

Résultats de l'Observatoire national des sols (NABO) de 1985 à 2019

État et évolution temporelle des polluants, des substances étrangères, du carbone organique et de la microbiologie des sols



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Office fédéral de l'environnement OFEV

Office fédéral de l'agriculture OFAG

Résultats de l'Observatoire national des sols (NABO) de 1985 à 2019

État et évolution temporelle des polluants, des substances étrangères, du carbone organique et de la microbiologie des sols

Impressum

Éditeur

Office fédéral de l'environnement (OFEV)

L'OFEV est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

Office fédéral de l'agriculture (OFAG)

L'OFAG est un office du Département fédéral de l'économie, de la formation et de la recherche (DEFR).

Auteurs

Thomas Gross, Anna-Sofia Hug, Janine Moll-Mielewczik,
Michael Müller, Daniel Suter, Daniel Wächter, Iris Wollmann,
Ramon Zimmermann, Reto Giulio Meuli
(tous rattachés à Agroscope)

Accompagnement par les offices fédéraux

Michael Zimmermann (OFAG)

Samuel Vogel (OFAG)

Fiona Spycher (ARE)

Thomas Drobnik (OFEV)

Corsin Lang (OFEV)

Gudrun Schwilch (OFEV)

Mise en page

Funke Lettershop AG

Photo de couverture

Exemple de placette de prélèvement lors
d'un prélèvement d'échantillons
© NABO

Téléchargement au format PDF

www.bafu.admin.ch/uz-2415-f

Il n'est pas possible de commander une version imprimée.

Cette publication est également disponible en allemand
(langue originale).

© OFEV/OFAG 2024

Table des matières

Abstracts	5	Figures	50
Avant-propos	6	Tableaux	52
Résumé	7	Abréviations	53
1 Introduction	9	Bibliographie	55
1.1 Des sols sains comme base de la vie	9	Annexes	60
1.2 L'Observatoire national des sols (NABO)	9		
1.3 Objectifs et contenus du rapport	10		
2 Bases méthodologiques	12		
2.1 Le réseau de mesure NABO	12		
2.2 Vue d'ensemble des étapes de travail	13		
2.3 Centrage des données pour représenter l'évolution temporelle	18		
2.4 Disponibilité des données	18		
3 Polluants et substances étrangères	19		
3.1 Aperçu des résultats	19		
3.2 Valeurs du 7 ^e cycle de relevés et évolution temporelle	22		
3.3 Recherches actuelles dans le cadre du NABO	30		
4 Carbone organique	33		
4.1 Aperçu des résultats	33		
4.2 Valeurs du 7 ^e cycle de relevés et évolution temporelle	34		
4.3 Recherches actuelles dans le cadre du NABO	39		
5 Propriétés microbiologiques des sols	40		
5.1 Vue d'ensemble	40		
5.2 État et évolution temporelle	42		
5.3 Recherches actuelles dans le cadre du NABO	45		
6 Conclusions et perspectives	48		
6.1 Un monitoring des sols depuis plus de 35 ans	48		
6.2 Hausse continue du cuivre et du zinc dans les herbages intensifs	48		
6.3 Teneurs de carbone organique constantes dans le temps	48		
6.4 Le monitoring microbiologique, une pratique bien implantée au NABO	49		
6.5 Perspectives	49		

Abstracts

Soils are an essential resource for our livelihoods. The National Soil Monitoring Network (NABO) plays a crucial role in the early detection of threats to soil systems and serves as an effective tool for monitoring the success of soil protection. To do so, NABO operates a reference monitoring network with over 100 long-term monitoring sites, at which various soil pollutants, the organic carbon content, nutrient concentrations of nitrogen, phosphorus and potassium, as well as the diversity and abundance of soil biology are surveyed at regular time intervals. This report presents the results of all seven previous surveys (1985–2019) and discusses their progression over time.

Les sols sont au fondement de notre existence. L'Observatoire national des sols (NABO) contribue de manière déterminante à l'identification précoce des dangers menaçant les systèmes pédologiques et permet un contrôle efficace des résultats de la protection des sols. Il exploite à cette fin un réseau de référence regroupant plus de 100 sites d'observation permanente, auxquels sont mesurés à intervalles réguliers différents polluants du sol, la teneur en carbone organique, les concentrations de nutriments (azote, phosphore et potassium) ainsi que la diversité et l'abondance des êtres vivants du sol. Le présent rapport expose les résultats des sept cycles de relevés menés à ce jour (1985–2019) ainsi que les évolutions observées dans le temps.

Böden sind die unverzichtbare Grundlage unseres Lebens. Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) spielt eine entscheidende Rolle bei der frühzeitigen Erkennung von Gefahren für die Bodensysteme und dient als wirksames Instrument zur Erfolgskontrolle des Bodenschutzes. Dazu betreibt die NABO ein Referenzmessnetz mit über 100 Dauerbeobachtungsstandorten, an denen in regelmässigen Zeitintervallen verschiedene Bodenschadstoffe, der Gehalt an organischem Kohlenstoff, die Nährstoffkonzentrationen von Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie die Diversität und die Abundanz der Bodenbiologie erhoben wird. Im vorliegenden Bericht werden die Resultate aller sieben bisherigen Erhebungen (1985–2019) vorgestellt und die Veränderung über die Zeit diskutiert.

I suoli rappresentano la base indispensabile della nostra vita. La Rete nazionale di osservazione dei suoli (NABO) svolge un ruolo decisivo nel riconoscimento precoce dei pericoli per il sistema dei suoli e rappresenta uno strumento efficace per il controllo dei risultati della protezione del suolo. La NABO gestisce infatti una rete di misurazione di riferimento con oltre 100 siti di monitoraggio continuo, dove vengono rilevati a intervalli regolari diversi inquinanti del suolo, il tenore di carbonio organico, le concentrazioni di nutrienti come azoto, fosforo e potassio, nonché la diversità e l'abbondanza della biologia del suolo. Il presente rapporto espone i risultati di tutti i sette rilevamenti effettuati finora (1985–2019) e tratta i cambiamenti avvenuti nel tempo.

Keywords :

continuous soil monitoring, progression, inorganic pollutants, soil organic carbon, nutrients, soil biology

Mots-clés :

observation permanente du sol, évolution temporelle, polluants inorganiques, carbone organique du sol, nutriments, biologie du sol

Stichwörter :

Boden-Dauerbeobachtung, Zeitliche Entwicklung, Anorganische Schadstoffe, Organischer Kohlenstoff des Bodens, Nährstoffe, Bodenbiologie

Parole chiave :

Monitoraggio continuo dei suoli, evoluzione temporale, sostanze nocive inorganiche, carbonio organico del suolo, nutrienti, biologia del suolo

Avant-propos

Avec l'air et l'eau, le sol est indispensable à la vie sur Terre. Les sols sont des systèmes complexes constitués d'êtres vivants et d'éléments non animés, de matière organique et inorganique ainsi que de corps liquides, gazeux et solides. Ils forment non seulement la source irremplaçable de notre approvisionnement en denrées alimentaires, mais filtrent aussi notre eau potable, à grande échelle. En absorbant les précipitations abondantes, les sols permettent à la fois une alimentation des eaux de surface progressive et décalée dans le temps ainsi que le stockage de précieuses réserves d'eau pour les périodes de sécheresse. Les sols constituent le plus gros réservoir terrestre de carbone et offrent un socle aux habitats d'une multitude d'animaux, de plantes, de champignons et de bactéries.

Ces services de grande valeur rendus par les sols sont bien connus. Ils ne vont pourtant pas de soi et peuvent être sensiblement dégradés. Par exemple, les sols compactés sont moins à même de stocker l'eau ou de la filtrer. Ils ont pour effet d'accroître le ruissellement superficiel et de réduire les réserves d'eau en cas de sécheresse. Le risque d'érosion augmente, et les sols fortement compactés sont moins fertiles. Une exploitation du sol inadaptée au site ou une utilisation incorrecte peuvent libérer de grandes quantités de carbone. Des apports élevés de polluants et de nutriments peuvent, d'une part, nuire aux sols et à leur capacité à servir de filtre ou de tampon et, d'autre part, se retrouver dans l'eau potable et nos aliments.

Afin de préserver les services rendus par les sols pour les générations futures, nous devons prendre soin de ces derniers, mais aussi détecter les changements à temps. C'est pourquoi l'Observatoire national des sols gère depuis 40 ans environ un réseau de mesure de référence regroupant plus de 100 sites répartis dans toute la Suisse. On analyse sur ces sites, outre les polluants, les teneurs en nutriments et en carbone ainsi que la quantité et la diversité des organismes du sol.

Le présent rapport inclut les résultats des sixième et septième cycles de relevés du réseau de mesure de référence NABO et les compare aux cinq cycles précédents, en particulier sous l'angle des concentrations de métaux lourds et de carbone. Des études approfondies ainsi que des méthodes innovantes permettent d'obtenir des connaissances détaillées sur la biologie du sol et sur ses interactions avec les caractéristiques d'un site et l'utilisation du sol.

La protection de cette ressource précieuse et limitée qu'est le sol doit relever une multitude de nouveaux défis, comme la gestion de la pollution liée aux produits phytosanitaires, aux substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) ou aux microplastiques. Aussi l'Observatoire national des sols élargit-il en permanence son portefeuille de sites et intègre des thèmes d'actualité. Dans sa conclusion, le rapport fournit un aperçu de l'évolution future de l'observation des sols en Suisse.

Franziska Schwarz, sous-directrice
Office fédéral de l'environnement (OFEV)

Gabriele Schachermayr, sous-directrice
Office fédéral de l'agriculture (OFAG)

Résumé

Le sol est à la base de notre production alimentaire, mais il est également un habitat et joue un rôle essentiel dans les cycles de l'eau, des nutriments et du carbone. Il est important d'identifier à temps les atteintes aux fonctions du sol afin de prendre des mesures, conformément au principe de précaution, si possible avant la survenue d'effets indésirables. S'appuyant sur un réseau de mesure regroupant plus de 100 sites d'observation, l'Observatoire national des sols (NABO) surveille depuis 1985 l'état et l'évolution de la santé du sol en se fondant sur une sélection de propriétés pédologiques. Les sites du NABO reflètent des combinaisons de paramètres caractéristiques pour la Suisse (utilisation du territoire, type de sol, géologie, altitude et autres propriétés stationnelles). Deux tiers des sites sont des sols agricoles (grandes cultures, herbages et cultures spéciales), environ un tiers se situent en forêt, et quelques sites se trouvent dans des aires protégées ou des parcs urbains. Le présent rapport expose, d'une part, les résultats relatifs à l'état des sols obtenus dans le cadre du 7^e cycle de relevés du NABO (période allant de 2015 à 2019) et, d'autre part, l'évolution temporelle des polluants, des substances étrangères, du carbone organique et de la microbiologie des sols dans les premiers 20 cm du sol (couche supérieure) depuis le début du monitoring. Il présente en outre les recherches complémentaires en cours, portant notamment sur la mesure des résidus de produits phytosanitaires (PPH) dans les sols, sur la répartition géographique des métaux lourds dans les sols suisses, sur le carbone organique dans le profil du sol et sur l'intégration des méthodes de génétique moléculaire au monitoring du NABO afin de tenir compte de la biodiversité.

S'agissant des métaux lourds, l'augmentation des concentrations de cuivre et de zinc dans la couche supérieure du sol des sites d'herbages intensifs, observée précédemment lors de plusieurs relevés, s'est confirmée. Les analyses des flux de substances réalisées à partir des données d'exploitation montrent que cette hausse est liée à l'épandage de grandes quantités d'engrais de ferme (lisier et fumier) pendant de nombreuses années. Bien que, dans la plupart des sites d'herbages, les concentrations se situent bien en deçà des valeurs indicatives de l'ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol,

1998), on recommandera d'apporter une quantité d'engrais de ferme proportionnelle aux besoins effectifs en nutriments des plantes cultivées au niveau de la parcelle, en particulier aux sites où la densité d'animaux de rente est importante, ce afin d'éviter que les concentrations ne continuent d'augmenter. Un bilan de fumure équilibré au niveau de l'ensemble de l'exploitation n'est pas suffisant à lui seul pour exclure une accumulation sur certaines parcelles. Dans certains sites de cultures spéciales (viticulture en particulier), certaines concentrations de cuivre mesurées dépassent de plusieurs fois les valeurs de l'OSol. Le cas est différent de celui des herbages, car ces fortes concentrations sont dues à l'application régulière de PPH cuprifères. Le cadmium est aussi un métal lourd, dont les apports dans les sols sont notamment dus à l'exploitation agricole, en particulier lorsque des engrais minéraux phosphorés sont utilisés. Dans le réseau de mesure NABO cependant, seuls certains sites spécifiques présentaient des dépassements de la valeur indicative ou des augmentations des concentrations pour le cadmium. Il y a eu par le passé d'importants dépôts atmosphériques de plomb et de mercure dans le sol, engendrant une accumulation de ces métaux. Au cours des années 1990, depuis la mise en œuvre de prescriptions plus strictes en matière de protection de l'air, les concentrations dans la couche supérieure du sol ont diminué du fait de la réduction des apports et des processus de migration. Depuis lors, les concentrations de plomb et de mercure ont peu évolué. S'agissant des concentrations de nickel, de chrome et de cobalt, pour lesquelles l'influence sur les sites du NABO est avant tout géogène, aucun changement notable n'a pu être constaté.

En raison de son importance dans le cycle global du carbone et pour de multiples fonctions du sol, le carbone organique du sol suscite un intérêt croissant tant pour la recherche que pour la pratique (p. ex. dans l'agriculture). Des processus naturels ou anthropogènes, notamment les changements climatiques, peuvent libérer dans l'atmosphère le carbone stocké dans le sol sous forme de dioxyde de carbone. S'agissant du carbone organique, le 7^e cycle de relevés du NABO montre que la concentration est la plus faible dans les sites de grandes cultures et qu'elle est plus de deux fois plus élevée dans les sites d'herbages et

de forêts. Dans l'ensemble, les variations temporelles sont faibles. Sur certains sites agricoles, on a pu observer des changements de concentration du carbone organique au fil du temps qui pourraient s'expliquer par une variation des quantités d'engrais de ferme apportées (dans les sites de grandes cultures et d'herbages) et par la proportion de prairies artificielles dans la rotation des cultures (dans les sites de grandes cultures).

Les propriétés microbiologiques font l'objet de relevés annuels depuis 2012 dans une sélection de sites du NABO (sites NABObio). Ces relevés portent sur la quantification de la biomasse microbienne pour caractériser l'abondance, sur la respiration basale pour estimer l'activité microbienne ainsi que sur des méthodes de génétique moléculaire pour déterminer la diversité des bactéries et des champignons. L'ensemble des sites NABObio agricoles comprenait à l'origine dix sites de grandes cultures et dix d'herbages. Cependant, en raison de changements d'exploitation, le nombre de sites a été réduit à neuf sites de grandes cultures et à sept sites d'herbages. En complément, dix sites forestiers ont été pris en compte durant une partie de la période d'observation. Les résultats de 2012 à 2021 montrent que les propriétés microbiologiques diffèrent en particulier en fonction de l'utilisation des sols. Ainsi, la biomasse microbienne et la respiration basale sont plus élevées dans les sites forestiers que dans les sites de grandes cultures et d'herbages. Les mesures microbiologiques présentent, par site et par type d'utilisation du sol, une bonne répétabilité dans le temps, ce qui indique une bonne robustesse des méthodes employées. Les analyses de génétique moléculaire visant à mesurer la diversité des bactéries et des champignons sont achevées pour la période allant de 2012 à 2016. Ces analyses montrent qu'outre les mesures d'abondance et d'activité, les communautés de bactéries et de champignons diffèrent nettement entre les sites de grandes cultures, d'herbages et forestiers. Le pH et le rapport entre le carbone et l'azote sont les principales propriétés pédologiques influant sur les différences de composition en espèces de bactéries et de champignons observées dans certains sites. Par ailleurs, il s'est révélé que les quantités de précipitations annuelles et l'altitude sont des paramètres déterminants pour, respectivement les bactéries et les champignons.

Le monitoring NABO inventorie systématiquement en continu depuis plus de 35 ans divers jeux de données comparables pour différentes propriétés pédologiques. Or de nouvelles problématiques ont émergé au fil du temps et se sont imposées à la recherche, comme l'intérêt pour le carbone organique dans la couche supérieure du sol et le sous-sol ou l'impact écologique des PPh et des microplastiques. Les vastes archives des échantillons de sol, qui remontent jusqu'aux débuts du NABO, constituent l'épine dorsale des études tant rétrospectives que futures.

1 Introduction

1.1 Des sols sains comme base de la vie

Environ 95 % des aliments proviennent directement ou indirectement du sol (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture [FAO], PNUE, 2021). Si nous détruisons nos sols en les polluant, par une surexploitation ou en exerçant une pression excessive sur leur structure, nous détruisons une des bases les plus précieuses de notre existence. Un sol intact fonctionne comme un catalyseur qui permet aux végétaux de transformer le dioxyde de carbone (CO₂) en hydrates de carbone à l'aide de l'énergie solaire, un processus qui fournit de l'énergie à différentes formes de vie sur notre planète, tout le long de la chaîne alimentaire. La disponibilité d'éléments fertilisants restreint la productivité de l'écosystème terrestre. En dehors des espaces maritimes, toute la vie dépend des nutriments que le sol emmagasine et met à disposition. Après les océans, le sol est le plus grand réservoir de carbone actif (Lal, 2008). Les investissements dans la préservation ou l'amélioration de la santé des sols procurent de nombreux avantages : de meilleures conditions pour piéger le carbone ; une atténuation potentielle des changements climatiques et une adaptation à ces derniers ; une infiltration, un stockage et une disponibilité accrues de l'eau destinée aux plantes, et donc une moindre érosion des sols ; des cycles des substances nutritives plus efficaces ; ainsi qu'une meilleure protection des eaux souterraines et des eaux superficielles. Par ailleurs, ils accroissent la diversité biologique et la résilience des écosystèmes et donc, à long terme, la viabilité de ceux-ci, et permettent de garantir la sécurité alimentaire : une situation dans laquelle tous les êtres humains, en tout temps, ont un accès à la fois physique, social et économique à une quantité suffisante de denrées alimentaires saines (FAO, 2001). Pour atteindre cet objectif, des quantités suffisantes d'alimentations humaine et animale, de fibres et de combustibles doivent être à la disposition d'une population mondiale croissante, aujourd'hui comme demain. Le sol étant une ressource sensible, limitée et non renouvelable à l'échelle de temps humaine, la clé de la réussite réside en une exploitation régénératrice et durable du sol associée à la protection de celui-ci.

1.2 L'Observatoire national des sols (NABO)

Évaluer l'état des sols implique de disposer de données scientifiques fiables. Partant de l'observation que l'état des connaissances sur la contamination des sols en Suisse était très insuffisant, l'Observatoire national des sols (NABO) a été instauré en 1984, avec pour objectif d'effectuer un suivi documenté de l'état des sols et de leurs fonctions sur de longues périodes. Le but principal du NABO a d'abord été de mesurer l'évolution à long terme de la contamination des sols (Desaules et Studer, 1993). À l'époque, on avait dans un premier temps renoncé, pour des raisons méthodologiques, à inventorier des données de mesure physiques et biologiques. Les tâches du NABO et la délimitation de celles-ci par rapport aux tâches d'exécution des cantons ont été inscrites dans l'ordonnance de 1986 sur les polluants du sol (Osol). Cette dernière a été abrogée et remplacée par l'OSol (en 1998), qui donne une définition plus large de la fertilité du sol et inclut explicitement les atteintes non seulement chimiques, mais aussi biologiques et physiques portées aux sols. Le NABO a progressivement intégré à ses activités des analyses physiques et biologiques des sols (cf. fig. 1). Celles-ci permettent une évaluation plus complète de l'état des sols et, plus largement, de la santé des sols (Doran, 2002).

Le monitoring à long terme effectué par le NABO représente un instrument central pour la protection préventive des sols. Toute atteinte portée à la fertilité du sol doit être identifiée de manière précoce et faire l'objet de pronostics afin que des contre-mesures adéquates puissent être engagées en temps voulu (Desaules et Studer, 1993). Le monitoring sert aussi d'outil de contrôle de l'efficacité des mesures prises, car il permet de documenter les effets de ces dernières sur les sols. Le NABO gère un réseau de mesure comprenant actuellement 114 sites d'observation (sites du NABO, fig. 2, état : décembre 2022). Environ deux tiers des sites sont utilisés par l'agriculture, sous forme de grandes cultures, d'herbages ou de cultures spéciales, et près d'un tiers des sites sont situés en zone forestière. Viennent s'y ajouter des aires protégées et des parcs urbains. Des échantillons sont prélevés tous les cinq

ans sur les sites du NABO, et les résultats sont publiés (Desaules et al., 2006 ; Desaules et Dahinden, 2000 ; Desaules et Studer, 1993 ; Gubler et al., 2015a, 2022 ; Meuli et al., 2014).

En plus de réaliser des relevés périodiques des sols, le NABO collecte chaque année depuis le milieu des années 1980 des informations relatives à l'exploitation dans une sélection de sites agricoles. Ces informations servent, d'une part, à calculer les flux de substances (nutriments et métaux lourds) à l'échelle des parcelles et, d'autre

part, à interpréter des données de mesure physiques et biologiques relatives aux sols (Gross et al., 2021a, 2021b).

1.3 Objectifs et contenus du rapport

Le présent rapport s'intéresse à l'état et à l'évolution temporelle des polluants, des substances étrangères, du carbone organique et des propriétés microbiennes dans la couche supérieure du sol (de 0 à 20 cm de profondeur) dans les sites du NABO. Les propriétés pédologiques physiques telles que la densité apparente et la teneur en eau lors du

Fig. 1 : Vue d'ensemble du NABO



prélèvement sont incluses comme métadonnées. Les informations relatives à l'exploitation pour les sites agricoles sont employées pour réaliser des analyses des flux de substances (Gross et al., 2021a). Lorsque cela est possible, les résultats sont pris en considération dans l'interprétation des propriétés pédologiques. Pour les métaux lourds et le carbone organique, le présent rapport couvre la période allant du 1^{er} cycle de relevés (de 1985 à 1989) au 7^e cycle de relevés (de 2015 à 2019) du NABO. S'agissant des propriétés microbiologiques, il couvre la première décennie du monitoring microbiologique du NABO (de 2012 à 2021).

Le présent rapport commence par offrir une vue d'ensemble des bases méthodologiques employées (chap. 2). Le cas échéant, il renvoie à d'autres documents de référence renfermant davantage d'informations. Les chapitres subséquents présentent de manière détaillée l'évolution temporelle de l'état des sols (7^e cycle de relevés inclus) pour une sélection de métaux lourds (chap. 3), pour le carbone organique (chap. 4) ainsi que pour les propriétés microbiologiques (chap. 5). Lorsque cela est possible, le texte fait référence aux bases légales, en particulier de l'OSol (1998). Le rapport se concentre sur les propriétés pédologiques qui font l'objet du monitoring. Diverses études ont par ailleurs inventorié de manière ponctuelle la répartition géographique des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des biphényles polychlorés, des dioxines et des furanes ainsi que des substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les sols (Desaules et al., 2008 ; Desaules et al., 2009 ; Schmid et al., 2005 ; Thalmann et al., 2022). De plus, le NABO travaille sur plusieurs recherches complémentaires également décrites dans le présent rapport, en particulier l'atlas de la géochimie des sols de Suisse (point 3.3.1), l'intégration des produits phytosanitaires (PPH) au monitoring des sols (point 3.3.2), le carbone organique dans le profil du sol (point 4.3.2) et les méthodes de biologie moléculaire employées sur dix ans dans des sites du NABO (point 5.3.1).

2 Bases méthodologiques

2.1 Le réseau de mesure NABO

Le présent rapport se base sur les relevés des propriétés pédologiques effectués à intervalles réguliers aux sites du NABO (actuellement 114, cf. fig. 2 et tab. 1, état en décembre 2022). Ces sites sont répartis dans toute la Suisse et couvrent diverses combinaisons de caractéristiques typiques du pays, que ce soit en matière d'utilisation des sols (grandes cultures, herbages, cultures spéciales, forêts, aires protégées ainsi que deux parcs urbains), de type de sol, de géologie, d'altitude ou d'autres propriétés stationnelles. Les sites d'herbages ont été classifiés en fonction de l'intensité de leur utilisation : herbages intensifs (exploitation et fertilisation au moins quatre fois par an), herbages peu intensifs (exploitation et fertilisation environ trois fois par an) et herbages extensifs (prairies alpêtres et prairies naturelles qui ne sont pas régulièrement fertilisées).

On mentionnera toutefois que cette répartition en fonction de l'intensité comporte une certaine marge d'imprécision due à la longueur de la période d'observation (p. ex. en raison de changements temporaires de l'intensité d'utilisation), mais qu'elle permet une catégorisation grossière (Gross et al. 2021a, 2021b). De plus amples informations sur le choix des sites sont disponibles dans la stratégie relative au choix des sites du NABO (NABO-Standortkonzept, Schwab et Gubler, 2016a) et dans la publication de Desaulles et Studer (1993). Les sites du NABO ne sont ni marqués, ni délimités, ni protégés d'une autre manière afin de permettre une utilisation du sol au plus près de la pratique.

Le tableau 1 offre une vue d'ensemble du nombre de sites NABO par utilisation du sol, du nombre de sites échantillonnés au cours du 7^e cycle de relevés ainsi que du nombre de sites

Fig. 2: Les sites du NABO en fonction du type d'utilisation du sol

État en décembre 2022.

Sites du NABO

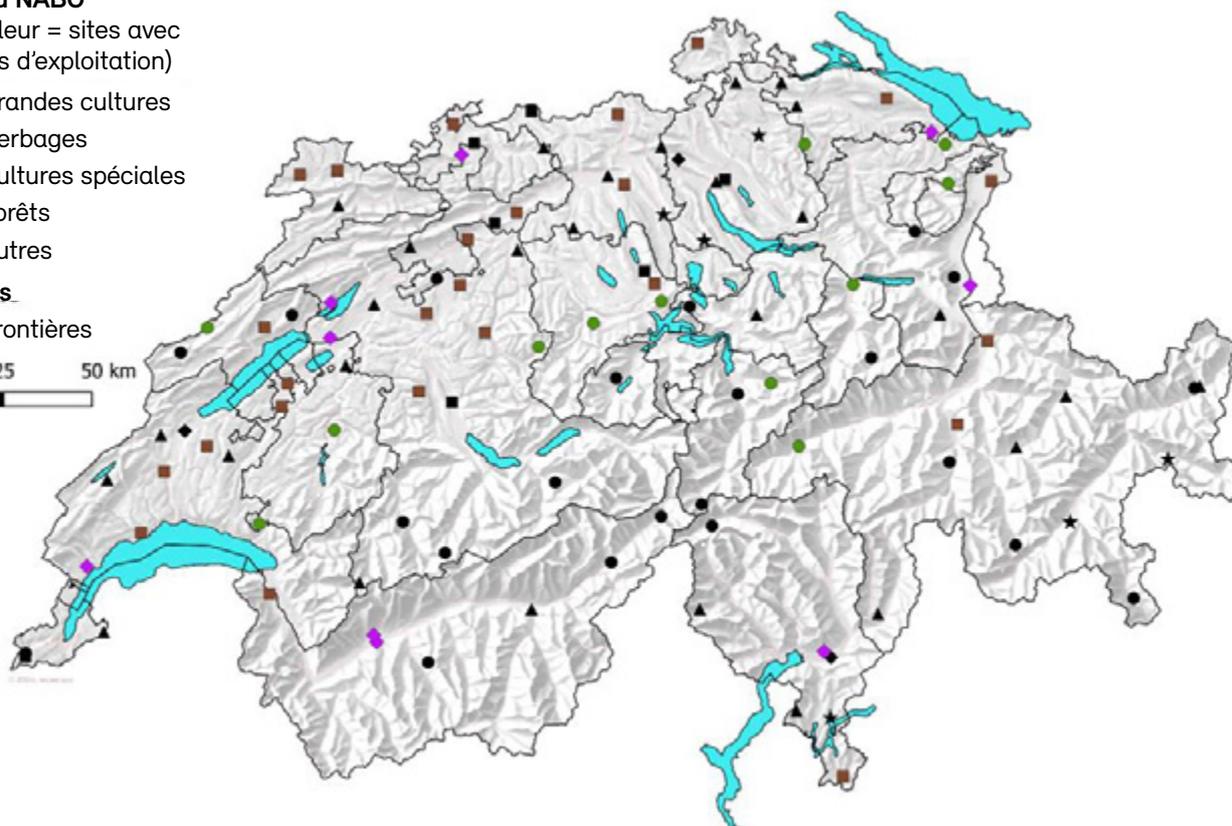
(en couleur = sites avec données d'exploitation)

- Grandes cultures
- Herbages
- ◆ Cultures spéciales
- ▲ Forêts
- ★ Autres

Cantons

— Frontières

0 25 50 km



utilisés durant ce cycle pour les analyses des métaux lourds, du carbone organique et des propriétés microbiologiques. Sur les 114 sites du NABO, 113 ont été échantillonnés lors du 7^e cycle de relevés ; le dernier et nouveau site ne sera pris en compte que lors du 8^e cycle de relevés. S'agissant des métaux lourds, les mesures de concentration se limitent aux sites pertinents pour les problématiques actuelles et pour lesquels des concentrations accrues avaient été observées dans de précédents relevés (cf. point 3.1). Jusqu'ici, les propriétés microbiologiques ont été mesurées uniquement pour une sélection de sites du réseau de mesure NABO (sites NABObio). Le choix de ces sites et l'évolution de leur nombre au fil du temps sont discutés au point 5.1.

2.2 Vue d'ensemble des étapes de travail

2.2.1 Prélèvements d'échantillons

La méthode de prélèvements d'échantillons du NABO prévoit des intervalles de cinq ans entre les prélèvements,

à l'exception des prélèvements destinés à déterminer les propriétés microbiologiques, effectués tous les ans sur les sites NABObio depuis 2012 (cf. points 2.2.4 et 5.1). À ce jour, des séries temporelles sur 35 ans (soit 7 cycles de prélèvements) sont disponibles pour diverses propriétés pédologiques.

Les prélèvements d'échantillons et la préparation de ceux-ci s'effectuent selon des directives internes, sur la base du manuel « Prélèvement et préparation d'échantillons de sol pour l'analyse de substances polluantes » (OFEFP, 2003). Définie lors du premier relevé, la méthode de prélèvement est restée inchangée. Des échantillons sont extraits jusqu'à une profondeur de 20 cm dans le sol (couche supérieure du sol) sur une surface carrée de 100 m² (nommée placette de prélèvement, voir fig. 3). Des placettes distinctes directement adjacentes ont été délimitées pour les mesures chimiques et microbiologiques. Dans la mesure du possible, celles-ci

Tab. 1 : Vue d'ensemble des sites du NABO classés par utilisation du sol

Avec indication du nombre de sites échantillonnés et du nombre de sites utilisés pour les analyses des métaux lourds, du carbone organique et des propriétés microbiologiques des sols lors du 7^e cycle de relevés. Sur certains sites, les mesures n'ont pas été effectuées pour chaque métal lourd. Des fourchettes (minimum – maximum de sites mesurés) sont indiquées.

	Total	Actuellement échantillonnés	Métaux lourds	Carbone organique	Propriétés microbiologiques
			7 ^e cycle	7 ^e cycle	7 ^e cycle
Grandes cultures	34	34	25-27	32	9
Herbages					
extensifs	16	15	0-3	15	1
peu intensifs	12	12	5-9	9	4
intensifs	6	6	6	6	2
Forêts					
feuillus	11	11	0	10	4
mixtes	6	6	0	4	2
résineux	11	11	0	11	4
Cultures spéciales					
cultures maraîchères	4	4	4	4	0
cultures fruitières	3	3	3	3	0
viticulture	5	5	3	4	0
Autres					
aires protégées	4	4	2	4	0
Parcs urbains	2	2	2	2	0
Total	114	113	44-53	104	26

présentaient des propriétés pédologiques similaires. La procédure, déjà précisée dans de précédents rapports (Gubler et al., 2015a ; Meuli et al., 2014), consiste, pour les mesures chimiques conformément aux dispositions de l'OSol (1998), en un prélèvement de quatre échantillons composés, constitués de 25 carottes chacun, sur chaque placette (fig. 3). Trois échantillons composés, également constitués de 25 carottes, sont collectés pour la détermination des propriétés microbiologiques. Les carottes sont récoltées au moyen d'une tarière à carottes en acier dur d'un diamètre intérieur de 2,5 cm. Depuis le début des années 2000, on prélève en outre, sur tous les sites du NABO, un cinquième échantillon composé. Cet échantillon de sol frais stocké à -20 °C sert d'échantillon de réserve inaltéré. Congelés, ces échantillons de sol peuvent, après une préparation adéquate, être utilisés pour d'autres analyses (p. ex. des substances hautement volatiles) qui sortent du cadre du présent rapport. Desales et Studer (1993) ainsi que Meuli et al. (2014) fournissent des indications complémentaires concernant les prélèvements d'échantillons.

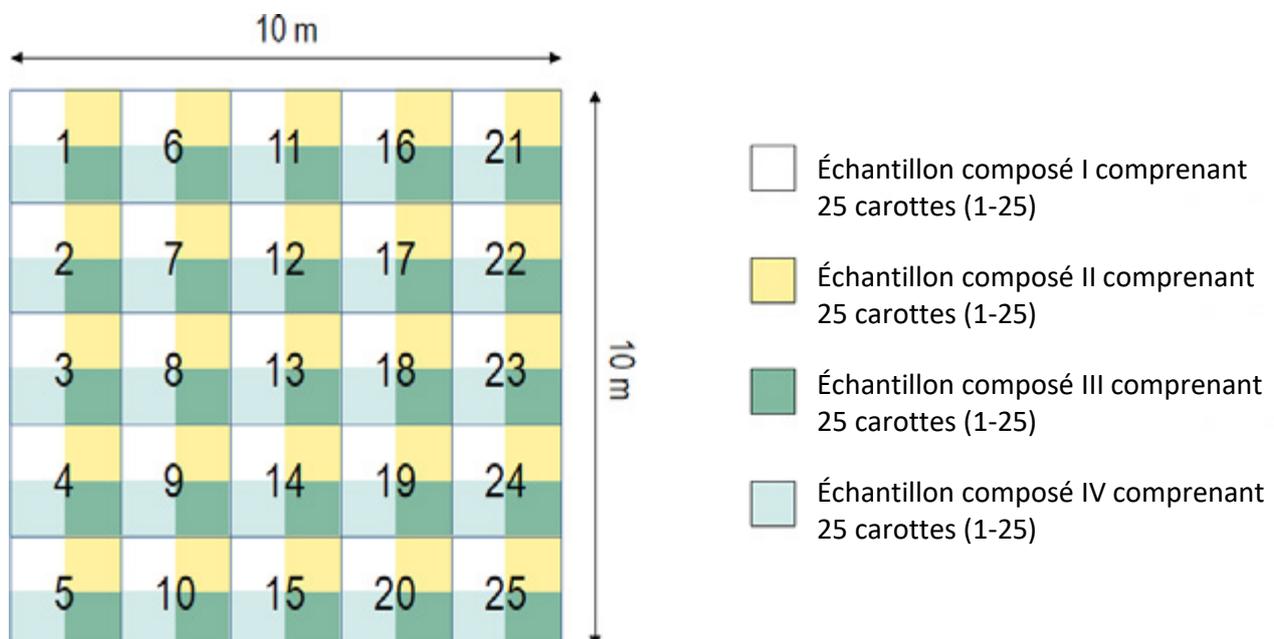
Depuis 2003, chaque prélèvement inclut par défaut des échantillons visant à mesurer les paramètres physiques

associés que sont la densité apparente (matière sèche de terre fine présente dans un volume donné de sol), la masse volumique apparente brute de la terre fine (matière sèche de terre fine dans un volume donné de terre fine) ainsi que la teneur en eau de la terre fine dans les 20 premiers centimètres du sol (définition des paramètres, cf. Schwab et Gubler, 2016b [en allemand]). Ces données sont obtenues grâce à quatre échantillons volumétriques supplémentaires récoltés sur les bords latéraux de la placette, à l'extérieur de celle-ci. Elles sont importantes pour évaluer l'état du sol au moment du prélèvement des échantillons et pour interpréter les résultats des analyses chimiques, physiques et biologiques.

Pour calculer les réserves dans le profil du sol (p. ex. carbone organique, cf. point 4.3.2) ainsi que leur évolution temporelle et pour obtenir des connaissances approfondies des propriétés pédologiques stationnelles dans les couches du sol plus profondes, quatre échantillons volumétriques sont également collectés jusqu'à une profondeur de 75 cm dans les principaux sites du réseau de mesure NABO (Schwab et Gubler, 2016b). Le prélèvement est réalisé à l'aide d'une sonde de battage d'un diamètre intérieur de 5 cm, en dehors de la zone

Fig. 3 : Placette de prélèvement des échantillons composés (Meuli et al., 2014)

Quatre échantillons composés comprenant chacun 25 carottes.



couverte par la placette. Les carottes sont divisées en horizons pédologiques et agrégées en échantillons d'horizons pour une utilisation ultérieure (Schwab et Gubler, 2016b).

2.2.2 Préparation et archivage des échantillons de sol

S'agissant des analyses chimiques, la préparation des échantillons composés s'effectue à l'aide de directives internes relatives à la préparation des échantillons de sol, sur la base du manuel de l'OFEP (2003). Les échantillons composés sont mis à sécher pendant 48 heures à 40 °C, réduits à l'aide d'un concasseur à mâchoires, puis passés dans un tamis de 2 mm de maille, avant d'être versés dans des récipients en matière plastique et entreposés dans les archives des échantillons de sol du NABO. Concernant la détermination des propriétés microbiologiques, la préparation des trois échantillons composés se fait en collaboration avec le groupe de recherche Écologie moléculaire d'Agroscope. Les échantillons sont transportés à une température de 4 °C et, dans un premier temps, homogénéisés de sorte qu'on puisse extraire, à partir de chaque échantillon composé, un échantillon partiel représentatif d'une masse d'un demi-gramme, nécessaire pour l'extraction du matériel génétique (acide désoxyribonucléique, ADN) (Gschwend et al., 2021a). Les échantillons sont ensuite passés dans un tamis de 2 mm de maille, préséchés portion par portion en vue de la mesure de la biomasse microbienne et de la respiration basale

(cf. point 2.2.4). Les analyses de la biomasse microbienne et de la respiration basale pour les sites d'herbages et de grandes cultures sont effectuées par le groupe de recherche Interactions entre plantes et sol d'Agroscope. La mesure pour les sites forestiers a été réalisée par l'Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage WSL de 2012 à 2016, puis par le groupe de recherche Interactions entre plantes et sol d'Agroscope en 2020. Les informations détaillées sur la méthode utilisée sont disponibles dans les manuels de référence sur les déterminations microbiologiques (disponible en allemand uniquement : Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, FAL, FAW, RAC, 1996). Les analyses et évaluations portant sur la diversité des bactéries et des champignons sont réalisées par le groupe de recherche Écologie moléculaire d'Agroscope.

Pour le relevé des paramètres physiques associés, on procède à un séchage à 105 °C. Les fragments grossiers (graviers et pierres) sont séparés au moyen d'un tamisage par voie humide. On mesure leur masse pour calculer leur volume, en supposant une masse volumique pour un squelette de sol moyen de 2,4 g cm⁻³ (Schwab et Gubler, 2016b). Les matières organiques sont triées et séparées, et leur masse imputée à la fraction de terre fine. La préparation des échantillons volumétriques récoltés jusqu'à une profondeur de 75 cm est réalisée par horizon pédologique, de manière

Tab. 2 : Méthodes analytiques employées depuis le 1^{er} cycle jusqu'au 7^e cycle de relevés

FAAS = spectrométrie d'absorption atomique en flamme ; GAAS = spectrométrie d'absorption avec automatisation électrothermique et correction de fond à l'effet Zeeman ; ICP-MS = spectrométrie de masse à plasma inductif ; ICP-OES = spectroscopie optique d'émission atomique avec plasma à couplage inductif.

	1985-1989	1990-1994	1995-1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019
Cycle de relevés	1	2	3	4	5	6	7
Méthodes de mesure pour les métaux lourds	FAAS ¹ GAAS ²	FAAS ¹ GAAS ²	ICP-MS	ICP-MS ³ ICP-OES	ICP-MS ³ ICP-OES	ICP-MS ³ ICP-OES	ICP-MS ³ ICP-OES ⁴
Méthodes de mesure pour le carbone organique	Oxydation humide et combustion sèche	combustion sèche	combustion sèche	combustion sèche			
Valeur du pH	CaCl ₂ (0,01 molaire, 2 heures)						

1 Plomb, cuivre, nickel et zinc (passage à la spectrométrie GAAS en juillet 1993) ; 2 cadmium et cobalt ; 3 cadmium, mesuré a posteriori dans les échantillons archivés du 4^e cycle au 6^e cycle ; 4 Plomb, chrome, cobalt, cuivre, nickel, phosphore, soufre, zinc.

analogue aux échantillons composés. Pour prévenir les contaminations croisées des substances hautement volatiles, les échantillons des différents horizons sont séchés séparément, les uns après les autres.

2.2.3 Analyses chimiques et référencement

Le programme d'analyse actuel comprend les teneurs totales des métaux lourds conformément à l'OSol (1998) après extraction avec une solution d'acide nitrique (HNO₃), le carbone organique (total) et le pH. Le tableau 2 renseigne sur les méthodes analytiques employées depuis le 1^{er} cycle jusqu'au 7^e cycle de relevés du NABO.

Dans le cadre du 7^e cycle de relevés, la détermination des métaux lourds a été réalisée par des dosages à double des extractions HNO₃ au moyen d'une spectrométrie de masse à plasma inductif (ICP-MS, pour le cadmium) et spectroscopie optique d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (ICP-OES, pour le cuivre, le zinc, le plomb, le chrome, le nickel, le cobalt, le phosphore et le soufre). L'utilisation de ces deux méthodes analytiques permet de saisir de nouveaux analytes (uranium, yttrium et thallium) et de diminuer le seuil de quantification du cadmium. Bien que le seuil de quantification du cadmium ait pu être abaissé grâce au passage de la méthode ICP-OES (employée du 4^e cycle au 6^e cycle de relevés) à la méthode ICP-MS (7^e cycle de relevés), il n'atteint pas encore le niveau visé par les cycles un à trois (tab. 3).

Étant donné que les concentrations de Cd sont très faibles sur de nombreux sites et inférieures au seuil de quantification techniquement possible, on a opté pour le seuil de détection de ce métal lourd afin de combler le plus de lacunes possibles. L'imprécision accrue des mesures qui en résulte ne constitue pas un problème en raison des faibles concentrations (tab. 3). Par ailleurs, il y a eu certaines lacunes dans les mesures du cadmium à partir du 4^e cycle (certaines valeurs ne sont pas disponibles). C'est pourquoi, dans le cadre du 7^e cycle de relevés, des mesures ont été effectuées dans deux échantillons des archives pour chaque cycle du 2^e au 6^e afin de compléter la série temporelle.

Depuis le 5^e cycle, la concentration du carbone organique total (COT) est définie à partir du carbone total (CT), auquel on soustrait le carbone inorganique (CI, issu de la détermination du calcaire) (cf. tab. 2). Le CT est déterminé par combustion sèche dans un analyseur C/N (ISO 10694, 1995) et la teneur en calcaire par la méthode de Scheibler (Agroscope, 2020a). Avant le 5^e cycle (du 1^{er} cycle au 4^e cycle), le carbone organique est mesuré par oxydation humide avec du bichromate de potassium puis par titrage en retour (C_{org} selon FAL et al., 1996 ; Agroscope, 2020b). La méthode de référence suisse FAL fournit des concentrations généralement plus faibles de carbone organique par comparaison avec la mesure effectuée par un analyseur C/N, ce qui explique

Tab. 3 : Seuils de quantification (ou limite de détection dans le cas du cadmium) en mg/kg⁻¹ MS

Élément	1985-1989 ¹	1990-1994 ¹	1995-1999 ¹	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015-2019	Concentrations fréquentes dans les sites du NABO (quantile 10-90 %) ⁴
Plomb	10,0	10,0/0,13 ²	2,5	2,2	0,93	0,93	1,5	16,1-41,0
Cadmium	0,01	0,01	0,01	0,19	0,10	0,10	0,025 ³	0,13-0,52
Chrome	5,5	5,5	0,5	0,4	0,17	0,17	0,24	15,0-43,1
Cobalt	0,1	0,1	0,01	0,4	0,03	0,03	0,04	3,5-10,9
Cuivre	2,5	2,5	1,0	1,5	0,7	0,7	0,9	7,3-42,5
Nickel	5,0	5,0	0,5	1,2	0,12	0,12	0,16	9,6-43,8
Mercuré ¹	0,005	0,005	0,005	0,075	0,003	0,003	0,003	0,03-0,19
Zinc	4,0	4,0	2,5	9,8	2,7	2,7	5,8	38,3-97,4

¹ Déterminations pour les cycles 1 à 3 par un laboratoire externe ;

² Passage de la spectrométrie FAAS à la spectrométrie GAAS en juillet 1993 ;

³ Le seuil de quantification pour le cadmium s'élevait à 0,075 mg/kg⁻¹ MS pendant le 7^e cycle, afin de pouvoir néanmoins prendre en compte les concentrations inférieures à ce seuil, les valeurs mesurées jusqu'à la limite de détection ont été incluses ;

⁴ Quantile 10-90 % des teneurs référencées du 7^e cycle (de 2015 à 2019).

le niveau globalement plus bas des concentrations de carbone organique dans les publications jusqu'au 5^e cycle de relevés (p. ex. Gubler et al., 2015a). Pour éviter des distorsions dues à l'utilisation de différentes méthodes dans la série de mesures, toutes les concentrations de carbone organique mesurées avec la méthode FAL ont été converties de manière à correspondre au niveau de l'analyse C/N (Gubler et al., 2018). Les facteurs de conversion (spécifiques aux sites) ont été calculés grâce aux mesures effectuées a posteriori avec l'analyseur C/N de deux échantillons pour chaque site, prélevés lors des quatre premiers cycles de relevés.

Comme les appareils d'analyse et le personnel de laboratoire ont changé entre les différents relevés, les valeurs de mesure tiennent compte non seulement des modifications effectives de la concentration dans le sol, mais aussi des effets de laboratoire (variations dues aux changements d'appareils et de personnel). Pour minimiser ces effets de laboratoire, l'échantillon de référence archivé de chaque relevé précédent (ici : sixième relevé) est mesuré une nouvelle fois et comparé aux résultats de mesure du relevé précédent (ici : sixième relevé). Si le laboratoire en question présente une stabilité idéale, et dans l'hypothèse que l'échantillon de référence archivé issu du relevé précédent n'a subi aucune modification, la valeur attendue pour l'échantillon de référence cinq ans après est égale à la valeur du relevé précédent. La médiane des différences entre la valeur attendue et la valeur mesurée au cours du relevé actuel est alors utilisée pour adapter le niveau de mesure du nouvel échantillon. En appliquant ces corrections à chaque relevé, on obtient la série temporelle référencée qui constitue la base des tendances rapportées par le NABO. La publication de Meuli et al. (2014) contient des informations plus détaillées sur les bases du référencement et sur les écarts par rapport aux valeurs attendues pour les différents éléments. Cette procédure standard n'a pas été entièrement mise en œuvre durant le 7^e cycle de relevés. En effet, en raison de la charge qu'ont représentée les mesures a posteriori de la concentration de cadmium du 4^e au 6^e cycle par spectrométrie ICP-MS, seules deux mesures ont pu être réalisées par site et par relevé au lieu des quatre échantillons composés habituels. Par conséquent, le référencement du 7^e cycle de relevés a employé, comme échantillons de référence, non seulement les valeurs de mesure du relevé précédent, mais aussi celles du 4^e au 6^e cycle

2.2.4 Analyses de microbiologie et de génétique moléculaire

Depuis 2012, le NABO consigne des mesures relatives à la microbiologie des sols dans des sites de grandes cultures, d'herbages et de forêts (NABObio), à des intervalles d'un an. À l'origine, il y avait dix relevés par type de site, mais le groupe des sites agricoles a été réduit à neuf sites de grandes cultures et sept sites d'herbages en raison de changements d'exploitation (cf. point 5.1). En parallèle à ce monitoring des sites NABObio, tous les sites du NABO ont fait l'objet de mesures microbiologiques ponctuelles. Cette étude d'état prend fin en 2023. Les valeurs de mesure relatives à la microbiologie des sols comprennent la biomasse microbienne pour caractériser l'abondance, la respiration basale pour estimer l'activité ainsi que des analyses de génétique moléculaire portant sur des bactéries et des champignons, dans la perspective d'obtenir des informations sur la composition du microbiome. Ces valeurs de mesure sont déterminées à l'aide des échantillons composés récoltés dans le cadre de NABObio (cf. points 2.2.1 et 2.2.2).

La biomasse microbienne (mesurée par la méthode de l'extraction par fumigation au chloroforme) et la respiration basale sont déterminées par le groupe de recherche Interactions entre plantes et sol d'Agroscope conformément à la méthode de référence suisse FAL (FAL et al., 1996). Pour les analyses de génétique moléculaire, tout l'ADN est extrait du sol, puis multiplié par amplification en chaîne par polymérase (PCR : Polymerase Chain Reaction). Pour déterminer la composition du microbiome (bactéries et champignons), les produits issus de la PCR sont séquencés avec le système Miseq d'Illumina par le groupe de recherche Écologie moléculaire d'Agroscope (métabarcoding, Gschwend et al., 2021a, 2021b). Au moment de la publication du présent rapport, on dispose d'analyses de données pour la période allant de 2012 à 2021 à la fois pour la biomasse microbienne et pour la respiration basale. Celles-ci sont discutées en détail au point 5.2. Le point 5.3.1 traite quant à lui des évaluations en cours des analyses de génétique moléculaire.

La biomasse microbienne et la respiration basale sont influencées par des facteurs stationnels, en particulier l'utilisation des terres et les propriétés pédologiques spécifiques au site. Les valeurs mesurées peuvent varier considérablement d'un site à l'autre. C'est pourquoi il est nécessaire de disposer de valeurs de référence stationnelles, qui permettent d'évaluer les

valeurs de mesure sur le plan qualitatif. Au lieu de comparer les valeurs de mesure absolues, on peut alors comparer les évaluations spécifiques à chaque site. Pour le Plateau suisse, des régressions ont été déduites empiriquement pour les valeurs de référence stationnelles (Oberholzer et al., 1999 ; Oberholzer et Scheid, 2007 ; Groupe de travail « Biologie du sol – application » [VBB, BSA], 2009). Pour les sols exploités comme grandes cultures, il existe des modèles de valeurs de référence pour la biomasse microbienne (détermination par des méthodes d'extraction par fumigation au chloroforme et de respiration induite par le substrat [SIR]) et pour la respiration basale. Pour les sites d'herbages, il existe des valeurs de référence pour la biomasse microbienne (détermination par la méthode SIR). L'ensemble des calculs sont valables pour les sols avec une teneur en carbone organique dans la terre fine de 1 % à 4 %, une teneur en argile de 10 % à 40 % et un pH de 4,3 à 7,5. En parallèle de cet instrument, Hug et al. (2021) ont introduit un indicateur d'état Q. Cet indicateur de quotient Q est calculé en divisant les valeurs mesurées par les valeurs de référence correspondantes. Il renseigne donc sur l'état actuel du site et se décline selon les différents paramètres. Lorsque la valeur de Q est supérieure à 1, la valeur mesurée est supérieure à la valeur de référence stationnelle. Lorsque Q est inférieur à 1, c'est l'inverse. Cette donnée numérique peut compléter les classes d'évaluation qualitatives (sur une échelle de « très faible » à « très élevée ») et permet de réaliser des évaluations statistiques.

2.3 Centrage des données pour représenter l'évolution temporelle

Dans le corps du présent rapport, l'évolution temporelle des concentrations de polluants et de substances étrangères, de carbone organique ainsi que des propriétés microbiologiques est représentée sous forme de valeurs centrées (à titre d'exemple, voir l'évolution temporelle des concentrations de cuivre à la fig. 5). Pour ce faire, on a calculé la médiane à partir de tous les relevés pour chaque site et chaque grandeur mesurée. Cette médiane a ensuite été soustraite des différentes valeurs de mesure originales. Dans une représentation des valeurs de mesure absolues (sans centrage des données), les fluctuations d'une année à l'autre sont parfois peu visibles, car très petites par rapport aux différences entre les sites. La représentation incluant un centrage des données fait

apparaître plus clairement les différences dans l'évolution temporelle (Gubler et al., 2022).

L'évolution temporelle des valeurs absolues est disponible dans les annexes (respectivement à l'ann. 1 pour les polluants et les substances étrangères ; à l'ann. 2 pour le carbone organique ; à l'ann. 3 pour les propriétés microbiologiques). Étant donné qu'il n'existe pas de séries temporelles complètes pour tous les sites du NABO, le nombre de sites dans les séries temporelles dans la partie principale du présent rapport est parfois inférieur au nombre total de sites (cf. tab. 1 au point 2.1). Il s'agit d'éviter si possible de fausser les séries temporelles en utilisant des groupes de sites (regroupement par utilisation du sol) qui ne sont pas homogènes à travers le temps. Les représentations des valeurs absolues (annexes 1 à 3) contiennent les données pour l'ensemble des sites.

2.4 Disponibilité des données

Les données présentées dans ce rapport concernant les polluants et les substances étrangères, le carbone organique ainsi que les propriétés stationnelles (p. ex. utilisation des terres, type de sol, climat local) sont disponibles pour chaque site du NABO dans des recueils séparés (Wächter et al., 2023a à 2023e).

Les données sont par ailleurs transmises dans leur intégralité au système national d'information pédologique NABODAT, qui regroupe, harmonise et gère les données sur la qualité des sols en Suisse (www.nabodat.ch). En outre, un jeu de données simplifié est mis à la disposition de LINDAS (*Linked Data Service*, www.lindas.admin.ch).

3 Polluants et substances étrangères

3.1 Aperçu des résultats

Ce chapitre se concentre sur les métaux lourds pour lesquels des séries temporelles sont disponibles pour toute la période des sept cycles de relevés (de 1985 à 2019). Les résultats des analyses relatives aux autres polluants et aux substances étrangères sont disponibles dans des publications distinctes, par exemple l'article de Gubler et al. (2015b) pour les HAP. En raison de divers développements, d'autres polluants suscitent désormais de l'intérêt. Ainsi, des projets sont en cours en collaboration avec le groupe de recherche Chimie analytique environnementale d'Agroscope qui portent sur les résidus de PPh dans les sols (cf. point 3.3.2) et sur les microplastiques et, en collaboration avec la section Sites contaminés de l'OFEV, sur les PFAS (Thalmann et al., 2022).

Le présent chapitre expose et discute à la fois les concentrations de métaux lourds dans la couche supérieure du sol observées dans le cadre du 7^e cycle de relevés et l'évolution temporelle depuis le premier relevé. Les concentrations moyennes des échantillons composés par site et relevé constituent la base du jeu de données référencé (cf point 2.2.3). À partir du 7^e cycle et comme cela a déjà été mentionné ci-dessus (point 2.1, tab. 1), les mesures des concentrations de métaux lourds se limitent aux sites pertinents pour les problématiques actuelles et pour lesquels des hausses de concentration ont été constatées au cours des relevés précédents (cf. Schwab et Gubler, 2016a). Étant donné que pour les métaux lourds considérés ici, l'accent est mis en particulier sur l'influence des pratiques agricoles, et qu'il faut s'attendre à des changements en particulier en cas d'exploitation intensive, le 7^e cycle n'a plus analysé les métaux lourds pour les échantillons de sol récoltés dans les sites forestiers et les sites d'herbages extensifs. Par conséquent, le présent chapitre tient compte, pour le 7^e relevé, uniquement de 55 sites parmi les 114 sites du NABO. Dans les figures représentant des évolutions temporelles, l'idée a été de maintenir le plus possible un nombre constant de sites sur toute la période considérée. C'est pourquoi le 1^{er} cycle (1985 à 1989) n'est pas représenté pour les cultures spéciales (cf. notamment la fig. 5), car le nombre de sites a fortement évolué au cours du 2^e cycle de relevés (1990 à 1994).

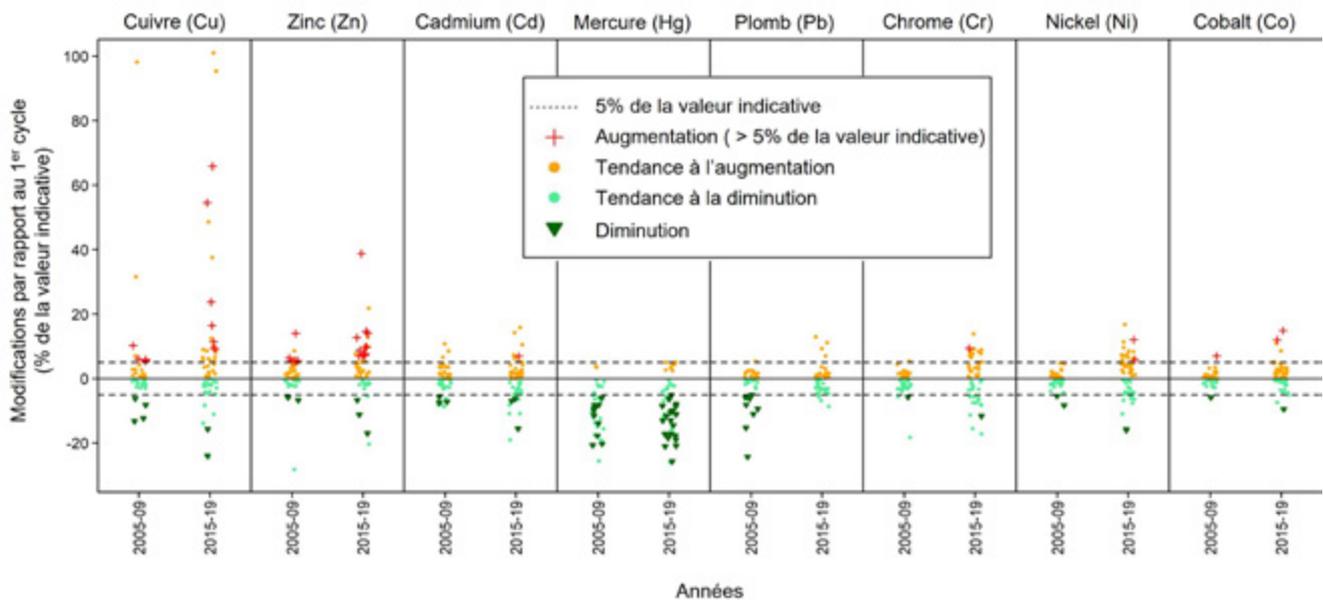
Une comparaison des concentrations de métaux lourds entre le 7^e cycle (2015 à 2019) et le 1^{er} cycle de relevés (1985 à 1989) montre des augmentations de concentration de plus de 5 % de la valeur indicative de l'OSol (1998) sur six sites pour le cuivre (Cu), onze sites pour le zinc (Zn), deux sites pour le nickel (Ni), deux sites pour le cobalt (Co), un site pour le chrome (Cr) et un site pour le cadmium (Cd) (fig. 4). Des baisses de concentration ont été observées dans 24 sites pour le mercure (Hg), dans deux sites pour le cuivre, dans trois sites pour le zinc et pour le cadmium, dans deux sites pour le nickel et dans un site pour le cobalt et le chrome. Ont été considérées comme augmentations ou diminutions (croix rouges pour les augmentations et triangles verts pour les diminutions à la fig. 4) uniquement les cas où l'évolution des concentrations (du 1^{er} au 7^e cycle) présentait une corrélation linéaire significative. Pour le cuivre et le zinc, on a pu observer des hausses des concentrations avant tout dans des sites d'herbages exploités de manière intensive, et pour le cuivre également dans des sites de cultures spéciales (cf. points 3.2.1 et 3.2.2). Pour le zinc, le nombre de sites montrant clairement une augmentation ou une tendance à la hausse pour la concentration (points orange à la fig. 4) pour tous les types d'utilisation des sols est plus élevé que le nombre de sites montrant des évolutions stables ou à la baisse. Pour le cuivre, le rapport est à peu près équilibré. Des comparaisons avec des analyses des flux de substances à l'échelle des parcelles suggèrent que des apports par les engrais de ferme réguliers sur les herbages exploités de manière intensive sont la cause des augmentations, tandis que pour les cultures spéciales les causes sont des PPh cuprifères (en particulier en viticulture) et des engrais de ferme (culture maraîchère), voire les deux (Gross et al., 2021a). Les changements à travers le temps esquissés ici pour les concentrations de cuivre et de zinc dans la couche supérieure du sol sont expliqués plus en détail dans de précédents rapports (Gubler et al., 2015a, 2022).

Pour le mercure et le plomb, aucune augmentation supérieure à 5 % de la valeur indicative (comparaison entre le 1^{er} et le 7^e cycle) n'a été observée : la plupart des sites montrent des concentrations à la baisse ou stables (fig. 4). Pour le cadmium, une augmentation significative de plus de 5 % de la valeur indicative a été constatée dans un site (comparaison entre le 1^{er} cycle et le 7^e cycle, fig. 4). Toujours pour le cadmium,

deux sites de grandes cultures et un site de cultures maraîchères montraient des tendances à la hausse de plus de 5 % de la valeur indicative (points orange à la fig. 4), mais les évolutions étaient variables dans le temps et non significatives pour ces sites. Le renforcement des prescriptions en matière de protection de l'air des années 1990 a entraîné une diminution des dépôts atmosphériques dans les sols (cf. points 3.2.3 à 3.2.5) et a joué un rôle important dans la diminution ou la stabilisation des concentrations de mercure, de plomb et de cadmium dans la couche supérieure du sol. Durant cette période, le Réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL) a observé des diminutions considérables du plomb et du cadmium dans les poussières fines (OFEV, EMPA, 2016). Associé à des processus de migration comme la bioturbation et au comportement physico-chimique de ces polluants dans le sol dans différents sites, le recul des apports a engendré une diminution des concentrations dans la couche supérieure du sol (Gubler et al., 2015a). Concernant les concentrations

des métaux lourds que sont le nickel, le chrome et le cobalt, pour lesquels l'influence sur les sites du NABO est avant tout géogène, comme attendu, seuls des changements isolés de +/- 5 % de la valeur indicative ont été observés depuis le 1^{er} cycle (fig. 4 et point 3.2.6). La plupart des sites avec des augmentations de + 5 % de la valeur indicative depuis le 1^{er} cycle présentaient une variabilité relativement élevée entre les différents relevés. Pour plusieurs métaux lourds, une plus grande variabilité des valeurs de concentrations centrées a été constatée au 7^e cycle par rapport aux relevés précédents. En d'autres termes, les différences entre les concentrations mesurées et la médiane des concentrations des sites concernés montrent une plus grande amplitude de variation. Cela pourrait s'expliquer par l'adaptation de la méthode de référencement au 7^e cycle (cf. point 2.2.3), qui s'écarte de la méthode des autres relevés. Pour le 8^e cycle, il est prévu de revenir au référencement habituel (dans chaque cas, quatre échantillons composés du relevé précédent comme référence, cf. point 2.2.3).

Fig. 4 : Évolution des concentrations de métaux lourds dans la couche supérieure du sol entre le 1^{er} cycle (1985 à 1989) et respectivement le 5^e cycle (2005 à 2009) et le 7^e cycle (2015 à 2019), les concentrations étant exprimées comme pourcentages de la valeur indicative correspondante fixée dans l'OSol (1998) et, pour le cuivre, dans l'Osol (1986).



Pour conclure, voici ce qu'on peut déduire pour les métaux lourds :

- les résultats du 7^e cycle et de relevés précédents reflètent la diminution des teneurs en plomb et en cuivre mesurée dans les dépôts atmosphériques (Gubler et al., 2015a ; OFEV, EMPA, 2016) ;
- si les engrais minéraux phosphorés restent une voie de pénétration majeure du cadmium dans les sites de grandes cultures à fumure minérale (Gross et al., 2021a), ils présentaient dans ce cycle et dans les relevés précédents des tendances à l'augmentation des concentrations (non significatives) dans la couche supérieure du sol uniquement dans certains sites du NABO ;
- des relevés antérieurs avaient déjà montré, pour le cuivre et pour le zinc, des augmentations des concentrations dans la couche supérieure du sol dans les sites d'herbages exploités de manière intensive et dans quelques sites de grandes cultures, ces augmentations étant dues à l'application régulière de grandes quantités d'engrais de ferme ; ce type d'augmentation des concentrations a également été observé au cours du cycle actuel.

3.2 Valeurs du 7^e cycle de relevés et évolution temporelle

3.2.1 Cuivre (Cu)

Pour le 7^e cycle de relevés, la médiane des concentrations de cuivre dans les sites agricoles s'élève à 23,2 mg Cu/kg⁻¹ MS (tab. 4). La médiane est la plus basse pour les sites d'herbages exploités de manière extensive. En comparaison, les teneurs moyennes sont plus élevées d'environ 160 % dans les sites d'herbages exploités de manière intensive et de 480 % dans les cultures spéciales. Dans les herbages intensifs et les grandes cultures, le percentile 90 % correspond à la valeur indicative de 40 mg/kg⁻¹ MS (OSol, 1998) ; dans les cultures spéciales (viticulture avant tout), il dépasse largement cette valeur (maximum : 390,9 mg/kg⁻¹ MS). Les concentrations de cuivre dans les sites de cultures spéciales et dans les herbages intensifs ont augmenté au fil du temps (fig. 5). Dans les cultures

spéciales, les augmentations au cours des 6^e et 7^e cycles étaient plus marquées que durant les cycles précédents. Dans les herbages peu intensifs ainsi que dans les grandes cultures, aucun changement général n'a pu être constaté, mais les concentrations ont légèrement augmenté dans certains sites de grandes cultures (fig. 5, fig. A1 à l'ann. 1).

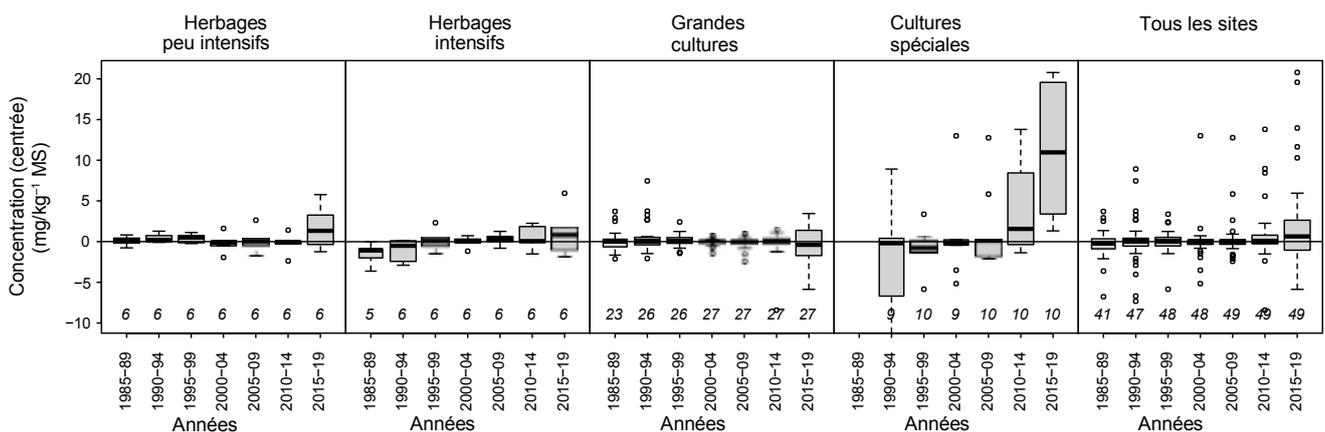
Dans les cultures spéciales (viticulture avant tout), les dépassements des valeurs de référence de l'OSol sont dus à l'application de PPh cuprifères (Gross et al., 2021a). La hausse des concentrations était plus marquée lors du 7^e cycle que du 6^e cycle, en particulier dans deux sites de viticulture (+ 64,3 mg/kg⁻¹ MS et + 15,2 mg/kg⁻¹ MS). Les concentrations ont connu plusieurs changements très marqués au fil du temps dans le premier site de viticulture (fig. A1 à l'ann. exe 1), ce qu'on peut probablement expliquer par la plantation de nouvelles vignes et les mouvements de terrain qui en découlent. L'augmentation des concentrations de cuivre

Tab. 4 : Concentrations de cuivre (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol pour les sites agricoles durant le 7^e cycle
Valeur indicative de l'OSol : 40 mg/kg⁻¹ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	9,4	9,9	9,9	9,5	24,4	9,4
Percentile 10 %	9,6	10,5	13,8	15,2	29,7	10,7
Médiane	10,4	15,0	27,1	20,5	60,0	23,2
Valeur moyenne	12,7	21,1	26,9	24,6	134,8	43,7
Percentile 90 %	16,7	36,0	39,8	39,6	377,7	53,0
Maximum	18,2	41,6	46,3	51,1	390,9	390,9

Fig. 5 : Évolution temporelle des concentrations de cuivre dans la couche supérieure du sol pour les sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



observée dans les sites d'herbages intensifs peut s'expliquer par les apports réguliers par les engrais de ferme, qui contiennent, outre des substances nutritives, des éléments traces comme le cuivre ou le zinc (Gross et al., 2021a).

3.2.2 Zinc (Zn)

Pour le 7^e cycle de relevés, la médiane des concentrations de zinc dans les sites agricoles s'élève à 64,1 mg Zn/kg⁻¹ MS (tab. 5). Pour les différents sites, les concentrations sont comprises entre 34,9 et 137,8 mg Zn/kg⁻¹ MS. La valeur indicative de 150 mg Zn/kg⁻¹ MS (OSol, 1998) est donc respectée dans tous les sites. Les valeurs les plus élevées sont celles des sites d'herbages intensifs, où la médiane des concentrations s'élève à 96,7 mg Zn/kg⁻¹ MS (env. 65 % de la valeur indicative) et le percentile 90 % à 121,2 mg Zn/kg⁻¹ MS (80 % de la valeur indicative). Dans les herbages intensifs, on

constate une augmentation des concentrations de zinc au fil du temps – cette hausse étant encore plus marquée que pour le cuivre –, tandis qu'aucun changement n'a pu être mesuré dans les sites d'herbages peu intensifs (fig. 6). Contrairement à ce qui a pu être observé pour le cuivre, on constate que les concentrations de zinc augmentent légèrement au fil du temps également dans les sites de grandes cultures. Dans les cultures spéciales, on note une forte hausse des concentrations de zinc pour les 6^e et 7^e cycles, alors qu'auparavant on constatait tout au plus une légère tendance à la hausse.

Comme pour le cuivre, l'augmentation des concentrations de zinc dans les sites d'herbages intensifs s'explique par des apports réguliers d'engrais de ferme (Gross et al., 2021a). La grande amplitude de variation pour les herbages intensifs observée au cours du 7^e cycle s'explique principalement par le fait qu'un des

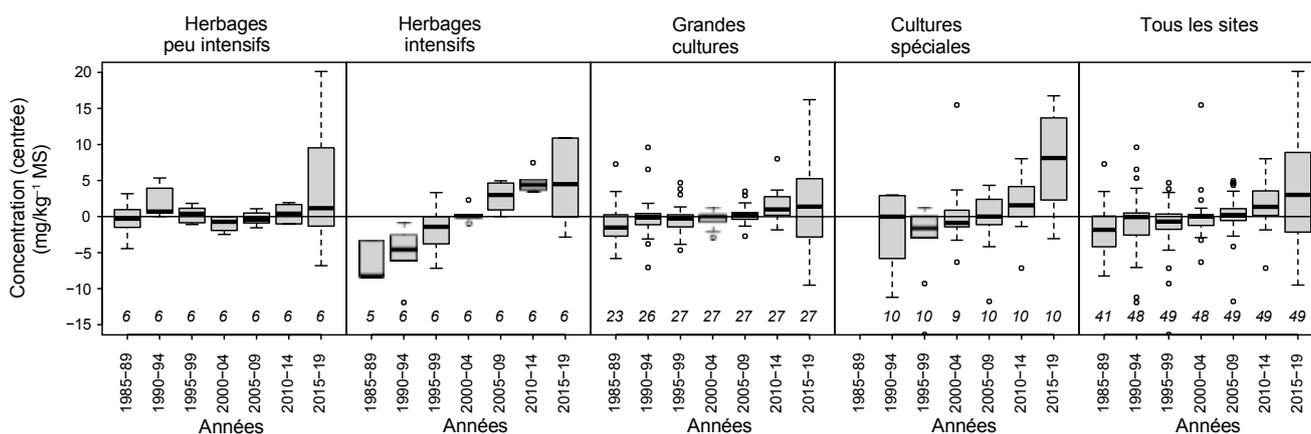
Tab. 5 : Concentrations de zinc (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle

Valeur indicative de l'OSol : 150 mg/kg⁻¹ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	62,0	53,3	55,3	34,9	59,3	34,9
Percentile 10 %	64,2	56,5	58,0	41,7	61,8	47,5
Médiane	73,0	72,9	96,7	52,7	78,2	64,1
Valeur moyenne	69,7	79,1	92,0	59,1	83,2	70,9
Percentile 90 %	73,9	116,8	121,2	80,1	99,8	104,6
Maximum	74,1	121,7	136,0	109,6	137,8	137,8

Fig. 6 : Évolution temporelle des concentrations de zinc dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



sites présente une forte augmentation par comparaison avec les relevés précédents (cf. fig. A2 à l'annexe 1). Il faudra attendre les prochains relevés pour savoir si cette augmentation se poursuit dans ce site ou s'il s'agissait d'une valeur aberrante. La hausse des concentrations de zinc dans les sites de cultures spéciales observée au cours des 6^e et 7^e cycles est similaire à celle des concentrations de cuivre. Fondés sur les informations relatives à l'exploitation (Gross et al., 2021a), les résultats des analyses des flux de substances suggèrent que l'augmentation du zinc dans un des sites maraîchers est due à des apports d'engrais de ferme et dans un des sites viticoles à l'application de PPh (cf. aussi la fig. A2 à l'ann. 1).

3.2.3 Cadmium (Cd)

Pour le 7^e cycle de relevés, les concentrations de cadmium dans les sites agricoles sont comprises entre 0,13 et 1,01 mg

Cd/kg⁻¹ MS, et la médiane s'élève à 0,24 mg Cd/kg⁻¹ MS (tab. 6). La valeur indicative de 0,8 mg Cd/kg⁻¹ MS (OSol, 1998) est dépassée dans un des sites maraîchers (1,01 mg Cd/kg⁻¹ MS). Aucune différence majeure n'a été observée entre les différents types d'utilisation du sol (médiane comprise entre 0,22 et 0,33 mg Cd/kg⁻¹ MS). On mentionnera ici que certains sites qui dépassaient les valeurs de référence de l'OSol pour les concentrations de cadmium dans les relevés précédents (p. ex. Gubler et al., 2015a) n'ont pas fait l'objet de mesures en raison de la stratégie d'échantillonnage actuelle appliquée au 7^e cycle (Schwab et Gubler, 2016a). Dans tous les sites concernés (deux sites d'herbages extensifs et un site de grandes cultures), l'explication la plus plausible pour les dépassements des valeurs de référence antérieurs est la hausse des concentrations de cadmium dans les résidus d'altération de la roche-mère calcaire (Gubler et al., 2015a ; Wächter et al., 2023a, 2023b).

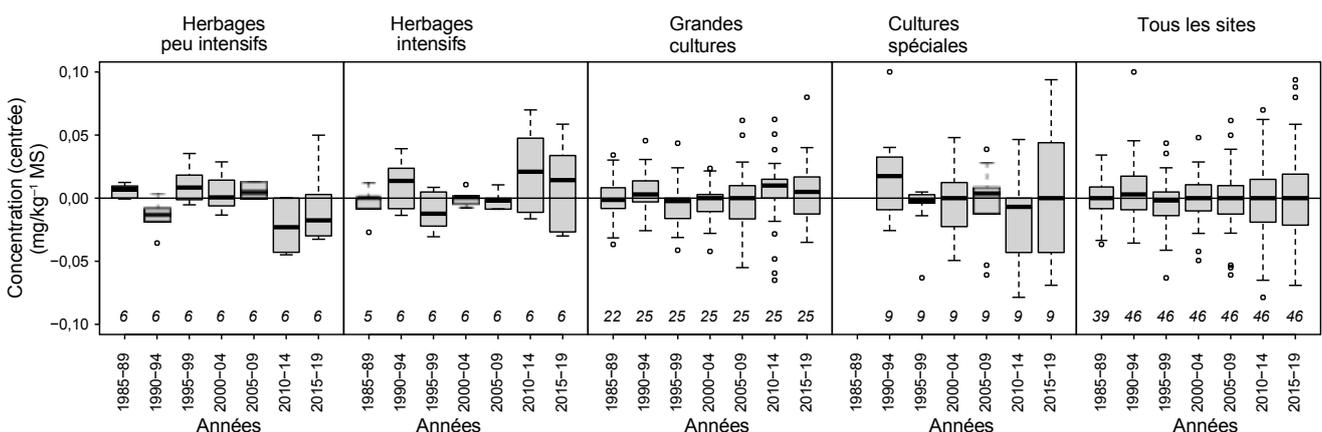
Tab. 6 : Concentrations de cadmium (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle

Valeur indicative de l'OSol : 0,8 mg/kg⁻¹ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	25	10	53
Minimum	0,21	0,17	0,19	0,13	0,19	0,13
Percentile 10 %	0,21	0,20	0,20	0,17	0,21	0,18
Médiane	0,23	0,27	0,33	0,22	0,29	0,24
Valeur moyenne	0,23	0,31	0,32	0,26	0,40	0,30
Percentile 90 %	0,24	0,45	0,44	0,38	0,79	0,44
Maximum	0,24	0,53	0,52	0,44	1,01	1,01

Fig. 7 : Évolution temporelle des concentrations de cadmium dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



L'évolution des concentrations de cadmium dans le temps ne présente pas de tendance orientée visible (fig. 7).

Les concentrations de cadmium mesurées ne présentent pas de tendance orientée selon le type d'utilisation agricole du sol. En d'autres termes, dans la majorité des sites, on n'observe généralement aucune accumulation ni aucun appauvrissement pour le cadmium. Les analyses des flux de substances pour la même période d'observation suggèrent une accumulation uniquement dans certains sites où de grandes quantités d'engrais minéraux phosphorés ont été employées (Gross et al., 2021a). Par rapport à la limite de détection (0,025 mg Cd/kg⁻¹ MS) et à la valeur indicative (0,8 mg Cd/kg⁻¹ MS), on peut dire que les déviations temporelles visibles vers le bas (herbages peu intensifs) et vers le haut (herbages intensifs) durant le 6^e cycle (2010 à 2014) et le

7^e cycle (2015 à 2019), qui évoluent dans une plage inférieure à 0,05 mg Cd/kg⁻¹ MS, sont très faibles et ne montrent aucune tendance orientée.

3.2.4 Mercure (Hg)

Pour le 7^e cycle de relevés, la médiane des concentrations de mercure dans les sites agricoles s'élève à 0,05 mg Hg/kg⁻¹ MS (tab. 7). Les concentrations sont comprises entre 0,00 et 0,12 mg Hg/kg⁻¹ MS et sont donc, dans tous les sites, largement inférieures à la valeur indicative de 0,5 mg Hg/kg⁻¹ MS (OSol, 1998). La médiane par type d'utilisation du sol se situe entre 0,05 mg Hg/kg⁻¹ MS pour les sites d'herbages peu intensifs et 0,08 mg Hg/kg⁻¹ MS pour les sites d'herbages intensifs. Les concentrations de mercure ont considérablement diminué durant les années 1990 dans tous les sites (fig. 8). Depuis lors, les concentrations n'ont que peu évolué.

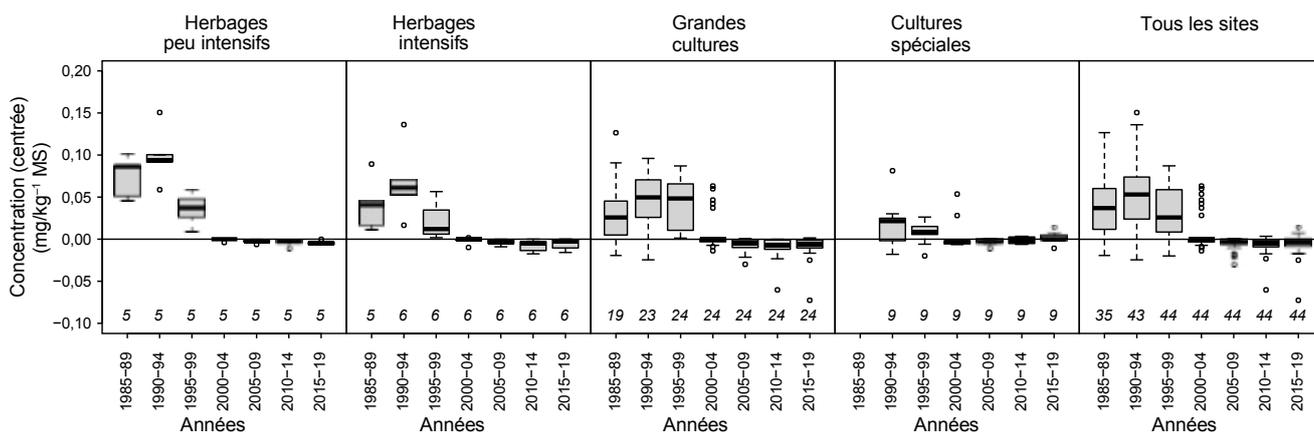
Tab. 7 : Concentrations de mercure (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle

Valeur indicative de l'OSol : 0,5 mg/kg⁻¹ MS ; a. d. = aucune donnée.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	a. d.	5	6	25	9	45
Minimum	a. d.	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00
Percentile 10 %	a. d.	0,05	0,04	0,01	0,01	0,01
Médiane	a. d.	0,05	0,08	0,06	0,05	0,05
Valeur moyenne	a. d.	0,05	0,07	0,05	0,05	0,06
Percentile 90 %	a. d.	0,06	0,09	0,09	0,10	0,09
Maximum	a. d.	0,07	0,09	0,11	0,12	0,12

Fig. 8 : Évolution temporelle des concentrations de mercure dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



La nette diminution des concentrations de mercure dans la couche supérieure du sol depuis le milieu des années 1980 est probablement une conséquence du renforcement des prescriptions en matière de protection de l'air ainsi que des processus de migration dans les horizons plus profonds des sols (OFEV et Empa, 2016 ; Gubler et al., 2015a). On peut supposer que le recul des dépôts atmosphériques secs et les processus de migration du mercure (p. ex. par bioturbation) ont conjointement conduit à la diminution observée des concentrations (Gubler et al., 2015a).

3.2.5 Plomb (Pb)

Pour le 7^e cycle de relevés, la médiane des concentrations de plomb dans les sites agricoles s'élevé à 23,6 mg Pb/kg⁻¹ MS, la gamme des concentrations mesurées comprenant des valeurs entre 12,2 et 48,8 mg Pb/kg⁻¹ MS (tab. 8). Cela signifie que

la valeur indicative de 50 mg Pb/kg⁻¹ MS (OSol, 1998) n'est dépassée dans aucun des sites agricoles. Dans les deux parcs urbains, la valeur indicative de l'OSol est largement dépassée depuis le début des mesures (77,0 et 121 mg Pb/kg⁻¹ MS durant le 7^e cycle). L'évolution des concentrations pour ces sites n'est pas abordée dans le présent rapport, mais elle est discutée dans Wächter et al. (2023c). Les concentrations de plomb ne diffèrent presque pas selon l'utilisation du sol. Comme pour les concentrations de mercure, les concentrations de plomb ont diminué dans tous les sites agricoles à partir du milieu des années 1990 jusqu'au milieu des années 2000 (fig. 9).

Les dépôts atmosphériques représentent la source principale d'apports dans le sol, que ce soit pour le plomb ou pour le mercure (Keller et al. 2005). Comme pour le mercure, les baisses de concentration de plomb dans la couche supérieure

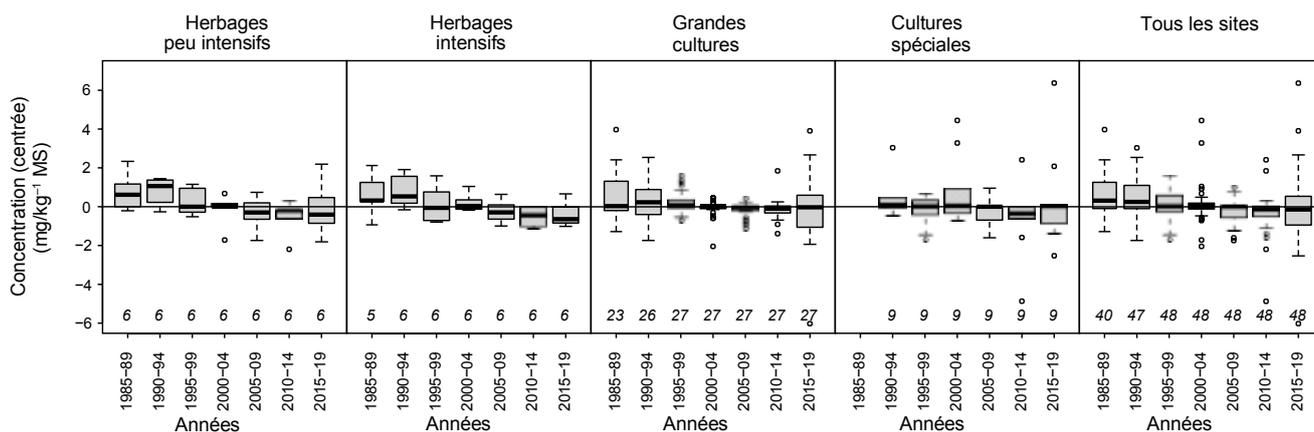
Tab. 8 : Concentrations de plomb (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle

Valeur indicative de l'OSol : 50 mg/kg⁻¹ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	29,4	15,9	13,5	12,2	18,7	12,2
Percentile 10 %	29,5	17,8	16,2	15,7	18,9	17,0
Médiane	30,0	25,4	21,1	22,0	24,0	23,6
Valeur moyenne	29,9	25,4	26,1	22,5	25,3	24,3
Percentile 90 %	30,4	35,6	41,0	29,4	33,6	33,2
Maximum	30,4	36,0	48,8	45,0	37,0	48,8

Fig. 9 : Évolution temporelle des concentrations de plomb dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



du sol durant les années 1990 s'expliquent principalement par les mesures de protection de l'air (cf. point 3.2.4). S'agissant des parcs urbains dans lesquels les valeurs de référence de l'OSol sont dépassées, on peut supposer que les sources d'immission locales telles que la circulation routière jouent aussi un rôle important (Gubler et al., 2015a).

3.2.6 Chrome (Cr), nickel (Ni) et cobalt (Co)

Dans les sites du NABO, les concentrations de chrome, de nickel et de cobalt dans le sol sont influencées principalement par l'environnement géologique du site concerné. De précédents rapports du NABO n'avaient pas montré de changements majeurs au fil du temps (Gubler et al., 2015a ; Meuli et al., 2014). C'est pourquoi ces trois métaux lourds sont traités ensemble de façon brève au présent point. Étant donné que jusqu'alors, des changements significatifs pour ces métaux lourds ont été observés à quelques sites

du NABO seulement au cours du temps (cf. fig. 4), aucune analyse des flux de substances n'a été réalisée qui servirait de base pour fournir des indications détaillées sur les apports et les exports. Pour le 7^e cycle de relevés, les médianes des concentrations dans les sites agricoles pour ces trois métaux lourds s'élevaient respectivement à 27,7 mg Cr/kg⁻¹ MS, 25,6 mg Ni/kg⁻¹ MS et 6,4 mg Co/kg⁻¹ MS (tab. 9, tab. 10 et tab. 11). Ainsi, les concentrations étaient dans la plupart des sites inférieures à la valeur indicative correspondante de l'OSol (1998). Faisaient exception un site de grandes cultures et deux sites de cultures spéciales pour le cuivre ; trois sites de grandes cultures et deux sites de cultures spéciales pour le nickel (ces deux métaux lourds ont une valeur indicative de 50 mg/kg⁻¹ MS dans l'OSol). Au cours de la période depuis le 1^{er} cycle de relevés, seuls des changements de moindre importance et non orientés ont été observés pour les différentes concentrations dans le sol.

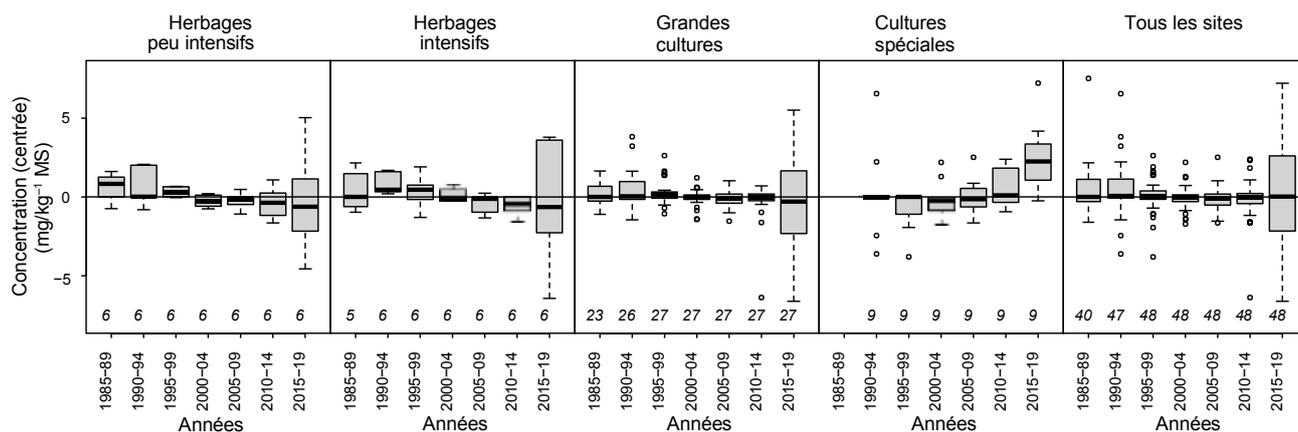
Tab. 9 : Concentrations de chrome (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle

Valeur indicative de l'OSol : 50 mg/kg⁻¹ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	17,5	13,0	13,5	17,6	15,1	13
Percentile 10 %	18,0	16,7	21,8	19,9	16,5	17,6
Médiane	19,8	26,3	36,7	24,6	29,0	27,7
Valeur moyenne	20,9	28,0	35,0	28,4	33,1	29,5
Percentile 90 %	24,3	34,2	46,6	37,5	57,7	45,9
Maximum	25,5	46,7	49,0	61,5	66,3	66,3

Fig. 10 : Évolution temporelle des concentrations de chrome dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.

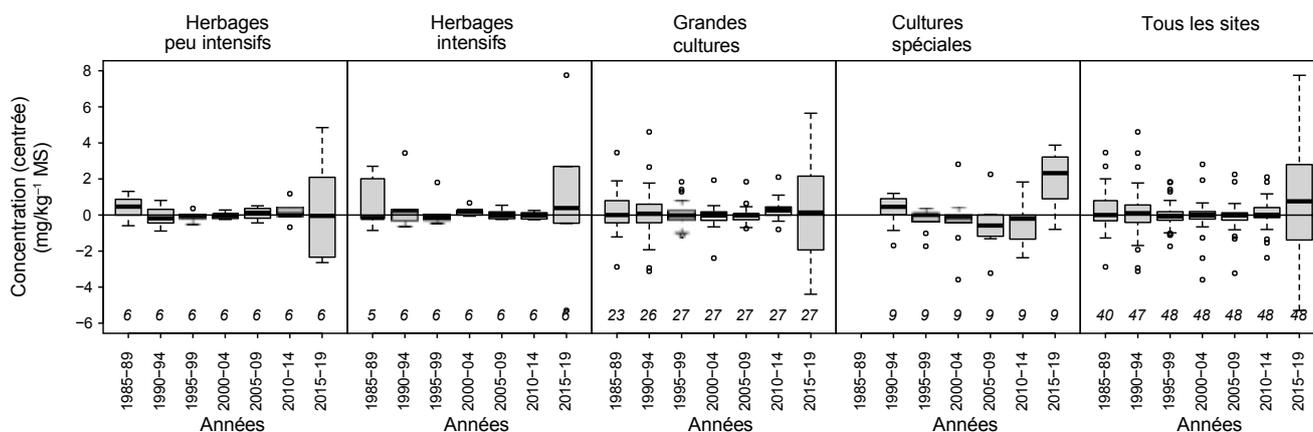


Tab. 10 : Concentrations de nickel (mg/kg^{-1} MS) dans la couche supérieure du sol pour les sites agricoles durant le 7^e cycle
valeur indicative de l'OSol : $50 \text{ mg}/\text{kg}^{-1}$ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	9,5	9,7	6,5	14,3	14,2	6,5
Percentile 10 %	10,4	11,5	16,5	16,9	17,3	14,2
Médiane	14,0	19,2	34,6	25,6	28,2	25,6
Valeur moyenne	14,7	21,3	32,9	30,2	32,4	28,5
Percentile 90 %	19,2	33,2	47,7	49,2	60,4	47,9
Maximum	20,4	43,9	48,6	78,7	69,3	78,7

Fig. 11 : Évolution temporelle des concentrations de nickel dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



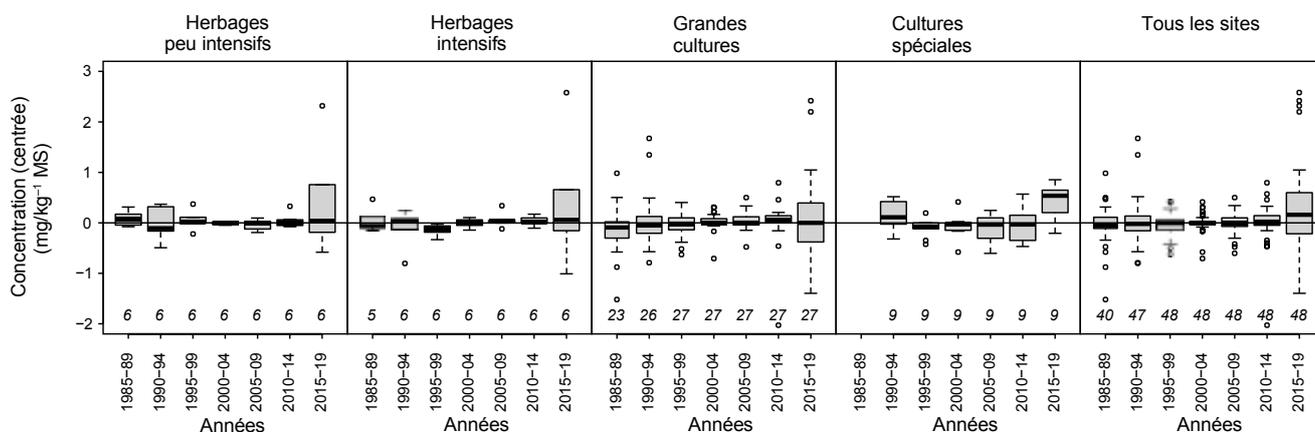
Tab. 11 : Concentrations de cobalt (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle

Valeur indicative de l'Osol [1986] : 50 mg/kg⁻¹ MS.

	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	5,2	3,0	1,8	4,3	3,5	1,8
Percentile 10 %	5,6	4,2	3,7	4,9	5,4	4,6
Médiane	7,5	5,4	6,5	6,5	6,8	6,4
Valeur moyenne	7,0	7,9	7,1	7,9	7,7	7,7
Percentile 90 %	8,2	12,2	11,0	12,3	11,3	12,0
Maximum	8,3	22,5	13,6	24,8	12,0	24,8

Fig. 12 : Évolution temporelle des concentrations de cobalt dans la couche supérieure du sol des sites agricoles

Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



3.3 Recherches actuelles dans le cadre du NABO

3.3.1 Atlas géochimique des sols de Suisse¹

Les éléments traces tels que le sélénium (Se), le cuivre et le zinc sont essentiels au fonctionnement du corps humain. Cependant, lorsque les concentrations sont élevées, ces éléments peuvent également avoir des effets néfastes. D'autres éléments traces tels l'arsenic (As), le cadmium et le mercure sont toxiques même en petites quantités. L'être humain absorbe une grande partie de ces éléments via l'alimentation, sachant que les éléments traces présents dans les alimentations humaine et animale proviennent principalement des sols. Le degré d'accumulation d'éléments traces dans les

végétaux dépend de la biodisponibilité de ceux-ci et de leur concentration initiale dans le sol.

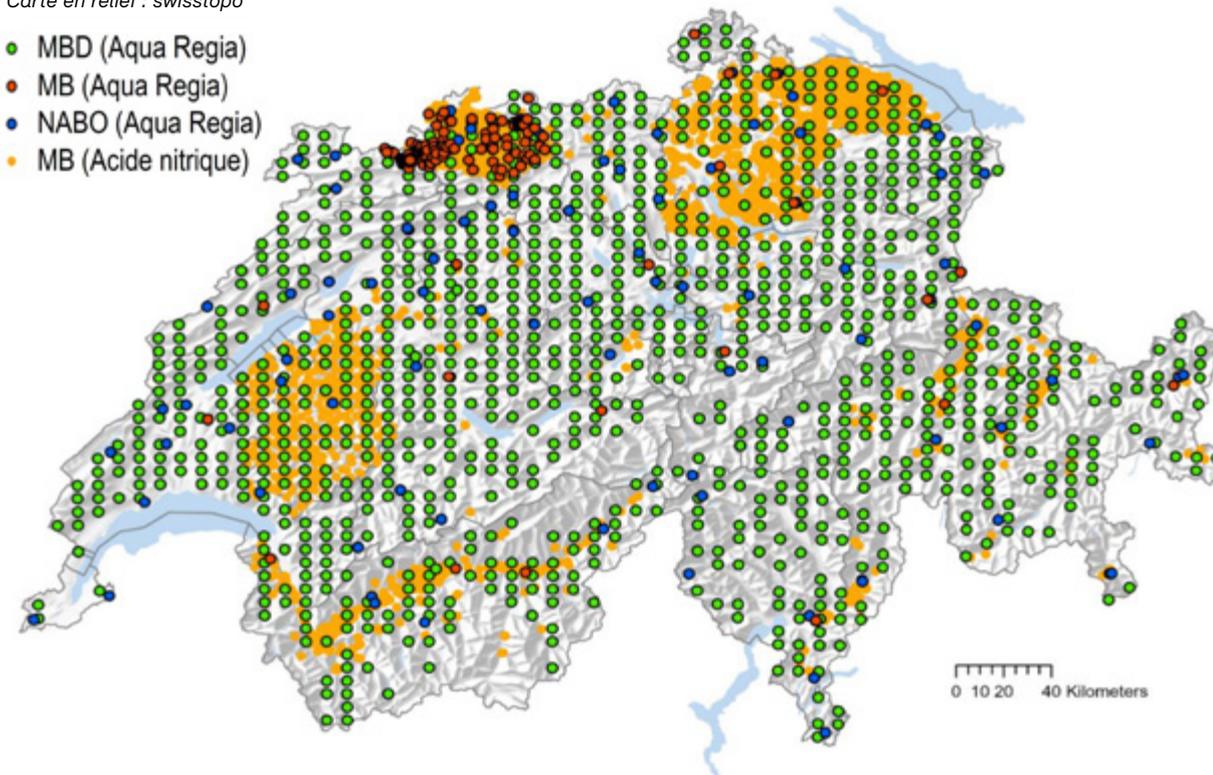
L'objectif du projet conjoint d'Agroscope, de l'EPF Zürich et de l'Eawag est d'établir un atlas de la géochimie des sols de Suisse qui recense l'état des concentrations des éléments dans la couche supérieure du sol en Suisse et représente leur répartition spatiale. L'atlas de la géochimie des sols constituera une base pour identifier des régions qui, en raison des teneurs quasi naturelles en éléments traces, peuvent représenter une nuisance pour l'être humain, la faune et la flore ou présenter des déficits (en micronutriments). Une collaboration entre le groupe de travail Valeur d'intervention et évaluation des risques (AGIR) et le mandataire a débouché sur une liste comprenant une vingtaine d'éléments qui sont évalués et présentés en détail dans l'atlas. Il s'agit des éléments suivants : arsenic, calcium, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, fer, mercure, magnésium, manganèse, molybdène, sodium, nickel, plomb, soufre, antimoine, titan, uranium, vanadium et

¹ Les auteurs suivants ont contribué à cette partie : Jolanda E. Reusser (a,b), Maja B. Siegenthaler (a,c), Lenny H.E. Winkel (b,c), Ruben Kretzschmar, Daniel Wächtera, Reto G. Meuli (a) | a NABO ; b Institut für Biogeochemie und Schadstoffdynamik, ETH Zürich ; c Département Ressources aquatiques et eau potable, Eawag).

Fig. 13 : Répartition des échantillons prélevés dans le cadre du Monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD, en vert) et du monitoring du NABO (NABO, en bleu), et répartition des sites compilée par Stanisc et al., 2021 (MB)

En rouge sont représentés les sites MB pour lesquels les teneurs ont été obtenues par résolution à l'eau régale, en orange les sites MB pour lesquels les valeurs ont été extraites avec une solution de 2 mol/l à l'acide nitrique (conformément à l'OSol).

Carte en relief : swisstopo



zinc. Par ailleurs, il est prévu d'intégrer les propriétés pédologiques suivantes à l'atlas : pH, carbone total, azote total, carbone organique, texture de la terre fine, teneur en carbonates de calcium et teneur en humus. Trois jeux de données dont les sites sont représentés à la figure 13 constituent les données fondamentales de l'atlas de la géochimie des sols.

Pour les trois jeux de données, les échantillons sont des échantillons issus de la couche supérieure du sol (dans les vingt premiers centimètres du sol) qui ont été séchés, puis passés dans un tamis (< 2 mm). Les échantillons de sol du MDB et du jeu de données du NABO ont été soumis à une extraction par eau régale (*Aqua Regia*). Le jeu de données MB de l'Université de Berne (Stanisic et al., 2021) contient des valeurs obtenues par résolution à l'eau régale, mais aussi des valeurs extraites avec une solution de 2 mol/l à l'acide nitrique (conformément à l'OSol, 1998). Pour le cobalt, le cadmium, le cuivre et le plomb, ces dernières concentrations ont pu être converties de sorte à pouvoir être comparées aux valeurs obtenues par résolution à l'eau régale.

L'atlas de la géochimie des sols représentera, pour chaque élément analysé, la répartition des données des concentrations mesurées ainsi que leur répartition dans l'espace. La répartition géographique des concentrations des éléments est représentée sur des cartes moyennant une interpolation spatiale (krigeage). L'atlas géochimique des sols de Suisse est publié et peut être téléchargé sur le site de l'OFEV².

3.3.2 Monitoring des résidus de produits phytosanitaires³

En 2017, le Conseil fédéral a adopté un Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires (PA PPh). Par la mise en œuvre de ce plan, le gouvernement entend diviser par deux les risques actuels que représentent les PPh et rendre leur application plus durable. Pour atteindre ces objectifs, le PA PPh définit diverses mesures, notamment la mesure 6.3.3.7, intitulée « Développement d'un monitoring des résidus de PPh dans le sol ». Des indicateurs sur les effets des résidus de PPh sur la fertilité du sol sont développés d'ici à 2027. Dans un premier temps, une méthode d'analyse chimique a été élaborée qui permet de mesurer environ 150 substances actives simultanément. Une des prochaines étapes intermédiaires consiste à mettre

en place un monitoring de routine des résidus de PPh dans le sol d'ici à fin 2027.

Le réseau de mesure du NABO est complété de manière ciblée dans le cadre de ce projet. Les ajouts concernent en particulier les cultures spéciales intensives (cultures fruitières, viticulture et cultures maraîchères) et les grandes cultures. Depuis 2019, un échantillonnage ponctuel a lieu pendant la période hivernale sur ces sites, dont la plupart ont été nouvellement sélectionnés. Les échantillons sont actuellement analysés pour quelque 150 substances actives et leurs produits d'altération. Les mesures de concentration des résidus de PPh sont prises en compte pour déduire des valeurs de référence basées sur les risques dans les sols agricoles du centre d'écotoxicologie appliquée de la Suisse (Centre Ecotox), partenaire de projet.

Différents travaux sont en cours pour intégrer le monitoring de routine des résidus de PPh envisagé au monitoring du NABO à partir de fin 2027. Comme les effets chroniques des résidus de PPh sur la fertilité du sol se trouvent au cœur du projet, ce dernier se concentre sur l'exposition prolongée aux résidus de PPh présents dans le sol. L'hypothèse de travail d'origine, qui prévoyait un recul hivernal pour les concentrations des résidus de PPh dans le sol, n'a cependant pas pu être validée au moyen des échantillons prélevés mensuellement sur trois sites pendant deux ans. Malgré ce résultat, il a été décidé de poursuivre le prélèvement des échantillons en hiver, période pendant laquelle l'exploitation n'apporte aucun produit phytosanitaire dans les sols et le prélèvement peut être mieux réalisé du fait de la diminution des activités agricoles. Par ailleurs, on a observé, dans les cultures pérennes, de plus fortes concentrations de PPh dans les cinq premiers centimètres du sol par rapport aux quinze centimètres suivants (de 5 à 20 cm de profondeur). Dans les sites de grandes cultures, aucune diminution des concentrations selon la profondeur n'a été constatée, en raison du brassage régulier dû au labourage.

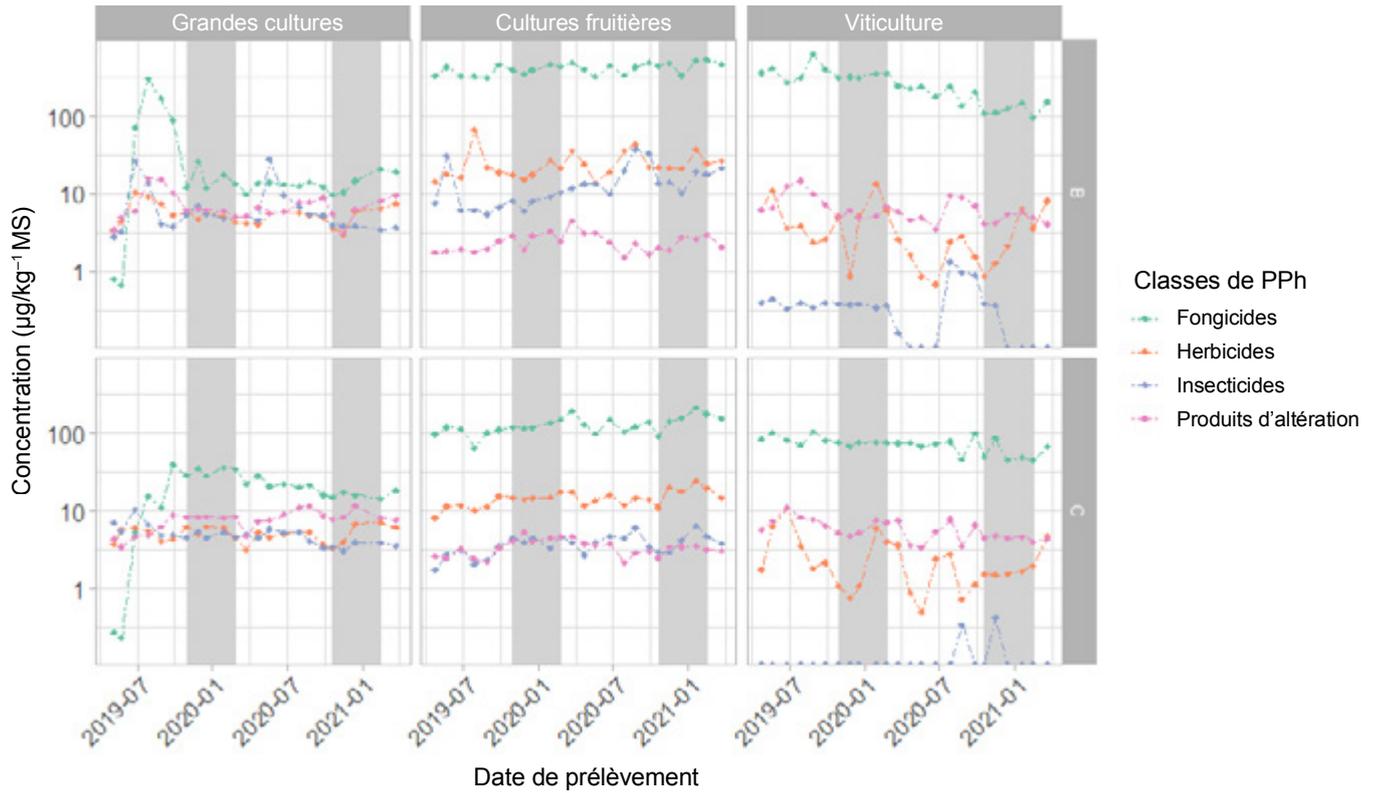
De premiers résultats suggèrent que davantage de résidus de PPh ont été mesurés dans les cultures spéciales (cultures fruitières et viticulture) que dans les grandes cultures. Cela concerne en particulier les fongicides, comme le révèle la figure 14 de manière exemplaire pour trois sites. Il existe probablement un lien avec le fait que les cultures spéciales emploient plus fréquemment des PPh que les grandes cultures. Ces résultats seront comparés au reste du fichier de données et discutés.

² www.bafu.admin.ch > Thème Sols > Informations pour spécialistes > Atlas géochimique des sols de Suisse

³ Les auteurs suivants ont contribué à cette partie : Vanessa Reininger et Reto Giulio Meuli (NABO).

Fig. 14 : Concentrations mesurées mensuellement par classe de PPh en μg par kg de matière sèche sur une période de deux ans

Les valeurs de concentration sont additionnées pour chaque prélèvement, classe de PPh, type d'utilisation des sols (un site pour chacune des trois catégories grandes cultures, cultures fruitières et viticulture) et profondeur de prélèvement (B = 0 à 5 cm de profondeur et C = 5 à 20 cm de profondeur ; A = 0 à 20 cm de profondeur, non représenté). Les colonnes grisées représentent les mois d'hiver, soit de novembre à février.



4 Carbone organique

4.1 Aperçu des résultats

La teneur en carbone organique (COT, carbone organique total) dans le sol est importante à de nombreux égards. C'est pourquoi elle se trouve aujourd'hui au cœur de la recherche agricole et environnementale (Guillaume et al., 2022 ; Johannes et al., 2017 ; Lorenz et Lal, 2016). Le carbone organique contenu dans la matière organique exerce une influence majeure sur les fonctions centrales du sol telles que la disponibilité de nutriments, la teneur en eau et la formation de structures stables dans le sol (Wiesmeier et al., 2019). Les microorganismes du sol se nourrissent de matière organique et, ce faisant, libèrent des nutriments essentiels pour les végétaux. La structure du sol est stabilisée grâce à la formation de complexes organo-minéraux, ce qui a également des répercussions positives sur la teneur en eau du sol. Ainsi, le carbone organique favorise non seulement la fertilité des sols agricoles, mais également leur fonction de régulation, par exemple en protégeant contre les crues et les glissements de terrain (OFEV, 2017). En tant que principal puits de carbone terrestre, le sol joue également un rôle majeur dans le cycle du carbone au niveau mondial. Avec ses quelque 1550 Gt de carbone stockés, le sol contient à l'échelle du globe davantage de carbone que la phytomasse aérienne (600 Gt de carbone) et l'atmosphère (780 Gt de carbone) réunies (Lal, 2008). Des échanges ont lieu entre la matière organique du sol et l'atmosphère. Via la photosynthèse en particulier, le carbone atmosphérique parvient dans le sol sous forme de résidus végétaux et animaux. À la suite de la décomposition de la matière organique par les microorganismes, le carbone peut retourner dans l'atmosphère sous forme des gaz à effet de serre que sont le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄). Ces processus de transformation sont influencés par les conditions environnementales, par exemple la température ou l'humidité du sol, autant de facteurs pour lesquels des changements mondiaux et régionaux se sont déjà produits ou sont attendus du fait des changements climatiques. En raison des grandes quantités de carbone emmagasinées dans le sol, même des changements de faible ampleur pourraient avoir des répercussions considérables sur la concentration de CO₂ dans l'atmosphère.

Le fonctionnement des sols comme sources ou comme puits de carbone revêt une importance de premier plan en matière de réchauffement climatique (Bahn et al., 2008 ; Guillaume et al., 2022 ; Knotters et al., 2022 ; Raich et Schlesinger, 1992).

Le présent chapitre présente les concentrations de COT dans les vingt premiers centimètres du sol au cours du 7^e cycle de relevés (de 2014 à 2019) ainsi que leur évolution temporelle depuis le premier cycle (de 1985 à 1989). Pour exclure des changements dans les séries temporelles qui seraient dus à une modification du nombre de sites dans l'ensemble de données, les sites dont les séries temporelles sont incomplètes n'ont pas été intégrés à l'analyse (cf. point 2.3). Parmi les 114 sites du fichier actuel du NABO, 104 sites ont été inclus dans l'analyse des concentrations de COT. Comme les différences de concentrations de COT entre les divers sites sont plus importantes que les modifications temporelles, les concentrations de COT sont représentées à l'aide d'un centrage sur la médiane de chaque site (cf. point 2.3).

Au cours du 7^e cycle de relevés, les concentrations de COT sont comprises entre 1 % et 48 % de MS de terre fine (tab. 12). La concentration varie en fonction du type d'utilisation du sol et de l'intensité de l'exploitation. Les concentrations les plus faibles de COT (minimum, médiane et valeur moyenne par type d'utilisation et intensité d'exploitation) ont été mesurées dans les sites de grandes cultures, les plus élevées dans un site marécageux (site de protection appartenant à la catégorie « Autres » au tab. 12). Concernant les sites agricoles, la plus haute concentration de COT a été mesurée dans un site sur un ancien sol organique, aujourd'hui utilisé pour des cultures maraîchères (catégorie cultures spéciales). Toujours pour les sites agricoles, une comparaison des différents types d'utilisation montre que la médiane est la plus faible pour les sites de grandes cultures (2,1 %) et de cultures spéciales (2,4 %) et la plus élevée pour les sites d'herbages (4,8 %) et les sites forestiers (5,0 %). S'agissant des sites d'herbages, ce sont les sites exploités de manière extensive qui montrent les plus fortes concentrations de COT (médiane : 5,4 %). Les valeurs de COT sont considérablement plus faibles dans les herbages intensifs (médiane : 4,6 %), peut-être parce que davantage de carbone est soustrait aux sols de ces sites

par l'intermédiaire des récoltes, ce qui n'est pas le cas dans les sites extensifs.

Au cours de la période d'observation de 1985 à 2019, les concentrations de COT sont restées relativement stables dans l'ensemble. Des augmentations et des diminutions n'ont été mesurées que dans quelques sites. Aussi bien dans certains sites d'herbages (Moll-Mielewczik et al., 2023) que dans certains sites de grandes cultures (Gubler et al., 2019), les changements de concentrations de COT ont pu être expliqués par des modifications des quantités d'engrais de ferme utilisées et, pour les sites de grandes cultures, par la proportion de prairies artificielles dans la rotation des cultures (points 4.2.1 et 4.2.2). Les différences de concentrations de COT enregistrées depuis le début des mesures dans les sites forestiers en fonction du type de peuplement (feuillus, résineux, mixtes) sont toujours présentes (Meuli et al., 2014). Les premières analyses confirment que les propriétés pédologiques ont elles aussi une influence considérable sur la concentration de COT d'un site : on a pu montrer, dans les sites forestiers du NABO, une relation entre la concentration de COT et, d'une part, le rapport entre le COT et l'argile et, d'autre part, la densité apparente (cf. point 4.2.4).

Les données inventoriées sont utilisées de différentes manières dans des projets de recherche complémentaires. En utilisant des valeurs mesurées pour la concentration de COT (% MS de terre fine) et pour la densité apparente (g cm^{-3}), il est possible de calculer des stocks de COT typiques pour le site (t C/ha^{-1}). Les résultats peuvent ensuite être employés pour valider des modèles prédictifs pour les stocks de carbone selon divers scénarios (p. ex.

différentes conditions climatiques ou d'exploitation). Moll-Mielewczik et al. (2023) ont pu montrer que la tendance au cours du temps pour les stocks de carbone, modélisée avec le modèle RothC (*Rothamsted Carbon Model*), correspond largement aux stocks de carbone calculés sur la base des concentrations de COT. Il s'agit d'un constat d'une grande actualité et pertinence étant donné que ce modèle est utilisé pour les modélisations de l'inventaire des gaz à effet de serre de la Suisse (OFEV, 2022). Un autre sujet de recherche consiste à mesurer les concentrations de COT non seulement dans les vingt premiers centimètres, mais aussi jusqu'à 75 centimètres de profondeur. De premières analyses portant sur ces échantillons ont montré que les couches inférieures du sol contribuent aussi de manière déterminante aux réserves de dioxyde de carbone (cf. point 4.3.2). À l'avenir, il s'agirait d'observer l'évolution au cours du temps des concentrations de COT également dans les horizons profonds du sol afin de repérer en temps voulu toute modification et de pouvoir estimer le temps de séjour (la persistance) du carbone dans les couches inférieures du sol.

4.2 Valeurs du 7^e cycle de relevés et évolution temporelle

4.2.1 Herbages

Durant le 7^e cycle de relevés (tab. 12), la concentration de COT dans les sites d'herbages est comprise entre 2,9 % et 12,0 % MS de terre fine. On notera ici qu'il existe des différences considérables en fonction de l'intensité de l'exploitation du sol. Les plus hautes concentrations ont été mesurées dans des sites exploités de manière extensive

Tab. 12 : Concentration de COT (% MS de terre fine) dans les vingt premiers centimètres du sol durant le 7^e cycle de relevés

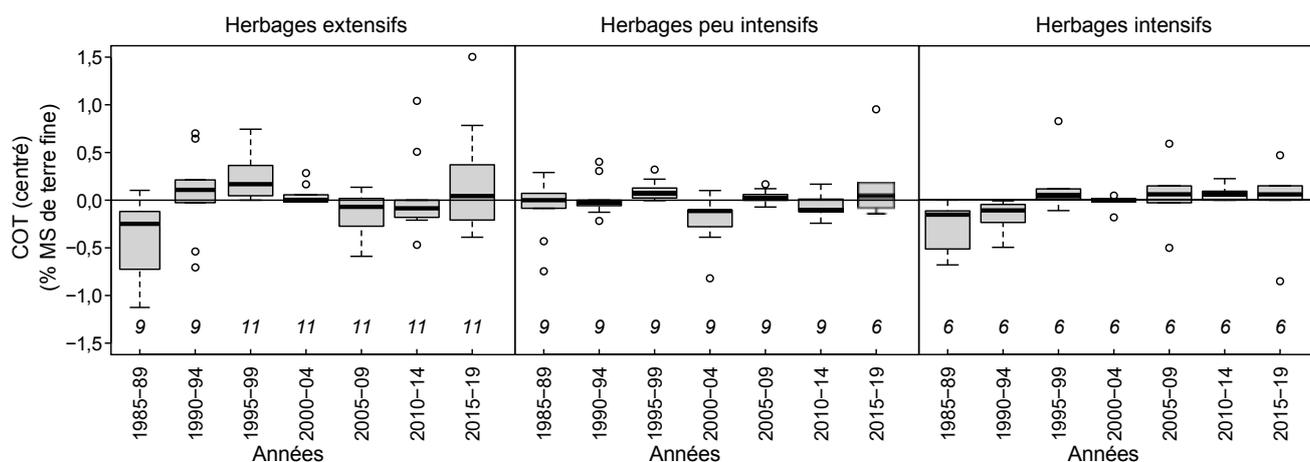
	Herbages			Grandes cultures	Cultures spéciales	Forêts	Autres	Tous les sites
	extensifs	peu intensifs	intensifs					
n	15	9	6	32	11	25	6	104
Minimum	4,0	3,0	2,9	1,0	1,3	2,4	1,9	1,0
Percentile 10 %	4,4	3,2	3,0	1,4	1,5	3,0	2,1	1,7
Médiane	5,4	3,8	4,6	2,1	2,4	5,0	4,8	3,7
Valeur moyenne	5,9	4,7	4,2	2,6	5,7	6,5	17,4	5,5
Percentile 90 %	7,8	7,0	4,9	3,7	5,1	13,0	45,5	9,9
Maximum	10,6	12,0	5,0	15,6	35,5	14,0	47,8	47,8

(médiane = 5,4 %, valeurs comprises entre 4,0 % et 10,6 %) ; les concentrations mesurées dans des herbages intensifs étaient inférieures, avec une médiane de 4,6 % (valeurs comprises entre 2,9 % et 5,0 %). La tendance à la hausse mineure mesurée depuis 1985 pour les concentrations de COT dans les sites intensifs s'est poursuivie (fig. 15). Dans les sites peu intensifs, des variations ont certes été observées entre différentes périodes de relevés, mais la médiane de la concentration de COT est restée globalement stable sur 30 ans. Dans les sites exploités de manière extensive, on a d'abord observé une tendance à la hausse après le premier cycle de relevés (de 1985 à 1989). Depuis, la concentration de COT est restée globalement inchangée. Les différences entre les sites et les périodes de relevés sont plus marquées dans les sites extensifs que dans les sites exploités de manière moyennement intensive ou intensive.

Par rapport aux herbages extensifs, les sites exploités de manière intensive reçoivent davantage d'éléments nutritifs par unité de surface et de temps (principalement par les

apports d'engrais de ferme). Cependant, dans ces derniers sites, davantage de nutriments sont soustraits aux sols par le biais des récoltes (Gross et al., 2021a). Cela pourrait expliquer les concentrations de COT généralement plus faibles dans les sites intensifs. En revanche, une exploitation extensive est liée à moins de perturbations physiques (Jacobs et al., 2018), ce qui favorise la formation d'une structure de sol stable ainsi que la stabilisation de la matière organique (Six et al., 2000). Une analyse de Moll-Mielewczik et al. (2023) des sols minéraux menée à tous les sites d'herbages du NABO échantillonnés depuis 1985 n'a pu mettre en évidence aucun lien statistique entre la quantité d'engrais de ferme apportée et la concentration de COT dans le sol. Cependant, pour certains sites, la diminution des concentrations de COT au fil du temps pourrait s'expliquer par une réduction des apports par les engrais de ferme. Ce résultat est en adéquation avec les résultats d'études régionales (Ammann, 2020) et mondiales (Mailard et Angers, 2014). Il a pu être démontré sur certains sites de grandes cultures du NABO (Gubler et al., 2015a).

Fig. 15 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites d'herbages
 Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



4.2.2 Grandes cultures

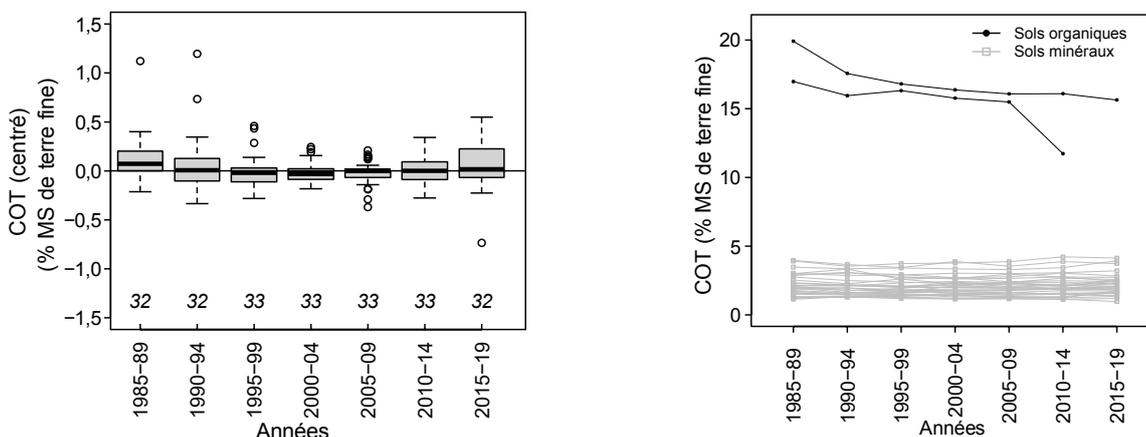
Au cours du 7^e cycle de relevés (tab. 12), la concentration de COT était comprise, pour la majorité des sites de grandes cultures, entre 1,0 % et 4,1 % MS de terre fine. Elle se situait ainsi considérablement en deçà de la concentration de COT des sites d'herbages. Deux sites se trouvant sur d'anciens sols organiques font ici exception et présentent des concentrations élevées (15,6 %). La tendance à la hausse enregistrée depuis 2005 pour la médiane de la concentration de COT dans les sites de grandes cultures (fig. 16) s'est maintenue jusqu'à la période de relevés actuelle, à l'exception des deux sites se trouvant sur d'anciens sols organiques, pour lesquels la concentration de COT a diminué au fil du temps.

Les concentrations de COT dans les sites de grandes cultures du NABO sont comparables aux résultats d'une vaste étude portant sur l'état des sols en Allemagne (Jacobs et al., 2018). La concentration de COT (médiane) enregistrée depuis le début des séries de mesures, qui est stable sur l'ensemble des sites (bien que des augmentations et des diminutions aient été relevées à des sites spécifiques), est comparable à des recherches similaires dans d'autres pays européens (pour une vue d'ensemble, voir Gubler et al., 2019). Des analyses à des sites de grandes cultures du NABO suggèrent que ce sont en particulier les variations dans les quantités

d'apports d'engrais de ferme qui ont engendré des modifications des concentrations de COT à des sites spécifiques (Gubler et al., 2019). Par ailleurs, les sols présentant une faible concentration de COT (ou un faible rapport entre COT et argile) au début sont plus susceptibles, au fil du temps, de connaître une augmentation des concentrations de COT ; l'inverse est également vrai (Bellamy et al., 2005 ; Johannes et al., 2017 ; Keel et al., 2019). Ce lien devient visible dans les deux sites se trouvant sur d'anciens sols organiques : ce n'est que dans ces sites qu'une réduction notable des concentrations de COT, élevées au début, a été constatée. Cette diminution peut s'expliquer par l'assèchement lié à l'utilisation agricole.

La concentration de COT autrement stable pour la plupart des sites au cours de la période d'observation est due à un état d'équilibre qui s'explique par le fait que l'exploitation est restée largement inchangée au cours des dernières décennies (Gubler et al., 2019). La hausse marginale de la concentration de COT (médiane) est trop faible pour qu'on puisse parler de tendance. Toutefois, si la hausse devait se poursuivre au cours des prochains cycles de relevés, il conviendrait d'examiner si elle est due à l'introduction des prestations écologiques requises (PER). À la fin des années 1990, les PER avaient permis de créer des incitations pour augmenter la part de cultures dérobées et d'engrais verts dans les sites de grandes cultures. Elles

Fig. 16 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites de grandes cultures
 À gauche : les valeurs centrées sur la médiane de chaque site pour l'ensemble des relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites. À droite : les valeurs absolues pour la concentration de COT dans les sols organiques et minéraux.



pourraient constituer une explication possible à la légère augmentation de la concentration de COT dans les sites de grandes cultures depuis la fin des années 1990.

4.2.3 Cultures spéciales

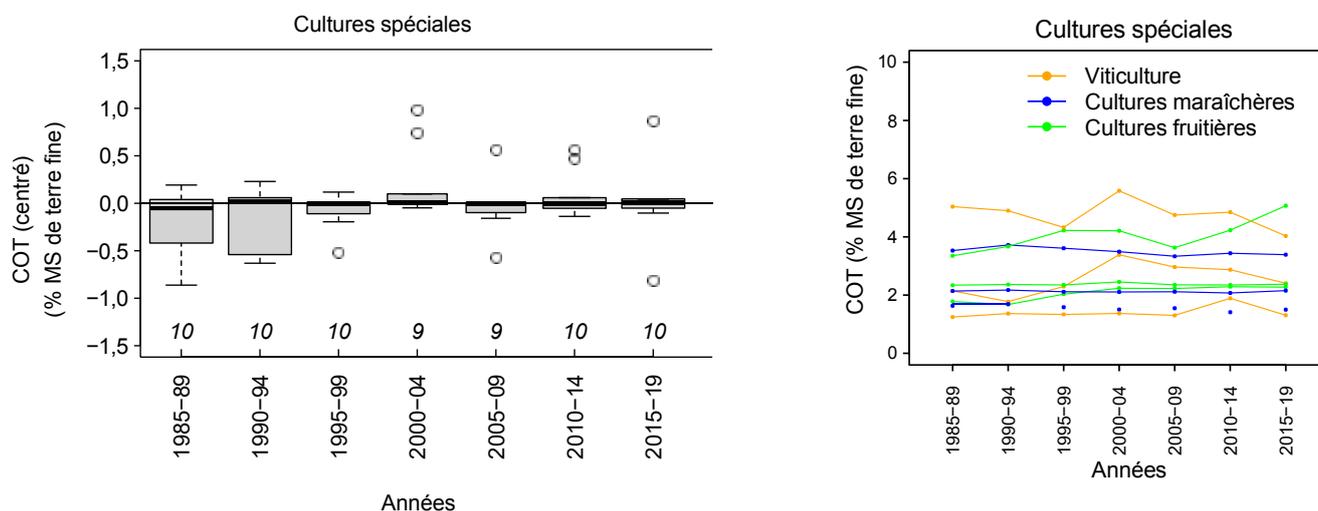
Les sites de cultures spéciales du NABO comprennent des sites de cultures maraîchères, de cultures fruitières et de viticulture. Pour le 7^e cycle de relevés, la concentration de COT pour les sites de cultures spéciales est comprise entre 1,3 % et 35,5 % MS de terre fine (tab. 12). La médiane de 2,4 % pour l'ensemble des sites montre cependant que le site avec une valeur de COT de 35,5 % constitue un cas particulier ; en effet, le sol de ce site a été classé parmi les moors. Si l'on considère l'ensemble des sites de cultures spéciales du NABO, la concentration de COT est restée stable depuis le début de la série de mesure, voire a montré une légère tendance à la hausse (fig. 17). Si les sites de cultures maraîchères montrent des concentrations de COT stables au cours du temps (fig. 17, à droite), on observe des variations entre les divers relevés pour les cultures fruitières et la viticulture

Les sites de cultures maraîchères sont caractérisés, d'une part, par de grandes quantités de résidus de récolte restant sur les champs et, d'autre part, par un travail du sol régulier, notamment pour la préparation du lit de semences et pour la lutte contre les adventices (Bajgai et al., 2015). Dans les sites

de cultures maraîchères du NABO, il semble régner un équilibre entre les mesures qui favorisent la formation de l'humus et celles qui concourent à sa dégradation. De surcroît, le travail du sol régulier engendre un brassage homogène du COT dans les vingt premiers centimètres du sol.

Le travail du sol dans les sites de viticulture et de cultures fruitières en place de longue date est quant à lui effectué généralement à plus faible profondeur, et l'apport de COT dépend fortement des pratiques culturales individuelles. Les PER en viticulture exigent un enherbement qui couvre toute l'année au moins une ligne sur deux. Associée à un travail du sol alterné, cette mesure pourrait expliquer les variations dans les concentrations de COT entre les différents relevés. Par ailleurs, il est difficile de réaliser un prélèvement d'échantillons représentatifs en viticulture en raison de la pente et de la forte pierrosité du sol, ce qui pourrait également expliquer une partie de la variabilité. Les pratiques culturales qui influent fortement sur la dynamique du COT (pour les sites d'herbages) incluent l'intensité de la fertilisation, le type et la fréquence d'utilisation (récolte et/ou pâture) ainsi que le travail du sol (Ammann, 2020). Dans un des sites de cultures fruitières, on a enregistré depuis le 5^e cycle de relevés (de 2005 à 2009) une nette augmentation de la concentration de COT, celle-ci étant passée de 3,6 % à 5,1 % MS de terre fine (fig. 17, à droite). Il s'agit d'un site autrefois utilisé de manière intensive, qui associait la culture fruitière et

Fig. 17 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites de cultures spéciales
 À gauche : les valeurs centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites. À droite : les valeurs absolues pour la concentration de COT dans la viticulture, les cultures maraîchères et les cultures fruitières.



la prairie naturelle (pâturage et fauches). Lors du changement du chef d'exploitation en 2014, le site a connu une extensification de son exploitation, avec une diminution des fauches et l'arrêt de l'exploitation des cultures fruitières (cerisiers). Ce site constitue un exemple éloquent de l'influence des pratiques culturales et de leur intensité sur la concentration de COT d'un sol.

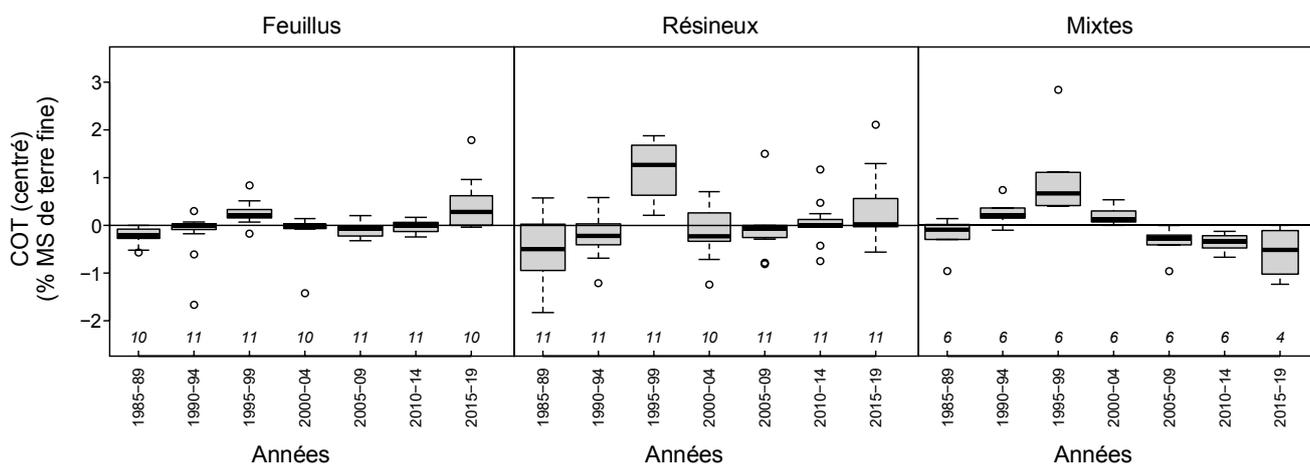
4.2.4 Forêts

Les sites forestiers du NABO sont rangés dans une des trois catégories suivantes selon le type de peuplement : feuillus, résineux et mixtes. Pour le 7^e cycle de relevés, la concentration de COT pour l'ensemble des sites forestiers est comprise entre 2,4 % et 14 % MS de terre fine, avec une médiane de 5 %. Cette médiane est ainsi largement supérieure à la médiane de tous les sites du NABO échantillonnés (3,7 %). Le niveau de concentration de COT diffère selon le type de peuplement : les fortes concentrations de COT sont observées majoritairement dans les sites de résineux (3,2 % à 14,0 %) et les plus faibles dans les sites mixtes (2,9 % à 4,9 %). Les différences de concentration de COT en fonction du peuplement ont été observées dès le début de la série de mesure et se maintiennent depuis à un niveau stable. Les valeurs mesurées plus élevées enregistrées pour tous les sites forestiers au cours du 3^e cycle (de 1995 à 1999) ont été expliquées par des différences dans les conditions stationnelles durant les prélèvements (Gubler et al., 2015a ; Meuli et al., 2014). Pour éviter de fausser les valeurs mesurées, les prélèvements dans les

sites forestiers sont, depuis le 4^e cycle de relevés, effectués uniquement dans les mêmes conditions d'humidité du sol. On enregistre depuis une légère tendance à la hausse pour les sites de feuillus et de résineux, tandis que la concentration de COT a eu tendance à baisser dans les sols des sites mixtes.

Les variations de concentration de COT selon le peuplement sont en adéquation avec les résultats d'un relevé portant sur toute l'Autriche (Jandl et al., 2021). Des recherches comparables en Allemagne (Wellbrock et al., 2016) montrent cependant que les forêts de résineux présentent de plus fortes concentrations de COT dans la litière, mais pas dans les trente premiers centimètres de couche minérale. Dans cette publication, les résultats sont expliqués par la forte influence du substrat sur le niveau de concentration de COT. Hagedorn et al. (2010) suggèrent aussi une influence de certaines propriétés pédologiques comme l'effet de stabilisation de l'humus par les oxydes de fer et d'aluminium qui, dans certaines conditions, ont un impact plus important sur le stockage du carbone que la quantité de litière apportée. Les analyses de Knecht et al. (2022) confirment également, pour les sites forestiers du NABO, un lien entre la concentration de COT et le rapport entre COT et argile, ainsi qu'entre la densité apparente et la concentration de COT. Il a été montré, pour les forêts de résineux, que la sécheresse réduit le transfert du carbone de la couche organique dans les couches minérales (Guidi et al., 2022). L'augmentation des températures attendue

Fig. 18 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites forestiers
 Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.



en raison des changements climatiques entraînera une modification de la répartition des essences : moins de peuplements résineux et plus de peuplements feuillus et de mixtes (Jandl et al., 2021). Les recherches de Hagedorn et al. (2010) suggèrent par ailleurs que le réchauffement climatique, indépendamment du peuplement, engendrera à l'avenir des pertes de COT dans les sols forestiers suisses. Jusqu'à présent, aucune perte de ce type n'est visible dans le réseau de mesure du NABO.

4.3 Recherches actuelles dans le cadre du NABO

4.3.1 Carbone organique dans les sites d'herbages

Pour l'inventaire des gaz à effet de serre (IGES) de la Suisse (OFEV, 2022), des calculs de modèles sont réalisés avec le modèle RothC (Coleman et al., 1997 ; Jenkinson et al., 1990) afin de pouvoir estimer les stocks de carbone organique (stocks de COT) pour les herbages de différentes régions du pays (Wüst-Galley et al., 2020 et 2021). Dans le cadre d'une collaboration avec le groupe de recherche Climat et agriculture d'Agroscope, qui effectue ces calculs pour l'IGES, il a été possible de comparer des valeurs tirées des modèles avec des séries temporelles de mesure (de 1985 à 2014) pour les stocks de COT dans les vingt premiers centimètres du sol des sites d'herbages du NABO (Moll-Mielewicz et al., 2023).

Moll-Mielewicz et al. (2023) ont pu montrer que la tendance modélisée dans le temps pour les stocks de COT est relativement bien en adéquation avec les valeurs mesurées dans 67 % des 24 herbages étudiés. Pour 12 % des herbages, le modèle a surestimé les modifications des stocks de COT mesurées. Durant la période considérée, ces sites ont reçu davantage d'apports d'engrais de ferme dans les années 1980 que par la suite. La différence entre le modèle et les mesures peut être expliquée par le fait que ce dernier concerne les données initiales (de 1985 à 1989). Pour 21 % des sites, les changements mesurés étaient plus importants que ceux modélisés. Pour la plupart de ces sites, les pratiques agricoles n'étaient pas disponibles. Il a donc fallu émettre des hypothèses concernant les apports d'engrais de ferme, ce qui représente une incertitude importante dans la modélisation. Considérant également les évolutions stables des stocks de COT mesurés au fil du temps, on peut supposer que les modèles de calcul sont appropriés pour établir des prévisions

fiables sur l'évolution des stocks de COT au fil du temps pour autant qu'il n'y ait pas de pratiques agricoles.

4.3.2 Carbone organique dans le profil du sol

Dans le contexte des changements climatiques, le sol a une importance capitale en tant que source ou puits de carbone. Pour obtenir des données sur le carbone organique total des sols (mesuré comme COT) du réseau de mesure du NABO, des prélèvements jusqu'à 75 centimètres de profondeur sont effectués depuis 2010 dans 89 sites. En complément des prélèvements dans la couche supérieure du sol (vingt premiers centimètres), les couches sous-jacentes ont été échantillonnées par horizon pédologique. En mesurant simultanément la densité apparente (g cm^{-3}), il est possible de déterminer le stock de COT par horizon (t/ha).

De premières analyses de ces échantillons de sol montrent que d'importants stocks de COT se trouvent également dans les horizons profonds. À noter que les stocks de COT varient selon la profondeur et selon le type et l'intensité d'utilisation du sol (grandes cultures, herbages, forêts). Pour pouvoir évaluer la stabilité des stocks de COT dans les horizons profonds, le NABO analyse leur évolution temporelle depuis le premier relevé (en 1985), sur la base des échantillons de sol issus du profil pédologique creusé à l'époque. Il s'agit par ailleurs de mesurer la répartition des stocks de COT stables et labiles jusqu'à 75 centimètres de profondeur. Les résultats permettent parfois de tirer des conclusions sur le temps de séjour dans le sol des stocks de COT.

Pour pouvoir agir de manière ciblée sur la dynamique du COT dans la couche supérieure du sol et dans les couches sous-jacentes, il est nécessaire d'identifier les facteurs déterminants en jeu. En reliant les stocks de COT avec, d'une part, les données du NABO relatives aux pratiques agricoles et, d'autre part, les facteurs stationnels (p. ex. la teneur en argile et l'influence des eaux souterraines), il est possible d'identifier de tels facteurs déterminants et de les utiliser de façon ciblée pour préserver, voire augmenter les stocks de COT dans le sol. La subdivision des couches du sol en horizons pédologiques présente un avantage décisif : elle permet une interprétation écologique qui n'est pas possible lorsque les échantillons sont prélevés à profondeur fixe, comme on le trouve souvent dans la littérature spécialisée.

5 Propriétés microbiologiques des sols

5.1 Vue d'ensemble

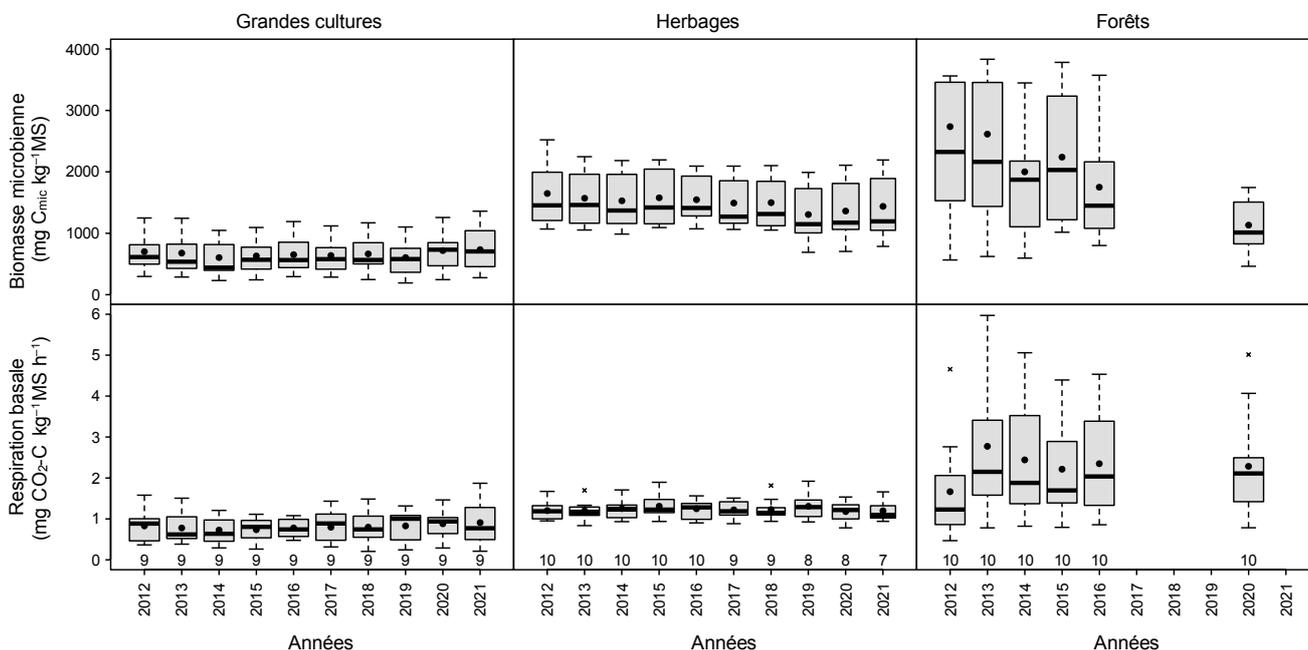
Le NABO effectue depuis 2012 des relevés de la biomasse microbienne (méthode d'extraction par fumigation au chloroforme), de la respiration basale et de la diversité des bactéries et des champignons. Initialement, ces échantillons étaient prélevés sur dix sites de grandes cultures, dix sites d'herbages et dix sites forestiers (« sites NABObio »). En raison de changements de type d'utilisation des sols pour trois sites et de l'abandon d'un site de grandes cultures, le nombre de sites NABObio agricoles a diminué depuis 2012 (fig. 19, cf. point 5.2). Les relevés relatifs à la microbiologie des sols sont, contrairement aux relevés relatifs à la chimie des sols, effectués tous les ans, car les organismes du sol sont sensibles aux influences environnementales. En plus des relevés annuels des sites NABObio, un échantillonnage (pour l'instant) unique de la microbiologie des sols a été réalisé, de 2017 à 2023, dans tous les sites du NABO. Pour mesurer et analyser les données microbiologiques, le

NABO travaille en étroite collaboration avec les groupes de recherche Écologie moléculaire et Interactions entre plantes et sol d'Agroscope.

Les résultats de 2012 à 2021 révèlent des différences en particulier en lien avec le type d'utilisation (fig. 19 et tab. 13). Les sites de grandes cultures présentaient des teneurs de biomasse microbienne et de respiration basale plus faibles que les sites d'herbages et les sites forestiers. La moyenne pour la biomasse microbienne était, dans les sites de grandes cultures 56 % plus basse que dans les sites d'herbages et 71 % plus basse que dans les sites forestiers (de 2012 à 2016). La moyenne pour la respiration basale était, dans les sites de grandes cultures, 35 % plus basse que dans les sites d'herbages et 66 % plus basse que dans les sites forestiers (de 2012 à 2016). Ces différences liées à l'utilisation sont comparables aux résultats obtenus par d'autres études (van Leeuwen et al., 2017).

Fig. 19 : Biomasse microbienne (mg C_{mic} kg⁻¹MS) et respiration basale (mg CO₂-C kg⁻¹ MS h⁻¹) dans les grandes cultures et les herbages (2012-2021) ainsi que dans les forêts de 2012 à 2016 et en 2020 (données = moyennes des échantillons composés par site et par an)

Points = moyennes par an. Pour les sites forestiers, la mesure de 2020 n'est pas directement comparable avec la série temporelle 2012-2016, car les mesures ont été réalisées par deux laboratoires différents.



Les valeurs des mesures microbiologiques étaient stables pour la plupart des sites de grandes cultures et d'herbages NABObio pour une grande partie de la période de mesure (fig. 19, détails cf. point 5.2). Pour les sites forestiers, la variabilité accrue au cours d'une année et au fil du temps s'explique par l'hétérogénéité du matériel d'échantillonnage et par la variété des types de forêts échantillonnées (quatre forêts de feuillus, quatre forêts de résineux et deux forêts mixtes). Les résultats décrits ci-après permettent dans les grandes lignes de tirer les conclusions qui suivent.

- Les plages de valeurs de la biomasse microbienne et de la respiration basale diffèrent selon les types d'utilisation des sols (forêts > herbages > grandes cultures) et sont restées relativement constantes au cours de la période d'observation par type d'utilisation et par site (tab. 13, fig. 19).
- Les paramètres microbiologiques globaux de biomasse microbienne et de respiration basale permettent une évaluation générale de l'état de la microbiologie des sols dans le temps (fig. 21), tandis que les méthodes de génétique moléculaire fournissent des informations complémentaires importantes sur les communautés microbiennes et sur la biodiversité.
- Les communautés microbiennes diffèrent non seulement en fonction des trois types d'utilisation que sont les forêts, les herbages et les grandes cultures, mais également en fonction du site (fig. 22).

5.2 État et évolution temporelle

Les données des cinq premières années du monitoring NABObio (de 2012 à 2016) ont été analysées tant du point de vue de la microbiologie que de la génétique moléculaire. Les résultats ont été publiés (Hug et al., 2021 ; Gschwend et al., 2021a, 2021b). Les données déjà publiées (de 2012 à 2016) et les nouvelles données (de 2017 à 2021) pour la respiration basale, la biomasse microbienne, le pH et le carbone organique sont résumées au tableau 13. Les valeurs mesurées pour la respiration basale et la biomasse microbienne dans les herbages et les grandes cultures se situent dans la plage de valeurs d'autres études portant

sur la Suisse (Fließbach et al., 2007 ; Oberholzer et Scheid, 2007 ; Groupe de travail « Biologie du sol – application » [VBB, BSA], 2009).

Le nombre de sites NABObio a diminué au fil du temps, et ce pour plusieurs raisons. Un site de grandes cultures a dû être totalement abandonné en 2017 et a été exclu des analyses présentées ici (n = 9 dans les grandes cultures). Dans les sites d'herbages, un premier site (2017), puis un deuxième (2021) ont changé d'utilisation (avant : herbages ; après : grandes cultures) au cours de la deuxième période de mesure. Un autre site a vu, en 2019, l'installation de rangées de chanvre dans les herbages, ce qui entraîne

Tab. 13 : Biomasse microbienne, respiration basale, pH et carbone organique dans les sites d'herbages, de grandes cultures et de forêts de 2012 à 2016 et de 2017 à 2021 (moyenne sur la période concernée). MS = matière sèche de la terre fine

	Biomasse microbienne (mg C _{mic} /kg ⁻¹ MS de terre fine)		Respiration basale (mg CO ₂ -C/kg ⁻¹ MS terre fine/h ⁻¹)		pH		Carbone organique (% MS de terre fine)	
	2012-2016	2017-2021	2012-2016	2017-2021	2012-2016	2017-2021	2012-2016	2017-2021
Grandes cultures								
Nombre de sites	9	9	9	9	9	9	9	9
Minimum	230	189	0,27	0,21	6,0	5,8	1,1	0,9
Percentile 10 %	333	312	0,43	0,32	6,2	6,2	1,3	1,2
Médiane	561	700	0,75	0,86	7,1	6,9	1,9	2,0
Valeur moyenne	651	699	0,77	0,85	6,9	6,8	2,1	2,2
Percentile 90 %	1145	1111	1,11	1,39	7,4	7,4	3,2	3,2
Maximum	1247	1358	1,58	1,87	7,5	7,5	3,4	3,7
Herbages								
Nombre de sites	10	7-9	10	7-9	10	7-9	10	7-9
Minimum	986	689	0,84	0,78	3,9	3,9	2,6	2,7
Percentile 10 %	1091	1024	0,96	0,94	4,7	4,0	2,9	2,8
Médiane	1433	1265	1,24	1,21	5,5	5,5	3,8	3,8
Valeur moyenne	1574	1433	1,24	1,23	5,3	5,4	4,1	4,1
Percentile 90 %	2143	2022	1,61	1,53	6,0	6,2	5,4	5,6
Maximum	2521	2194	1,89	1,92	6,3	6,4	7,0	6,7
Forêts								
Nombre de sites	10	10 ¹	10	10 ¹	10	10 ¹	10	10 ¹
Minimum	564	462	0,47	0,78	3,3	3,4	2,4	2,5
Percentile 10 %	899	762	0,86	0,90	3,4	3,5	3,2	3,8
Médiane	1883	1011	1,87	2,11	4,5	4,7	5,0	5,2
Valeur moyenne	2266	1132	2,29	2,28	4,8	4,8	7,3	8,3
Percentile 90 %	3617	1703	4,54	4,16	6,7	6,6	14,8	18,5
Maximum	7727	1743	5,97	5,01	6,9	6,8	18,3	18,7

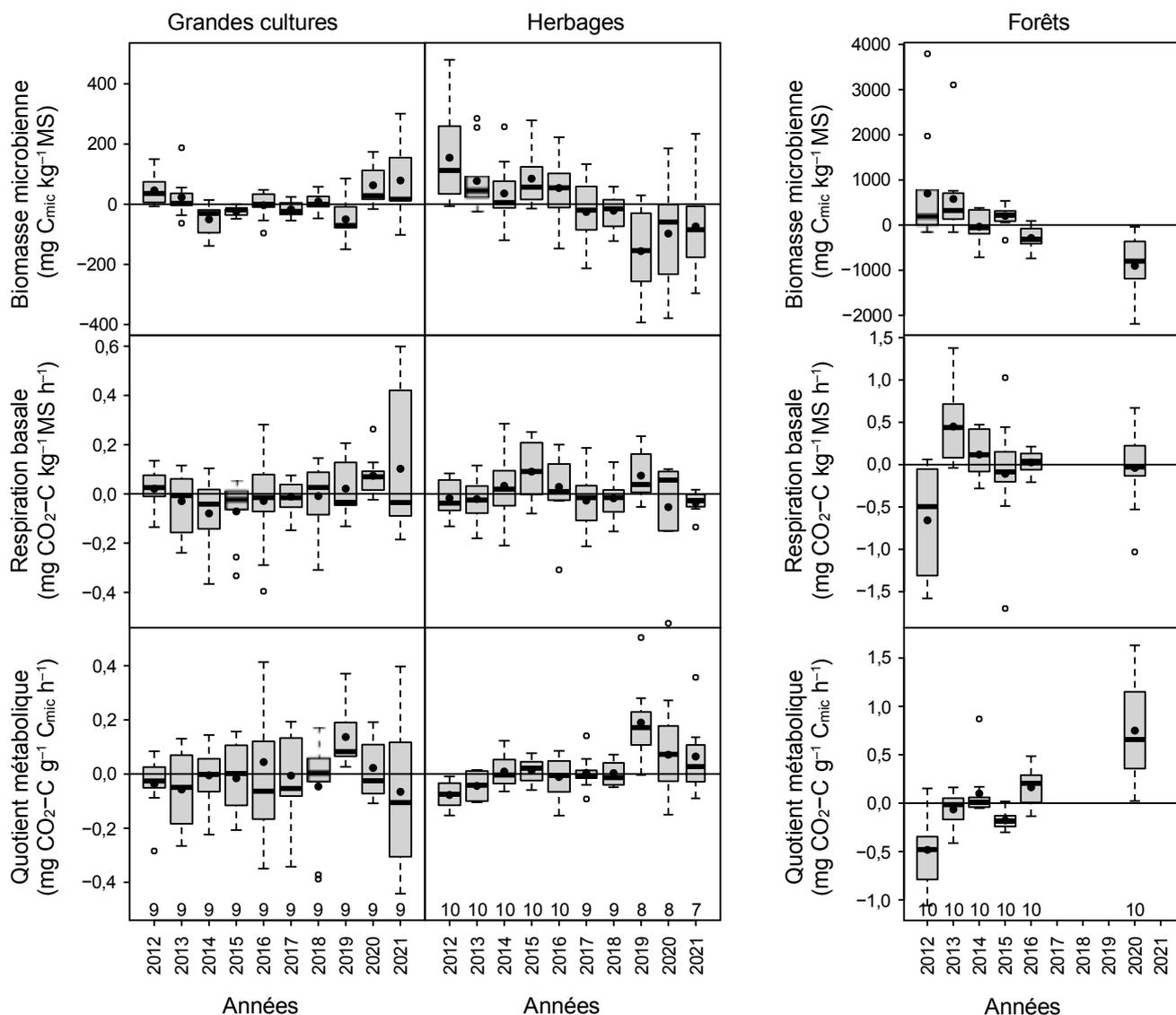
¹ Au cours de la période 2017-2021, les sites forestiers ont été échantillonnés uniquement en 2020.

un mélange d'herbages et de cultures spéciales. C'est pourquoi le nombre de sites d'herbages a diminué, pour passer de dix en 2017 à sept en 2021 (fig. 19 et tab. 13). Des analyses de la microbiologie des sols des dix sites forestiers ont été réalisées entre 2012 et 2016 par le WSL, puis une fois en 2020 par Agroscope. En raison du changement de laboratoire, les valeurs des sites forestiers de 2020 ne sont pas directement comparables avec la série temporelle allant de 2012 à 2016

La respiration basale et la biomasse microbienne dépendent fortement de différents paramètres pédologiques comme le carbone organique et la texture. Afin de pouvoir mieux déterminer s'il existe une tendance générale sur l'ensemble des sites de la catégorie d'utilisation en question (grandes cultures et herbages), les données de la fig. 20 sont centrées sur la médiane du site concerné (cf. point 2.3). Les évolutions en valeurs absolues sont présentées à la fig. 19 et également, par site, à l'ann. 3.

Fig. 20 : Évolution temporelle de la biomasse microbienne (en haut), de la respiration basale (au centre) et du quotient métabolique (en bas) dans les sites de grandes cultures, d'herbages et les sites forestiers

L'évolution des valeurs mesurées a été centrée pour chaque site par soustraction de la médiane du site (cf. point 2.3). S'agissant des forêts, l'année 2020 ne peut pas être comparée directement avec la série temporelle qui précède, car il y a eu un changement de laboratoire.

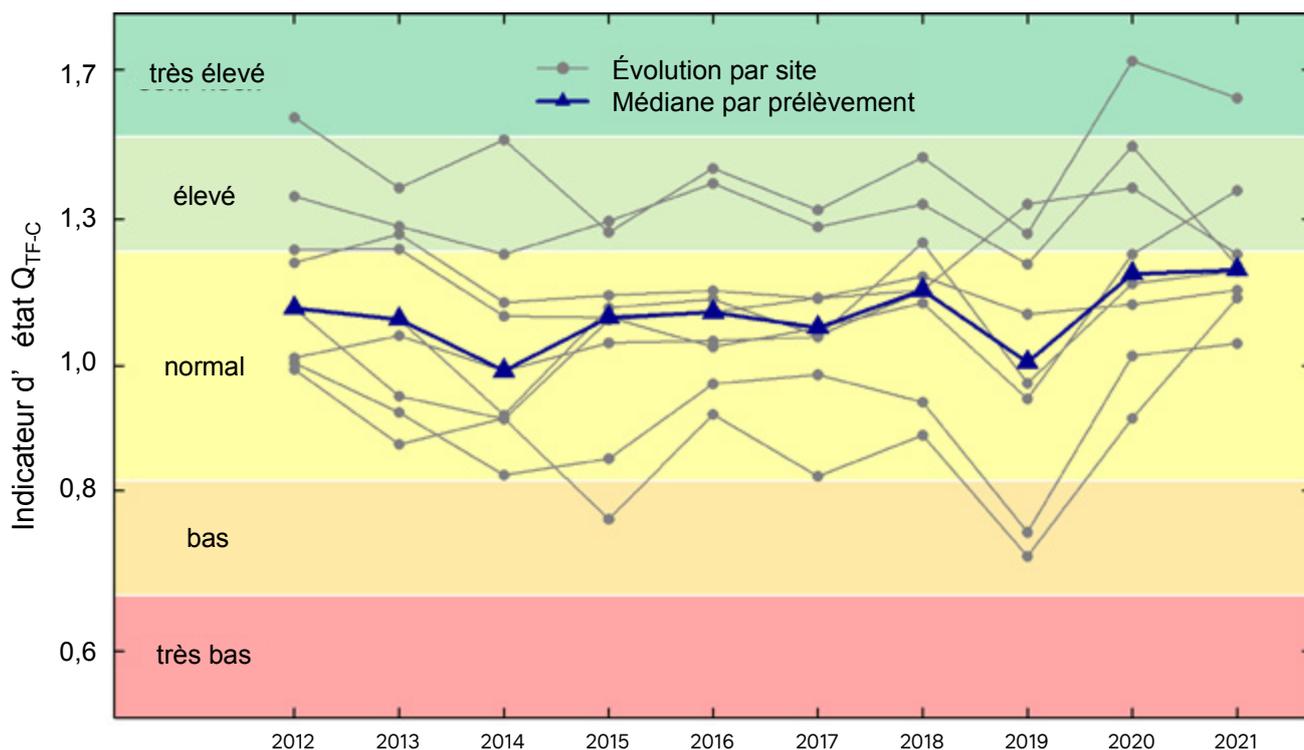


Les grandes cultures ne présentaient, pour la biomasse microbienne et le quotient métabolique, aucune tendance statistique significative (ANOVA, avec prise en compte des mesures répétées sur un même site). Une tendance légèrement à la hausse a été observée pour la respiration basale dans les grandes cultures ($p < 0,05$; $n = 9$; fig. 20). Cependant, les changements de respiration basale au cours du temps étaient hétérogènes dans certains sites de grandes cultures (deux sites de grandes cultures montrent une tendance à la hausse, un site de grandes cultures une tendance à la baisse, et six sites de grandes cultures ne montrent aucune tendance ; voir tab. A2 à l'ann. 3). Il est donc difficile d'établir un constat général. Pour les herbages, on a observé une diminution dans le temps pour la biomasse microbienne ($p < 0,01$; $n = 7$), mais aucune tendance pour la respiration basale. Trois sites d'herbages ont présenté une tendance à la baisse pour les valeurs de biomasse microbienne, tandis que les herbages restants

ne montraient aucune tendance (tab. A1, Annexe 3). Alors que la respiration basale est restée constante, on observe une diminution de la biomasse microbienne dans les sites d'herbages à partir de 2019 ainsi qu'une diminution des valeurs du quotient métabolique, lesquelles sont plus élevées (fig. 20, en bas). L'amplitude de variation entre les années est due à plusieurs facteurs tels que l'exploitation, l'état des sols au moment de l'échantillonnage (p. ex. teneur en eau) ou encore les conditions météorologiques. Il n'a pas encore été possible d'expliquer entièrement les causes des tendances à la baisse depuis 2017 et des variations accrues de la biomasse microbienne à partir de 2019. On peut largement exclure toute influence du prélèvement en raison des évolutions stables du rapport C/N. Il faut noter ici que le nombre des sites NABObio est limité, raison pour laquelle il n'est pas possible de tirer des conclusions sur des tendances à l'échelle nationale sur la base des résultats disponibles.

Fig. 21 : L'indicateur d'état Q pour la biomasse microbienne de neuf sites de grandes cultures avec détermination par la méthode de l'extraction par fumigation au chloroforme (Q_{TF-C} [TF : terre fine])

Évaluation des valeurs mesurées de la biomasse microbienne par rapport aux valeurs attendues pour le site concerné, de 2012 à 2021 (détails cf. Hug et al. 2021).



Les valeurs mesurées pour les paramètres microbiologiques globaux de biomasse et de respiration basale peuvent être évaluées sur la base de valeurs de référence stationnelles (Oberholzer et al., 1999). L'indicateur d'état (Q) (Hug et al., 2021) est le rapport entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence du site. Il permet d'exprimer de manière facilement compréhensible, sous une forme numérique, une comparaison entre les valeurs mesurées et les valeurs attendues pour le site selon les propriétés pédologiques prédominantes (fig. 21). Il apparaît à la fig. 21 que, selon l'évaluation à l'aide de l'indicateur Q, les valeurs pour la biomasse microbienne pour les grandes cultures NABObio se situent majoritairement dans une plage « normale » à « haute » par rapport à ce qu'on attendrait pour le site concerné. Une biomasse microbienne suffisante est un préalable pour que les sols cultivés puissent remplir leur fonction de production. Or les résultats montrent que les grandes cultures NABObio sont effectivement aptes à remplir cette fonction. Des équations de prédiction sont en cours d'élaboration pour les sites d'herbages.

5.3 Recherches actuelles dans le cadre du NABO

5.3.1 Dix ans de monitoring de génétique moléculaire⁴

Depuis 2012, les relevés sur les sites NABObio incluent non seulement la biomasse microbienne et la respiration basale, mais aussi, au moyen d'un échantillonnage annuel, la diversité des bactéries et des champignons dans le sol. Ce travail est réalisé en étroite collaboration avec le groupe de recherche Écologie moléculaire d'Agroscope. Tandis que les paramètres microbiologiques globaux et d'activité discutés au point 5.2 offrent un aperçu et une appréciation générale de l'état des microorganismes du sol, les méthodes de génétique moléculaire fournissent des informations supplémentaires sur la biodiversité des sols. Ces méthodes permettent également de décrire l'état biologique du sol avec une meilleure résolution, dans le sens qu'elles rendent visible les augmentations ou les diminutions de fréquence des groupes taxonomiques au fil du temps.

Pour déterminer la diversité des bactéries et des champignons, on extrait le matériel génétique (ADN) des organismes directement à partir des échantillons de sol. On applique aux échantillons une amplification en chaîne par polymérase (PCR) pour isoler et répliquer un fragment d'ADN spécifique (nommé code-barres) de bactéries ou de champignons et le séquencer à l'aide de technologies modernes. Appelée métabarcoding, cette méthode permet d'inventorier simultanément des milliers d'organismes et de les différencier. On peut ainsi identifier les communautés de microorganismes (microbiomes) vivant dans un échantillon de sol. Les résultats des cinq premières années du monitoring microbiologique (de 2012 à 2016) ont été analysés et évalués (Gschwend et al., 2021a, 2021b). Parmi les nouvelles connaissances importantes issues de ces résultats, on mentionnera le fait que les communautés de bactéries et de champignons présentent différentes structures de communautés en fonction des sites et des types d'utilisation (grandes cultures, herbages et forêts). Les paramètres environnementaux déterminants pour différencier la structure des communautés bactériennes entre les sites étaient principalement la valeur du pH et le rapport C/N du sol ainsi que les précipitations annuelles (fig. 22). S'agissant des communautés de champignons, les paramètres déterminants pour la différenciation des sites étaient le rapport C/N et la valeur du pH du sol ainsi que l'altitude (fig. 22).

Gschwend et al. (2021b) ont par ailleurs défini des communautés de base (*core communities*). Selon leur définition, ces communautés de base se caractérisent par le fait qu'elles comprennent des organismes qui, durant les cinq années étudiées, ont été détectés au minimum dans douze des quinze échantillons d'un site. Ces communautés de base sont donc très robustes dans le temps et représentent 38,5 % des unités taxonomiques opérationnelles (*operational taxonomic units*) pour les bactéries et 33,1 % pour les champignons. Comme ils forment ces communautés de base, ces types d'organismes sont également désignés par le terme taxons de base (*core taxa*). Au total, 95,9 % des séquences de bactéries et 93,2 % des séquences de champignons ont été assignés à ces taxons de base, ce qui signifie que les organismes les plus fréquents ont été attribués à ces taxons de base. Les communautés de base peuvent représenter, grâce à la réduction du volume des

⁴ Cette partie a été rédigée en collaboration avec Florian Gschwend et Franco Widmer (groupe de recherche Écologie moléculaire d'Agroscope).

données, un point de départ pour simplifier le monitoring de la diversité des bactéries et des champignons. Les taxons de base des champignons présentent une plus grande spécificité aux types d'utilisation des sols que les taxons de base des bactéries. Certes, il existe également chez les champignons des taxons de base présents aussi bien dans les sites de grandes cultures que dans les sites d'herbages, mais peu d'entre eux ont été trouvés dans les trois types d'utilisation du sol (grandes cultures, herbages et forêts). Pour les bactéries en revanche, de nombreux taxons de base sont présents à la fois dans les grandes cultures et les herbages et quelques-uns également à la fois dans les herbages et les forêts, voire dans les trois types d'utilisation des sols (pour les détails, se référer à Gschwend et al., 2021b).

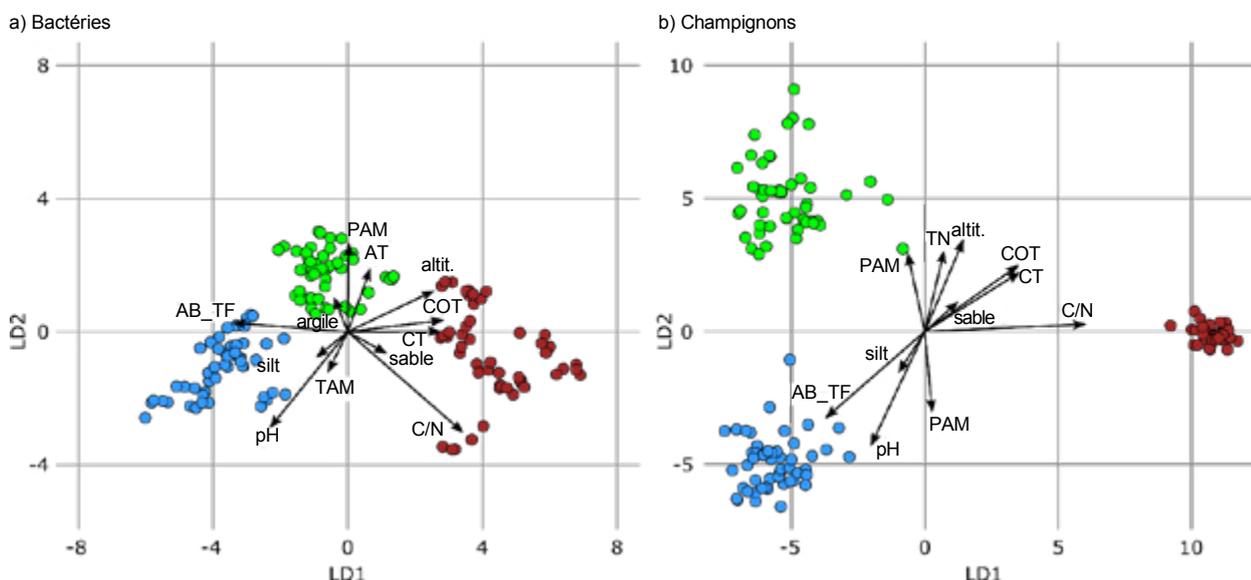
Dans le cadre d'un monitoring, il est important de comprendre les changements temporels des communautés microbiennes afin de pouvoir distinguer a posteriori de manière fiable les facteurs de perturbation (p. ex. polluants, changements climatiques, etc.) de la variabilité naturelle. D'une part, il est

pertinent de connaître la variabilité temporelle des communautés d'un site (différence entre les années et la moyenne du site). D'autre part, il est déterminant de savoir s'il existe des indications de variations continues (*shifts* en anglais) des communautés au fil du temps, c'est-à-dire que les communautés se différencient de plus en plus de la communauté telle qu'elle était au début des mesures en 2012.

S'agissant de la variabilité temporelle des communautés, il s'est avéré que les sites de grandes cultures présentaient une variabilité temporelle plus élevée que les sites d'herbages et les sites forestiers (Gschwend et al., 2021a). Les différentes pratiques culturales dans le cadre d'un assolement ainsi que l'apport d'engrais ou le travail du sol dans les sites de grandes cultures entrent en ligne de compte comme causes possibles expliquant les changements dans les communautés (Hartmann et al. 2015). Ces différences entre plusieurs relevés d'un même site, effectués à des moments différents, sont toutefois moins importantes que les différences entre plusieurs sites connaissant la même utilisation des sols. Sur les 30 sites étudiés, seul un site, pour ce qui est des

Fig. 22 : Différenciation des communautés de bactéries (a) et de champignons (b) en fonction de type d'utilisation du sol et des facteurs environnementaux

Représentation adaptée à partir de Gschwend et al. (2021b). Les grandes cultures sont représentées par des points bleus, les herbages par des points verts et les sites forestiers par des points bordeaux. La longueur d'une flèche exprime l'ampleur de l'influence du facteur environnemental concerné sur la différenciation des communautés. La figure utilise les abréviations suivantes : CT = carbone total (total carbon), COT = carbone organique total (total organic carbon), AB_TF = densité apparente, TAM = température annuelle moyenne, PAM = précipitations annuelles moyennes, AT = azote total (total nitrogen), C/N = rapport entre le carbone organique et l'azote, altit. = altitude.



communautés de bactéries, et deux sites, pour ce qui est des communautés de champignons, ont montré des indices de variations continues de la composition des communautés au fil du temps (Gschwend et al. 2021a). Les autres sites sont restés stables au fil des ans (avec une certaine variation naturelle).

Sur la période étudiée (cinq ans), l'effet du site montre donc la plus grande influence sur la composition des communautés microbiennes (Gschwend et al., 2021b). Comme le montrent d'autres études, malgré cette grande influence du site et cette stabilité dans le temps, il est possible de mettre en évidence des réactions très spécifiques des communautés microbiennes aux changements environnementaux, par exemple aux pratiques culturales (Hartmann et al. 2015), au compactage du sol (Longepierre et al. 2021) ou à l'engorgement du sol (Gschwend et al. 2020).

Au moment de la rédaction du présent rapport, le NABO et le groupe de recherche Écologie moléculaire d'Agroscope examinent les cinq années suivantes (de 2017 à 2021) du monitoring de biologie moléculaire pour les communautés de bactéries et de champignons. Ils se concentrent en particulier sur les questions suivantes : la spécificité des sites et des types d'utilisation des sols en question est-elle restée constante ? Y a-t-il eu des changements en matière de composition des communautés de base ? Y a-t-il eu des évolutions temporelles dans les communautés ? S'il y a eu des changements, ceux-ci peuvent-ils être expliqués par des modifications des conditions environnementales et des modes d'exploitation ? Ces analyses ainsi que la définition des communautés de base sont importantes pour établir à l'avenir des indicateurs microbiens de la qualité des sols, éléments fondamentaux pour le monitoring de la qualité des sols et pour la détection d'éventuels changements.

6 Conclusions et perspectives

6.1 Un monitoring des sols depuis plus de 35 ans

Le NABO analyse depuis plus de 35 ans une sélection de propriétés pédologiques sur plus de 100 sites en Suisse afin d'évaluer les atteintes portées aux sols. Si, au début du monitoring, l'accent était mis sur les métaux lourds, l'intérêt s'est récemment étendu à d'autres pollutions matérielles telles que les PPh, les PFAS et les microplastiques ainsi qu'aux paramètres de mesure biologiques des sols. Les valeurs de mesure relatives à la microbiologie des sols ont par ailleurs été complétées. De plus, la pertinence des valeurs de mesure physiques a été démontrée : par exemple, les valeurs de la densité apparente sont nécessaires pour convertir les concentrations de substances en stocks (cf. point 4.3.2). En outre, les valeurs de mesure relatives à la physique des sols fournissent des informations importantes sur l'état des sols durant les relevés et sont indispensables notamment pour interpréter les mesures microbiologiques. De plus, le NABO a compilé, sur presque quatre décennies, des archives des prélèvements bien documentées, comprenant des échantillons de sol séchés et congelés afin de pouvoir a posteriori traiter de nouvelles problématiques sur la base de données historiques ou revisiter les problématiques existantes avec de nouvelles méthodes de recherche.

6.2 Hausse continue du cuivre et du zinc dans les herbages intensifs

Des augmentations des concentrations de cuivre et de zinc avaient déjà été constatées dans des relevés précédents dans les herbages intensifs, dans certaines cultures spéciales et dans divers sites de grandes cultures (Gubler et al., 2015a, 2022). Cette évolution s'est poursuivie au cours du 7^e cycle de relevés. Les hausses les plus importantes concernent les parcelles d'herbages exploitées de manière intensive et s'expliquent par des apports réguliers de grandes quantités d'engrais de ferme, qui comprennent naturellement les micronutriments cuivre et zinc. Les analyses de flux de substances du NABO montrent que l'on peut s'attendre à un enrichissement du sol en cuivre et en zinc, en particulier en cas d'utilisation

d'engrais de ferme sur plusieurs années supérieure à la quantité d'éléments nutritifs (phosphore et azote) absorbée par l'herbe. (Gross et al., 2021a). S'agissant des cultures spéciales, les augmentations de concentrations constatées pour le cuivre en viticulture sont devenues très nettes lors des deux derniers relevés, avec des valeurs qui dépassaient de cinq à six fois la valeur indicative de l'OSol (1998) lors du 7^e relevé. Ces observations s'expliquent par l'application de PPh cuprifères, employés en viticulture notamment pour lutter contre le mildiou (Gross et al., 2021a). Sur le site de cultures maraîchères du NABO, les changements observés s'expliquent plutôt par l'utilisation d'engrais de ferme. On notera ici que le nombre de sites de viticulture (n = 3) et de cultures maraîchères (n = 1) dans le réseau de mesure du NABO est faible et que la variabilité temporelle dans les sites de viticulture est forte en raison de l'hétérogénéité des sols. Ainsi, il n'est pas possible de déduire, sur la base de ces observations, des résultats généraux qui seraient valables à l'échelle du pays.

6.3 Teneurs de carbone organique constantes dans le temps

Le carbone organique est un paramètre essentiel de la santé des sols ainsi que des différentes fonctions des sols ; il est mesuré depuis le début du monitoring du NABO. Les teneurs en carbone organique diffèrent selon les types d'utilisation des sols (médiane décroissante en partant des sites forestiers suivis des sites d'herbages, puis des grandes cultures), mais restent généralement constantes au fil du temps pour chaque type d'utilisation considéré. Des analyses détaillées ont montré que les augmentations et les diminutions des concentrations de carbone organique dans certains sites de grandes cultures et d'herbages peuvent s'expliquer par des changements de quantités d'engrais de ferme apportées (Gubler et al., 2019 ; Moll-Mielewicz et al., 2023). Certains facteurs stationnels tels que le climat ou les propriétés pédologiques (teneurs en argile et en eau) constituent des facteurs fondamentaux qui influencent les pratiques agricoles et donc également la teneur en carbone organique des sols.

6.4 Le monitoring microbiologique, une pratique bien implantée au NABO

Les méthodes de détermination de la respiration basale et de la biomasse microbienne, déjà adoptées dans certains programmes cantonaux d'observation des sols, ont été intégrées avec succès dans le monitoring du NABO. L'analyse du premier cycle de dix ans (de 2012 à 2022) dans neuf sites de grandes cultures et dans sept sites d'herbages montre que les valeurs dans la plupart des sites restent relativement constantes pour la majeure partie de la période de mesure considérée. Depuis 2019, les valeurs pour la biomasse microbienne montrent cependant d'importantes fluctuations, dont la cause n'est pas encore entièrement connue. Grâce à des méthodes de génétique moléculaire, il a été possible de définir, pour les sites NABObio, des communautés microbiennes typiques pour leur station, en plus des paramètres globaux. Les relevés sur plusieurs années ont permis de montrer que chacun des sites NABObio possède une structure de communauté microbienne qui lui est propre. Les différents types d'utilisation des sols (grandes cultures, herbages et forêts) sont également caractérisés par différentes communautés microbiennes. Que ce soit pour les bactéries ou pour les champignons, les structures de communautés diffèrent considérablement en fonction des types d'utilisation et des sites considérés.

Les mesures biologiques sont plus « sensibles » à des changements de laboratoire que les mesures chimiques par exemple. Ce fait a été confirmé par l'échantillonnage des sites forestiers de 2020 et souligne l'importance de la continuité des analyses à long terme. Les résultats montrent que l'interprétation des paramètres biologiques nécessite des informations sur les paramètres des propriétés pédologiques chimiques et physiques, mais également, si possible, d'autres informations, notamment sur le type d'exploitation et sur le climat. Il s'agira à l'avenir de continuer à élaborer et à développer des valeurs de référence et des indicateurs pour interpréter les données relatives à la microbiologie des sols.

6.5 Perspectives

Avec la présente évaluation du 7^e cycle de relevés, l'on dispose désormais de valeurs de mesure solides sur une période de plus de 35 ans. Grâce à des mesures techniques

de protection de l'environnement (p. ex. dispositifs d'épuration des fumées dans les usines d'incinération des ordures ménagères pour faire baisser les émissions de cadmium et introduction d'essence sans plomb pour les moteurs à combustion), les valeurs qu'on mesurait au début du monitoring (au milieu des années 1980) sont descendues à un niveau tel qu'il ne devrait plus y avoir d'atteintes portées aux sols à long terme. Cependant, de nouvelles substances ont été identifiées comme polluants potentiels et devront faire l'objet d'un suivi à l'avenir. Il s'agit notamment des PPh chimiques de synthèse, des PFAS ainsi que des microplastiques et des résidus d'antibiotiques. En mettant ses compétences et ses archives d'échantillons de sol à disposition pour divers projets en cours (intégration de résidus de PPh au monitoring des sols, mesure des PFAS dans les archives d'échantillons de sol, travaux de recherche sur la mesure des microplastiques dans le sol), le NABO joue un rôle important dans la recherche et la quantification de ce type de « nouvelles » substances.

Depuis 2012, des méthodes de génétique moléculaire ont ouvert de nouvelles possibilités d'analyses moins onéreuses, ce qui a permis au NABO d'explorer un domaine en grande partie inconnu jusqu'ici. Il s'agit maintenant d'attribuer aux différents organismes leur rôle fonctionnel et de déduire des indicateurs servant à l'évaluation de la santé du sol. Afin d'assurer ses fonctions d'habitat, de régulation et de production, le sol doit présenter une structure intacte. C'est pourquoi les relevés systématiques des propriétés physiques des sols (capacité d'infiltration de l'eau, distribution des pores moyens et grossiers et stabilité des agrégats du sol) ont une importance considérable.

Seule une observation à long terme des propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols permet d'analyser les interdépendances complexes qui les caractérisent et, partant, de fournir des informations fiables et documentées concernant la santé de ces derniers et leur évolution. La collecte supplémentaire de données sur les exploitations agricoles permet par ailleurs de comprendre de manière détaillée les cycles des nutriments et des polluants et donc d'identifier des sources potentielles de danger pour la santé du sol et de déduire des mesures appropriées de conservation, voire d'amélioration de sa fertilité. Le réseau de mesure de référence du NABO et ses analyses constituent donc les piliers fondamentaux d'une observation globale des sols en Suisse.

Figures

Figure 1

Vue d'ensemble du NABO. © NABO

Figure 2

Figure 2 : Les sites du NABO en fonction du type d'utilisation du sol (état en décembre 2022).

Figure 3

Placette de prélèvement des échantillons composés (quatre échantillons composés comprenant chacun 25 carottes) (Meuli et al., 2014).

Figure 4

Évolution des concentrations de métaux lourds dans la couche supérieure du sol entre le 1^{er} cycle (1985 à 1989) et respectivement le 5^e cycle (2005 à 2009) et le 7^e cycle (2015 à 2019), les concentrations étant exprimées comme pourcentages de la valeur indicative correspondante prévue par l'OSol (1998) et, pour le cuivre, fixée dans l'Osol (1986).

Figure 5

Évolution temporelle des concentrations de cuivre dans la couche supérieure du sol pour les sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 6

Figure 6 : Évolution temporelle des concentrations de zinc dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 7

Évolution temporelle des concentrations de cadmium dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 8

Évolution temporelle des concentrations de mercure dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 9

Évolution temporelle des concentrations de plomb dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 10

Évolution temporelle des concentrations de chrome dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 11

Évolution temporelle des concentrations de nickel dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 12

Évolution temporelle des concentrations de cobalt dans la couche supérieure du sol des sites agricoles. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 13

Répartition des échantillons prélevés dans le cadre du Monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD, en vert) et du monitoring du NABO (NABO, en bleu), et répartition des sites compilée par Stanisis et al., 2021 (MB). En rouge sont représentés les sites MB pour lesquels les teneurs ont été obtenues par résolution à l'eau régale, en orange les sites MB pour lesquels les valeurs ont été extraites avec une solution de 2 mol/l à l'acide nitrique (conformément à l'OSol). Carte en relief : swisstopo.

Figure 14

Concentrations mesurées mensuellement par classe de PPh en µg par kg de matière sèche sur une période de deux ans. Les valeurs de concentration sont additionnées pour chaque prélèvement, classe de PPh, type d'utilisation des sols (un site pour chacune des trois catégories grandes cultures, cultures fruitières et viticulture) et profondeur de prélèvement (B = 0 à 5 cm de profondeur et C = 5 à 20 cm de profondeur ; A = 0 à 20 cm de profondeur, non représenté). Les colonnes grisées représentent les mois d'hiver, soit de novembre à février.

Figure 15

Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites d'herbages. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3).

Figure 16

Figure 16 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites de grandes cultures. À gauche : les valeurs centrées sur la médiane de chaque site pour l'ensemble des relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites. À droite : les valeurs absolues pour la concentration de COT dans les sols organiques et minéraux.

Figure 17

Figure 17 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites de cultures spéciales. À gauche : les valeurs centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites. À droite : les valeurs absolues pour la concentration de COT dans la viticulture, les cultures maraîchères et les cultures fruitières.

Figure 18

Figure 18 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites forestiers. Les valeurs sont centrées sur la médiane du site concerné pour tous les relevés (cf. point 2.3). Les nombres en italique correspondent aux nombres de sites.

Figure 19

Biomasse microbienne ($\text{mg } C_{\text{mic}}/\text{kg}^{-1} \text{ MS}$) et respiration basale ($\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1} \text{ MS h}^{-1}$) dans les grandes cultures et les herbages (2012-2021) ainsi que dans les forêts de 2012 à 2016 et en 2020 (données = moyennes des échantillons composés par site et par an). Points = moyennes par an. Pour les sites forestiers, la mesure de 2020 n'est pas directement comparable avec la série temporelle 2012-2016, car les mesures ont été réalisées par deux laboratoires différents

Figure 20

Figure 20 : Évolution temporelle de la biomasse microbienne (en haut), de la respiration basale (au centre) et du quotient métabolique (en bas) dans les sites de grandes cultures, d'herbages et les sites forestiers. L'évolution des valeurs mesurées a été centrée pour chaque site par soustraction de la médiane du site (cf. point 2.3). S'agissant des forêts, l'année 2020 ne peut pas être comparée directement avec la série temporelle qui précède, car il y a eu un changement de laboratoire.

Figure 21

L'indicateur d'état Q pour la biomasse microbienne de neuf sites de grandes cultures avec détermination par la méthode de l'extraction par fumigation au chloroforme ($Q_{\text{TF-C}}$ [TF : terre fine]) ; évaluation des valeurs mesurées de la biomasse microbienne par rapport aux valeurs attendues pour le site concerné, de 2012 à 2021 (détails cf. Hug et al. 2021).

Figure 22

Différenciation des communautés de bactéries (a) et de champignons (b) en fonction de type d'utilisation du sol et des facteurs environnementaux. Représentation adaptée à partir de Gschwend et al. (2021b). Les grandes cultures sont représentées par des points bleus, les herbages par des points verts et les sites forestiers par des points bordeaux. La longueur d'une flèche exprime l'ampleur de l'influence du facteur environnemental concerné sur la différenciation des communautés. La figure utilise les abréviations suivantes : CT = carbone total (total carbon), COT = carbone organique total (total organic carbon), AB_TF = densité apparente, TAM = température annuelle moyenne, PAM = précipitations annuelles moyennes, AT = azote total (total nitrogen), C/N = rapport entre le carbone organique et l'azote, altit. = altitude.

Tableaux

Tableau 1

Vue d'ensemble des sites du NABO classés par utilisation du sol, avec indication du nombre de sites échantillonnés et du nombre de sites utilisés pour les analyses des métaux lourds, du carbone organique et des propriétés microbiologiques des sols lors du 7^e cycle de relevés. Sur certains sites, les mesures n'ont pas été effectuées pour chaque métal lourd. Des fourchettes (minimum – maximum de sites mesurés) sont indiquées

Tableau 2

Méthodes analytiques employées depuis le 1^{er} cycle jusqu'au 7^e cycle de relevés (FAAS = spectrométrie d'absorption atomique en flamme ; GAAS = spectrométrie d'absorption avec automatisation électrothermique et correction de fond à l'effet Zeeman ; ICP-MS = spectrométrie de masse à plasma inductif ; ICP-OES = spectroscopie optique d'émission atomique avec plasma à couplage inductif)

Tableau 3

Seuils de quantification (ou limite de détection dans le cas du cadmium) en mg/kg⁻¹ MS

Tableau 4

Concentrations de cuivre (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol pour les sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 40 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 5

Concentrations de zinc (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 150 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 6

Concentrations de cadmium (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 0,8 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 7

Concentrations de mercure (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 0,5 mg/kg⁻¹ MS) ; a. d. = aucune donnée

Tableau 8

Concentrations de plomb (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 50 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 9

Concentrations de chrome (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 50 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 10

Concentrations de nickel (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol pour les sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol : 50 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 11

Concentrations de chrome (mg/kg⁻¹ MS) dans la couche supérieure du sol des sites agricoles durant le 7^e cycle (valeur indicative de l'OSol [1986] : 50 mg/kg⁻¹ MS)

Tableau 12

concentration de COT (% MS de terre fine) dans les vingt premiers centimètres du sol durant le 7^e cycle de relevés

Tableau 13

Biomasse microbienne, respiration basale, pH et carbone organique dans les sites d'herbages, de grandes cultures et de forêts de 2012 à 2016 et de 2017 à 2021 (moyenne sur la période concernée). MS = matière sèche de la terre fine

Abréviations

AB_{TF}

densité apparente

ADN

acide désoxyribonucléique

C

carbone

Cd

cadmium

Co

cobalt

CO₂

dioxyde de carbone

C_{org}

carbone organique

COT

carbone organique total

Cr

chrome

Cu

cuivre

Eawag

Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau

EPF

École polytechnique fédérale

FAAS

spectrométrie d'absorption atomique en flamme

GAAS

spectrométrie d'absorption avec automatisation électrothermique et correction de fond à l'effet Zeeman

Hg

mercure

HNO₃

acide nitrique

ICP-MS

spectrométrie de masse à plasma inductif

ICP-OES

spectroscopie optique d'émission atomique avec plasma à couplage inductif

MBD

Monitoring de la biodiversité en Suisse

MS

matière sèche

NABO

Observatoire national des sols

Ni

nickel

NID

National Inventory Document

OFEV

Office fédéral de l'environnement

OSol

ordonnance sur les atteintes portées au sol (de 1998)

Osol

ordonnance sur les polluants du sol (de 1986)

HAP

hydrocarbures aromatiques polycycliques

Pb

plomb

PCB

biphényles polychlorés

PCR

amplification en chaîne par polymérase

PER

prestations écologiques requises

PFAS

substances per- et polyfluoroalkylées

PPh

produits phytosanitaires

Q

indicateur d'état (en microbiologie)

Rapport C/N

rapport en poids du dioxyde de carbone (C) par rapport à l'azote (N) dans le sol

RothC

modèle *Rothamsted Carbon*

Zn

zinc

Bibliographie

- Agroscope, 2020a. Détermination du taux de calcaire total du sol (CaCO₃). Version 3.1. Agroscope, Zurich
- Agroscope, 2020b. Détermination du carbone organique lié (C_{org}). Version 1.2. Agroscope, Zurich.
- Ammann, C., Neftel, A., Jocher, M., Fuhrer, J., Leifeld, J., 2020. Effect of management and weather variations on the greenhouse gas budget of two grasslands during a 10-year experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 292, 106814. DOI: [10.1016/j.agee.2019.106814](https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106814)
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H., 2010. Soil microbial biomass : The eco-physiological approach. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 2039-2043. DOI: [10.1016/j.soilbio.2010.06.026](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.026)
- OFEV, 2022. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2020. National Inventory Report. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- OFEV, 2017. Sols suisses. État et évolution – 2017. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- OFEV, EMPA, 2016. La pollution de l'air en 2015. Résultats du Réseau national d'observation des polluants atmosphériques (NABEL), État de l'environnement n° 1624. Office fédéral de l'environnement (OFEV) et Laboratoire fédéral d'essai des matériaux et de recherche (Empa), Berne.
- Bahn, M., Rodeghiero, M., Anderson-Dunn, M., Dore, S., Gimeno, C., Drösler, M., Williams, M., Ammann, C., Berninger, F., Flechard, C., *et al.* 2008. Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply. *Ecosystems* 11, 1352-1367. DOI: [10.1007/s10021-008-9198-0](https://doi.org/10.1007/s10021-008-9198-0)
- Bajgai, Y., Kristiansen, P., Hulugalle, N., McHenry, M., McCorkell, B., 2015. Soil organic carbon and microbial biomass carbon under organic and conventional vegetable cropping systems in an Alfisol and a Vertisol. *Nutr Cycl Agroecosyst* 101, 1-15. DOI : [10.1007/s10705-014-9656-3](https://doi.org/10.1007/s10705-014-9656-3)
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M., Kirk, G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437, 245-248. DOI : [10.1038/nature04038](https://doi.org/10.1038/nature04038)
- OFEFP, 2003. Manuel Prélèvement et préparation d'échantillons de sol pour l'analyse de substances polluantes. Berne.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klír, J., Körschens, M., Poulton, P.R., Richter, D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in longterm experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81, 29-44. DOI : [10.1016/s0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(97)00079-7)
- Desaules, A., Studer, K., 1993. Réseau national d'observation des sols. Présentation du réseau et premiers résultats. Période d'observation 1985-1991. Cahiers de l'environnement n° 200 : Sol. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.
- Desaules, A., Dahinden, R., 2000. Réseau national d'observation des sols. Variations des teneurs en polluants après 5 et 10 ans de suivi. Cahiers de l'environnement n° 320 : Sol. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Berne.
- Desaules, A., Schwab, P., Keller, A., Ammann, S., Paul, J., Bachmann, H.J., 2006. Polluants inorganiques dans les sols suisses et évolutions après 10 ans. Agroscope FAL Reckenholz, Station fédérale de recherche en agroécologie et agriculture, Zurich-Reckenholz.
- Desaules, A., Ammann, S., Blum, F., Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Keller, A., 2008. PAH and PCB in soils of Switzerland—status and critical review. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(11), 1265-1277. DOI : [10.1039/B807206J](https://doi.org/10.1039/B807206J)
- Desaules, A., Ammann, S., Blum, F., Brändli, R., Bucheli, T.D., 2009. PAK- und PCB-Gehalte in Böden der Schweiz. Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung 1995/1999. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART), Zürich.

- Doran, J. W., 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, ecosystems & environment*, 88(2), 119-127. DOI : [10.1016/S0167-8809\(01\)00246-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00246-8)
- FAL, FAW, RAC, 1996. Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Band 2, Bodenuntersuchung zur Standortcharakterisierung. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich-Reckenholz.
- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2001. L'état de l'insécurité alimentaire dans le monde 2001. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.
- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2021. Global assessment of soil pollution : Report. Rome.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 273-284. DOI : [10.1016/j.agee.2006.05.022](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.022)
- Gross, T., Keller, A., Müller, M., Gubler, A., 2021a. Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Nährstoffe und Schwermetalle 1985-2017. *Agroscope Science* 123, 1-99. DOI : [10.34776/as123g](https://doi.org/10.34776/as123g)
- Gross, T., Müller, M., Keller, A., Gubler, A., 2021b. Erfassung der Bewirtschaftungsdaten im Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung NABO. *Agroscope Science* 122, 1-51. DOI : [10.34776/as122g](https://doi.org/10.34776/as122g)
- Gschwend, F., Aregger, K., Gramlich, A., Walter, T., Widmer, F., 2020. Periodic waterlogging consistently shapes agricultural soil microbiomes by promoting specific taxa. *Applied Soil Ecology*, 155, 103623. DOI : [10.1016/j.apsoil.2020.103623](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103623)
- Gschwend, F., Hartmann, M., Hug, A., Enkerli, J., Gubler, A., Frey, B., Meuli, R.G., Widmer, F., 2021a. Long-term stability of soil bacterial and fungal community structures revealed in their abundant and rare fractions. *Molecular Ecology* 30, 4305-4320. DOI : [10.1111/mec.16036](https://doi.org/10.1111/mec.16036)
- Gschwend, F., Hartmann, M., Mayerhofer, J., Hug, A.-S., Enkerli, J., Gubler, A., Meuli, R.G., Frey, B., Widmer, F., 2021b. Site and land-use associations of soil bacteria and fungi define core and indicative taxa. *FEMS microbiology ecology* 97, fiab165. DOI : [10.1093/femsec/fiab165](https://doi.org/10.1093/femsec/fiab165)
- Gubler, A., Gross, T., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Rehbein, K., Schwab, P., Wächter, D., Zimmermann, R., Meuli, R.G., 2022. L'Observatoire national des sols 2021. *Agroscope*. DOI : [10.34776/AS128G](https://doi.org/10.34776/AS128G)
- Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G., Keller, A., 2015a. Observatoire national des sols (NABO) 1985 à 2009. État et évolution des polluants inorganiques et des paramètres associés aux sols. État de l'environnement : Sol. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- Gubler, A., Wächter, D., Blum, F., Bucheli, T.D., 2015b. Remarkably constant PAH concentrations in Swiss soils over the last 30 years. *Environmental Science : Processes & Impacts* 17, 1816-1828. DOI : [10.1039/C5EM00344J](https://doi.org/10.1039/C5EM00344J)
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., 2018. Homogenisierung von Bodenkohlenstoff-Daten : Harmonisierung der Resultate aus Nassoxydation (FAL-Methode) und Trockenveraschung. *Agroscope Science* 62, 1-9.
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., Müller, M., Keller, A., 2019. Twenty-five years of observations of soil organic carbon in Swiss croplands showing stability overall but with some divergent trends. *Environ Monit Assess* 191, 277. DOI : [10.1007/s10661-019-7435-y](https://doi.org/10.1007/s10661-019-7435-y)
- Guidi, C., Frey, B., Brunner, I., Meusburger, K., Vogel, M.E., Chen, X., Stucky, T., Gwiazdowicz, D.J., Skubała, P., Bose, A.K., Schaub, M., Rigling, A., Hagedorn, F., 2022. Soil fauna drives vertical redistribution of organic carbon in a long-term irrigated dry pine forest. *Glob. Change Biol.* 28, 3145-3160. DOI : [10.1111/gcb.16122](https://doi.org/10.1111/gcb.16122)
- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Elfouki, S., Fontana, M., Leifeld, J., Bragazza, L., Sinaj, S., 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma* 422, 115937. DOI : [10.1016/j.geoderma.2022.115937](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115937)

- Hagedorn, F., Moeri, A., Walthert, L., Zimmermann, S., 2010. Kohlenstoff in Schweizer Waldböden – bei Klimaerwärmung eine potenzielle CO₂-Quelle | Soil organic carbon in Swiss forest soils – a potential CO₂ source in a warming climate. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161, 530–535. DOI : [10.3188/szf.2010.0530](https://doi.org/10.3188/szf.2010.0530)
- Hartmann, M., Frey, B., Mayer, J., Mäder, P., Widmer, F., 2015. Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. *The ISME journal* 9 (5), 1177–1194. DOI : [10.1038/ismej.2014.210](https://doi.org/10.1038/ismej.2014.210)
- Hug, A.-S., Moll, J., Gubler, A., 2021. Monitoring Bodenbiologie. DOI : [10.34776/as110g](https://doi.org/10.34776/as110g)
- ISO 10694 :1995 (F) Qualité du sol – Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire). Organisation internationale de normalisation (ISO), Genève.
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., *et al.*, 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Allemagne.
- Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Weiss, P., 2021. Soil Organic Carbon Stocks in Mixed-Deciduous and Coniferous Forests in Austria. *Front. For. Glob. Change* 4, 688851. DOI : [10.3389/ffgc.2021.688851](https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.688851)
- Jenkinson, D.S., 1990. The turnover of organic matter in soil. DOI : [10.1098/rstb.1990.0177](https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0177) *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 329, 361–368
- 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, 14–21. DOI : [10.1016/j.geoderma.2017.04.021](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021)
- Keel, S.G., Anken, T., Büchi, L., Chervet, A., Fließbach, A., Flisch, R., Huguenin-Elie, O., Mäder, P., Mayer, J., Sinaj, S., Sturny, W., Wüst-Galley, C., Zihlmann, U., Leifeld, J., 2019. Loss of soil organic carbon in Swiss long-term agricultural experiments over a wide range of management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 286, 106654. DOI : [10.1016/j.agee.2019.106654](https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106654)
- Knecht, A., Gross, T., Moll-Mielewczik, J., 2022. Organischer Kohlenstoff in Waldböden – Interner Bericht der zeitlichen Verläufe von organischem Kohlenstoff in Waldböden im Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) zuhanden der Projektleitung NABO.
- Knotters, M., Teuling, K., Reijneveld, A., Lesschen, J.P., Kuikman, P., 2022. Changes in organic matter contents and carbon stocks in Dutch soils, 1998–2018. *Geoderma* 414, 115751. DOI : [10.1016/j.geoderma.2022.115751](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115751)
- Lal, R., 2008. Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. *Energy Environ. Sci.* 1, 86. DOI : [10.1039/b809492f](https://doi.org/10.1039/b809492f)
- Longepierre, M., Widmer, F., Keller, T., Weisskopf, P., Colombi, T., Six, J., Hartmann, M., 2021. Limited resilience of the soil microbiome to mechanical compaction within four growing seasons of agricultural management. *ISME Communications*, 1(1), 44. DOI : [10.1038/s43705-021-00046-8](https://doi.org/10.1038/s43705-021-00046-8)
- Lorenz, K., Lal, R., 2016. Environmental Impact of Organic Agriculture, in : *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 99–152. DOI : [10.1016/bs.agron.2016.05.003](https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.05.003)
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks : a meta-analysis. *Glob Change Biol* 20, 666–679. DOI : [10.1111/gcb.12438](https://doi.org/10.1111/gcb.12438)
- Meuli, R.G., Schwab, P., Wächter, D., Ammann, S., 2014. Observatoire national des sols (NABO) 1985 à 2004. État et évolution des polluants inorganiques et des paramètres associés aux sols. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.

- Moll-Mielewczik, J., Keel, S.G., Gubler, A., 2023. Organic carbon contents of mineral grassland soils in Switzerland over the last 30 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 342, 108258. DOI : [10.1016/j.agee.2022.108258](https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108258)
- Oberholzer, H.R., Rek, J., Weisskopf, P., Walther, U., 1999. Evaluation of soil quality by means of microbiological parameters related to the characteristics of individual arable sites. *Agribiological Research* 52.
- Oberholzer, H.R., Scheid, S., 2007. Bodenmikrobiologische Kennwerte. Erfassung des Zustands landwirtschaftlicher Böden im NABO-Referenzmessnetz anhand biologischer Parameter (NABObio). Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne.
- OSol, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. Le Conseil fédéral suisse, RS 814.12, Berne.
- Osol, 1986. Ordonnance du 9 juin 1986 sur les polluants du sol (Osol). Le Conseil fédéral suisse. Acte abrogé le 1^{er} octobre 1998 et remplacé par l'OSol (1998), Berne.
- Raich, J.W., Schlesinger, W.H., 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B* 44, 81-99. DOI : [10.3402/tellusb.v44i2.15428](https://doi.org/10.3402/tellusb.v44i2.15428)
- Schmid, P., Gujer, E., Zennegg, M., Bucheli, T.D., Desaulles, A., 2005. Correlation of PCDD/F and PCB concentrations in soil samples from the Swiss soil monitoring network (NABO) to specific parameters of the observation sites. *Chemosphere*, 58(3), 227-234. DOI : [10.1016/j.chemosphere.2004.08.045](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.045)
- Schwab, P., Gubler, A., 2016a. NABO-Standortkonzept. Betrieb des Messnetzes ab 2015. Nationale Bodenbeobachtung, Zurich.
- Schwab, P., Gubler, A., 2016b. Methoden zur Bestimmung physikalischer Begleitparameter an Bodenproben. *Agroscope Science* 40, 1-34.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., 2000. Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Sci. Soc. Am. j.* 64, 681-689. DOI : [10.2136/sssaj2000.642681x](https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x)
- Stanisic, L., Blum, J., Bigalke, M., 2021. Zusammenfassender Bericht über bestehende Studien und Untersuchungen zu geogenen Schadstoffgehalten in Böden und Gesteinen der Schweiz.
- Thalmann, B., Hofer, C., Wächter, D., Kulli, B., 2022. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Schweizer Böden. *Altlasten Spektrum*, 31(6), 176-179. DOI : [10.37307/j.1864-8371.2022.06.05](https://doi.org/10.37307/j.1864-8371.2022.06.05)
- van Leeuwen, J.P., Djukic, I., Bloem, J., Lehtinen, T., Hemerik, L., de Ruiter, P.C., Lair, G.J., 2017. Effects of land use on soil microbial biomass, activity and community structure at different soil depths in the Danube floodplain. *European Journal of Soil Biology* 7. DOI : [10.1016/j.ejsobi.2017.02.001](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.02.001)
- Groupe de travail « Biologie du sol – application » (VBB, BSA), 2009. Aide à la mise en œuvre. Utilisation et interprétation des paramètres biologiques du sol. Frick.
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewczik, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023a. Observation nationale des sols. Bref portrait des sites de grandes cultures. *Agroscope Science* 159. DOI : [10.34776/as159g](https://doi.org/10.34776/as159g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewczik, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023b. Observation nationale des sols. Bref portrait des sites de prairies. *Agroscope Science* 160. DOI : [10.34776/as160g](https://doi.org/10.34776/as160g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewczik, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023c. Observation nationale des sols. Bref portrait des sites protégés et des parcs urbains. *Agroscope Science* 161. DOI : [10.34776/as161g](https://doi.org/10.34776/as161g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewczik, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023d. Observation nationale des sols. Bref portrait des sites avec cultures spéciales. *Agroscope Science* 162. DOI : [10.34776/as162g](https://doi.org/10.34776/as162g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewczik, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023e. Observation nationale des sols. Bref portrait des sites forestiers. *Agroscope Science* 163. DOI : [10.34776/as163g](https://doi.org/10.34776/as163g)

Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (dir.), 2016. Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland : Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Allemagne. DOI : [10.3220/REP1473930232000](https://doi.org/10.3220/REP1473930232000)

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., Lützw, M. von, Marin-Spiotta, E., Wesemael, B. van, Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149–162. DOI : [10.1016/j.geoderma.2018.07.026](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026)

Wüst-Galley, C., Keel, S.G., Leifeld, J., 2020. A model-based carbon inventory for Switzerland's mineral agricultural soils using RothC. *Agroscopy Science* 105, 1–110. DOI : [10.34776/as105e](https://doi.org/10.34776/as105e)

Wüst-Galley, C., Keel, S.G., Leifeld, J., 2021. Modelling SOC in Switzerland's mineral agricultural soils using RothC : Sensitivity analysis. *Agroscopy Science* 113, 1–64. DOI : [10.34776/as113e](https://doi.org/10.34776/as113e)

Annexes

Annexe 1 : Compléments pour les polluants et les substances étrangères

Fig. A1 : Évolution temporelle de la concentration de cuivre dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.

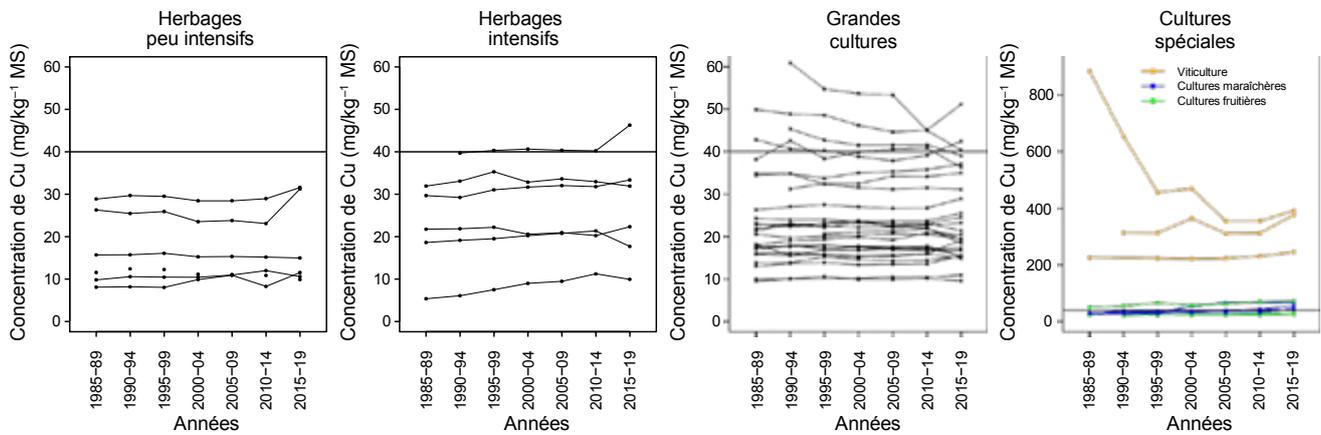


Fig. A2 : Évolution temporelle de la concentration de zinc dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.

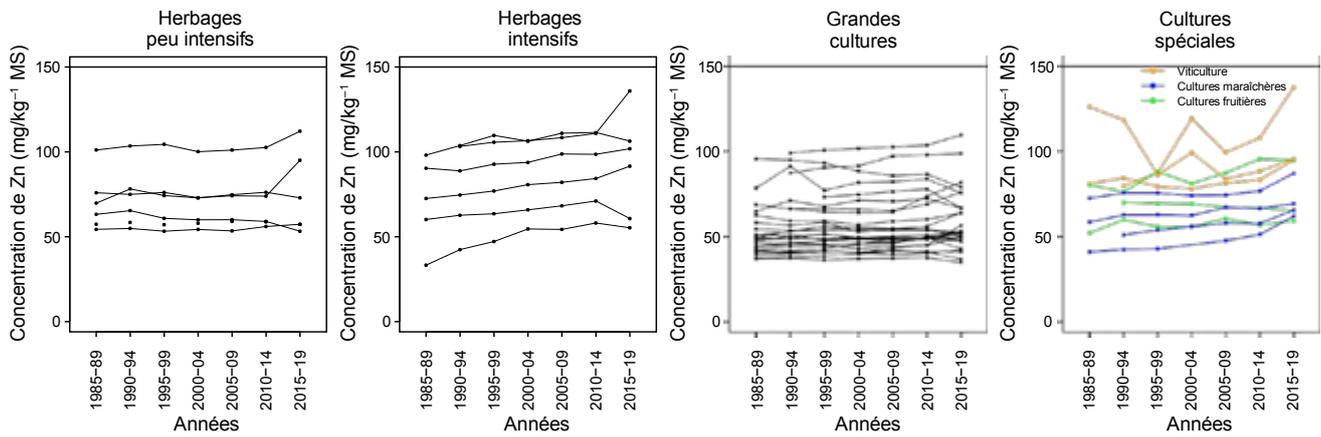


Fig. A3 : Évolution temporelle de la concentration de cadmium dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.

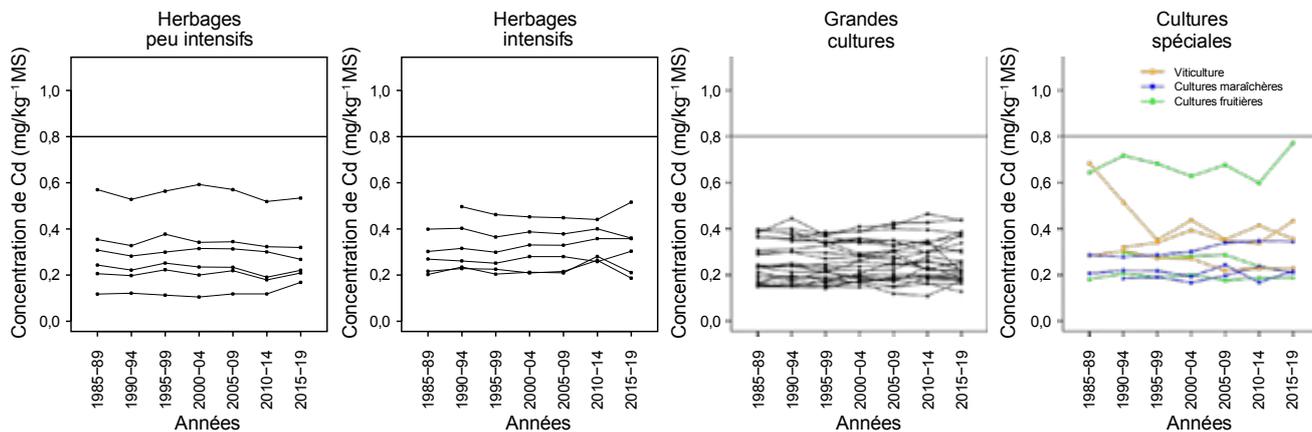


Fig. A4 : Évolution temporelle de la concentration de mercure dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Valeur indicative selon l'OSol : 0,5 mg/kg⁻¹ MS.

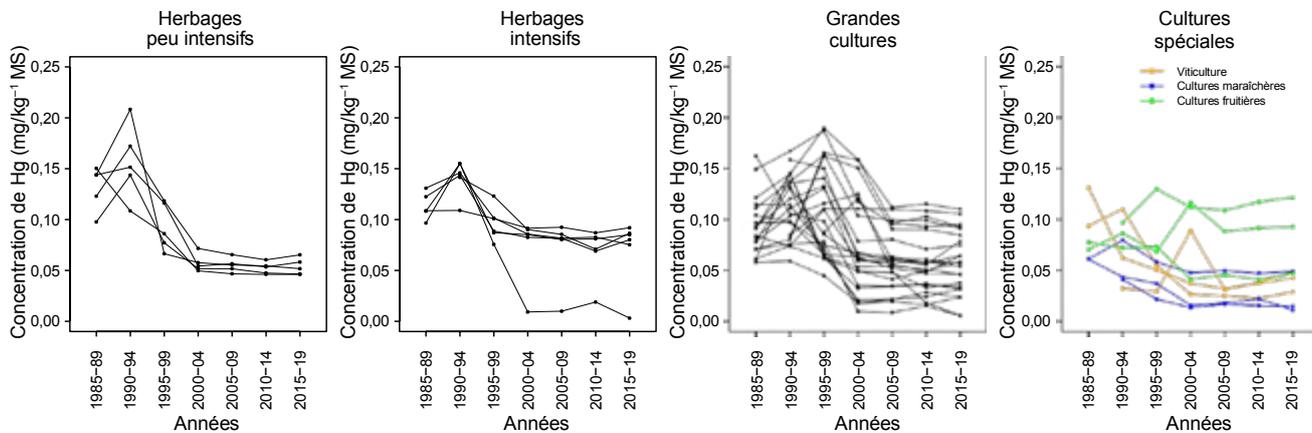


Fig. A5 : Évolution temporelle de la concentration de plomb dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.

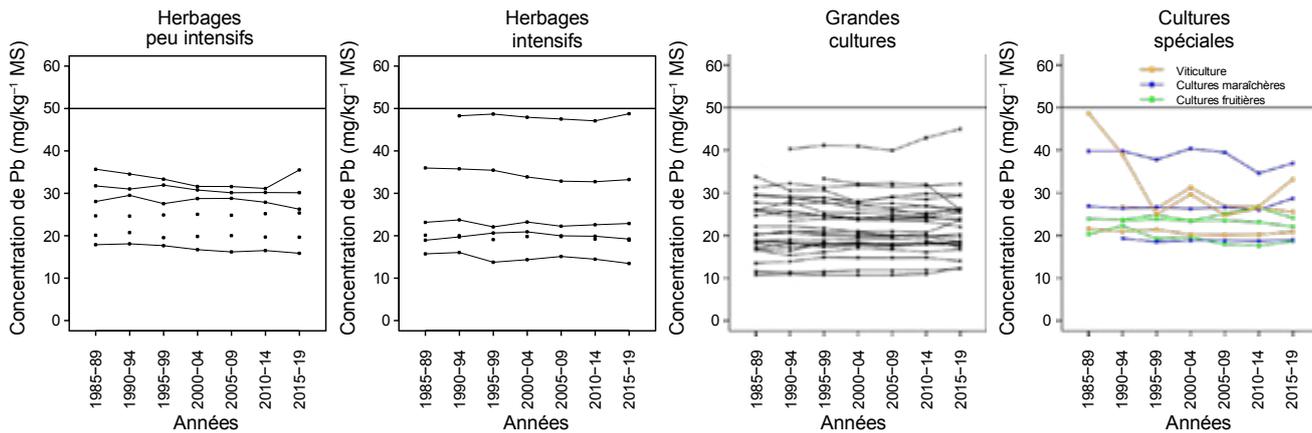


Fig. A6 : Évolution temporelle de la concentration de chrome dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.

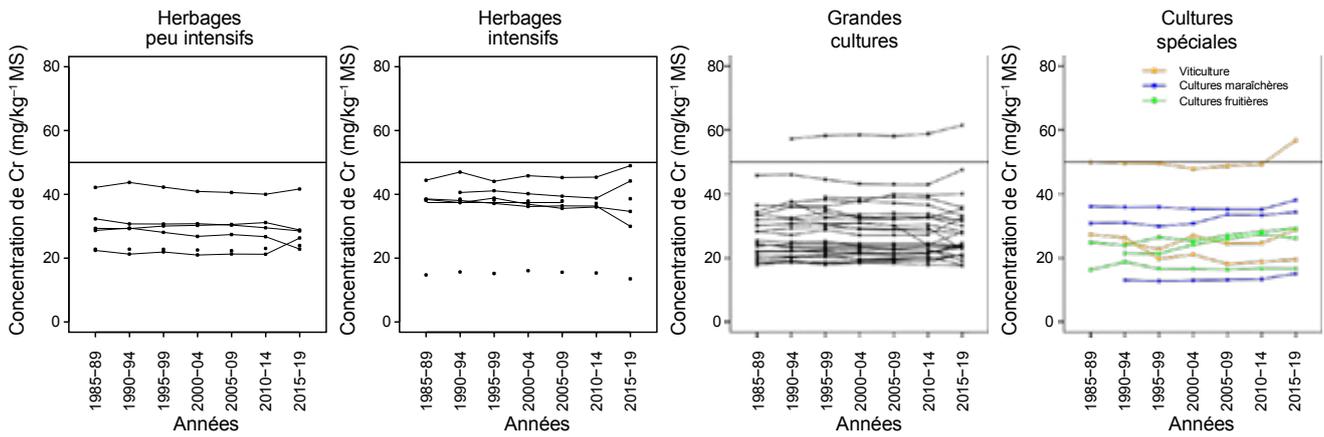


Fig. A7 : Évolution temporelle de la concentration de nickel dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.

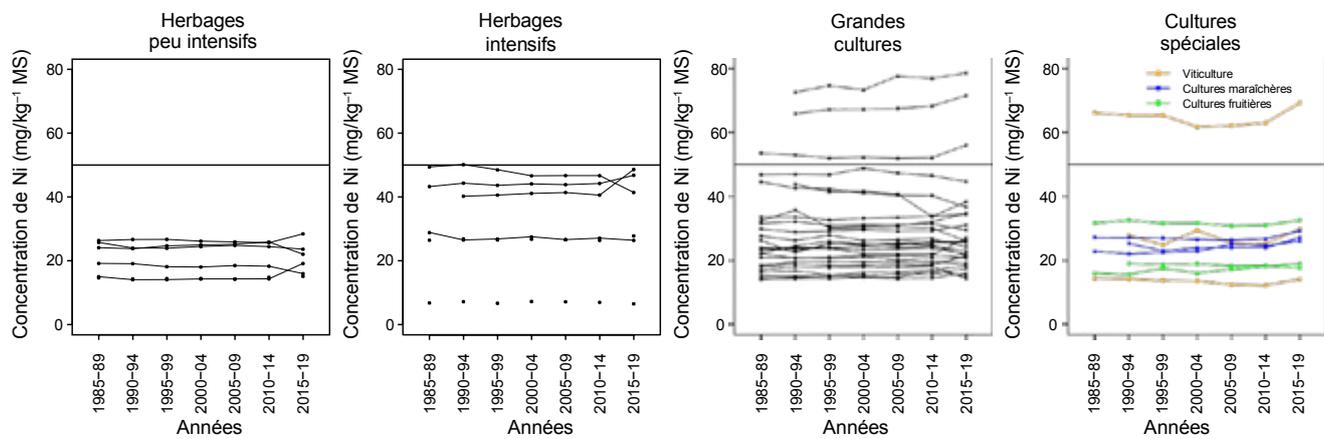
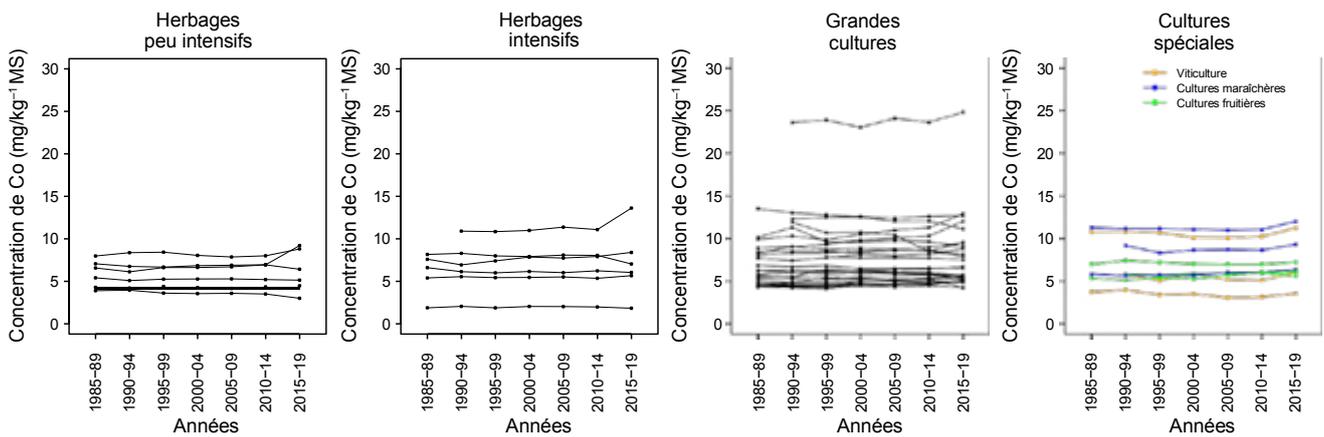


Fig. A8 : Évolution temporelle de la concentration de cobalt dans la couche supérieure du sol dans les sites agricoles

Ligne horizontale = valeur indicative selon l'OSol de 1998.



Annexe 2 : Compléments pour le carbone organique

Fig. A9 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites d'herbages

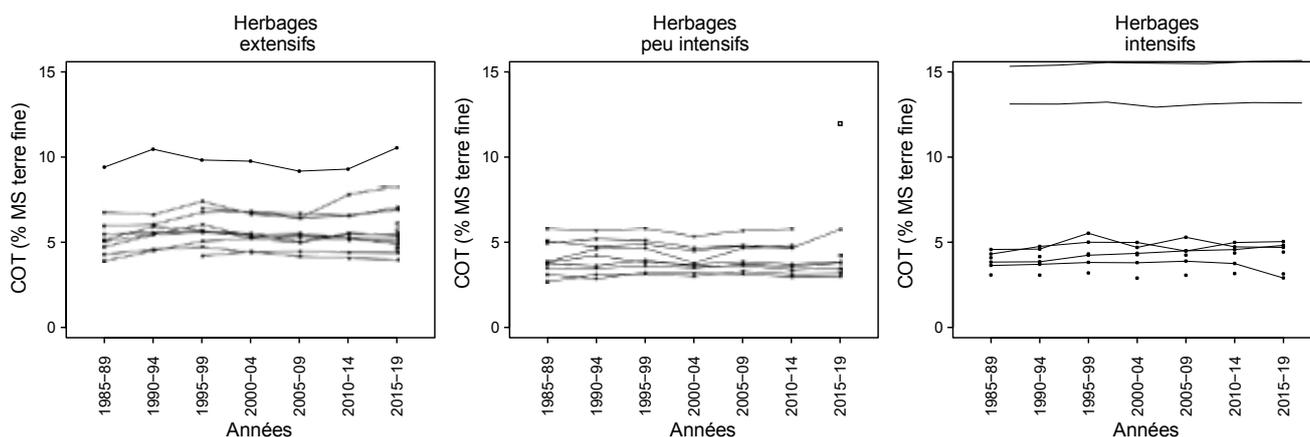


Fig. A10 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites de grandes cultures

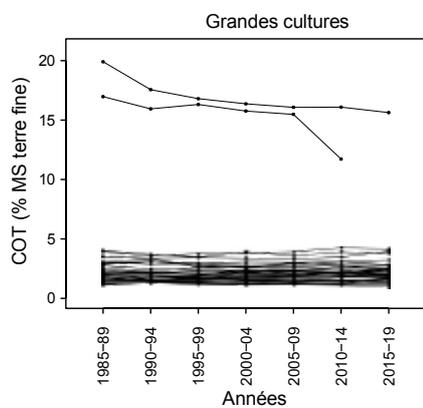


Fig. A11 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites de cultures spéciales

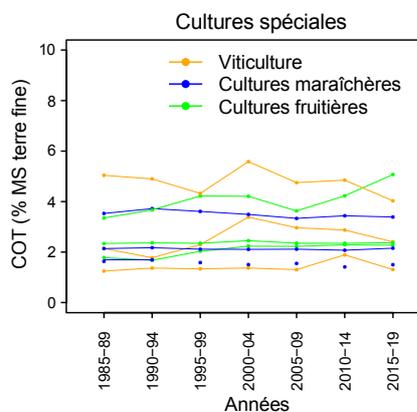
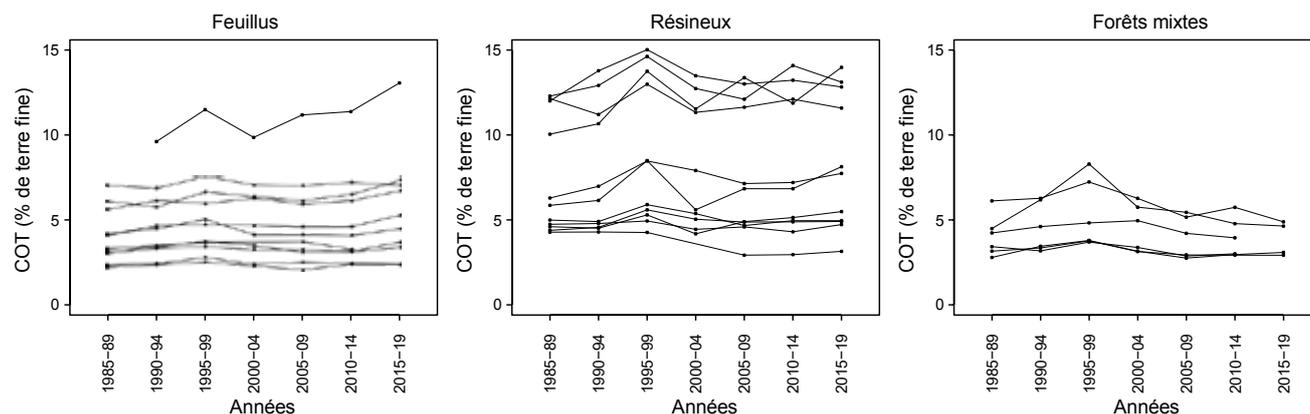


Fig. A12 : Évolution temporelle des concentrations de COT (% MS de terre fine) dans la couche supérieure du sol pour les sites forestiers



Annexe 3 : Compléments pour les propriétés microbiologiques

Fig. A13 : Évolution temporelle de la biomasse microbienne, de la respiration basale et du quotient métabolique dans la couche supérieure du sol des sites de grandes cultures

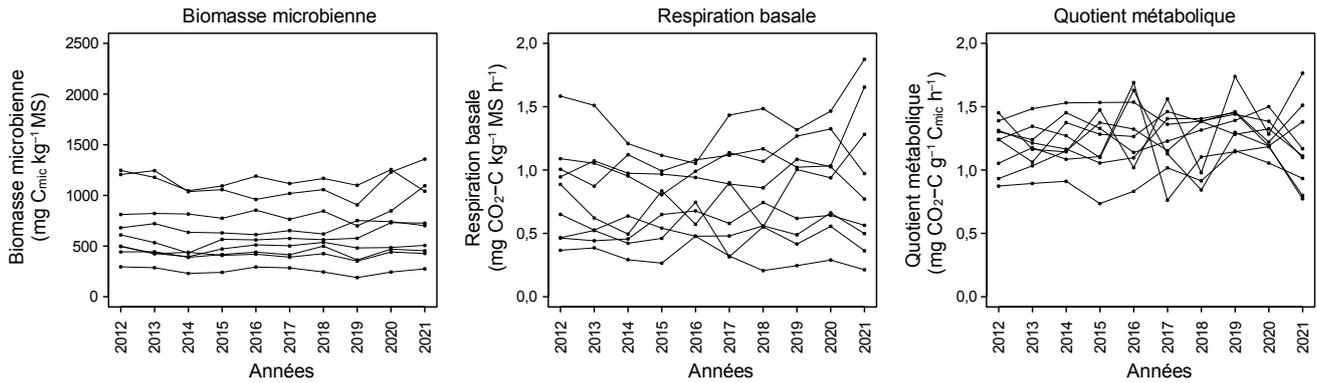


Fig. A14 : Évolution temporelle de la biomasse microbienne, de la respiration basale et du quotient métabolique dans la couche supérieure du sol des sites d'herbages

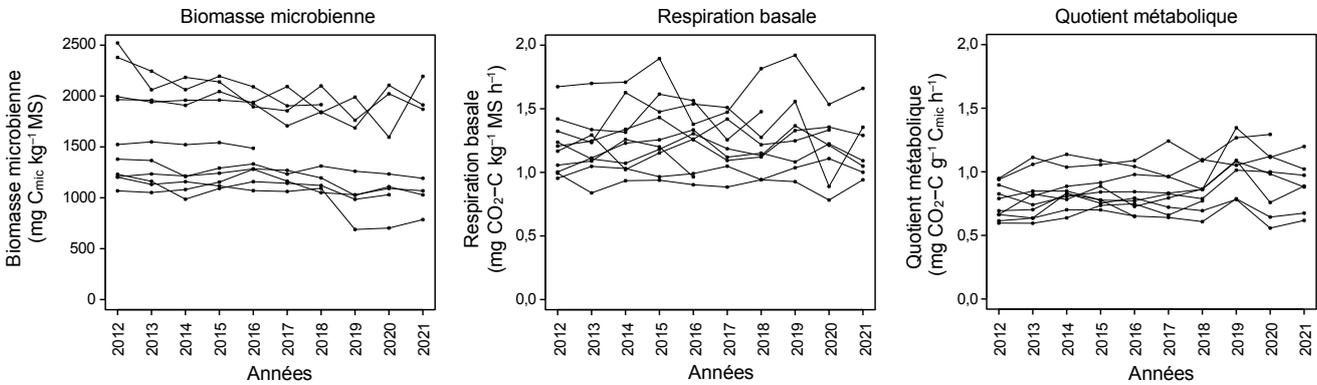
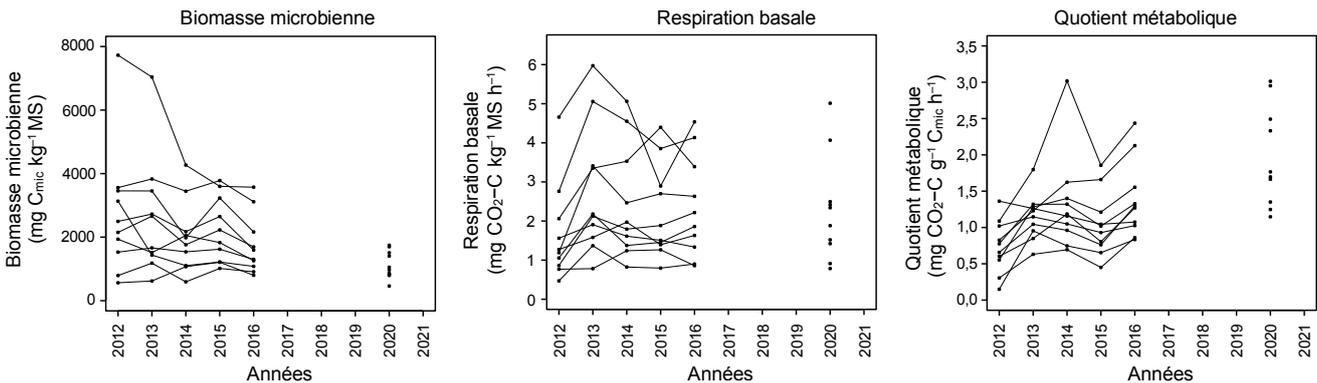


Fig. A15 : Évolution temporelle de la biomasse microbienne, de la respiration basale et du quotient métabolique dans la couche supérieure du sol des sites forestiers



Tab. A1 : Bootstrapping de la régression linéaire de la biomasse microbienne au fil du temps (de 2012 à 2021), par site :

Q2.5 = percentile 2,5 %, Q97.5 = percentile 97,5 % et Tendence = estimation de la tendance (diminution lorsque Q2.5 et Q97.5 sont négatifs, augmentation lorsque Q2.5 et Q97.5 sont positifs, stable sinon) ; méthodologie selon Gubler et al. (2019) avec 500 itérations.

Utilisation des sols	Site	Q2.5	Médiane	Q97.5	Tendance
Grandes cultures	A1	- 0,11	0,01	0,10	Stable
Grandes cultures	A2	- 0,04	0,02	0,09	Stable
Grandes cultures	A3	- 0,05	0,06	0,15	Stable
Grandes cultures	A4	- 0,18	- 0,07	0,01	Stable
Grandes cultures	A5	0,02	0,06	0,13	Augmentation
Grandes cultures	A6	- 0,07	- 0,02	0,03	Stable
Grandes cultures	A7	- 0,01	0,03	0,09	Stable
Grandes cultures	A8	0,06	0,14	0,24	Augmentation
Grandes cultures	A9	- 0,12	- 0,06	0,00	Stable
Herbages	G1	- 0,09	- 0,02	0,06	Stable
Herbages	G2	- 0,21	- 0,10	- 0,02	Diminution
Herbages	G3	- 0,33	- 0,26	- 0,19	Diminution
Herbages	G4	- 0,09	- 0,06	0,00	Stable
Herbages	G5	- 0,13	- 0,08	- 0,04	Diminution
Herbages	G6	- 0,05	- 0,01	0,02	Stable
Herbages	G7	- 0,09	- 0,02	0,03	Stable

Tab. A2 : Bootstrapping de la régression linéaire de la respiration basale au fil du temps (de 2012 à 2021), par site :

Q2.5 = percentile 2,5 %, Q97.5 = percentile 97,5 % et Tendence = estimation de la tendance (diminution lorsque Q2.5 et Q97.5 sont négatifs, augmentation lorsque Q2.5 et Q97.5 sont positifs, stable sinon) ; méthodologie selon Gubler et al. (2019) avec 500 itérations.

Utilisation des sols	Site	Q2.5	Médiane	Q97.5	Tendance
Grandes cultures	A1	- 0,32	- 0,23	- 0,16	Diminution
Grandes cultures	A2	- 0,14	- 0,05	0,03	Stable
Grandes cultures	A3	0,00	0,08	0,19	Stable
Grandes cultures	A4	- 0,05	0,08	0,20	Stable
Grandes cultures	A5	- 0,15	- 0,06	0,06	Stable
Grandes cultures	A6	- 0,13	- 0,06	0,04	Stable
Grandes cultures	A7	0,02	0,15	0,27	Augmentation
Grandes cultures	A8	0,08	0,16	0,27	Augmentation
Grandes cultures	A9	- 0,09	- 0,02	0,04	Stable
Herbages	G1	- 0,09	- 0,02	0,04	Stable
Herbages	G2	- 0,08	- 0,01	0,07	Stable
Herbages	G3	- 0,02	0,02	0,06	Stable
Herbages	G4	- 0,05	0,00	0,08	Stable
Herbages	G5	- 0,04	0,01	0,06	Stable
Herbages	G6	- 0,28	- 0,06	0,06	Stable
Herbages	G7	- 0,07	0,01	0,06	Stable