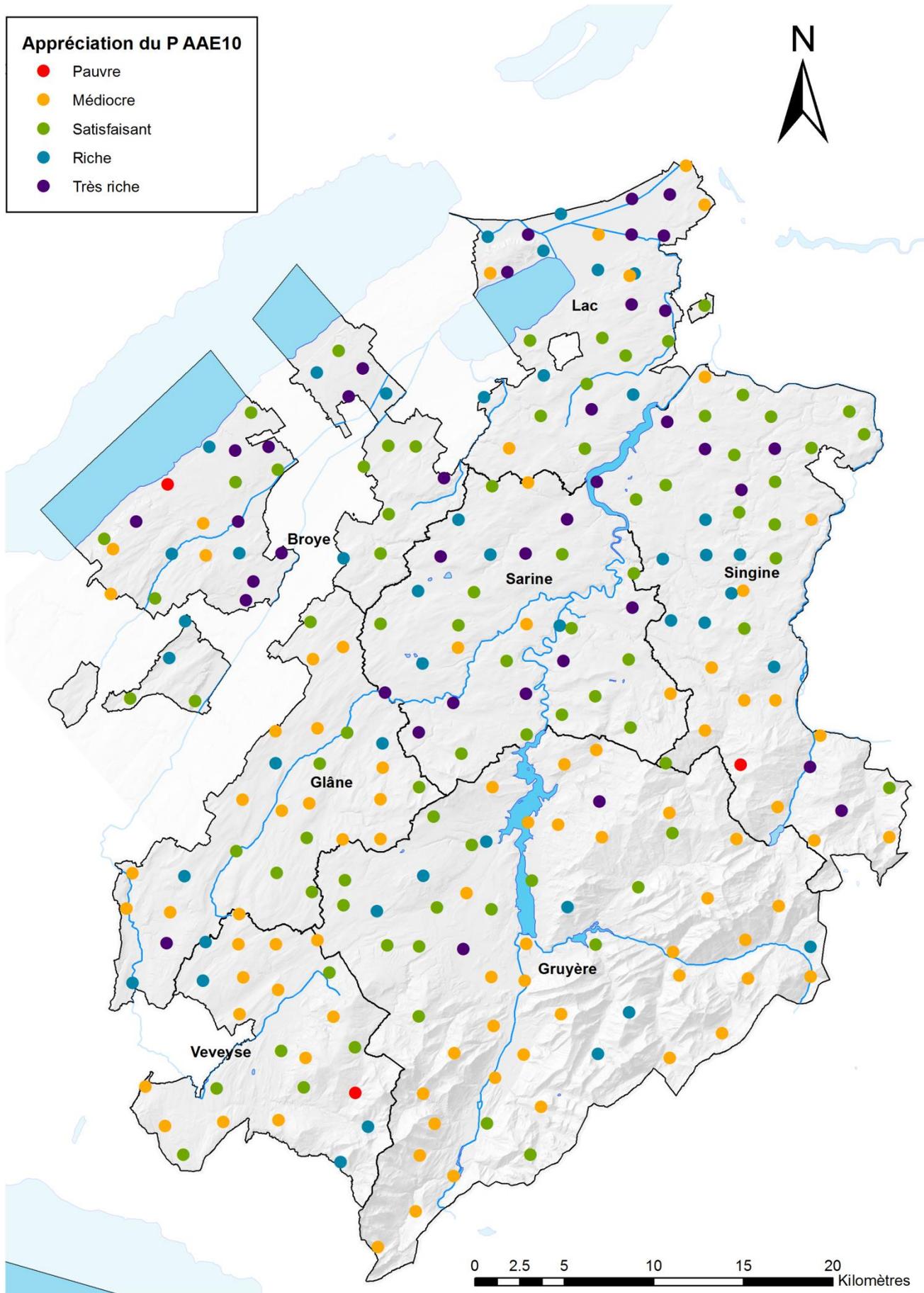
Une deuxième méthode d'extraction est utilisée pour doser la quantité de P dans les sols. Elle est réalisée avec une solution à base d'acétate d'ammonium et d'EDTA, dans un rapport 1:10 (AAE10). Cette méthode permet d'extraire le phosphore assimilable à moyen terme, soit le phosphore qui sera disponible pour la plante au cours de la saison de croissance. Une plus grande quantité de phosphore est extraite par cette méthode que par la méthode CO₂.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	83.16 a	81.85 a	81.53 a	83.46 a	78.30 a	80.02 a	Moyenne P-AAE10 p= 5 % (logtransform)
PP	61.36 a	69.54 a	56.36 a	65.89 a	66.86 a	59.53 a	Moyenne P-AAE10 p= 5 % (logtransform)
ALP	23.74 a	21.28 ab	19.86 ab	22.45 ab	18.41 b	17.60 b	Moyenne P-AAE10 p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-3 : Evolution générale du P extrait selon la méthode AAE10

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 P (Carte 2.2.2-3 : Appréciation de la teneur en P AAE10 - sixième cycle). L'analyse statistique n'évoque ni enrichissement ni appauvrissement en P AAE10 pour les terres assolées et prairies permanentes. Ces résultats démontrent toutefois que la quantité de P en "réserve" dans les sols d'alpage a diminué de manière significative à partir du cycle 5, ce qui correspond à l'introduction de l'interdiction d'importation d'engrais sur les zones d'estivage. Cela ne s'est pas traduit par une baisse significative du P CO₂, déjà bas, dans les alpages, donc il y a peu à craindre sur les rendements des herbages. Une étude menée par Agroscope (Roger et al., 2013), effectuée sur les échantillons FRIBO, a montré que les sols d'alpages présentent 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 organismes du sol peut toutefois rendre ce phosphore disponible pour les plantes.



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

Appréciation selon les PRIF

C'est dans la classe « satisfaisant » que l'on retrouve le plus grand nombre de sites en terres assolées (Figure 2.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017). Cette même catégorie voit son pourcentage augmenter depuis le troisième cycle au détriment de la classe « riche ».

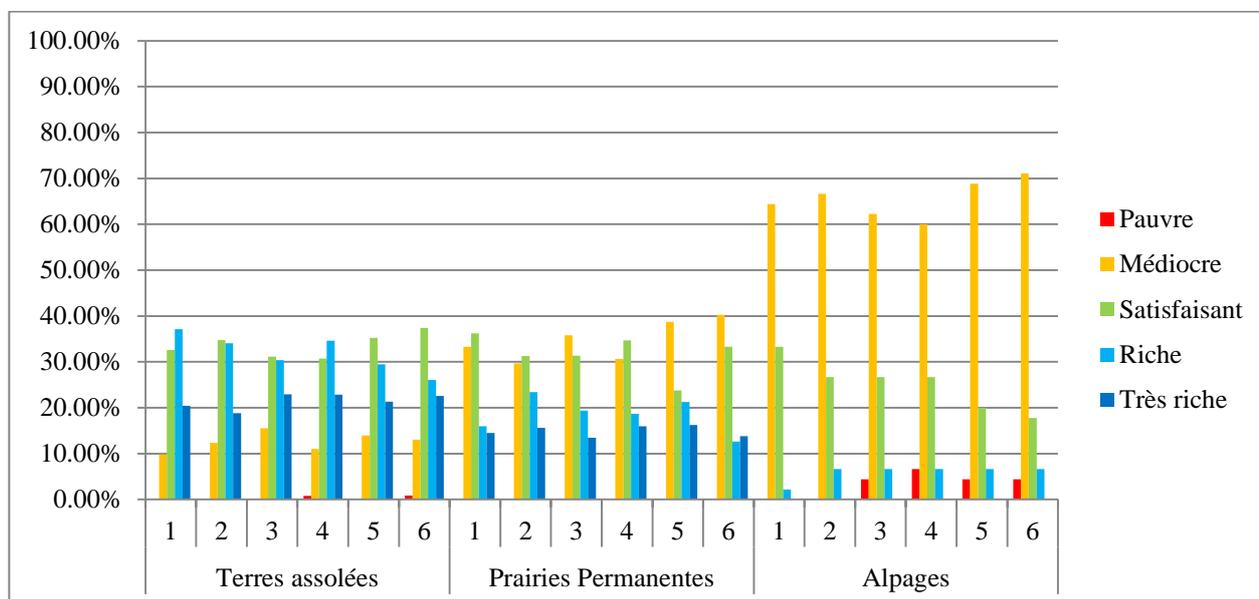


Figure 2.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017

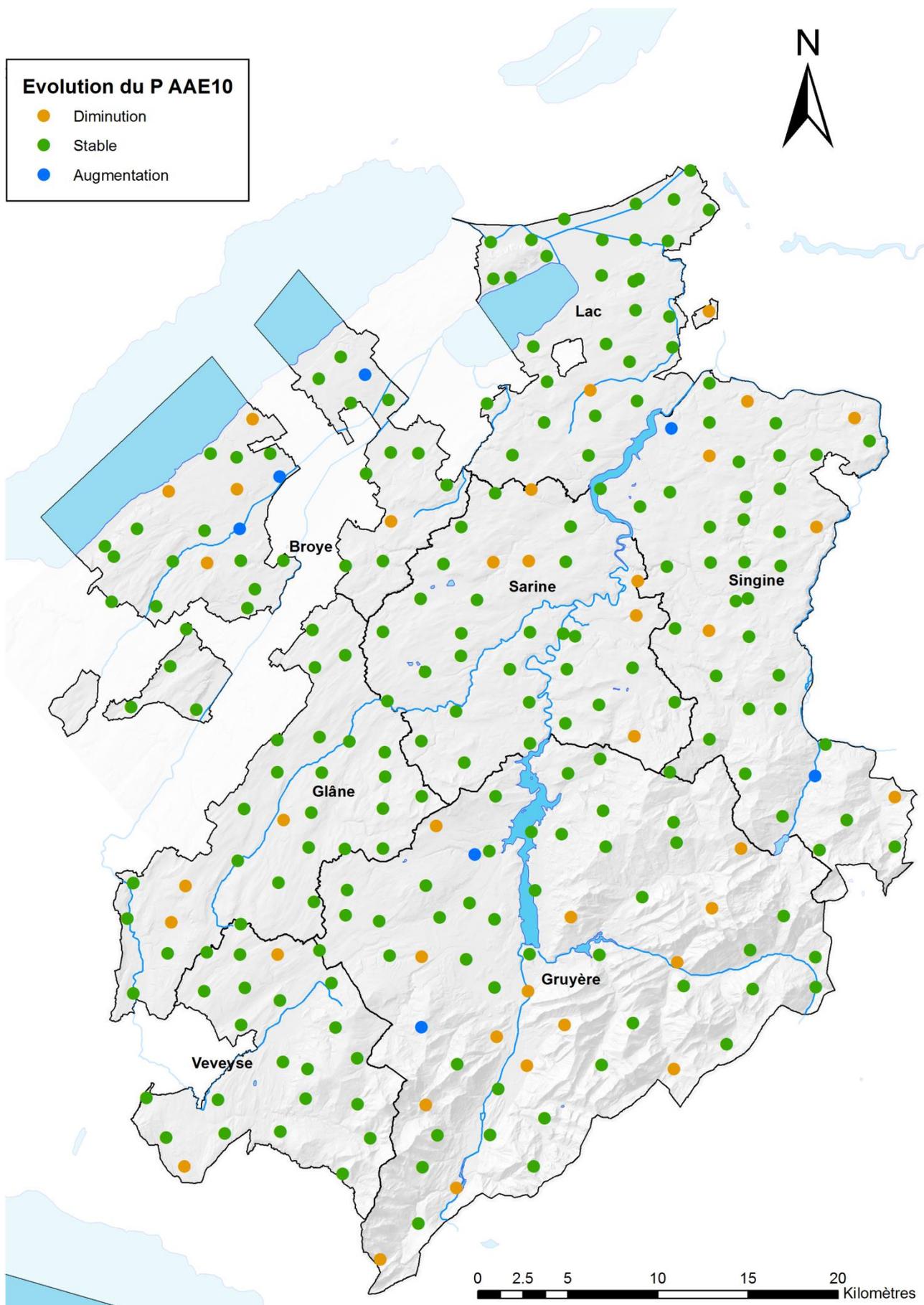
Plus du tiers des sites en terres assolées sont jugés « satisfaisants ». La part des sites « riches » et « très riches » est également importante, respectivement de 26 et 23%. Pour les prairies permanentes, environ 30% des sites sont considérés comme « satisfaisants », et environ 40 % qualifiés de « médiocres ». Plus de 70% des sites d'alpages sont classés comme « médiocres ».

La Carte 2.2.2-3 : Appréciation de la teneur en P AAE10 - sixième cycle indique que l'on retrouve des sols à teneurs médiocres dans tout le canton, mais 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, de la Broye, et de la Sarine.

Evolution par site

Les trente-huit sites qui montrent une diminution significative du P AAE10 sont répartis sur l'ensemble du canton, mais dans une moindre mesure dans les districts du Lac et de la Veveyse (Carte 2.2.2-4 : Evolution par site des teneurs en P AAE10 au cours des six cycles). Ils sont distribués de la façon suivante : dix-sept en terres assolées, treize en prairies permanentes et huit en alpages.

Sept sites indiquent une augmentation significative de leurs teneurs en P AAE10. Il s'agit de deux terres assolées, quatre prairies permanentes et un alpage. Il s'agit, pour la plupart, de pâturages intensifs autour des fermes ou de terres assolées recevant beaucoup d'engrais.



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

Points importants

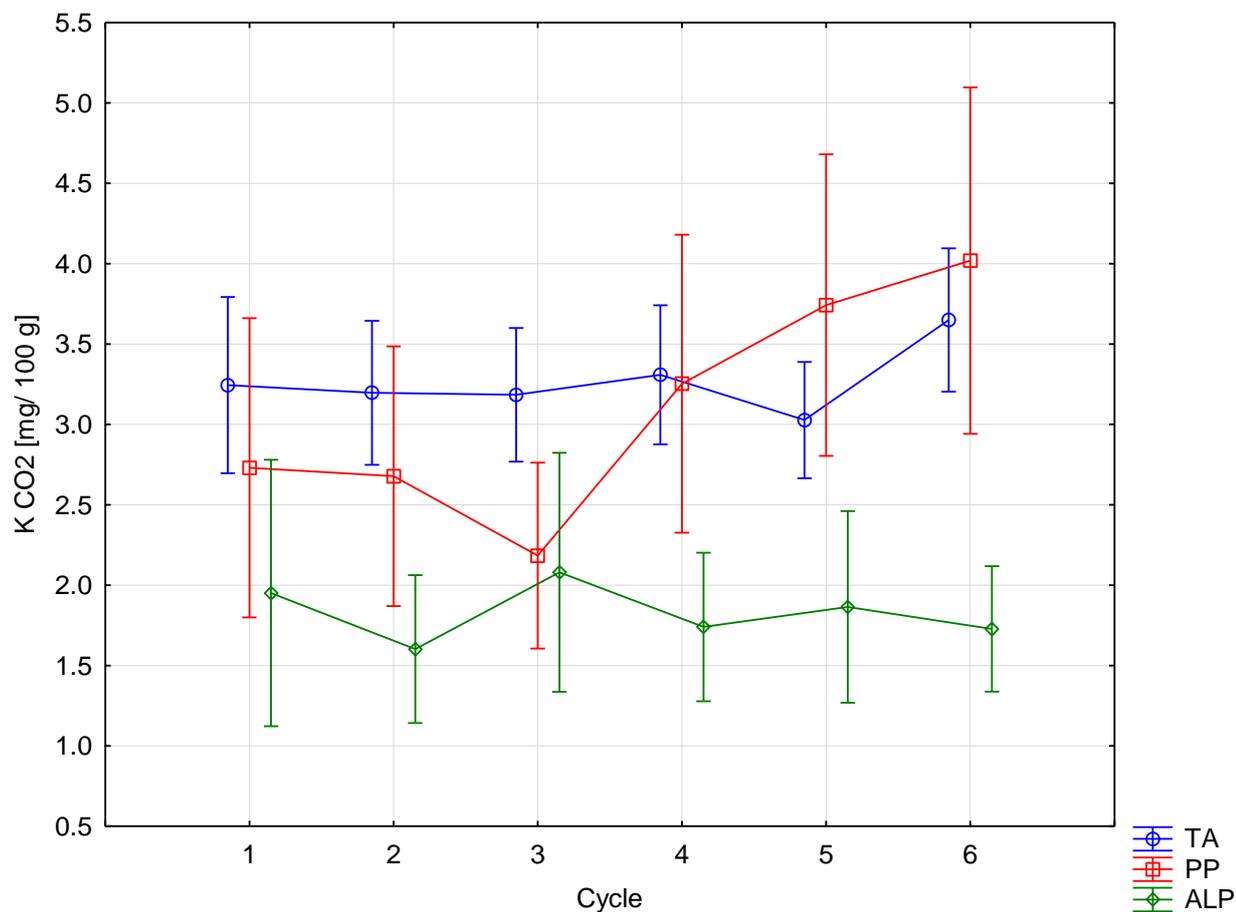
Les teneurs en phosphore des terres assolées fribourgeoises ont diminué au niveau du P CO₂, mais sont restées stables en phosphore de réserve P AAE10. Ce phénomène est le résultat d'une fertilisation réduite depuis l'introduction des PER. Des engrais facilement disponibles, tels que les engrais phosphatés du commerce, ont vu leur application diminuer. Cela a eu pour effet de diminuer la quantité de phosphore facilement disponible (P CO₂). Néanmoins, cela n'a pas eu d'effet négatif sur la fertilité des sols, car les réserves (P AAE10) sont restées sensiblement les mêmes.

L'introduction des PER a engendré une diminution des teneurs en P facilement disponible pour les plantes, qui est également facilement lixiviable. Par contre, elles n'ont pas engendré de répercussion sur les réserves du sol. Cette évolution est donc positive car elle induit une amélioration de la qualité des eaux et des écosystèmes, sans pour autant porter atteinte aux rendements agricoles.

2.2.2.2 Potassium

Extraction CO₂

Les teneurs en potasse soluble des terres assolées demeurent relativement stables au cours du temps (Figure 2.2.2-5 : Evolution générale du K extrait selon la méthode CO₂). Pour les prairies permanentes, une augmentation non significative de 84 % de la valeur moyenne est constatée entre le troisième et le sixième cycle. Les teneurs des sols d'alpages sont stables.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	3.24 a	3.20 a	3.18 a	3.31 a	3.03 a	3.65 a	Moyenne K- CO ₂ p= 5 % (logtransform)
PP	2.73 a	2.68 a	2.18 a	3.25 a	3.74 a	4.02 a	Moyenne K- CO ₂ p= 5 % (logtransform)
ALP	1.95 a	1.60 a	2.08 a	1.74 a	1.86 a	1.73 a	Moyenne K- CO ₂ p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-5 : Evolution générale du K extrait selon la méthode CO₂

Appréciation selon les PRIF

Pour les trois types d'utilisation des sols, la plupart des sites sont classés comme « médiocres » ou « satisfaisants » (Figure 2.2.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème PRIF 2017).

Le nombre de sites en terres assolées et classés comme « riches » et « médiocres » sont à peu près stables depuis le 3^{ème} cycle, mais on constate une augmentation des sites « satisfaisants » et « riches ». Le nombre de sites « médiocres » présents dans les prairies permanentes est en diminution tandis que les sites « très riche » augmentent de manière importante au cours des quatre derniers cycles.

Concernant les alpages, les sites « médiocres » diminuent au profit des sites « satisfaisants ».

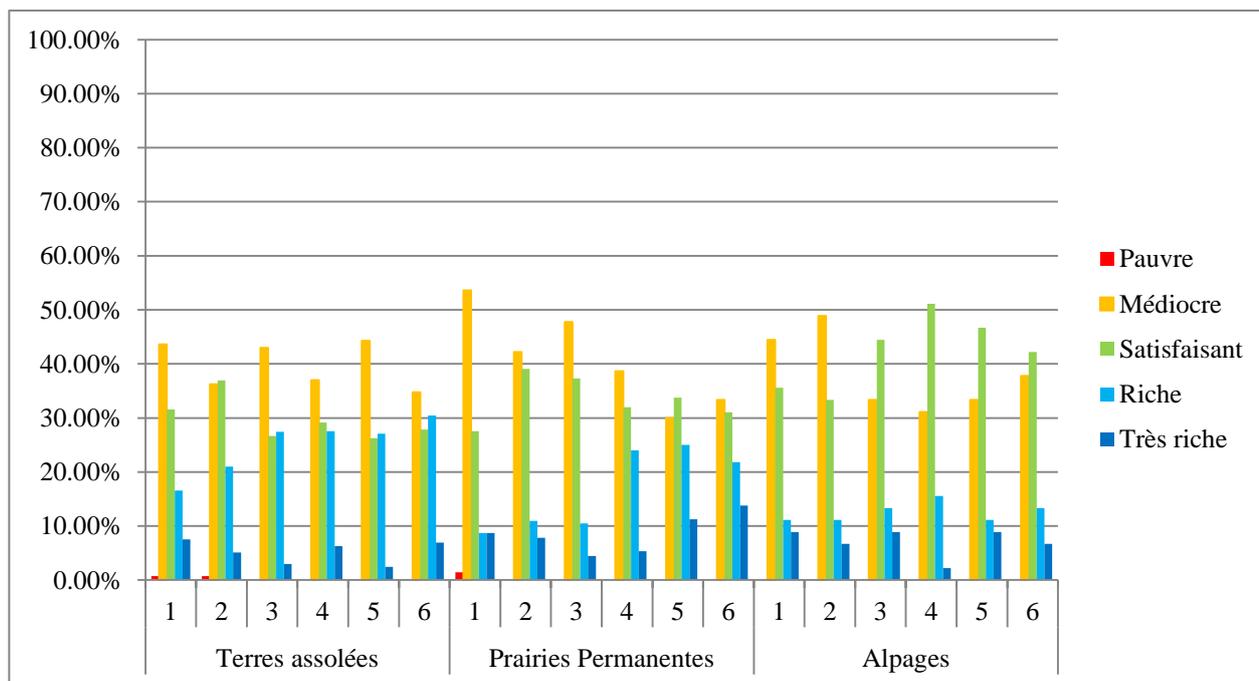
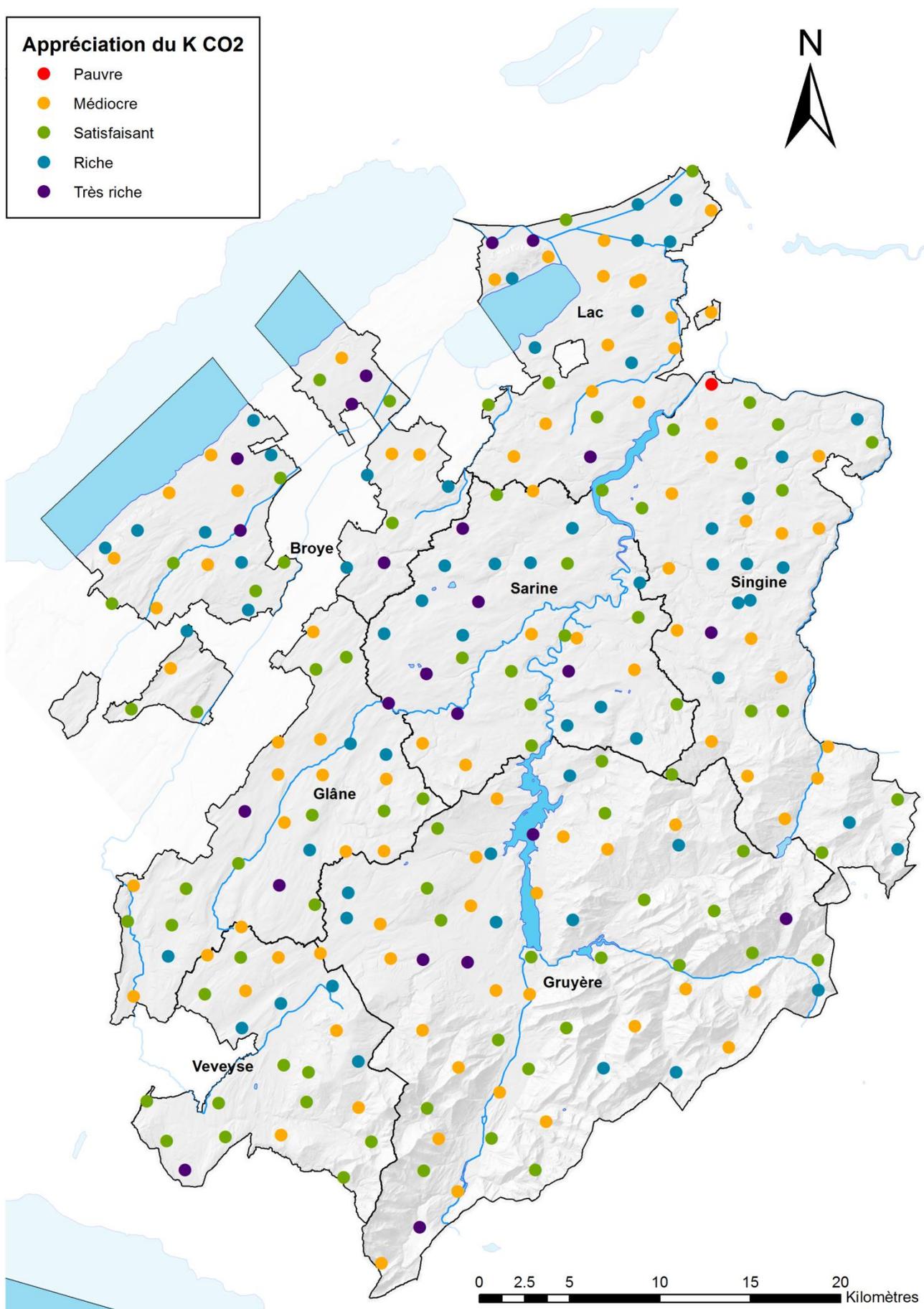


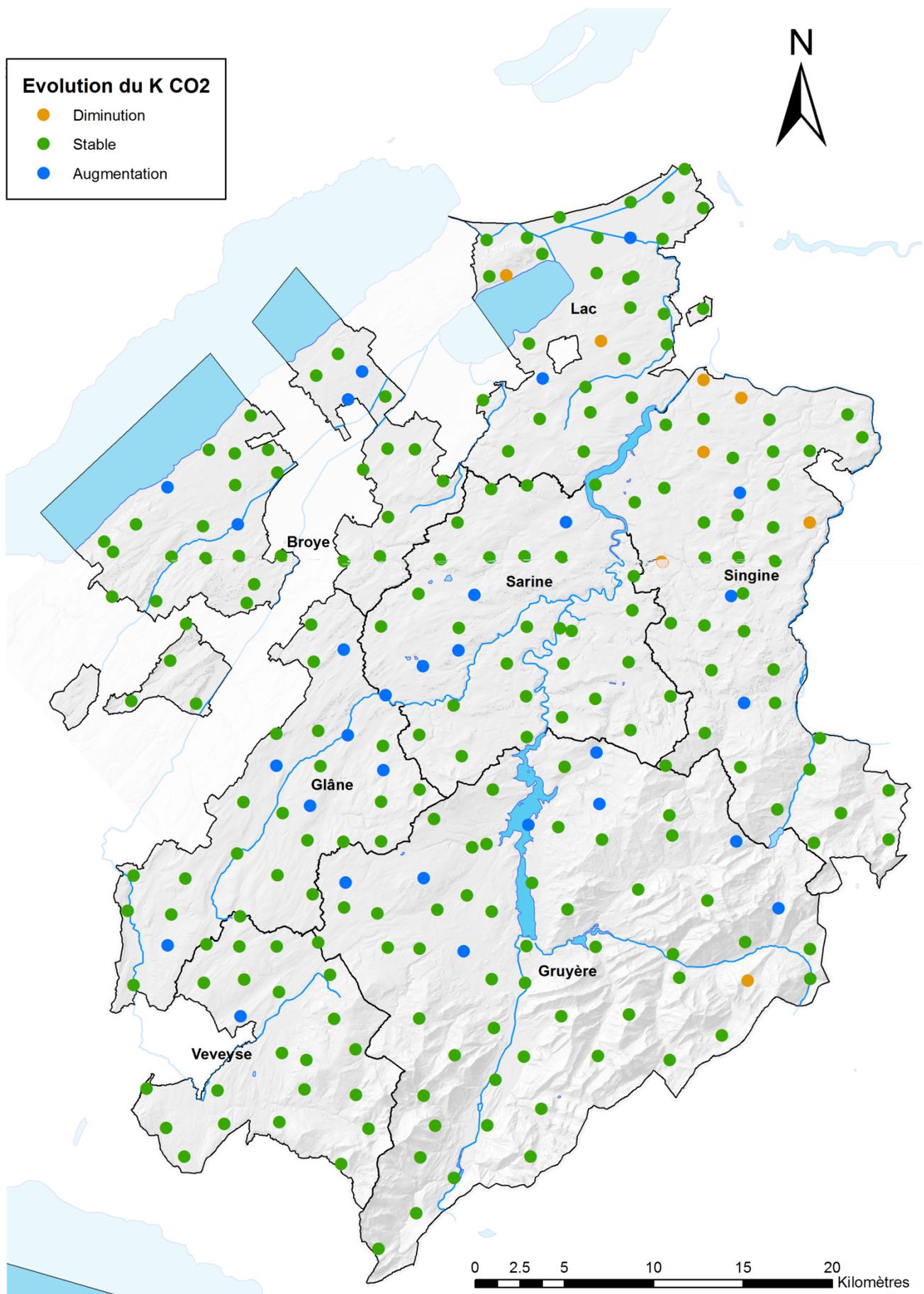
Figure 2.2.2-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème PRIF 2017

Evolution par site

Les huit sites présentant une diminution significative en K CO₂ sont des terres assolées (6 sites), une prairie permanente, et un alpage (Carte 2.2.2-6 : Evolution par site des teneurs en K CO₂ au cours des six cycles). On peut imaginer que ces surfaces ne reçoivent pas d'engrais organiques, ou que l'apport en K par les engrais minéraux est faible ou inexistant. Des augmentations en K CO₂ sont observées sur vingt-neuf sites dont onze terres assolées, quatorze prairies permanentes et quatre alpages.



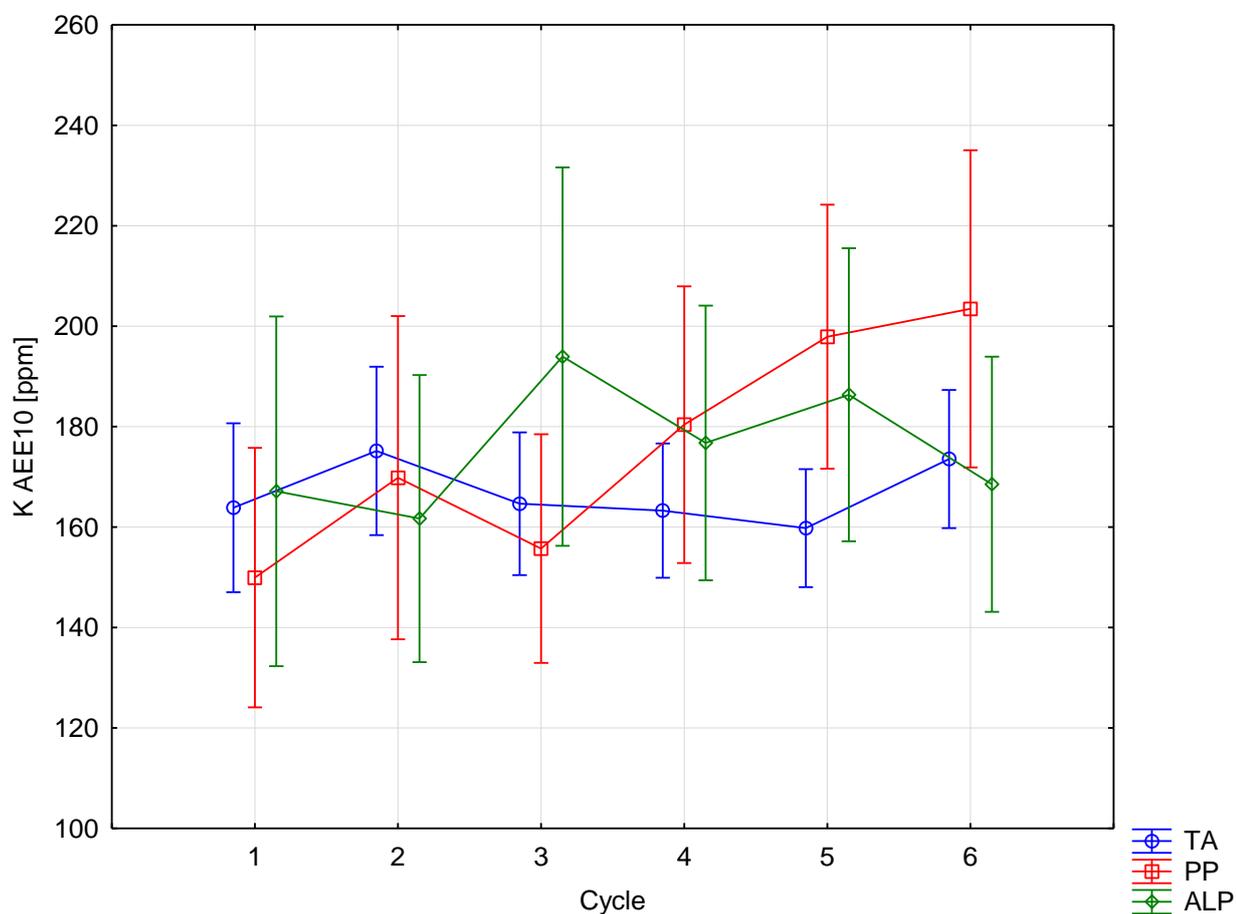
Carte 2.2.2-5 : Appréciation de la teneur en K CO₂ - sixième cycle



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

Extraction AAE10

Les teneurs en potasse de réserve sont restées relativement stables durant les six cycles pour les terres assolées et les alpages (Figure 2.2.2-7 : Evolution générale du K extrait selon la méthode AAE10). Les prairies permanentes montrent une valeur moyenne qui augmente significativement de 30 % entre le troisième et le sixième cycle.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	163.85 a	175.16 a	164.65 a	163.28 a	159.79 a	173.55 a	Moyenne K-AAE10 p= 5 % (logtransform)
PP	149.95 a	169.84 ab	155.72 ab	180.39 ab	197.90 b	203.47 ab	Moyenne K-AAE10 p= 5 % (logtransform)
ALP	167.13 a	161.70 a	193.94 a	176.76 a	186.34 a	168.51 a	Moyenne K-AAE10 p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-7 : Evolution générale du K extrait selon la méthode AAE10

Appréciation selon les PRIF

C'est dans la classe « satisfaisant » que l'on retrouve le plus grand nombre de sites en terres assolées (Figure 2.2.2-8 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017). Cette même catégorie voit son pourcentage augmenter depuis le troisième cycle au détriment de la classe « médiocre ».

Dans les prairies permanentes ainsi que dans les alpages, les classes « riche » et « très riche » ont connu une augmentation, mais la situation s'est stabilisée lors du dernier cycle. Dans les alpages, le nombre de sites classés comme « médiocres » s'est stabilisé, après une baisse constante jusqu'au 5^{ème} cycle. Quelle que soit l'utilisation du sol, aucun site ne figure dans la classe « pauvre ».

La Carte 2.2.2-7 : Appréciation de la teneur en K AAE10 - sixième cycle montre que les sols riches et très riches se retrouvent sur l'ensemble du canton.

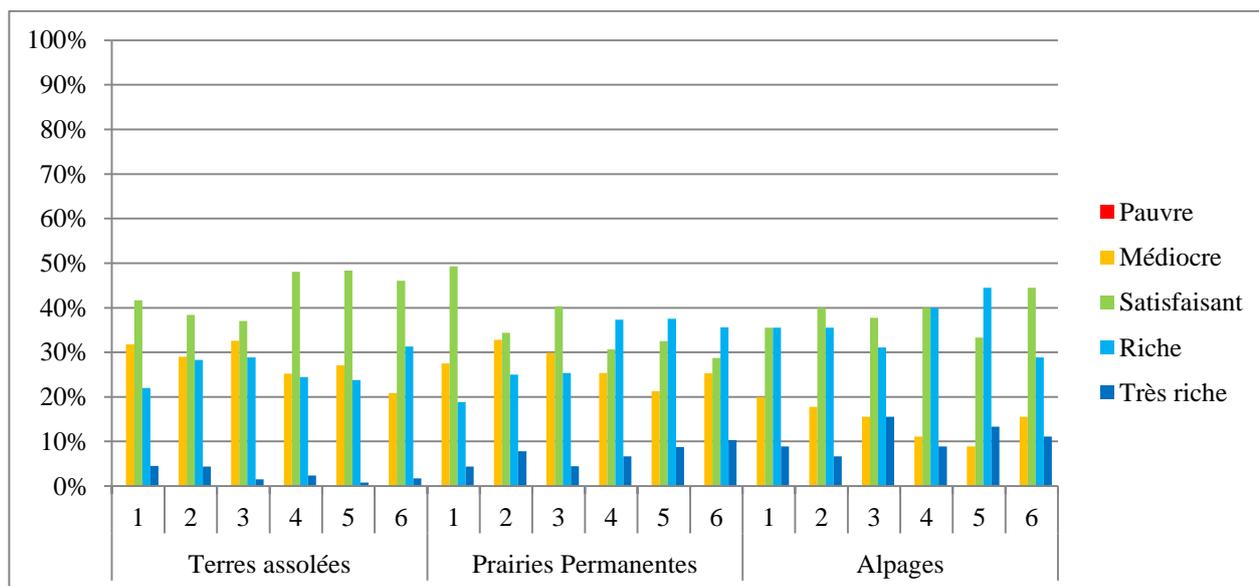


Figure 2.2.2-8 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017

Evolution par site

Sur les seize sites qui présentent une baisse significative de leur teneur en K AAE10, onze sont des terres assolées, deux sont des prairies permanentes et trois des alpages (Carte 2.2.2-8 : Evolution par site des teneurs en K AAE10 au cours des six cycles). Pour les trente sites qui présentent une augmentation de ce même paramètre, dix sont des terres assolées, dix-sept des prairies permanentes et trois des alpages.

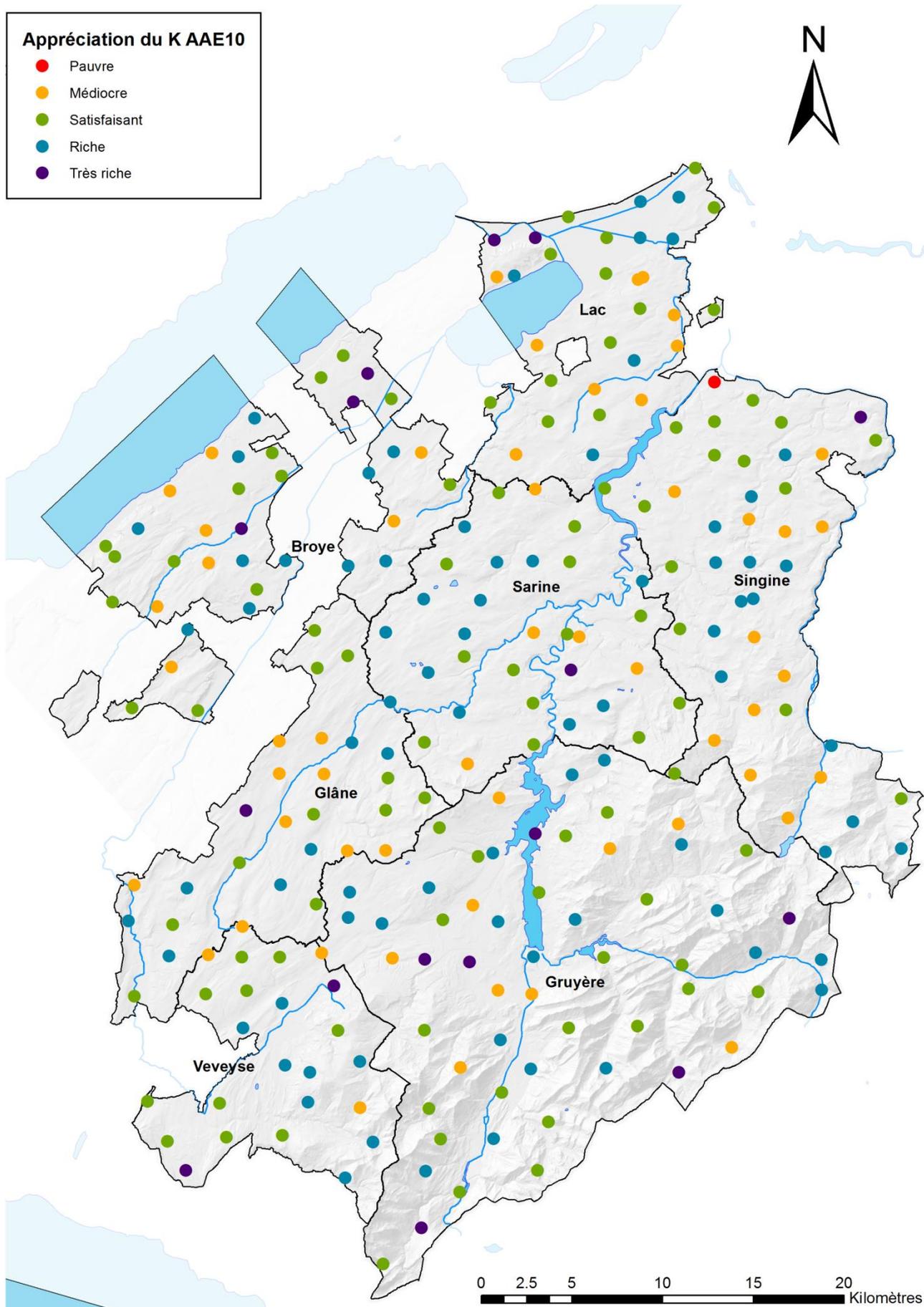
La majorité des sites dont la teneur augmente se situent dans les districts de la Gruyère et de la Glâne, mais aussi – plus surprenant – dans la Broye. Sur les sept sites dans la Broye dont les teneurs augmentent, deux sont des prairies permanentes et deux sont terres assolées avec une grande part de prairies temporaires. 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

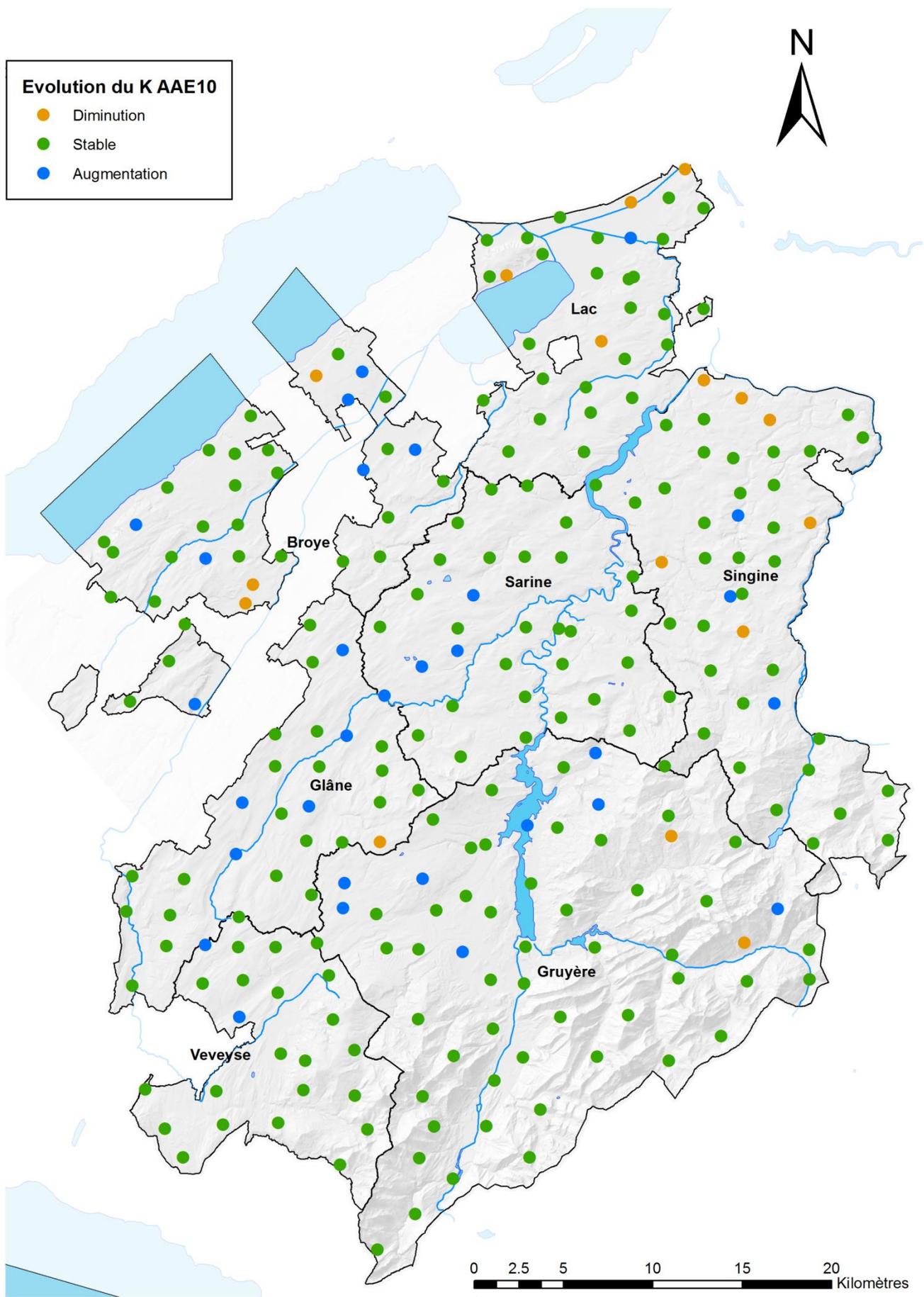
Nous assistons depuis 15 ans à une augmentation des teneurs en potasse, tant soluble que de réserve, des sols de prairies permanentes. Une cause de cet enrichissement est expliquée par le Suisse-Bilanz. Celui-ci indique de manière claire, pour la majorité des exploitations avec une charge en bétail importante, 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 des exploitations laitières, une accumulation de K a lieu si le but est d'être à l'équilibre au niveau du N et du P, situation accentuée 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'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 réserve et soluble, les valeurs les plus élevées se trouvent dans les zones hautes du canton (prairies permanentes et alpages), principalement du fait du facteur utilisation du sol. 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 - sixième cycle



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

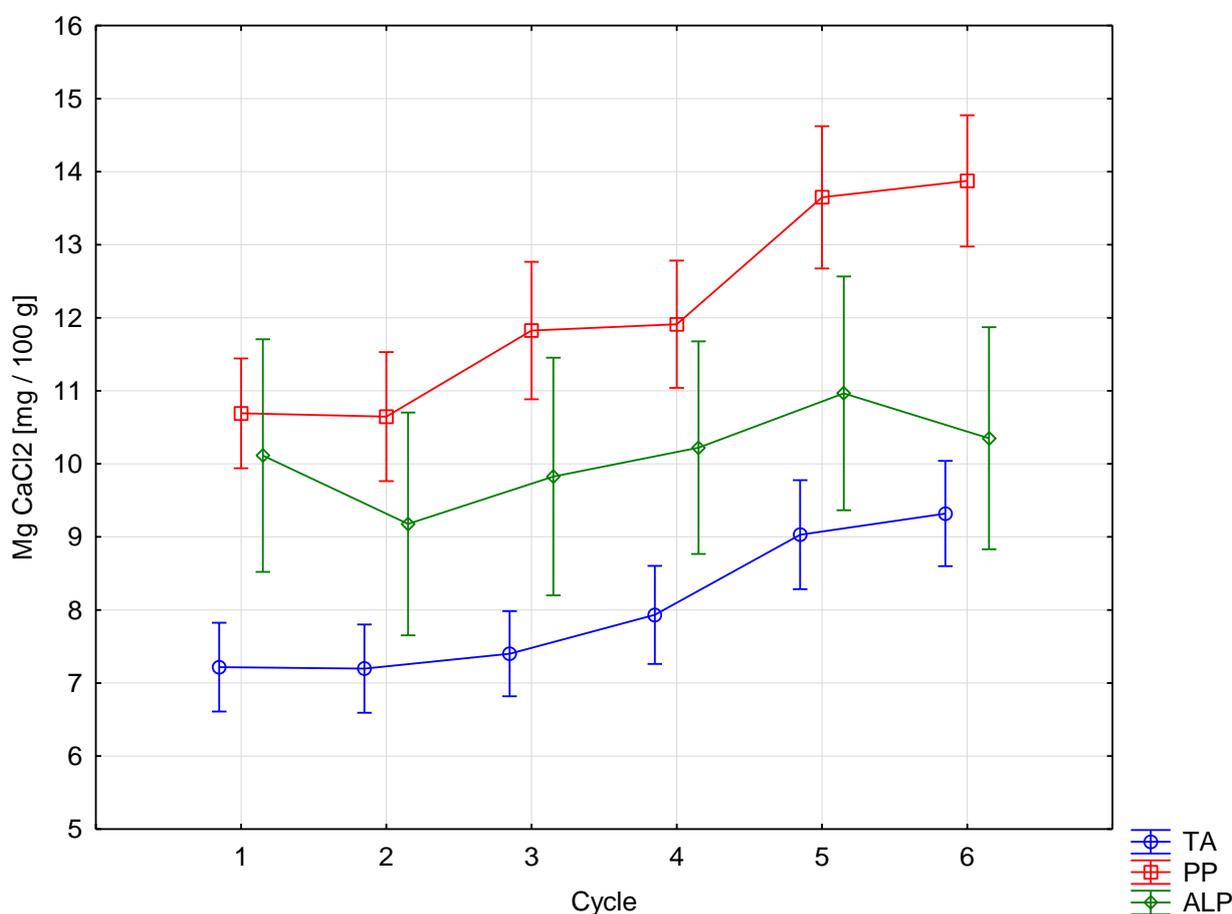
2.2.2.3 Magnésium

Le Mg est un élément important pour la nutrition des plantes. Sous forme de sulfate de magnésium, il est lessivable, à l'instar des nitrates. 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 et 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 encroulements gypseux, rendant ainsi le sol impropre à l'agriculture (Biedermann et al., 2014).

Extraction CaCl_2

L'extraction du magnésium par la méthode CaCl_2 (anciennement Schachtschabel) est l'équivalent de la méthode CO_2 . Elle extrait le magnésium rapidement assimilable par les plantes.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	7.22 a	7.20 a	7.40 a	7.93 ab	9.03 bc	9.32 c	Moyenne Mg CaCl_2 p= 5 % (logtransform)
PP	10.69 a	10.65 a	11.83 ab	11.91 ab	13.65 b	13.87 b	Moyenne Mg CaCl_2 p= 5 % (logtransform)
ALP	10.11 a	9.18 a	9.83 a	10.22 a	10.96 a	10.35 a	Moyenne Mg CaCl_2 p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-9 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode CaCl_2

Les valeurs moyennes des prairies permanentes sont plus élevées que celles des alpages, elles-mêmes légèrement supérieures aux valeurs des terres assolées (Figure 2.2.2-9 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode CaCl₂). Une augmentation significative des teneurs est observée entre le cycle 3 et le cycle 6 pour les terres assolées. Cette augmentation significative est aussi observable dans les prairies permanentes, où les valeurs pour les cycles 5 et 6 sont significativement plus élevées que les autres. Les sites en zone d'estivage ne montrent, quant à eux, pas d'évolution significative.

Appréciation selon les PRIF

La plupart des sites en terre assolée sont classés comme « médiocres » ou « satisfaisants ». La part de sites en zone d'estivage qualifiés de « riche » a doublé entre le 4^{ème} et le 5^{ème} cycle (Figure 2.2.2-10 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl₂ selon le barème PRIF 2017). Quelle que soit le type d'utilisation du sol, très peu de sites se situent dans les classes extrêmes, soit « pauvre » et « très riche ». Pour les prairies permanentes, les sites classés comme « satisfaisant » passent progressivement dans la catégorie « riche ». Des sites en terre assolée passent à chaque cycle de la classe « médiocre » à la classe « satisfaisante ». Il y a donc une augmentation de la teneur en Mg soluble dans ces sols.

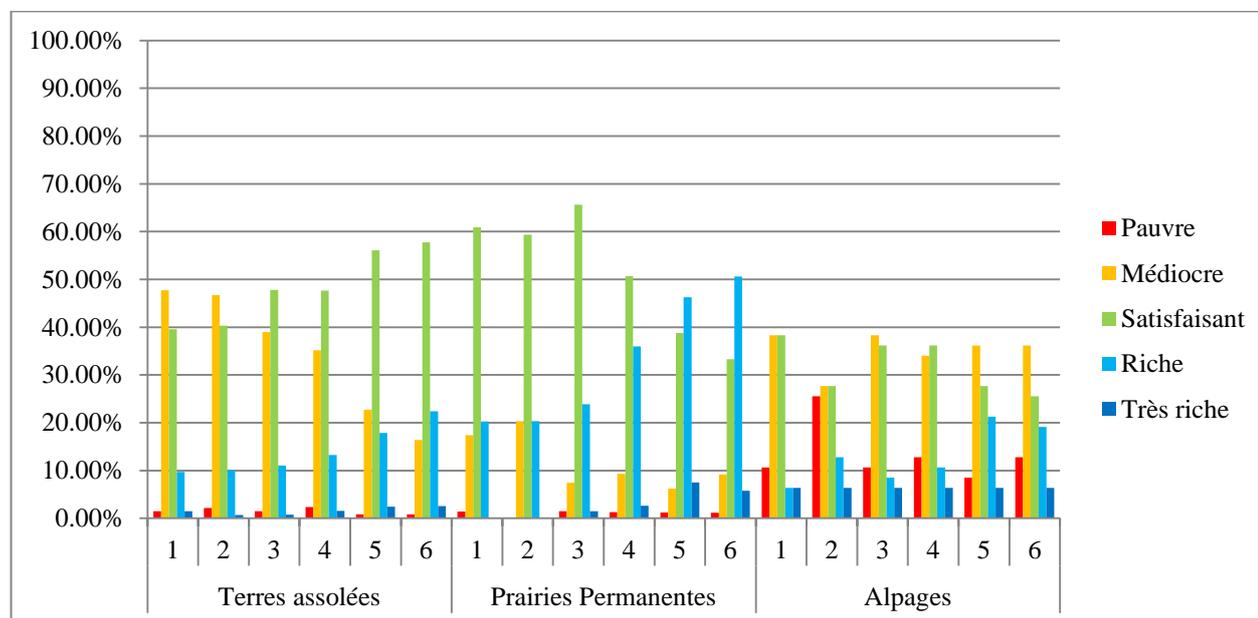
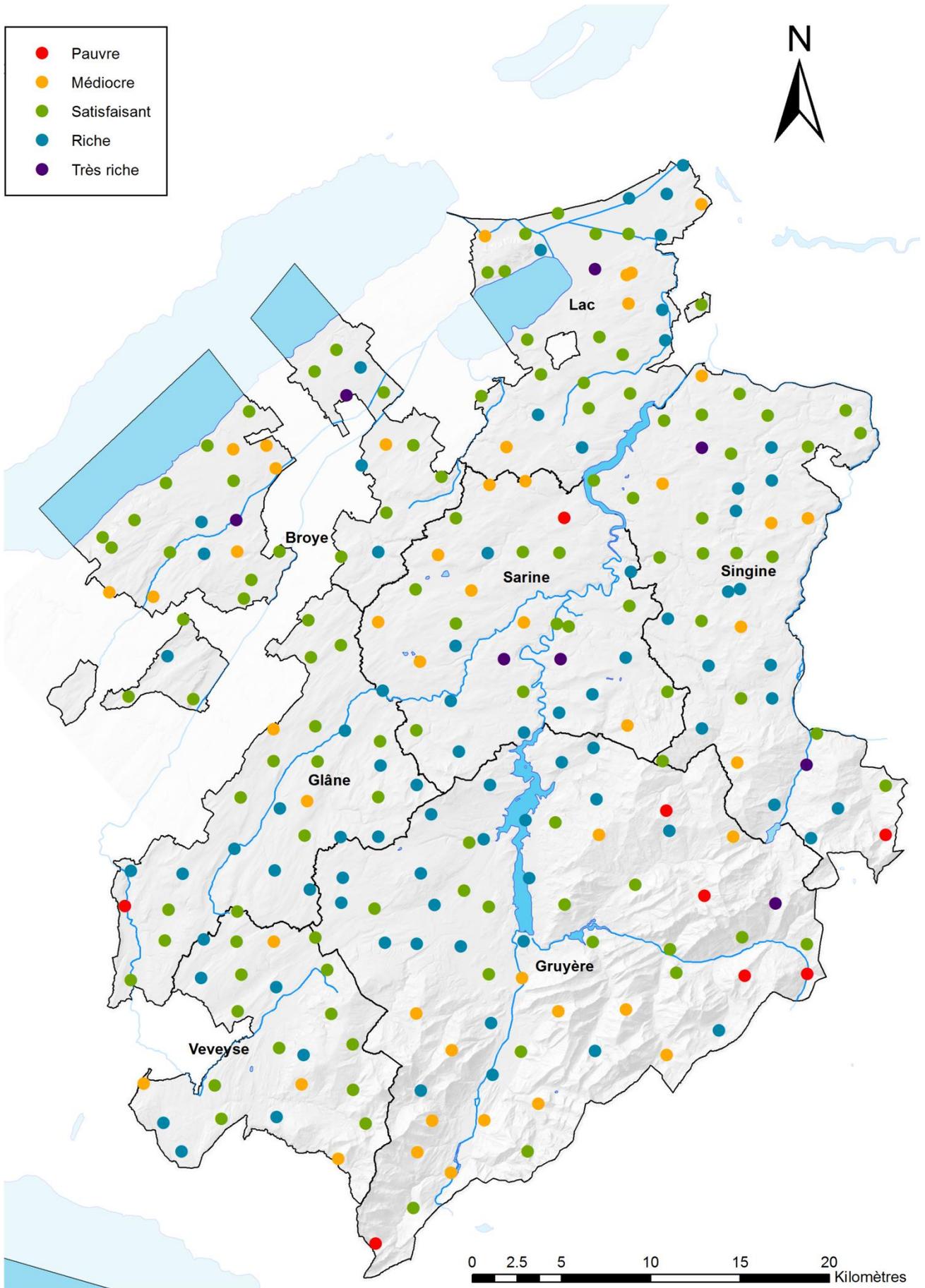


Figure 2.2.2-10 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg CaCl₂ selon le barème PRIF 2017

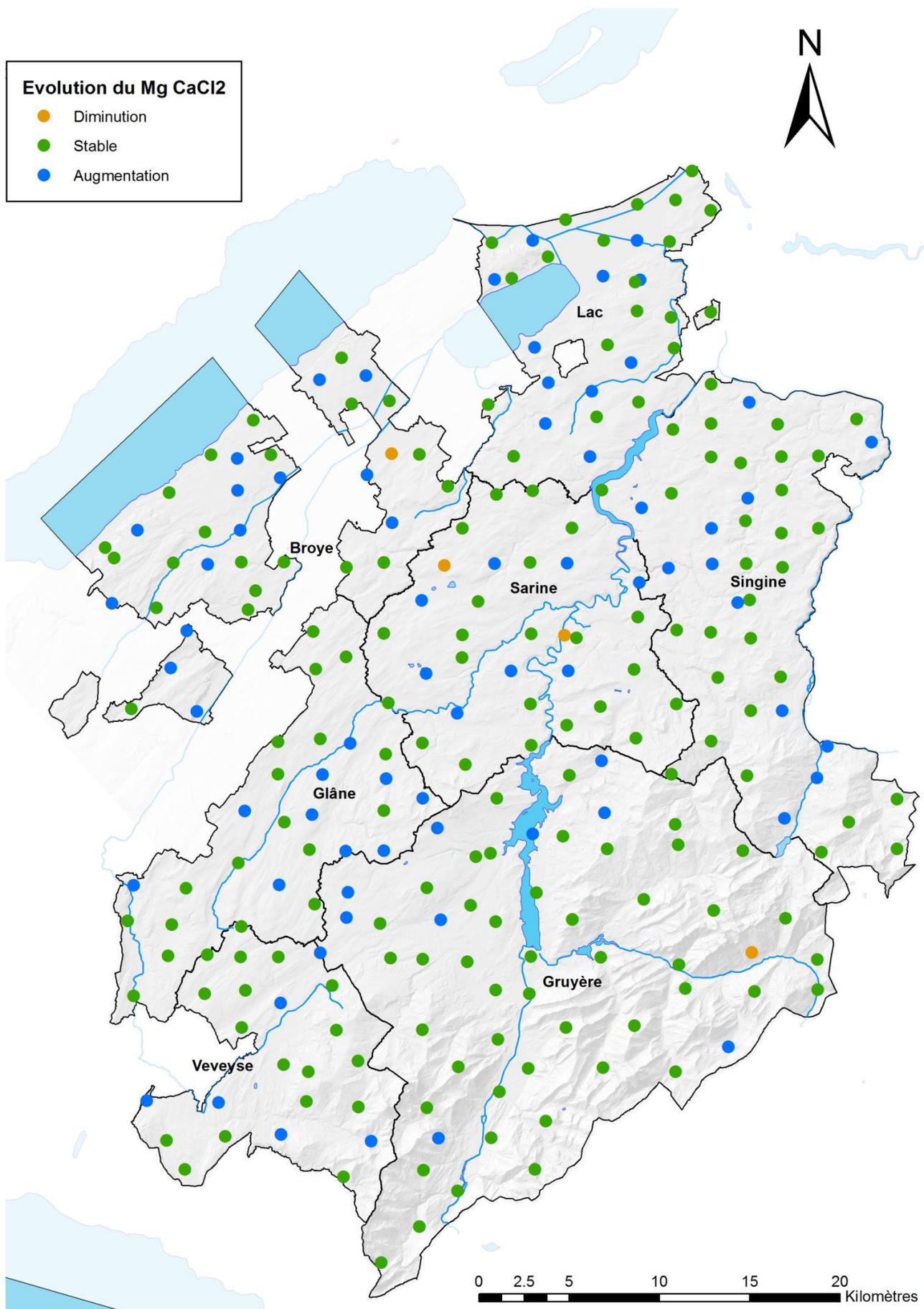
La Carte 2.2.2-9 : Appréciation de la teneur en Mg CaCl₂ - sixième cycle indique que ce sont surtout les parcelles situées à l'est de la rivière de la Glâne qui sont classées comme « riche » en Mg CaCl₂. Cela s'explique par des sols présentant une plus forte proportion d'argile, lessivant ainsi moins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

Evolution par site

La Carte 2.2.2-10 : Evolution par site des teneurs en Mg CaCl₂ au cours des six cycles indique 4 sites présentant une diminution et 70 sites présentant une augmentation du Mg CaCl₂ au cours des six derniers cycles. Sur les 4 sites présentant une diminution, il y a deux terres assolées, un alpage et une prairie permanente. Sur les 70 sites présentant une augmentation, il y a 35 terres assolées, 29 prairies permanentes et 6 alpages. Les nombreuses augmentations en Mg CaCl₂ dans les terres assolées est symptomatique de la prise de conscience qu'il y a eu de l'importance de cet élément.



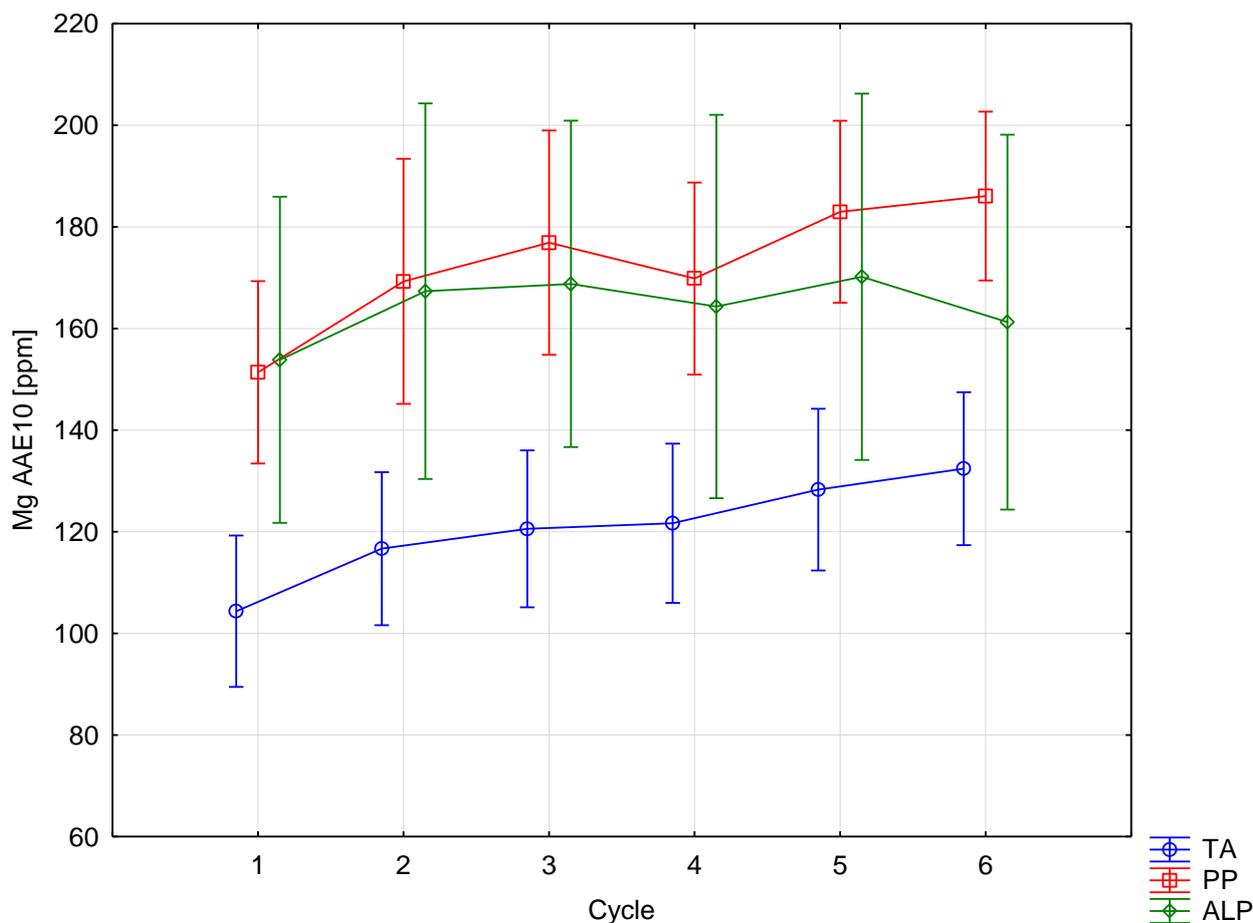
Carte 2.2.2-9 : Appréciation de la teneur en Mg CaCl₂ - sixième cycle



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

Extraction AAE10

Les teneurs en Mg de réserve les plus élevées sont retrouvées dans les prairies permanentes et les alpages (Figure 2.2.2-11 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode AAE10). Les terres assolées sont celles qui possèdent le moins de Mg. 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. D'ailleurs, les taux de matière organique étant plus faibles, la fourniture naturelle en Mg est davantage limitée dans les terres assolées. Les terres assolées et les prairies permanentes ont des teneurs en Mg de réserve qui augmentent de façon significative et continue entre les cycles.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	104.36 a	116.68 ab	120.58 b	121.67 b	128.31 b	132.43 b	Moyenne Mg -AAE10 p= 5 % (logtransform)
PP	151.38 a	169.29 ab	176.90 ab	169.84 ab	182.99 b	186.08 b	Moyenne Mg -AAE10 p= 5 % (logtransform)
ALP	153.85 a	167.36 a	168.79 a	164.33 a	170.19 a	161.26 a	Moyenne Mg -AAE10 p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-11 : Evolution générale du Mg extrait selon la méthode AAE10

Appréciation selon les PRIF

La moitié des sites en terres assolées et alpages sont qualifiés de « médiocres » pour ce paramètre (Figure 2.2.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème PRIF 2017). Si la situation des alpages est plutôt stable, la proportion de sites « médiocres » en terre assolée a tendance à baisser, au profit de la classe « satisfaisant ». La grande majorité des prairies permanentes présentent des teneurs en Mg AAE10 qualifiées de « suffisantes ». La Carte 2.2.2-11 : Appréciation de la teneur en Mg AAE10 - sixième cycle 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 et de la Gruyère.

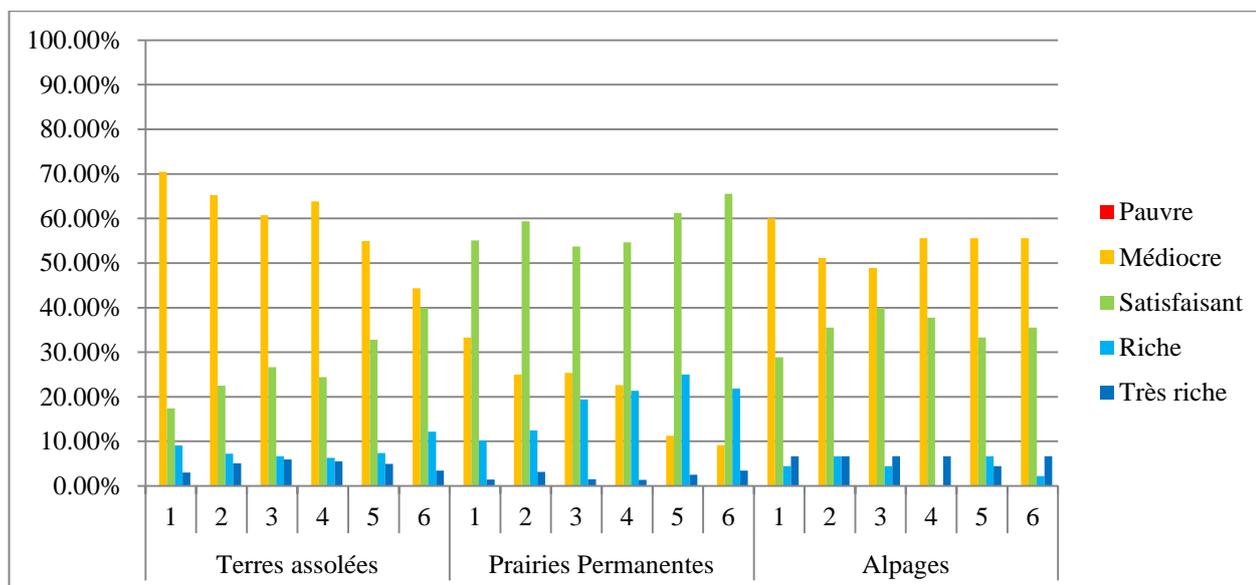


Figure 2.2.2-12 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mg AAE10 selon le barème PRIF 2017

Evolution par site

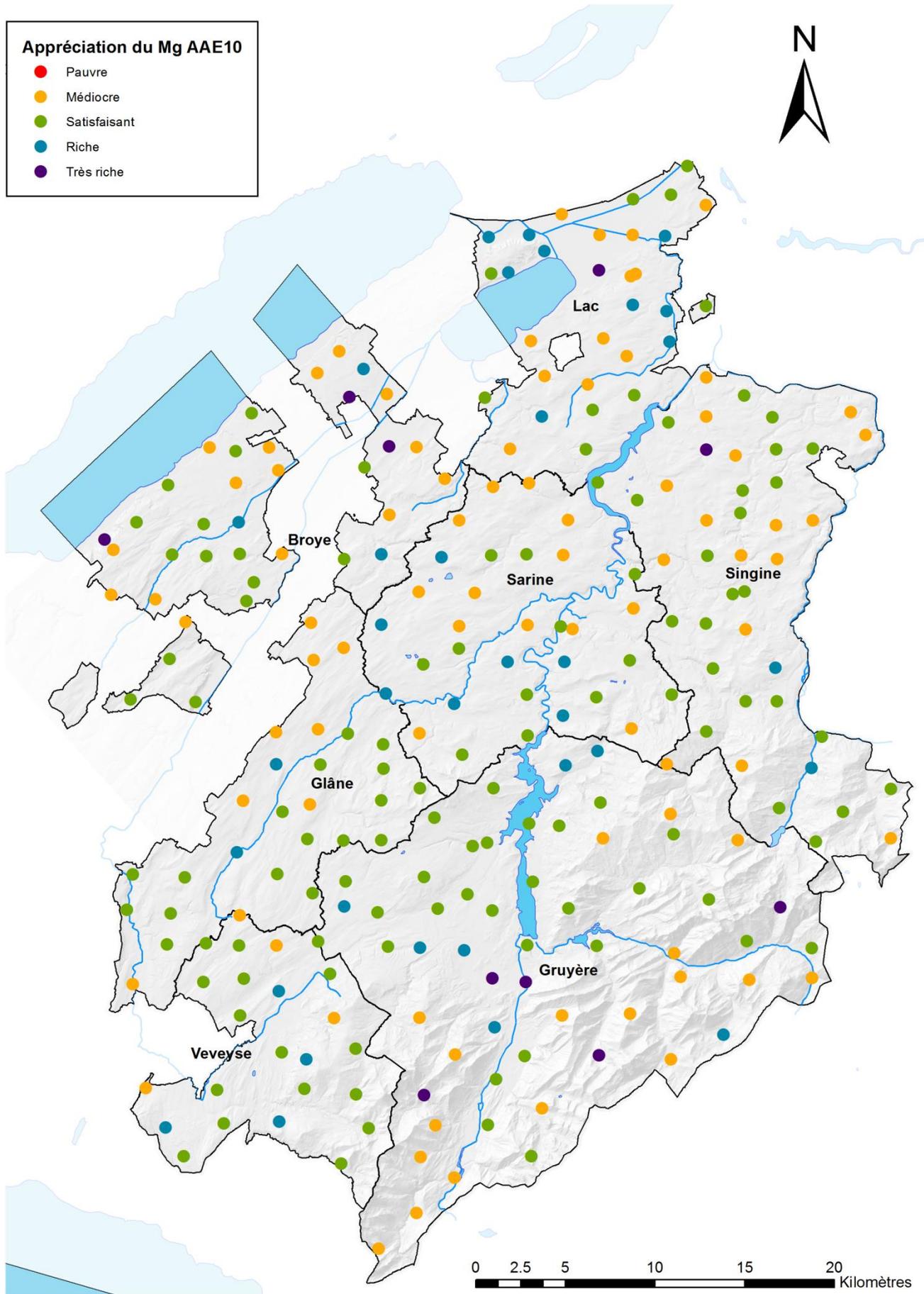
La Carte 2.2.2-12 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des six cycles indique que les teneurs en Mg AAE10 sont en baisse sur 3 sites, tous trois des alpages, et en hausse sur 54 sites, à savoir 5 alpages, 23 prairies permanentes et 26 terres assolées.

Points importants

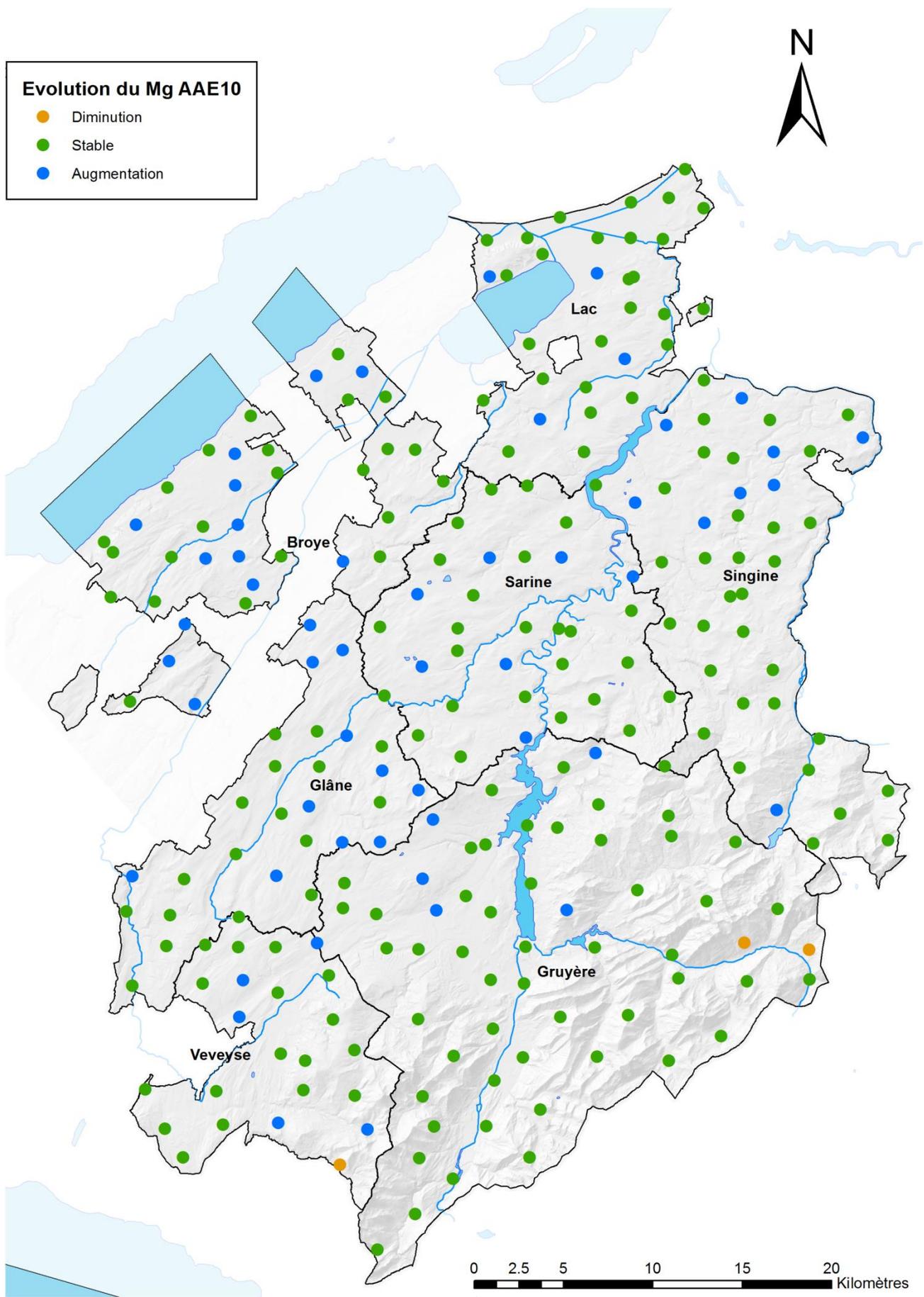
Une augmentation des teneurs en magnésium tant soluble que de réserve est constatée pour les terres assolées et les prairies permanentes dans les sols fribourgeois. Cette augmentation est due à l'apport d'engrais minéraux, de produits chaulants contenant du Mg et d'engrais organiques. Mise en relation 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 2.2.2-13 : Evolution générale du Ca extrait selon la méthode AAE10), 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. submitted) 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 surtout de l'utilisation du sol. L'épandage d'engrais de ferme et la pâture augmentent significativement la quantité de Mg disponible pour les plantes. Une forte tendance à l'augmentation du Mg disponible a été observée sur les terres assolées ayant été transformées en prairies permanentes.



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

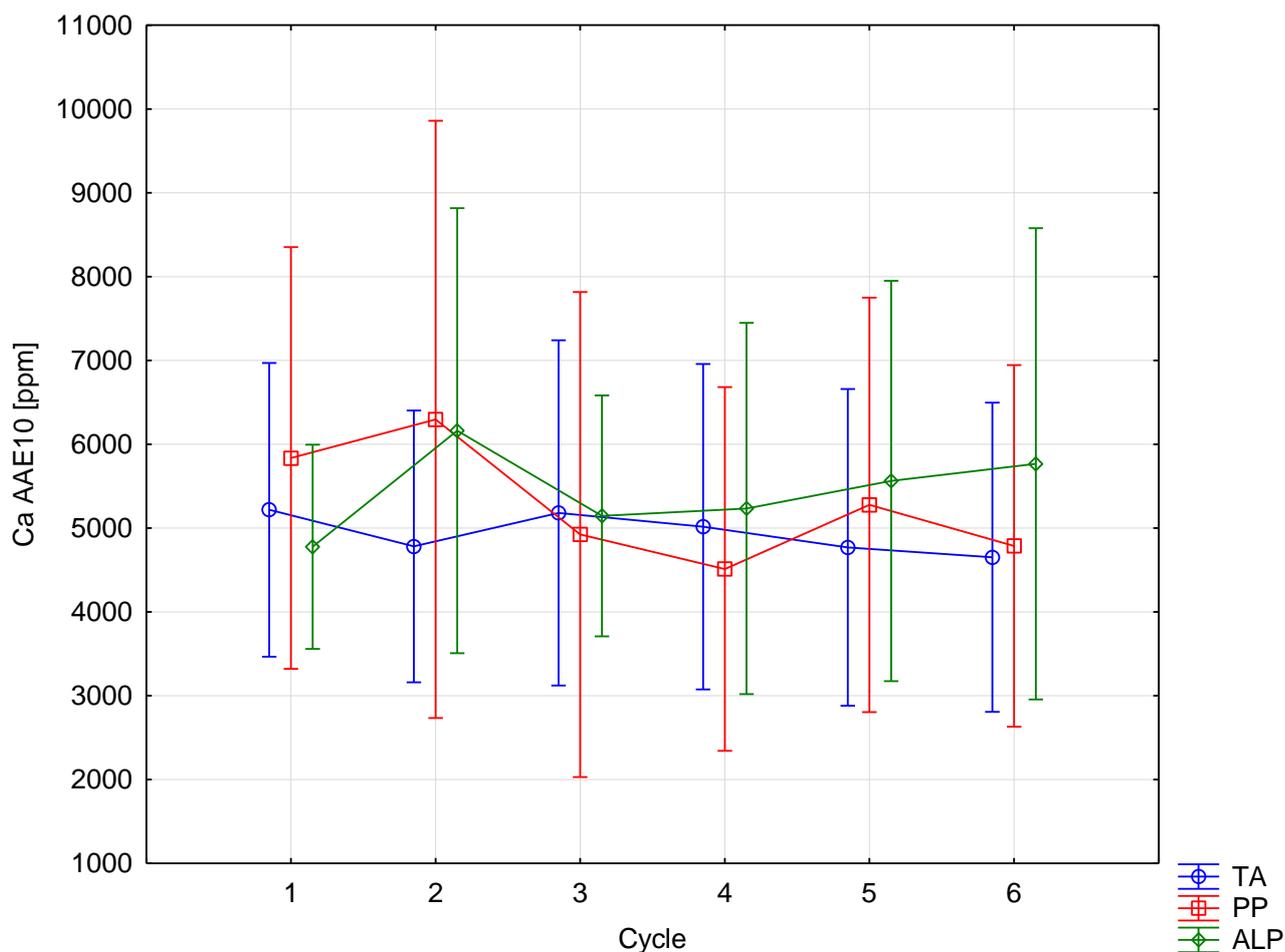


Carte 2.2.2-12 : Evolution par site des teneurs en Mg AAE10 au cours des six cycles

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 par ce fait 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 Ca n'a été extrait que par la méthode AAE10.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	5218.87 a	4781.88 a	5181.41 a	5017.20 a	4770.30 a	4652.34 a	Moyenne Ca -AAE10 p= 5 % (logtransform)
PP	5836.09 a	6296.58 a	4924.07 a	4511.91 a	5277.55 a	4788.00 a	Moyenne Ca -AAE10 p= 5 % (logtransform)
ALP	4776.91 a	6162.82 a	5145.18 a	5234.22 a	5562.56 a	5767.31 a	Moyenne Ca -AAE10 p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.2-13 : Evolution générale du Ca extrait selon la méthode AAE10

Les analyses du Ca ne montrent aucune évolution significative (Figure 2.2.2-13 : Evolution générale du Ca extrait selon la méthode AAE10). De manière générale, ce sont les alpages qui présentent la plus grande teneur en Ca, suivis par les prairies permanentes et finalement les terres assolées, mais les valeurs moyennes de ces catégories d'utilisation du sol sont proches. 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.

Appréciation selon les PRIF

La Carte 2.2.2-13 : Appréciation de la teneur en Ca AAE10 - sixième cycle indique de manière nette que les sites les moins bien pourvus en calcium se situent dans la moitié nord du canton. Les terres assolées sont principalement réparties dans les catégories « médiocre » et « satisfaisant » (Figure 2.2.2-14 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ca AAE10 selon le barème PRIF 2017). Plus des deux tiers des sites sur les prairies permanentes et les alpages se retrouvent dans la classe « satisfaisant ». Quelle que soit l'utilisation du sol, peu de sites se situent dans les classes « riche » et « très riche ». Après le premier cycle, la part de sols jugés « pauvres » a nettement diminué. La généralisation du chaulage est vraisemblablement une explication à ce phénomène.

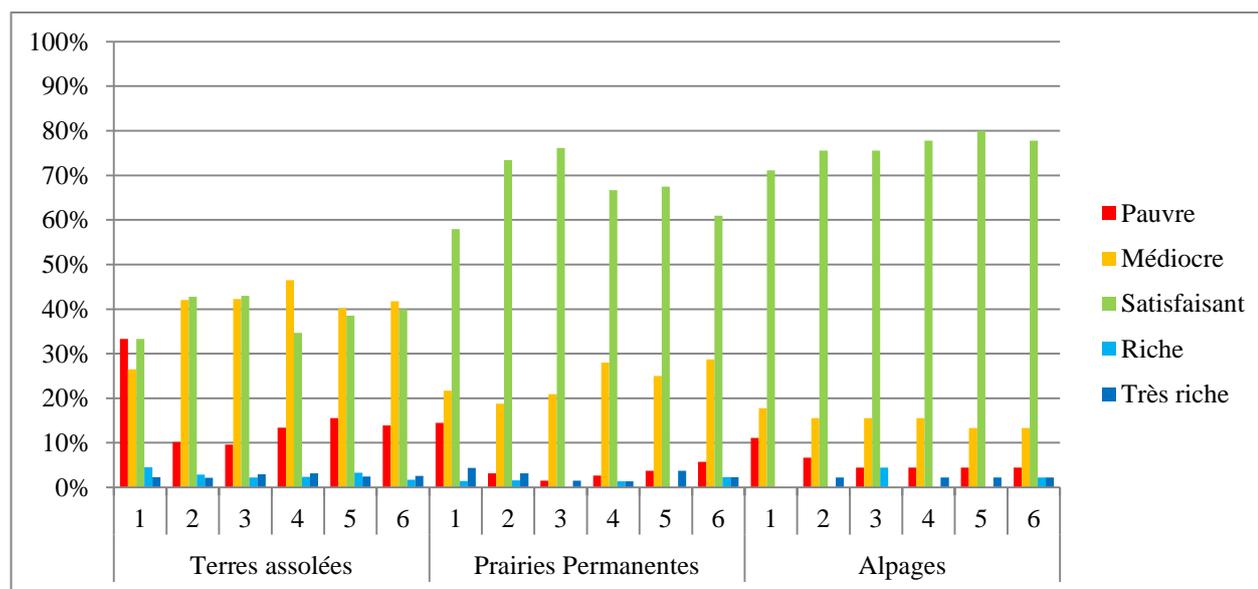


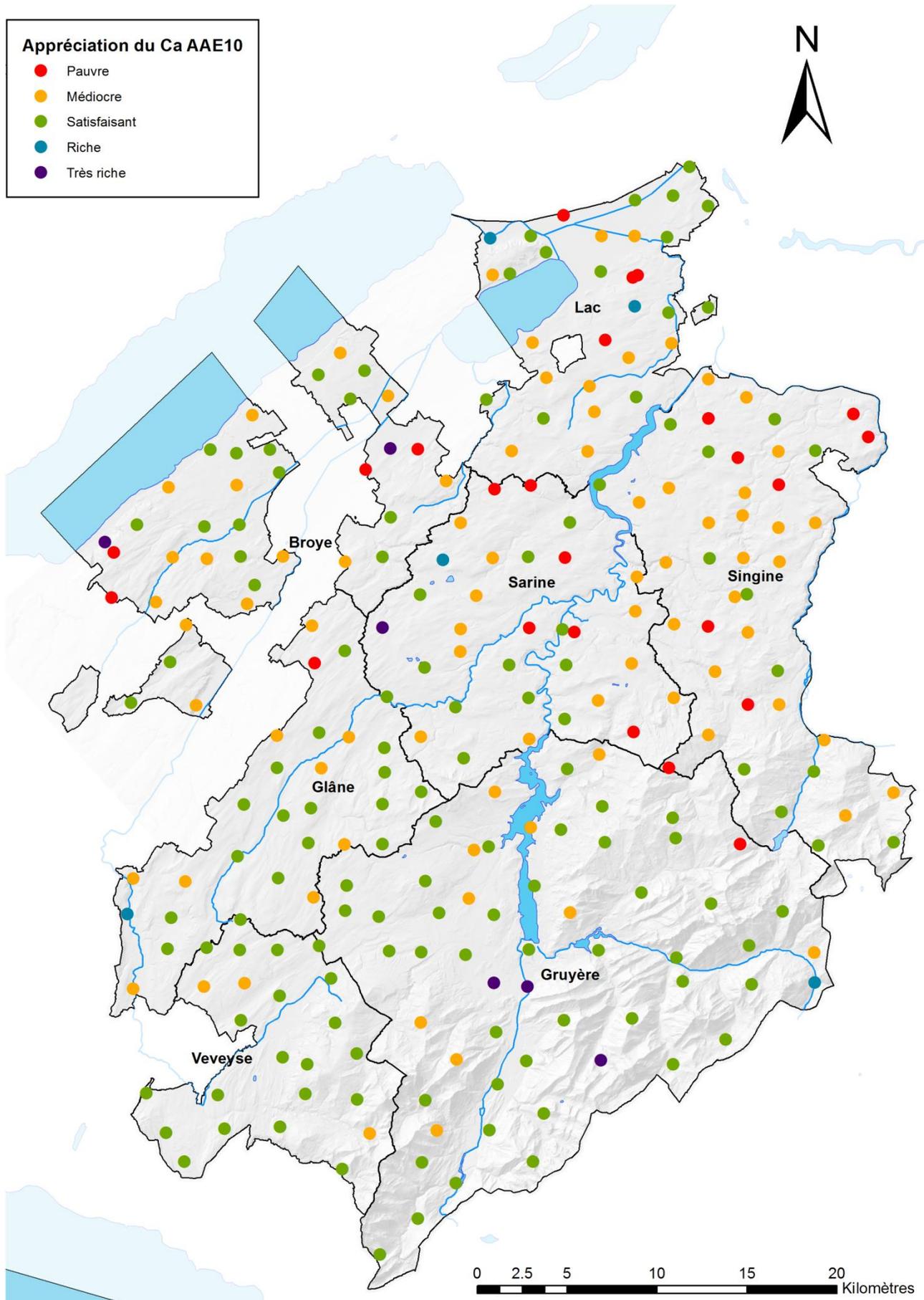
Figure 2.2.2-14 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Ca AAE10 selon le barème PRIF 2017

Evolution par site

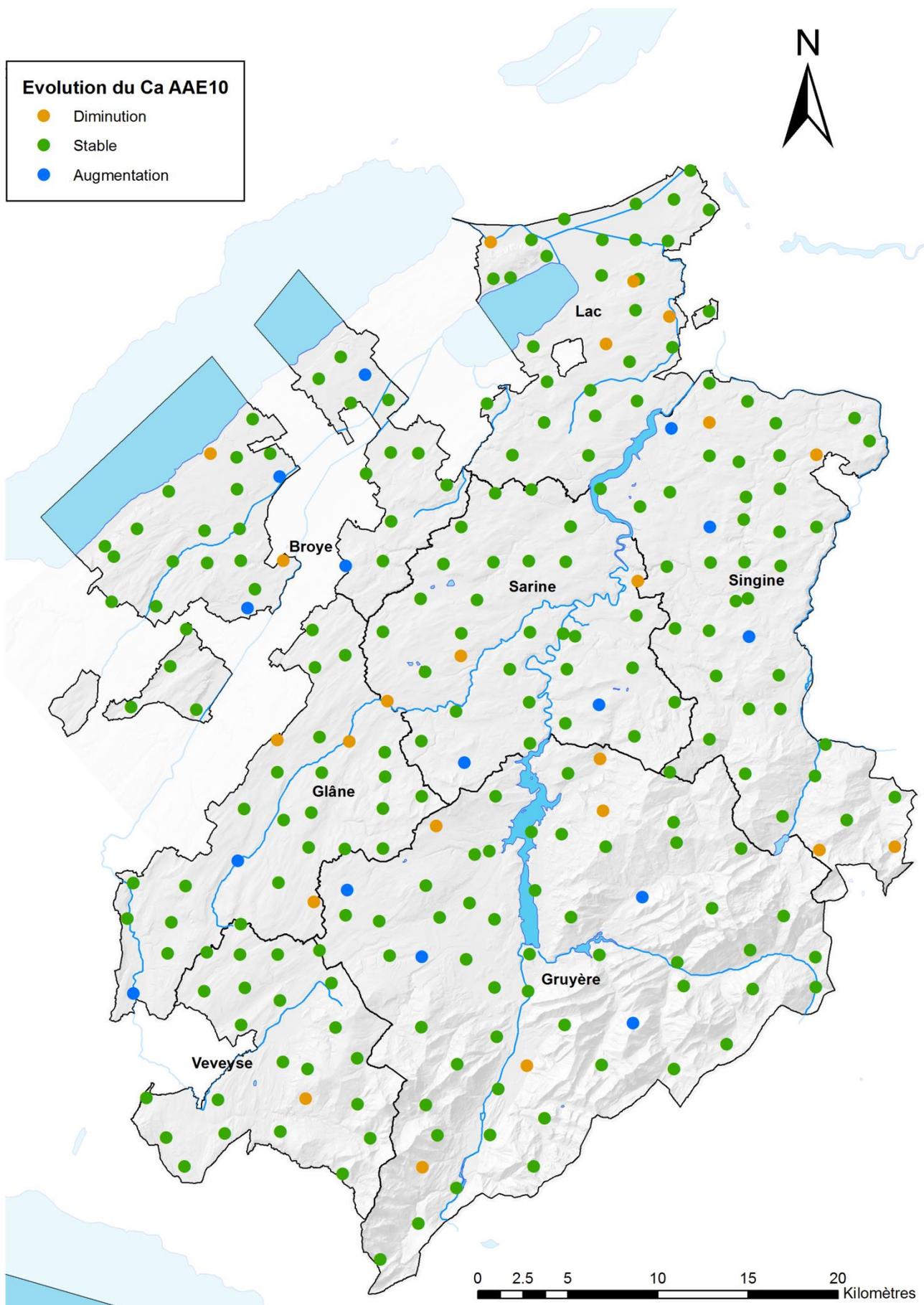
22 sites indiquent une baisse significative des teneurs en Ca, tandis que 15 sites présentent une hausse significative de cette même teneur.

Sur les 22 sites présentant une baisse significative, 9 sont des terres assolées, 8 sont des prairies permanentes et 5 sont des alpages. Pour 19 de ces sites, le pH est néanmoins resté stable, tandis que pour 3 de ces sites, il a baissé de manière significative.

Sur les 15 sites présentant une hausse significative, 9 sont des terres assolées, 5 sont des prairies permanentes et on dénombre un alpage. Dans 6 cas, le pH est à la hausse, et il est dans les autres cas stable, ce qui indique que l'augmentation de ces teneurs en Ca est probablement imputable au chaulage.



Carte 2.2.2-13 : Appréciation de la teneur en Ca AAE10 - sixième cycle



Carte 2.2.2-14 : Evolution par site des teneurs en Ca AAE10 au cours des six cycles

2.2.3 Oligo-éléments

2.2.3.1 Bore

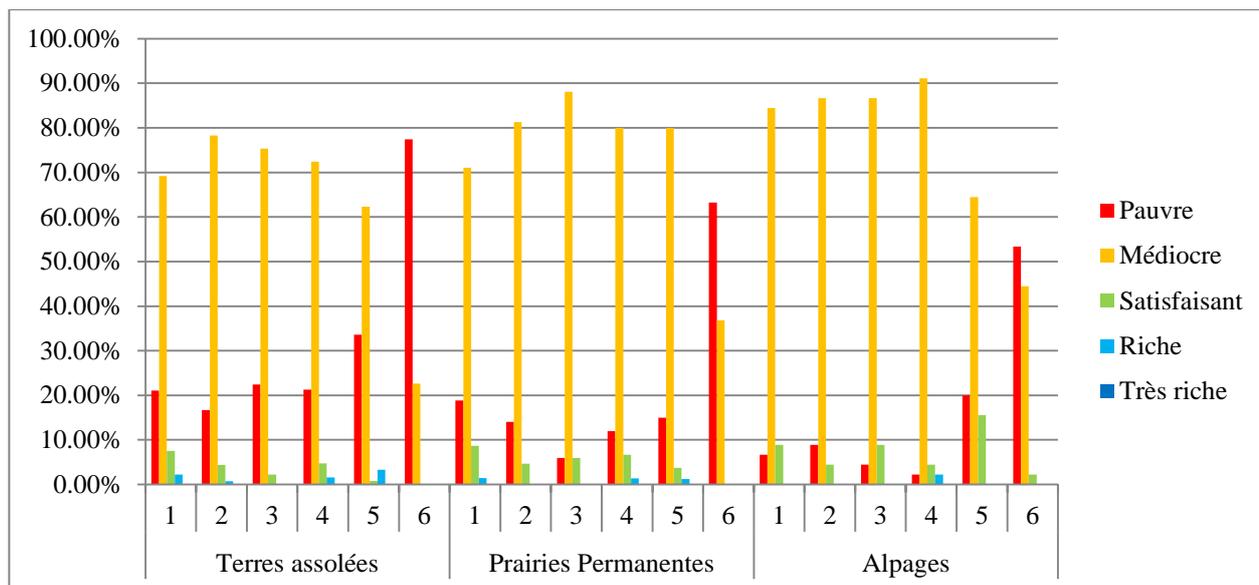


Figure 2.2.3-1 : Répartition des sites d'après l'appréciation du B extrait selon la méthode à l'eau chaude selon le barème PRIF 2017

Les taux de bore, déjà bas dans le canton, semblent être à la baisse entre le 5^{ème} et le 6^{ème} cycle. Cela est toutefois probablement dû à un changement de l'appareil de détection du laboratoire ; on ne peut donc pas tirer de conclusion 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

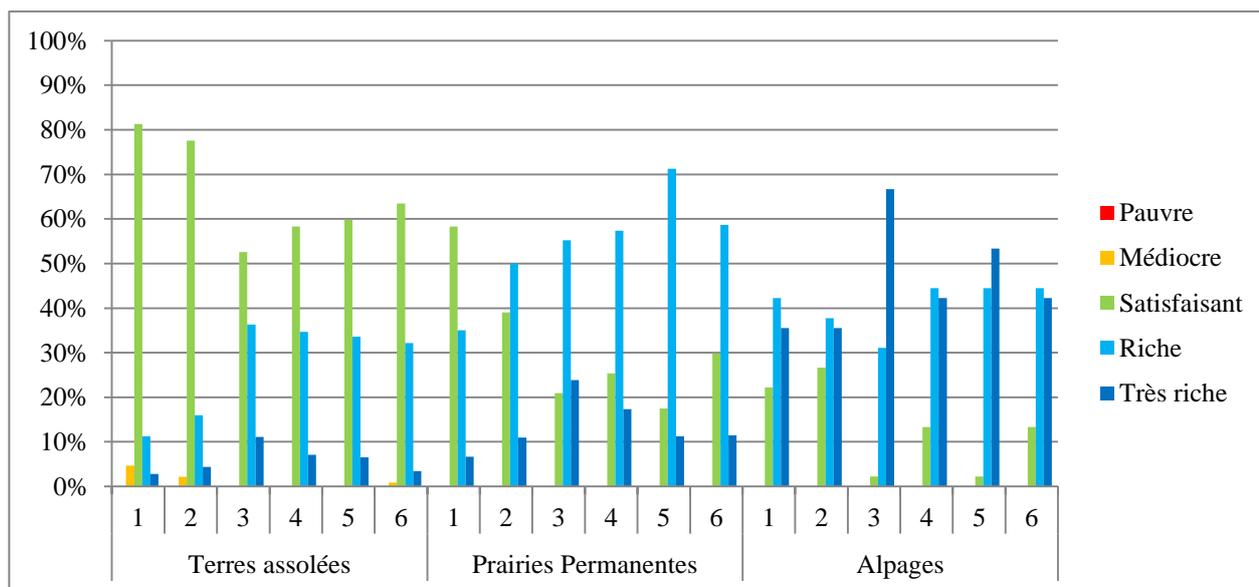


Figure 2.2.3-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Fe AAE10 selon le barème PRIF 2017

Les niveaux de fer dans le canton sont élevés à très élevés. Seul un des 250 sites, une 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

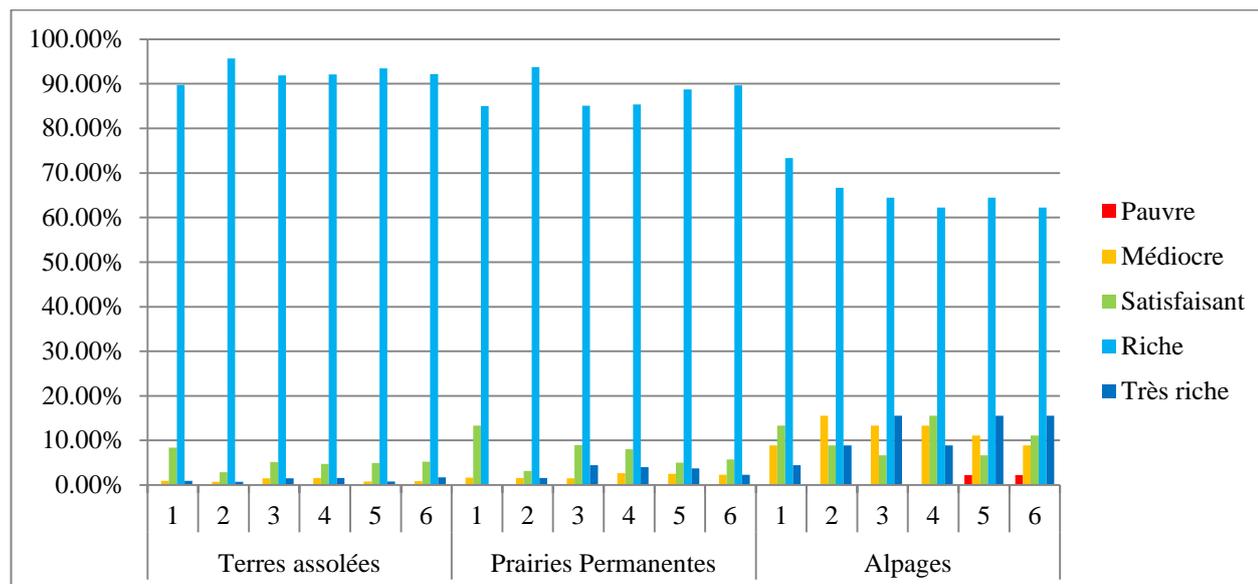


Figure 2.2.3-3 : Répartition des sites d'après l'appréciation du Mn AAE10 selon le barème PRIF 2017

Les niveaux de manganèse dans le canton sont élevés, avec 90 % des terres assolées et prairies permanentes qualifiés de « riches » d'après le barème PRIF 2017. Seul un des 250 sites, un alpage, présente un niveau de manganèse qualifié de « pauvre ». Les sols d'alpage sont les mieux pourvus en fer.

2.2.4 Métaux lourds

L'analyse des métaux lourds a été intégrée au programme FRIBO afin 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, cela 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). Les teneurs en cadmium (Cd), en plomb (Pb), et en zinc (Zn) ont été mesurées depuis la mise sur pied 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 est simple : elle se base sur les valeurs indicatives, les seuils d'investigations et les valeurs d'assainissement définis dans l'OSol (Tableau 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.

En cas de dépassement de la valeur indicative dans l'horizon 0-20 cm, nous comparons le résultat à la teneur 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.

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

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)

¹Abrogé 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 bien le cas dans le canton de Fribourg.

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

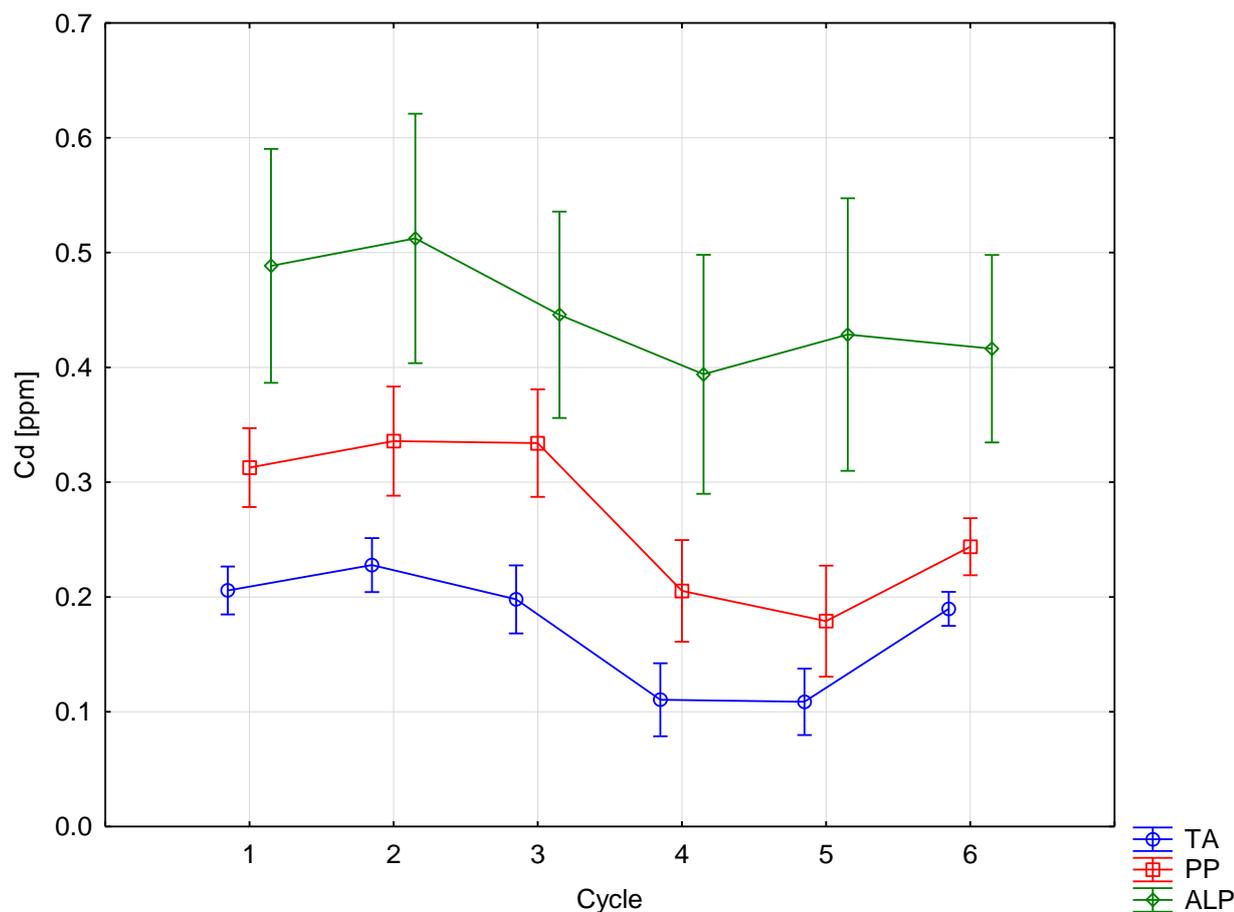
Pour ce qui y est du nickel, quatre dépassements de valeurs indicatives sont à noter ; pour ces sites, la source du nickel est géogène. Les concentrations de nickel sont stables au cours du temps.

Pour ces trois métaux lourds, les concentrations n'ont que très peu varié dans le temps au cours des deux derniers cycles. 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 Annexes.

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 se concentre 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 teneur totale en Cd du sol, comme pour tous les autres métaux lourds, est mesurée après extraction à l'acide nitrique (HNO₃). La valeur indicative est de 0.8 mg de Cd/kg de sol.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	0.21 a	0.23 a	0.20 a	0.11 a	0.11 a	0.19 a	Moyenne Cd p= 5 % (logtransform)
PP	0.31 a	0.34 a	0.33 a	0.21 a	0.18 a	0.24 a	Moyenne Cd p= 5 % (logtransform)
ALP	0.49 a	0.51 a	0.45 a	0.39 a	0.43 a	0.42 a	Moyenne Cd p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.4-1 : Evolution générale du Cd extrait à l'acide nitrique

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 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 dépositions 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 au 6^{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 ce dernier cycle.

Appréciation selon la valeur indicative

Les quatre sites présentant une augmentation de la valeur indicative sont tous des alpages. Leur origine géogène a été démontrée.

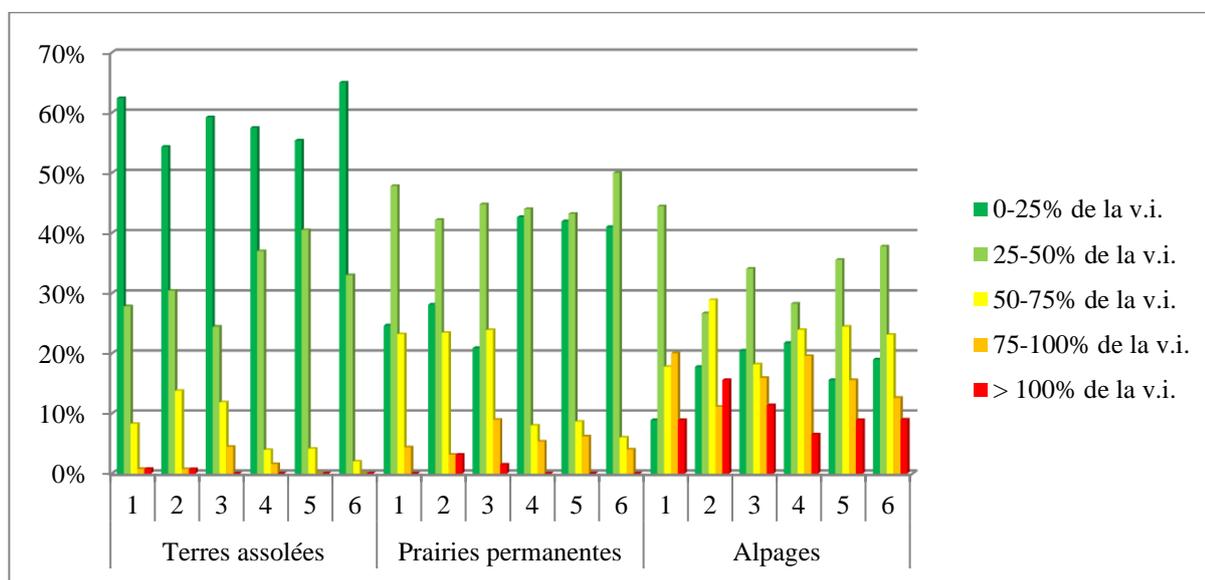
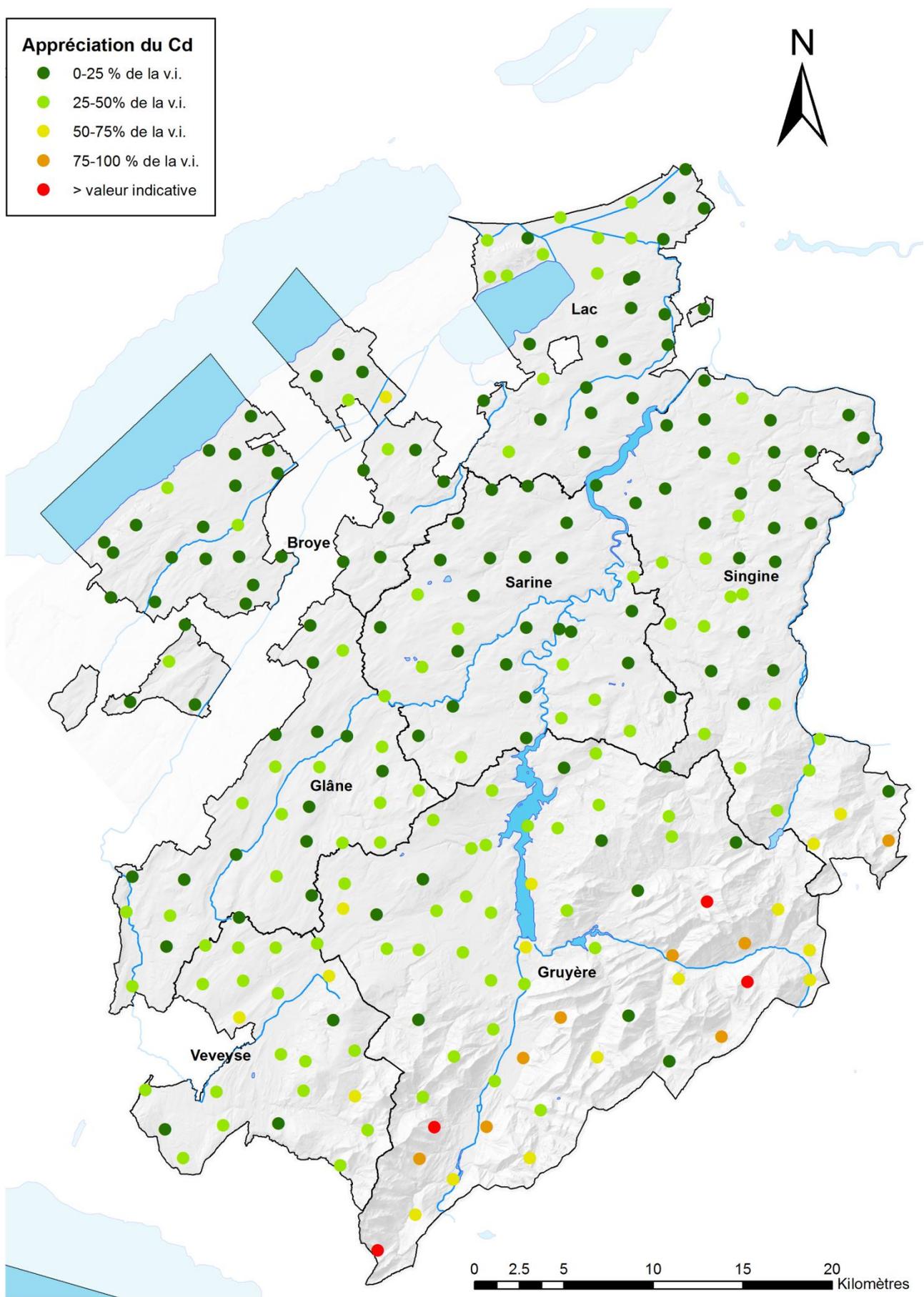


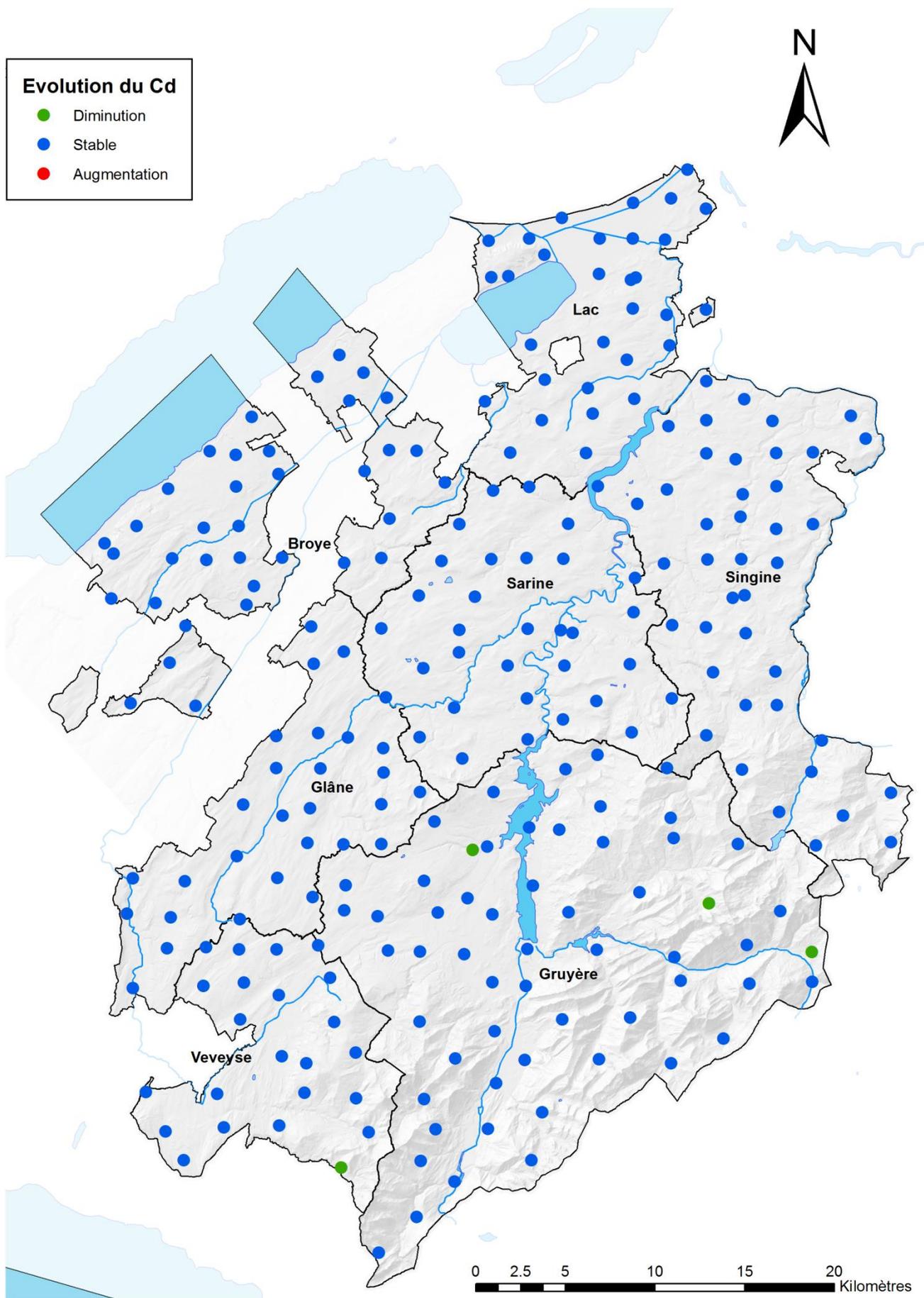
Figure 2.2.4-2 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cd

Evolution par site

Quatre sites indiquent une baisse significative des teneurs en Cd : une prairie permanente et trois alpages.



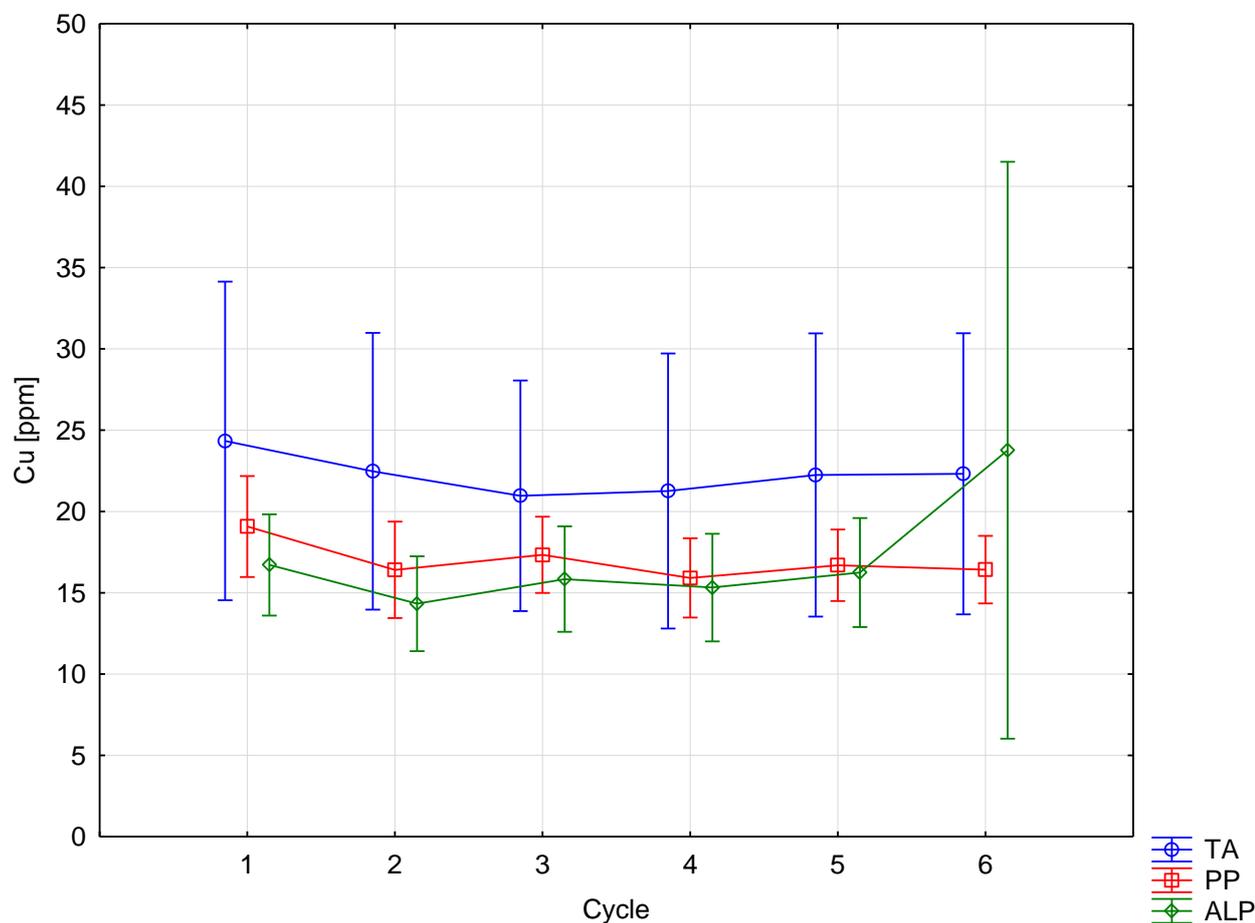
Carte 2.2.4-1 : Appréciation de la teneur en Cd - sixième cycle



Carte 2.2.4-2 : Evolution par site des teneurs en Cd au cours des six 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. A 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.

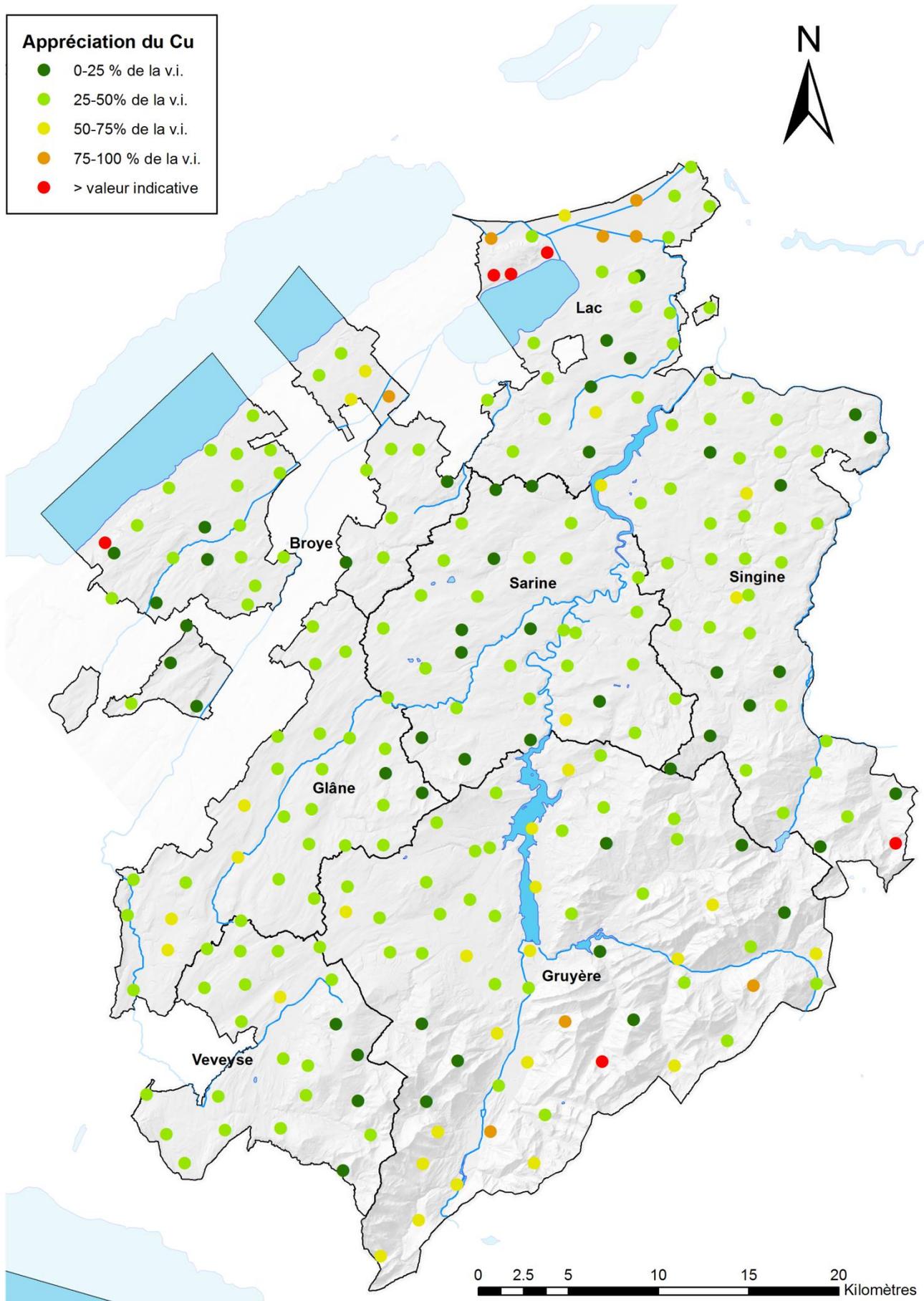


	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	24.34 a	22.48 a	20.97 a	21.26 a	22.25 a	22.32 a	Moyenne Cu p= 5 % (logtransform)
PP	19.07 a	16.41 a	17.34 a	15.91 a	16.69 a	16.42 a	Moyenne Cu p= 5 % (logtransform)
ALP	16.71 a	14.33 a	15.84 a	15.32 a	16.24 a	23.76 a	Moyenne Cu p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.4-3 : Evolution générale du Cu extrait à l'acide nitrique

Aucune évolution significative des teneurs en Cu sur les six cycles n'est à relever.

Les terres assolées et les alpages ont la teneur moyenne en Cu la plus élevée, suivie par les prairies permanentes. Au cours du sixième cycle, la valeur moyenne des alpages est remontée d'environ 8 ppm. Cela est dû à un alpage dont les concentrations en cuivre ont été multipliées par dix, sans raison connue (Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des six cycles).



Carte 2.2.4-3 : Appréciation de la teneur en Cu - sixième cycle

Les principales sources d'apport en Cu sont les produits phytosanitaires à base de Cu dans les cultures spéciales, ainsi que les boues d'épuration et les engrais de ferme. D'après Keller & al. (2005), les apports de Cu les plus importants ont été mesurés dans les exploitations présentant le cheptel le plus important par rapport à la SAU. Ils résultent essentiellement de l'utilisation d'additifs riches en Cu destinés à l'alimentation animale, principalement porcine.

Dans les recommandations du Livre jaune (Agroscope, 2004), les apports de Cu sous forme d'additifs ont baissé d'environ 20% pour les porcs à l'engrais et d'élevage par rapport à l'ancienne édition de 1993. Les vendeurs d'aliments ont peut-être aussi pris conscience des aspects environnementaux dans leurs recettes en diminuant les teneurs en Cu de leurs concentrés.

L'observatoire national des sols (NABO) observe une augmentation des teneurs en Cu sur les sites d'herbage exploités de manière intensive dans son réseau d'observation [Gubler et al. 2015]. Cette observation ne peut pas être vérifiée dans le cadre du réseau FRIBO. Comme l'indique la Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des six cycles, seul un site en prairie permanente montre une augmentation significative des teneurs en cuivre.

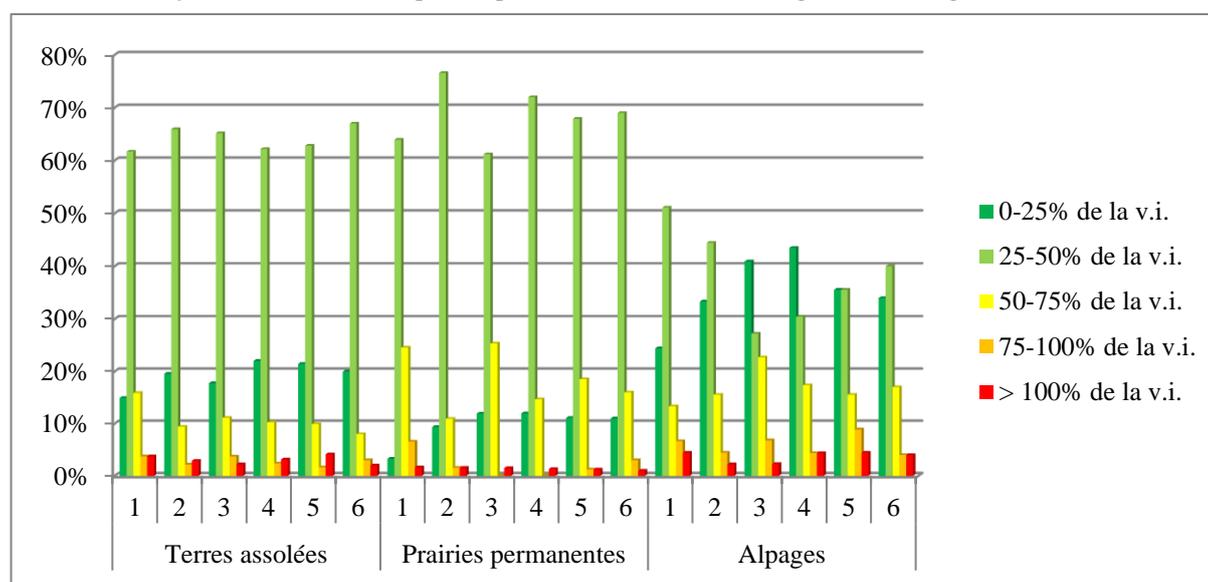


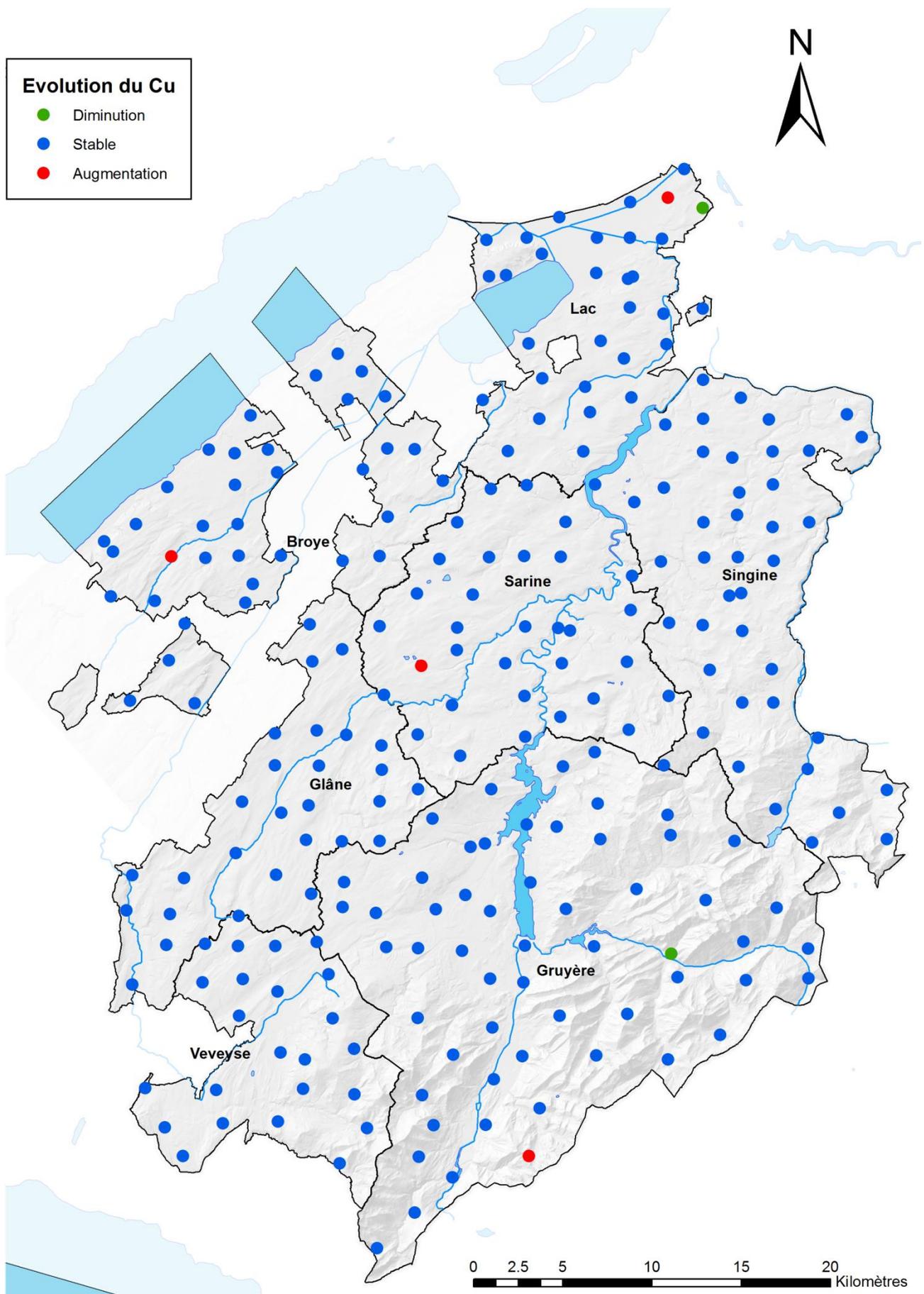
Figure 2.2.4-4 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Cu

Appréciation selon la valeur indicative

Pour ce sixième cycle, six sites présentent des teneurs supérieures à la valeur indicative (Carte 2.2.4-3 : Appréciation de la teneur en Cu - sixième cycle). Trois sites ont déjà été répertoriés et décrits dans le premier rapport FRIBO (Juliern & Morand, 1995), il s'agit de trois vignobles. Un site d'alpages présente des teneurs légèrement au-dessus de la valeur indicative, qui ont été diagnostiquées comme d'origine géogène. Un alpage présente des teneurs à 400 ppm, probablement suite à une pollution par négligence. Un site en prairie permanente est un ancien verger, qui a certainement reçu des traitements cupriques dans le passé. Il est intéressant de noter que les teneurs des vignobles, bien que supérieures au seuil d'investigation (150 ppm), n'augmentent plus.

Evolution par site

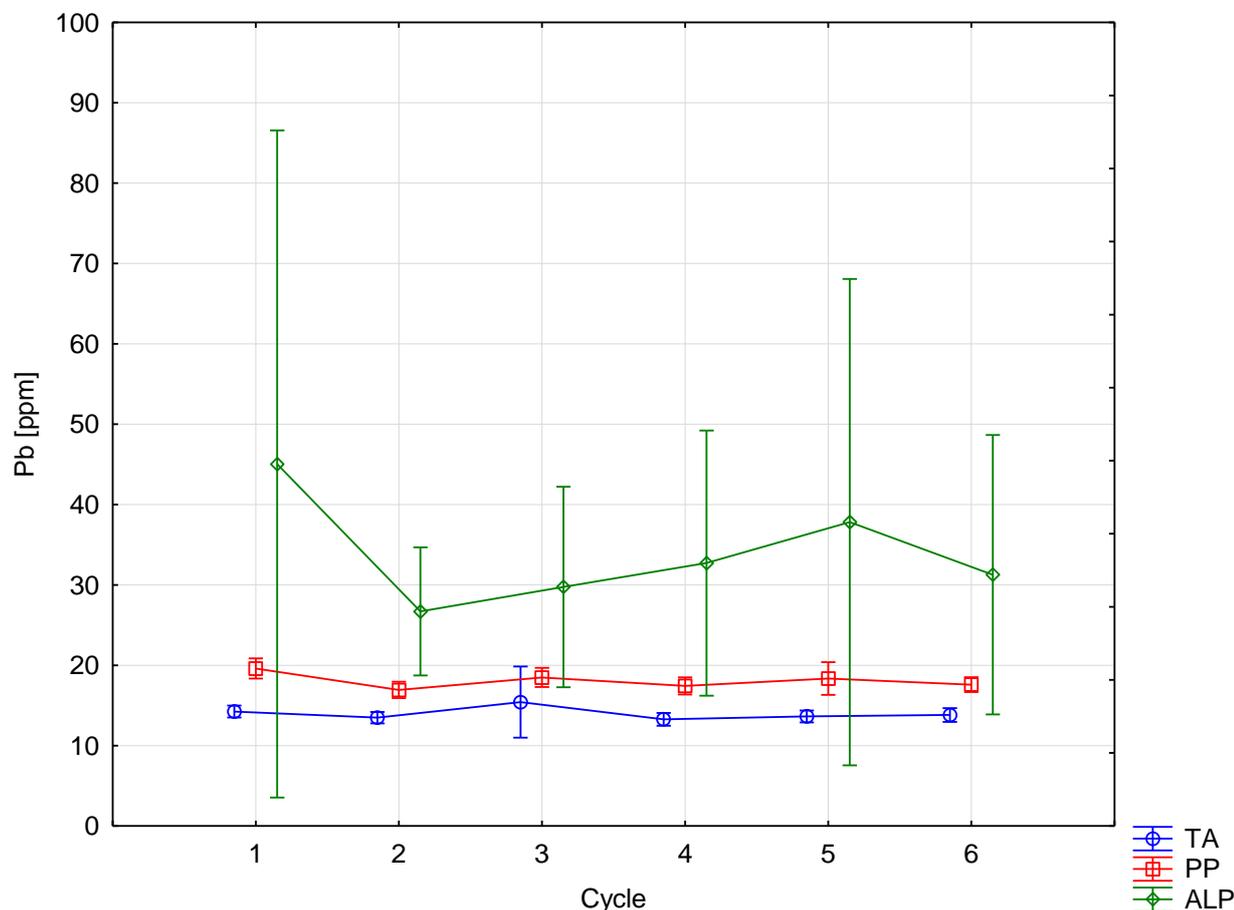
Deux sites présentent une diminution significative de leur teneur en Cu (Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des six cycles). Il s'agit d'une terre assolée avec une rotation mélangeant grandes cultures et cultures maraîchères et d'une prairie permanente. Quatre sites indiquent une augmentation de leur teneur en Cu : il s'agit d'une parcelle maraîchère, d'une parcelle avec beaucoup de pommes de terre et parfois des légumes dans la rotation, d'une prairie permanente et d'un alpage. Pour l'alpage, situé à proximité du chalet, l'hypothèse avancée est le déversement sauvage d'une solution chargée en cuivre servant, par exemple, à traiter les onglons des bovins. A l'exception de l'alpage, les teneurs citées restent modestes.



Carte 2.2.4-4 : Evolution par site des teneurs en Cu au cours des six 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.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	14.24 a	13.48 a	15.42 a	13.28 a	13.63 a	13.82 a	Moyenne Pb p= 5 % (logtransform)
PP	19.60 a	16.93 b	18.48 ab	17.43 ab	18.35 ab	17.58 ab	Moyenne Pb p= 5 % (logtransform)
ALP	45.05 a	26.70 a	29.74 a	32.72 a	37.81 a	31.27 a	Moyenne Pb p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.4-5 : Evolution générale du Pb extrait à l'acide nitrique

Les alpages présentent les teneurs moyennes en plomb les plus élevées et les terres assolées les plus faibles (Figure 2.2.4-5 : Evolution générale du Pb extrait à l'acide nitrique). La valeur moyenne élevée des alpages est en partie due à un site pollué dont la teneur dépasse le seuil d'investigation (200 ppm). D'autre part, les teneurs élevées de certains alpages sont d'origine géogène et ont été expliquées dans le premier rapport FRIBO (Julien et Morand, 1995). Il n'y a aucune évolution significative des valeurs moyennes des terres assolées et alpages. Une baisse significative a été observée pour les sites en prairie permanente entre le 1^{er} et le 2^{ème} cycle. Cette baisse, non significative mais constatée aussi dans les terres assolées et alpages, est probablement due à l'introduction systématique de voitures consommant de l'essence "sans plomb" depuis le début des années 1990.

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 dépôts atmosphériques sont responsables de 70% des apports en Pb sur les parcelles (Keller & al., 2005). Ces derniers ont diminué significativement de 80% entre 1990 et 2005 (Thöni & 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.

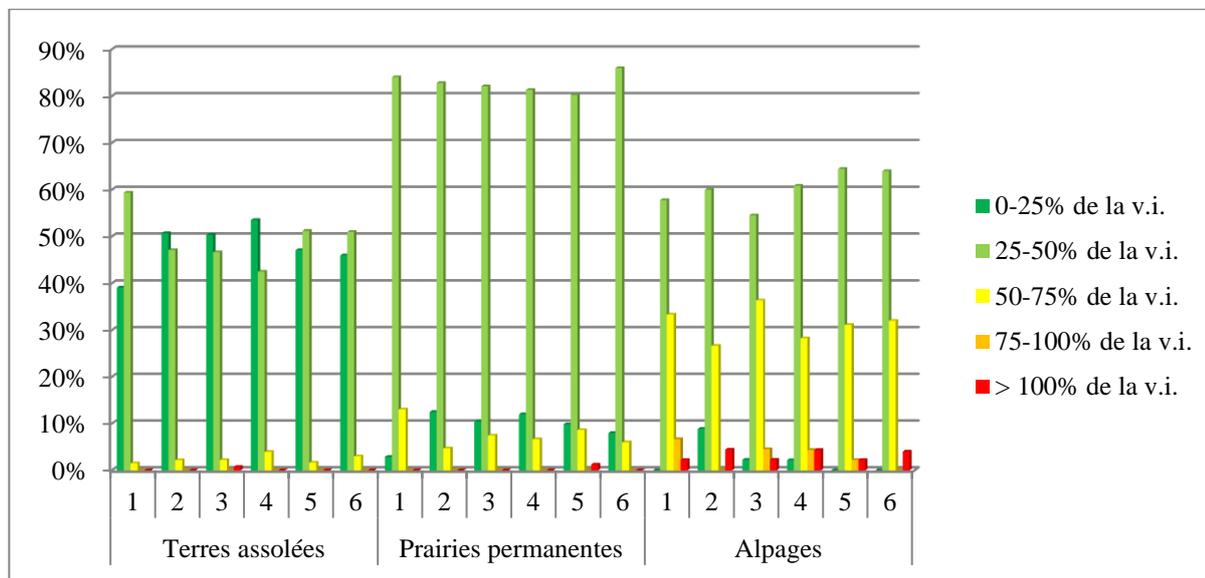


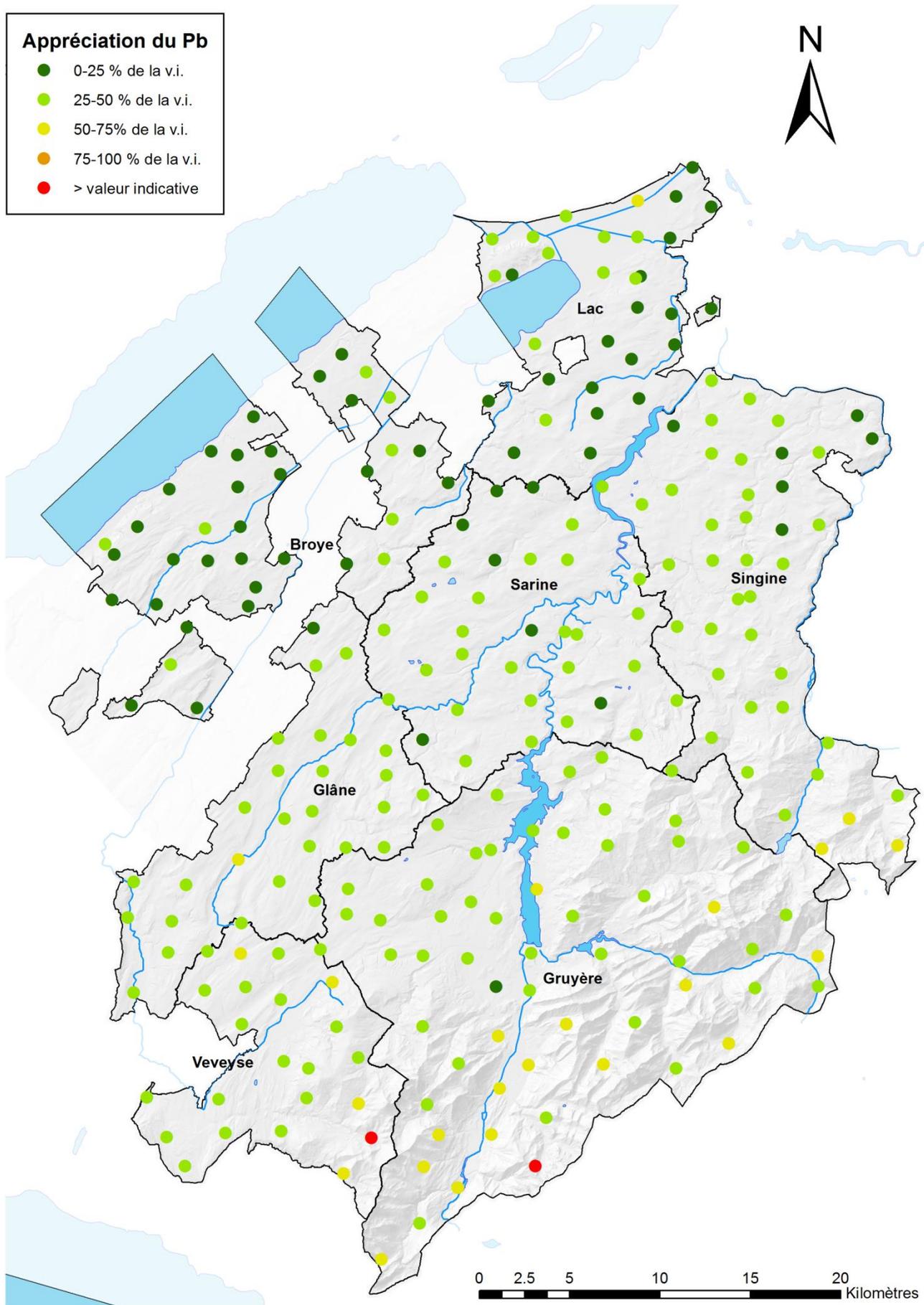
Figure 2.2.4-6 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Pb

Appréciation selon la valeur indicative

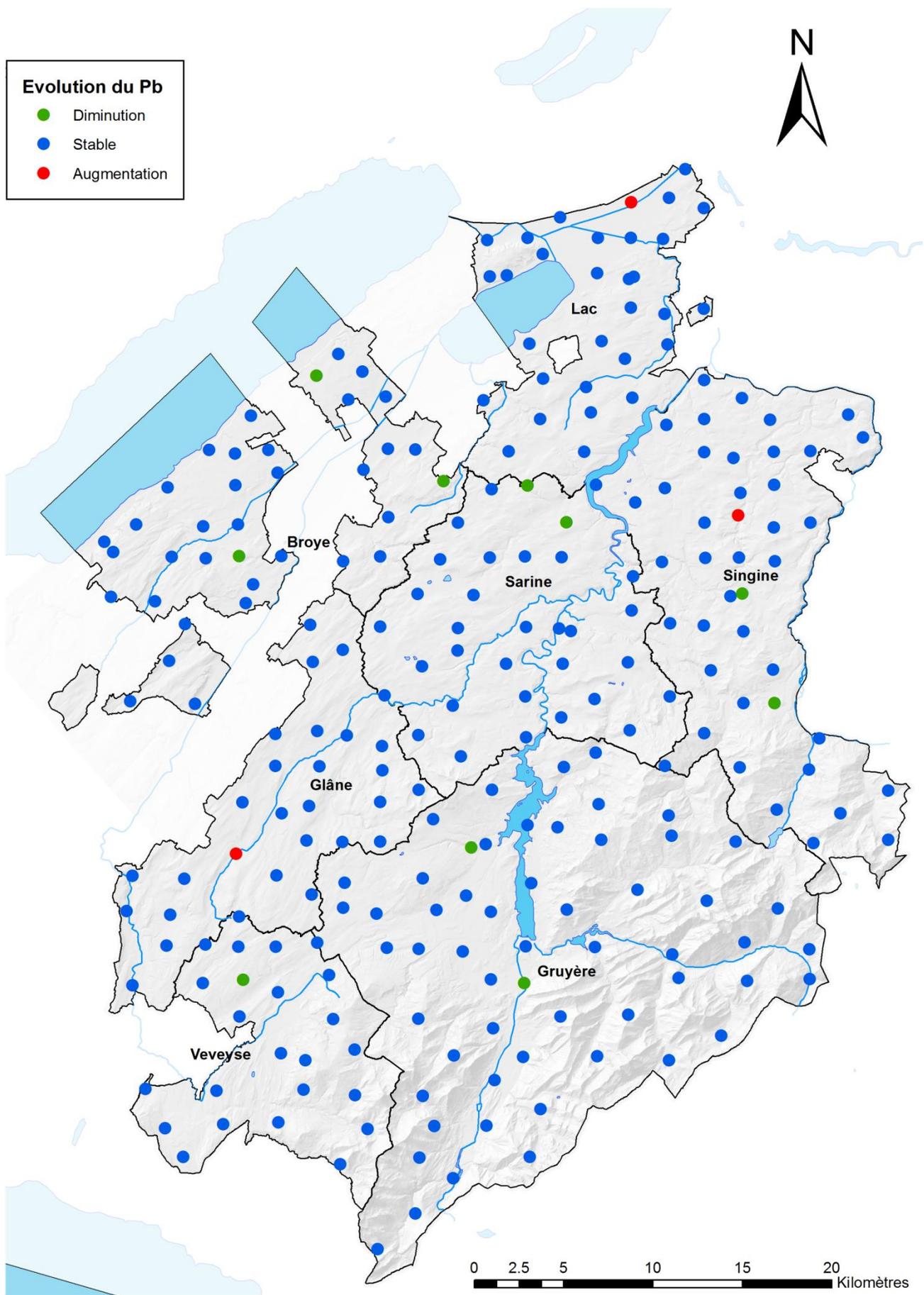
Lors du sixième cycle de prélèvement, deux sites, tous deux des alpages, présentent des teneurs qui excèdent la valeur indicative (Carte 2.2.4-5 : Appréciation de la teneur en Pb - sixième cycle). Un des sites est une ancienne place de tir militaire en campagne déjà répertoriée lors du premier prélèvement. L'autre alpage a vu sa teneur augmenter soudainement et de manière inexplicable lors du dernier prélèvement. 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.

Evolution par site

La Carte 2.2.4-6 : Evolution par site des teneurs en Pb au cours des six cycles montre que dix sites subissent une baisse significative de leur teneur en Pb. Cinq d'entre eux sont des terres assolées et cinq des prairies permanentes. Les trois sites qui subissent une augmentation sont deux terres assolées et une prairie permanente. Une des terres assolées a reçu des boues chaulées au cours des années 1990. L'autre terre assolée, une terre noire maraîchère, n'a plus été labourée depuis 2012. Cet arrêt du labour a peut-être créé une accumulation de Pb dans les couches supérieures du sol. Pour la prairie permanente, aucune hypothèse n'est avancée. Toutes ces variations sont faibles et difficilement explicables, il peut s'agir de la variabilité spatiale ou analytique, mais il n'y a pas de tendance générale, étant donné que les moyennes n'ont pas évolué significativement.



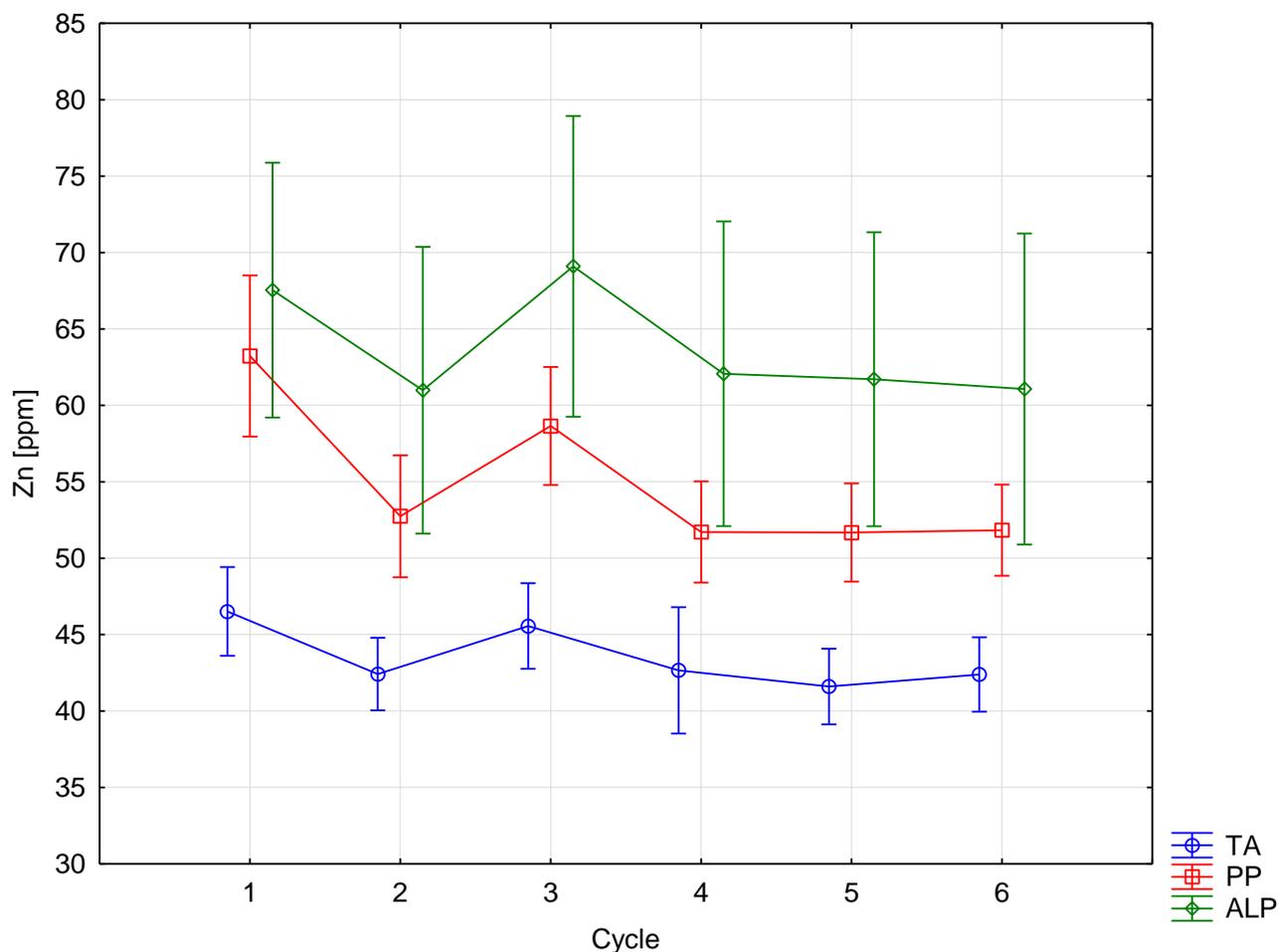
Carte 2.2.4-5 : Appréciation de la teneur en Pb - sixième cycle



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

2.2.4.5 Zinc

Les apports de zinc par la voie des airs sont attestés par des travaux suisses (Meyer 1991, Desales & 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.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	46.51 a	42.41 a	45.56 a	42.66 a	41.60 a	42.39 a	Moyenne Zn p= 5 % (logtransform)
PP	63.23 a	52.74 b	58.65 ab	51.71 b	51.68 b	51.83 b	Moyenne Zn p= 5 % (logtransform)
ALP	67.54 a	60.99 a	69.09 a	62.06 a	61.71 a	61.07 a	Moyenne Zn p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.4-7 : Evolution générale du Zn extrait à l'acide nitrique

La Figure 2.2.4-7 : Evolution générale du Zn extrait à l'acide nitrique indique que les alpages contiennent le plus de Zn et que les terres assolées sont les moins riches.

Aucune évolution significative n'est à relever dans les alpages et les terres assolées. Pour les prairies permanentes, la teneur en zinc des deuxième, quatrième, cinquième et sixième cycles est significativement plus basse que celle du premier cycle. Le fait que les teneurs moyennes en Zn des premier et troisième 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.

Les quantités de Zn déposées par les apports atmosphériques ont diminué entre 1990 et 2005 d'environ 16% (Thöni & 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 métallurgiques, mais aussi et surtout les engrais de ferme (Keller & al., 2005). Tout comme le Cu, des additifs en Zn sont très présents dans l'alimentation animale et l'importance du cheptel influence aussi sur 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.

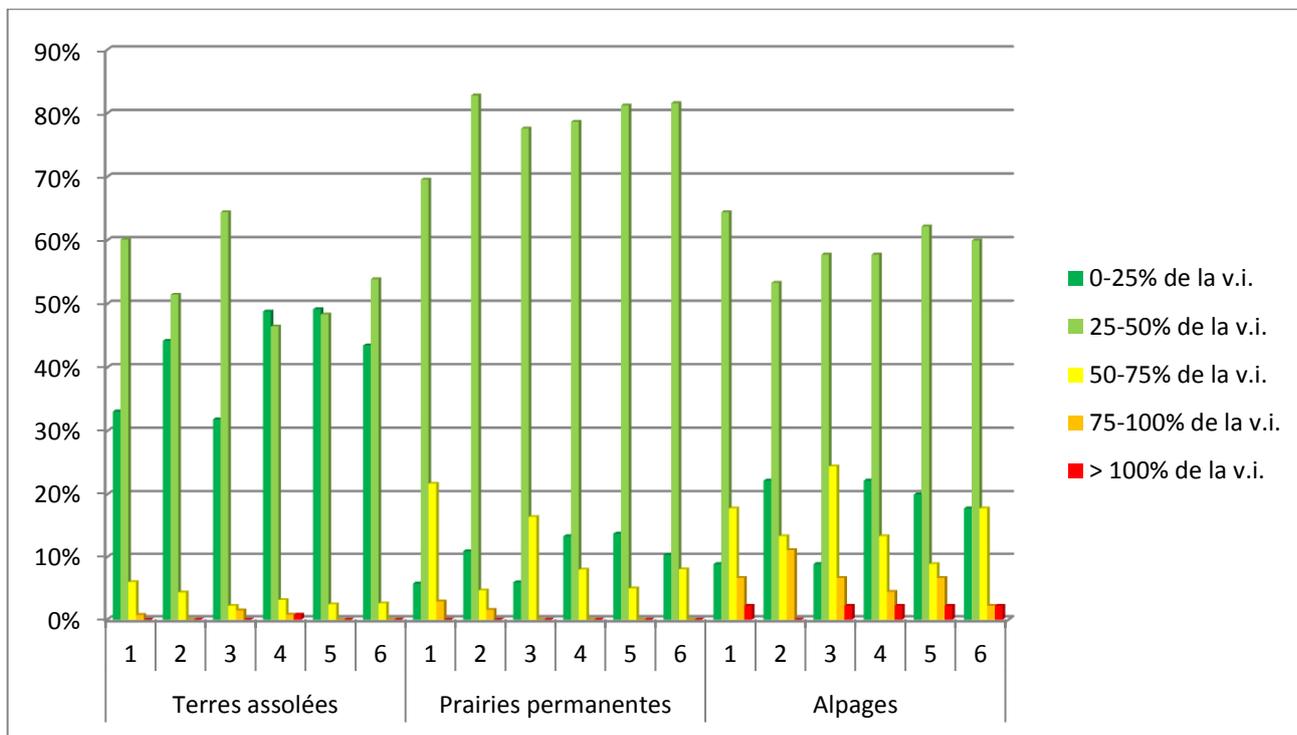


Figure 2.2.4-8 : Répartition des sites selon la valeur indicative du Zn

Appréciation selon la valeur indicative

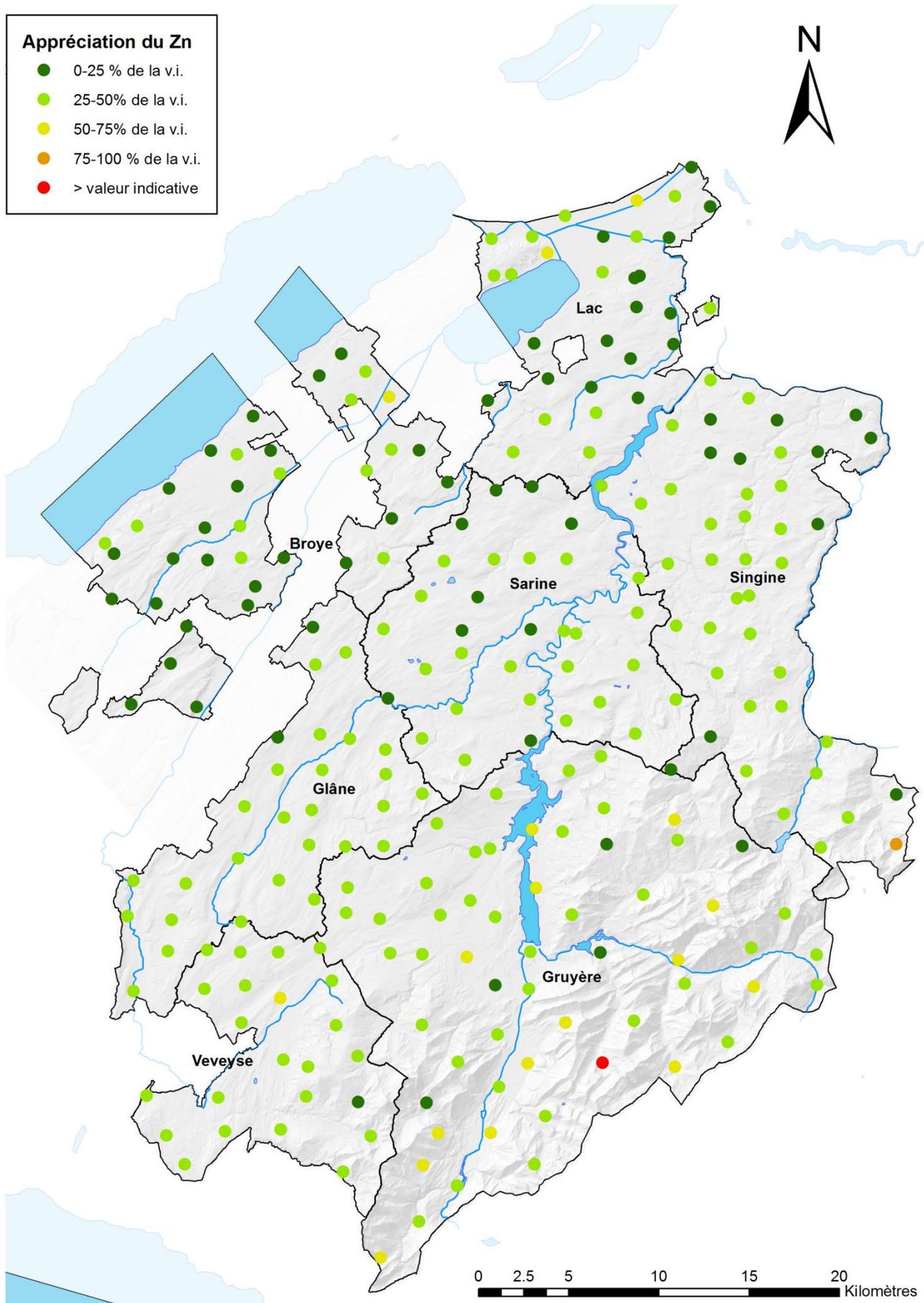
La Carte 2.2.4-7 : Appréciation de la teneur en Zn - sixième cycle montre qu'un site a des teneurs qui dépassent la valeur indicative. Il s'agit d'un alpage. Un autre alpage a des teneurs en Zn élevées (75-100% de la valeur indicative). La cause du dépassement de la valeur indicative n'est pas géogène, ce site a subi une augmentation de la teneur en Zn et en Cu au cours du dernier cycle.

La majorité des prairies permanentes ainsi que des alpages possèdent une teneur en Zn située entre 25 et 50% de la valeur indicative. 97 % des terres assolées présentent une teneur inférieure à la moitié de la valeur indicative.

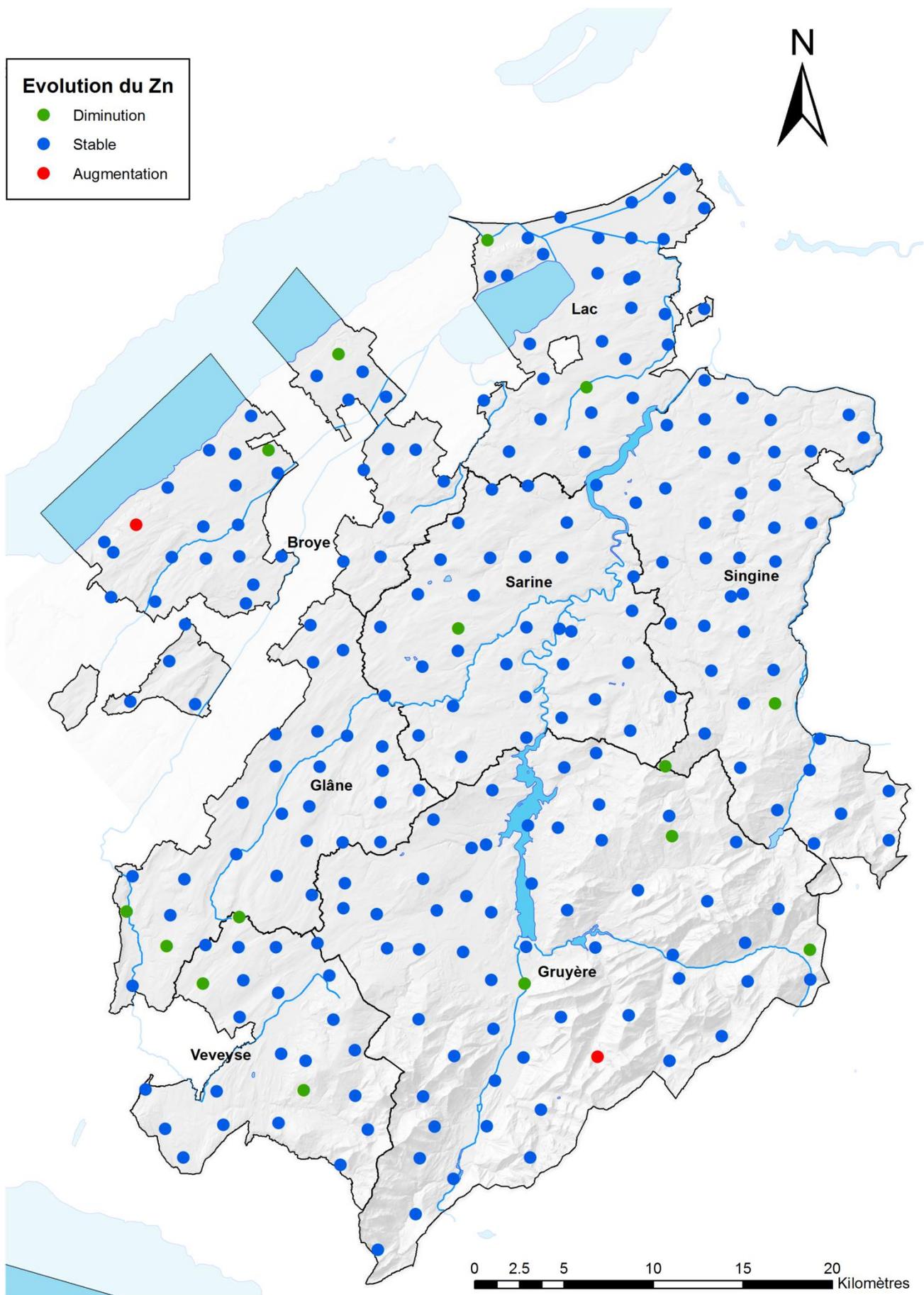
Evolution par site

Quinze sites présentent une diminution significative de leur teneur en Zn (Carte 2.2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des six cycles). Neuf sites sont exploités en tant que terres assolées, deux en prairies permanentes et quatre en alpages. Selon Keller & 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 sont la cause de ces diminutions de teneurs. Pour les zones d'estivage, cela peut correspondre à des charges en bétail à la baisse.

Dans le district de la Broye, un site en terre assolée a vu sa teneur en Zn augmenter significativement de 36 à 40 ppm sur trente ans. L'exploitation en question contient un élevage intensif de porcs. Il est difficile de proposer une explication pour le site d'alpage dont la teneur en Zn a subitement augmenté. Le fait que le taux de matière organique est élevé peut suggérer une incertitude analytique.



Carte 2.2.4-7 : Appréciation de la teneur en Zn - sixième cycle



Carte 2.2.4-8 : Evolution par site des teneurs en Zn au cours des six 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.

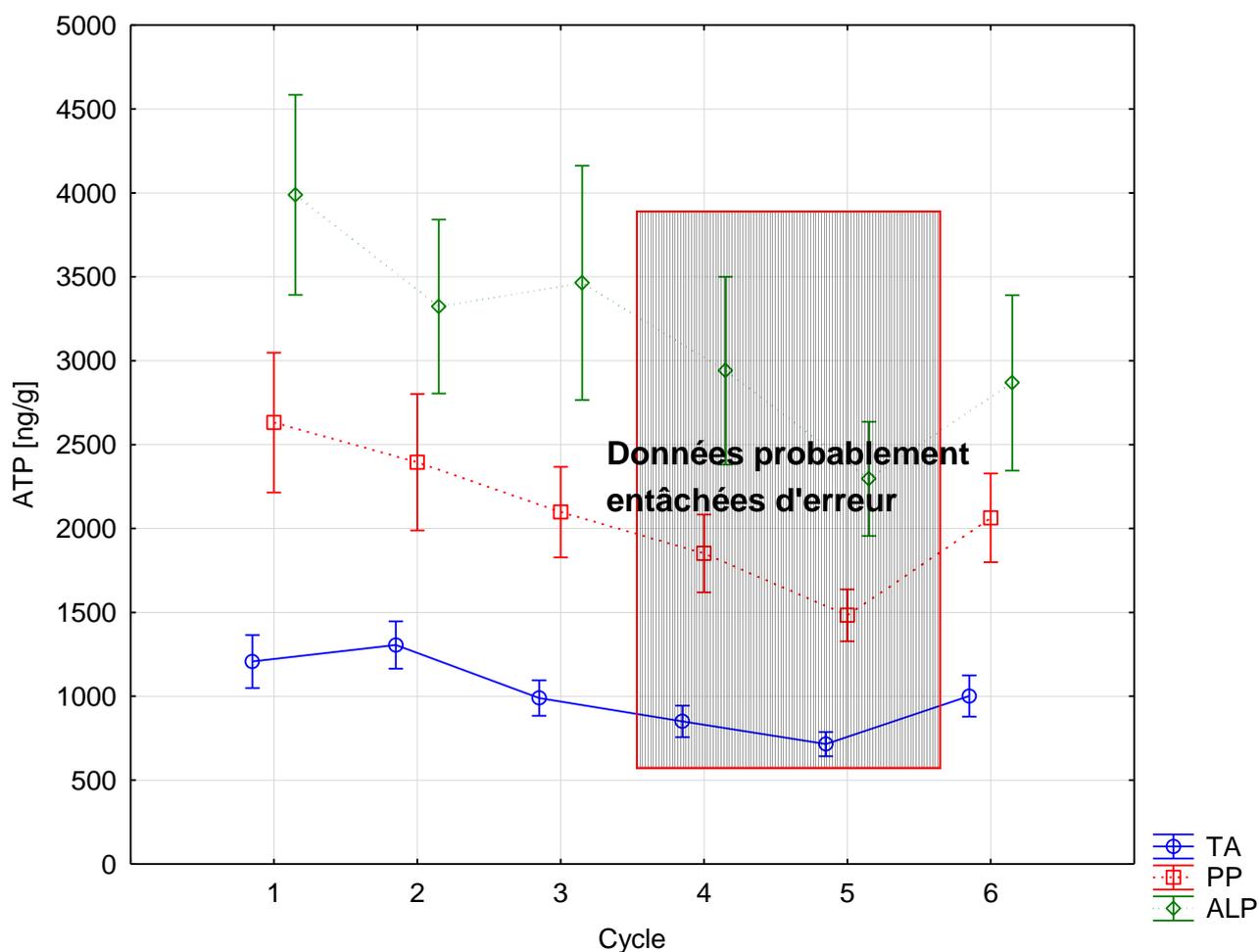
Dans ce rapport, nous étudions l'évolution de deux variables les plus importantes qui ont été décrites dans le rapport FRIBO sur l'évolution des paramètres biologiques (Rossier & Dessureault-Rompré, 2003). Il s'agit de la biomasse ATP et de la minéralisation du carbone organique analysés selon Maire (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 30 dernières années sont donc de grande valeur et riches d'enseignement.

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 humus 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 dernier rapport FRIBO. Suite à 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 sont reparties à la hausse pour ce sixième cycle. La valeur moyenne pour les terres assolées et les prairies permanentes est revenue au niveau de celle du 3^{ème} cycle, et, pour les alpages, à celle du 4^{ème} cycle. Cela indique que les résultats du 4^{ème} et 5^{ème} cycles étaient probablement entachés d'erreur analytique. Une cause possible serait la durée de conservation très courte des enzymes utilisés pour extraire l'ATP : un manque de rigueur à ce niveau-là peut sous-estimer les mesures.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	1188.90 ab	1282.00 a	977.52 bc	837.95 cd	702.86 d	1001.60 bc	Moyenne ATP p= 5 % (logtransform)
PP	2631.00 a	2395.10 ab	2097.50 ab	1851.00 bc	1475.60 c	2063.60 ab	Moyenne ATP p= 5 % (logtransform)
ALP	3888.20 a	3195.90 ab	3270.50 ab	2641.70 bc	2200.20 c	2868.10 bc	Moyenne ATP p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.5-1 : Evolution générale de la biomasse ATP

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 : Evolution générale de la biomasse ATP). 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. Les sols sous prairies sont beaucoup plus stables, car l'humus, et de ce fait la biomasse microbienne, y sont constamment renouvelés.

Il n'y a de baisse significative, entre le premier et le sixième cycle, que pour les alpages. Cela indique qu'il y a tout de même bien eu une baisse de la biomasse des microorganismes dans cette catégorie d'utilisation du sol. Etant donné l'exploitation très extensive de ces surfaces, ainsi que l'exposition réduite à des pollutions et éléments fertilisants, l'hypothèse la plus probable est que ce soit une conséquence des changements climatiques. Une autre cause possible

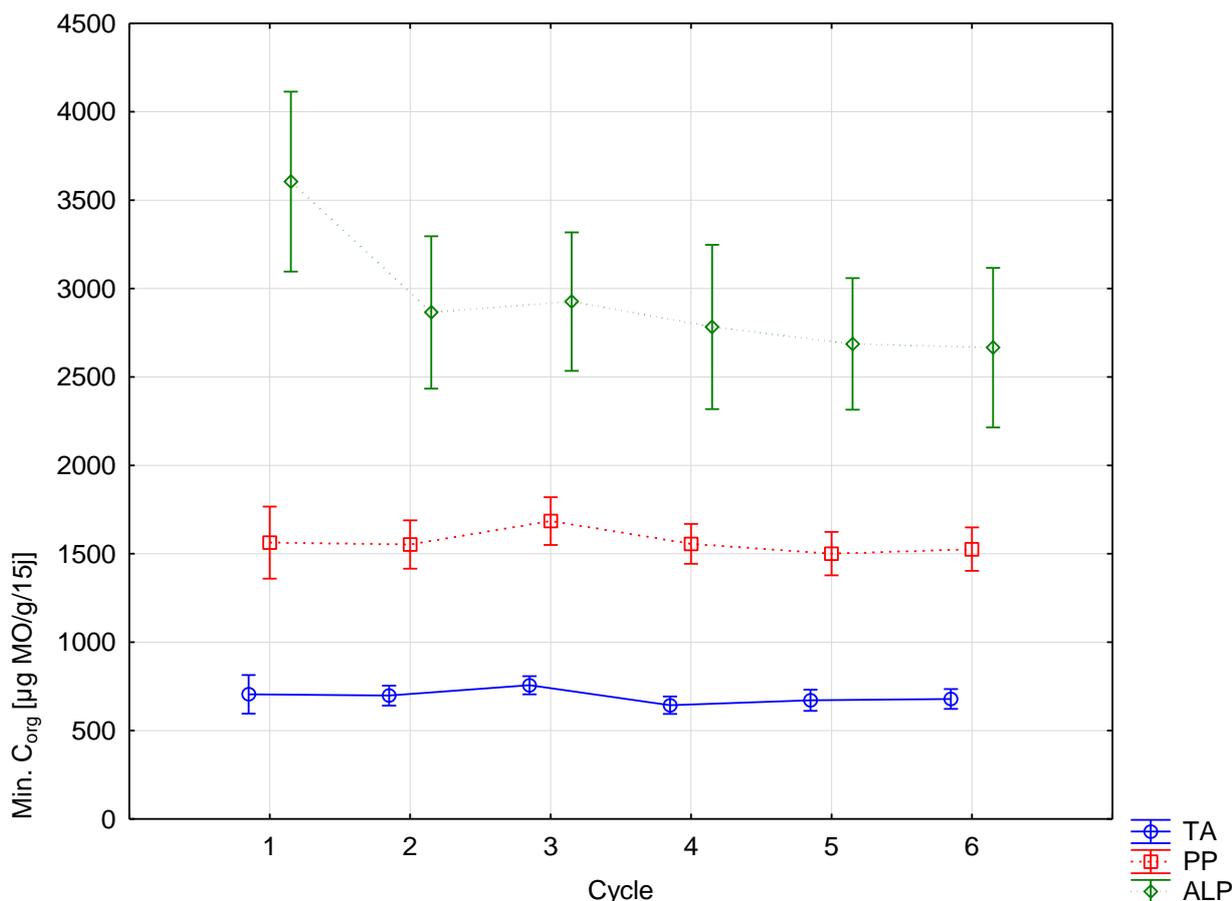
serait le drainage de certains sites tourbeux, mais cela s'accompagnerait d'une baisse des taux de matière organique ; une telle baisse n'a été constatée que sur un site d'alpage.

Pour ce qui est des sites en prairies permanentes et en terres assolées, il paraît probable qu'ils aient connu une baisse de leur mesure ATP entre le premier et le troisième cycle, et que celle-ci soit ensuite restée stable. Il est toutefois difficile de conclure quoique ce soit pour l'instant.

Etant donné l'incertitude quant à la justesse des mesures ATP pour les quatrième et cinquième cycles, 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 disponible les éléments nutritifs pour la croissance des plantes.



	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5	Cycle 6	
TA	704.76 ab	698.09 ab	756.44 a	643.54 b	671.53 ab	678.93 ab	Moyenne MinC p= 5 % (logtransform)
PP	1563.50 a	1552.70 a	1685.10 a	1566.30 a	1501.20 a	1526.50 a	Moyenne MinC p= 5 % (logtransform)
ALP	3604.90 a	2865.40 ab	2962.20 ab	2782.80 b	2687.40 b	2661.10 b	Moyenne MinC p= 5 % (logtransform)

Figure 2.2.5-2 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique

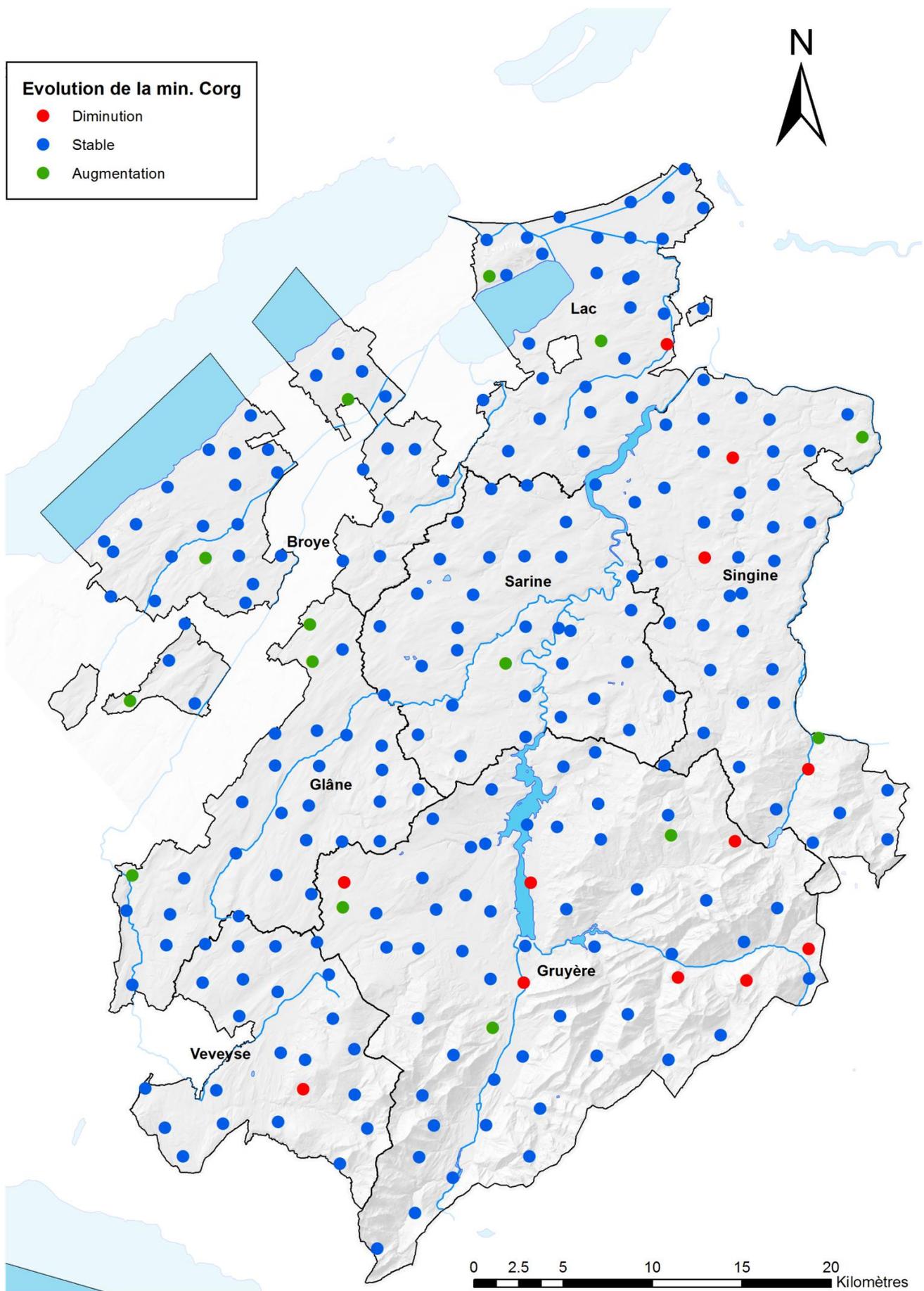
La minéralisation du carbone organique effectuée par la biomasse microbienne est dépendante de l'utilisation du sol (Figure 2.2.5-2 : Evolution générale de la minéralisation du carbone organique). Une biomasse microbienne plus importante en termes de quantité peut potentiellement minéraliser de plus 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 d'une part qu'ils sont dotés en moyenne de plus grandes teneurs en humus 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 leurs valeurs de minéralisation du carbone organique au quatrième cycle de prélèvement et sont restés stables par la suite. Les valeurs sont stables pour les prairies permanentes, tandis qu'une baisse significative, suivie d'une remontée, ont été observées au quatrième cycle pour les terres assolées.

Evolution par site

Cinq terres assolées, une prairie permanente et six alpages présentent une diminution significative de leur valeur de minéralisation du carbone organique. Les causes sont diverses : quatre alpages sont hydromorphes, et présentent une hausse du taux de matière organique et une baisse du pH, ce qui sont des signes d'évolution vers des bas-marais, et deux prairies permanentes ont été transformées en terres assolées. Pour les autres sites, les causes sont moins claires.

Quatorze sites présentent une augmentation significative de ce paramètre. Il s'agit de quatre terres assolées, neuf prairies permanentes et un alpage. Quatre de ces prairies étaient auparavant des terres assolées, ce qui explique facilement l'augmentation constatée. Pour les terres assolées, il s'agit surtout de sites pour lesquels la part de prairie temporaire dans la rotation a augmenté, ce qui est le cas pour trois de ces sites.



Carte 2.2.5-1 : Evolution de la minéralisation du carbone organique au cours des six cycles

3 Sols urbains

3.1 Méthodologie

3.1.1 Historique du réseau

Le Service de l'environnement (SEn) a mandaté l'Institut Agricole de Grangeneuve (IAG) 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 (jardins publics, places de jeux et jardins familiaux) et d'une façon plus générale d'analyser la pollution diffuse dans les agglomérations du canton de Fribourg ainsi que de suivre l'évolution dans le temps. Ce réseau permet de compléter le réseau du FRIBO agricole, car ce dernier ne permet pas l'extrapolation des résultats aux zones urbaines.

Les prélèvements du premier cycle ont débuté en 2004, ceux du deuxième cycle en 2007, et ceux du troisième cycle en 2012. Nous présentons ici les résultats des trois cycles. Les critères de choix des sites urbains ont été décrits dans le quatrième rapport FRIBO [Rossier et al., 2007].

3.1.2 Analyse statistique des données

Comme pour les données du FRIBO agricole, le test HSD, aussi appelé test des rangs de [Tukey](#) a été utilisé afin de mettre en valeur des évolutions significatives des paramètres étudiés par catégorie d'occupation du sol. Cependant, aucune évolution significative n'apparaît entre les cycles, pour l'ensemble des sites de même catégorie d'occupation du sol.

Pour ce qui est de l'évolution des paramètres site par site, étant donné l'absence de répétition pour un même site et un même cycle, et que nous n'avons pour l'instant que trois répétitions dans le temps, aucun indice statistique ne nous permet de juger de manière robuste de la significativité des résultats. Le chapitre suivant s'appuiera donc sur des statistiques descriptives, à savoir des boîtes à moustache (boxplots) et des tableaux de fréquence. Sur la base de ces indicateurs, quelques tendances se dessinent, mais il faut rester très prudent avec l'évolution des paramètres suivis, de par le manque de significativité.

3.1.2.1 Boxplots

Les Box Plots (Figure 3.1.2-1 : Exemple de boxplot) permettent de visualiser et d'évaluer rapidement l'étendue des valeurs dans un groupe de données. La **médiane** ou valeur centrale partage l'ensemble des valeurs observées (et ordonnées selon leur grandeur) en deux moitiés de taille égale; l'une comprenant les valeurs supérieures à la médiane, l'autre les valeurs inférieures à celle-ci. En comparaison à la moyenne, autre mesure de tendance centrale, la médiane n'est pas influencée par les valeurs atypiques (valeurs extrêmes). Cette médiane est représentée par un petit carré.

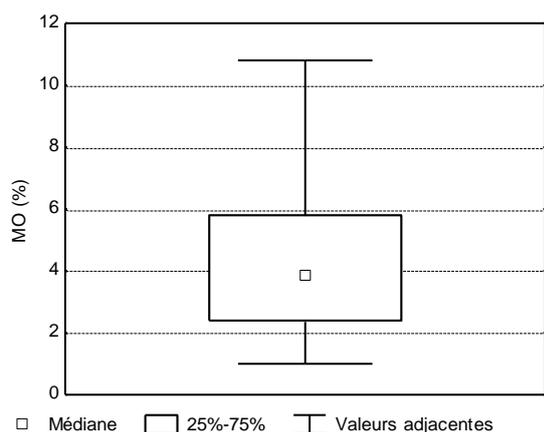


Figure 3.1.2-1 : Exemple de boxplot

Le **Box 25%-75%** représente les observations comprises entre le quartile inférieur et supérieur. Dans une distribution statistique, la valeur du quartile inférieur (25% des effectifs) correspond au trait inférieur du Box et la valeur du quartile supérieur (75% des effectifs) correspond au trait supérieur du Box.

A l'extrémité de part et d'autre du Box, deux "moustaches" sont représentées. Ces deux moustaches délimitent les **valeurs adjacentes**. La longueur des moustaches (valeurs adjacentes) définie par Tukey est délimitée par les formules suivantes :

extrémité inférieure : $\text{quartile inférieur} - 1.5 \star \text{écart interquartile}$

extrémité supérieure : $\text{quartile supérieur} + 1.5 \star \text{écart interquartile}$

Les valeurs situées au-delà des valeurs adjacentes sont dites valeurs extrêmes, atypiques, exceptionnelles, « outliers ». Dans ce rapport, les valeurs atypiques sont représentées par des cercles, et les valeurs extrêmes par des astérisques. Lors d'une distribution normale, la zone délimitée par le Box et les moustaches devrait contenir 99.3% des observations. On ne devrait donc trouver que 0.7% d'observations atypiques.

Lorsque l'on ne rencontre pas de valeurs atypiques, les moustaches s'étendent jusqu'à la valeur inférieure ou supérieure de la distribution.

3.1.2.2 Tableaux de fréquence

Des tableaux de fréquence identiques à ceux utilisés dans le cadre du FRIBO agricole sont présentés dans la partie suivante. Pour le phosphore et le potassium, le découpage des classes de fertilité se fait 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).

3.1.3 Description des sites

Les 53 sites 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 type de site.

Les tableaux ci-dessous représentent la répartition des sites sélectionnés selon la commune, leur utilisation et le type de site. La Carte 3.1.3-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO urbain localise tous les sites dans le canton de Fribourg selon le type d'utilisation et présente les limites des sept districts constituant le canton.

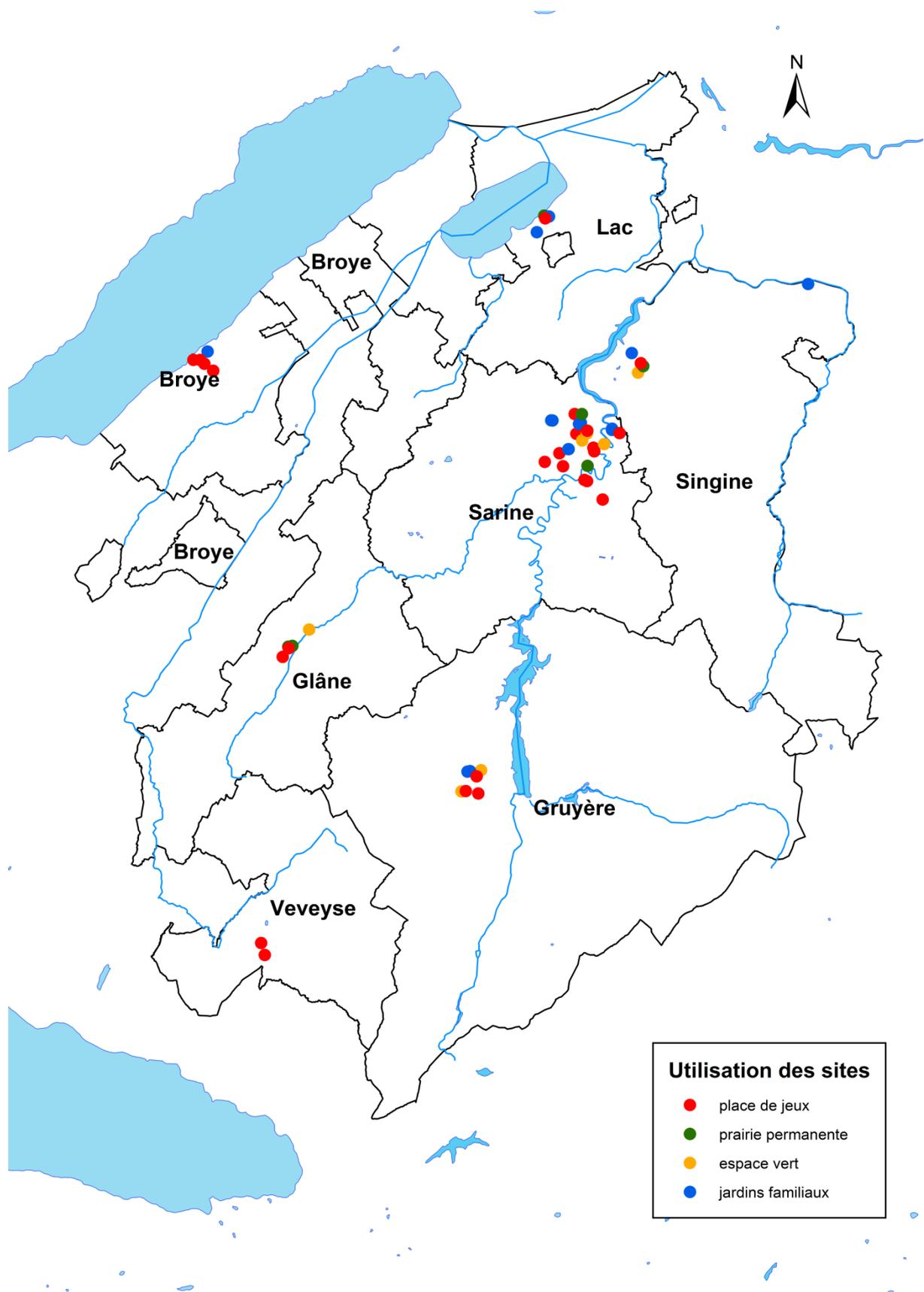
Tableau 2 : Distribution des sites en fonction de la commune

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 : Distribution des sites en fonction de l'utilisation

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

Par rapport au dernier cycle, deux changements ont eu lieu. Un site de jardins familiaux à Estavayer-le-Lac a été laissé à l'abandon ; le site est maintenant partiellement recouvert de forêt. L'échantillonnage n'a pas été effectué en 2013. Un espace vert en ville de Bulle est, pour sa part, pâturé par des moutons depuis 2014 ; nous le considérons donc dès lors comme une prairie permanente. A cela s'ajoute une place de jeux à Estavayer qui, pour des raisons inconnues, n'a pas été échantillonnée en 2015, mais qui le sera lors des prochains cycles. Des informations détaillées concernant ces sites sont présentées dans le rapport d'inventaire FRIBO urbain (Poget & al., 2004).



Carte 3.1.3-1 : Localisation et utilisation des sites FRIBO urbain

3.2 Résultats

Nous présentons dans ce chapitre uniquement les éléments les plus significatifs et les plus problématiques au niveau santé et environnement. Les moyennes sont calculées par cycle, le cycle 1 comprend les années 2004 à 2006, le cycle 2 les années 2007 à 2011, et le cycle 3 les années 2012 à 2016.

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 toutefois finir dans les eaux de surface par ruissellement ou suite à de l'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

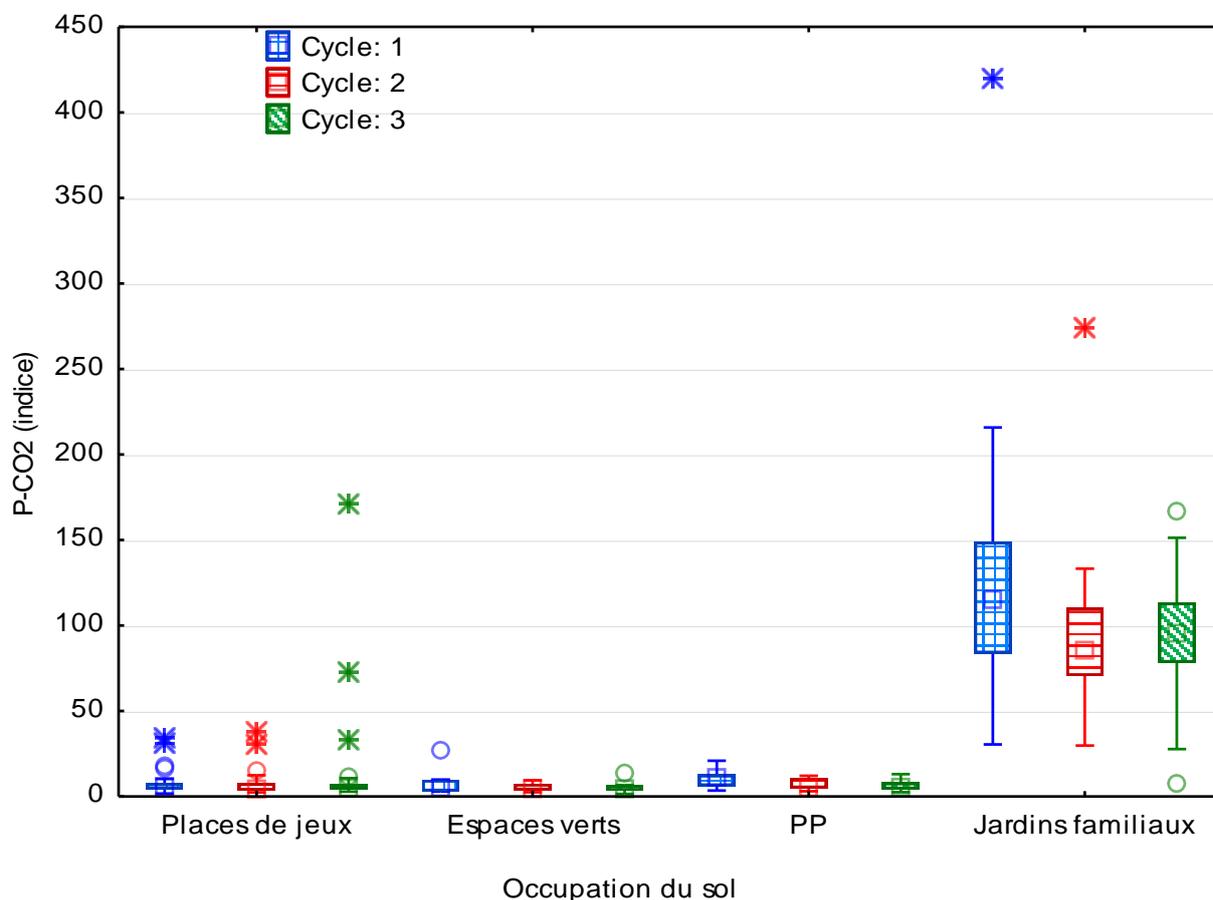


Figure 3.2.1-1 : Evolution du phosphore soluble par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction CO₂

Les teneurs en phosphore soluble des jardins familiaux sont toujours nettement plus élevées que celles des places de jeux, espaces verts et prairies permanentes (Figure 3.2.1-1 : Evolution du phosphore soluble par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction CO₂). Selon les PRIF, la totalité des jardins familiaux sont classés comme « très riches », à une exception près, située en ville de Fribourg, dont le niveau de phosphore a significativement baissé, pour atteindre un niveau qualifié de « satisfaisant ».

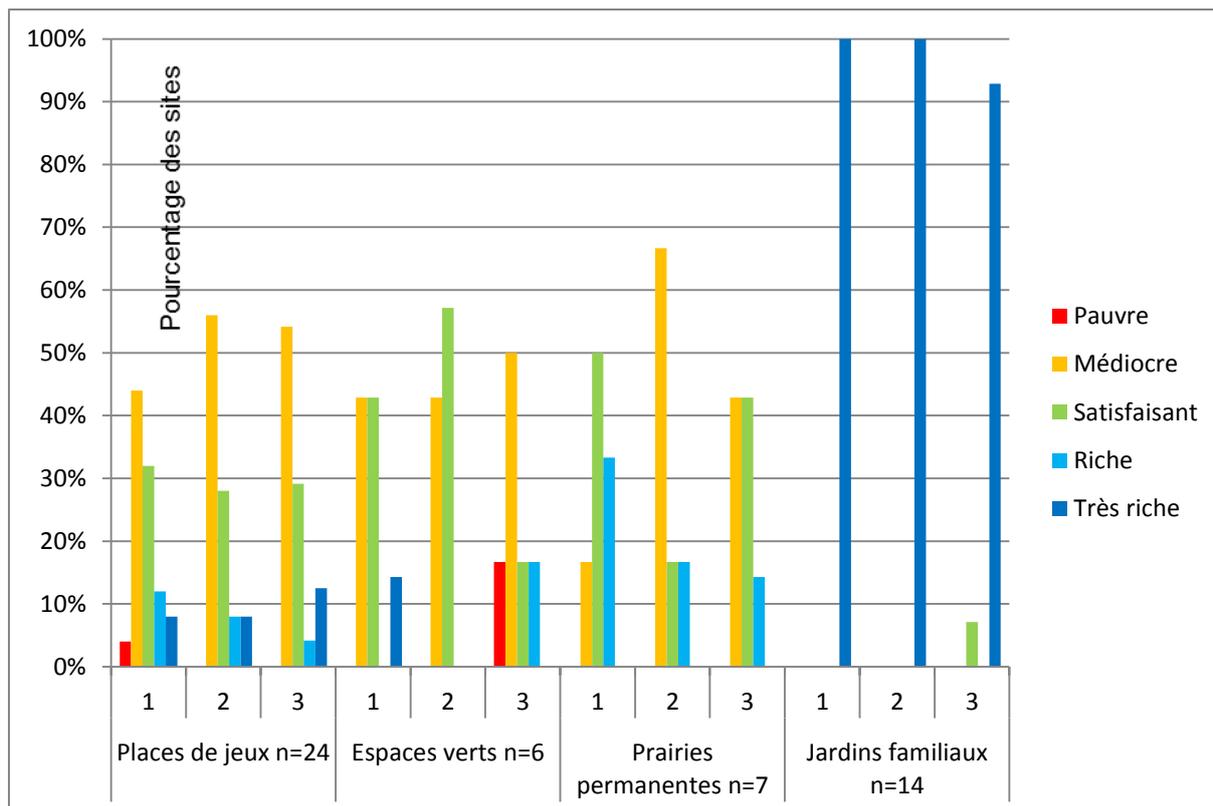


Figure 3.2.1-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P CO₂ selon le barème PRIF 2017

3.2.1.2 Extraction AAE10

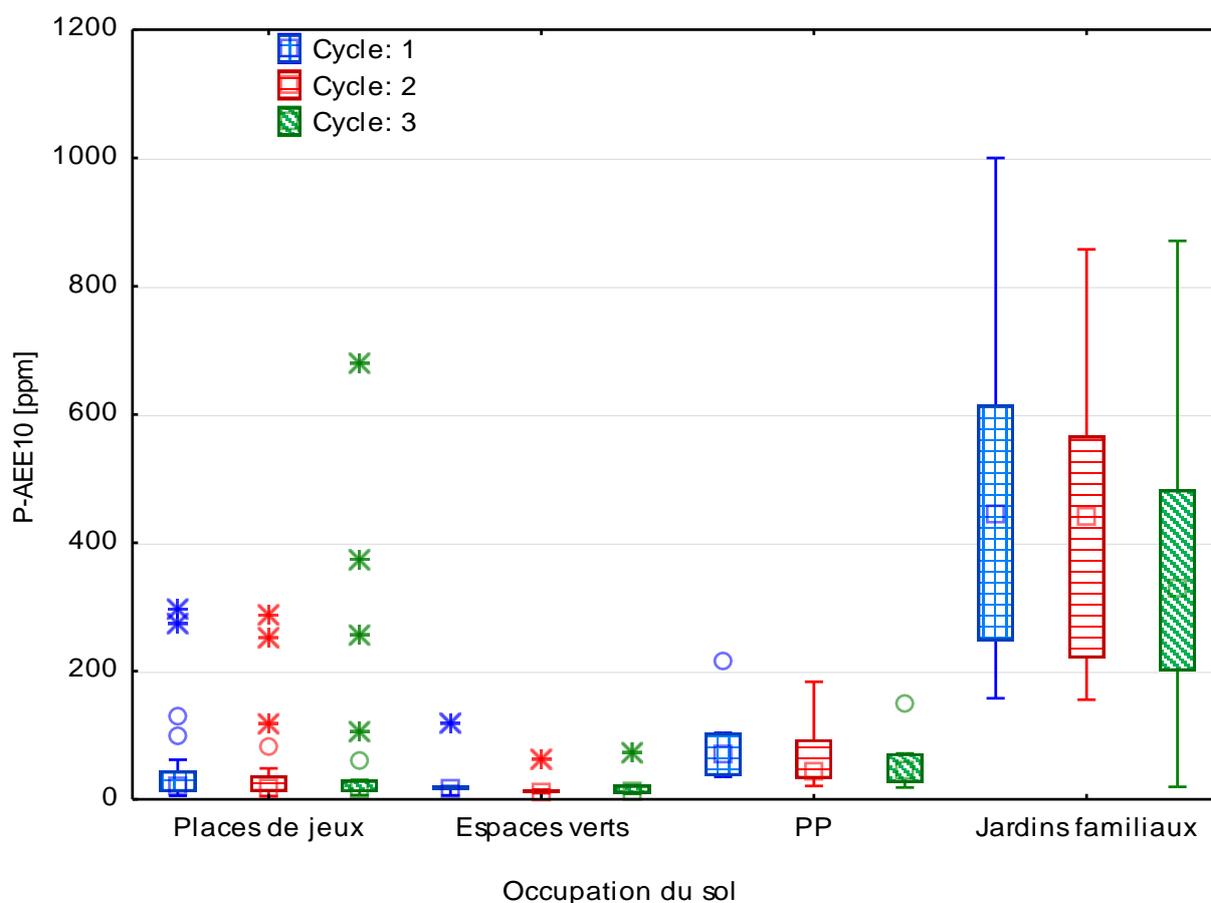


Figure 3.2.1-3 : Evolution du phosphore de réserve par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction AAE10. 1 ppm= 1 mg-P/kg de terre

Les jardins familiaux présentent toujours des teneurs de phosphore de réserve trop élevées. Cependant, une tendance à l'amélioration se dessine. La valeur médiane a baissé d'environ 120 ppm, soit 30 %, au cours du dernier cycle. Les besoins en phosphore des cultures maraîchères sont compris entre 20 et 120 kg-P₂O₅*ha⁻¹, avec une valeur moyenne à 60 kg-P₂O₅*ha⁻¹ (Neuweiler, 2011).

Cela implique que, sans ajout de fumure phosphatée, les concentrations de phosphore de réserve dans le sol devraient diminuer de 15 à 30 ppm/an, selon le type de culture et le nombre de récoltes annuelles. Cela correspond très bien à la situation observée, avec une diminution de la valeur médiane de 24 ppm/an. L'association des jardins familiaux de Fribourg rend attentif les nouveaux locataires aux bonnes pratiques, qui consistent, en l'état actuel, à ne pas administrer d'engrais, qu'il soit organique ou minéral. Cette politique de sensibilisation semble porter ses fruits.

Si le rythme de la diminution des réserves en phosphore reste constant, la valeur médiane sera devenue « satisfaisante » pour les cultures maraîchères, au sens des PRIF, dans une dizaine d'années. Il serait toutefois dangereux de tirer des conclusions générales pour tous les jardins familiaux : une des parcelles a déjà atteint ce seuil et présente même un léger déficit, tandis que certaines parcelles contiennent encore des réserves de phosphore pour une trentaine d'années. L'équilibre des autres éléments (azote, potassium, magnésium, soufre...) doit également être pris en compte. Au final, seules des analyses de terre individuelles pour chaque parcelle permettraient d'optimiser la quantité de fumure sur le long terme.

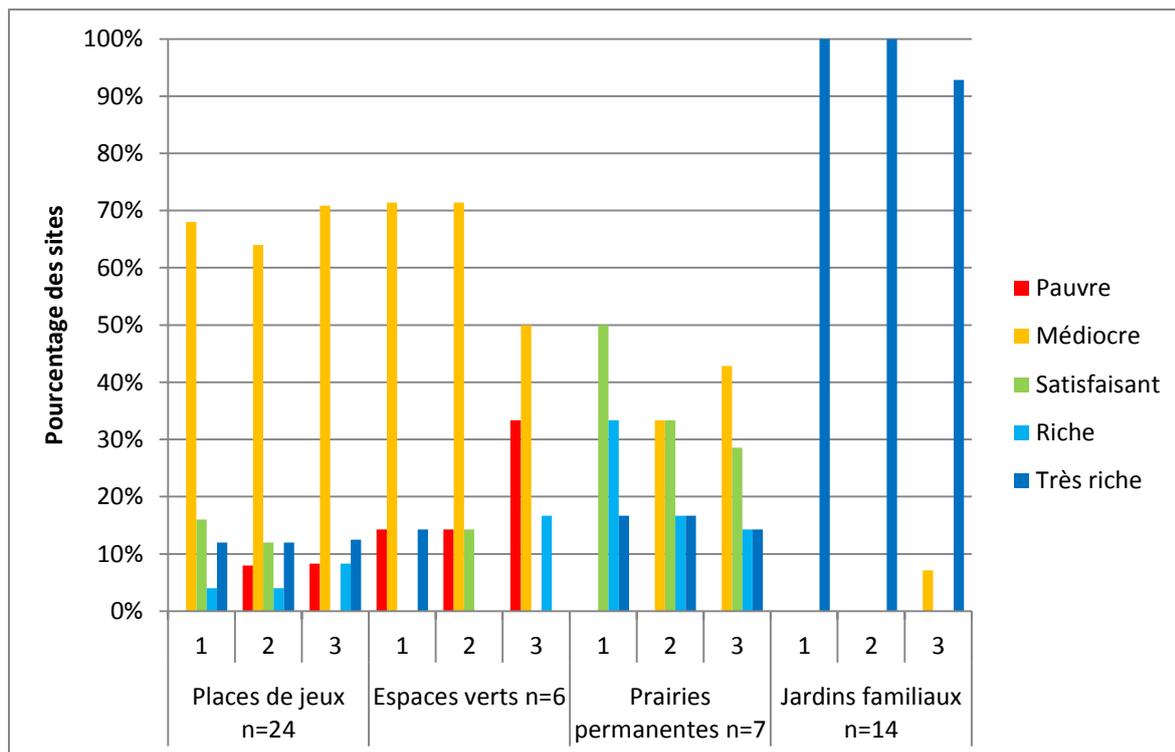


Figure 3.2.1-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du P AAE10 selon le barème PRIF 2017

Certaines places de jeux présentent des niveaux de phosphore très élevés, généralement corrélées avec des niveaux de potassium élevés (Figure 3.2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème PRIF 2017). Ceci s'explique probablement par un apport excessif d'engrais.

3.2.2 Potassium

3.2.2.1 Extraction CO₂

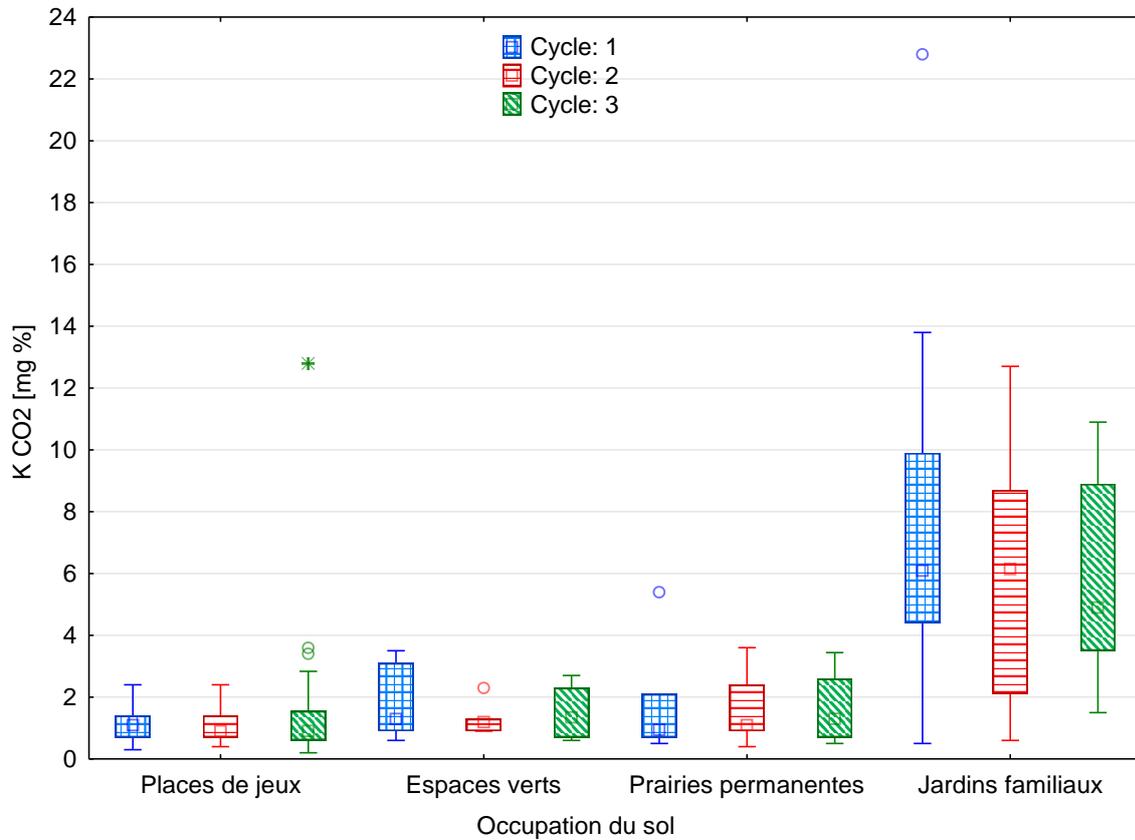


Figure 3.2.2-1 : Evolution du potassium soluble par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction CO₂. 1 [mg %] = 1 [mg-K₂O/100 g de terre] = 8.3 [mg-K/kg de terre]

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.

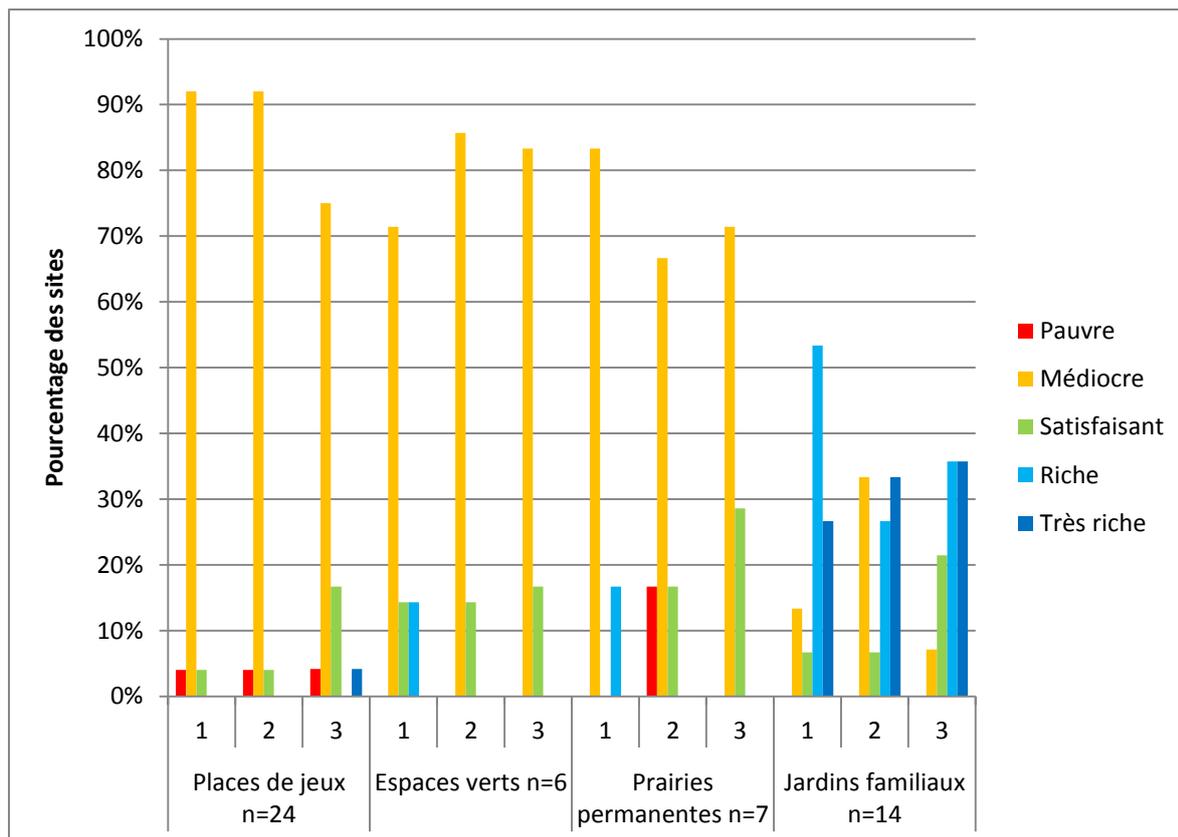


Figure 3.2.2-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K CO₂ selon le barème PRIF 2017

3.2.2.2 Extraction AAE10

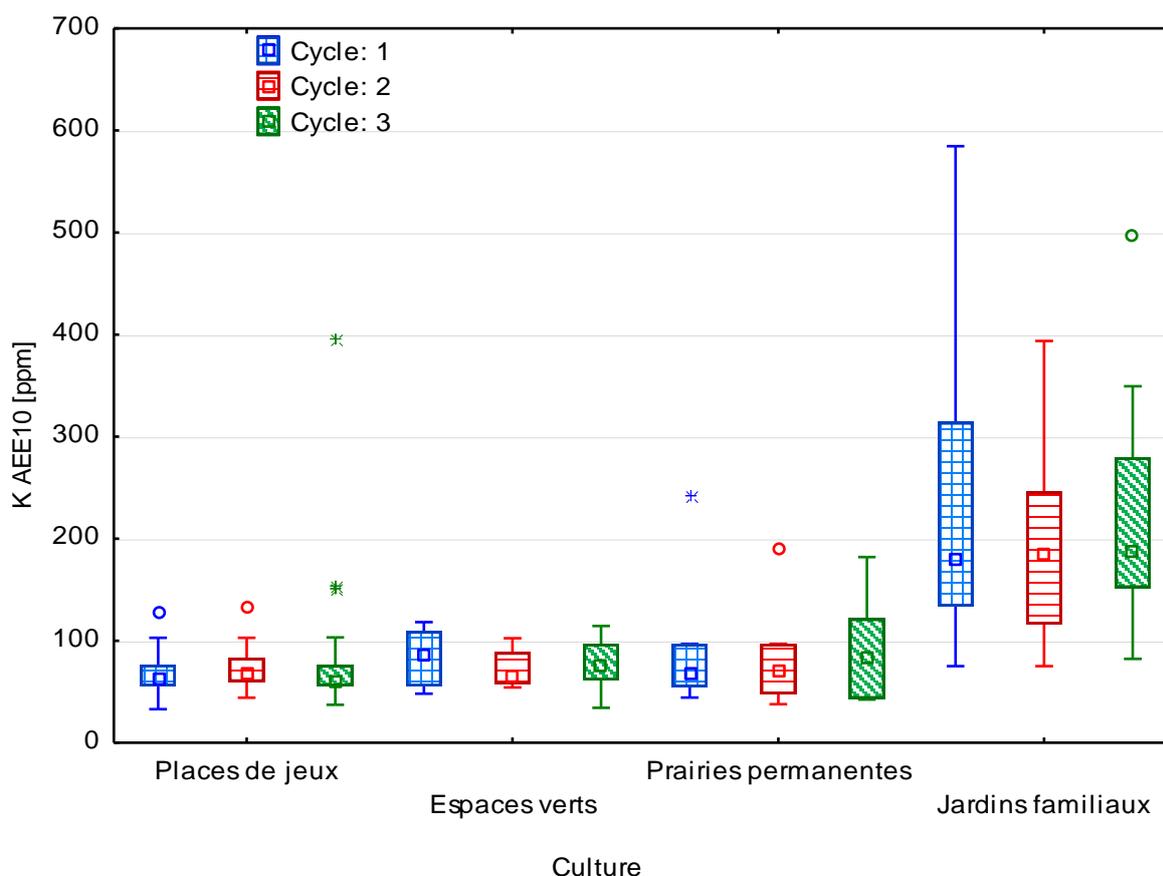


Figure 3.2.2-3 : Evolution du potassium de réserve par type d'occupation du sol selon la méthode d'extraction AAE10. 1 ppm= 1 mg-K/kg de terre

Environ la moitié des jardins familiaux peuvent être qualifiés de « riches » ou « très riches » en potassium de réserve, d'après le barème des PRIF. En comparaison avec le phosphore, si un calcul des réserves sans apport de fumure est effectué, la valeur médiane sera ramenée à une valeur « satisfaisante » d'ici deux ans. Aucune baisse en termes de potassium de réserve n'est toutefois constatée. Cela 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 rendu disponible pour les plantes, du fait de l'activité biologique du sol. Si, toutefois, des carences en potassium devaient être constatées sur certaines parcelles, l'épandage de fumier de cheval, pauvre en phosphore et riche en potassium, pourrait constituer une solution.

Pour ce qui est des places de jeux, il est intéressant de noter que ce sont les mêmes sites qui présentent une hausse très importante du potassium et du phosphore, qu'il soit soluble ou de réserve. Cela est certainement dû à une surfertilisation des places de jeux ; un rappel des bonnes pratiques de fertilisation aux services communaux en charge de l'entretien de ces espaces serait utile.

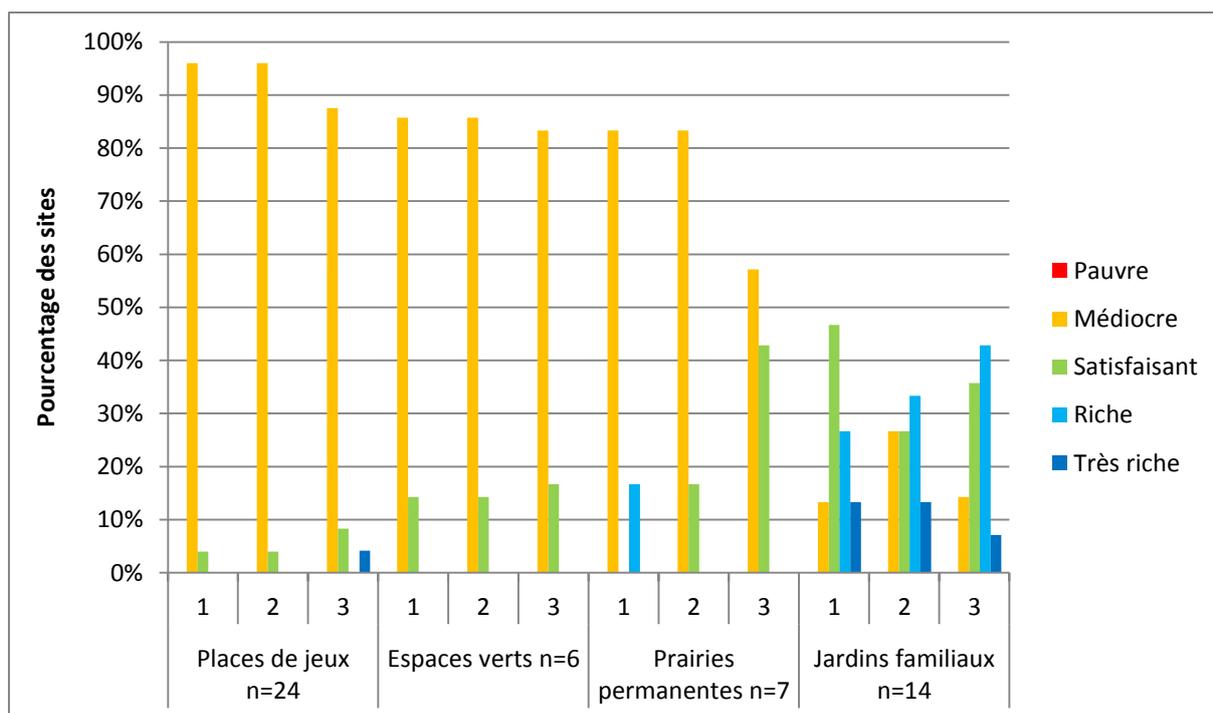


Figure 3.2.2-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du K AAE10 selon le barème PRIF 2017

3.2.3 Métaux lourds

Polluants	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
Valeur indicative	0.8	50	40	50	50	150
Seuil d'investigation	2		150 ¹		200	

Tableau 4 : Valeurs indicatives et seuils d'investigation des principaux métaux lourds selon OSol en mg/kg de matière sèche de sol (ppm).

¹ le seuil d'investigation est fixé à 150 ppm pour les zones de production fourragère (prairies permanentes)

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).

3.2.3.1 Cadmium

Aucun site ne dépasse la valeur indicative en cadmium de 0.8 ppm (Figure 3.2.3-1 : Evolution des teneurs en cadmium des sites urbains par catégorie d'occupation du sol). Pour rappel, la valeur indicative est la limite à partir de laquelle la teneur en polluant est élevée et 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.

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 n'est maintenant fixée à 0 ppm, et l'écart-type des valeurs du 3^{ème} cycle est sensiblement plus faible que celui observé lors des 1^{er} et 2^{ème} cycles. La concentration moyenne en cadmium des espaces verts et prairies permanentes semble avoir augmenté, mais il s'agit, pour les raisons citées ci-dessus, d'un artefact analytique.

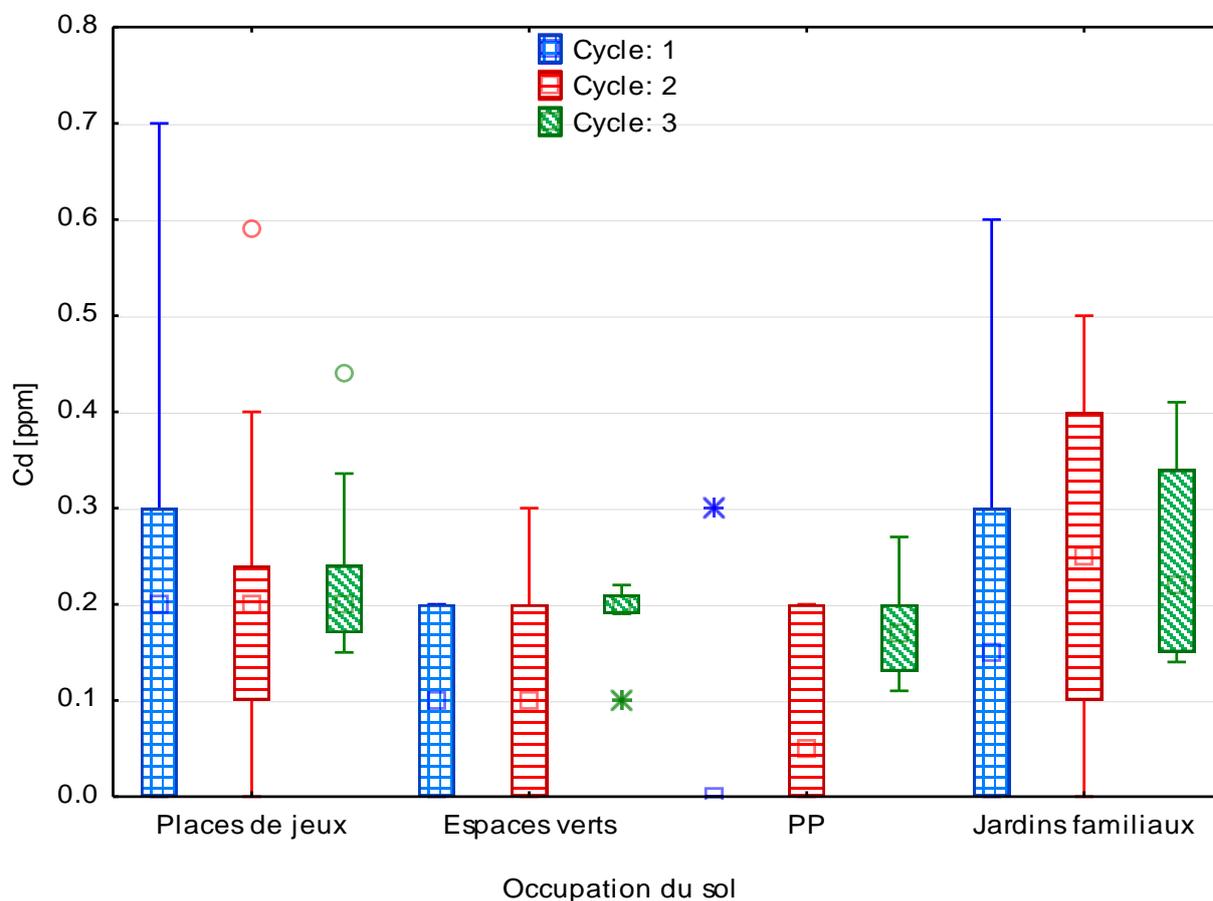


Figure 3.2.3-1 : Evolution des teneurs en cadmium des sites urbains par catégorie d'occupation du sol

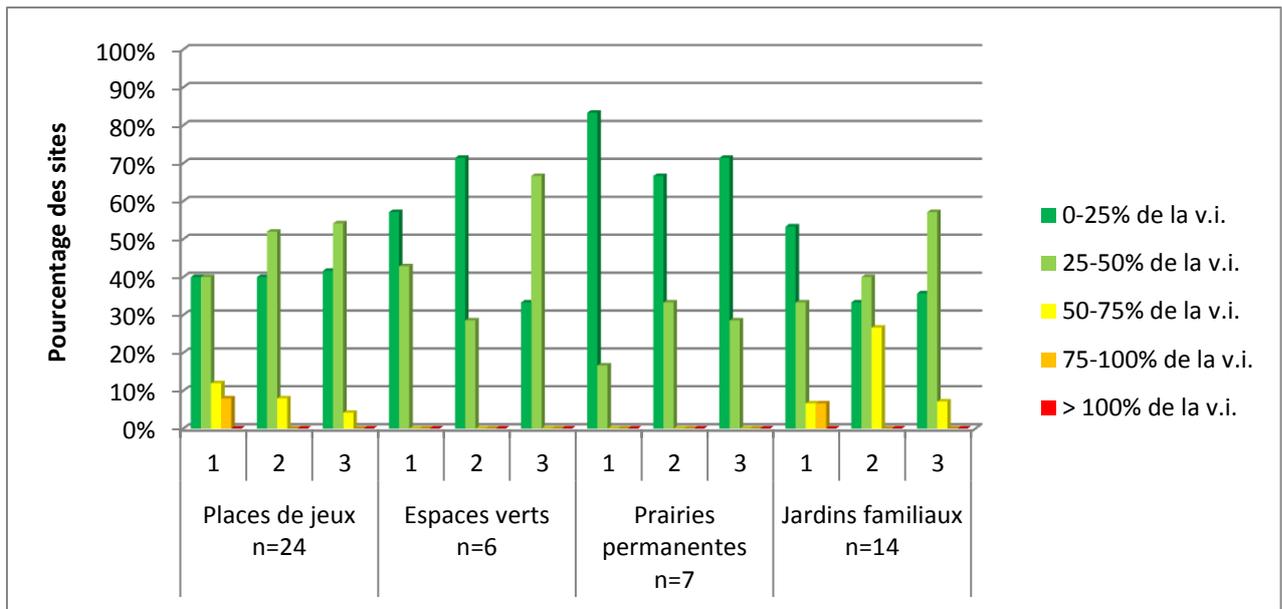


Figure 3.2.3-2 : Répartition des sites d'après l'appréciation du cadmium selon l'OSol

3.2.3.2 Chrome

Aucun dépassement de la valeur indicative, 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 les plus élevées sont retrouvées. Cela est probablement dû à l'utilisation de cendres ou scories avant 1990. Les valeurs dans les sols des jardins familiaux montrent une tendance à la baisse depuis le 1^{er} cycle.

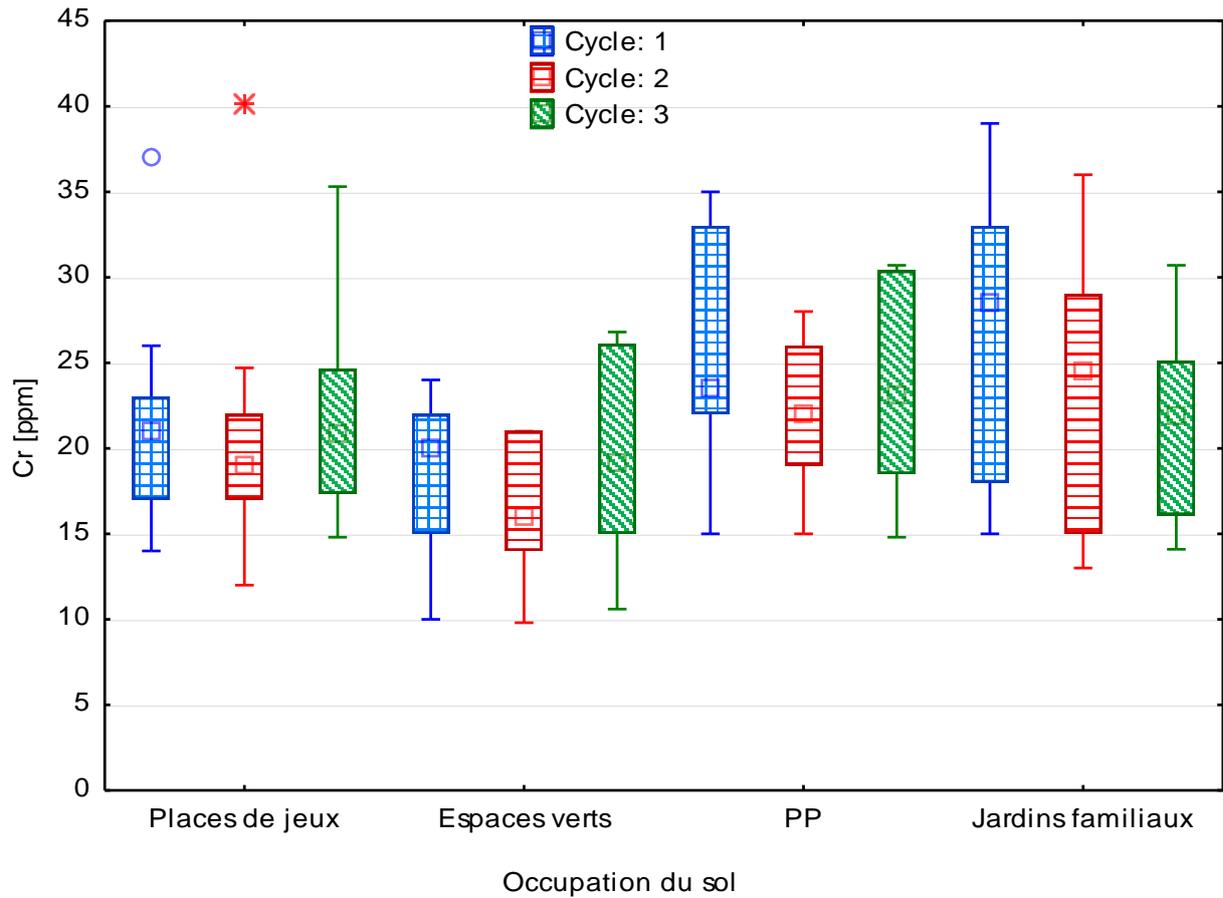


Figure 3.2.3-3 : Evolution des teneurs en chrome des sites urbains par catégorie d'occupation du sol

Deux espaces verts présentent une hausse importante de la concentration de chrome : l'un des deux se situe en contrebas d'une route au trafic important, dont elle est séparée par un talus à forte déclivité. L'apport de chrome depuis cette route est donc plausible. Pour l'autre site, surélevé par rapport à la route la plus proche, cette théorie n'est pas valable. La tendance pour ce dernier site est cependant la même pour tous les autres métaux lourds, ce qui pourrait être dû à un biais analytique ou d'échantillonnage.

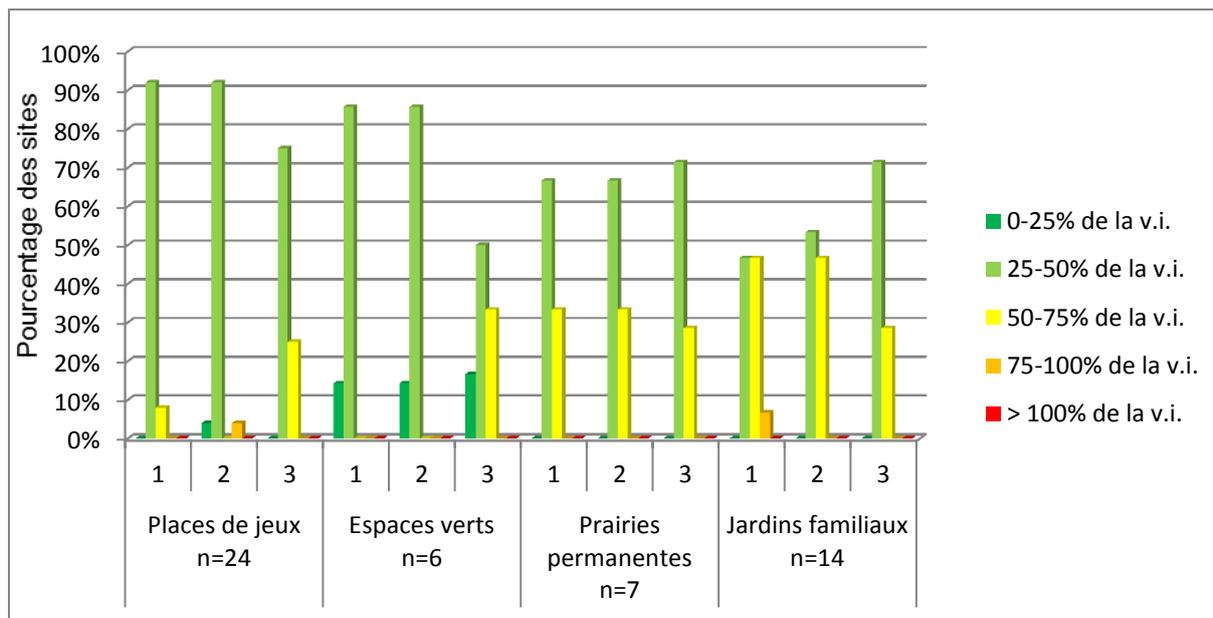


Figure 3.2.3-4 : Répartition des sites d'après l'appréciation du chrome selon l'OSol

3.2.3.3 Cuivre

Plusieurs sites dépassent la valeur indicative de 40 ppm (une place de jeux et des jardins familiaux) et un espace vert présente une valeur supérieure au seuil d'investigation de l'OSol pour les cultures fourragères (150 ppm) (Figure 3.2.3-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol). 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.

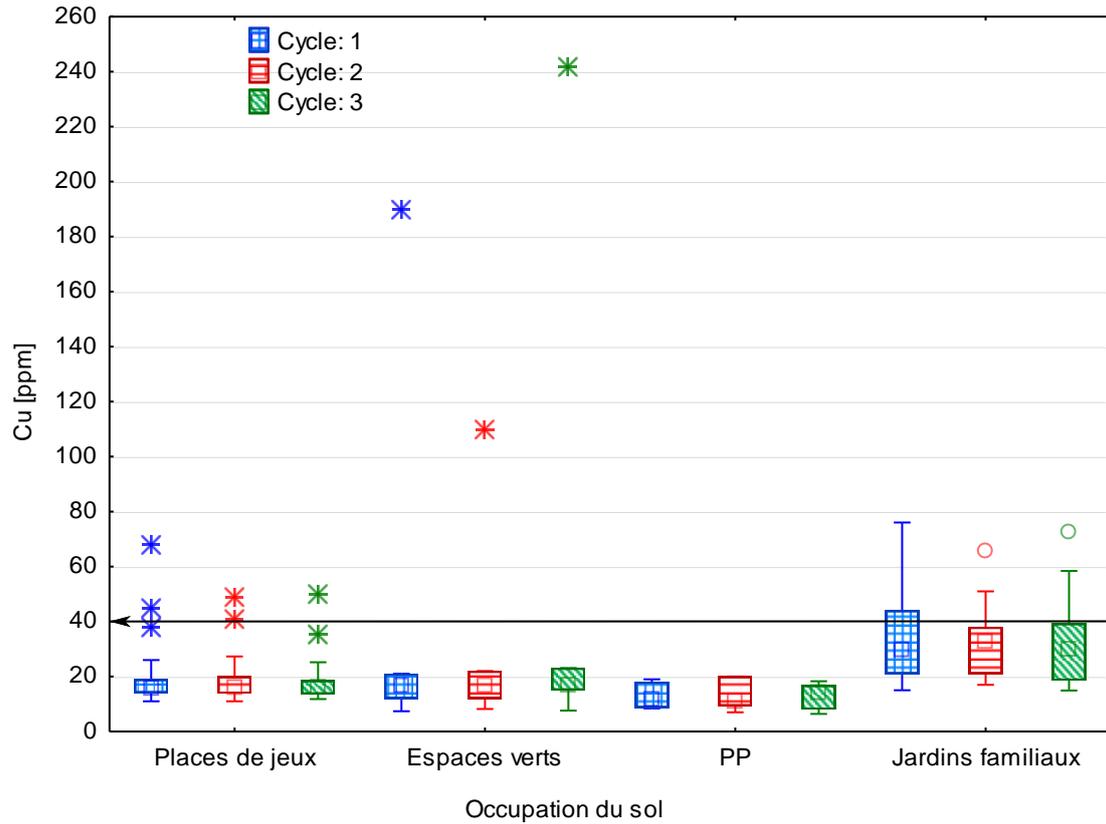


Figure 3.2.3-5 : Evolution des teneurs en cuivre des sites urbains par catégorie d'occupation du sol. La valeur indicative (40 ppm) est indiquée par une flèche.

La concentration médiane la plus élevée se retrouve dans les jardins familiaux. Environ 20 % 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.

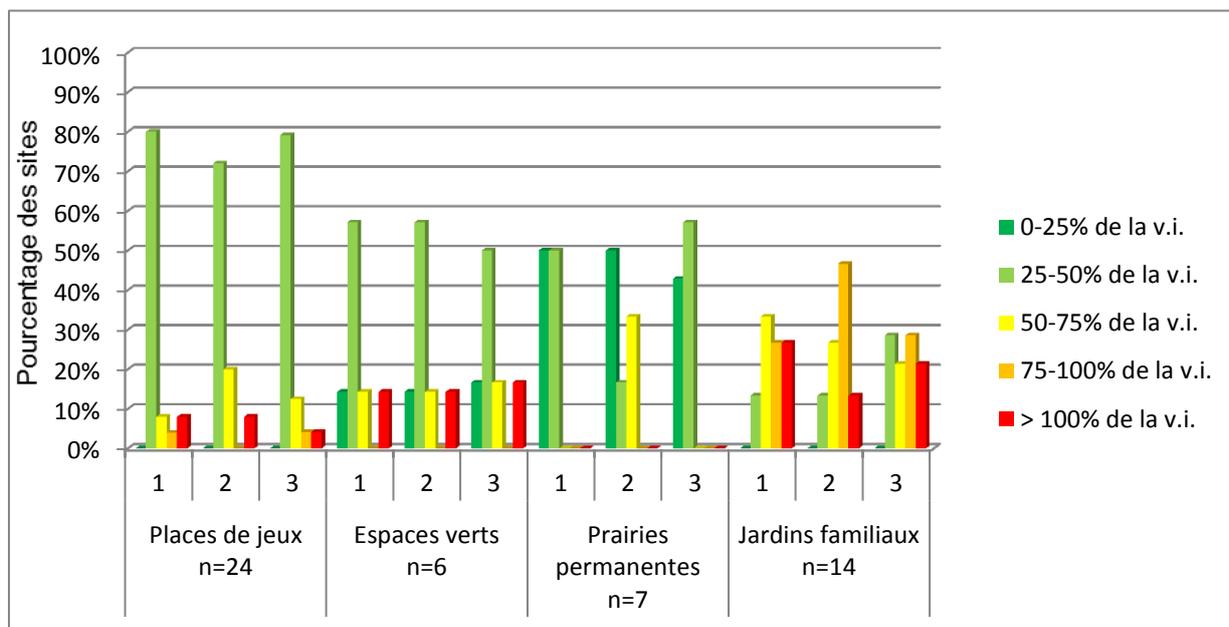


Figure 3.2.3-6 : Répartition des sites d'après l'appréciation du cuivre selon l'OSol

3.2.3.4 Nickel

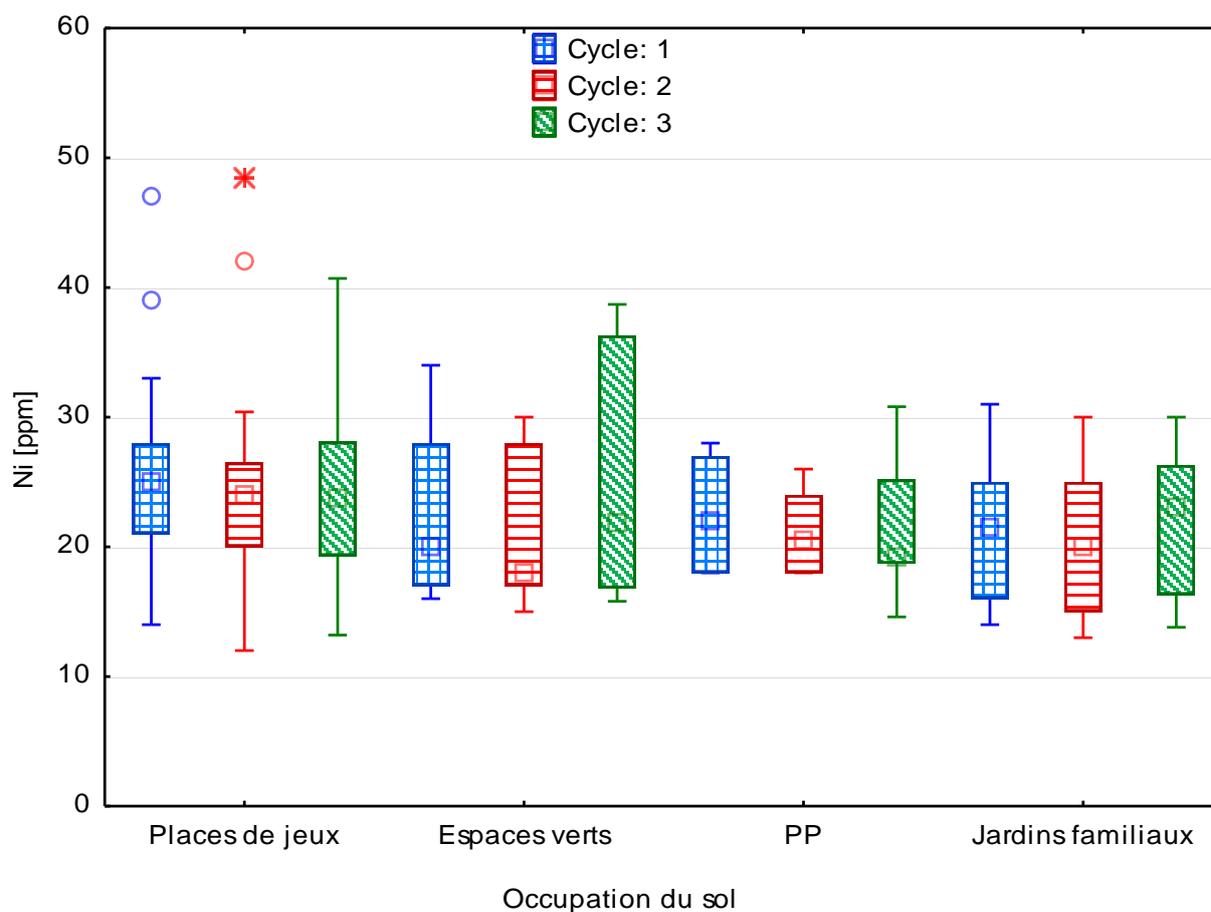


Figure 3.2.3-7 : Evolution des teneurs en nickel des sites urbains par catégorie d'utilisation du sol.

Aucun dépassement de la valeur indicative, fixée à 50 ppm, n'est à signaler. Les valeurs moyennes, généralement autour de 25 mg/L, sont similaires à celles observées dans le cadre du FRIBO agricole. Elles sont également dans l'intervalle de 8 à 43 mg/kg, des « valeurs fréquentes » (80 % des valeurs mesurées) mesurées dans le cadre du NABO (Gubler et al., 2015).

3.2.3.5 Plomb

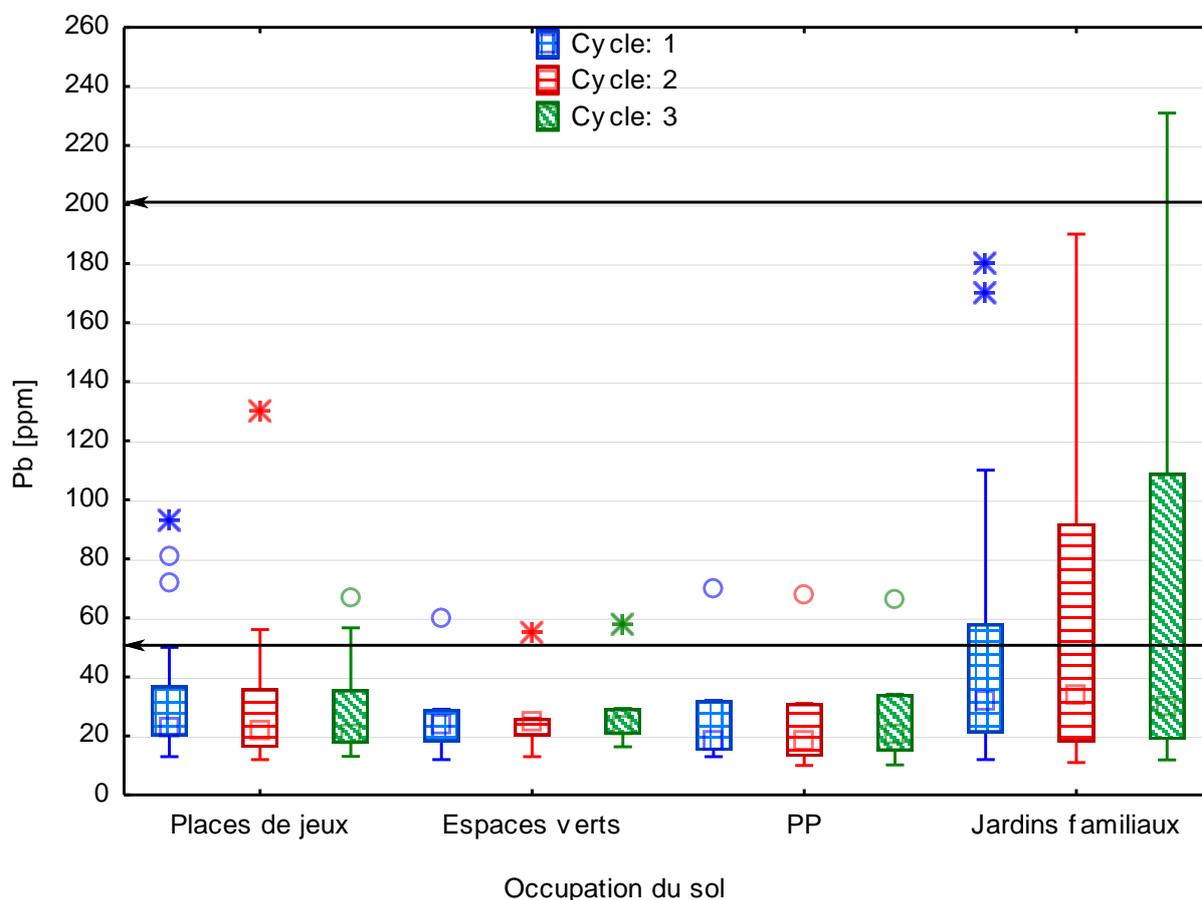


Figure 3.2.3-8 : Evolution des teneurs en plomb des sites urbains par catégorie d'occupation du sol. La valeur indicative (50 ppm) et le seuil d'investigation (200 ppm) sont indiqués par des flèches

Jusqu'en 2000 (interdiction du plomb dans l'essence en Suisse), les retombées atmosphériques suite à 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 dépôts atmosphériques a diminué drastiquement (BAFU, 2018). Les concentrations dans les sites FRIBO ne sont toutefois pas encore à la baisse. Cela peut être expliqué par le fait que le plomb est le polluant le moins mobile dans le sol (Baize, 1997). De par sa grande affinité pour 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).
- > Epannage de cendres issues de la combustion de déchets, par ex. de bois usagé (peintures contenant du plomb)

L'augmentation de la teneur en plomb dans deux parcelles de jardins familiaux est préoccupante. Dans un de ces deux jardins, le seuil d'investigation, à 200 ppm, a même été dépassé. Une analyse plus poussée de ce site doit être menée afin d'expliquer les causes de cette augmentation. Les concentrations en plomb dans les autres jardins familiaux ont tendance à rester stable ou à baisser, la moyenne et la médiane étant à la baisse.

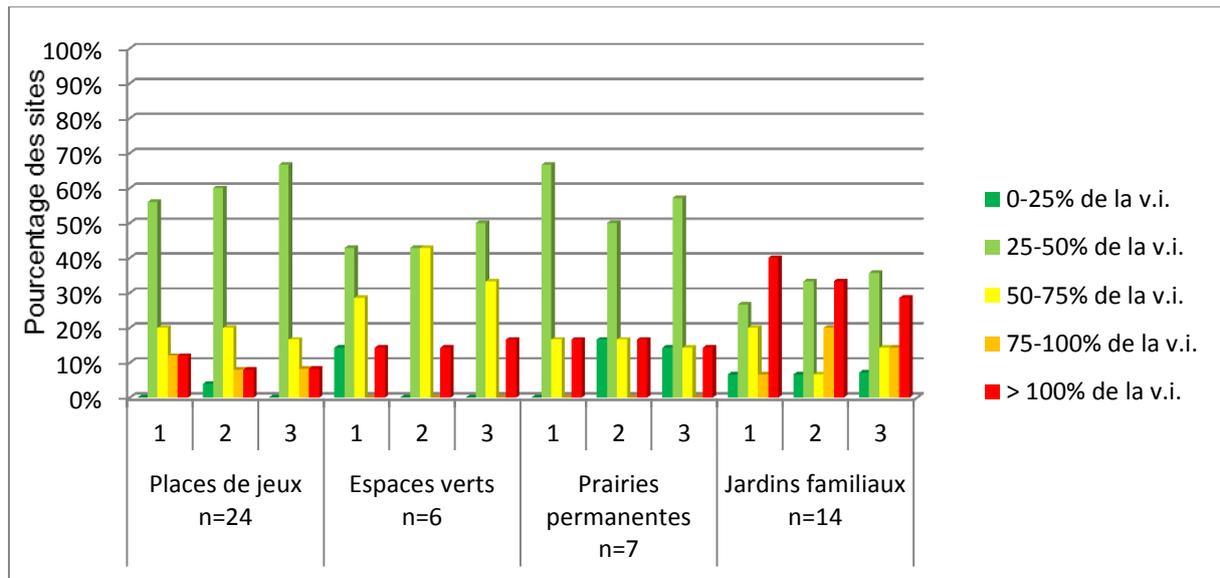


Figure 3.2.3-9 : Répartition des sites d'après l'appréciation du plomb selon l'OSol

3.2.3.6 Zinc

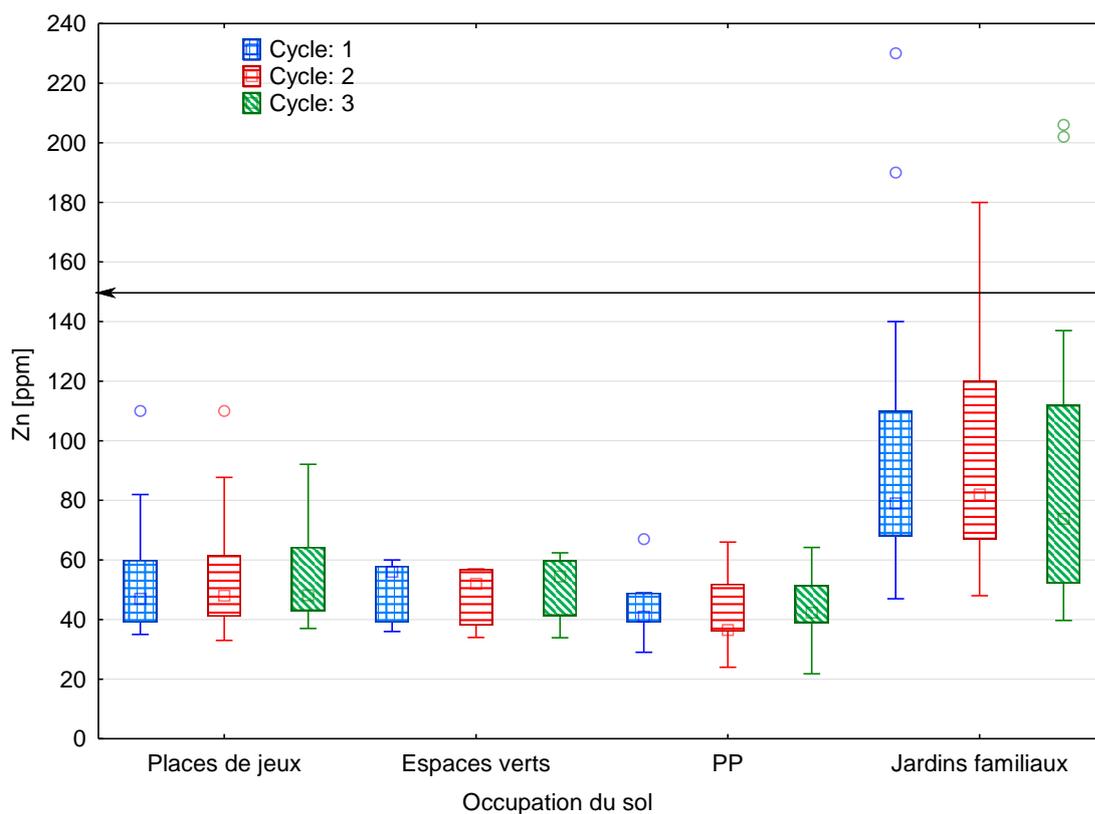


Figure 3.2.3-10 : Evolution des teneurs en zinc des sites urbains par catégorie d'occupation du sol. La valeur indicative (150 ppm) est indiquée par une flèche.

Ce sont les jardins familiaux qui présentent les teneurs en zinc les plus élevées (Figure 3.2.3-10 : Evolution des teneurs en zinc des sites urbains par catégorie d'occupation du sol. La valeur indicative (150 ppm) est indiquée par une flèche.). La valeur indicative de 150 ppm est dépassée par environ 15 % des jardins familiaux (Figure 3.2.3-11 : Répartition des sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol .

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 renferment généralement du zinc qui peut, selon leur état d'usure, se retrouver dans l'eau récupérée pour l'arrosage des jardins.

Ces éléments peuvent expliquer des teneurs en zinc plus élevées dans les jardins familiaux. Le trafic routier ainsi que l'industrie peuvent aussi être une source de pollution. Les teneurs en zinc restent stables pour toutes les catégories d'utilisation du sol.

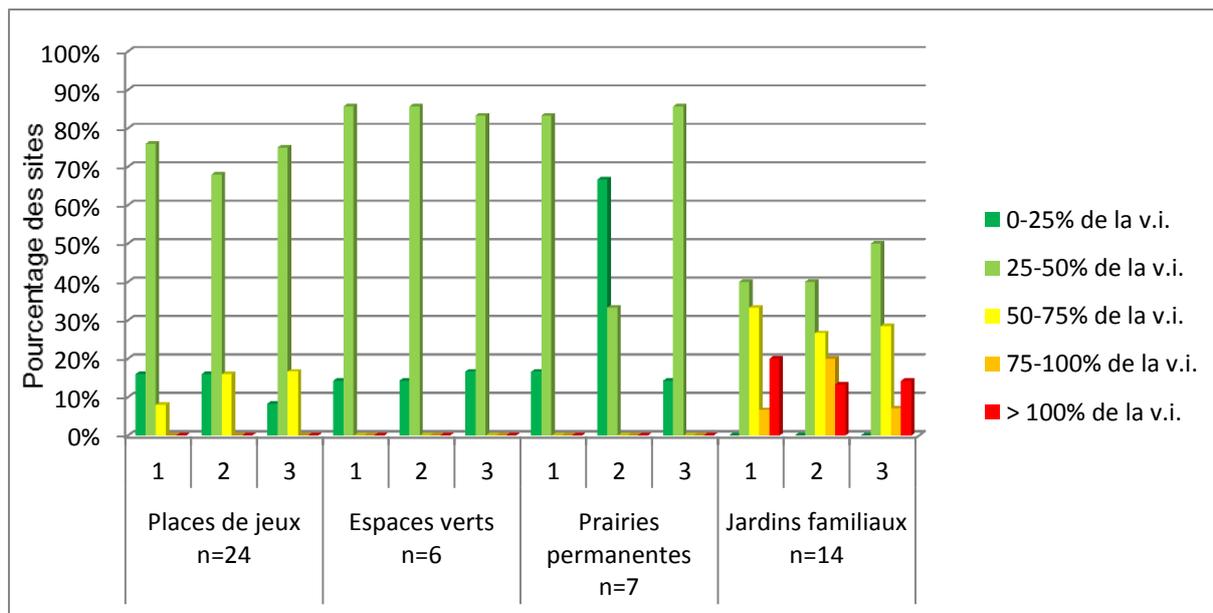


Figure 3.2.3-11 : Répartition des sites d'après l'appréciation du zinc selon l'OSol

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 dues à 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 réserves en phosphore, à la baisse, indiquent cependant qu'une prise de conscience a lieu. Les espaces verts, les prairies permanentes et les places de jeux ne présentent quant à eux pas de valeurs problématiques, à quelques exceptions près.

Les éléments Cd, Co, Cr et Ni ne présentent dans aucun des sites urbains de dépassement de la valeur indicative.

Concernant le cuivre, sur les 51 sites du FRIBO urbain, cinq dépassements de la valeur indicative ont été observés, principalement dans les jardins familiaux, pouvant s'expliquer par l'utilisation de fongicides. Une place de jeux et un espace vert sont également concernés, mais l'origine de ces pollutions sur ces deux sites demeure inexplicée. Toutes les valeurs mesurées demeurent toutefois sans danger pour les utilisateurs de ces sites.

Pour l'élément plomb, huit 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.

4 Etudes parallèles et collaboration avec les institutions

4.1 Etudes parallèles

De par 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 Wädenswil (ACW) et Agroscope Reckenholz Tänikon (ART), 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 des domaines liés à la physique, la chimie, à la biologie et à la dynamique des sols du canton.

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

- > Thèse de doctorat d'Alice Johannes, supervisée par Pascal Boivin (HEPIA, ETHZ)
- > Article sur l'état du phosphore dans le réseau FRIBO, par Aurélien Roger, supervisé par Sokrat Sinaj (Agroscope Changins)
- > Article sur l'état du potassium dans le réseau FRIBO, par Guillaume Blanchet, supervisé par Sokrat Sinaj (Agroscope Changins)
- > Article en cours de soumission sur l'état du magnésium dans le réseau FRIBO, par Lorenzo Frau, supervisé par Sokrat Sinaj (Agroscope Changins)
- > Design Project avec la section des sciences et ingénierie de l'environnement, à l'EPFL, sur l'analyse de l'ADN pour un suivi biologique des sols, par Leonie Schweiger et Alexis Baron, supervisés par Rizlan Bernier-Latmani

Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter?



Alice Johannes^{a,b,*}, Adrien Matter^a, Rainer Schulin^b, Peter Weiskopf^c, Philippe C. Baveye^d, Pascal Boivin^a

^a University of Applied Sciences of Western Switzerland hepi, Soils and Substrates group, Institute Land-Nature-Environment, route de Presinge 150, 1254 Jussy Geneva, Switzerland

^b ETH Zürich, Institute of Terrestrial Ecosystems, Universitätsstrasse 16, 8092 Zürich, Switzerland

^c Swiss Federal Research Station Agroscope, Soil Fertility and Soil Protection group, Department of Natural Resources & Agriculture, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zurich, Switzerland

^d UMR ECOSYS, AgroParisTech-INRA, Université Paris-Saclay, Avenue Lucien Brétignières, Thiverval-Grignon 78850, France

ARTICLE INFO

Keywords

Soil organic matter
Clay content
Soil quality
Soil structure
Complexed organic carbon
VESS

ABSTRACT

Most soil structure-related physical properties are correlated to soil organic carbon (SOC) content. Texture, mineralogy, and SOC:clay ratio are also acknowledged to affect physical properties, however there is no consensus or general conclusions in this respect. Against this background, the present study aims at determining objectives for the management of SOC in terms of structural quality of agricultural soils. The large area in which 161 free-to-swell undisturbed samples were obtained for this research represents a major part of the Swiss agricultural land and belongs to one broad soil group (Cambisols). The structural quality was scored visually, and bulk volumes (inverse of bulk density) were measured at standard matric potentials. To define the effect of SOC without interference of soil mechanical degradation, soils with good structural quality scores were considered first in studying the relationship between SOC and soil pore volumes. Results suggest that the relationship is always linear, irrespective of the clay content of the soils. No optimum of SOC corresponding to a fraction of the clay content is found, contrary to the theory of “complexed organic carbon” (Dexter et al., 2008). However, the SOC:clay ratio decreases with decreasing soil structure quality. The SOC:clay ratio of 1:8 is the average for a very good structure quality. A SOC:clay ratio of 1:10 is the limit between good and medium structural quality, thus it constitutes a reasonable goal for soil management by farmers. A SOC:clay ratio of 1:8 or smaller leads to a high probability of poor structural state. These ratios can be used as criteria for soil structural quality and SOC management, and in that context, the concept of complexed organic carbon appears relevant.

Spatial variability of soil phosphorus in the Fribourg canton, Switzerland



Aurélien Roger^a, Zamir Libohova^b, Nicolas Rossier^c, Stéphane Joost^d, Alexandra Maltas^a, Emmanuel Frossard^e, Sokrat Sinaj^{a,*}

^a Agroscope Changins-Wädenswil ACW Research Station, Route de Daillier 50, Case postale 1012, 1260 Nyon 1, Switzerland

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

^c Agronomical Institute of the Fribourg canton, Route de Grangeneuve 31, 1725 Posieux, Switzerland

^d 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

^e Institute of Agricultural Sciences, Federal Institute of Technology Zurich (EPFZ), Eschikon 33, CH 8315 Lindau, Switzerland

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 July 2013
Received in revised form 31 October 2013
Accepted 8 November 2013
Available online xxx

Keywords:

Soil phosphorus
Soil properties
Land use
Spatial variability
Geostatistics

ABSTRACT

Phosphorus (P) is the second essential nutrient for plant growth but can become an ecological and economical concern in case of over-fertilization. Soil P dynamic is influenced by many parameters like soil physical-chemical properties and farming practices. A better understanding of the factors controlling its distribution is required to achieve best management of P in cropping systems. In Switzerland, the FRIBO network was launched in 1987 and consists of 250 sites covering a wide diversity of soils (Cambisols, Gleysols, Rendzinas, Lithosols, Luvisols, Fluvisols) and three different land uses (cropland, grassland and mountain pasture) across the Fribourg canton. A spatial investigation of the different P forms (total, organic and available) for the FRIBO network led to the following main conclusions:

- (i) The P status in agricultural soils was significantly different among the three land uses encountered, with the highest mean values of available P found in croplands, from 2.12 (CO₂ saturated water extraction) to 81.3 mg.kg⁻¹ (acetate ammonium + EDTA extraction); whereas total P was more abundant in permanent grasslands (1186 mg.kg⁻¹), followed by mountain pastures (1039 mg.kg⁻¹) and croplands (935 mg.kg⁻¹). This full characterization of the soil P status provides important data on P distribution related to soil properties and land use.
- (ii) Environmental variables such as altitude, slope, wetness index or plan curvature, derived from the digital elevation model (DEM) only explained a small part of the spatial variation of the different P forms (20 to 25%). Thus, the geostatistical analyses revealed that land use plays a significant role in soil P distribution. Improved predictions of the spatial distribution of P-related forms at landscape scales are needed and would require additional data points and variables such as parent material, soil types and terrain attributes.

© 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

Spatial variability of potassium in agricultural soils of the canton of Fribourg, Switzerland



Guillaume Blanchet^a, Zamir Libohova^b, Stéphane Joost^c, Nicolas Rossier^d, André Schneider^e, Bernard Jeangros^a, Sokrat Sinaj^{a,*}

^a Agroscope, Institute for Plant Production Sciences IPV, 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, United States

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

^e Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), UMR 1391 ISPA, CS 20032, F-33882 Villenave-d'Ornon cedex, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 9 June 2016

Received in revised form 25 November 2016

Accepted 1 December 2016

Available online xxxxx

Keywords:

Soil potassium

Soil properties

Terrain attributes

Land use

Spatial statistics

Autocorrelation

Random forest

ABSTRACT

Potassium (K) is a crucial element for plant nutrition and its availability and spatial distribution in agricultural soils is influenced by many agro-environmental factors. In Switzerland, a soil monitoring network (FRIBO) was established in 1987 with 250 sites distributed over the whole of the canton of Fribourg (representing 4% of the surface area of Switzerland), whose territory is shared between the Swiss Midlands and the Western Alp foothills. In this study area, diverse geological deposits (sandstone, marlstone, silts and calcareous rocks), soil types (Cambisols, Gleysols, Rendzinas, Luvisols and Fluvisols) and land uses (cropland, permanent grassland and mountain pasture) are present, making the network interesting for assessing the relative contribution of environmental variables and land use management on soil properties. The aims of the present study were to (i) characterize the soil K status in the Fribourg canton according to four different extraction methods; (ii) analyse the spatial variability of soil K in relation to land use, soil type, soil parent material and topography; (iii) evaluate the spatial predictability of K at the canton level; and (iv) analyse the implications for K fertilization management. The overall amount of soil total K averaged $13.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ with significant variations across the sites ($5.1\text{--}22.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). The spatial distribution of total K content was influenced by relatively extended soil forming processes, as suggested by (i) a significant global spatial autocorrelation measure at the 10 km scale (Moran's $I = 0.43$); (ii) significant differences observed among soil types and soil parent materials and (iii) significant correlations with land attributes such as elevation ($r = -0.51$). On the other hand, available mean K forms were significantly different among land uses, with the highest mean values of available K encountered in permanent grasslands, from $46.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (water extraction) to $198 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (acetate ammonium + EDTA extraction). All K forms (total and available) showed similar spatial regional patterns for all spatial interpolation methods, with areas dominated by permanent grassland and crops presenting higher values. However, these trends were less pronounced for the available K forms due to the prevalence of on-farm management practices for these K forms (e.g. fertilization), likely inducing high spatial and temporal variability. This hypothesis was supported by spatial clustering of low and/or high K fertility status that could be related to local particular farming practices. Grasslands require particular attention with regard to overall high K fertility status.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

Analyse de l'ADN pour un suivi biologique des sols

Contexte

L'Institut Agricole du Canton de Fribourg effectue un suivi long terme des sols (FRIBO) depuis 1987. Le réseau de surveillance est composé de 264 sites comprenant des terres assolées, des prairies permanentes, des alpages et des sites forestiers. Jusqu'à présent, la mesure de l'ATP et la minéralisation du carbone organique sont utilisées comme mesures de la présence et de l'activité de la biomasse des sols. Avec la récente baisse des coûts d'extraction et de séquençage de l'ADN, l'intégration d'une étude de l'ADN au suivi long terme existant est une alternative intéressante pour le suivi des communautés microbiennes des sols, la diversité de ces dernières contribuant à la qualité et à la fertilité du sol.

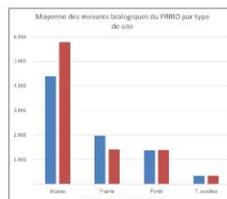
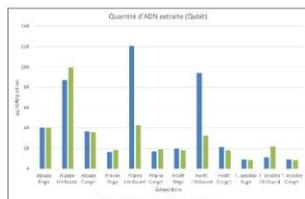
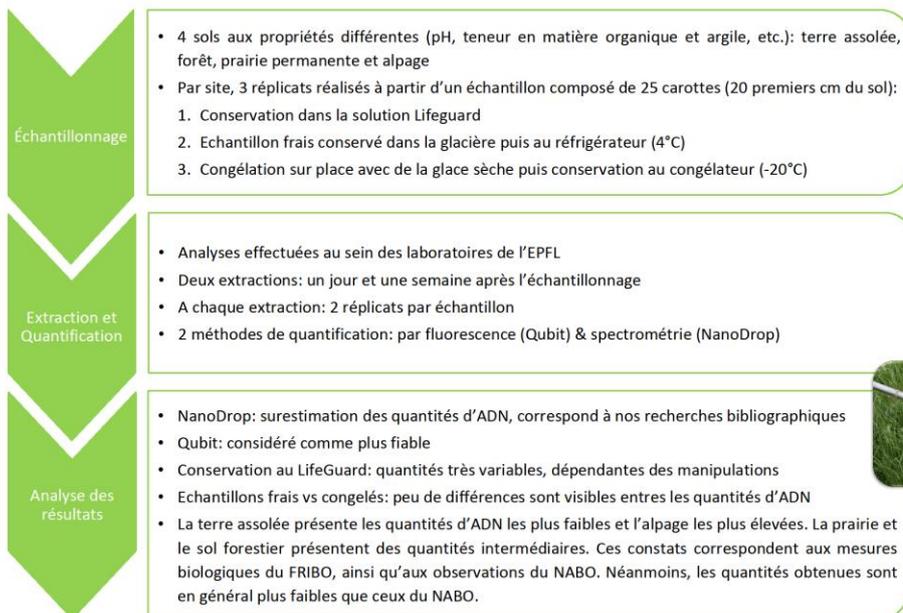
Objectifs

- Documenter les méthodes existantes d'extraction, de quantification et d'analyse de l'ADN des sols
- Proposer l'alternative la plus pertinente pour le FRIBO
- Définir un protocole d'échantillonnage des sols
- Tester l'influence de 3 méthodes de conservation des sols sur la quantification de l'ADN

Résultats de la recherche

- Séquençage: permet un suivi de la composition et de l'évolution des communautés microbiennes
 - La composition de la biomasse reflète plusieurs facteurs d'influence ainsi que des stress éventuels
 - Une perte de la biodiversité peut être le signe d'une détérioration biologique du milieu et servir d'alerte précoce
- Le défi du FRIBO: assurer la comparabilité des résultats sur le long terme
 - Kits d'extraction d'ADN à exclure car soumis à de régulières modifications par le fournisseur
 - Conserver les extraits d'ADN au congélateur pour de futures analyses
- L'observatoire national des sols (NABO) analyse l'ADN depuis 2012
 - Résultats très stables: méthode pertinente pour un suivi long terme
- Pour des raisons de comparabilité au niveau Suisse, recommandation au FRIBO d'utiliser les mêmes méthodes que le NABO

Quelle est l'influence des méthodes de conservation des sols sur la quantité de l'ADN extrait?



Conclusion

- Recommandation: mise en oeuvre du suivi de l'ADN en coopération avec le NABO, afin de profiter de leur expérience et de leur savoir-faire
- Une comparaison des quantités d'ADN sur le long terme peut être intéressante, surtout si elle est complétée par un séquençage
- Un séquençage de nos extraits d'ADN est recommandé pour décider quelle méthode de conservation convient le mieux pour la représentativité des communautés microbiennes

Remerciements

A Franco Widmer et Anna Hug du NABO, Beat Frey du WSL, Thierry Heger de l'HE-SO de Changins, Emmanuelle Rohrbach du Laboratoire de biotechnologie environnementale de l'EPFL, Pierre Rossi du Central environmental laboratory de l'EPFL, Manon Fruttschi et la Pr. Rizlan Bernier-Latmani du Laboratoire de microbiologie environnementale de l'EPFL, ainsi qu'à Clément Levasseur de l'Institut Agricole du Canton de Fribourg.

Encadrants: Clément Levasseur & Pr. Rizlan Bernier-Latmani

4.2 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. L'idée sous-jacente est de mettre sur pied une plateforme accueillant l'ensemble des données pédologiques suisses. La plupart des cantons ont effectué ou effectueront prochainement cette migration, permettant ainsi à ses utilisateurs d'avoir accès à une grande quantité de données pédologiques.

5 Conclusions

Après 30 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, sur la thématique de l'évolution spatio-temporelle des éléments nutritifs, mais également avec l'HEPIA, autour de la matière organique et de la structure des sols, 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 30 dernières années, le réseau FRIBO a rendu les agriculteurs et l'ensemble du monde agricole attentifs à l'importance de la teneur en humus, 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 des sols dans les prairies permanentes, 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 et devrait de ce fait contribuer à l'amélioration de leur santé. Il a également permis de se faire une idée de la pollution urbaine dans le canton de Fribourg qui n'est, dans l'ensemble, pas inquiétante.

Les moyens mis en place pour effectuer ce suivi il y a maintenant 30 ans se révèlent toujours utiles, mais pas forcément suffisants en vue de trouver des réponses aux grands questionnements agronomiques de notre époque. Ainsi, un suivi plus fin de la biologie des sols par des méthodes basées sur l'ADN, une étude des paramètres physiques des sols nous renseignant sur le degré de compaction et la stabilité structurale, ou encore un suivi des pesticides dans le sol, sont autant d'évolutions 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.

Les différents messages à faire passer et les conseils adéquats sont diffusés et vulgarisés par l'Institut Agricole de Grangeneuve et le Service de l'environnement grâce à ce rapport quinquennal, aux journées FRIBO, et à l'élaboration de différentes fiches techniques et articles. 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.

6 Bibliographie

- Agroscope**, 2004. Apports alimentaires recommandés pour les porcs (livre jaune)
- BAFU (Hrsg.) 2018**: Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990 – 2015. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1818: 134 S.
- Baize D.**, 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. INRA, Paris. 408 pages.
- Biedermann Y., Vittoz P., et Gobat J.-M.**, 2017, 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
- 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. 177 pages.
- Doffey C.**, 1997. Etude de la variabilité spatiale du cadmium dans les sols de la région de la Dent-de-Lys. Mémoire pour l'obtention d'un Diplôme d'études supérieures en sciences naturelles de l'environnement. EPFL, Lausanne. 58 pages.
- Dontsova K. & Norton L.D.**, 2001, Spatial variability of soil phosphorus in the Fribourg canton, Switzerland
- Frossard E., Julien P., Neyroud J.-A. & Sinaj S.**, 2004. Le phosphore dans les sols. Etat de la situation en Suisse. Cahier de l'environnement n° 368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 180 pages.
- 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: 81 p.
- Indexmundi**, [https://www.indexmundi.com/fr/matierespremieres/?marchandise=phosphate&mois=360&matiere=ble](https://www.indexmundi.com/fr/matierespremieres/?marchandise=phosphate&mois=360&month=360&matiere=ble), consulté le 13.09.2018
- 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. 146 pages.
- Julien P., Bouchard D. & Niggli T.**, 2002. FRIBO : Réseau d'observation des sols agricoles 1987-2001. Institut Agricole de l'Etat de Fribourg, Station cantonale des productions animales et végétales, Grangeneuve. 170 pages.
- Keller A., Rossier N. & Desaules 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, Zürich. 61 pages.
- Loué A.**, 1986. Les oligo-éléments en agriculture. Agri-Nathan International, Paris. 339 pages.
- Maire N.**, 1984. Extraction de l'adénosine triphosphate dans les sols ; une nouvelle méthode de calcul des pertes en ATP. Soil Biology and Biochemistry, 19 491,-500.
- Meyer K.**, 1991. La pollution des sols en Suisse. Rapport du PRN "sol". Liebefeld-Berne. 241 pages.

Neuweiler R., fumure en cultures maraîchères, 2011, Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW, 29 pages

Office fédéral de l'agriculture (OFAG), 2006. Rapport agricole 2006. OFAG, Berne. 235 pages.

OSol, RS 814.12, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols du 1^{er} juillet 1998.

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

Reutimann J., 2006. Kupfer- und Zinc-Einträge durch Rindvieh- und Schweinefutter in landwirtschaftliche Systeme. Technik Semesterarbeit - Studiengang Umweltnaturwissenschaften. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich. 45 pages.

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. 98 pages.

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

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

Sinaj S. & Richner W., 2017. Principes de fertilisation des cultures agricoles en Suisse (PRIF 2017). *Recherche Agronomique Suisse* 8 (6), Publication spéciale, 276 p.

Statsoft, Statistica, prise en main, 2^{ème} édition

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

7 Contacts

7.1 Sols agricoles

Grangeneuve, Institut agricole de l'Etat de Fribourg IAG

Centre de conseils agricoles

Rte de Grangeneuve 27, 1725 Posieux

T +41 26 305 55 00, F +41 26 305 55 04

www.fr.ch/iag, iag@fr.ch

Contact : Clément Levasseur, clement.levasseur@fr.ch, T +41 26 305 58 74

7.2 Sols urbains

Service de l'environnement SEn

Section EIE, sol et sécurité des installations

Impasse de la Colline 4, 1762 Givisiez

T +26 305 37 60, F +26 305 10 02

www.fr.ch/sen, sen@fr.ch

Contact : Thilo Dürr-Auster, thilo.duerr-auster@fr.ch, T +41 26 305 51 97

Source photo page de garde : Grangeneuve

A1 Annexes

MO [%]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	3.2	3.1	3.0	2.8	2.9	3.0	4.9	5.1	5.2	5.2	5.3	5.3	7.5	7.7	8.3	8.1	8.3	8.1
Median	2.5	2.5	2.5	2.3	2.5	2.6	4.6	4.8	4.8	4.8	5.0	4.9	5.9	6.5	6.8	7.0	7.1	7.4
Minimum	1.2	1.1	1.2	1.0	1.2	1.2	2.2	1.9	2.8	2.7	2.3	2.2	3.5	3.9	3.2	3.8	4.5	4.3
Maximum	29.1	16.0	16.0	15.5	14.8	11.7	10.0	13.0	9.5	10.0	9.8	10.1	41.0	29.6	31.2	22.5	22.0	21.8
Standard deviation	2.8	1.9	1.9	1.8	1.8	1.6	1.6	1.9	1.6	1.6	1.5	1.7	5.5	4.1	4.4	3.3	3.3	2.8

pH [-]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	6.4	6.5	6.4	6.5	6.5	6.6	6.2	6.3	6.1	6.2	6.2	6.2	6.0	6.0	5.8	5.9	5.9	5.9
Median	6.2	6.4	6.3	6.4	6.3	6.5	6.1	6.3	6.0	6.1	6.1	6.2	5.9	5.9	5.6	5.8	5.9	5.7
Minimum	5.1	5.2	4.9	5.0	5.3	5.2	4.9	5.1	5.2	5.0	5.2	5.1	4.7	4.7	4.4	4.8	4.4	4.6
Maximum	7.9	7.9	7.9	7.8	8.0	8.1	7.5	8.0	7.4	7.5	7.7	7.9	7.4	7.4	7.3	7.4	7.3	7.4
Standard deviation	0.7	0.6	0.7	0.6	0.7	0.7	0.6	0.6	0.5	0.5	0.6	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.7

CEC [mèq/100g]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	16.0	15.8	15.2	14.5	14.1	13.7	22.8	21.4	22.8	21.6	20.8	19.0	30.4	30.3	30.9	30.3	29.2	25.1
Median	14.4	13.7	13.5	12.7	12.4	11.8	21.3	20.0	21.3	20.1	19.3	16.8	28.4	26.8	28.1	27.9	26.2	21.3
Minimum	8.3	7.1	8.4	6.6	5.9	6.1	11.5	10.0	11.7	11.5	10.2	6.5	15.9	17.6	17.3	17.8	13.6	11.6
Maximum	65.0	73.5	64.3	67.9	67.7	64.0	45.2	49.3	46.9	49.7	51.7	52.1	57.3	64.0	61.6	66.2	71.3	69.3
Standard deviation	7.9	8.4	7.8	8.5	8.1	7.8	7.2	7.5	7.2	7.1	7.6	7.8	9.1	9.7	10.1	9.4	11.4	11.6

Saturation CEC [%]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	60.9	57.1	56.4	55.9	62.0	58.1	56.9	55.1	54.0	52.3	60.5	59.5	55.3	52.7	51.5	49.5	59.8	57.7
Median	58.0	55.6	54.4	52.6	60.2	57.4	57.4	52.7	54.1	51.8	59.7	60.0	57.8	52.6	50.0	48.6	63.3	60.3
Minimum	25.3	15.0	18.3	14.0	21.0	23.6	29.7	24.0	24.3	16.6	17.7	27.7	16.3	13.6	9.9	6.0	17.2	17.7
Maximum	100.0	96.8	100.0	100.0	100.0	100.0	96.2	100.0	91.9	92.2	96.8	91.8	100.0	90.0	88.2	89.9	87.6	87.2
Standard deviation	18.7	18.9	20.1	20.3	17.9	17.7	15.5	18.0	16.1	17.5	15.0	13.2	20.3	21.1	21.5	20.5	16.8	16.2

P-CO2 [indice]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	19.7	16.3	14.8	13.6	13.0	12.8	14.2	10.3	9.3	12.2	12.9	11.8	5.3	4.3	4.6	4.6	4.0	4.0
Median	13.0	11.0	10.0	9.8	9.0	9.2	8.4	6.9	7.0	6.8	6.7	6.8	4.5	3.3	3.6	4.0	3.5	3.2
Minimum	2.9	1.1	2.3	1.4	1.9	2.1	1.5	2.4	2.2	1.9	2.1	1.4	1.4	1.1	1.1	1.2	1.2	1.0
Maximum	115.0	82.0	75.5	76.8	71.5	77.1	51.0	55.0	55.5	135.9	157.9	90.4	15.0	14.0	11.7	13.5	15.4	17.5
Standard deviation	20.0	15.7	14.1	12.2	12.6	12.2	12.6	10.5	9.2	18.2	20.2	15.1	3.2	2.6	2.6	3.0	2.6	3.1

P-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	132	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	83.2	81.8	81.5	83.5	78.3	80.0	61.4	69.5	56.4	65.9	66.9	59.5	23.7	21.3	19.9	22.5	18.4	17.6
Median	68.6	66.1	65.6	69.8	62.4	64.6	42.6	46.0	39.5	43.8	41.3	38.0	20.4	13.7	11.9	16.3	15.0	16.3
Minimum	18.0	7.6	16.4	7.8	12.3	9.2	14.0	13.7	8.9	11.1	8.8	7.8	10.1	4.3	2.3	1.9	2.1	2.1
Maximum	354.2	348.5	286.9	311.0	337.3	292.6	333.6	385.3	293.8	439.1	423.6	537.4	48.8	86.7	80.9	96.4	66.6	65.3
Standard deviation	59.2	58.4	56.8	56.9	55.0	55.9	61.4	73.6	54.1	69.2	72.1	75.0	12.0	18.0	19.2	19.1	15.7	14.6

K-CO2 [mg-K2O / 100g]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	3.2	3.2	3.2	3.3	3.0	3.6	2.7	2.7	2.2	3.3	3.7	4.0	2.0	1.6	2.1	1.7	1.9	1.7
Median	2.3	2.6	2.5	2.8	2.4	3.0	1.6	1.5	1.4	1.7	2.0	1.9	1.2	1.1	1.3	1.3	1.3	1.2
Minimum	0.3	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.3	0.4	0.5	0.3	0.5	0.4
Maximum	18.0	16.8	16.6	16.2	11.0	10.1	27.0	20.0	15.7	27.3	27.0	35.2	18.0	9.5	12.5	8.4	10.2	6.4
Standard deviation	3.2	2.7	2.4	2.5	2.0	2.4	3.9	3.2	2.4	4.0	4.2	5.1	2.8	1.5	2.5	1.5	2.0	1.3

K-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	132	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	163.9	175.2	164.7	163.3	159.8	173.5	149.9	169.8	155.7	180.4	197.9	203.5	167.1	161.7	193.9	176.8	186.3	168.5
Median	140.6	155.8	143.6	150.9	149.5	151.9	122.3	124.9	125.8	160.3	169.3	169.9	125.4	127.4	147.1	153.9	173.8	139.2
Minimum	48.2	51.6	63.0	57.5	62.6	69.4	48.2	43.9	58.2	49.9	55.5	46.9	55.3	68.8	84.2	68.3	52.2	79.7
Maximum	702.7	764.5	568.5	539.9	443.3	367.8	787.6	818.0	578.0	820.3	748.0	1007	697.2	565.5	598.5	540.0	519.2	402.7
Standard deviation	97.7	99.5	83.5	76.1	65.5	74.5	107.5	128.8	93.3	119.7	118.2	148.2	115.9	95.1	125.4	91.0	97.1	84.5

Mg-CaCl2 [mg-Mg/100 g]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	7.2	7.2	7.4	7.9	9.0	9.3	10.7	10.6	11.8	11.9	13.6	13.9	10.1	9.2	9.8	10.2	11.0	10.4
Median	6.3	6.4	6.6	7.3	7.8	8.3	10.6	10.5	12.3	11.1	13.7	14.0	8.8	8.3	8.4	9.3	9.0	9.3
Minimum	2.7	2.2	3.0	2.5	3.8	2.9	3.3	3.4	5.9	3.1	4.5	3.4	4.1	2.6	3.7	3.7	3.5	3.6
Maximum	24.9	27.9	24.3	30.0	29.7	26.8	18.3	18.5	23.8	22.3	25.5	23.3	34.1	28.6	36.1	29.5	31.0	30.9
Standard deviation	3.5	3.6	3.4	3.8	4.2	3.9	3.1	3.5	3.9	3.8	4.4	4.2	5.3	5.1	5.4	4.8	5.3	5.1

Mg-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	132	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	104.4	116.7	120.6	121.7	128.3	132.4	151.4	169.3	176.9	169.8	183.0	186.1	153.8	167.4	168.8	164.3	170.2	161.3
Median	70.7	88.0	6.6	91.5	7.8	106.9	144.6	160.5	165.0	154.0	171.2	172.4	133.3	134.0	153.0	131.9	142.8	135.8
Minimum	18.1	25.0	3.0	27.5	3.8	29.1	24.3	44.5	70.5	31.9	53.5	37.2	37.8	57.0	52.0	43.4	60.5	41.6
Maximum	500.7	600.0	24.3	520.3	29.7	495.2	536.7	740.0	716.0	660.6	667.5	636.1	599.6	666.0	626.0	675.8	712.3	676.3
Standard deviation	86.6	89.5	3.4	89.2	4.2	81.5	74.7	96.5	90.5	82.1	80.5	78.0	106.9	123.0	106.9	125.6	120.0	122.8

Mn-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	60	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	264.5	281.9	297.7	295.5	294.5	305.6	287.2	323.0	348.6	339.2	349.4	341.1	321.0	322.1	377.2	345.4	384.5	368.5
Median	231.0	251.5	274.0	277.0	283.0	280.0	262.0	299.0	317.0	321.0	325.0	319.0	231.0	224.0	235.0	220.0	259.0	260.0
Minimum	84.0	86.0	85.0	39.0	47.0	59.6	72.0	81.0	46.0	66.0	56.0	50.0	44.0	46.0	33.0	26.0	25.0	15.0
Maximum	728	832	995	994	1005	1068	667	810	784	919	855	796	1375	1306	1529	1589	1362	1373
Standard deviation	120.0	116.3	135.5	138.1	129.4	144.1	132.8	142.8	175.8	178.3	161.8	151.2	253.8	264.9	320.2	311.1	323.4	307.4

Ca-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	132	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	5219	4782	5181	5017	4770	4652	5836	6297	4924	4512	5278	4788	4777	6163	5145	5234	5563	5767
Median	1512	1919	1880	1684	1786	1832	2690	2966	3040	2676	2583	2424	3286	4164	3640	3487	3532	3032
Minimum	1.0	497.0	441.0	312.0	536.0	700.9	216.0	668.0	950.0	635.0	706.0	539.9	1.0	508.0	588.0	491.0	474.0	378.3
Maximum	54744	73020	93050	77030	76648	72972	56752	103440	98800	80705	77962	79606	19450	57580	23580	49047	53798	57237
Standard deviation	10175	9630	12099	11052	10542	9984	10472	14263	11862	9430	11108	10121	4053	8836	4785	7370	7946	9354

B [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	0.9	0.9	0.8	0.9	0.8	0.5	0.9	0.9	1.0	1.0	0.9	0.6	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.6
Median	0.9	0.8	0.7	0.8	0.7	0.4	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.5	0.9	1.0	1.0	0.9	0.9	0.6
Minimum	0.2	0.3	0.0	0.4	0.3	0.1	0.3	0.4	0.5	0.4	0.3	0.1	0.3	0.4	0.5	0.5	0.3	0.1
Maximum	2.6	2.2	1.7	3.6	2.3	1.5	2.3	2.0	1.8	2.2	2.1	1.4	1.8	1.8	1.7	2.2	2.0	1.6
Standard deviation	0.4	0.3	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.3	0.3	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.3

Fe-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées				Prairies permanentes				Alpages			
	3	4	5	6	3	4	5	6	3	4	5	6
Cycle												
N	135	127	122	115	67	75	80	87	45	45	45	45
Mean	401.9	380.8	372.9	357.2	552.4	512.7	512.1	471.9	887.9	631.7	705.9	643.1
Median	354.0	322.0	324.0	331.0	549.0	458.0	475.5	439.0	736.0	566.0	640.0	575.4
Minimum	140.0	124.0	127.0	129.1	213.0	204.0	216.0	189.7	260.0	342.0	370.0	246.8
Maximum	1456	1146	1227	1306	1833	1352	1473	1118	3684	1280	1355	1330
Standard deviation	197.4	172.5	181.9	184.2	227.3	212.9	207.3	190.1	583.4	242.8	280.5	259.0

Cu-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	60	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	11.3	9.8	10.5	10.5	10.7	11.2	6.3	6.3	6.2	6.0	6.3	6.6	5.4	5.5	5.7	6.2	6.5	8.9
Median	4.9	5.1	4.8	5.0	5.2	5.6	4.8	5.0	4.7	4.9	5.3	5.6	4.4	4.7	4.4	4.2	5.0	5.6
Minimum	1.9	1.9	1.1	1.8	1.7	2.8	2.9	2.1	2.3	1.3	1.4	1.9	2.1	2.1	1.4	1.4	1.7	2.3
Maximum	235.9	244.2	304.3	285.1	248.6	222.2	70.1	64.5	56.3	69.2	59.5	69.8	16.4	18.0	22.0	28.1	22.5	112.9
Standard deviation	35.2	29.8	34.4	33.7	31.9	31.2	8.6	7.8	6.6	7.7	6.5	7.1	3.3	3.4	4.3	5.5	4.7	16.4

Zn-AEE10 [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	60	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	5.0	5.0	5.0	5.5	3.9	4.4	6.1	6.3	5.6	5.4	5.4	5.5	9.6	9.6	13.1	9.0	8.7	9.9
Median	4.0	4.0	3.8	3.3	3.3	3.5	5.5	5.3	4.4	4.3	4.6	4.5	7.5	6.8	6.5	4.9	5.3	5.2
Minimum	2.3	1.9	1.2	0.7	0.9	1.2	2.6	2.2	2.3	1.6	1.3	1.3	3.0	2.8	2.5	1.3	2.1	2.4
Maximum	19.6	23.5	65.9	168.5	21.2	21.6	21.0	27.7	27.5	30.8	28.9	27.4	41.5	59.2	115.7	108.6	77.9	156.3
Standard deviation	3.2	3.3	6.1	15.5	3.0	3.1	3.2	3.8	3.6	4.2	3.8	3.7	7.0	9.3	21.7	15.9	11.7	22.7

Cd total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4
Median	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.3
Minimum	0.1	0.0	0.0	-0.1	-0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	-0.1	-0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	-0.1	-0.1	0.2
Maximum	0.8	0.9	0.8	0.6	0.5	0.5	0.7	1.0	0.9	0.8	0.8	0.7	1.7	1.9	1.3	1.3	2.1	1.4
Standard deviation	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.3	0.4	0.3	0.3	0.4	0.3

Co total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	61	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	6.6	5.8	6.3	5.8	5.9	5.9	8.3	6.4	7.3	6.4	6.6	6.4	8.9	7.2	8.5	7.5	7.8	7.3
Median	6.0	5.5	6.0	5.3	5.4	5.4	7.9	6.0	7.0	6.1	6.5	6.2	7.2	6.7	7.2	6.6	6.6	6.7
Minimum	3.1	2.9	3.2	2.7	3.1	3.1	3.9	3.1	2.8	3.3	3.2	3.1	0.7	0.5	0.5	0.7	0.6	0.6
Maximum	15.1	14.3	14.8	14.0	13.0	14.0	18.6	13.3	12.8	11.6	13.0	13.0	30.5	16.7	22.0	19.0	18.0	16.5
Standard deviation	2.4	1.8	2.0	1.7	1.7	1.8	2.7	1.9	2.2	1.9	2.1	1.9	6.0	4.3	5.5	4.8	4.7	4.1

Cr total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	61	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	18.3	20.1	23.1	23.3	22.5	23.6	22.3	21.4	24.4	24.1	24.4	24.5	13.9	12.7	16.7	16.9	16.5	17.1
Median	16.2	18.5	22.0	22.0	21.7	22.0	18.5	20.1	24.2	25.0	25.0	25.1	11.9	8.5	14.4	14.0	14.0	13.7
Minimum	7.5	6.9	9.3	13.0	13.0	12.5	8.1	7.2	5.9	11.9	11.0	11.3	4.4	4.3	5.1	5.8	5.6	7.1
Maximum	48.8	41.4	62.4	59.0	51.0	57.7	58.0	56.0	42.8	52.0	49.0	46.3	71.5	42.9	64.6	56.0	58.0	61.9
Standard deviation	8.0	7.0	9.0	7.2	7.0	7.3	10.4	9.2	7.6	6.6	6.6	5.9	11.2	9.0	10.1	10.2	10.4	10.5

Cu total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	61	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	24.3	22.5	21.0	21.3	22.2	22.3	19.1	16.4	17.3	15.9	16.7	16.4	16.7	14.3	15.8	15.3	16.2	23.8
Median	15.2	14.5	14.7	14.0	14.5	14.5	16.9	14.5	15.7	14.0	15.0	14.9	14.6	11.0	12.5	12.0	13.0	13.8
Minimum	5.0	4.9	4.0	3.4	3.8	4.8	7.7	7.9	7.6	4.5	4.3	4.8	5.0	3.3	2.5	3.6	3.3	3.0
Maximum	375.0	419.0	372.3	410.0	390.0	354.0	99.0	101.0	81.8	96.0	90.9	93.4	49.7	49.5	57.8	53.0	56.0	406.0
Standard deviation	51.1	50.6	41.6	48.2	48.6	46.8	12.1	11.9	9.6	10.6	9.9	9.7	10.4	9.7	10.8	11.0	11.2	59.0

Ni total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	107	138	135	127	122	115	61	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	24.7	23.7	24.3	23.2	23.2	23.7	27.6	24.3	25.7	23.8	25.0	24.8	24.3	19.9	21.9	20.6	21.2	20.3
Median	21.7	21.0	20.8	20.6	20.1	20.7	27.0	23.5	25.6	24.0	25.9	25.5	18.8	15.2	15.9	17.0	17.0	16.2
Minimum	10.4	10.0	10.4	10.0	11.0	11.8	12.0	8.5	9.1	9.0	8.2	9.8	3.1	2.0	2.1	2.2	2.0	3.3
Maximum	65.2	71.2	71.4	69.0	63.0	69.0	55.0	59.0	43.7	43.0	52.6	44.4	173.0	100.0	113.0	98.9	98.0	96.5
Standard deviation	10.1	9.6	10.3	9.6	9.4	9.4	10.4	9.6	8.2	8.1	8.7	7.4	29.8	19.5	20.9	18.6	18.8	17.8

Pb total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	14.2	13.5	15.4	13.3	13.6	13.8	19.6	16.9	18.5	17.4	18.4	17.6	45.0	26.7	29.7	32.7	37.8	31.3
Median	13.6	12.4	12.4	12.0	12.8	12.7	19.2	16.8	18.0	17.0	17.0	16.8	22.0	19.6	22.4	21.0	20.4	20.4
Minimum	7.5	7.9	7.5	6.7	8.0	6.8	11.0	10.6	9.8	8.3	9.1	9.3	13.2	11.8	11.7	12.2	13.2	13.2
Maximum	31.3	31.4	311.4	29.4	29.0	31.3	35.3	32.6	36.7	37.0	88.6	32.5	950.0	149.6	296.9	380.0	697.0	408.0
Standard deviation	4.3	4.2	26.0	4.5	4.1	4.7	5.2	4.1	4.9	4.6	9.2	4.3	138.2	26.5	41.5	54.9	100.7	57.9

Zn total Osol [mg/kg]	Terres assolées						Prairies permanentes						Alpages					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
Cycle																		
N	133	138	135	127	122	115	69	64	67	75	80	87	45	45	45	45	45	45
Mean	46.5	42.4	45.6	42.7	41.6	42.4	63.2	52.7	58.6	51.7	51.7	51.8	67.5	61.0	69.1	62.1	61.7	61.1
Median	41.9	38.9	42.2	38.0	38.0	40.1	59.1	51.0	56.7	49.8	50.1	50.1	63.3	50.8	60.9	54.0	55.0	53.2
Minimum	22.6	23.8	14.3	24.0	23.5	23.2	28.0	28.8	29.4	26.0	22.0	25.5	27.2	20.5	22.5	20.0	19.0	16.8
Maximum	114.0	107.8	142.5	250.0	100.0	100.7	141.0	114.0	112.0	100.0	110.0	105.0	156.0	143.0	168.8	190.0	170.0	232.0
Standard deviation	16.9	14.1	16.4	23.5	13.8	13.2	22.0	16.0	15.8	14.4	14.4	14.0	27.7	31.2	32.8	33.2	32.0	33.9

P_CO2	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	8.6	7.8	16.1	8.2	8.2	5.7	10.9	6.9	6.3	135.3	96.2	92.3
Médiane	5.9	4.4	5.1	5.2	5.2	4.5	11.2	5.3	5.4	111.9	82.7	95.5
Minimum	1.7	2.4	2.8	2.9	2.9	1.5	3.5	3.1	2.5	30.4	29.8	7.7
Maximum	34.3	37.9	170.9	27.1	27.1	13.8	20.9	12.1	13.1	419.5	273.8	166.7
Quartile inférieur	4.4	3.5	3.9	3.0	3.0	3.4	6.1	4.8	4.2	80.3	69.7	78.3
Quartile supérieur	7.9	7.7	6.9	9.7	9.7	6.7	12.7	10.8	8.1	148.9	110.1	113.4
Ecart-type	8.2	8.6	36.1	8.6	8.6	4.3	6.0	3.7	3.5	92.6	55.4	43.2

P_AAE10	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	50.3	45.3	73.9	30.3	30.3	23.1	88.8	69.6	56.1	467.4	423.4	373.6
Médiane	21.1	17.9	16.5	17.1	17.1	13.0	70.8	43.9	45.5	425.2	401.8	329.0
Minimum	5.7	4.8	6.7	6.3	6.3	8.7	35.1	20.7	18.4	157.6	155.4	19.6
Maximum	296.4	287.4	679.5	118.8	118.8	72.6	215.7	183.3	149.7	1000.0	857.5	870.8
Quartile inférieur	11.9	12.0	11.5	14.7	14.7	9.3	36.7	32.4	26.1	247.3	220.3	200.1
Quartile supérieur	44.2	36.7	30.1	20.5	20.5	22.0	103.7	93.6	71.5	614.6	566.5	482.9
Ecart-type	76.7	72.3	155.5	39.3	39.3	24.8	67.4	61.0	44.7	260.9	224.7	226.6

Cd	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2
Médiane	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.0	0.1	0.2	0.1	0.3	0.2
Minimum	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
Maximum	0.7	0.6	0.4	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.3	0.6	0.5	0.4
Quartile inférieur	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.2
Quartile supérieur	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.0	0.2	0.2	0.3	0.4	0.3
Ecart-type	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1

Co Cycle	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	5.9	5.6	5.8	5.4	5.4	5.5	5.6	5.3	5.4	5.3	5.1	5.0
Médiane	5.7	5.6	5.9	5.5	5.5	5.3	5.4	5.3	5.8	5.2	5.3	5.0
Minimum	4.2	4.1	4.1	4.2	4.2	3.8	3.9	4.0	3.7	3.1	3.5	3.2
Maximum	9.1	8.5	7.7	6.7	6.7	7.4	7.1	6.2	6.6	7.0	6.4	6.2
Quartile inférieur	5.2	4.8	5.3	4.2	4.2	4.4	4.7	4.5	4.7	5.1	4.5	4.4
Quartile supérieur	6.2	6.0	6.2	6.3	6.3	6.9	6.9	6.2	6.3	6.3	5.9	5.9
Ecart-type	1.1	1.0	0.8	1.0	1.0	1.5	1.3	0.9	1.1	1.1	1.0	0.9

Cr Cycle	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	20.4	19.9	21.8	18.3	18.3	19.5	25.3	22.0	23.2	26.0	22.5	21.7
Médiane	21.0	19.0	20.9	20.0	20.0	19.2	23.5	22.0	23.1	27.0	24.0	21.9
Minimum	14.0	12.0	14.8	10.0	10.0	10.6	15.0	15.0	14.8	15.0	13.0	14.1
Maximum	37.0	40.1	35.3	24.0	24.0	26.8	35.0	28.0	30.7	39.0	36.0	30.7
Quartile inférieur	17.0	17.0	17.4	15.0	15.0	15.4	22.0	19.0	19.9	17.0	15.0	16.9
Quartile supérieur	23.0	22.0	24.4	22.0	22.0	25.0	33.0	26.0	26.9	33.0	29.0	25.0
Ecart-type	5.0	5.6	5.6	5.1	5.1	6.5	7.4	4.7	5.8	8.6	7.3	5.5

Cu Cycle	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	20.2	18.9	18.6	40.2	40.2	53.7	13.0	13.2	12.7	34.5	33.1	32.5
Médiane	16.0	16.3	16.4	17.0	17.0	17.2	12.0	11.3	14.4	32.0	33.0	30.2
Minimum	11.0	11.0	11.8	7.4	7.4	7.6	8.4	7.0	6.4	15.0	17.0	14.9
Maximum	68.0	49.0	50.1	190.0	190.0	242.0	19.0	20.0	18.3	76.0	66.0	72.9
Quartile inférieur	14.0	13.8	13.7	12.0	12.0	15.3	8.7	9.3	8.8	21.0	21.0	19.5
Quartile supérieur	19.0	20.0	18.6	21.0	21.0	21.9	18.0	20.0	15.9	44.0	38.0	38.6
Ecart-type	12.7	8.9	8.5	66.2	66.2	92.4	4.7	5.6	4.6	16.9	13.1	16.8

Ni Cycle	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	25.0	24.5	24.4	23.3	23.3	25.2	22.5	21.2	21.5	21.1	20.5	22.1
Médiane	25.0	24.0	23.8	20.0	20.0	21.9	22.0	20.5	19.2	21.0	20.0	23.1
Minimum	14.0	12.0	13.2	16.0	16.0	15.8	18.0	18.0	14.6	14.0	13.0	13.8
Maximum	47.0	48.4	40.7	34.0	34.0	38.7	28.0	26.0	30.8	31.0	30.0	30.0
Quartile inférieur	21.0	20.0	19.4	17.0	17.0	17.6	18.0	18.0	19.0	16.0	15.0	17.0
Quartile supérieur	28.0	26.5	27.8	28.0	28.0	33.2	27.0	24.0	24.0	25.0	25.0	26.1
Ecart-type	7.4	7.9	6.9	6.8	6.8	9.9	4.7	3.4	5.3	5.6	5.3	5.6

Pb Cycle	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	31.1	29.1	26.6	27.7	27.7	28.5	27.8	26.5	26.7	58.5	55.3	59.5
Médiane	23.0	22.0	20.7	24.0	24.0	23.7	18.5	18.5	20.7	37.0	39.0	30.1
Minimum	13.0	12.0	13.1	12.0	12.0	16.3	13.0	10.0	10.2	12.0	11.0	11.9
Maximum	93.0	130.0	66.9	60.0	60.0	57.8	70.0	68.0	66.4	180.0	190.0	231.0
Quartile inférieur	20.0	16.0	17.7	18.0	18.0	20.8	15.0	13.0	16.4	21.0	18.0	18.8
Quartile supérieur	37.0	36.0	35.3	29.0	29.0	28.4	32.0	31.0	28.4	79.0	92.0	94.1
Ecart-type	21.3	24.1	14.1	15.3	15.3	15.0	21.7	21.6	19.0	54.4	49.8	63.1

Zn Cycle	Places de jeux			Espaces verts			Prairies permanentes			Jardins familiaux		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Moyenne	52.7	53.6	55.1	51.4	51.4	51.1	44.3	41.8	43.0	103.6	94.0	92.5
Médiane	47.0	48.0	48.1	56.0	56.0	54.5	41.0	36.5	42.3	82.0	86.0	73.8
Minimum	35.0	33.0	37.0	36.0	36.0	33.9	29.0	24.0	21.8	47.0	48.0	39.7
Maximum	110.0	110.0	92.1	60.0	60.0	62.4	67.0	66.0	64.2	230.0	180.0	206.0
Quartile inférieur	39.0	41.0	43.2	39.0	39.0	43.7	39.0	36.0	39.3	68.0	67.0	53.2
Quartile supérieur	60.0	61.7	63.6	58.0	58.0	59.5	49.0	52.0	47.2	140.0	120.0	107.1
Ecart-type	17.4	19.3	16.5	9.7	9.7	11.4	12.8	14.8	12.9	56.3	41.8	54.3