



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



Chapitre
sol

Eva Lacarce, Natacha Sautereau
Mise à jour 2024

Soutenu par



Une étude ITAB avec l'appui de chercheurs

La réalisation de l'étude «Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique» a été confiée à Natacha Sautereau, agronome, coordinatrice du pôle Durabilité-Transition à l'ITAB.

Sous la direction de Natacha Sautereau et après le précédent rapport sur les externalités de l'agriculture biologique publié en 2016, Fanny Cisowski, Bastien Dallaporta, Céline Gentil-Sergent, Eva Lacarce, Rodolphe Vidal ont analysé de mars 2022 à mars 2024 des articles scientifiques, concernant les questions d'évaluations des externalités sur le sol, la biodiversité, le climat, et la santé humaine. Ils ont échangé avec des experts de la thématique (INRAE, INSERM, ISARA) pour produire cette actualisation de l'état de l'art. Les références ont été recherchées dans les bases de données bibliographiques internationales. L'analyse s'appuie en priorité sur des synthèses bibliographiques scientifiques, dont des méta-analyses. Des références françaises et internationales ont été prises en compte. A noter que le poids du contexte (pays, époque) dans les valeurs observées ou attribuées requiert une attention particulière, par rapport à la pertinence d'un transfert à d'autres contextes ou d'une extrapolation.

Cécile Détang-Dessendre, Directrice scientifique adjointe Agriculture et Directrice du métaprogramme bio "METABIO" d'INRAE a été référente INRAE pour appuyer la mission d'un point de vue institutionnel. Des recommandations ont été formulées par les membres du comité de pilotage, et du conseil scientifique de l'ITAB à deux reprises. A l'issue du travail d'analyse de la bibliographie et après la phase finale de rédaction des chapitres thématiques et de production des résumés, les résultats ont fait l'objet d'une restitution publique le 10 juin 2024.

La Collection "Externalités de l'AB"

Les résultats de cette étude sont présentés sous la forme de quatre chapitres, synthétisés eux-mêmes sous la forme de 4 résumés.

Vous trouverez dans cette collection :

- ▶ Les 4 chapitres qui la composent : sol, biodiversité, climat, santé
- ▶ Les 4 résumés de ces chapitres : sol, biodiversité, climat, santé

Tous les livrables de la collection sont téléchargeables sur le site : <https://itab.bio/thematique-en-details/quantification-des-externalites-de-lagriculture-biologique>

Chapitre sol

Ce document constitue le chapitre "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol" rédigé par Eva Lacarce, agronome, et pédologue. Pour cette rédaction, l'ITAB a bénéficié en particulier de l'appui extérieur de plusieurs experts du sol : Joséphine Peigné (ISARA), Marie Benoit (ISARA) et Christian Mougín (INRAE). 230 références bibliographiques ont été mobilisées et figurent dans ce chapitre "Sol", dont la liste figure en fin de document.

Ce chapitre synthétise les principales externalités de l'agriculture biologique concernant le sol, en référence aux pratiques majoritairement mises en œuvre en agriculture conventionnelle. Il aborde la qualité biologique, physique et chimique du sol avec une prise en compte de travaux qui s'attachent à rendre compte d'une santé globale du sol.

Table des matières

Les enjeux du sol dans l'agroécosystème.....	8
I.1. Une ressource non renouvelable à préserver	8
I.2. Du sol productif au sol multifonctionnel.....	11
I.3. Vers une politique pour les sols.....	12
I.4. L'approche du sol en AB	13
II. Les pratiques mises en œuvre en AB.....	17
II.1. Produits résiduels organiques : un pilier de la gestion de la fertilité en AB.....	17
II.1.A. Un cadre réglementaire en faveur des produits résiduels organiques.....	17
II.1.A.1) Matières fertilisantes autorisées : amendements et engrais.....	18
II.1.A.2) Des évolutions règlementaires récentes élargissant le gisement de PRO.....	19
II.1.B. Les pratiques d'apports de PRO en AB : de la fertilisation à la fertilité.....	21
II.1.B.1) Les PRO en AB : bouclage des cycles ou intrants de l'agrosystème bio ?.....	22
II.1.B.2) Des bilans de N et P déficitaires dans certaines fermes bio.....	24
II.1.B.3) Un difficile raisonnement de la fertilisation et de la fertilité avec les PRO.....	26
II.1.C. Risques sanitaires liés aux épandages de PRO.....	30
II.1.C.1) Des pertes possibles d'éléments nutritifs et de carbone affectent l'environnement.....	30
II.1.C.2) Transferts d'agents biologiques pathogènes.....	31
II.1.C.3) Transferts de contaminants chimiques.....	35
II.2. Des rotations des cultures en AB.....	44
II.2.A. Les rotations dans la réglementation AB.....	44
II.2.B. ... et en pratique.....	44
II.2.C. Impacts sur le sol de la diversification.....	47
II.2.D. Focus sur les prairies temporaires et les CIMS.....	49
II.3. Pollution chimique des sols liée aux produits de protection des plantes.....	53
II.3.A. Sources de contamination des sols par des phytosanitaires.....	53
II.3.B. Une contamination généralisée des sols.....	54
II.3.B.1) Une contamination omniprésente, souvent en mélange.....	54
II.3.B.2) En AB, des sols moins contaminés.....	58
II.3.C. Traitements phytosanitaires en AB.....	61
II.3.C.1) Une contamination au cuivre plus spécifique de certaines productions que de l'AB.....	61
II.3.C.2) Autres PPP.....	66
II.3.D. Des contaminations des aliments bio par des pesticides du sol.....	68
Effets de l'AB sur les services et fonctions écosystémiques du sol.....	70
II.4. Stockage du carbone et teneur en matière organique dans les sols.....	70
II.5. Régulation des flux de gaz à effet de serre.....	71
II.6. Biodiversité du sol.....	71
II.6.A. Organismes constitutifs et bref aperçu des fonctions associées.....	72
II.6.B. Menaces sur la biodiversité des sols.....	76
II.6.C. Impacts de l'AB sur la biodiversité du sol.....	77
II.6.C.1) Communautés microbiennes en AB.....	82
II.6.C.2) Faune invertébrée.....	85
II.6.C.3) Les traits racinaires.....	87
II.6.D. Effets des pesticides autorisés en AB.....	88
II.6.E. Décontamination des sols par la microflore indigène.....	89
II.7. Quel impact de l'AB sur l'eau ?.....	93
II.7.A. Dynamique de l'eau.....	93
II.7.A.1) Réserve utilisable des sols en AB.....	93
II.7.A.2) Erosion : l'AB a-t-elle une influence ?.....	95
II.7.B. Dynamiques des nutriments.....	98
II.7.B.1) Cas de l'azote.....	99
II.7.B.2) Cas du phosphore.....	105
II.7.C. Flux des pesticides du sol vers les eaux.....	113
II.7.C.1) De nombreux déterminants des flux de pesticides.....	113
II.7.C.2) Dans les masses d'eau, les herbicides et insecticides plus préoccupants.....	113
II.7.C.3) En AB peu de transferts, mais une contribution aux transferts de cuivre par érosion.....	114
II.8. Vers une approche multifonctionnelle.....	116
II.8.A. Les sols en AB sont-ils plus fertiles ?.....	116
II.8.B. Les études de la multifonctionnalité des sols en bio.....	118

II.8.B.1) ... à travers des essais de longue durée	118
II.8.B.2) ... et dans un réseau de fermes.....	122
II.8.C. Les limites d'une comparaison entre AB et AC	123
II.8.D. Dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols	125
Références.....	129
Annexe I : Extraits de la réglementation bio précisant la gestion des rotations et leur relation avec la qualité des sols	136
Annexe II : Indicateurs retenus dans les approches multidimensionnelles de la qualité des sols.	138
Annexe III : Fonctions écosystémiques assurées par les organismes du sol.....	140

Glossaire

AB : agriculture biologique

AC : agriculture non biologique, conventionnelle

ACS : agriculture de conservation des sols, c'est-à-dire combinant réduction du travail du sol, couverture organique permanente du sol par des cultures ou leurs résidus et diversification des cultures (au moins 3 en rotation)

ACV : analyse de cycle de vie

AMPA : α -amino-3-hydroxy-5-méthyl-4-isoxazolepropionique, métabolite du glyphosate

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

Boue de STEP : boue de station d'épuration

CEC : capacité d'échange cationique

CICES : Common International Classification of Ecosystem Services, un système de classification des services écosystémiques développé par l'Agence Européenne pour l'Environnement

CIPAN : couvert intermédiaire piège à nitrate

CIMS : couvert intermédiaire multi-services

CIVE : couvert intermédiaire valorisés pour l'énergie

COMIFER : Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée

CTO : composés traces organiques

EFSA : Autorité européenne de sécurité des aliments

EGTOP : groupe d'experts appelés à formuler des avis techniques sur la production biologique pour la Commission européenne

ETM : éléments traces métalliques

FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

GES : gaz à effet de serre

ICPE : installation classée pour la protection de l'environnement

INAO : Institut national de l'origine et de la qualité

Loi AGECC : Loi anti-gaspillage pour une économie circulaire, plus exactement Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire

LMR : limites maximales réglementaires, définit les teneurs maximales notamment en pesticides pour les denrées alimentaires.

LUCAS : Land use and land cover survey, enquête statistique sur l'Occupation et l'Utilisation des sols coordonnée par la DG Eurostat de la Commission européenne

MO : matière organique

MS : matière sèche

PEC : « Predicted Environmental Concentration », c'est-à-dire pour une substance, la concentration prévisible dans l'environnement (degré d'exposition des milieux)

PICT : méthode "Pollution-Induced Community Tolerance" consistant à exposer des communautés à des doses répétées de polluants pour évaluer leur capacité de tolérance et l'évolution de leur structure

PNEC : "Predicted No Effect Concentration", c'est-à-dire pour une substance, la plus forte concentration sans risque pour l'environnement (seuil d'écotoxicité)

PPP : produit de protection des plantes

PRO : produit résiduaire organique

RMQS : Réseau de mesure de la qualité des sols. Il s'agit de l'outil français de surveillance de la qualité des sols selon un maillage carré de 16 km de côté (2 240 sites en France métropolitaine et régions d'Outre-mer) initié en 2000. Quinze ans séparent les mesures sur un même site.

RSD : Règlement Sanitaire Départemental (texte de référence pour imposer des prescriptions, en matière d'hygiène et de salubrité, aux activités qui ne relèvent pas du champ d'application des installations classées pour la protection de l'environnement.

SAU : surface agricole utilisée

SDHI : fongicide inhibiteur de la succinate déshydrogénase

SES : services écosystémiques

UAB : utilisable en agriculture biologique

Préambule

Ce chapitre aborde les externalités de l'Agriculture Biologique (AB) liées à ses spécificités dans la gestion du sol, externalités telles que définies dans (Sautereau et Benoit, 2016).

Il présente dans un premier temps les enjeux de la qualité du sol.

Il s'attache ensuite à présenter les dispositions réglementaires et les pratiques mises en œuvre qui différencient l'agriculture biologique de l'agriculture conventionnelle vis-à-vis de ce compartiment. Cette section s'articule autour de trois pratiques : l'utilisation des produits résiduaux organiques comme fertilisants alors que les engrais de synthèse sont interdits, les rotations des cultures et les traitements phytosanitaires.

La troisième partie traite des externalités de l'agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC) concernant les composantes biologique, chimique et physique de la qualité des sols. Les écarts de services ou disservices environnementaux rendus entre AB et AC sont étudiés. A noter que la question du carbone du sol et des gaz à effet de serre est essentiellement traitée dans le chapitre dédié au climat.

Enfin, les approches plus multifonctionnelles de la qualité des sols, intégrant notamment la productivité, permettent d'élargir l'analyse au-delà des externalités.

Un résumé consacré au sol complète ce rapport en balayant les principaux différentiels d'externalités liées au sol abordés entre agriculture biologique et conventionnelle.

Les enjeux du sol dans l'agroécosystème

Les sols assurent de multiples services écosystémiques (SES). Le premier en ce qui concerne l'agriculture est le service d'approvisionnement grâce à la croissance des plantes auxquelles les sols assurent notamment un ancrage, une alimentation en eau et éléments nutritifs, et d'autres fonctions propices à leur développement (aération, régulation du pathosystème...).

Ces fonctions de support et approvisionnement bénéficient aussi à la biodiversité associée que les sols hébergent. Le sol remplit par ailleurs un rôle notoire de régulation en ce qui concerne les flux et la qualité de l'eau, les cycles biogéochimiques, ou le climat et les émissions de gaz à effet de serre.

Une étude sur les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles (Tibi and Therond, 2017a) retient 14 SES tels que définis par le CICES¹. Parmi ces 14 SES, 10 impliquent directement un bon fonctionnement des sols, à savoir :

- ▶ la structuration du sol ;
- ▶ la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion ;
- ▶ le stockage et la restitution de l'eau aux plantes cultivées ;
- ▶ le stockage et restitution de l'eau bleue ;
- ▶ la régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote et du phosphore, et du carbone organique dissous ;
- ▶ la fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées ;
- ▶ la fourniture d'autres nutriments aux plantes cultivées ;
- ▶ l'atténuation naturelle des pesticides par les sols ;
- ▶ la régulation du climat global par atténuation des GES et le stockage de carbone ;
- ▶ la régulation des graines d'adventices ;
- ▶ et de façon partielle, la régulation des insectes ravageurs, bon nombre accomplissant au moins partie de leur cycle dans le sol.

Au-delà des enjeux biophysiques, le sol pourvoit également à certains services culturels, dans l'agriculture en participant à la définition des terroirs et, par-delà, en contribuant notamment à l'archivage du patrimoine.

I.1. Une ressource non renouvelable à préserver

Le sol constitue une ressource non renouvelable à l'échelle humaine puisque son processus de formation est lent (Verheijen et al., 2009) : entre 100 et 1 000 ans sont nécessaires pour former 1 cm de sol. À l'interface entre géosphère et atmosphère, hydrosphère et biosphère, à la fois écosystème et compartiment d'autres écosystèmes, le sol est indispensable à la vie, mais il est fragile et exposé à de nombreuses pressions (érosion, pollutions, salinisation, tassement, imperméabilisation...). À l'échelle mondiale, 13 % de l'ensemble des sols sont déjà dégradés (FAO, 2021) et au niveau de l'Union européenne,

¹ *Common International Classification of Ecosystem Services, un système de classification des services écosystémiques développé par l'Agence Européenne pour l'Environnement.*

environ deux tiers des sols sont concernés par une dégradation² (Veerman et al., 2020).

Le concept des limites planétaires développé par le Stockholm Resilience Center permet de situer l'ensemble des activités humaines vis-à-vis de seuils que l'humanité devrait respecter pour ne pas compromettre les conditions de vie qui lui sont favorables. La contribution de l'agriculture au dépassement de ces limites planétaires (Figure 1) est majeure, qu'il s'agisse de diversité génétique, de flux biogéochimiques des nutriments (azote N et phosphore P), de changement d'occupation des sols, d'utilisation de l'eau douce, de pollutions chimiques via les pesticides («novel entities») (Campbell et al., 2017; Wang-Erlandsson et al., 2022). Les sols constituent un compartiment clef vis-à-vis de ces limites. Le changement de l'affectation des terres quand les terres arables sont étendues au détriment de la forêt ou de prairies permanentes, en tant que réservoirs de biodiversité et de carbone, est très impactant (Kopittke et al., 2021). Notamment au cours de ces mises en culture, la matière organique des sols est fortement minéralisée avec pour corollaire des émissions de CO₂ qui affectent le climat et l'acidification des océans. Une gestion soutenable des sols agricoles contribue également à freiner le dépassement des limites planétaires. L'utilisation plus large de matières organiques pour assurer un meilleur bouclage des cycles de nutriments, en parallèle d'une meilleure efficacité de la fertilisation sont indispensables pour contenir les flux biogéochimiques d'azote et de phosphore dont respectivement 66 % et 38 % sont apportés au sol. Limiter l'utilisation des pesticides diminue par ailleurs la contamination chimique des sols. L'impact de l'agriculture sur la biodiversité manque encore de documentation pour estimer la part des sols dans la chute de biodiversité (FAO, 2020; Kopittke et al., 2021).

Les pertes en matières organiques, en biodiversité, l'érosion, le tassement ainsi que la contamination chimique des sols sont parmi les menaces les plus lourdes résultant d'une gestion insoutenable des sols (Mäder et al., 2020). La Figure 2 schématise les différentes menaces pesant sur le sol et l'impact sur les fonctions et les SES associés, ainsi que leur degré d'intrication (Bünemann et al., 2018). Elle permet de montrer le risque fondamental du déclin de la matière organique du sol, l'importance du service de production de biomasse sur les fonctions que le sol remplit, et la centralité des fonctions d'habitat, et des fonctions liées au cycle de l'eau et de la matière organique.

Dans l'agroécosystème, il n'est pas aisé de dissocier (1) la dimension anthropique comme facteur externe recouvrant à la fois l'occupation du territoire, les pratiques agronomiques et les choix opérés, de (2) la composante sol, en tant que ressource naturelle avec des propriétés intrinsèques ou dynamiques, afin de dégager les SES qui relèvent du sol. En effet, l'homme s'adapte et façonne le sol et son fonctionnement dans une relation d'interdépendance.

² Les causes de dégradations considérées dans cette évaluation européenne concernent (1) les excès de nutriments pour 27 à 32 % des sols, (2) la perte ou des niveaux insuffisant de matière organique pour 23 %, (3) 4,8 % des surfaces avec des tourbières dégradées, (4) l'érosion pour 23 % de la SAU et 30 % des terres non agricoles, (5) le tassement pour 23 à 33 % des surfaces, (6) des pollutions chimiques pour 21 % des terres agricoles et une proportion plus large des surfaces du fait de dépôts atmosphériques, (7) l'artificialisation des sols, localement importante, (8) la salinisation secondaire qui concerne 1,5 % des surfaces, localisées en zone méditerranéenne, (9) la menace de désertification dans les zones méditerranéenne et pontique, et (10) la perte de biodiversité qu'implique les menaces précédentes.

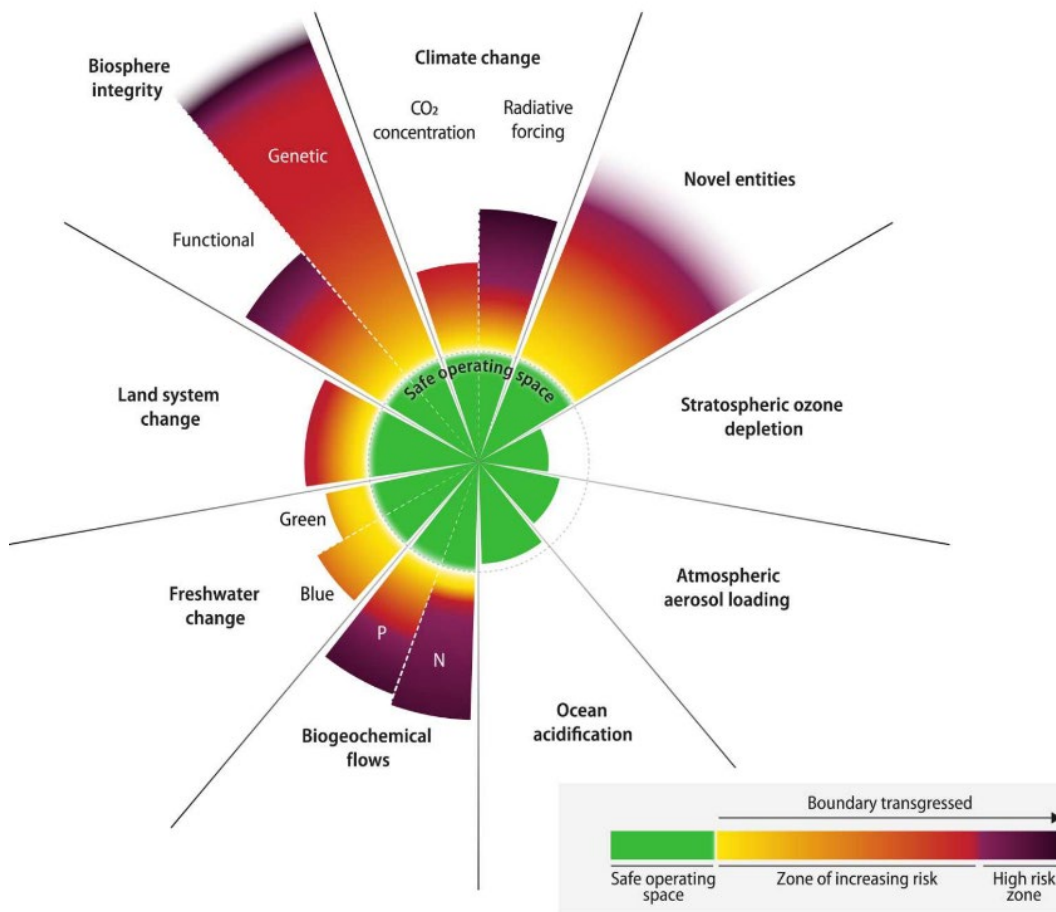


Figure 1. Evaluation des 9 limites planétaires du Stockholm Resilience Centre. Six sur neuf sont dépassées. En vert, la zone de sécurité, de jaune à rouge des risques plus élevés et en violet la zone à haut risque. Le centre représente les conditions moyennes à l'Holocène et le cercle en pointillé les limites planétaires. A noter, ces évaluations demeurent peu précises, particulièrement pour les nouvelles entités et l'intégrité génétique (représentées avec une limite floue) mais rendent compte des menaces que constituent les activités humaines (Source Richardson et al., 2023).

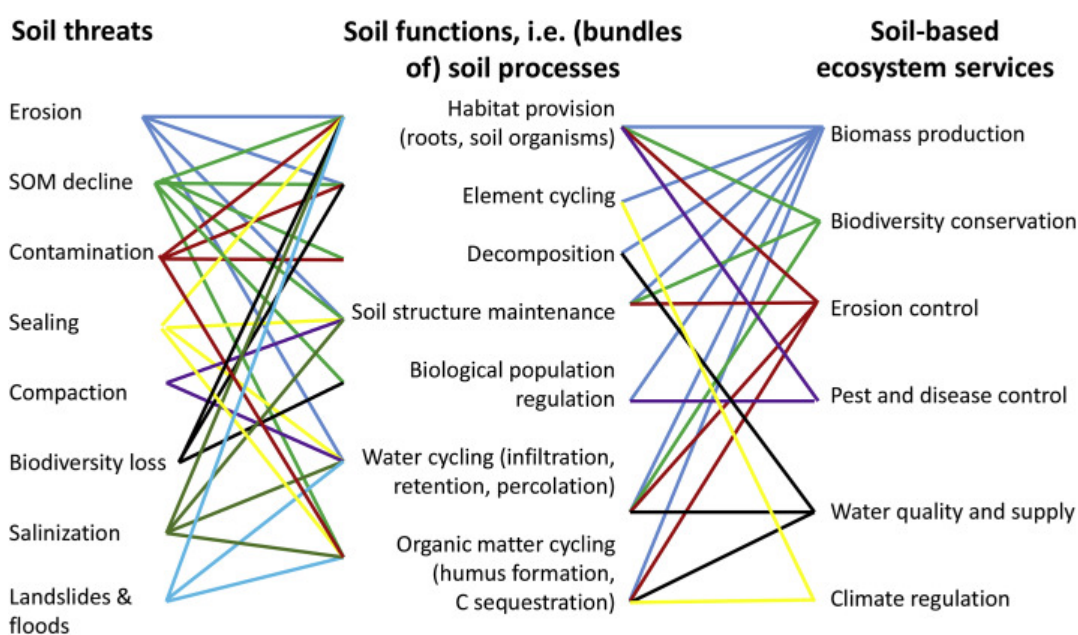


Figure 2. Liens entre menaces, fonctions et SES des sols (Source Bünemann et al., 2018).

I.2. Du sol productif au sol multifonctionnel

L'approche du sol par sa **fertilité**, centrée sur le service de production agricole, ne permet pas de rendre compte des nombreux services rendus par les sols et qui interagissent de façon synergique ou antagoniste avec les rendements.

Dans les années 1990, l'évolution du rapport des scientifiques au sol a conduit à l'élaboration de la **notion de qualité du sol** qui rend compte de sa multifonctionnalité. Contrairement à la qualité de l'air et de l'eau qui est appréhendée par les niveaux de pollutions impactant la santé et les écosystèmes, la qualité du sol est définie comme l'ensemble des propriétés intrinsèques d'un sol qui soutiennent les fonctions écologiques, plus précisément « la capacité d'un sol à fonctionner pour soutenir la productivité biologique, maintenir la qualité de l'environnement et promouvoir la santé des plantes, des animaux, dans les limites de l'écosystème et de l'utilisation des terres » selon Doran et Parkin (1994). La qualité du sol est complexe à appréhender puisqu'elle se mesure à travers différentes propriétés du sol qui indiquent indirectement les menaces qui pèsent dessus ou les SES rendus. Les relations entre propriétés d'une part, et fonctions ou services d'autre part, ne sont pas toujours directes et linéaires. Par ailleurs, ces indicateurs, pour être interprétés, doivent être contextualisés pour tenir compte de la variabilité intrinsèque des sols (effet de la roche mère, du climat, de la pédogénèse), de l'héritage légué par les usages et pratiques agricoles passés, et des phénomènes de compensation entre différents SES (Bünemann et al., 2018).

Notion plus large, la **santé des sols** a émergé dans les années 2000, en résonance avec l'approche *One Health* (ou « une seule santé ») qui lie les santés humaine, animale et de l'environnement. La santé des sols inclut les propriétés dynamiques affectées par la gestion du sol, et la performance des services écosystémiques, tout en plaçant au centre son fonctionnement biologique. Elle peut être définie comme « la capacité du sol à fonctionner comme un écosystème vivant vital, dans les limites de l'écosystème et de l'affectation des terres, pour maintenir la productivité des plantes et des animaux, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air et promouvoir la santé des plantes et des animaux. La réduction de la santé du sol, ou des composantes de la qualité des sols par l'Homme, sont une préoccupation écologique pressante. » (Doran and Zeiss, 2000). La santé des sols permet ainsi de confronter l'enjeu du sol avec les pratiques agricoles, leur soutenabilité et la résilience de l'écosystème en favorisant des approches transdisciplinaires.

Les termes de qualité et de santé des sols ne font pas l'objet d'une définition consensuelle, d'une liste établie d'indicateurs mesurables et universellement positionnables. Les notions sont souvent utilisées indifféremment dans la littérature scientifique (Janzen et al., 2021; Lehmann et al., 2020). **La notion de santé transcende cependant l'approche biophysique par sa dimension métaphorique et sa portée intégrative de dimensions plus subjectives, et ouvre la voie à des approches transdisciplinaires.** La notion a ainsi permis de sensibiliser les décideurs et citoyens, et de les interpeler sur la soutenabilité des systèmes alimentaires vis-à-vis de la gestion du sol. Janzen et al. (2021) suggèrent en conséquence la définition suivante : « La santé du sol est la vitalité d'un sol qui soutient les fonctions socio-écologiques de son écosystème/territoire³ ». Les auteurs invitent cependant à ne pas abuser de l'image quand des fonctions ou indicateurs sont étudiés et peuvent être nommés précisément. Ils rappellent que les indicateurs utilisés doivent être reliés à des fonctions de façon contextualisée. Par ailleurs, les sciences humaines et sociales doivent participer à l'évaluation de la santé des sols, notamment pour la co-construction des jugements de ce qui est acceptable, souhaitable, entre les constituants de la santé du

³ Dans le texte "Soil health is the vitality of a soil in sustaining the socio-ecological functions of its enfolding land" mais avec la précision que "land" doit être compris comme l'écosystème incluant les interactions entre milieu et êtres vivants y compris humains et leurs interactions dans un lieu donné, un paysage.

sol. Cette vision dialogue avec la notion encore peu utilisée de sécurité du sol qui embrasse la dimension politique du sol : au-delà de la propriété de la terre, le sol est approché comme un bien commun qui fait de l'accès aux SES du sol un droit fondamental de l'Homme (Lehmann et al., 2020). Une représentation de ces différentes approches du sol, de leur échelle d'appréhension, de leur portée et des méthodes d'appréciation est esquissée dans la Figure 3.

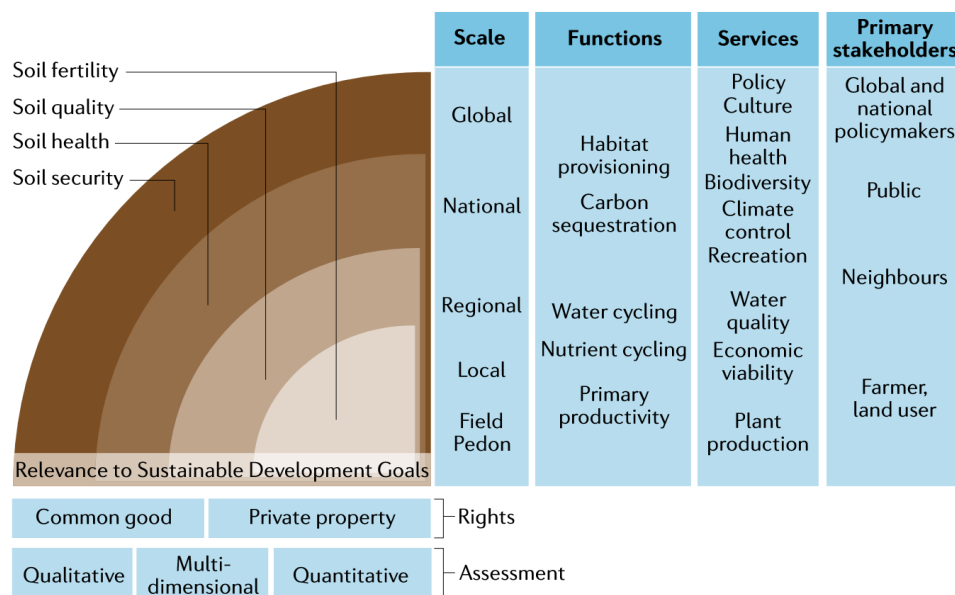


Figure 3. Fertilité, qualité, santé et sécurité des sols : des notions qui se distinguent par les échelles spatiales, les fonctions, les services écosystémiques et les parties prenantes impliquées (dimensions sur la droite de la figure) et par les méthodes d'évaluation et la sphère des Droits (dimensions en bas de la figure) (Source Lehmann et al., 2020).

I.3. Vers une politique pour les sols

La prise de conscience de la dégradation des sols a amené différentes instances internationales, européennes, nationales et territoriales à inscrire dans leur programmation la connaissance, la protection et la restauration des sols. Ainsi en 1981, la FAO a publié la Charte Mondiale sur les Sols qui identifie les principales voies de leur dégradation, charte enrichie en 2015 avec les services écosystémiques assurés par les sols, au-delà du service de production. Après Rio, en 1992, les sols apparaissent dans la Convention sur la diversité biologique, celle sur la lutte contre la désertification et celle sur le changement climatique sans aucune mesure contraignante cependant, y compris 20 ans plus tard. Par ailleurs, les sols ne sont pas directement mentionnés dans les objectifs du millénaire pour le développement. Néanmoins, de nombreuses instances Onusiennes traitent des sols, avec en particulier la création en 2012 d'une instance de dialogue et collaboration dédiée, le Partenariat mondial sur les sols (Renault et al., 2023).

En Europe, la protection des sols n'est pas assurée par un corpus juridique cohérent, malgré une tentative de directive cadre sur les sols en 2006 avortée au Parlement. Sous l'impulsion du Pacte vert de l'Union européenne (ou Green Deal) en 2019, le sol revient sur le devant de la scène. Plusieurs objectifs impliquant et mentionnant la santé des sols sont poursuivis dans :

- ▶ le Plan d'objectifs Climat pour 2030 (2020),
- ▶ la Stratégie en faveur de la Biodiversité à l'horizon 2030 (2021),
- ▶ le Plan d'action pour une économie circulaire (2020),
- ▶ le règlement UE 2021/1119 pour parvenir à la neutralité climatique (2021),

- ▶ le Plan d'action Zéro pollution pour l'eau, l'air et les sols (2021),
- ▶ la Stratégie de la « Ferme à la table » (Farm to Fork ou F2F) (2020).

Plus spécifiquement, le Parlement européen a adopté une résolution sur la protection des sols le 28 avril 2021 (2021) et la Commission a communiqué au Parlement européen et au Conseil du 17 novembre 2021 une **Stratégie pour les sols pour 2030 « récolter les bénéfices de sols sains pour l'homme, l'alimentation, la nature et le climat »** (2021) qui vise un usage soutenable des sols européens avec pour objectif de parvenir à des sols en bonne santé d'ici 2050. Ces textes abordent une stratégie pour les sols incluant l'ensemble de leurs SES et ont abouti le 5 juillet 2023 à la proposition d'une directive relative à la surveillance et à la résilience des sols (2023). Ce texte ne propose cependant pas un statut juridique pour les sols équivalent à celui de l'air et de l'eau.

En parallèle, un Comité de mission « Santé des sols » a produit en 2020 le rapport « Caring for soil is caring for life » (Veerman et al., 2020) ayant amené la Commission à créer la Mission « A soil deal for Europe » qui vise la préservation des sols et repose sur un monitoring harmonisé des sols, hébergé dans un centre dédié pour les données (ESDAC European soil data center) et l'observation des sols (EU Soil Observatory ou EUSO).

Au niveau français, un millefeuille de codes, lois et mesures encadrent la santé des sols en attendant un cadrage européen auxquels s'ajoutent des initiatives privées (Renault et al., 2023; Schwoob, 2021).

I.4. L'approche du sol en AB

L'agriculture biologique (AB) est à la fois définie par :

- ▶ des principes (santé, écologie, équité et soin) qui ont fait émerger des cadres légaux ou contractuels. Actuellement en Europe, le règlement de base RUE 2018/848 (2018) constitue l'acte principal encadrant l'agriculture biologique complété par des actes secondaires. L'application de cette réglementation est sécurisée par des contrôles indépendants à tous les stades des filières.
- ▶ des pratiques agronomiques ou agroécologiques compatibles avec ce cadrage.

Cette approche sur les deux fronts, légal et technico-scientifique, est particulièrement efficace pour contraindre à des pratiques et offrir de la lisibilité aux opérateurs et aux consommateurs pour les valoriser (Tibi et al., 2022) et aux décideurs publics pour mettre en œuvre des politiques publiques en faveur d'une transition. Cet encadrement légal contribue à questionner les services attendus de ce système de production, non seulement par ceux qui produisent ou participent à son économie, mais aussi, par le citoyen dans ses rôles de consommateur, d'élu ou de société civile. L'AB se distingue des autres formes d'agroécologie par ce cadre légal (Seufert et al., 2017). A noter cependant, les pratiques agronomiques indiquées dans le règlement bio ou intégrées dans un cahier des charges constituent une obligation de moyens à mettre en œuvre et non une obligation de résultats concernant la santé des sols (Christel et al., 2021). Les principes de l'AB dépassant l'enjeu de productivité, notre exercice tentera d'objectiver les pratiques mises en œuvre et le différentiel entre AB et agriculture conventionnelle (AC) pour les différents services ou fonctions du sol, en cohérence avec une approche de la qualité ou de la santé des sols.

L'accroissement de la population mondiale et la pression qu'exerce le réchauffement climatique incitent à plus d'intensification de la production agricole. Or l'AB montre des rendements souvent moindres par rapport à l'AC. Pour sécuriser la production, elle cherche à optimiser l'utilisation des ressources généralement sur la base une économie d'intrants, en s'appuyant sur la nature et en limitant les impacts environnementaux négatifs. A ce titre, l'AB peut être qualifiée d'intensification éco-fonctionnelle (Lori et al., 2017). Comme toute forme d'agriculture, l'AB ne peut pas être ramenée à quelques pratiques. Elle

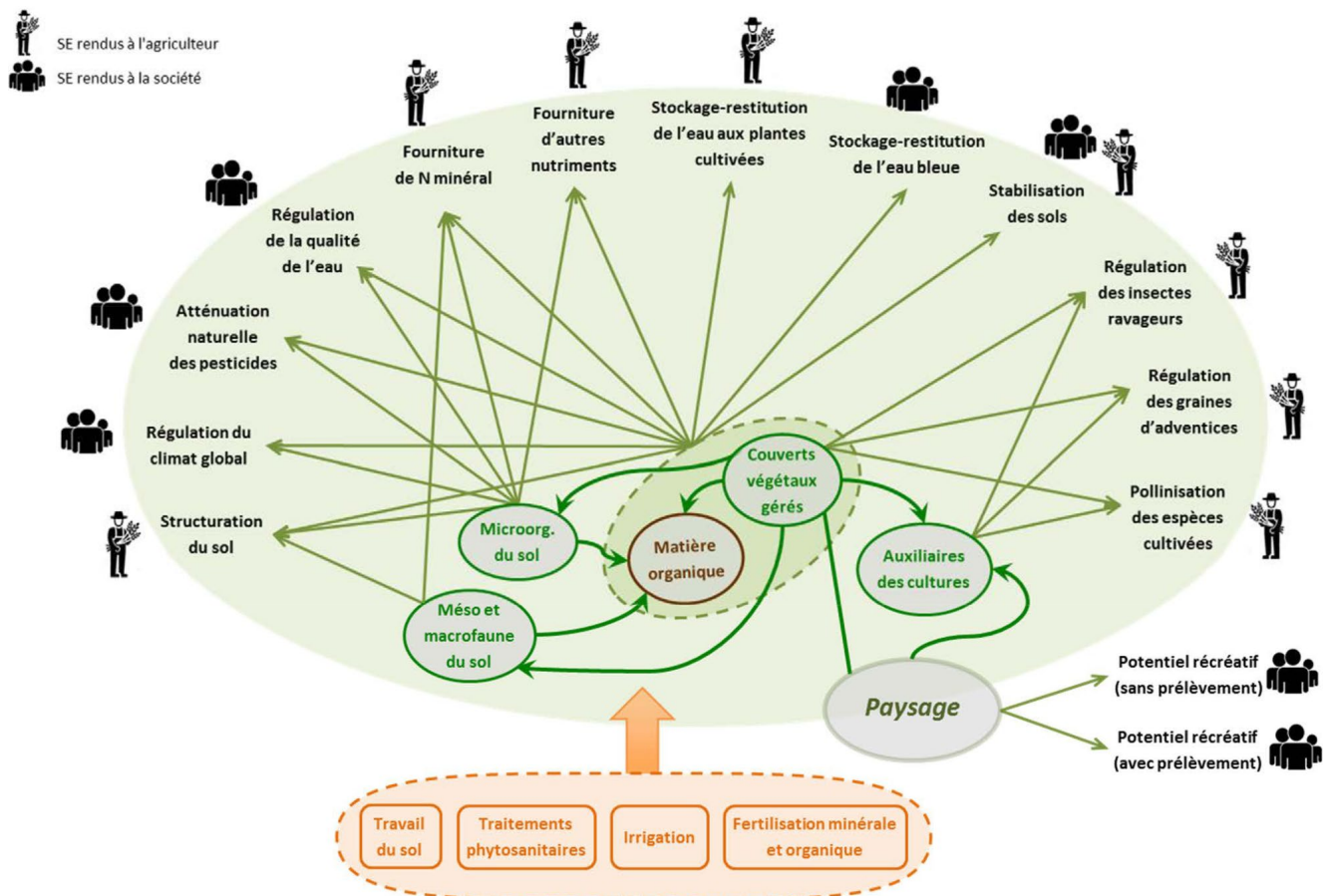


Figure 5. Principales relations entre les SES (notés SE) via les composantes de la biodiversité (Source Tibi and Therond, 2017b). Représentation simplifiée (composantes principales seulement et les boucles de rétroaction ne sont pas figurées) des relations entre les 6 composantes de la biodiversité (cercles verts et marron) déterminant le niveau de 14 SES des agrosystèmes et les 4 pratiques agricoles pouvant servir de levier (en orange).

Les efforts visant à améliorer ou à maintenir la santé du sol en tant que bien commun, profitent non seulement directement aux producteurs d'aujourd'hui, mais aussi à leurs successeurs, et, plus largement à la société via l'environnement. La santé des sols recouvre ainsi différents types d'externalités : (1) une valeur d'option permettant de préserver la capacité productive pour les générations futures, (2) des services découplés de la production (services environnementaux) ou (3) se substituant à des intrants. Ce chapitre sur le sol, vise ainsi à identifier si l'AB par rapport à l'AC favorise ou au contraire dégrade le sol par les pratiques qu'elle met en œuvre, et à estimer les différentiels d'externalités de l'AB par rapport à l'AC via ce compartiment.

EN RÉSUMÉ

Deux tiers des sols européens sont considérés comme dégradés (Veerman et al., 2020). La mise en culture des forêts et des prairies permanentes et les pratiques agricoles intensives contribuent à la détérioration du sol et par cette entremise au dépassement des limites planétaires. Face aux enjeux, le législateur européen a commencé à s'emparer du sujet avec notamment (1) une proposition de directive relative à la surveillance et à résilience des sols et (2) en se fixant un cap dans la Stratégie pour les sols pour 2030 « récolter les bénéfices de sols sains pour l'homme, l'alimentation, la nature et le climat » présentée par la Commission européenne en novembre 2021, sans toutefois donner au sol un statut équivalent à celui de l'eau ou de l'air. Dans ce contexte, il est pertinent de s'interroger sur l'effet de l'AB sur la santé des sols comme bien commun.

Le sol assure de nombreux services écosystémiques dans les agrosystèmes, en premier lieu celui d'approvisionnement, mais aussi des services de régulation des écosystèmes, du climat, des flux de nutriments ainsi que de l'eau. Des enjeux majeurs de biodiversité complètent ce panorama. Au-delà de la fertilité qui est circonscrite au périmètre de l'approvisionnement, l'approche du sol par sa qualité considère sa multifonctionnalité. Notion encore plus large, la santé du sol intègre les services environnementaux, leur dynamique, en plaçant au centre son fonctionnement biologique (Lehmann et al., 2020). Plus métaphorique, la santé du sol a par ailleurs permis d'ouvrir les champs disciplinaires et de sensibiliser les décideurs et les citoyens aux enjeux du sol et de les impliquer dans les arbitrages relatifs à leur usage (Janzen et al., 2021). Ces notions de qualité et de santé ne font cependant pas l'objet d'un consensus ni dans leur périmètre, ni dans leur mesure.

L'agriculture biologique par ses principes qui dépassent la production, appelle une approche multifonctionnelle de l'agroécosystème et par son encadrement légal implique la société au-delà des services rendus aux producteurs en cohérence avec la notion de santé du sol. Malgré ce cadre, comme toute forme d'agriculture, elle englobe de nombreuses combinaisons de pratiques qui forment des systèmes de culture. Relativement au sol, l'AB vise à activer ses organismes vivants, favoriser la biodiversité et équilibrer les apports de nutriments en limitant les intrants exogènes grâce à 3 pratiques particulièrement différenciantes par rapport à l'AC : (1) les apports de fertilisants organiques et le bannissement des engrais de synthèse, (2) les rotations plus diversifiées et (3) la restriction forte des phytosanitaires.

Ce chapitre sur le sol, vise à identifier si l'AB par rapport à l'AC favorise ou au contraire dégrade la santé du sol, au travers des pratiques mises en œuvre et d'indicateurs pour estimer les différentiels d'externalités liées aux sols.

II. Les pratiques mises en œuvre en AB

Cette section sera consacrée à la définition des pratiques agronomiques qui impactent le sol et qui sont mises en œuvre en AB pour répondre au cadre réglementaire européen qui incite ou contraint à leur adoption. Elle permettra d'approfondir 2 pratiques agricoles qui visent directement la santé des sols, à savoir (1) l'utilisation des fertilisants organiques (engrais et amendements) comme intrants et (2) l'utilisation des rotations des cultures incluant notamment des couverts intermédiaires. (3) Elle permettra, en outre, de faire l'état des lieux de la contamination des sols par les produits phytosanitaires.

La question du travail du sol n'est pas traitée ici. Or le règlement bio indique que ce travail doit préserver ou accroître la matière organique du sol, améliorer sa stabilité, sa biodiversité et empêcher son tassement et son érosion. L'utilisation responsable de l'énergie est un principe complémentaire. Ces éléments sont en faveur d'un travail modéré du sol, cependant, les pratiques effectives en AB sont peu documentées. Dans les études, la réduction du travail du sol concerne généralement la phase précédant le semis, avec des déclinaisons selon les outils aratoires, la profondeur du travail et le retournement ou non du sol. Or le différentiel de pratiques entre AB et AC porte principalement sur la phase végétative où l'AB qui bannit les herbicides, a recours à un travail du sol superficiel plus fréquent qu'en AC pour contenir les adventices.

II.1. Produits résiduels organiques : un pilier de la gestion de la fertilité en AB

En bannissant les engrais de synthèse, l'AB fait de la gestion de la matière organique des sols qui implique des apports, un de ses piliers comme en atteste l'adjectif « organique » choisi pour qualifier ce mode de production dans de nombreuses langues.

II.1.A. Un cadre réglementaire en faveur des produits résiduels organiques

Le point 1.9 de l'annexe II du RUE 2018/848 stipule que le maintien de la fertilité en AB est assuré à la fois par des pratiques agronomiques (cf. section II.2.) et par le recours aux matières fertilisantes essentiellement organiques. Ces matières fertilisantes sont également appelées produits résiduels organiques (PRO) ou matières organiques fertilisantes d'origine résiduelle⁴ (MAFOR).

Amendements ou engrais organiques, les PRO font partie des principes de production de l'AB. Le RUE 2018/848 Annexe II spécifie que « dans tous les cas, [...] l'épandage d'effluents d'élevage ou de matières organiques, de préférence compostés, provenant de la production biologique » doit être pratiqué en AB. A défaut de ces matières, des amendements autorisés au titre du RUE 2021/1165 (2021) peuvent les remplacer. Cependant l'article 6 précise qu'il convient de « réduire au minimum l'utilisation de ressources non renouvelables et d'intrants extérieurs [...] et] recycler les déchets et les sous-produits d'origine végétale ou animale comme intrants ». Par ailleurs les apports d'effluents d'élevage ne doivent pas excéder 170 kg N/ an /ha de SAU qu'il s'agisse de fumiers, éventuellement séchés, de fientes de volailles déshydratées, de composts d'excréments solides d'animaux dont les fientes de volailles et le fumier, ou d'excréments liquides d'animaux. Cette même limitation est également prévue dans le cadre de la directive nitrates (Directive 91/676/CEE) et s'applique pour toutes les terres agricoles des zones vulnérables à la pollution par les nitrates.

⁴ A la différence que les MAFOR incluent les cendres, contrairement aux PRO.

Les amendements minéraux (chaux, amendements calciques...) sont *a priori* appliqués dans les mêmes proportions qu'en agriculture non bio.

II.1.A.1) Matières fertilisantes autorisées : amendements et engrais

Les matières fertilisantes, amendements et biostimulants utilisables en AB sont régis par la réglementation générale de l'Union européenne et de chaque Etat membre, et, limités par la réglementation bio.

Concrètement, en France, la réglementation générale impose pour les matières mises sur le marché le respect des normes NFU, l'autorisation de mise sur le marché (AMM) pour les matières fertilisantes et supports de culture (MFSC) délivrée par l'ANSES, ou la conformité au règlement UE n°2019/1009 (qui permet d'indiquer la mention Engrais CE), ou à des cahiers des charges nationaux (digestat de méthanisation, biostimulants...). Les matières fertilisantes de ferme peuvent aussi être appliquées.

Se surimpose la restriction des matières premières pouvant être utilisées dans les engrais, amendements du sol et éléments nutritifs en agriculture bio par le règlement bio RUE 2018/848 et plus spécifiquement par l'annexe II du règlement d'exécution RUE 2021/1165. Ces matières peuvent subir des traitements, notamment le compostage, la méthanisation, la dessiccation, et doivent être d'origine :

- ▶ animale (sous-produits animaux, effluents d'élevages à condition de ne pas provenir d'élevages industriels...),
- ▶ végétale (sous-produits agricoles, déchets verts, extraits d'algues, protéines hydrolysées...),
- ▶ minérale (poudres de roches et argiles d'origine naturelle comme la craie, la marne, la kiésérite), ou
- ▶ agroalimentaire ou industrielle (vinasses, chaux résiduaire de la fabrication de sucre, scories de déphosphoration...).

Les engrais inorganiques à oligoéléments sont également autorisés en AB. En outre des préparations de micro-organismes peuvent être utilisées pour améliorer l'état général du sol ou la disponibilité d'éléments nutritifs.

A noter, la notion d'élevage industriel n'est pas définie dans le règlement européen, ce qui implique des lectures variées selon les Etats membres malgré un avis de l'EGTOP en vue d'harmoniser cette lecture. Par exemple, le Danemark avait envisagé d'interdire tous les effluents et les pailles de l'AC mais a assoupli sa décision compte tenu des gisements de PRO utilisables en bio (UAB) disponibles avec cette interprétation (Cooper et al., 2018). Au niveau français le guide de lecture de l'INAO définit, depuis le 1^{er} janvier 2021, les élevages industriels comme les élevages intégralement en cage, sur caillebotis ou sur grille et dépassant un nombre d'emplacements définis dans la directive N° 2011/92/UE (2011) : 85 000 pour les poulets, 60 000 pour les poules, 3 000 pour les porcs de production (de plus de 30 kg) ou 900 pour truies, ce qui limite le gisement de PRO issu des élevages de poules et de porcs conventionnels : seul un tiers et 75 % sont respectivement utilisables en AB selon Lepeule et al. (2023).

Au regard des unités fertilisantes utilisées en agriculture conventionnelle, l'AB ne peut utiliser ni les engrais azotés minéraux de synthèse, ni les superphosphates. Si les phosphates naturels sont autorisés, l'intérêt de leur épandage est quasi nul. Ainsi, en pratique, ils ne sont pas utilisés (Véricel and Demay, 2023).

II.1.A.2) Des évolutions réglementaires récentes élargissant le gisement de PRO

Depuis le 1^{er} janvier 2023, la loi AGECE (loi n°2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire) a abaissé le seuil réglementaire d'obligation de valorisation des biodéchets à 5 t/an, soit l'équivalent d'une centaine de repas par jour en restauration collective ou commerciale. Depuis le 1^{er} janvier 2024, le tri à la source des biodéchets est devenu obligatoire pour tous, quels que soient les volumes produits et l'activité du producteur ou du détenteur. Les collectivités doivent offrir aux particuliers des solutions de collecte séparée et de valorisation, y compris via le compostage individuel et/ou collectif. Ces objectifs sont aussi fixés par Bruxelles, dans le cadre de la révision de la Directive 2008/98/CE relative aux déchets. La directive UE 2018/851 (2018) pour un recyclage et un tri systématique à la source des biodéchets, fixe des objectifs en accord avec le Plan d'Action pour une Economie Circulaire. La ressource en PRO destinée à un épandage agricole, après notamment des étapes de compostage ou digestion, devrait ainsi être augmentée.

Les biodéchets sont des déchets biodégradables de jardin ou de parc, les déchets alimentaires ou de cuisine issus des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que les déchets comparables provenant des usines de transformation de denrées alimentaires. En vue de leur utilisation comme fertilisant, s'ils sont susceptibles de contenir des sous-produits animaux utilisables comme fertilisants, ils doivent se conformer aux règles d'hygiénisation pour limiter les risques sanitaires. En bio, l'annexe II du règlement d'exécution (UE) 2021/1165, précise que les biodéchets doivent faire l'objet d'une collecte séparée à la source et doivent être soumis à un compostage ou à une fermentation anaérobie en vue de produire du biogaz. Elle rappelle que leur collecte doit être agréée par l'Etat et se produire dans un système fermé et contrôlé. Les biodéchets sont restreints aux produits végétaux ou animaux, avec des teneurs seuil en cadmium, cuivre, nickel, plomb, zinc, mercure, chrome total et VI plus basses que celles de la réglementation générale. Les impuretés macroscopiques (verre, métal, plastique) tolérées correspondent aux seuils du règlement fertilisants.

La struvite et les sels de phosphates précipités valorisés, tels que définis dans le règlement « fertilisants », tout en excluant comme matière source le lisier d'élevages industriels, ont récemment été ajoutés dans le même esprit de favoriser le recyclage des nutriments, d'origine « urbaine ».

FOCUS

Un nécessaire questionnement des matières fertilisantes utilisables en bio

Le besoin de compenser les pertes de nutriments des sols cultivés en bio a amené le groupe d'experts pour les avis techniques sur la production biologique (ou EGTOP) à reconsidérer récemment les éléments de sélection des fertilisants utilisables en AB. Nombre de matières fertilisantes autorisées pour la production biologique sont actuellement à l'examen.

D'un côté, il s'agit de sécuriser et d'élargir le gisement de matières pour compenser les pertes de nutriments et éviter l'épuisement des sols dans l'ensemble des territoires, dans un contexte d'expansion des terres en bio et de déclin de l'élevage. De l'autre, il apparaît nécessaire de réaffirmer les principes de l'agriculture biologique qui exige des fertilisants faiblement solubles et qui vise le bouclage des cycles, un enrichissement en matière organique des sols, tout en restant vigilant vis-à-vis des risques pour l'environnement et la santé, et vis-à-vis du respect du bien-être animal (Bünemann et al., 2024; Løes and Adler, 2019; Reimer et al., 2023).

La réécriture de la réglementation bio est encore récente. Outre sa mise en conformité avec le Traité de Lisbonne sur le plan formel, une de ses ambitions majeures était d'harmoniser sa lecture à travers les Etats membres. Les imprécisions concernant la définition des élevages industriels dont les effluents sont interdits en bio est une illustration du chemin restant à parcourir pour éviter les distorsions.

Une nécessaire harmonisation de la réglementation générale sur les fertilisants

Le travail d'harmonisation des réglementations et normes nationales et européennes (notamment relatives à l'eau) avec le règlement sur les fertilisants (RUE 2019/1009) est un autre moteur de ce questionnement. En bio, il interroge notamment les dénominations des matières fertilisantes dans l'annexe II du RUE 2021/1165. Dans la réglementation générale, le travail d'harmonisation des normes et textes français avec le règlement sur les fertilisants mais aussi avec les directives ayant trait à la protection de l'eau, dit projet de « socle commun », est amorcé depuis 2023 mais nécessitera plusieurs phases.

Les teneurs en ETM font partie des points que le règlement européen sur les fertilisants rend généralement plus contraignants. Pour les engrais organiques, il impose des seuils maximaux ramenés à la matière sèche de PRO pour le cadmium, le chrome hexavalent, le mercure, le nickel, le plomb, l'arsenic, le cuivre et le zinc respectivement de 1,5 mg Cd/kg, 2 mg Cr VI/kg, 1 mg Hg/kg, 50 mg Ni/kg, 120 mg Pb/kg, 40 mg As inorganique/kg, 300 mg Cu/kg, 800 mg Zn/kg et l'absence de biuret. Pour les produits d'oxydation (biochar, cendres), il encadre le vanadium (V) et le Thallium (Tl). En ce qui concerne les germes, il impose l'absence de salmonelles et une présence d'*Escherichia coli* maximale de 1 000 dans 1 g ou 1 mL de PRO.

II.1.B. Les pratiques d'apports de PRO en AB : de la fertilisation à la fertilité

L'épandage des effluents d'élevage est une pratique multiséculaire en agriculture. L'épandage des déchets domestiques et industriels collectés est plus récent et répond à des besoins (1) de circularité des nutriments issus des biens produits par l'agriculture, en lien avec la raréfaction des ressources minières notamment de phosphore (P) et avec la dégradation des teneurs en matière organique des sols et (2) d'économie d'énergie (la synthèse des engrais azotés étant très énergivore). Ces biodéchets représentent un potentiel de 5,4 Mt de matière brute : soit 12,6 kt de N, 7,1 kt de P et 10,4 kt de K totaux en considérant que 50 % sont mobilisables en AB. Les digestats de méthanisation et les résidus sylvicoles constituent un gisement potentiel non négligeable qui est en développement mais néanmoins limité (+1 à 2 % du gisement existant) (AND International, 2022).

En pratique, les PRO épandus sont essentiellement constitués des effluents d'élevage. A noter que 50 % des effluents sont émis directement à la pâture et ne sont pas comptabilisés comme des PRO. Les effluents récupérables sont essentiellement des fumiers et lisiers de bovins et des lisiers de porcins, la plupart épandus sans traitement préalable (Houot et al., 2014a). Les PRO sont des matières lourdes qui coutent énergétiquement et financièrement à transporter. Or leur répartition à l'échelle nationale est inégale. Certains territoires d'élevage et périurbains concentrent le gisement de PRO et n'offrent pas de surfaces suffisantes pour les épandre en totalité sans risquer des pollutions liées aux excès d'éléments nutritifs. *A contrario*, les PRO sont une ressource rare dans les zones spécialisées dans les grandes cultures de façon générale, le recyclage des vinasses de betterave constituant une exception.

Quel que soit le PRO, un plan d'épandage doit permettre de vérifier que les nutriments apportés ne le sont pas en excès. Les fermes ou les terres sous le seuil d'installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE), sont soumises aux règlements sanitaires départementaux (RSD) et doivent consigner les conditions et pratiques d'épandage et respecter les règles de stockage des PRO et de distances et périodes d'épandage sans nécessairement les centraliser dans un plan d'épandage. Les boues de station d'épuration (STEP), qui relèvent de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques, et les PRO issus d'ICPE, doivent respecter les mêmes règles et faire l'objet d'un plan d'épandage complet qui doit caractériser et montrer l'innocuité du PRO *per se* et vis-à-vis des sols concernés. De plus, l'enfouissement du PRO et des délais après épandages sont à observer dans ces 2 derniers cas (Bodeau et al., 2021).

Alors que les apports de PRO, avec la fixation symbiotique d'azote, constituent l'essentiel des intrants fertilisants en AB, l'agriculture conventionnelle a largement recours aux engrais minéraux comme le montre la Figure 6. En France, ces derniers représentent 71 % des apports d'azote, 51 % des apports de P alors que 39 % de la fertilisation totale est assurée par des PRO pour un total de 53,5 mille tonnes épandues (ANPEA, 2022). Ainsi, en moyenne, l'AC utilise 78 kg d'engrais azoté de synthèse par hectare de SAU française. Les surfaces agricoles où des PRO sont épandus (hors déjections au champ pendant le pâturage) représentent 23 % de la SAU métropolitaine (Gross et al., 2022). Un chiffrage des apports de PRO n'existe pas pour l'AB mais le bannissement des engrais azotés de synthèse et des superphosphates implique une part supérieure des PRO et déjections à la pâture par unité de surface pour maintenir les rendements.

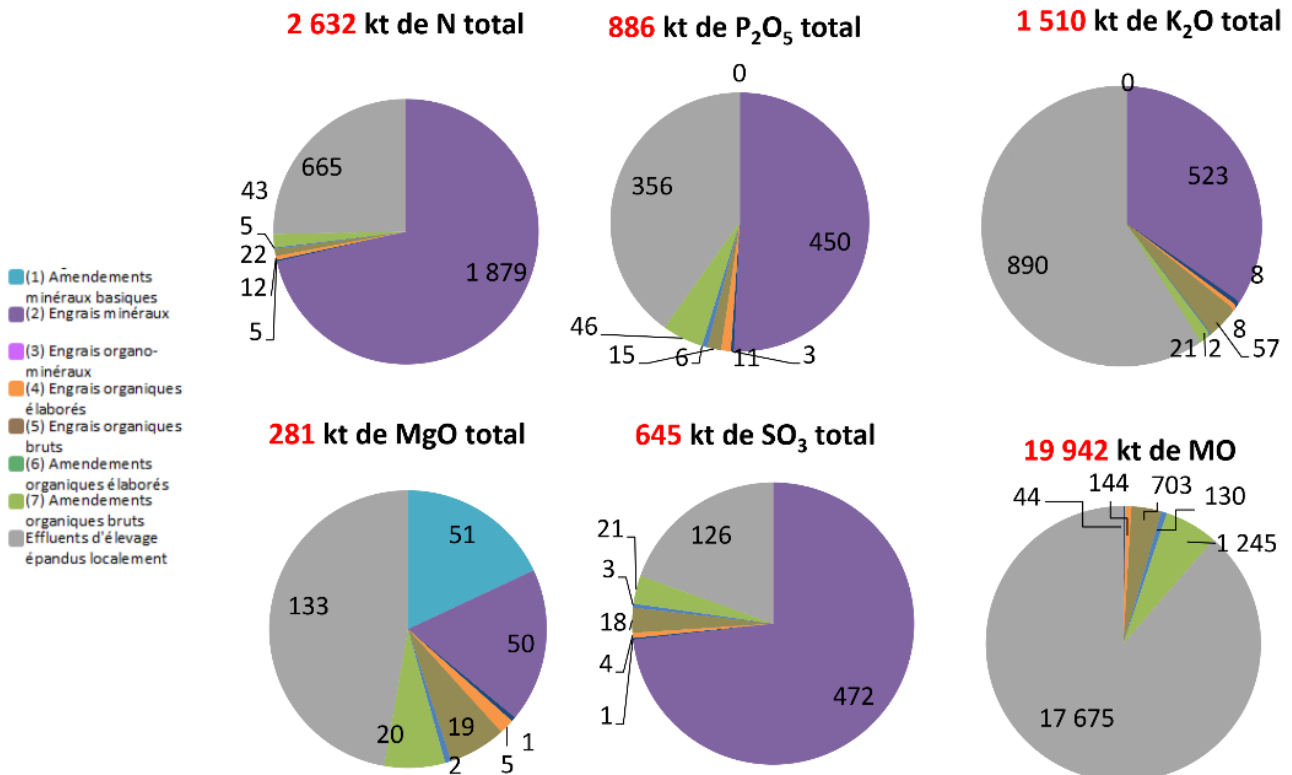


Figure 6. Fertilisants commercialisés et effluents d'élevage non commercialisés en 2021. Répartition par catégories en milliers de tonnes. (Source ANPEA, 2022)

Au-delà de la fertilisation, l'essai très longue durée de Rothamstead (>100 ans), en AC, montre qu'une fertilisation minérale azotée au détriment d'une fertilisation organique fait décliner la matière organique des sols ; un déclin qui se répercute sur les rendements de cultures (Reeve et al., 2016). Dans une revue des impacts de la mise en œuvre de pratiques agricoles, en Europe et en Chine, les apports de PRO en systèmes bio comme conventionnels apparaissent favorables à la qualité des sols⁵, de façon plus saillante pour la biomasse de vers de terre, puis le rendement des cultures, la teneur en matière organique des sols et la stabilité structurale. Les apports ont aussi un effet favorable sur le pH en sols acides (Bai et al., 2018). Les apports de PRO au-delà de leur effet fertilisant contribuent ainsi à une fertilité sur le long terme.

II.1.B.1) Les PRO en AB : bouclage des cycles ou intrants de l'agrosystème bio ?

Dans les principes de l'AB, l'épandage des PRO permet de recycler les nutriments pour un meilleur bouclage des cycles via notamment la complémentarité entre les productions des animaux et des végétaux. Dans la pratique, les fermes en bio ont largement recours à des apports exogènes de PRO.

- (1) Les fermes bio ne produisent pas toutes à la fois des produits animaux et des produits végétaux.
- (2) Les éléments constitutifs des PRO utilisés pour fertiliser peuvent avoir une origine exogène, provenir d'autres parcelles ou exploitations, ou provenir d'animaux nourris de productions ne provenant pas de la ferme. Cela implique un transfert de fertilité au sein des fermes ou entre fermes, le plus souvent de l'AC vers l'AB.

⁵ Définie ici par la teneur en matière organique, pH, stabilité des agrégats, nombre de vers de terres et rendement

(3) Les prélèvements par les récoltes ou les produits de l'élevage constituent une sortie de nutriments, qui peut être minimisée en récupérant les déchets et déjections qu'ils engendrent tout au long de la filière jusqu'au consommateur. Or en bio, l'épandage des boues de stations d'épuration pour fertiliser est interdit et le recyclage des biodéchets, malgré une politique engagée en leur faveur, demeure une filière sous-investie.

Ainsi, la réalité des pratiques d'épandage et des besoins d'intrants fertilisants pour équilibrer les fumures, diffère quelque peu de la vision théorique du bouclage des cycles basée sur la circularité, que ce soit à l'échelle des fermes ou du système de production bio.

Une illustration nous est donnée dans une étude de Nowak et al. (2015). Pendant 2 ans, les auteurs ont étudié les réseaux d'échanges de 63 fermes bio françaises et leurs conséquences en ce qui concerne les flux de masse de N, P et K. Ces fermes étaient situées dans 3 régions agricoles à dominante soit de grandes cultures, soit d'élevage, soit de polyculture-élevage (mixte). Les échanges entre fermes s'opéraient essentiellement sur de courtes distances (en moyenne moins de 50 km), principalement avec des fermes non bio, et contribuaient à 70 % des flux entrants de nutriments des fermes bio (Figure 7). Les flux de matières entre fermes étaient de 2 à 4 fois plus importants dans la zone mixte comparativement aux 2 zones spécialisées. Dans cette zone, malgré une part importante des flux entrants concernés par ces échanges (14 %, 52 % et 54 % des intrants de N, P et K des fermes), l'indice de recyclage, défini comme la fraction de nutriments transitant au moins deux fois sur la même ferme, restait bas (5 %, 20 % et 10 % pour N, P, et K). L'indice était nul pour les autres zones. Les flux de nutriments étaient unidirectionnels, éloignés d'une logique de recyclage, et ne se produisaient jamais entre fermes bio dans les cas étudiés.

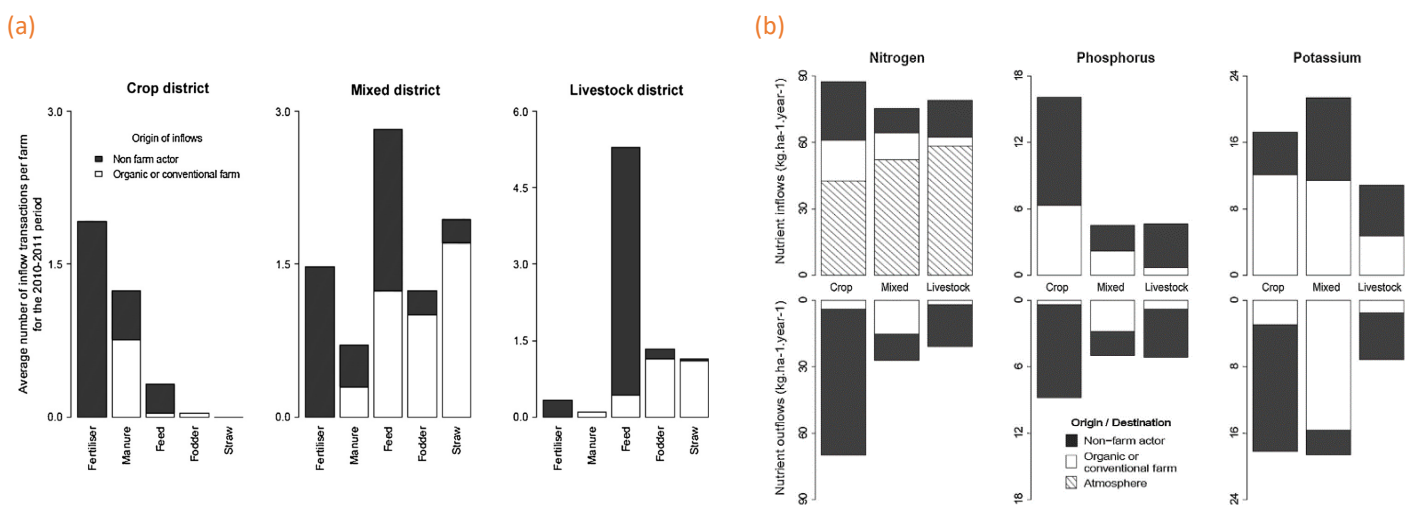


Figure 7.

(a) Nombre de transactions d'intrants des fermes bio selon leur nature et leur origine dans les zones 1) céréalières, 2) mixtes et 3) d'élevage. Fertiliser : fertilisants organiques et minéraux ; Manure : fumier et compost ; Fodder : ensilage et foin ; Feed : aliments pour animaux, y compris compléments phosphatés ; Straw : paille pour couchage.

(b) Flux entrants et sortants de nutriments pour les éléments N, P et K dans chacune des zones étudiées.

En noir : organique, hachuré : atmosphérique, blanc : autre.

(Source Nowak et al., 2015)

II.1.B.2) Des bilans de N et P déficitaires dans certaines fermes bio

En France

A l'échelle française, le rapport de commande du Ministère de l'agriculture concernant les besoins de l'AB en fertilisants organiques (AND International, 2022; Lepeule et al., 2023) estime que les PRO produits par les fermes bio sont très insuffisants pour couvrir les besoins des cultures : seuls 7 à 12 %, 14 % et 9 % des besoins respectifs en azote (N), phosphore (P) et potassium (K) sont ainsi pourvus (voir Tableau 1 pour les valeurs clefs issues de l'étude). Sur un gisement total de PRO en 2020 de 123 Mt/an, 112 Mt sont utilisables en bio (UAB). Ce gisement représente 671 kt de N total, 358 kt de P₂O₅ total, 918 kt de K₂O total et il repose à 74 % sur des effluents d'élevage. Le gisement de PRO UAB est principalement issu d'élevages bovins, une grande partie des effluents (purins, lisiers ou fumiers) de volailles mais aussi de porcs en AC étant exclue par l'interdiction des effluents d'élevages industriels.

En ne considérant que les éléments nutritifs « utiles », c'est-à-dire assimilables par les plantes la première année après épandage, les éléments apportés par ces PRO sont de 149 à 255 kt de N total (de 22 à 38 % du gisement de N), 295 kt de P₂O₅ total (82 % du gisement de P) et 918 kt de K₂O total (100 % du gisement).

En regard, les besoins en éléments nutritifs pour la ferme France bio sont estimés à 232 kt de N total, 84 kt de P₂O₅ total et 263 kt de K₂O total. Ces calculs sont réalisés sur la base des cultures recensées par l'agence BIO et des besoins de ces cultures (préconisation des instituts techniques ou structures de conseil ou niveau d'exportation par la méthode COMIFER) et en considérant les reliquats azotés des légumineuses⁶.

Compte tenu de la sole AB française, ces besoins concernent largement :

- ▶ les surfaces fourragères (62 % de la SAU bio et 74 %, 68 % et 81 % des besoins de N, P et K respectivement) et
- ▶ les grandes cultures (26 % de la SAU et 19 %, 26 % et 11 % des besoins de N, P et K respectivement).

En faisant le bilan entre gisement et besoins, et en tenant compte de la minéralisation de la MO des sols, des dépôts atmosphériques et de la fixation symbiotique, le bilan de masse des nutriments rapidement disponibles est autour de l'équilibre pour le N (-23 kt à +83 kt de N total). Pour le P et le K, le bilan calculé montre une marge plus importante avec un potentiel de +274 kt de P₂O₅ total et +918 kt de K₂O total. Ce calcul pour le P néglige néanmoins la disponibilité réelle pour les cultures de cet élément qui peut être « immobilisé » dans le sol. Le gisement couvre ainsi 4,2 fois et 3,5 fois les besoins de l'AB pour le P et le K.

L'azote, qui nécessiterait de mobiliser l'ensemble du gisement UAB de PRO, est l'élément le plus limitant de la fertilisation organique UAB et du développement des surfaces bio (AND International, 2022) comme déjà relevé par Barbieri et al. (2021).

⁶ Ce rapport constitue une première approximation à l'échelle nationale. Le calcul des besoins omet une partie des apports par les couverts intermédiaires quand ils comprennent des légumineuses et contribuent aux apports de N. De même, une hypothèse est faite sur la part de légumineuses dans les prairies. Enfin, certaines exportations ne sont pas adaptées pour l'AB (les rendements de certains fourrages notamment).

	N total	P ₂ O ₅ total	K ₂ O total
Gisement de PRO UAB	671 kt	358 kt	918 kt
dont assimilables la 1 ^{re} année ⁷	149 à 255 kt	295 kt	918 kt
% du gisement total	22 à 38 %	82 %	100 %
Part du gisement issu des fermes AB	7 à 12 %	14 %	9 %
Besoins des cultures bio	232 kt	84 kt	263 kt
Bilan (y compris fixation symbiotique...)	-23 à +83 kt	274 kt	918 kt

Tableau 1. Résumé des gisements de PRO UAB, des besoins des cultures et des bilans entre gisement rapidement disponible et besoins des cultures pour les éléments nutritifs en AB en France en 2020 (D'après AND International, 2022).

Le rapport souligne par ailleurs l'inégale répartition du gisement et des besoins sur le territoire. Schématiquement, les PRO, plus abondants dans l'Ouest de la France, ne sont pas transférables vers l'Occitanie qui concentre les besoins. En effet, s'agissant de matières lourdes, le coût économique et écologique de leur transport limite les possibilités de transferts suprarégionaux et même supra-départementaux. A titre d'exemple, le rapport fournit des distances maximales de transportabilité qui varient selon les types d'effluents de 1 000 km pour les fientes de volailles séchées ou les engrais élaborés UAB, à seulement 30 km pour les digestats. Aussi, les sols de grandes cultures sans possibilité de fertilisation organique ont pu être appauvris en P après plusieurs années en AB. Par ailleurs, l'ensemble du gisement de PRO UAB n'est pas mobilisé pour l'AB : l'AC en utilise une part pour la fertilisation, mais aussi, pour certains types de PRO, pour l'alimentation du bétail ou la production d'énergie. En filigrane, le rapport dessine une ferme bio française en déficit vis à vis des éléments nutritifs. Pour les auteurs, outre des aménagements règlementaires permettant d'élargir le gisement UAB, le développement du gisement des composts de déchets de bois, de digestats de méthanisation et des biodéchets peut constituer une opportunité pour la fertilisation en AB.

En Europe

Au niveau européen, le constat est fait d'un **déficit d'éléments pour contrebalancer les exports par les cultures pour 24 %, 66 % et 56 % des fermes bio** en ce qui concerne le N, le P et le K (sur la base de bilan de fumure en entrée ou sortie dans 71 fermes de grandes cultures, maraichage ou mixtes représentatives de leur région, au Danemark, Estonie, Hongrie, Royaume-Uni, Italie, Suisse, Allemagne) (Reimer et al., 2023). En moyenne **sur la ferme bio Europe, le bilan de N est en surplus modéré (+28 kg/ha) alors que les bilans en P et K sont à l'équilibre** (-1 et +2 kg/ha respectivement). Les intrants exogènes (hors fixation biologique du N₂) sont respectivement de 44 kg N/ha, 10 kg P/ha et 31 kg de K/ka en moyenne et proviennent pour 17 % à 26 % des effluents de l'AC et pour 31 % à 41 % des intrants non-agricoles. La **fixation symbiotique d'azote représente en moyenne 61 % des flux entrants de N** (moyenne de 36 kg N/ha, min-max 24 à 61 kg N/ha). **Les fermes reposant le plus dessus sont les plus à risque de carences en P et K**. Les situations sont très variables par pays et par type de culture. Les systèmes sont plus ou

⁷ A ces apports par les PRO, s'ajoutent différents apports. Dans le cas de l'azote, les dépôts atmosphériques et la fixation par les légumineuses sont estimés à 60 kt dans l'étude. Par ailleurs, pour l'ensemble des nutriments, l'arrière-effet (la libération au-delà de la première année), la minéralisation des cultures précédentes et le gisement du sol contribuent également à la nutrition des plantes.

moins intensifs avec pour corollaire des niveaux d'intrants exogènes de fertilisants variables (Reimer et al., 2023).

A l'échelle des parcelles, le calage des fumures organiques sur l'azote engendre des déséquilibres avec les autres nutriments (apports en excès ou déficit). L'équilibre peut être difficile à établir quand les apports d'azote reposent essentiellement sur les légumineuses. Dans les régions avec un gisement UAB insuffisant, pallier le manque d'azote via les légumineuses demanderait une réallocation des assolements et rotations, ce qui suppose une compétition avec d'autres productions. Reimer et al. (2023) concluent que les PRO non agricoles, largement issus des biodéchets « urbains », seront à mobiliser dans une perspective de développement des surfaces bio. Pour que ce gisement soit accepté, il devra donner des gages de qualité.

II.1.B.3) Un difficile raisonnement de la fertilisation et de la fertilité avec les PRO

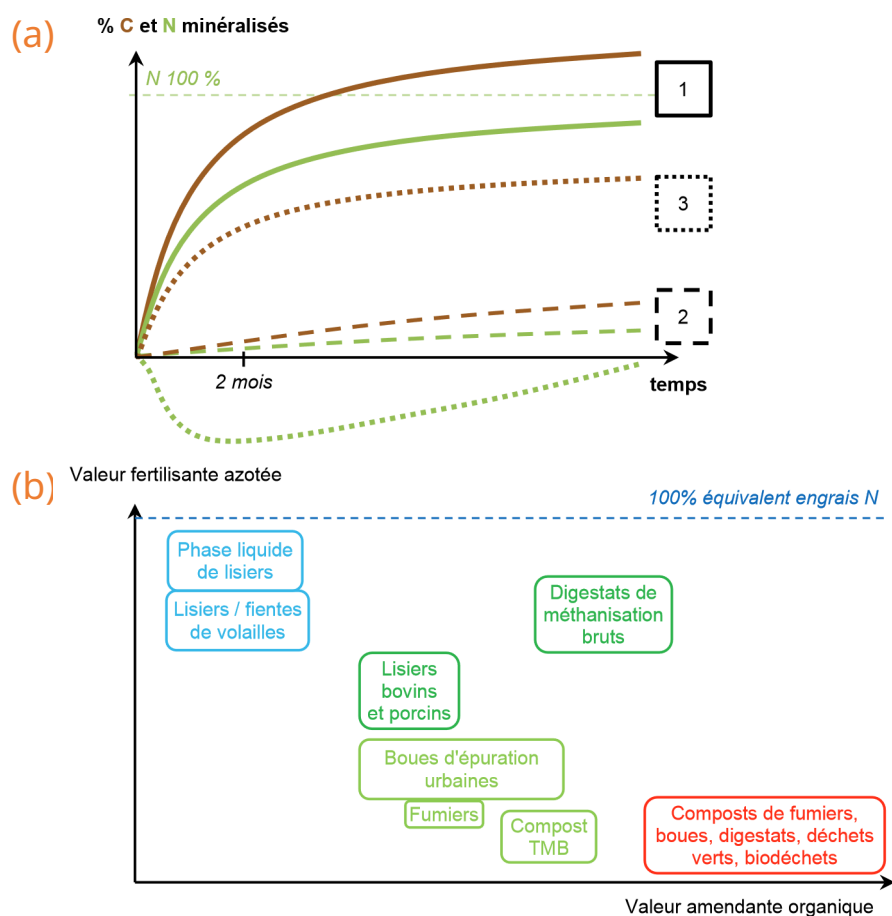
Les éléments potassium (K) et phosphore (P) majoritairement sous forme minérale dans les PRO offrent une valeur fertilisante équivalente à celle des engrais minéraux employés en agriculture conventionnelle. En effet le P dans les PRO est majoritairement (80 %) sous forme minérale. Comme pour les engrais, le pH et les cinétiques de sorption-désorption conditionnent sa phytodisponibilité et la valeur fertilisante des PRO par rapport à la disponibilité d'un engrais phosphaté de référence est généralement supérieure à 80 % (Houot et al., 2014a). La teneur en P des fertilisants UAB est bien moindre cependant : de l'ordre de 200 g P/kg MS pour les engrais utilisés en AC à base d'acide phosphorique ou superphosphate, elle n'est que de 10 g P/kg MS pour les effluents d'élevage et 6 g P/kg pour les composts. Parmi les matières d'origine résiduaire, la struvite fait exception avec environ 115 g P/kg MS, une teneur équivalente à celle des phosphates naturels (Houot et al., 2014b). A noter, le rapport N/P des PRO est généralement inférieur à celui des plantes (3 à 5 pour les effluents 6 à 8 pour les cultures), ce qui appelle à la vigilance pour les sols essentiellement fertilisés par des PRO afin d'éviter les surcharges en P.

Les ressources minières de phosphates s'amenuisant, il devient crucial de s'en affranchir en AC. Le P issu des PRO est la seule source renouvelable. Le gisement pourrait suffire à balancer les prélèvements par les plantes pour l'ensemble des surfaces agricoles en France. Des verrous s'opposent cependant à la généralisation de cette fertilisation organique comme le manque de données sur la valeur fertilisante des différents PRO déclinée selon les conditions pédoclimatiques, ou, des incertitudes quant à leur impact environnemental (Houot et al., 2014a).

L'azote (N) dans les PRO est essentiellement sous forme organique. Sous la forme ammoniacale, l'azote minéral peut toutefois prédominer dans les lisiers, les digestats bruts liquides ou certains effluents agro-industriels. La proportion de N minéral/N organique, la labilité de l'azote organique et la labilité de la matière organique sont très variables en fonction des types de PRO mais aussi au sein d'un même type de PRO (entre différents fumiers par exemple). Vis-à-vis du relargage de l'azote, 3 grands groupes de PRO se dessinent (voir Figure 8) :

- ▶ Ceux à la valeur fertilisante azotée élevée (cas 1 de la Figure 8a) se distinguent par un C/N bas (<8 à 15), une vitesse de minéralisation et un taux de N total élevés. C'est le cas des lisiers.
- ▶ Ceux qui constituent des amendements (cas 2) présentent une matière organique stable, apportent peu de N mais enrichissent le stock de C du sol. C'est le cas des composts, notamment de fumiers.

- Ceux qui vont prélever de l'azote du sol (cas 3) car ils se minéralisent rapidement mais avec des C/N élevés (>8 à 15) et peuvent causer une « faim d'azote » pour les plantes. C'est le cas de certains fumiers épandus bruts.



Les apports de PRO sont ainsi difficiles à raisonner, quel que soit le système de culture en AC ou AB.

- La disponibilité des éléments n'est pas aussi bien maîtrisée qu'avec des engrais minéraux de synthèse. Alors que les engrais minéraux de synthèse sont généralement immédiatement phytodisponibles, les cinétiques de libération des éléments nutritifs des PRO sont influencées par les conditions pédoclimatiques, les besoins des plantes, et peuvent s'échelonner sur le long terme. Des déphasages entre libération des éléments et besoins des plantes sont possibles. Les outils d'aide à la fertilisation sont encore mal calibrés pour les conditions au champ (Houot et al., 2014a). Ce besoin de calibrage est renforcé avec des productions ou des modes de production « alternatifs » : l'effet des couverts intermédiaires n'est pas toujours intégré ; l'effet d'une plus grande variété de légumineuses ou des associations de cultures reste à développer ; les couverts permanents, certaines cultures et certains « nouveaux » PRO ne sont pas documentés. Le raisonnement de la fertilisation quand les objectifs de rendements ne sont pas le premier déterminant du raisonnement ou du fait de contraintes socio-économiques par exemple, est lui aussi peu documenté (Le Souder, 2024). L'AB se situe particulièrement dans ce cadre avec une contrainte d'accès aux PRO forte dans les zones tournées vers les productions végétales, et, un effet qui peut être adverse de la fertilisation sur les rendements quand elle renforce la pression des adventices.

- ▶ Les quantités de PRO épandues ne sont pas toujours précises, de même que les déjections à la pâture, le matériel ne permettant pas toujours une distribution régulière des matières, surtout quand elles sont hétérogènes ou pâteuses.
- ▶ Les ratios N/P/K/S ne sont pas toujours optimaux, ni même connus dans certaines situations (Houot et al., 2014a).

S'ajoute la difficulté du raisonnement des apports de PRO en vue d'enrichir le sol en carbone organique (valeur amendante) et d'alimenter les processus biologiques qui participent à la santé du sol, grâce notamment aux microbes et aux macro-organismes qui rendent de nombreux services écosystémiques (voir Figure 8b).

EN RÉSUMÉ

L'épandage des produits résiduels organiques (PRO) vise à maintenir et améliorer la fertilité des sols en AB. La réglementation de l'AB interdit les engrais minéraux à libération rapide qui, en AC, constituent 70 % des apports d'azote et 51 % de P.

Dans les principes de l'AB, les PRO doivent participer au bouclage des cycles de nutriments. Les fermes bio avec de l'élevage approchent ce bouclage, mais les fermes orientées vers les productions végétales ont largement recours à des apports de PRO exogènes, principalement des effluents de bovins de l'AC. Les PRO mobilisés, essentiellement issus de l'élevage, rendent moins aisée la fertilisation des zones spécialisées dans les grandes cultures, les PRO étant des matières peu transportables.

Le budget en nutriment de la ferme bio française ou européenne montre une ressource de PRO limitée, avec des déficits pour 24 %, 66 % et 56 % des fermes bio en ce qui concerne respectivement le N, le P et le K. Ces constats de déficit ont contribué à la réflexion sur les critères de sélection des PRO autorisés en AB.

Le raisonnement des apports tient compte à la fois des autres sources de nutriments, de l'équilibre entre les différents nutriments (N, P, K, S) dans les fertilisants et de la disponibilité de ces nutriments dans le temps pour répondre aux besoins des cultures afin d'optimiser le rendement tout en limitant les pertes vers l'environnement. Ce modèle est adapté aux engrais de synthèse. La variabilité des teneurs en éléments des PRO, leur équilibre, et la cinétique de leur libération sous forme assimilable par les plantes, ainsi que la précision de l'épandage des PRO constituent une première difficulté à ce raisonnement. En AB, une autre difficulté émerge du raisonnement des objectifs de rendement. En effet, ce raisonnement peut ne pas intégrer des contraintes fortes comme la pression exercée par les adventices ou l'accès aux gisements de PRO. Certaines pratiques courantes en AB comme les cultures en mélange, notamment avec des légumineuses, sont mal calibrées dans les outils d'aide à la fertilisation. Les PRO apportent par ailleurs de la matière organique MO aux sols : le maintien ou l'enrichissement en MO des sols entre aussi dans l'équation. Pour toutes ces raisons, le raisonnement de la fertilisation est encore mal maîtrisé en AB.

II.1.C. Risques sanitaires liés aux épandages de PRO

Les PRO peuvent constituer des risques pour la santé environnementale par différents mécanismes. Les risques d'impact par inhalation ou contact dermique sont possibles mais mineurs. L'ingestion des eaux et des végétaux pollués ou infectés est la voie principale de contamination humaine et animale.

- ▶ Un premier risque sanitaire résulte des fuites d'éléments nutritifs notamment vers les eaux mais aussi l'atmosphère. Une approche par la santé environnementale peut également considérer les émissions de gaz à effet de serre associées au stockage et à l'épandage des PRO comme facteur de risque pour la santé via le changement climatique.
- ▶ L'épandage des PRO peut contaminer le sol par des polluants chimiques ou microbiens. Dans le sol, ces contaminants peuvent persister ou non, être métabolisés, être accumulés ou au contraire être mobilisés par les eaux qui percolent en son sein vers les eaux souterraines ou ruissellent à sa surface vers différentes masses d'eau (rivières, lacs et *in fine* la mer). Les végétaux, en portant des particules du sol ou de PRO contaminés, ou bien, en incorporant certains polluants, peuvent participer au risque sanitaire.

A noter, les contaminations par les eaux de pisciculture où sont relargués des excréta et qui peuvent être enrichies en PRO, pour l'élevage de carpes dans l'Est européen notamment, ne sont pas considérées dans ce rapport.

Qu'en est-il des contaminations constatées par les épandages de PRO autorisés en AB ? Cette section abordera les contaminations des eaux par les nutriments, les contaminations par des agents biologiques pathogènes et par des composés qu'ils soient organiques ou inorganiques.

II.1.C.1) Des pertes possibles d'éléments nutritifs et de carbone affectent l'environnement

Les pertes de valeur fertilisante azotée sont très significatives par volatilisation d'ammoniac ou lixiviation des nitrates (de quelques kilogrammes à plusieurs dizaines de kg d'azote par hectare et par an) alors que les pertes par émissions de NO_x concernent des quantités de l'ordre du kg par hectare et par an (Houot et al., 2014a).

L'ensemble de ces émissions constituent des pertes de fertilisant pour l'agriculture et une source de préjudice environnemental. La contamination par les nitrates et les phosphates impacte aussi la santé humaine. Ainsi, les pouvoirs publics ont établi des règles visant à limiter les teneurs dans les captages et les eaux de distribution. L'eutrophisation des masses d'eau, résulte des éléments nutritifs mais aussi des matières organiques présentes dans l'eau, et contribue à dégrader la qualité de l'eau avec des coûts de potabilisation accrus.

Les émissions de GES induites par les PRO sont traitées dans le chapitre dédié à l'atténuation du changement climatique. Elles concernent la volatilisation de l'ammoniac, les émissions de protoxyde d'azote, et dans une moindre mesure les émissions de méthane et de dioxyde de carbone.

Les flux vers les masses d'eau sont abordés avec la question de la gestion des bilans de fumures dans la section III.4.B.

II.1.C.2) Transferts d'agents biologiques pathogènes

Cas particulier des PRO issus des animaux morts

Des sous-produits animaux provenant des abattoirs et des industries alimentaires peuvent être utilisés comme PRO fertilisants. Ils ne sont pas encadrés par le règlement sur les fertilisants mais par un règlement spécifique (EC) No 1069/2009 très strict en ce qui concerne leur autorisation et leur hygiénisation avant épandage, pour éviter les transferts de pathogènes. En masse, les volumes sont faibles par rapport aux usages de PRO. Cependant en AB, certains coproduits comme les farines de sang, de plume, d'os ou de viande peuvent revêtir un caractère stratégique pour les productions végétales, dans les bassins sans élevage, leur concentration en nutriments facilitant leur transport.

L'ensemble des catégories C2 et C3⁸ peuvent être utilisés comme fertilisants et peuvent à cette fin être méthanisés ou compostés. A l'exception des produits C2 dérogatoires qui sont constitués des lisiers, fumiers, matières stercoraires issues du tube digestif, les déchets organiques d'origine animale doivent subir un traitement thermique en vue d'être utilisés pour la fertilisation et d'assurer l'absence de risque microbien. Seuls les C2 dérogatoires, qui s'apparentent à des effluents d'élevage, peuvent être épandus directement pour la fertilisation.

Cas des autres PRO, particulièrement ceux mettant en jeu des matières fécales

Les PRO, spécialement quand ils sont issus de matières fécales comme les effluents d'élevage ou les boues de stations d'épuration (STEP), peuvent contenir une grande quantité de bactéries, mais aussi de virus, parasites, champignons, levures et prions dont certains sont pathogènes. Les PRO peuvent ainsi être un vecteur de contamination des animaux et des humains, mais aussi de l'environnement. Cette contamination environnementale affecte en premier lieu le sol, puis l'eau à son contact.

Les agents pathogènes sont systématiquement retrouvés dans les boues de STEP brutes et de façon importante, mais moins systématique, dans les effluents d'élevage bruts. Les boues de STEP sont interdites pour fertiliser les sols cultivés en AB. Le compostage, la digestion anaérobie thermophile (la méthanisation mésophile est moins efficace) et le chaulage constituent des voies efficaces d'abattement de la charge potentielle. Pour les matières brutes, un allongement de la durée de stockage peut limiter la présence de ces pathogènes (ANSES, 2020; Houot et al., 2014a).

Une fois les PRO épandus, la persistance des pathogènes varie en fonction de leur biologie et des conditions pédoclimatiques rencontrées (température, humidité) mais aussi des équilibres microbiens en

⁸ Les co-produits animaux sont classés en 3 catégories.

- ▶ (C1) La **catégorie 1** concerne des matières devant être éliminées ou ne pouvant faire l'objet que d'une valorisation énergétique pour les coproduits d'animaux atteints ou suspects d'encéphalite spongiforme transmissible (EST), de matériel à risque spécifique de ruminants, ou d'animaux contaminés par des substances illégales ou des contaminants dangereux. Les cadavres d'animaux de compagnie, sauvages ou de zoo sont dans cette catégorie.
- ▶ (C2) La **catégorie 2** est interdite en alimentation animale. Elle concerne les coproduits d'animaux issus d'animaux morts en dehors des abattoirs et ne relevant pas de la catégorie 1, ou pouvant contenir des résidus de médicaments vétérinaires ; les denrées alimentaires d'origine animale saisies pour motif sanitaire entrent dans cette catégorie. Les produits dérivés sont valorisés en fertilisation pour la part solide, en biocarburant pour les graisses.
- ▶ (C3) La **catégorie 3** est constituée des coproduits issus d'animaux sains abattus en abattoirs et déclarés propres à la consommation humaine. Ils peuvent être utilisés pour la fertilisation.

présence. La plupart de ces pathogènes peuvent être présents dans les sols même sans apports de PRO. Les apports répétés de PRO contenant des pathogènes favorisent leur persistance dans le sol. Le respect des délais de mise à l'herbe des animaux ou de récolte des cultures après épandage constitue un levier pour limiter les contaminations (Bünemann et al., 2024; Houot et al., 2014a). Les distances à respecter entre les zones épandues et les masses d'eau selon leur usage, contribuent à diminuer le risque de transfert (ANSES, 2020).

Par ailleurs, l'utilisation en santé humaine et animale des antibiotiques, fait de ces matières fécales un hotspot d'antibiorésistance où coexistent bactéries, certaines antibiorésistantes, et antibiotiques non métabolisés dans un milieu très nutritif (ANSES, 2020; Bünemann et al., 2024; Houot et al., 2014a). Pour les PRO issus de la production bio, les risques liés à l'antibiorésistance sont limités par l'encadrement strict des antibiotiques en élevage bio. Cependant, comme nous l'avons vu, en AB, le recours à des PRO issus d'effluents d'élevages non bio est commun (Reimer et al., 2023). Le recours aux antibiotiques en élevage non bio a connu une baisse très nette au cours de la dernière décennie, à l'exception de l'amoxicilline seule ou conjuguée avec l'acide clavulanique (ANSES, 2022a).

Les gènes d'antibiorésistance, et les bactéries qui peuvent les porter, préexistent dans les sols. De multiples transferts de gènes sont possibles, ce qui empêche de tracer leur origine quand ils sont apportés par les PRO. Les leviers d'abattement de la charge pathogène s'appliquent aussi pour les bactéries résistantes. Les bactéries fécales persistent peu dans l'environnement, les bactéries antibiorésistantes d'origine fécale encore moins : la contamination des sols aux antibiotiques est trop faible ou trop peu persistante pour que leur résistance leur confère un avantage sélectif (ANSES, 2020). Les gènes d'antibiorésistance peuvent persister plus longtemps dans les sols, hors des cellules bactériennes ou hébergés dans des bactéries variées. Par ailleurs, des résistances conférées par des éléments génétiquement mobiles comme les plasmides, peuvent être appuyées par la présence de co-sélecteurs de résistance comme le cuivre. Ces transferts de gènes favorisent la persistance des bactéries antibiorésistantes allochtones. Ainsi, la présence de biocides ou d'éléments métalliques comme le cuivre et le zinc, dont la teneur peut être accrue dans les effluents d'élevage du fait d'une complémentation de l'aliment du bétail, peuvent favoriser l'antibiorésistance (ANSES, 2020; Bünemann et al., 2024; Houot et al., 2014a). En pratique, les dynamiques des écosystèmes bactériens des sols semblent une voie d'élimination robuste de ces agents biologiques mais il est pratiquement impossible de remonter l'origine des pathogènes et des gènes d'antibiorésistance parce qu'ils préexistent dans les sols en amont des épandages de PRO.

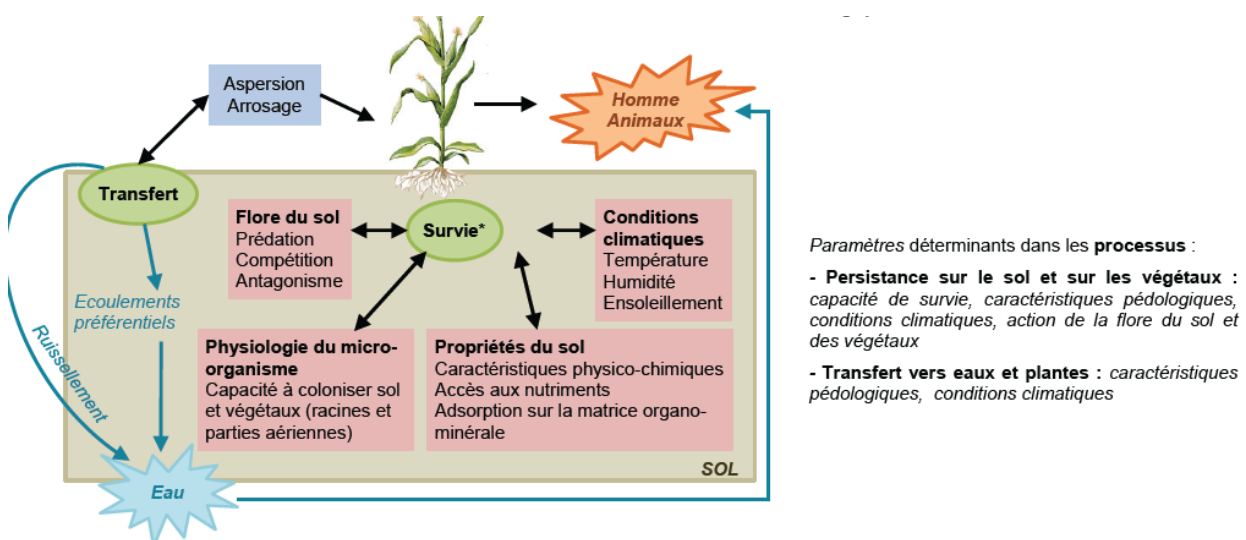




Figure 9. Principaux processus intervenant dans le devenir des pathogènes dans l'environnement (Source Houot et al., 2014a)



Sachant qu'une grande partie des bactéries pathogènes des aliments sont liés à des bactéries d'origine fécale, l'épandage plus courant des PRO en AB pourrait aboutir à plus d'aliments bio contaminés. Or la comparaison de la prévalence des micro-organismes pathogènes dans les produits bio par rapport aux produits non-bio, n'est pas conclusive : l'effet du bio peut être positif, négatif ou neutre selon les bactéries et les produits considérés d'après une revue récente. Cependant, les taux d'antibiorésistance sont presque systématiquement moindres en AB par rapport à l'AC, spécialement en ce qui concerne les souches multi-résistantes (Rodriguez et al., 2023). La moindre utilisation d'antibiotiques en élevage bio peut être confondante en ce qui concerne les productions animales, mais cela suggère que le recours plus systématique aux PRO en AB a peu d'impact sur ces contaminations.

EN RÉSUMÉ

L'AB utilise les PRO issus des animaux morts comme les farines de sang, de plumes, d'os ou de viande comme fertilisants. Concentrés en nutriments, ils peuvent être facilement transportés et s'avèrent stratégiques pour fertiliser les cultures dans des zones avec peu d'élevage

L'épandage de PRO pourrait être une voie de contamination par des agents biologiques pathogènes, et d'antibiorésistance. Les mesures réglementaires très strictes encadrant leur usage préviennent les risques biologiques associés.

Le respect (1) des mesures réglementaires d'éviction (cas des produits contaminés aux prions cause d'encéphalopathie spongiforme transmissible, par exemple) ou d'hygiénisation des PRO quand elle est requise, (2) des délais entre l'épandage des PRO et la récolte, et (3) des modalités d'épandage, réduisent considérablement ce risque du fait des équilibres de l'écosystème sol.

L'AB utilise les PRO issus des animaux morts comme les farines de sang, de plumes, d'os ou de viande comme fertilisants. Concentrés en nutriments, ils peuvent être facilement transportés et s'avèrent stratégiques pour nourrir les cultures dans des zones avec peu d'élevage. Les mesures réglementaires très strictes encadrant leur usage préviennent les risques biologiques associés.

Concernant les PRO mettant en jeu des matières fécales, l'interdiction en AB des boues de STEP limite les risques sanitaires, des pathogènes y étant systématiquement présents. En revanche, les effluents d'élevages autorisés sont aussi des foyers de pathogènes, et des hotspots d'antibiorésistance. Le stockage et les procédés mis en œuvre pour le traitement de ces effluents contribuent de façon plus ou moins efficace à abattre les risques biologiques associés. Les apports répétés de ces PRO favorisent la persistance de ces agents biologiques dans les sols, de même que la présence de co-sélecteurs comme le cuivre. Malgré des mesures fortes mises en œuvre pour limiter l'usage des antibiotiques dans les élevages bio, le recours commun aux effluents d'élevages conventionnels limite la portée de ces mesures en ce qui concerne les risques de contamination via l'épandage des PRO (Bünemann et al., 2024; Houot et al., 2014a).

En pratique, les dynamiques des écosystèmes bactériens des sols semblent une voie d'élimination robuste de ces agents biologiques mais il est pratiquement impossible de remonter l'origine des pathogènes et des gènes d'antibiorésistance parce qu'ils préexistent dans les sols en amont des épandages de PRO.

A noter que les produits bio pour l'alimentation humaine et animale ne sont pas plus contaminés par des pathogènes et les taux d'antibiorésistance sont communément moindres par rapport à l'AC, spécialement pour les souches antibiorésistantes (Rodriguez et al., 2023).

II.1.C.3) Transferts de contaminants chimiques

L'épandage de PRO peut être une source de pollution chimique via des éléments traces métalliques⁹ (ETM) ou des composés traces organiques (CTO) qui constituent un risque pour la santé humaine et des écosystèmes. Des effets cocktail peuvent apparaître entre différents contaminants et, comme nous l'avons vu, ils peuvent être des co-sélecteurs favorables à l'antibiorésistance.

Ces deux types de polluants montrent une affinité forte pour les matières organiques. Ils peuvent s'accumuler dans les sols, ou au contraire être dégradés, métabolisés ou être mobilisés, relargués et contaminer d'autres compartiments. Les matières organiques dissoutes ou sous forme colloïdale peuvent contribuer à leur mobilisation, bien qu'elles ne soient généralement présentes que de façon transitoire à la suite des épandages de PRO (quelques jours à quelques semaines après apport) (Houot et al., 2014a).

Ces contaminants peuvent être plus ou moins écotoxiques, leur biodisponibilité variant selon leur interaction avec les matrices des PRO et du sol. Une standardisation plus étendue des protocoles d'évaluation de l'écotoxicité et la toxicité des PRO serait nécessaire (Albert and Bloem, 2023). Leur évaluation écotoxicologique devrait considérer différents groupes d'organismes vivants. Par exemple, dans un même essai, des plantes ne manifestent aucune phytotoxicité chronique avec des boues de station d'épuration contaminées et bénéficient même de leur effet fertilisant alors que les vers de terre se montrent sensibles, avec une inhibition de 78 % témoignant d'un effet reprotoxique (Roques et al., 2023). Si les boues de stations d'épuration sont écartées en bio, l'approche est aussi valable pour les PRO UAB.

Des apports non négligeables d'ETM par les PRO

Chaque ETM (principalement des métaux ou des métalloïdes) constitue moins de 0,1 % de la croûte terrestre. Au-delà d'une certaine teneur dans les sols, tous deviennent toxiques. Certains ETM sont des oligo-éléments indispensables à la vie, comme le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le bore (B), le nickel (Ni), le vanadium (V), le sélénium (Se), le molybdène (Mo) ou le chrome (Cr). Le mercure (Hg), le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) n'ont en revanche aucun rôle positif pour l'activité biologique.

Les teneurs en éléments ne sont pas le seul facteur de toxicité des ETM : leur spéciation chimique (le chrome trivalent est indispensable alors qu'il est toxique quand il est hexavalent) ainsi que leur association avec des molécules organiques, par complexation ou adsorption notamment, peuvent être déterminantes. Ces formes peuvent évoluer après l'épandage des PRO, en fonction des conditions rencontrées dans les sols. Ainsi, la matrice organique des PRO peut avoir une affinité forte pour ces ETM et contribuer, en fonction du pH, des dynamiques de minéralisation et des molécules organiques en présence, à la séquestration ou au contraire à la biodisponibilité et à la mobilité des ETM du sol vers l'eau et les êtres vivants. Cette mobilité et cette biodisponibilité peuvent contribuer à la contamination des masses d'eau et des végétaux et en cascade des chaînes alimentaires, mais elles permettent à l'opposé de limiter l'accumulation dans le sol (Houot et al., 2014a). A noter, le comportement des nanoparticules de dioxyde de Ti, ou certaines nanoparticules d'argent, qui sont aussi des ETM est encore très différent. S'ils peuvent se rencontrer dans les PRO, notamment les boues de STEP, faute de synthèses à leur sujet, ce document n'abordera pas les risques sanitaires liés à ces nanoparticules.

A l'heure actuelle, les sols agricoles européens n'impliquent pas, globalement, de problématiques sanitaires vis-à-vis des ETM (Tóth et al., 2016). Les ETM sont présents dans les sols en dehors de toute contamination, à des concentrations variables en fonction de la nature de la roche mère. Les PRO

⁹ ou éléments traces minéraux pour inclure le Se

constituent une source de contamination en ETM avec des teneurs et des causes de contamination différentes en fonction de leur origine. Pour mémoire, les PRO épandus proviennent essentiellement des effluents d'élevage. Il faut donc considérer que la contribution du fond géochimique (ou roche mère), les dépôts atmosphériques et la concentration dans les aliments du bétail en dehors des suppléments sont des voies d'enrichissement pour ces PRO de façon générale. D'autres sources de contamination des sols sont possibles :

- ▶ l'activité industrielle, routière, ou l'érosion éolienne peuvent induire des retombées atmosphériques ;
- ▶ les traitements phytosanitaires peuvent contribuer à la pollution en ETM des sols agricoles, notamment avec les traitements cupriques ;
- ▶ la fertilisation notamment phosphatée ; les eaux d'irrigation... (Houot et al., 2014a)

Les PRO contribuent substantiellement voire majoritairement à la contamination des sols agricoles pour tous les ETM (Figure 10).. Font exception le Cd apporté essentiellement par les engrais phosphatés minéraux, et, le Se qui est apporté sous forme d'engrais ou via une complémentation des rations, y compris en AB, pour pallier des carences des animaux. La contribution des engrais phosphatés aux contaminations en Cr est par ailleurs très forte (Houot et al., 2014a). Le Pb, selon les auteurs peut par ailleurs être principalement issu des retombées atmosphériques avec une contribution à part quasi égale des PRO et des engrais minéraux (De Vries et al., 2022). Hors effluents de ferme soumis aux règlements sanitaires départementaux, l'épandage des PRO est soumis à des limites de flux annuels et décennaux d'ETM dans les plans d'épandage (Bodeau et al., 2021). Les plans d'épandage doivent tenir compte des caractéristiques des sols et des PRO pour en garantir l'innocuité.

Les PRO échangés doivent par ailleurs respecter la réglementation générale en ce qui concerne la teneur en ETM (voir focus dans la section II.1.A.2). Dix ETM sont encadrés dans la réglementation applicable aux fertilisants résiduels, vis-à-vis des teneurs dans les PRO et/ou dans les sols et des intrants tolérés, chaque type de PRO ayant des seuils spécifiques (RUE 2019/1009 et Houot et al., 2014a). A travers l'Europe, les seuils retenus et les ETM réglementés ne sont pas les mêmes. Le règlement européen sur les fertilisants (RUE 2019/1009) vise, entre autres objectifs, cette harmonisation.

Les PRO issus de stations d'épuration ou de composts de déchets verts ou ménagers doivent respecter les seuils réglementaires pour être épandus. Leur déshydratation, les phénomènes de minéralisation au cours du lagunage ou de la digestion peuvent accroître leurs teneurs, sauf dans certains composts de STEP où les matrices carbonées ajoutées ont au contraire un effet de dilution. La maturation des matières organiques au cours de ces processus tend cependant à stabiliser les formes d'ETM rencontrées. Les boues industrielles sont généralement moins concernées par les contaminations en ETM. La faible mobilité des ETM apportés avec des matières organiques, implique une accumulation dans les sols au fur et à mesure des apports successifs, d'autant plus que les prélèvements par les cultures et les transferts vers l'eau sont limités (Houot et al., 2014a).

En AB, les boues de STEP sont interdites alors qu'elles constituent, à la parcelle, le PRO le plus problématique pour les apports d'ETM (Figure 11) (Houot et al., 2014a), bien que les évolutions réglementaires récentes tendent à atténuer ces risques (Bünemann et al., 2024). Par ailleurs, dans les biodéchets autorisés en bio, les teneurs en ETM autorisées sont plus strictes et ne doivent pas dépasser 0,7 mg Cd/kg, 70 mg Cu/kg, 25 mg Ni/kg, 45 mg Pb/kg, 200 mg Zn/kg, 0,4 mg Hg/kg, 70 g Cr total/kg (ramenés à la matière sèche), avec des teneurs en Cr VI sous les seuils de détection. Les co-produits animaux ne doivent pas non plus présenter de Cr VI détectable.

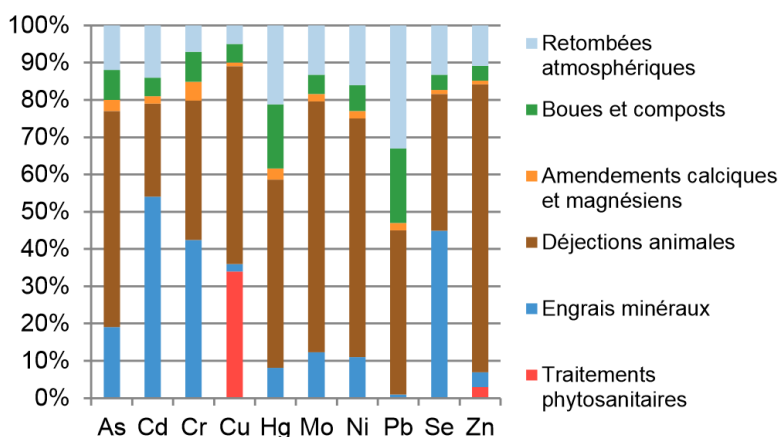


Figure 10. Apports d'ETM aux sols agricoles en France pour 10 ETM (Source Houot et al., 2014a)

Source : Sogreah, 2007

Contaminants	Principales Mafor en contenant	Importance des apports par les Mafor / autres flux et stocks du sol	Comportement	Risque de transfert vers les eaux	Risque de transfert vers les végétaux	Risque de transfert vers les animaux
					La biodisponibilité (notamment par complexation avec d'autres molécules) est un critère important	
Cadmium	Boues de STEU, cendres	+	Aucune dégradation possible, accumulation plus ou moins détectable selon les flux d'apports : souvent significative pour Cu et Zn Concentration augmentée avec digestion (aérobie/anaérobie) et compostage, mais mobilité diminue.	Ruissellement (entraînement de matières en suspension), lessivage des complexes MO-métaux (colloïdes)	ε/+	Transfert vers foie/reins
Chrome	Boues de STEU, cendres	0			0/ε	Transfert vers foie/reins
Cuivre	Effluents animaux, boues de STEP, cendres, composts	ε/+			ε/+	Transfert vers foie/reins
Mercure	Boues de STEU, cendres	0/ε			0/ε	Transfert vers foie/reins Complexe Me-Hg vers lait
Nickel	Boues de STEU, cendres	0/ε			0/ε	Transfert vers foie/reins
Plomb	Boues de STEU, cendres	0/ε			0/ε	Transfert vers les os
Zinc	Effluents animaux, boues de STEU, cendres, composts	ε/+			ε/+	Transfert vers foie/reins
Arsenic	Cendres	ε/+			0/ε	
Sélénium	Boues de STEU, compost d'OM, DV, déjections animales	0/ε				Complexe amino-Se
Titane (nanoparticules)	Boues de STEU	0/ε				
Argent (nanoparticules)	Boues de STEU	ε/+			?	

Figure 11. Principaux ETM dans les produits résiduels fertilisants, principales sources et risques de transferts dans les sols (Source Houot et al., 2014a).

L'AB qui utilise moins d'engrais minéraux et en substitue une partie par les PRO, a-t-elle un impact sur les flux entrants et sortants d'ETM ?

Cadmium : des apports plus faibles par les PRO et des prélèvements par les plantes inférieurs en AB

Les produits bio ont une teneur en cadmium (Cd) plus faible que leurs homologues conventionnels, particulièrement les produits issus de céréales qui tendent à accumuler cet élément. Cette teneur est à relier à la quasi absence de fertilisation phosphatée minérale en AB (Barański et al., 2014; Mie et al., 2017) qui limite le niveau de contamination général de l'environnement en cadmium. Mais ce n'est pas le seul facteur explicatif.

La biodisponibilité du Cd peut être concurrente de celle du zinc (Zn) qui répond aux mêmes dynamiques d'adsorption, complexation et précipitation dans le sol. L'affinité pour la matière organique de ces éléments est très forte, dix fois supérieure à celle pour les particules minérales et elle peut réduire la disponibilité en Cd. Cependant, la microflore du sol peut favoriser ou freiner l'absorption par les plantes ; dans le cas des mycorhizes en faveur du Zn et au détriment du Cd. Des auteurs constatent des apports

substantiels de Cd par les PRO, y compris par les effluents d'élevages bio, et avec une plus forte biodisponibilité quand ces effluents sont compostés. En effet, le compostage apporte une matière organique plus stable dans le sol, avec une meilleure capacité d'échange cationique. Les apports de Cd par les effluents peuvent être dus à des additifs de l'aliment pour le bétail¹⁰. Le recyclage continu des matières organiques de ferme (effluents et résidus de récolte), les éventuels apports exogènes et les prélèvements plus faibles par les plantes en bio peuvent aboutir à des phénomènes d'accumulation de Cd dans le sol. Par ailleurs, la minéralisation de la matière organique issue des PRO peut relarguer du Cd sous forme biodisponible. *In fine*, malgré des teneurs en Cd biodisponible dans les sols parfois supérieures, les grains de blé n'accumulent pas significativement plus de Cd en AB (Schweizer et al., 2018). La conduite en bio du riz illustre aussi ces mécanismes. En limitant l'acidification du sol lié à la fertilisation azotée et en favorisant l'adsorption sur la matière organique, le prélèvement de Cd par les plants de riz est limité (Sebastian and Prasad, 2014).

En France, l'AC combine 3 facteurs de risque : (1) des doses d'engrais phosphatés appliquées supérieures à la moyenne européenne, (2) des teneurs en Cd supérieures dans ses engrais et (3) des conditions pédoclimatiques favorisant la rétention dans les sols (Sterckeman et al., 2018) alors que la lixiviation est la voie principale d'export dans les sols (De Vries et al., 2022). Ces spécificités françaises sont bien mises en évidence par les cartes de teneurs en Cd des sols (Tóth et al., 2016). Les systèmes bio, sans engrais minéraux phosphatés, limitent les apports en Cd dans les sols. Toutefois les PRO épandus héritent du contexte français défavorable qui fait que les apports de Cd par les PRO n'est globalement pas à négliger. Par ailleurs, les terres en bio exportent moins de Cd via les cultures. Ainsi les bilans de flux de l'AB se situent à des niveaux similaires à ceux d'une AC adoptant de bonnes pratiques (Sterckeman et al., 2018). A noter, la culture de betterave qui est peu développée en AB, assimile une grande quantité de Cd qui se retrouve dans le sucre extrait. Cela limite la phytoextraction du Cd dans les sols cultivés en bio.

Chrome et sélénium : des risques de contamination qui semblent limités

Le Cr est aussi apporté via les engrais phosphatés. Les aliments bio en contiennent moins (Barański et al., 2014). Une étude danoise comparant des cultures fertilisées avec des matières organiques *versus* des fertilisants minéraux ne montre pas d'effet clair sur le Cr contrairement au Cd (Christensen et al., 2013, in (Mie et al., 2017)).

A noter, dans les produits issus des phanères provenant des abattoirs et industries alimentaires tels que les farines de sang, os, produits laitiers, les teneurs en Cr VI ne doivent pas être détectables en AB. La présence de Cr est notoire dans les produits issus des tanneries, mais essentiellement sous forme trivalente, beaucoup moins toxique et beaucoup moins mobile que sa forme hexavalente. Par ailleurs, la possibilité pour les formes de Cr III de passer vers un état d'oxydation Cr VI est faible dans les PRO ou les sols (Ciavatta et al., 2012). Les autres produits résiduels sources de Cr sont principalement les boues de STEP et les cendres (Houot et al., 2014a) qui sont bannies en bio ou représentent une utilisation marginale.

La situation est différente pour le Se. Il est apporté pour faire face à des carences des animaux, via les engrais minéraux ou via la complémentation de l'aliment du bétail qui se retrouve dans les PRO. Les apports sont faibles et le risque de toxicité associé semble faible, les humains étant aussi souvent carencés.

¹⁰ Le bétail est complétement en phosphates qui est contaminé en Cd, comme souligné comme point de vigilance dans le rapport de surveillance du cadmium dans la chaîne alimentaire (Bernard et al., 2023).

Cuivre et zinc : les ETM les plus apportés par les PRO utilisés en AB

Les effluents des élevages intensifs de porcins et de bovins sont riches en Cu et Zn, de même que leurs digestats du fait des supplémentations des aliments pour éviter des carences, et spécifiquement pour les porcs, comme facteur de croissance pour le Cu et pour lutter contre des maladies de peau (Bünemann et al., 2024; Houot et al., 2014a). Dans les fumiers, ils sont essentiellement complexés par la matière organique. Quand les lisiers sont méthanisés, la plus grande partie se retrouve dans le digestat solide avec une mobilité inférieure à celle dans les lisiers bruts. Les teneurs en Cu et Zn des effluents sont nettement en dessous des valeurs des normes de mise en marché des fertilisants organiques sauf dans le cas des digestats de lisiers de porcs. L'accumulation dans les sols en lien avec l'épandage des effluents d'élevages est notoire en Bretagne pour le Cu et le Zn (Houot et al., 2014a), dans la mesure où les exports par le prélèvement des plantes et la lixiviation qui sont équivalents (De Vries et al., 2022), ne permettent pas de compenser les apports. Cette accumulation est plus saillante pour le Cu dont la concentration dans le sol est susceptible de doubler au bout de 100 ans d'apports (Houot et al., 2014a). Au niveau européen, les apports en Cu et Zn par les effluents d'élevage de porc ou par les boues de STEP ou les biodéchets pour une fertilisation équivalente en P sont désormais du même ordre avec l'encadrement des complémentations des aliments pour bétail¹¹ et le règlement européen sur les fertilisants, les effluents de bovins étant généralement moins contaminants (Bünemann et al., 2024).

Les apports aux sols de Cu sont restreints à une dose maximale. Cette dose intègre les usages comme fertilisant, les fertilisants organiques et les traitements phytosanitaires, afin de réduire au minimum l'accumulation potentielle dans le sol et l'exposition des organismes non-cibles. Elle est fixée à 28 kg Cu/ha sur une période de sept ans (soit une moyenne de 4 kg Cu/ha/an). Cette règle mise en place d'abord pour l'AB a été étendue à l'AC.

Le cuivre est globalement peu mobile, peu biodisponible dans les sols, et s'accumule spécialement dans les sols calcaires ou basiques où il peut former des carbonates ou bien dans les sols très riches en matière organique. En France, le dépassement des seuils réputés sans effet sur l'environnement (fixé à 2,7 ppm par l'ANSES) se produit dans 27 % des sols non agricoles, 41 % des sols cultivés et plus de 90 % des sols de vignes et de vergers (ANSES, 2018), en lien principalement avec les traitements phytosanitaires¹². En conséquence, à l'exception des sols très acides, les transferts vers les masses d'eau impliquent de l'érosion et les transferts vers les végétaux, résultant des conditions rhizosphériques plus acides, restent limités. Des concentrations excédentaires en cuivre ont des effets néfastes sur la croissance et le développement de la plupart des plantes, sur les communautés microbiennes (bactéries et champignons y compris mycorrhiziens) qui sont les piliers de la vie des sols et la faune des sols (collemboles et effets sublétaux pour les vers de terre). L'ingestion de cuivre via l'alimentation n'est que rarement un sujet de préoccupation en santé humaine, et touche essentiellement une faible part de la population présentant un désordre de l'homéostasie du Cu, la maladie génétique de Wilson (1/50 000 à 100 000 naissances). En dehors de ces cas, une intoxication chronique ou ponctuelle n'est possible qu'à très forte dose (Taylor et al., 2020). Cependant, pour les bovins et les ovins, l'épandage de PRO chargés en Cu peut conduire à une toxicité via l'alimentation (Ópezalonso et al., 2000).

Le Zn est légèrement plus concentré dans les aliments bio (Barański et al., 2014). Les organismes vivants sont généralement carencés en Zn. Un enrichissement modéré des sols grâce aux PRO est plutôt bénéfique. Cet enrichissement est observé dans les sols de l'Ouest de la France où les élevages de

¹¹ Depuis l'encadrement de la complémentation des animaux en 2003 (renforcé depuis par les règlements d'exécution UE 2016/1095 et 2018/1039) du même ordre que ceux par les boues de STEP ou les biodéchets

¹² A ce titre, la pollution des sols par le Cu est traitée dans la section II.3.C.1.

monogastriques industriels sont concentrés. L'assimilation du Zn entre en compétition avec celle d'autres éléments, comme le Cd. Ainsi, un enrichissement du sol en Zn diminue par ailleurs la contamination des aliments par le Cd. Les conditions de mobilisation du Zn des PRO supposent un pH acide et une faible CEC, comme dans des sols sableux siliceux avec peu de matière organique, et des apports conséquents. Les pollutions problématiques en Zn par des PRO n'ont été observées que pour des apports de boues de STEP (Houot et al., 2014a) et semblent, de ce fait, exclues en AB.

A noter, les biochars et les cendres qui sont autorisés en bio peuvent être des sources de Cu et Zn mais leur usage est relativement confidentiel à ce jour.

Autres ETM

Sans facteur explicatif, Barański et al. (2014) notent une présence accrue de Mo et Rb dans aliments bio mais en dessous des seuils de toxicité. Les teneurs en Sr semblent en revanche atténuées.


Composés traces organiques (CTO)

Les CTO comprennent (1) des polluants organiques persistants (polychlorobiphényles —PCB—, hydrocarbures aromatiques polycycliques —HAP—, dioxines, retardateurs de flamme...) dont seuls 10 sont réglementés dans les PRO (7 PCB et 3 HAP), ainsi que (2) des CTO moins persistants (demi-vie de quelques jours à quelques mois) comme les phtalates, les bisphénols, les détergents. Dans la réglementation européenne, les HAP sont limités à 6 mg/kg dans les composts et digestats (y compris de boues de STEP), les phosphates précipités et les cendres et biochars. Seuls les produits d'oxydation sont encadrés concernant les PCB. Les molécules pharmaceutiques et pesticides ne sont pas prises en compte par la réglementation concernant les PRO.

Contrairement aux ETM, les CTO sont plus ou moins dégradés. Leur identification et leur dosage sont plus complexes quand ils sont associés à des métabolites ou aux produits de dégradation physicochimique. La liaison de certaines de ces molécules organiques avec les matières organiques des PRO est un autre facteur rendant la détection et le dosage complexes (Houot et al., 2014a).

La digestion anaérobie et le compostage dissipent généralement les CTO de PRO, mais avec des résultats différents pour certains CTO et des métabolites peu connus. Il n'existe que peu d'études quantifiant les flux de CTO apportés par les PRO et il n'a pas été mis en évidence d'accumulation de CTO sur les sols français par ce biais. En revanche, des transferts vers les eaux ont pu être observés (Houot et al., 2014a). La plupart des CTO sont (1) soit rapidement volatilisés ou biodégradés dans le sol avec peu de persistance, (2) soit au contraire plus ou moins fortement liés aux matières organiques du PRO ou du sol, avec des persistances variables et la formation de produits de transformation. Dans ce deuxième cas, leurs transferts vers les plantes cultivées est variable (Bünemann et al., 2024). Le PRO le plus préoccupant vis-à-vis des CTO semble être les boues de STEP (Michel, 2024).

La question des micro- et nano-plastiques, qu'ils soient biosourcés ou non, est émergente. Encore une fois, leurs effets sont mal évalués. Si des effets adverses voire toxiques pour les organismes du sol sont souvent rapportés (Pérez-Reverón et al., 2022) des résultats contradictoires sont publiés, selon le type de polymères, leur taille, leur concentration. Ils peuvent perturber les fonctions écologiques et services écosystémiques fournis par les sols. Les transferts vers les plantes dépendent de la taille et de la forme des particules et de la nature des polymères (Lozano and Rillig, 2022; Rillig, 2020; Rillig and Lehmann, 2020). Des transferts vers les eaux sont probables. Les effets sur la santé humaine sont difficiles à évaluer tant l'imprégnation est généralisée. En ce qui concerne l'usage des PRO en AB, le bannissement des boues de STEP sont plutôt bénéfiques pour limiter ces contaminations. Cependant, l'utilisation massive des



plastiques agricoles, par exemple comme mulchs qui peuvent être compostés avec les résidus de récolte, n'exonère pas les systèmes bio de la problématique.



EN RÉSUMÉ

L'épandage des PRO est une source de pollution chimique via des éléments traces métalliques (ETM) et des composés traces organiques (CTO). Les conditions physicochimiques et leur affinité pour les matières organiques notamment, déterminent leur mobilité dans le sol, ainsi que, pour les CTO, leur biodégradabilité. La toxicité de ces contaminants, au-delà de leur teneur varie aussi selon leur forme chimique.

Les ETM apportés par les PRO s'accumulent dans le sol, d'autant plus que les processus de maturation des PRO les concentrent et les stabilisent. L'éviction des boues de stations d'épuration, si elle prive l'AB d'une source de nutriments en faveur du bouclage des cycles, permet d'éviter le fertilisant organique le plus problématique pour ces pollutions. Par ailleurs, les biodéchets utilisables en AB doivent observer des teneurs en ETM plus faibles par rapport aux exigences générales. Les co-produits animaux ne doivent, quant à eux, pas présenter de traces de Cr VI. Par ailleurs, la fertilisation minérale, phosphatée notamment, est source de certains ETM. Cette fertilisation est minime en AB. Parmi les PRO utilisés en AB, les effluents d'élevages, qui peuvent provenir de l'AC à condition de ne pas provenir d'une ferme « industrielle », peuvent également apporter des ETM. En particulier :

- ▶ **Cadmium** : La substitution des engrais phosphatés par des PRO ne suffit pas à expliquer les teneurs plus faibles en Cd des produits bio. Les effluents d'élevage apportent du Cd via la complémentation phosphatée des rations, et, à cause du recyclage du Cd accumulé dans les sols à des teneurs élevées en France. Une rétention par la matière organique, une compétition pour l'assimilation du Cd avec celle du Zn, aussi apporté par les PRO, restreignent les transferts vers l'eau et les plantes. En AB, les rendements plus faibles limitent les exportations par les plantes. Le bilan des apports et exports de Cd au sol en AB se situe au même niveau qu'en AC avec de bonnes pratiques de fertilisation (Sterckeman et al., 2018).
- ▶ **Cuivre et zinc** : Les effluents d'élevages intensifs, de porcs notamment, apportent des quantités non négligeables de Cu et Zn (Bünemann et al., 2024; Houot et al., 2014a). Les teneurs peuvent même dépasser les normes de mise en marché des fertilisants organiques pour leurs digestats. Dans les zones d'élevage intensif et à la parcelle, les apports de Cu et Zn par les effluents ne sont pas compensés par les pertes par lixiviation et par le prélèvement des plantes. Ils tendent ainsi à s'accumuler dans les sols. Les apports à la parcelle depuis l'encadrement de la complémentation des animaux en 2003 (renforcé depuis par les règlements d'exécution UE 2016/1095 et 2018/1039), sont du même ordre que ceux par les boues de STEP ou les biodéchets. Le Cu apporté par les PRO est peu mobile dans le sol et transite peu vers les eaux. Il pose rarement des problèmes de santé humaine mais, il peut provoquer une toxicité pour les plantes et les communautés microbiennes, ainsi que pour les ruminants. A la parcelle, les apports de Cu par les effluents sont bien en deçà de ceux apportés par les traitements phytosanitaires appliqués à la vigne, l'arboriculture et certains légumes en AB. Les risques de toxicité lié au Zn par les apports de PRO n'ont été observés que pour des boues de STEP, et sont donc a priori exclus en AB. La mobilisation du Zn dans le sol suppose des conditions très acides et des sols sableux avec peu de MO. Entrant en concurrence avec l'assimilation du Cd et parce que les organismes vivants sont généralement carencés en zinc, l'enrichissement en Zn du sol par les PRO est ainsi globalement bénéfique en AB.

Les composés traces organiques (CTO) sont plus difficiles à caractériser et sont plus ou moins persistants. Plus transformables ou fugaces que les ETM, ils peuvent néanmoins générer des risques sanitaires ou écotoxiques. Les organo-halogénés (parmi lesquels certains PFAS mobiles) constituent les



CTO les plus préoccupants. Les éléments manquent pour conclure à un impact spécifique des pratiques de l'AB concernant les CTO par rapport à l'AC, et l'impact des PRO épandus. L'éviction des boues de STEP limite ces contaminations mais les biodéchets et les composts de déchets verts sont des sources possibles (Bünemann et al., 2024).

II.2. Des rotations des cultures en AB

Outre le recyclage des éléments dans l'agrosystème via les apports de PRO aux sols, l'AB met en œuvre pour sa fertilité des rotations plus longues et complexes incluant des légumineuses et, en présence d'élevage d'herbivores, des prairies temporaires.

II.2.A. Les rotations dans la réglementation AB...

Le règlement de base RUE 2018/848, dans son considérant (34), les articles 4, 5 et 6 et son annexe II points 1.9 et 1.10, indique clairement que l'AB doit observer la rotation des cultures et l'implantation de couverts intermédiaires et de légumineuses (*cf. Annexe I : Extraits de la réglementation bio précisant la gestion des rotations et leur relation avec la qualité des sols*). Il spécifie que la « fertilité et l'activité biologique du sol sont préservées et augmentées de la manière suivante :

- a) hormis dans le cas des pâturages et des fourrages pérennes, par la rotation pluriannuelle des cultures, comprenant des cultures obligatoires de légumineuses comme culture principale ou culture de couverture pour les cultures en rotation et d'autres cultures d'engrais verts ;
- b) dans le cas des serres ou des cultures pérennes autres que les fourrages, par des cultures d'engrais verts et de légumineuses à court terme, ainsi que par le recours à la diversité végétale »

Différents objectifs sont ainsi poursuivis :

- ▶ Favoriser la biodiversité ;
- ▶ Abaisser la pression des bioagresseurs et des adventices tout en favorisant la santé des végétaux ;
- ▶ La préservation de la fertilité naturelle à long terme, le maintien et l'amélioration de l'état des sols par leur matière organique, leur biodiversité et les fonctions associées, leur structure, la capacité de rétention de l'eau ;
- ▶ Le respect des cycles et des équilibres naturels ;
- ▶ Maintien et améliorer l'état de l'eau ;
- ▶ Favoriser les processus biologiques mettant en valeur les ressources naturelles internes au système de gestion, notamment par le recyclage des matières ;
- ▶ Le non-recours aux phytosanitaires pour contribuer à un environnement non toxique.

Le règlement mentionne par ailleurs la complémentarité entre les productions végétales et animales. Pour les animaux hormis les porcins, volailles et abeilles, l'accès permanent au pâturage lorsque les conditions le permettent ou à des fourrages grossiers est également inscrite, ainsi que, pour tous les animaux, l'accès au plein air. Dans les fermes avec un élevage de ruminants, le maintien ou l'implantation de prairies permanentes ou temporaires, doivent ainsi s'insérer dans les rotations ou l'assolement.

II.2.B. ... et en pratique

La rotation des cultures et la diversification des assolements sont des principes agronomiques employés pour (1) gérer la fertilité à travers les flux de nutriments, (2) gérer les adventices et autres bioagresseurs (en interrompant leur cycle de développement ou en créant des barrières biotiques) et (3) améliorer la robustesse de l'agrosystème tout en pourvoyant aux différentes productions nécessaires à l'alimentation humaine et animale. Or avec l'avènement des fertilisants minéraux et des pesticides, et la spécialisation des unités de production, ces principes ont pu être délaissés en AC au cours des 50 dernières années

faisant place à des systèmes très simplifiés, jusqu'à l'extrême dans le cas des monocultures (Barbieri et al., 2017).

Peu d'études permettent d'objectiver de façon généraliste les différences de rotations entre AB et AC. A ce titre, la méta-analyse de Barbieri, Pellerin et Nesme (2017) est précieuse pour décrire les systèmes arables à travers le monde. Deux bases de données internationales ont été constituées pour décrire les rotations, l'une basée sur la littérature scientifique et une autre basée sur les bases d'occupation des terres de FAOSTAT et du FiBL¹³. L'étude montre une plus grande diversité et une répartition plus équitable des espèces cultivées en AB grâce à l'implantation plus fréquente de fourrages (prairies temporaires et cultures fourragères) et de cultures intermédiaires multi-services (CIMS) aux dépens principalement des céréales. Les spécificités des rotations de l'AB par rapport à celles de l'AC sont les suivantes¹⁴.

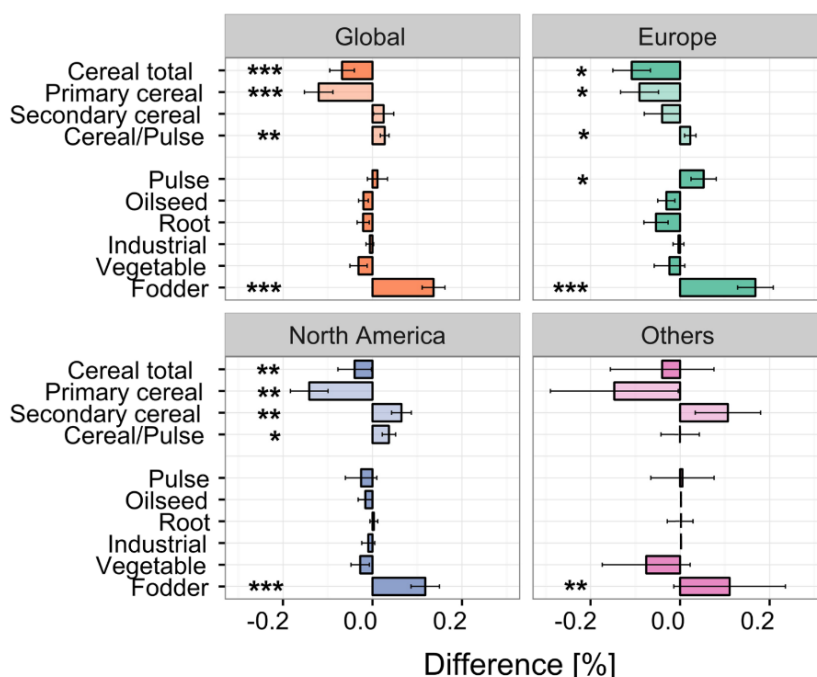


Figure 12. Différence (AB - AC, \pm écart type) dans les catégories de cultures entre rotations en AB et AC à l'échelle planétaire et continentale (en % de la durée de rotation) (Source Barbieri et al., 2017) Céréales totales est la somme de toutes les catégories de céréales. Les céréales majeures désignent le blé tendre, le riz et le maïs, les céréales secondaires les autres céréales et les pseudo-céréales, et céréales/protéagineux les cultures en mélanges. Les fourrages désignent seulement les fourrages temporaires. Nombre d'observations (en AB ; AC) : Planétaire (127 ;111), Europe (53 ;46), Amérique du Nord (63 ;54), autres (11 ;11). ***P<0,001 ; **P<0,01 ; *P<0,05

¹³ Plus spécifiquement, les 2 bases ont ainsi été constituées :

- (1) Une base des rotations alimentée par 238 rotations en AB ou AC décrites dans la littérature scientifique, sans prise en compte des successions culturales, pour 6 catégories de cultures issues de 77 publications couvrant 26 pays, à 42 % en Europe et 49 % en Amérique du Nord. Les auteurs notent un biais de cette approche avec 88 % des rotations issues d'expérimentations et 12 % issues des fermes, avec potentiellement une sur-représentation des céréales à la clef.
- (2) Une autre base d'occupation des terres par pays issue de FAOSTAT et des statistiques du FiBL, qui excluait les cultures non commerciales et les fourrages. Les cultures ont été classées par catégories : (i) céréales principales (blé tendre, riz, maïs) ; (ii) céréales secondaires (épeautre, orge, seigle, triticale, avoine, sorgho et millets, et pseudo céréales) ; (iii) mélanges céréales-protéagineux ; (iv) protéagineux (y compris soja) ; (v) oléagineux ; (vi) racines (pommes de terre, betterave à sucre, cassave, patates douces) ; (vii) cultures industrielles et (viii) fourrages temporaires (essentiellement des prairies).

¹⁴ Ces effets sur la base des rotations sont confirmés dans la base d'occupation des terres sauf pour les CIMS et prairies et légumineuses, parce que les cultures fourragères, les cultures de service ne sont pas renseignées dans cette base.

- ▶ Les rotations bio durent en moyenne $4,5 \pm 1,7$ années ce qui est 15 % plus long qu'en AC, avec 48 % de catégories de cultures en plus, et, une répartition qui tend à être plus équitable (statistiquement non significatif) ; un nombre d'espèces accru donc dans le temps et dans l'espace. Une des composantes de cette diversification résulte du recours fréquent aux CIMS (ici couverts non récoltés : pièges à nitrates —CIPAN—, engrais verts ainsi que couverts intercalaires).
- ▶ Les rotations bio ont des compositions différentes,
 - avec **moins de céréales** qui sont 10 % moins abondantes et occupent 61 ± 4 % de la sole. Les céréales majeures occupent 29 ± 2 % de la durée de rotation et sont 1,38 fois moins abondantes, alors que les céréales secondaires occupent 17 ± 2 % de la rotation sont 1,19 fois plus abondantes. Les cultures en **mélange céréales-protéagineux sont 4,3 fois plus fréquents**.
 - des protéagineux y compris soja (15 ± 2 % des rotations) qui tendent à être plus cultivés en AB. Mais, la différence entre AB et AC est non significative sauf en Europe.
 - des **fourrages temporaires** (24 ± 2 % des rotations) **2,8 fois plus abondants** qui occupent généralement les parcelles l'année durant. Ces fourrages sont implantés pour rompre les cycles d'infestations mais aussi pour fixer de l'azote, fournir de l'aliment au bétail dans le cas des fermes mixtes et apporter du C au sol.
 - Les **CIMS** sont plus fréquents dans les rotations en AB : 2,4 fois plus pour les CIMS hors cultures intercalaires et 8,7 fois plus pour les cultures intercalaires ; et ils sont plus abondants (3,2 fois et 12,1 fois plus qu'en AC respectivement). Leur implantation témoigne de la volonté (i) de limiter les pertes d'azote liées à la difficulté de synchroniser la disponibilité des nutriments avec les besoins des plantes cultivées, (ii) de limiter l'érosion et (iii) de compenser la cherté des sources de N externes.
- ▶ Les rotations bio ont plus recours à la fixation symbiotique d'azote en lien avec le développement des surfaces de fourrages —aussi montré par Anglade et al. (2015) dans le Bassin parisien, loin des zones traditionnelles d'élevage— et de CIMS et de mélanges céréales-protéagineux. En revanche, la part des protéagineux est équivalente en AC. Dans les rotations bio, les légumineuses fixent ainsi 2,6 fois plus d'azote. Pour les auteurs, cette fixation pour assurer la fertilisation azotée est le déterminant primordial de la diversification des cultures en AB. Faute de données sur les prairies et les plantes de service, cet effet n'a pas pu être confirmé par la base d'occupation des terres.
- ▶ Ces différences varient en fonction des continents considérés. Ainsi les céréales, sont nettement moins présentes dans les rotations européennes bio mais avec un écart moins marqué qu'en Amérique du Nord concernant les céréales secondaires. Les protéagineux (dont soja) généralement plus cultivés en AC en Amérique du Nord, y étaient moins présents dans les rotations bio alors qu'en Europe, les protéagineux étaient plus abondants en AB.

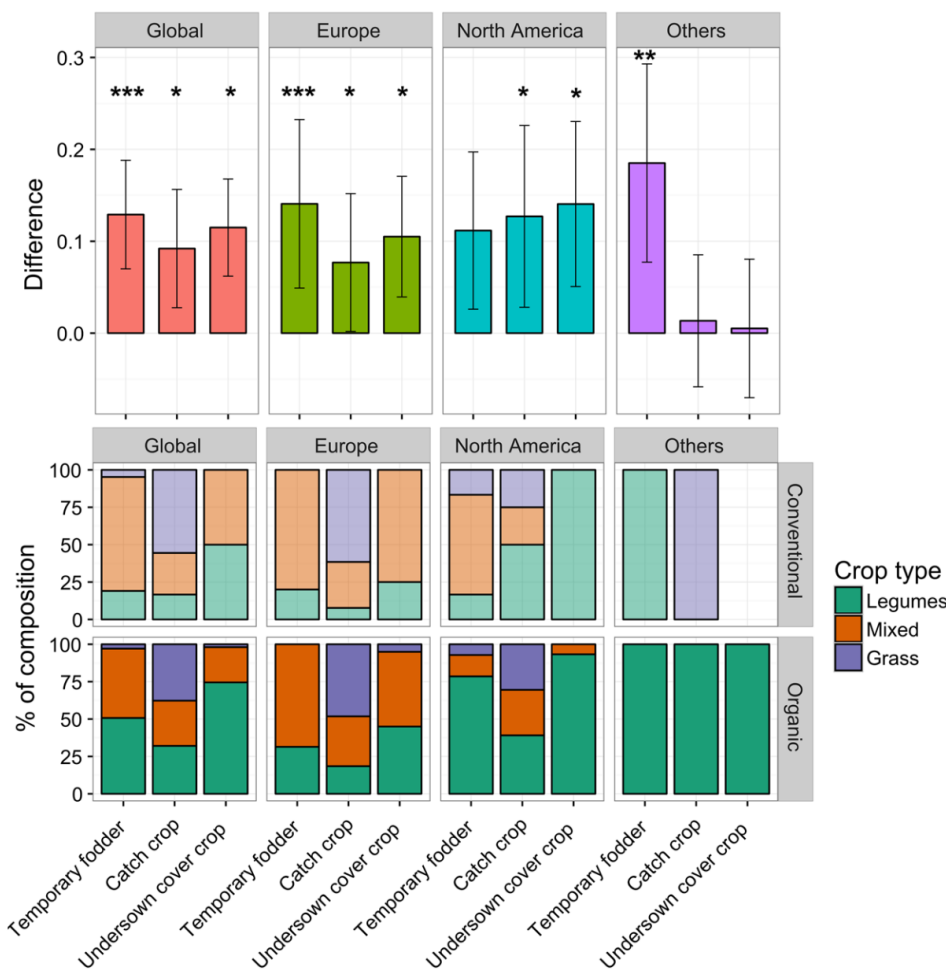


Figure 13.
En haut : Différence moyenne (AB – AC, \pm écart type) dans les parts de fourrages, de CIMS et cultures intercalaires (en % de la durée de rotation) à l'échelle planétaire et continentale
En bas : Contribution de l'herbe, des mélanges herbe-légumineuses et des légumineuses aux fourrages temporaires, aux CIMS et aux couverts intercalaires en AB et en AC.
 Nombre d'observations (AB ;AC) : Planétaire (127 ;111), Europe (53 ;46), Amérique du Nord (63 ;54), autres (11 ;11).
 *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$ (Source Barbieri et al., 2017).

II.2.C. Impacts sur le sol de la diversification

Pour assurer un bon développement des cultures, l'AB substitue le recours aux fertilisants exogènes et aux phytosanitaires qui ne sont pas utilisables en AB par une optimisation de la succession culturale. Ponisio et al. (2015) montrent dans une méta-analyse compilant les données de 1 000 observations, que la diversification des cultures par les mélanges cultureux ou la rotation en AB réduit le différentiel de rendement par rapport à l'AC (respectivement de $9 \pm 4\%$ et $8 \pm 5\%$ de différentiel ramené à une monoculture en conventionnel). La diversification quelle qu'en soit la forme est donc une stratégie toujours « gagnante » que ce soit pour l'AB mais aussi pour l'AC.

Une méta-analyse de second ordre de Beillouin et al. (2021) sur les stratégies de diversification des cultures et leur effets environnementaux (95 méta-analyses, pour un total de 54 500 observations appariées) montre des effets positifs de cultures plus diversifiées sur la **productivité (taille d'effet médian de +14 %)** mais aussi la **biodiversité associée (+24 %)** et **différents SES support ou de régulation, comme celui de régulation de la qualité de l'eau (+51 %), de qualité du sol (+11 %), de régulation des bioagresseurs (+63 %)** (voir Figure 12).

- Pour la qualité du sol, 98 des tailles d'effet calculées concernaient le stock de C, 79 la chimie du sol, 12 la physique du sol et 2 autres d'autres paramètres. Le poids du stock de C était donc prépondérant

dans l'approche de la qualité du sol (51 %) mais toutes les composantes de la qualité du sol bénéficient de la diversification.

- ▶ La qualité du sol n'incluait par ailleurs pas (1) le service de régulation de la qualité de l'eau approchée pourtant par le lessivage, l'érosion et la réserve d'eau, (2) ni la biodiversité associée dans laquelle le microbiome représente 55 % de la taille d'effet, (3) ni les émissions de gaz à effet de serre ou (4) la régulation des bioagresseurs où le sol joue un rôle important.

Les services de régulation bénéficient de la plus grande biodiversité associée ainsi que des modifications d'habitat et des compétitions pour l'accès aux ressources. La diversification, en améliorant les services de régulation, participe à l'augmentation de la productivité. Notons que les stratégies de diversification n'ont pas toutes la même importance.

- ▶ Les tailles d'effet les plus impactantes pour la biodiversité associée sont l'agroforesterie, la rotation des cultures (qui exclut dans l'étude les systèmes où coexistent différentes cultures à un moment donné) et les CIMS (respectivement +61 %, +37 % et +21 % de tailles d'effet médianes).
- ▶ L'agroforesterie et les mélanges culturaux sont les stratégies avec l'effet le plus fort pour la production agricole (respectivement +35 % et +22 %) et pour la qualité des sols (+19 % et +11 %).
- ▶ Le stock de C, spécifiquement, bénéficie de l'agroforesterie, des mélanges culturaux et des CIMS (+19 % ; +13 % et +10 % respectivement) en lien avec la fourniture foliaire et racinaire de C aux sols.
- ▶ En revanche, la régulation de la qualité de l'eau n'est pas sensible au type de diversification, la variabilité des effets étant importante.

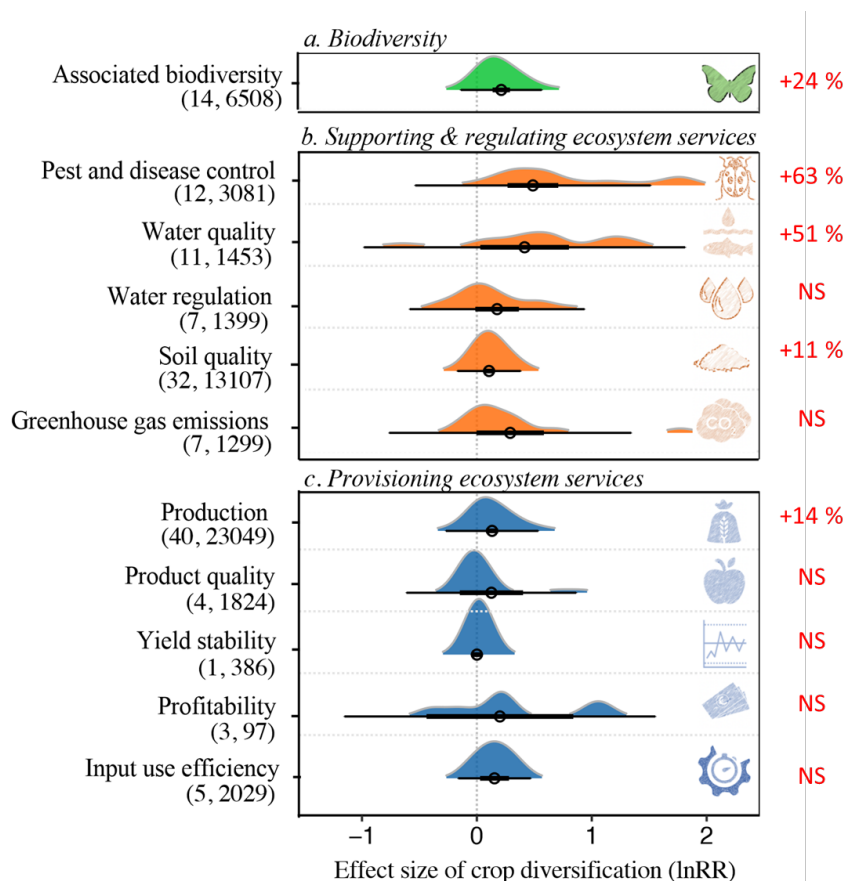


Figure 14. Impacts de l'ensemble des stratégies de diversification des cultures sur différents services écosystémiques et la biodiversité associée. Pour chaque ligne, le rond représente la taille d'effet médiane, le trait fin son intervalle de confiance. Entre parenthèse le nombre de méta-analyses et d'essais impliqués. Les surfaces colorées représentent la distribution de la probabilité de la taille d'effet. A droite en rouge, la taille d'effet médiane et NS quand la taille d'effet n'est pas significative (D'après Beillouin et al., 2021).

Les mélanges culturaux de céréales avec des légumineuses, plus souvent pratiqués en AB, constituent un avantage indéniable pour la gestion de la fertilité azotée des productions de grandes cultures (Rodriguez

et al., 2020). Dans une méta-analyse sur 29 études au champ, Rodriguez et al. montrent en climat tempéré que la **culture en mélange de légumineuses avec des céréales augmente la fixation de N₂ par rapport à une culture pure de légumineuse (à densité équivalente) de +13 à +16 %**. En parallèle, la quantité d'azote du sol assimilée par la céréale en association est augmentée de +61 % par rapport à une céréale cultivée pure. Au total, **l'azote du sol assimilé par l'ensemble du mélange cultivé (i.e. légumineuse et céréale) est significativement accru de +25 % par rapport celui assimilé par une légumineuse cultivée seule**, et de +9 %, mais de façon non significative, par rapport à une céréale seule. Le mélange cultural stimule donc l'utilisation complémentaire de l'azote entre légumineuses et céréales en favorisant la fixation par les légumineuses et l'absorption par les céréales. En effet les céréales plus avides d'azote forcent les légumineuses à une fixation symbiotique accrue pour satisfaire leurs besoins en réduisant l'effet inhibiteur de l'azote du sol (qu'elles prélèvent) sur la fixation symbiotique. Ce processus permet de synchroniser dans le temps les besoins des légumineuses et des céréales sur la base d'un marché commun de l'azote, ce qui permet de limiter les apports de fertilisants organiques et limiter les pertes environnementales qu'ils peuvent engendrer (Fontaine et al., 2024). Cet effet stimulant sur la fixation symbiotique dépasse, dans la méta-analyse, la compétition pour les autres ressources que suppose une culture en mélange (autres nutriments, eau, lumière). Par le même procédé, l'absence de fertilisation azotée augmente la fixation symbiotique. Cependant, la densité totale du mélange, et la part de légumineuses sont des facteurs qui influencent à la fois la fixation symbiotique et le prélèvement d'azote du sol par les plantes. Rodriguez et al. indiquent, comme une des limites de la méta-analyse, que dans 70 % des essais considérés, le pois constitue la légumineuse du mélange, sachant que l'espèce de légumineuse impacte l'efficacité de la fixation symbiotique.

II.2.D. Focus sur les prairies temporaires et les CIMS

Les prairies temporaires et les cultures fourragères sont multifonctionnelles. Tout en fournissant un aliment pour le bétail, en phase avec le nécessaire lien au sol des élevages bio, elles contribuent à baisser la pression des adventices, à briser les cycles des bioagresseurs, et permettent une culture sur l'année avec une couverture maximale du sol. Leur développement racinaire dense contribue à l'apport de C au sol, à sa structuration ainsi qu'à la régulation du flux et de la qualité de l'eau. Leur introduction dans les rotations a fait ses preuves pour améliorer la structure du sol, augmenter la stabilité des agrégats et réduire la densité des sols (Riley et al., 2008). En favorisant la multiplication des communautés de vers de terre et donc la production de turricules, les cultures fourragères favorisent non seulement la stabilisation de la matière organique par son brassage avec la matière minérale, mais aussi la biodisponibilité de l'azote (Frøseth et al., 2014; Martin et al., 2020). Quand ces prairies sont constituées ou contiennent des légumineuses, elles assurent en outre une fixation symbiotique du N₂, et ce, de façon plus efficace que les cultures de protéagineux (Barbieri et al., 2023, 2017).

Les CIMS

Lamichhane et Alletto (2022), définissent les couverts intermédiaires comme des cultures non commercialisées cultivées, seules ou en mélange, pendant la période d'interculture entre la moisson d'une culture commerciale et le semis de la suivante, dans le cas des cultures annuelles. Dans le cas des cultures permanentes, elles occupent plutôt les espaces inter-rangs mais offrent les mêmes fonctionnalités. Leur utilité primaire est de couvrir et donc de protéger le sol, sans intention de récolter la biomasse produite. Selon qu'ils soient considérés pièges à nitrates (CIPAN), engrais verts, ils peuvent fournir par-delà divers SES :

Leurs bienfaits sur les propriétés physiques des sols sont importants, et ont été objectivés¹⁵ (Blanco-Canqui and Ruis, 2020) par leurs rôles :

- ▶ de protection de la surface, d'une part, en atténuant les variations de température et d'autre part, en atténuant le risque érosif (Blanco-Canqui and Ruis, 2020) ;
- ▶ en faveur de la stabilité structurale des agrégats humides (Blanco-Canqui and Ruis, 2020; Liu et al., 2005) ;
- ▶ sur les propriétés hydrauliques des sols.
 - Leur effet sur la densité apparente des sols est soit nul, soit faible à modéré. En revanche, la résistance à la pénétration diminue en moyenne de 5,1 % (variabilité de 5 % à 29 %) et témoigne d'un moindre tassement (Blanco-Canqui and Ruis, 2020).
 - Les CIMS assurent une meilleure infiltrabilité en augmentant la porosité totale (Chen and Weil, 2010; Hudek et al., 2022) ainsi que la connectivité de cette porosité en lien avec l'enracinement (Blanco-Canqui and Ruis, 2020; Durán Zuazo and Rodriguez, 2008; Kaur et al., 2023). L'eau qui s'infiltré, peut être retenue pour alimenter les plantes à travers la réserve utilisable. Or sous couverts, cette réserve qui repose sur les micro- et mésopores n'est pas augmentée en général, et le cas échéant, elle l'est de façon négligeable (Blanco-Canqui and Ruis, 2020). A noter, le travail du sol pour enfouir les couverts végétaux, perturbe fortement la porosité mise en place grâce aux CIMS.

¹⁵ A noter, les effets des CIMS mélangeant plusieurs espèces ne montrent pas, à date (Blanco-Canqui, 2023), d'effets supplémentaires sur les propriétés physiques, mais la production de biomasse peut être améliorée ou stabilisée avec un cortège d'avantages.

EN RÉSUMÉ

Les rotations des cultures, l'implantation de légumineuses, de CIMS et de prairies temporaires sont prévues par la réglementation bio. En pratique, l'AB actionne bien ces leviers avec un cortège de bénéfices. Le tableau suivant synthétise les différences dans les rotations en l'AB par rapport à l'AC et les effets sur les externalités liées au sol observés pour ces pratiques.

Différence des rotations en AB par rapport à l'AC (Barbieri et al., 2017)	Effet des pratiques identifiées sur les externalités ayant trait aux sols	Références
+15 % pour la durée des rotations des terres arables Plus de catégories de cultures.	La diversification des cultures améliore la santé des sols : +24 % de biodiversité associée +51 % pour la régulation de la qualité de l'eau +63 % de régulation des bioagresseurs +11% de qualité des sols (+63 %) abordée par le stock de C et la chimie du sol principalement.	Beillouin et al., 2021
Mélanges céréales-protéagineux 4,3 fois plus fréquents.	+13 % <i>sensu</i> Beillouin et al., 2021 de qualité des sols, avec +10 % de stock de C. +13 à +16 % de fixation symbiotique par rapport à une culture de légumineuse seule (à densité d'implantation équivalente) grâce à une synchronie de marché commun de l'azote.	Beillouin et al., 2021 Rodriguez et al., 2020
Les fourrages temporaires 2,8 fois plus abondants.	Couverture longue du sol, meilleure structuration, plus de vers de terre et donc une stabilisation du C du sol et meilleure biodisponibilité de l'azote. Les fourrages de légumineuses fixent plus efficacement l'azote par rapport aux protéagineux, notamment en cas de culture en mélange.	Riley et al., 2008 Frøseth et al., 2014 Martin et al., 2020 Barbieri et al., 2023, 2017
Les CIMS plus fréquents (x2,4 hors cultures intercalaires et x8,7 pour les intercalaires).	+21 % de biodiversité associée +10 % de stock de C. Les CIMS améliorent la structure des sols, la régulation du cycle des nutriments et de l'eau. Leurs effets dépendent de leurs caractéristiques.	Beillouin et al., 2021 Lamichhane et Alletto, 2022 Blanco-Canqui and Ruis, 2020)
2,6 fois plus de fixation symbiotique d'azote, notamment sous forme de fourrages, CIMS et mélanges céréales-légumineuses.	Remplace essentiellement des engrais azotés de synthèse (utilisés en AC à raison de 78 kg N/ha/an sur la SAU française).	ANPEA, 2022

II.3. Pollution chimique des sols liée aux produits de protection des plantes

Dans le document, nous référerons indifféremment aux phytosanitaires ou produits de protection des plantes comme aux pesticides bien que cette dernière catégorie soit plus large et inclue notamment les biocides. Ce volet qui concerne plus la santé animale n'est pas traité ici.

Les produits de protection des plantes (PPP) contaminent toutes les compartiments environnementaux, dont les sols et leur biote, à des degrés souvent difficiles à estimer tant les substances actives mais aussi leurs métabolites sont nombreux (les co-formulants et adjuvants mis à part). Ils peuvent agir et interagir dans les processus toxiques. Relativement à la contamination des eaux, celle des sols est moins étudiée et sa quantification fait encore l'objet de développements méthodologiques. Le degré de contamination varie selon, d'une part, les sources de contamination et l'intensité des traitements, et d'autre part, les processus qui ont cours dans le sol. Les sols sont le siège de (1) transferts (vers et depuis les eaux, les plantes cultivées et la biodiversité associée, l'air), (2) rétention et relargage (adsorption, complexation, précipitation...), (3) dégradations. Au niveau planétaire, l'agriculture est la source principale d'introduction des PPP et les espaces agricoles sont les plus contaminés par les PPP (Leenhardt et al., 2022a).

En AB, une très grande partie des contaminations aux PPP est évitée, parce que l'utilisation de PPP est très restreinte, mais n'est pas nulle. La rémanence de pesticides dans les sols liées aux pratiques antérieures à la conversion se vérifie en particulier pour certaines substances, tels les composés hydrophobes constitutifs de nombreux insecticides, particulièrement les organochlorés. Aussi, nous aborderons successivement comment et combien les sols sont contaminés, l'abattement permis par les pratiques bio et les applications susceptibles d'écotoxicité vis-à-vis du sol en AB, et enfin, les risques de transfert du sol vers les productions bio.

II.3.A. Sources de contamination des sols par des phytosanitaires

Il est communément admis que moins de 0,1 % des pesticides appliqués sur les cultures atteignent les organismes ciblés (Arias-Estévez et al., 2008). Les sols reçoivent des PPP par des :

- (1) Apports directs à la parcelle (très réduits en AB) qui résultent de :
 - pulvérisations n'atteignant pas la plante (de 30 à 50 % des pesticides pulvérisés atterrissent directement sur les sols (Schleiffer and Speiser, 2022; Walder et al., 2022),
 - graines enrobées de pesticides¹⁶ ou apports directs au sol de nématicides, limacides, traitements contre les taupins... ;
- (2) Apports impliquant un transfert comme :
 - le lavage des feuilles contaminées par la pluie ou l'irrigation,
 - le retour au sol des résidus de récolte ou des plantes adventices qui forment des litières qui sont incorporées dans les sols,
 - des dépôts atmosphériques secs ou humides de pesticides volatilisés ou aérosolisés,
 - le ruissellement (transport en solution) ou l'érosion (transport particulaire) qui peuvent générer des concentrations de PPP à l'échelle des parcelles et des bassins versants, spécialement sur des terrains pentus,

¹⁶ L'enrobage des semences avec des phytosanitaires expose directement les organismes du sol à des doses importantes. Il est très courant en AC. Par exemple, aux Etats-Unis pratiquement tout le maïs est ainsi traité avec des fongicides et des néonicotinoïdes, dont 90 % atteignent le sol.

- l'épandage de produits résiduels organiques contaminés ou l'irrigation avec des eaux contaminées ;
- (3) Apports passés, les PPP pouvant être persistants dans les sols. Ainsi parmi les substances actives autorisées sur le marché européen en 2020, près de la moitié se bioaccumulent (et sont donc susceptibles d'être présentes dans le biote du sol), 25 % sont persistantes dans les sols (i.e. demi-vie supérieure à 100 jours) (Geissen et al., 2021).

Une fois sur ou dans les sols, les phytosanitaires peuvent (i) se lier aux particules de sol, ou (ii) se volatiliser, être aérosolisés ou transférés vers les eaux, se diffuser, ou bien encore (iii) être métabolisés, détoxifiés, ou assimilés par les plantes. Leur adsorption sur les particules de sol dépend de la physico-chimie du sol (teneur en matière organique et en argile, pH, teneur en eau, porosité, température) et des pesticides, ainsi que des communautés microbiennes en présence, et des pratiques culturales. La conjonction de ces processus et conditions explique que certains peuvent disparaître en quelques jours ou persister des années, voire plusieurs décennies ou même des siècles (Schleiffer and Speiser, 2022).

II.3.B. Une contamination généralisée des sols

II.3.B.1) Une contamination omniprésente, souvent en mélange

Dans une étude analysant 317 sols échantillonnés à travers l'Union européenne de 6 agrosystèmes principaux, **80 % des sols** présentent une contamination au-dessus des limites de quantification pour au moins un des 76 PPP recherchés (soit moins de 20 % des substances actives sur le marché), et **un mélange de PPP pour 58 % des prélèvements** (Silva et al., 2019).

Les pesticides les plus couramment rencontrés et aux plus fortes doses sont le **glyphosate et son métabolite AMPA**¹⁷, probablement **du fait de son intensité d'usage, suivis du DDT et ses métabolites** (DDE¹⁸), des **fongicides à large spectre** comme le boscalid (inhibiteur de la succinate déshydrogénase ou SDHI) ou des triazoles (époxyconazole et tébuconazole) qui sont **connus pour leur persistance**. Certains pesticides sont interdits de longue date (plus de 10 ans) comme les organochlorés DDT et son métabolite DDE, la diéldrine¹⁹ ou le procymidone, un dicarboxymide. La contamination en pesticides des sols varie spatialement, avec des régions du Sud de l'Europe présentant plus de sols sans pesticides quantifiés, et des sols avec moins de substances actives quantifiées comparativement aux sols du Nord de l'Europe. Les types de cultures pratiquées influent sur le nombre de résidus quantifiés dans les sols (Figure 16). Le nombre de substances actives est maximal pour les cultures de racines et minimal pour les légumineuses et cultures fourragères. Les teneurs en pesticides en revanche sont les plus élevées pour les cultures pérennes mais toujours les plus basses pour les cultures fourragères et les légumineuses (Silva et al., 2019).

¹⁷ acide aminométhylphosphonique

¹⁸ DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane et DDE : dichlorodiphényldichloroéthylène

¹⁹ En France, Orton et al. ont cartographié un autre organochloré interdit, le lindane (Orton et al., 2013).

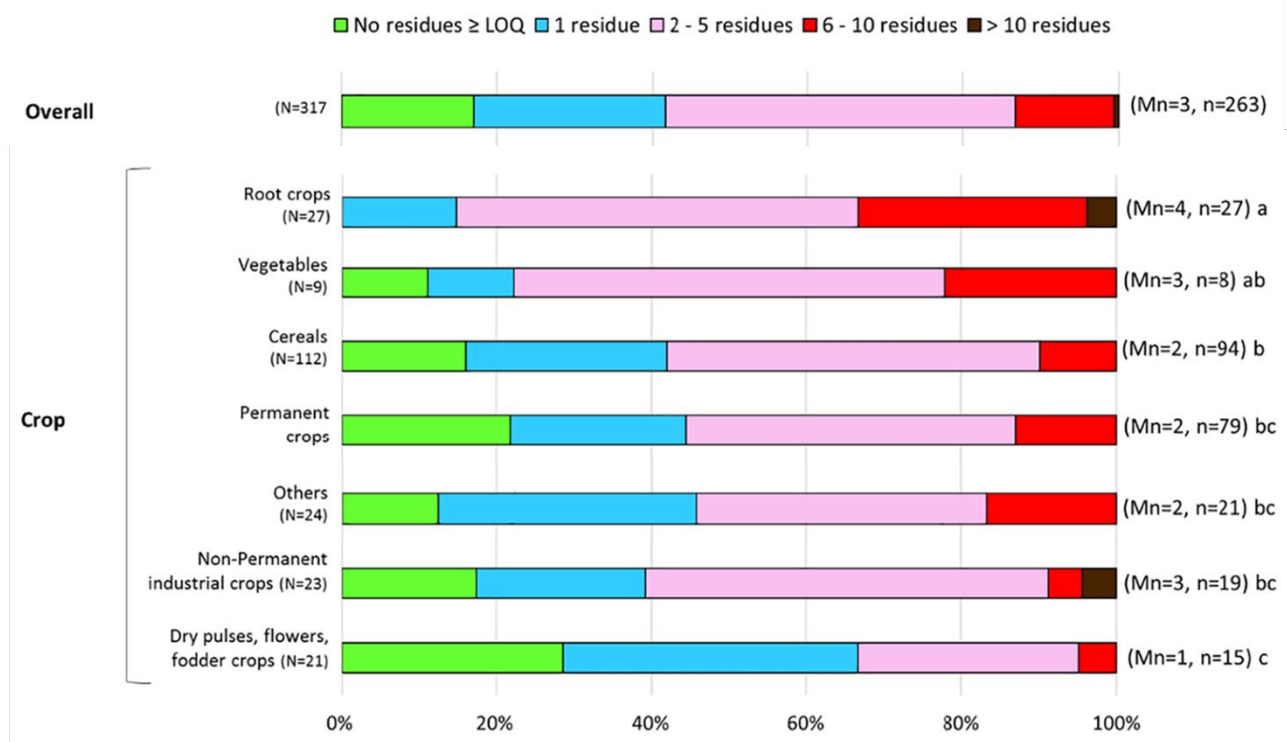


Figure 16. Distribution de la fréquence de quantification de résidus de PPP à travers les sols d'Europe en fonction des cultures. N=nombre d'échantillons testés, Mn=médiane du nombre de résidus de PPP contenus dans les sols, n=nombre de sols présentant des résidus. A droite, les lettres minuscules indiquent des différences significatives entre les systèmes de culture telles que a>b>c selon une classification Bonferroni corrigée par un test Mann-Whitney. (D'après Silva et al., 2019)

Le réseau français de mesure de la qualité des sols (RMQS) a analysé 111 résidus de pesticides en usage ou récemment proscrits (48 fongicides, 36 herbicides et l'AMPA, 25 insecticides ou acaricides et 2 phytoprotecteurs ou *safeners*) dans 47 sites avec des occupations du sol variées (grandes cultures, vignoble, vergers, prairies permanentes, forêts). **98 % des sites présentaient des résidus, y compris des zones non traitées (AB, forêts, prairies permanentes).** Le nombre de résidus était en médiane de 9 et statistiquement différent entre les **sols cultivés (médiane de 15)** et les sols non cultivés (forêts, terres abandonnées) ou de prairies permanentes. Si certaines contaminations de sites non cultivés trouvaient une explication dans les pratiques passées ou des dérives à partir de parcelles voisines, dans d'autres cas, un dépôt à partir des sources plus lointaines semblent opérer (Froger et al., 2023).

- Les fongicides étaient la famille la plus souvent détectée (69 % des substances actives quantifiées), suivis des herbicides (61 %) puis des insecticides (40 %). Les teneurs les plus élevées de résidus concernaient l'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA présent dans 70 à 83 % des sites et qui contribuaient à 70 % de la teneur totale en herbicides. Deux fongicides SDHI, le fluopyram, le fluxapyroxad, et, l'herbicides diflufenican étaient largement présents aussi, dans respectivement 69 %, 68 % et 51 % des sites.
- Il n'y avait pas de corrélation entre la détection des résidus et les propriétés du sol. Dans les sols cultivés, le moment du prélèvement vis-à-vis du calendrier des pratiques phytosanitaires pouvait exercer une influence. Considérant les pratiques recueillies par enquête auprès des agriculteurs, le constat est fait que certains pesticides perdurent dans les sols bien après leur dégradation à 90 % alléguée. Leur concentration est supérieure à celles attendues, questionnant par là même leur niveau de persistance dans les sols.

- ▶ Le quotient de risque écotoxique total calculé²⁰ pour le ver *Eisenia fetida* désignait un risque moyen à fort pour 43 % des sites, sachant que les insecticides ou acaricides et les fongicides contribuaient le plus au risque et que ce ver est connu pour être peu sensible. Le risque était significativement plus faible pour les terres non cultivées que pour les terres cultivées (quotient de risque moyen à fort pour 24 % et 58 % des sites respectivement, et un risque très faible pour les prairies permanentes).
- ▶ Dans le dispositif, 2 sites étaient cultivés en AB : ils ont une valeur indicatrice des différences entre AB et AC sans permettre une analyse statistique. Ils présentaient moins de pesticides que ceux en AC, en nombre de substances et de façon plus prégnante en teneur (9 et 10 résidus en AB *versus* une médiane de 16 résidus pour les sites en AC et 14,5 et 12,4 ng/g en AB vs 155 ng/g en AC) (Froger et al., 2023).

²⁰ Ce risque total calculé est la somme des ratios de la concentration de chaque pesticide sur son seuil prédit sans effet (PNEC). Ce seuil est le seuil de toxicité chronique divisé par 10. Les seuils de toxicité chronique (ou non-observable effect concentration NOEC) pour le ver *E. fetida* sont issus de la « Pesticides Properties Database ». Les risques totaux ont été classés en 4 catégories : négligeable quand $<0,01$; bas quand compris entre 0,01 et 0,1 ; moyen quand compris entre 0,1 et 1 ; et élevé au-delà. A noter, l'espèce *E. fetida* est connue pour être peu sensible aux pesticides mais est utilisée dans les protocoles d'évaluation de l'écotoxicité des pesticides.

FOCUS

Méthodes pour qualifier le risque des pesticides sur le fonctionnement des sols

La protection de la structure et du fonctionnement des écosystèmes du sol est un des objectifs centraux de la révision de la réglementation européenne des produits chimiques ce qui implique de mieux connaître cette biodiversité et sa réponse aux différents stress anthropiques (van Gestel et al., 2021).

Les bioindicateurs du sol et de la litière non-cibles pour l'évaluation des risques de pollutions aux PPP proposés par l'EFSA sont les populations in-situ de lombriciens *Eisenia fetida* et *E. andrei*, de collemboles *Folsomia candida* et *F. fimetaria*, d'acarien *Hypoaspis aculeifer*, complétées par l'approche des microorganismes impliqués dans la transformation du N du sol ainsi qu'un test complémentaire concernant les mycorhizes.

Or ces espèces représentent une part faible de la biodiversité des sols et pourraient être substituées par des espèces dans le même groupe taxonomique plus sensibles aux PPP. De plus, ces bioindicateurs ne rendent pas compte des risques de déséquilibres entre les communautés induits par les pesticides. Par ailleurs, alors que les mélanges de PPP dans les sols sont communs, la procédure d'évaluation des risques ne considère pas les possibles effets cocktails. Elle tend en outre à diluer les teneurs par la profondeur des prélèvements dans les protocoles alors que les organismes inféodés aux tous premiers centimètres de sol sont nombreux, ce qui tend à sous évaluer le risque en ce qui les concerne. Les transferts par érosion et ruissellement se produisent à ce niveau aussi et le risque associé est ainsi sous-estimé aussi (Silva et al., 2019).

En tout état de cause, les lacunes concernant les effets sur le biote et la santé des sols des PPP accumulés dans les sols et leur mélange est critique (Geissen et al., 2021) et plusieurs auteurs appellent à un encadrement des contaminations en PPP des sols dans la loi.

II.3.B.2) En AB, des sols moins contaminés

L'analyse de 230 prélèvements de sols représentatifs de 3 études de cas (légumes et oranges en Espagne, pommes de terre au Pays-Bas), montre un **abattement du nombre de pesticides** (171 substances actives de la chimie de synthèse) dans les sols de **-30 % en AB** —où aucun des pesticides analysés n'est appliqué— par rapport à l'AC, pour des conditions pédoclimatiques et des cultures appariées. Les **teneurs**, quand les résidus étaient présents en AB comme en AC, sont de **70 à 90 % plus faibles dans les sols conduits en AB**. Les substances retrouvées au-dessus des limites de quantification ou de 0,002 mg/kg en AB étaient **l'AMPA** pour la culture de pommes de terres et d'oranges, et pour les oranges seulement, le **glyphosate** et **l'oxyfluorène** ainsi que les composés très persistants et interdits y compris en AC que sont le **DDT et ses métabolites** DDE et DDD et le prochloraze. Pour les cultures légumières les substances interdites n'ont pas été analysées. **La demi-vie des pesticides très persistants dans les sols implique une réduction maximale au quart de leur teneur initiale après 2 ans de conversion, mais pas leur élimination. Pour les plus persistants, comme le DDT et ses métabolites, le temps n'atténue pas vraiment la rémanence** (Geissen et al., 2021)²¹.

En France, dans un paysage de grandes cultures des Deux-Sèvres, le constat est le même d'une contamination généralisée, y compris en AB (18 échantillons de sols cultivés en AB /87 en AC), mais à des degrés moindres par rapport à l'AC. Les 31 pesticides actuellement utilisés analysés sont **moins fréquemment détectés dans les sols en AB (-43 % par rapport à l'AC)** avec une réduction de -39 % pour les insecticides à -47 % pour les fongicides.

- ▶ En moyenne, les sols en AB contiennent 5 à 6 pesticides en mélange. **L'imidaclopride** est présent dans 72 % des sols en AB mais à une teneur moyenne abaissée de 91 % par rapport à l'AC. Le **diflufenican** est lui présent dans 61 % des sols mais à des teneurs faibles (-99,6 % par rapport à l'AC). Le **boscalid** et **l'époxiconazole** présents dans la moitié des sites bio, ont des teneurs abaissées respectivement de 82 % et 86 % (Pelosi et al., 2021).
- ▶ Le volet écotoxicologique de cette étude montre un abattement plus fort du nombre de pesticides entre AB et AC avec le lombric indicateur *Allolobophora chlorotica* (-67 %). Le différentiel est très fort pour les herbicides (-87 %). L'imidaclopride, le diflufenican et l'époxiconazole sont **bioaccumulés** par ce lombric. L'imidaclopride présente des teneurs abaissées de 87 % dans les vers des sols en AB. Pour les autres substances actives présentes, la diminution des teneurs dans les vers est supérieure à 95 % entre AB et AC. **La somme des quotients de risque de toxicité chronique est élevée** (dans 43 % des sites) **à moyenne** (aussi dans 43 % des sites) **pour les céréales en AB alors qu'elle est élevée dans 91 % des sols de céréales en AC. Elle est globalement plus faible sous prairies, avec seulement 19 % des sites présentant un risque élevé en AC et aucun en AB** (Pelosi et al., 2021).

Une autre étude en terres arables sur les sites de La Cage et de Mons en France, montre que les sols en AC contiennent plus de résidus de pesticides que ceux en AB (11 vs 3 et 17 vs 11 respectivement pour La Cage et Mons) à des teneurs plus élevées (respectivement moyenne de 6,6 vs 0,2 µg/kg et 10,5 vs 0,6 µg/kg). Les **quotients de risque pour 7 invertébrés sont négligeables à moyen en AB alors que le risque est élevé en AC** du fait de la présence d'époxiconazole et d'imidaclopride (Panico et al., 2022).

Il en va de même en Suisse, dans une étude couvrant 40 parcelles maraichères et 60 de grandes cultures. L'analyse de 46 substances actives et métabolites réputés peu persistants et biodégradables montre des résidus dans tous les sols, y compris ceux conduits en AB. Le nombre de résidus médians est réduit de

²¹ Données issues des projets européens RECARE, iSQAPER et DIVERFARMING qui s'intéressaient aux applications de pesticides et à leurs résidus dans les sols.

55 % en AB (médiane AB de 8 vs 18 en AC) et la somme des teneurs diminue de 85 %, avec une influence positive du temps écoulé depuis la conversion sur l'abattement du nombre de pesticides et leur teneur (Riedo et al., 2021).

- L'herbicide **atrazine** et son métabolite 2-hydroxyatrazine, presque toujours présents, contribuent le plus à la charge en pesticide des sols en AB (Figure 18). D'autres herbicides sont largement présents comme le chloridazone, le linuron, et le napropamide, de même que le fongicide carbendazime. Ces molécules demeurent présentes malgré le nombre d'années depuis la conversion, ce qui implique soit une **persistance bien supérieure à celle attendue**, soit une contamination par transfert depuis l'AC pour les substances encore autorisées. Les propriétés du sol n'ont généralement pas d'influence sur le nombre et la teneur en pesticides hormis pour certaines substances actives pour lesquelles le pH et la teneur en MO interfèrent.
- L'étude montre également, en grandes cultures, le rôle significatif et négatif du nombre de pesticides sur les mycorhizes arbusculaires et la biomasse microbienne (expliquant 29 % et 9 % de leur variabilité respective), et ce de façon plus marquée que le niveau de fertilisation. L'AB par sa contamination plus faible du sol est ainsi plus favorable aux micro-organismes (Riedo et al., 2021). Des approfondissements ultérieurs ont également montré un impact négatif sur la fixation symbiotique de l'azote. Derrière les facteurs pédoclimatiques majeurs comme le pH, la teneur en MO, la présence de pesticides impacte ainsi de façon significative la fertilité du sol, notamment les fonctions liées au cycle des nutriments (Bucheli et al., 2023).

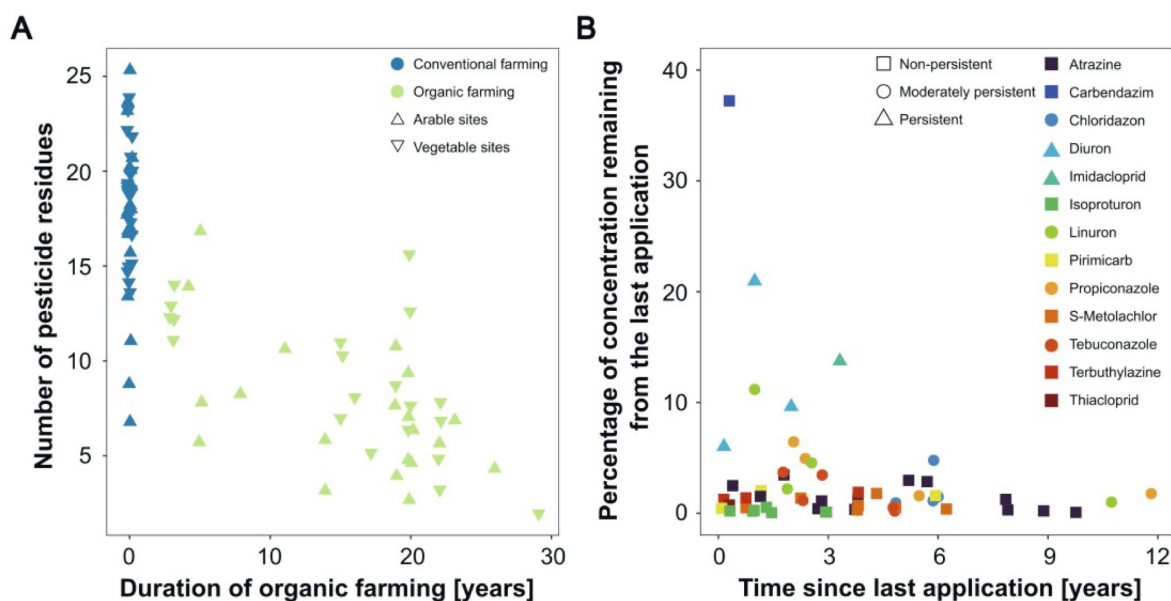


Figure 17. (A) Nombre de pesticides appliqués demeurant dans le sol après conversion à l'AB. (B) Part des concentrations initiales de pesticides appliqués persistant dans les sols (Source Bucheli et al., 2023).

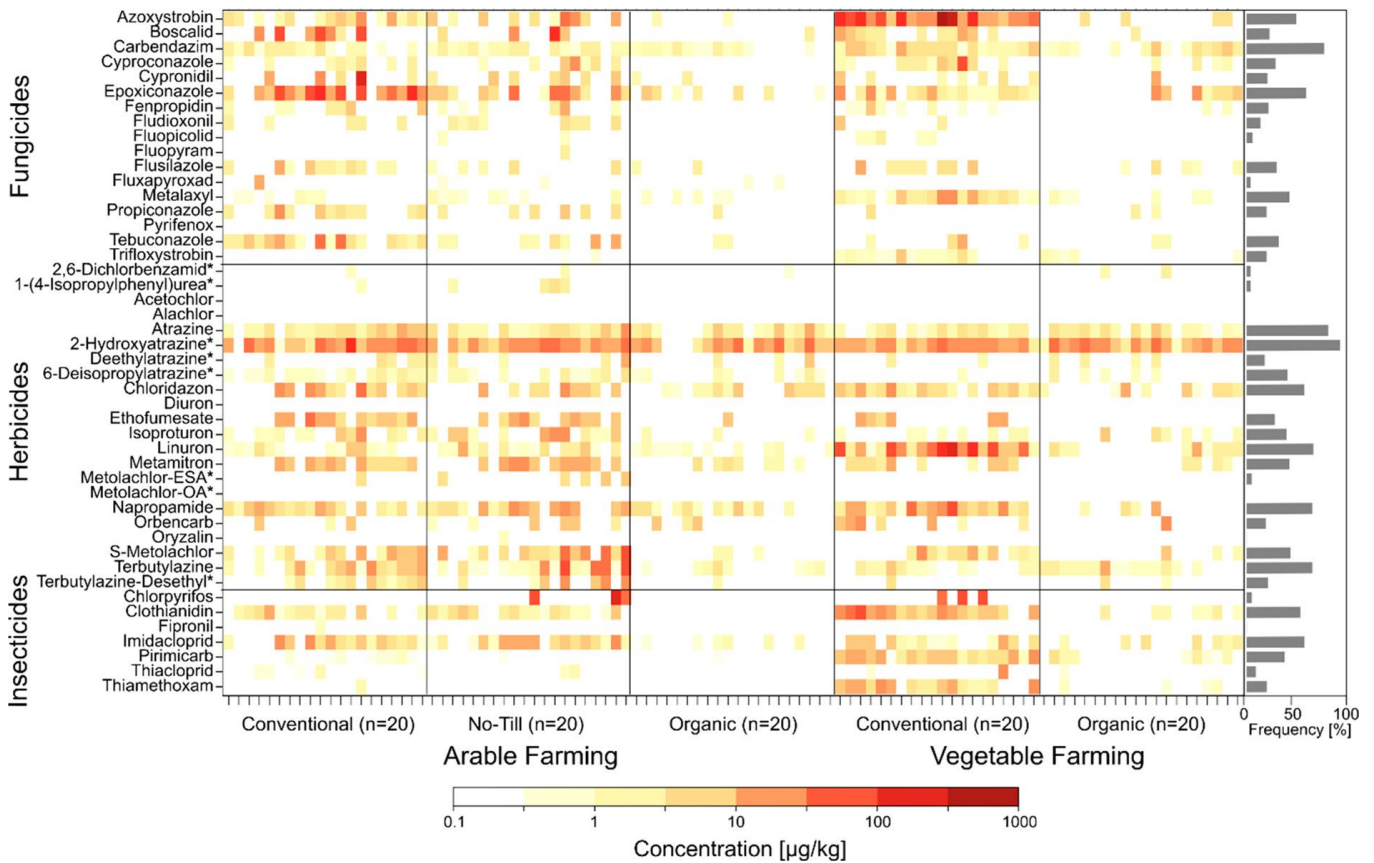


Figure 18. Abondance de 46 pesticides et métabolites (marqués d'un astérisque) dans des sols cultivés de grandes cultures ou légumes gérés de façon conventionnelle, sans labour et en AB. La coloration indique les concentrations détectées, le blanc des mesures sous la limite de quantification. Les barres à droite indiquent la fréquence de détection d'une substance à travers les échantillons (Source Riedo et al., 2021).

A travers une campagne de détection de 5 insecticides néonicotinoïdes (imidaclopride, clothianidine, thiaméthoxame, thiaclopride et acétamipride) dans 702 sols en Suisse, Humann-Guilleminot et al. (2019) ont détecté au moins un **néonicotinoïde** dans tous les sols en AC et **93 % des sols en AB, essentiellement l'imidaclopride** (suivi du clothianidine). Les **teneurs étaient significativement plus basses** en AB (moyenne de 0,09 ppb et médiane à 0,81 ppb) comparativement à l'AC (moyenne 6,36 ppb et médiane 3,58 ppb). Néanmoins, elles exposent à des **doses sublétales 12,5 % des invertébrés auxiliaires**. Lors du semis, des poussières contaminées peuvent être dispersées mais cette voie de contamination ne suffit pas à expliquer les contaminations en AB. Le profil des contaminations suppose la combinaison avec une contamination par ruissellement ou par dérive lors de pulvérisations dans des champs voisins. Un petit échantillon de 16 de semences commerciales bio a été analysé. 87,5 % des semences présentaient des néonicotinoïdes au-dessus de la limite de quantification, avec une concentration très variable 7,7 et 0,9 ppb en moyenne et en médiane, probablement du fait d'une contamination dans la filière semence.

A noter, certaines substances actives couramment rencontrées dans les sols portent un groupe trifluorométhyle qui leur permet d'être plus efficaces, plus longtemps et qui les classe dans la famille des PFAS. Parmi ces pesticides PFAS, les études susmentionnées indiquent la présence notoire du diflufenican (y compris dans des parcelles en AB) et du fluopyram. Tous deux sont classés comme très persistants et le diflufenican satisfait aussi les critères « perturbateur endocrinien, bioaccumulable et toxique ». La lambda-cyhalothrine, autorisée dans des pièges en AB, est aussi un PFAS mais qui n'est pas persistant.

II.3.C. Traitements phytosanitaires en AB

De nombreux auteurs considèrent que l'agriculture biologique n'emploie pas de produits phytosanitaires. S'il est vrai que les PPP purement issus de la chimie de synthèse ne sont pas autorisés en AB, l'application de substances naturelles, ou dérivées de substances naturelles, respectant la réglementation générale, est autorisée. Cet usage doit être justifié et la substance active doit figurer dans l'annexe I du règlement d'exécution (UE) 2021/1165 pour les usages qui y sont définis. Cette annexe liste des substances de base, des substances actives à faible risque, des micro-organismes et une liste de substances actives ne relevant d'aucune des catégories précédentes. Dans cette dernière catégorie, les substances homologuées portant des mentions de risques ou interrogeant le plus les principes de l'AB sont :

- ▶ le spinosad,
- ▶ l'azadirachtine,
- ▶ les pyréthrine extraites de plantes, ainsi que les pyrétrinoïdes deltaméthrine et lambda-cyhalothrine utilisées seulement dans des pièges avec appâts contre *Batrocera oleae* et *Ceratitis capitata*,
- ▶ le soufre,
- ▶ les huiles de paraffine ou huiles minérales,
- ▶ des composés de cuivre (l'hydroxyde, l'oxychlorure et l'oxyde de cuivre, la bouillie bordelaise et le sulfate de cuivre tribasique) dans la limite de 28 kg/ha sur une période de 7 ans.

II.3.C.1) Une contamination au cuivre plus spécifique de certaines productions que de l'AB

Outre la contribution du fond pédo-géochimique, le cuivre (Cu) dans les sols est essentiellement lié à l'activité anthropogénique, qu'elle soit industrielle ou minière —une contamination généralement très localisée—, ou d'origine urbaine (boues de stations d'épuration, particules de freinage), ou bien encore agricole. Or, les contaminations au Cu qui est un oligo-élément et un élément trace métallique, s'accumulent dans les sols et peuvent engendrer une toxicité (à des niveaux très élevés pour l'Homme) et surtout une écotoxicité pour les organismes du sol et aquatiques. La valeur de 100 mg Cu/kg de sol semble faire consensus dans la littérature comme seuil limite pour assurer la santé humaine, à partir duquel une dépollution devient nécessaire (Ballabio et al., 2018; Panagos et al., 2018). Connaître la teneur en Cu du sol et ses déterminants permet d'adapter les pratiques et d'envisager une décontamination pour juguler les risques.

Les apports de cuivre par les pratiques agricoles

En agriculture, le cuivre est utilisé en tant qu'oligo-élément pour la santé et la croissance des monogastriques, particulièrement des porcins. Les effluents de ces élevages utilisés pour la fertilisation constituent ainsi une source de contamination agricole comme vu dans la section II.1.C.3. Les composés de cuivre sont également utilisés depuis le XIX^e siècle comme fongicide et bactéricide pour la protection des cultures sous forme d'oxydes et de sulfates. Dans les années 50, des doses de 50 kg/ha/an ont pu être appliquées. A l'heure actuelle, alors que la vigne n'occupe que 3,3 % de la SAU européenne, elle consomme 86 % des fongicides (en masse des substances actives) parmi lesquels de nombreux composés au cuivre qui sont peu onéreux —et qui sont généralement pondéreux— (Droz et al., 2021). En France, la **principale source de cuivre dans les sols est l'utilisation en protection des cultures suivie des apports liés aux effluents d'élevages de monogastriques**. Géographiquement, les deux sources sont aisément distinguées.

FOCUS

L'utilisation des composés de cuivre en agriculture en questionnement

Du fait des risques toxiques et écotoxiques, l'homologation européenne des composés de cuivre comme fongicide et antibactérien court jusqu'au 31 décembre 2025. S'agissant de substances persistantes et toxiques, la Commission européenne envisage leur substitution ainsi que l'établissement d'un cadre d'évaluation des risques environnementaux propre aux métaux (EFSA Panel of the Plant Protection Products and their Residues et al., 2021).

Par ailleurs, leur usage est restreint à une **dose maximale de 28 kg/ha de cuivre sur une période de sept ans** (soit une moyenne de 4 kg/ha/an) afin de réduire l'accumulation potentielle dans le sol et l'exposition des organismes non-cibles. En considérant les conditions agro-climatiques, les États membres doivent s'efforcer de réduire au minimum les apports. Certains pays ont ainsi banni les traitements au Cu (Pays-Bas, Danemark, Estonie, Finlande et Norvège).

La réglementation bio n'est pas plus restrictive sur les doses apportées. Cependant, une partie non négligeable du vignoble est non seulement en bio mais en biodynamie. Or, le label Demeter abaisse à 3 kg/ha/an la dose maximale de Cu.

Les spécificités de l'AB

Les composés du cuivre sont autorisés pour la protection des cultures en AB (règlement d'exécution UE n° 2021/1165) avec les mêmes limites d'apport qu'en AC. Avec le soufre, ce sont les seuls produits minéraux autorisés pour lutter contre les bactéries et les champignons. Parmi les 57 produits de protection au Cu actuellement homologués en France, 41 sont autorisés en AB pour 86 usages. Les applications sont généralement sur les parties aériennes en arboriculture, viticulture, maraîchage ou grandes cultures, mais elles concernent aussi le traitement des semences (ANSES, 2022b). L'utilisation du Cu est importante dans les vignobles pour lutter contre le mildiou, en grandes cultures pour protéger la pomme de terre du mildiou et, à un degré un moindre, dans les pommeraies pour contenir la tavelure, et sur les tomates contre le mildiou. Les composés du Cu permettent ainsi de lutter contre des pathogènes à l'origine de pertes de récolte particulièrement dommageables (Andrивon et al., 2018), notamment en viticulture où le cuivre est le seul fongicide utilisable en AB suffisamment efficace contre le mildiou pour assurer une vendange saine.

Les enquêtes pratiques culturales et pratiques phytosanitaires du ministère français de l'Agriculture montrent, pour l'ensemble des cultures concernées, que **la part des surfaces traitées au cuivre est plus importante en AB qu'en AC**. Comme il s'agit d'un produit de contact (donc lavé par les pluies), les traitements sont plus nombreux par rapport aux fongicides de synthèse qui remplacent le Cu en AC. **La quantité de Cu est de fait plus importante en AB qu'en AC** (i.e. doses plus importantes par hectare en viticulture ou sur pommes de terre). Toutefois, l'indice de fréquence de traitement fongicide pour les cultures concernées n'est pas plus élevé en AB qu'en AC, il est même inférieur en viticulture (Simonovici and Caray, 2021). Concrètement, l'ensemble du vignoble bio est traité avec des doses annuelles de Cu 2 à 3 fois plus élevées en bio avec un nombre de traitements plus de trois fois supérieur. Trois hectares sur quatre de pommes de terre bio sont traitées au Cu alors qu'elles n'en reçoivent presque pas en AC, avec un nombre de traitements et des doses presque doublés relativement aux surfaces de l'AC qui en reçoivent (ANSES, 2022b). Malgré les efforts du secteur pour limiter son usage, l'expertise scientifique collective (ESCo) menée par l'Inra en 2018 (Andrивon et al., 2018), conclut qu'il est possible de réduire les applications mais qu'il n'y a **pas d'alternative à ce jour généralisable et fiable**.

Dans une perspective européenne, Varga et al. (2022) ont mené une grande enquête concernant les usages de produits contentieux en AB, dans 12 pays (Allemagne, Belgique, Bulgarie, Danemark, Espagne, Estonie, France, Hongrie, Italie, Norvège, Royaume Uni, Suisse). Les auteurs montrent que le cuivre est **largement utilisé en AB pour les pommeraies et la vigne (12/12 pays), les vergers de poires (11/12)**, les pommes de terre et les vergers de prunes (8/12), de cerises et les fraises (7/12). **Les doses employées pour le raisin, les pommes de terre et les tomates dans la plupart des pays s'approchent des doses maximales autorisées**, alors que pour les vergers, les traitements n'atteignent généralement pas ces limites. Dans 56 % des couples culture x pays, les producteurs utilisent moins de la moitié de la dose maximale autorisée. Alors que la Norvège, la Belgique, le Royaume Uni et la Suisse utilisent les quantités les plus faibles ; l'Italie, l'Espagne et la France utilisent la majorité des quantités de Cu en bio du fait de leurs larges surfaces de vignoble et d'olivieraie. D'ailleurs, l'olivieraie et la vigne concentrent 69 % des quantités de cuivre utilisées en AB avec près de 1 000 et 1 250 t/an respectivement pour un total de 3 100 t Cu utilisés en AB pour les 12 pays enquêtés. L'olivieraie française bien que de taille modeste appliquait, avant la limitation en 2018, des doses de l'ordre de 5 kg Cu/ha/an. De même, pour les tomates avec des doses à 6 kg/ha/an (Katsoulas et al., 2020).

Les sols de vigne et d'oliveraie particulièrement contaminés

Le Centre Commun de Recherche de la Commission européenne (Ballabio et al., 2018) a cartographié le Cu dans les sols²² (Figure 19). **La teneur moyenne des sols européens s'établit à 16,85 mg/kg** (médiane à 11,58 mg/kg, 3^e quartile à 20,37 mg/kg et maximum à 496,3 mg/kg) avec 95,9 % des sols avec des teneurs inférieures à 50 mg/kg.

- ▶ Mais dans les vignes, cette teneur grimpe en moyenne à 49,26 mg/kg (médiane à 26,09 mg/kg) avec 14,6 % des sols échantillonnés dépassant 100 mg/kg. Les vignes françaises ont les sols les plus contaminés en Cu avec des teneurs moyennes de 91,29 mg/kg et près de la moitié des sites échantillonnés au-dessus du seuil à 100 mg/kg. Les vignes en Italie aussi montrent des teneurs élevées (en moyenne 71,90 mg/kg), de même qu'en Roumanie (64,87 mg/kg) et en Allemagne (essentiellement dans la Rhénanie-Palatinat, à 54,69 mg/kg) alors que dans la péninsule ibérique, les sols ne sont pas impactés dans une telle proportion.
- ▶ La moyenne des sols d'oliveraies s'établit à **33,5 mg/kg** et la médiane à 24,68 mg/kg. La variation est importante entre les principaux pays producteurs : Italie 41,2 mg/kg, Espagne et Grèce environ 31,5 mg/kg et Portugal 17,8 mg/kg.
- ▶ Suivent les sols des **autres vergers (27,32 mg/kg en moyenne, médiane à 18,04 mg/kg)**. Panagos et al. (2018) montrent que le verger de poirier (moyenne à 37 mg/kg) est particulièrement concerné, notamment pour prévenir la stemphyliose, le chancre necrien et le feu bactérien.
- ▶ A titre de comparaison, dans les prairies permanentes la teneur moyenne est de 18,23 mg/kg, de 18,91 mg/kg dans l'ensemble des terres cultivées (hors prairies permanentes) et de 11,98 mg/kg sous forêt.

²² Cette cartographie s'appuie sur un modèle paramétré avec les données de l'European Soil Data Center, et les données de la levée européenne LUCAS —21 682 échantillons des couches superficielles de sol analysés et recensement des propriétés du sol, de l'utilisation du territoire, et du climat— couplé à une modélisation spatiale des résidus par krigeage.

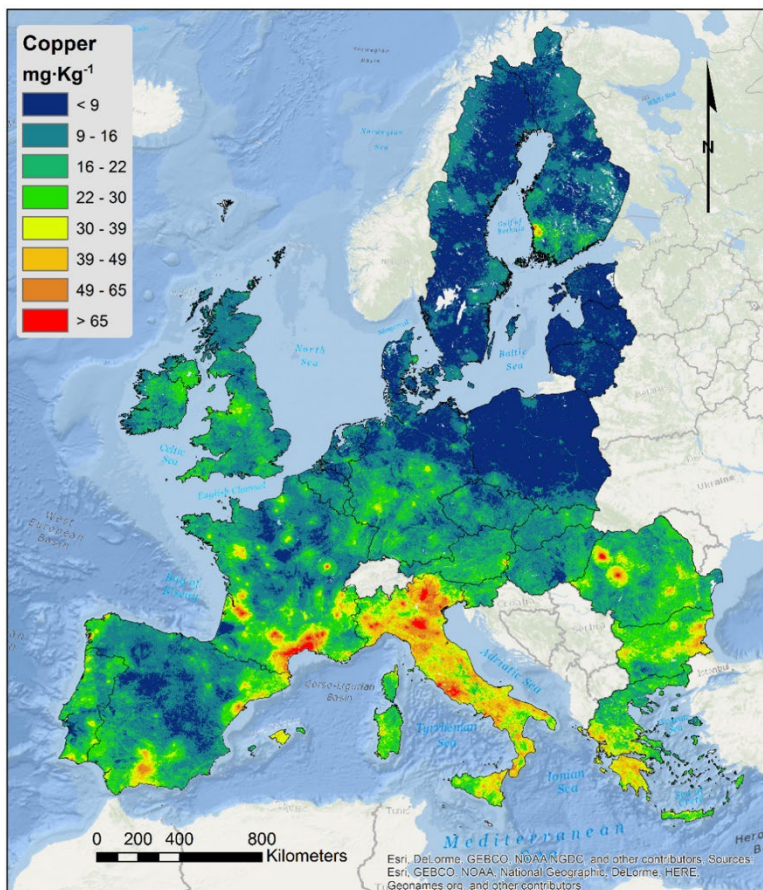


Figure 19. La cartographie européenne des teneurs en Cu des sols. (Source Ballabio et al., 2018)

Le dépassement des seuils réputés sans effet sur l'environnement (fixé à 2,7 ppm par l'ANSES) en France se produit dans 41 % des sols cultivés et plus de 90 % des sols de vignes et de vergers (ANSES, 2018). Sur la base de l'enquête LUCAS, Panagos et al. (2018) estiment la teneur moyenne pour les sols agricoles français à 19,23 mg/kg, une valeur bien plus élevée que la médiane (12,11 mg/kg) qui met en évidence les contaminations dans le vignoble principalement. Si en moyenne les sols de vigne ont des teneurs de 91,29 mg/kg, les moyennes culminent dans les anciennes régions d'Aquitaine (95,77 mg/kg), de Languedoc-Roussillon (94,74 mg/kg) ou la région Provence-Alpes-Côte d'Azur où plus de la moitié des sols viticoles dépassent le seuil de 100 mg/kg.

Déterminants du cuivre dans les sols et risques environnementaux

L'accumulation dans le sol ou, au contraire, les transferts vers l'eau et les cultures dépendent de la mobilité du Cu. Celle-ci est conditionnée par (1) la **sorption**, principalement sur la **matière organique**, et dans une moindre mesure, sur les argiles et les (hydr-)oxydes de fer et manganèse ou les carbonates, et (2) par le **pH** et les équilibres rédox qui conditionnent la polarité des composés cupriques. La forte affinité du Cu pour les particules de sol limite les pertes par lixiviation et implique son **accumulation dans les sols**.

Les conditions hydro-climatiques et l'état du terrain conditionnent les exportations de Cu en modifiant les propriétés chimiques du sol (par exemple un sol saturé en eau, donc réduit, favorisera la mobilité du Cu alors qu'un sol sec favorisera les précipitations sous forme de carbonates), son hydrologie et *in fine* les voies de transfert préférentielles. A l'**exception des sols très acides, les transferts vers les masses d'eau impliquent de l'érosion et les transferts vers les végétaux restent limités**. Le potentiel de pollution des eaux par le ruissellement et l'érosion est néanmoins élevé pour les sols de vignobles, souvent situés

sur des pentes fortes. Les vignes sont d'ailleurs à travers l'Union européenne le couvert de sol le plus à risque d'érosion. Ainsi, après des pluies érosives, des concentrations moyennes en cuivre dans les rivières françaises de Champagne de 53,6 µg/L sont reportées dans la littérature. Le potentiel de pollution des chaînes alimentaires n'est pas nul non plus avec par exemple en Italie du Nord 13 % des raisins et 18 % des vins au-dessus des LMR (Ballabio et al., 2018).

Les conditions hydroclimatiques déterminent également les besoins de traitements pour faire face à la pression fongique qui est particulièrement forte quand les pluies se produisent l'été, en saison chaude (Droz et al., 2021).

Les exportations nettes²³ de Cu dans les sols de vignes européennes ont été estimées en moyenne à 0,29 kg de Cu/ha/an, soit 100 fois moins que l'accumulation nette depuis le début des applications (24,8 kg de Cu/ha). La teneur sans effet sur les organismes du sol (PNEC) est estimée entre 30 et 290 mg de Cu/kg de sol. Alors que pour une substitution totale, la proportion de sols viticoles en dépassement évoluerait de 48 % à 38 % en 100 ans, pour une **intensité de traitement lissée de 4 kg/ha/an, soit l'apport maximal autorisé, le nombre de sites en dépassement évoluerait peu (+2 % de dépassement)** (Droz et al., 2021). Comme cet apport maximal est souvent atteint pour les vignes en AB (Varga et al., 2022), et comme les sols ont accumulé du Cu à des niveaux élevés (Ballabio et al., 2018 ; Panagos et al., 2018), il convient d'être particulièrement vigilant en France.

II.3.C.2) Autres PPP

Le projet RELACS a mené une évaluation des usages des produits interrogeant les acteurs de l'AB, dont un certain nombre de pesticides, à travers 6 rapports, une enquête internationale, des entretiens approfondis, des études de cas, un panel d'experts et une analyse des politiques nationales mises en œuvre (Varga et al., 2022).

Les **huiles minérales et paraffiniques** sont autorisées par la réglementation bio comme insecticides, acaricide et fongicide ou adjuvants seulement pour les essences d'arbres fruitiers dont les oliviers, la vigne, et les productions tropicales comme la banane. Elles sont très toxiques pour les pollinisateurs et les espèces aquatiques et étant peu spécifiques, peuvent nuire aux insectes, acariens et champignons du sol. Leur nature lipophile limite leur transfert vers les nappes mais un transfert vers les eaux par ruissellement ou érosion est possible. Par ailleurs, provenant de la pétrochimie, l'impact environnemental de leur extraction et production n'est certainement pas soutenable. Varga et al. (2022) ont enquêté pour mieux connaître les utilisations dans 6 pays européens (Italie, Espagne, Belgique, Suisse, Grèce et France) et 6 pays extracontinentaux (Algérie, Maroc, Liban, Turquie, Egypte et Tunisie). La plupart des pays enquêtés autorisent leur usage, en fonction du climat, pour les agrumes, puis les fruits à pépins et les fruits à noyau, le raisin, les ornementales et les baies. Malheureusement l'encadrement des usages ne définit pas clairement les limites aux niveaux nationaux et encore moins européen.

Dans la zone euro-méditerranéenne, les huiles sont principalement utilisées contre les bioagresseurs des agrumes, des oliviers et parfois des tomates, y compris sous serre. Pour les agrumes les doses maximales varient de 90 L/ha/an en Espagne à 2 500 L/ha/an en Italie. En France, l'utilisation des huiles minérales est permise pour les agrumes, les pommes de terre et les arbres à fruits. Contrairement au cuivre, leur usage semble **assez facilement substituable** quoique les pays extracommunautaires soient peu au fait des alternatives existantes. Katsoulas et al. (2020) aboutissent à des résultats relativement similaires. La France

²³ Ces exportations nettes cumulent les prélèvements par les plantes, les exports par érosion et par lixiviation.

a utilisé les huiles pour le traitement des semences de pommes de terre mais les a complètement substituées en 2018 par l'huile de colza.

L'EFSA (EFSA et al., 2018b) conclut que le risque du **spinosad** et de ses métabolites pour les macro-organismes, y compris les vers de terre, et pour les micro-organismes ainsi que pour les plantes non cibles est faible malgré des données parfois incomplètes. Il n'en va pas de même pour certaines communautés d'arthropodes qui accomplissent une partie de leur cycle dans les sols, notamment des pollinisateurs mais aussi les acariens (Gunstone et al., 2021).

L'azadirachtine présente à minima un risque sublétal pour le bourdon terrestre qui établit ses colonies dans le sol (Barbosa et al., 2015) mais ne semble pas nuire aux nématodes, une classe d'invertébrés parmi les plus sensibles aux pesticides (Gunstone et al., 2021). De façon générale, l'EFSA estime que les études écotoxicologiques sur l'azadirachtine sont insuffisantes pour évaluer le risque associé à son utilisation (EFSA et al., 2018c).

Le soufre (S), aussi utilisé pour la fertilisation (cycle assez proche de celui de l'azote), est autorisé, en tant que soufre et polysulfure de calcium en AB (RUE 2021/1165), pour la protection des cultures contre l'oïdium et aussi comme acaricide, principalement en viticulture, arboriculture et maraichage. Le soufre en tant que tel n'a pas d'effet phytosanitaire : c'est par lors de sa sublimation qu'il agit, ce qui implique des paramètres physiques d'hygrométrie et de température notamment. Dans le sol, le soufre natif est peu soluble mais **n'est pas considéré comme persistant sous sa forme élémentaire**, car il est généralement oxydé en sulfate, plus rarement réduit en sulfure. Il peut être considéré comme un produit de contact, puisque quand les feuilles sont lavées par la pluie, le traitement doit être renouvelé pour agir, ce qui implique des apports substantiels. Or, il est **spécialement toxique pour les macroorganismes du sol, notamment les vers de terre pour les usages viticoles et pour les collemboles**. La toxicité pour les arthropodes pourrait affecter l'efficacité du biocontrôle et la pollinisation (abeilles et bourdons). En revanche, le risque est considéré faible pour les micro-organismes du sol et les plantes terrestres (EFSA et al., 2023). Le S est peu cher, ce qui constitue un frein à sa substitution (Katsoulas et al., 2020).

A notre connaissance, les quantités de S en tant que phytosanitaire en AB ou en AC ne sont généralement pas documentées, notamment en viticulture et arboriculture. Katsoulas et al. (2020) ont évalué les doses apportées en **horticulture bio en Europe entre 10 et 100 kg S/ha/an** selon les productions et la pression des bioagresseurs. Il était très couramment utilisé sous serre Espagne mais, depuis 2019, cet usage y est interdit. En France, son usage est rapporté contre les maladies fongiques, essentiellement l'oïdium et comme acaricide contre les tétranyques sur les tomates essentiellement. Il est généralement substitué par du savon noir pour les aubergines.

Les insecticides pyréthrinoïdes sont largement utilisés en agriculture, y compris en AB, parce qu'ils sont moins dangereux que les organophosphorés. Les **pyréthrines naturelles** sont difficiles d'emploi en phytosanitaire parce qu'elles sont labiles (et donc avec **peu de risque de toxicité environnementale**). De ce fait, 2 générations de **pyréthrinoïdes** leur ont succédé, une première photosensible et une deuxième plus stable. Tous perturbent l'influx nerveux via les pompes à sodium. Ainsi, les pyréthrinoïdes ont **peu de spécificité vis-à-vis des organismes cibles**. En outre, ils tendent à **s'accumuler dans les sols**, étant fortement hydrophobes avec une **affinité forte pour les matières organiques**. Des effets sur les micro-organismes du sol ont été montrés, y compris sur leur activité enzymatique, le cycle de l'azote (minéralisation, nitrification, ammonification et diazotrophie) ce qui impacte la fertilité des sols et la croissance des plantes. Des solutions de bioremédiation via l'inoculation de micro-organismes existent (Cycoń and Piotrowska-Seget, 2016). En bio, ces pyréthrinoïdes ne peuvent **contaminer les sols qu'en cas**

de renversement de pièges à insectes contenant de la deltaméthrine ou du lambda-cyhalothrine. Il conviendrait d'estimer la fréquence des accidents amenant ces contaminations.

II.3.D. Des contaminations des aliments bio par des pesticides du sol

La réglementation bio européenne ne prévoit pas de seuils en ce qui concerne la contamination par les pesticides pour la commercialisation des aliments bio outre la réglementation générale qui impose le respect de limites maximales réglementaires (ou LMR). Cependant, dans certains pays des seuils plus stricts que les LMR s'appliquent pour l'AB, et les opérateurs privés (notamment les distributeurs) peuvent imposer des seuils plus stricts dans leur cahier des charges. Selon le degré de contamination d'un produit bio, il peut donc tout simplement être interdit à la vente, ou être déclassé pour une commercialisation en conventionnel, ou hors cahier des charges commercial. Dans le meilleur des cas, les retards induits par les procédures ne génèrent pas de pertes supplémentaires. Par ailleurs, les organismes certificateurs ont un devoir de vigilance, puisqu'ils doivent garantir le respect des règles. La détection de pesticides sur les produits enclenche une enquête pour déterminer si cette contamination est le fait d'une fraude ou d'une contamination environnementale (2 fois sur 3 consécutive à une pollution des sols ou de l'eau), et dans ce dernier cas, vérifier que toutes les mesures ont été prises pour éviter cette contamination. Ces procédures d'investigation sont couteuses en temps, en argent et en compétences avec à la clef un enjeu d'image. Pour les producteurs, elles peuvent avoir des répercussions économiques et sanctionner la certification bio (Schleiffer and Speiser, 2022).

Outre les cas de fraude (traitement par des pesticides non autorisés, commercialisation de produits non bio comme étant bio...) et les contaminations après récolte, les sols constituent une des causes principales de contamination des aliments bio par des pesticides (8 % des contaminations se font au champ du fait du sol et de l'eau) après les dérives de pulvérisation (18 % des contaminations pour un ensemble de 43 % de causes environnementales) d'après une étude du European Organic Certifiers Council (dans Schleiffer et Speiser, 2022). Les dynamiques dans le sol dépendent des caractéristiques physicochimiques des substances actives et du sol. La contamination des plantes par les sols résulte (1) soit de l'absorption par les racines en phase gazeuse ou liquide, (2) soit de l'adhésion de particules de sols sur les plantes du fait de dépôts particuliers (érosion éolienne, éclaboussures liées à la pluie, poussières liées aux opérations culturales), particulièrement pour les plantes basses. L'absorption est limitée par la liaison avec les particules argileuses ou la matière organique des sols et sera ainsi exacerbée dans un sol très minéral et sableux. La redistribution vers les organes récoltés et le métabolisme des résidus varie ensuite pour chaque plante et chaque substance active. Cependant, le risque est exacerbé pour les productions de racines et de feuilles (Schleiffer and Speiser, 2022).

Parmi les contaminations à partir des sols, les cucurbitacées contaminées par les organo-chlorés (DDT, diéldrine, lindane...) pourtant bannis de longue date même en AC, font partie des cas d'école en bio. Dans les Antilles françaises, les transferts de chlordécone vers les légumes racines aussi. La bioaccumulation des pesticides dans les organes plus lipidiques est attestée pour les graines de cucurbitacées mais aussi pour les fruits à coque (Schleiffer and Speiser, 2022).

EN RÉSUMÉ

A travers l'Europe, les sols sont largement (de 80 % à 98 %) contaminés par des résidus de pesticides et leurs métabolites (Silva et al., 2019 ; Froger et al., 2023) du fait des pratiques agricoles, des transferts ou de la persistance dans les sols. Le nombre de résidus quantifiés varie selon les cultures et les molécules recherchées. En France, Froger et al. (2023) en compte 15 par site en médiane. **L'AB en limitant considérablement les intrants phytosanitaires abaisse significativement les niveaux de contamination des sols cultivés** : moins de résidus de pesticides (-30 % à -55 %) et à des teneurs moindres en AB (somme des teneurs réduites de 70 % à 90 %) **sans pour autant les éliminer** (Geissen et al., 2021 ; Pelosi et al., 2021 ; Riedo et al., 2021). En effet, de nombreuses substances actives ou métabolites persistent dans les sols au-delà d'une année avec une rémanence qui dépasse celle attendue, y compris pour des substances toujours autorisées. Organochlorés hier, pesticides PFAS, certaines substances peuvent être considérées comme des polluants éternels. Par ailleurs, des transferts sur de longues distances sont possibles. **L'AB par ses pratiques évite donc, aujourd'hui et pour l'avenir, de contaminer les sols par des toxiques, que ce soit sur les terres cultivées en AB, mais aussi sur les espaces non cultivés.**

Or les approches écotoxicologiques montrent un effet des pesticides sur les organismes du sol (invertébrés et micro-organismes), **y compris les organismes qui sont bénéfiques à l'agriculture en participant à la régulation des bioagresseurs ou au cycle des nutriments.** Les **risques écotoxiques liés aux pesticides sont abaissés pour les terres en bio** (Riedo et al., 2021, Panico et al., 2022, Bucheli et al., 2023 ; Pelosi et al., 2021).

L'AB utilise aussi des produits de protection des plantes, parmi lesquels un petit nombre présente une certaine toxicité ou écotoxicité. Notamment, les applications de composés cupriques comme fongicide sur les cultures pérennes et certaines cultures de légumes contribuent à une pollution métallique des sols, par accumulation. **Si la pollution au Cu des sols viticoles, est préoccupante et appelle à une décontamination de nombreuses parcelles, elle n'est pas propre à l'AB,** et résulte d'applications répétées pendant de longues années à des doses largement supérieures à celles actuellement autorisées en AB. Cependant en AB, le Cu est indispensable pour certaines productions et n'est pas complètement substituable (Andrivon et al., 2018). D'autres phytosanitaires sont problématiques en AB comme les huiles minérales et paraffiniques, l'azadirachtine, le spinosad ou le soufre. Les utilisations de soufre ne sont pas suffisamment documentées. Bien que non rémanent dans les sols, le soufre est toxique pour ses macro-organismes, notamment les vers de terre et les collemboles. Les données sont trop parcellaires pour les autres substances que ce soit pour évaluer leur usage ou leur toxicité vis-à-vis de l'ensemble des organismes du sol.

La pollution des sols par des pesticides **contribue à la contamination des aliments** (8 % des contaminations avec la pollution par les eaux en AB). Cette contamination parfois héritée des pratiques conventionnelles peut impacter la capacité de commercialisation des produits bio, induit des coûts d'investigation supplémentaires pour le contrôle bio, avec des enjeux d'image pour le signe de qualité bio en sus (Schleiffer et Speiser, 2022). **Ce risque de transfert est donc une externalité négative de l'AC que subit l'AB.**

Effets de l'AB sur les services et fonctions écosystémiques du sol

Cette section s'attachera à décrire l'état des connaissances sur les services (SES) et fonctions écosystémiques du sol favorisés, utilisés ou réduits en AB, leur performance au regard des pratiques en AC et leur traduction en termes d'externalités.

II.4. Stockage du carbone et teneur en matière organique dans les sols

Augmenter la teneur en C organique des sols est un des objectifs visés en vue de limiter le réchauffement climatique depuis la COP21, sous l'impulsion notamment de l'initiative « 4 pour 1000 ». Le potentiel de séquestration des sols agricoles questionne cependant, son impact sur l'atténuation étant limité. Néanmoins, l'enjeu du C organique du sol dépasse cette fonction (Minasny et al., 2023). La teneur en matière organique (MO) des sols importe dans la plupart des SES du sol en favorisant la biodiversité des sols, en permettant une meilleure fourniture en eau, en améliorant la stabilité structurale des sols, en participant au cycle des nutriments et en favorisant le maintien des rendements à travers notamment sa participation à la fertilité à la fois chimique, physique et biologique des sols. En dehors des facteurs climatiques (température, précipitations...) qui jouent bien évidemment à la fois sur les apports de C des végétaux au sol et sur l'activité microbienne impliquée dans les cycles biogéochimiques, la MO est corrélée à la teneur en argile des sols, à travers notamment le complexe argilo-humique. Argile et MO doivent pour certains indicateurs être considérées de concert, par exemple le rapport argile/C du sol est critique pour la structure des sols, doit rester sous une valeur de 10 pour assurer une stabilité des agrégats élevée (Dexter et al., 2008). Par ailleurs, le cycle du C et du N sont intimement liés, les micro-organismes consommant de l'azote lors de la minéralisation de la matière organique par exemple. D'autres facteurs édaphiques comme le pH et la capacité d'échange cationique, ainsi que les pratiques de gestion mises en œuvre dans l'exploitation agricole et forestière, parmi lesquelles les prélèvements, la gestion des résidus de récolte, le travail du sol, les amendements et la fertilisation du sol (quantité et forme), l'irrigation, entrent également en compte. Ces facteurs interagissent pour partie et la quantification de leurs effets sur le C du sol demande à être affinée encore (Bispo et al., 2017).

L'optimisation de la gestion agronomique de la MO, spécialement en AB, vise ainsi à équilibrer 2 processus : (1) la minéralisation de la MO pour assurer une nutrition des cultures et (2) le maintien du carbone et de l'azote dans la MO pour un maintien sur le long terme de la fertilité chimique, physique et biologique des sols.

Un chapitre dédié aux questions de l'AB et de l'atténuation du changement climatique, traitant largement de la teneur, du stock et du stockage du C dans les sols, nous renvoyons vers celui-ci pour plus de détail sur les effets de l'AB et les processus en jeu. Nous en livrons ici un résumé.

De façon générale, à travers les méta-analyses, les essais de long terme, les suivis de fermes, l'AB augmente la teneur en C des sols par rapport à l'AC avec en parallèle une augmentation du C et N microbien. L'AB met en œuvre un certain nombre de pratiques favorables à la matière organique dans les sols parmi lesquelles les apports de PRO, la restitution des résidus de récolte, plus de prairies permanentes, des rotations plus longues avec plus de prairies temporaires, de CIMS et de légumineuses. Beillouin et al. (2023) déduisent un large effet positif pour l'AB de +35 % (CI [+11, +64]) liés aux amendements organiques et à la diversification des cultures. Les effets directs du changement climatique sur le C des sols sont de 7 à 10 fois inférieurs à ceux combinés du changement d'affectation des terres et

de la gestion des sols. La biomasse racinaire accrue en AB pourrait contribuer à augmenter les apports de C dans les systèmes bio, et cela même pour des rendements de récolte moindres (Hirte et al., 2021). Il est également probable que la qualité des litières selon les espèces cultivées et les PRO épandus, ont un effet distinct sur la quantité et la qualité de la matière organique du sol. Les sols gérés avec un maximum d'intensification écologique montrent plus de MO (García-Palacios et al., 2018), des concentrations plus élevées de MO dissoute (MOD) et moins d'aromaticité (moins de composés phénoliques) par opposition aux sols gérés de façon plus conventionnelle, et en conséquence une meilleure capacité à absorber de l'eau (Martínez-García et al., 2018). Ces traits de la MO sont le résultat des traits des cultures (teneur en N des feuilles, rapport racine/feuille) qui dépendent des espèces et variétés cultivées, de la gestion des sols mais aussi du pédoclimat, c'est-à-dire des facteurs qui peuvent conditionner le stress subit par les plantes. La gestion des sols affecte par ailleurs la composition des communautés microbiennes qui montrent une biomasse supérieure et une activité plus intense dans les systèmes à plus forte intensification écologique (Lori et al., 2017), ce qui pourrait favoriser l'association de la matière organique avec la matière minérale et donc une certaine stabilité du C des sols, d'autant plus qu'il est argileux.

II.5. Régulation des flux de gaz à effet de serre

Un chapitre étant dédié aux questions de l'AB et de l'atténuation du changement climatique, nous renvoyons vers celui-ci pour les nombreux processus qui engagent le sol dans les émissions de gaz à effet de serre et sa fonction de puits de carbone.

II.6. Biodiversité du sol

Les sols hébergent plus de 59 ± 15 % des espèces planétaires²⁴ (voir Figure 20) (Anthony et al., 2023). Non seulement la biodiversité des sols est méconnue du grand public, mais elle reste aussi en grande partie inconnue, spécialement pour les espèces —ou unités taxonomiques opérationnelles— du microbiome (Orgiazzi et al., 2016b).

Cette biodiversité participe à la genèse du sol, à sa structuration et à son exploration par les plantes (Ganugi et al., 2019; Wagg et al., 2014; Young et al., 1998), ainsi qu'aux cycles biogéochimiques (Smith et al., 2015). Elle interagit avec l'agroécosystème de façon globale (Heinen et al., 2018). Elle participe, en conséquence, aux fonctions écosystémiques de support et de régulation qui, (i) en limitant le besoin d'intrants ou en les rendant disponibles pour les cultures, et (ii) en agissant sur les impacts environnementaux et sanitaires de l'agriculture, constituent des externalités. Cette biodiversité participe par ailleurs au SES patrimonial des sols par exemple par sa contribution à la formation des paysages ou par la source de produits pharmaceutiques qu'elle constitue.

Les organismes du sol étant sensibles aux conditions et contributeurs aux fonctions essentielles, leur abondance, leur diversité et leur activité sont des indicateurs de la santé biologique des sols (Christel et al., 2021), d'autant plus que la notion de santé des sols met l'accent sur les fonctions du sol en lien avec son activité biotique.

²⁴ Le chiffre 25 % de la biodiversité planétaire basé sur une estimation rapide de la faune du sol a été repris largement dans la littérature scientifique. Toutefois, l'étude d'Anthony et al. (2023) considère plus largement le nombre d'espèces, qui vivent dans, sur le sol ou accomplissent une partie de leur vie dans le sol ou dans les tissus des organismes du sol, au sein de l'arbre de la vie, en considérant les micro-organismes notamment.

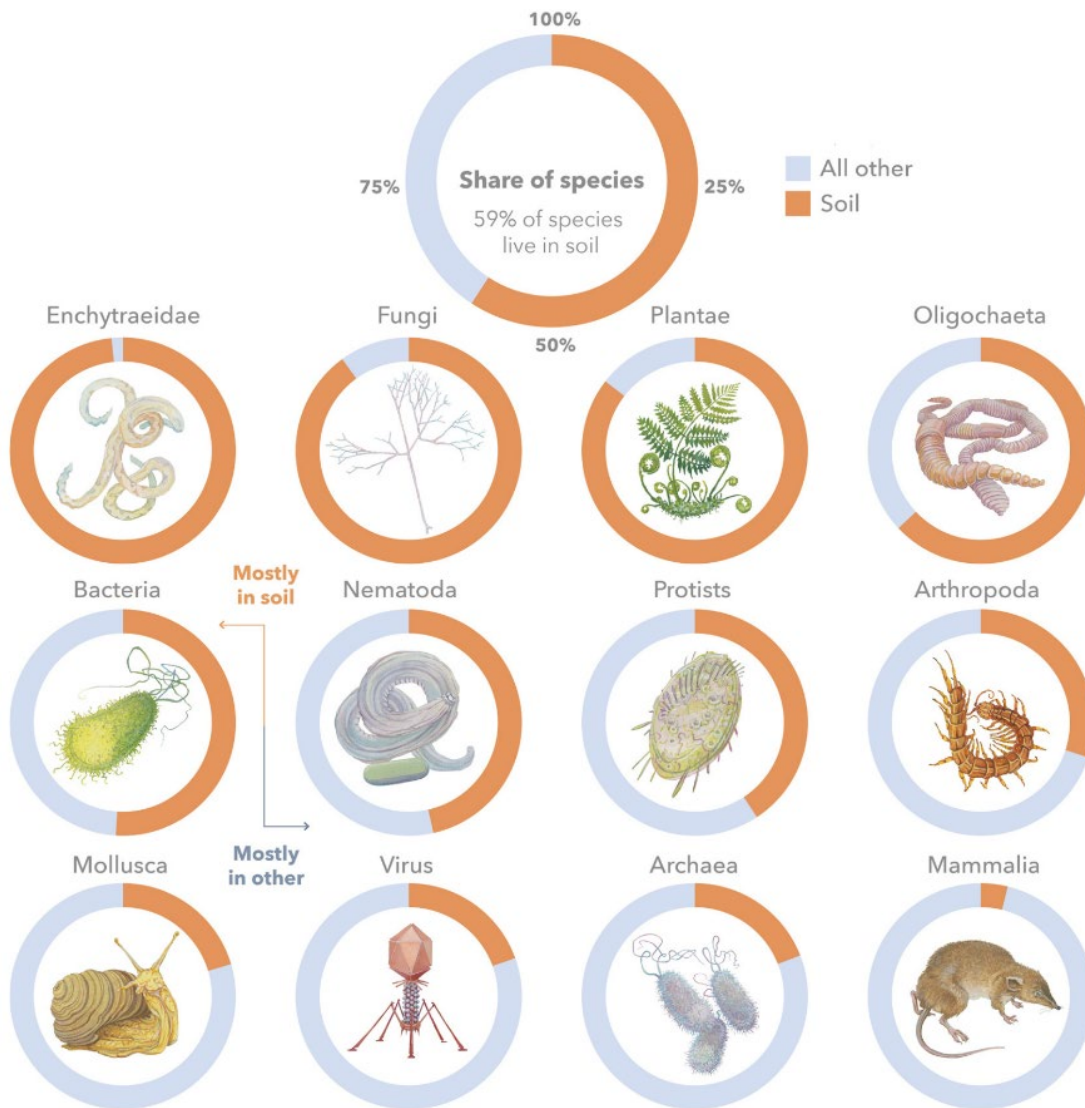


Figure 20. Représentation de la part de diversité hébergée par les sols (en orange sur les anneaux) par rapport à l'ensemble des écosystèmes planétaires (aquatiques, anthropiques, commensaux...) et des groupes parmi les plus diversifiés ou les mieux connus dans les anneaux plus petits (Source Anthony et al., 2023).

II.6.A. Organismes constitutifs et bref aperçu des fonctions associées

La biodiversité du sol inclut tout organisme vivant effectuant tout ou partie de son cycle dans le sol, comme les plantes dont les racines sont enfouies dans le sol mais aussi des bactéries, des archées, des champignons, des algues, des protistes, une micro- (nématodes, tardigrades...), méso (collembes, acariens...), et macro-faune (vers de terre, nombreux insectes, crustacés), ainsi qu'une mégafaune pouvant y creuser des galeries.

Comme décrit dans les points suivants (voir aussi la Figure 21 et l'annexe III Figure 36), la biodiversité du sol, participe pleinement aux SES des sols et en cascade aux fonctions agronomiques. Les groupes d'organismes sont impliqués de façon variables dans les fonctions écosystémiques (Christel et al., 2021; Gunstone et al., 2021; Orgiazzi et al., 2016b) et participent ensemble aux composantes chimiques, physiques et biologiques de la santé des sols.

- ▶ La macrofaune joue un rôle d'ingénieur ou architecte des sols en transformant la qualité physique des sols. Elle contribue ainsi à la circulation de l'eau, des gaz et des nutriments, et élabore des habitats par la formation d'agrégats (voir Figure 22). Emblématiques des sols brunifiés, les vers de terre brassent le sol, creusent des galeries, et forment des turricules qui favorisent la stabilité structurale et le recyclage de la matière organique mais aussi sa stabilisation. Les prédateurs et parasitoïdes permettent quant à eux de baisser la pression des arthropodes sur les plantes, et certains herbivores *sensu lato* peuvent baisser la pression des adventices. La macrofaune épigée joue par ailleurs un rôle très actif dans la fragmentation et la décomposition de la MO.
- ▶ La mésofaune (dont les enchytréides) intervient également dans la fragmentation et le mélange de la matière organique affectant ainsi la chimie du sol et par ce rôle dans le cycle des nutriments. Elle est aussi impliquée dans la régulation des populations.
- ▶ La microfaune, qui comprend les nématodes et les acariens, joue un rôle important dans les réseaux trophiques, avec un rôle de détritivore, une contribution dans le cycle des nutriments et la régulation des populations de microorganismes, pathogènes notamment (Christel et al., 2021).
- ▶ Les communautés microbiennes du sol sont impliquées dans de nombreux processus et fonctions de l'agroécosystème. Les micro-organismes sont le moteur du cycle des nutriments en premier lieu. Les communautés, étant impliquées dans la minéralisation de la matière organique et dans les processus de nitrification et dénitrification participent à la régulation des pertes environnementales d'azote, par lessivage comme par émission de N₂O (Rillig and Mummey, 2006) et de façon plus large dans les émissions de GES. Certains groupes, notamment ceux impliqués dans le cycle du phosphore et de l'azote sont particulièrement scrutés, comme les mycorhizes qui contribuent jusqu'à 80 % des besoins nutritifs en P des plantes et agissent de façon synergique avec les *Rhizobia* qui sont eux impliqués dans la fixation symbiotique du diazote (van der Heijden et al., 2016). D'autres rôles des micro-organismes ne sont pas à négliger pour autant, comme (i) la contribution à la stabilité structurale des agrégats et la structuration (via la production de molécules impactant la cohésion des particules, les hyphes mycéliens...) qui limite l'érosion (Rillig and Mummey, 2006), ou (ii) la régulation des bioagresseurs ou bien encore la détoxification du sol (dégradation des toxiques, spéciation chimique des métaux...) (Christel et al., 2021).
- ▶ La grande majorité des plantes sont des organismes photosynthétiques participent au cycle des éléments également, spécialement celui du C qu'elles apportent au sol (litières ou résidus de récolte, racines et exsudats ou plante entière pour les cultures de services et adventices). Elles jouent par ailleurs un rôle dans la régulation du flux de l'eau par leur prélèvement mais aussi par leur contribution à la structuration des sols via les racines. Les racines, spécifiquement via la rhizosphère, créent des habitats spécifiques dans les sols qui en favorisant la disponibilité des éléments, le développement des micro-organismes et les interactions entre organismes catalysent certaines réactions et les régulent.

FOCUS

Des outils pour l'exploration de la biodiversité des sols

La qualité écologique des sols peut être définie comme la capacité du sol à héberger une grande quantité et diversité d'organismes vivants impliqués dans son fonctionnement. Durant les 20 dernières années, les développements méthodologiques permettant de l'appréhender, spécialement les outils de biologie biochimique et moléculaire (génomique, métabolomique... regroupés sous le terme de omiques) ont contribué à l'essor de la recherche dans ce champ disciplinaire. Les effets des pratiques agricoles sur cette qualité peuvent désormais être évalués. Néanmoins, selon les êtres vivants considérés, les méthodes sont plus ou moins lourdes à mettre en œuvre. Les études portant sur les invertébrés sont de ce fait moins nombreuses que celles portant sur les microorganismes.

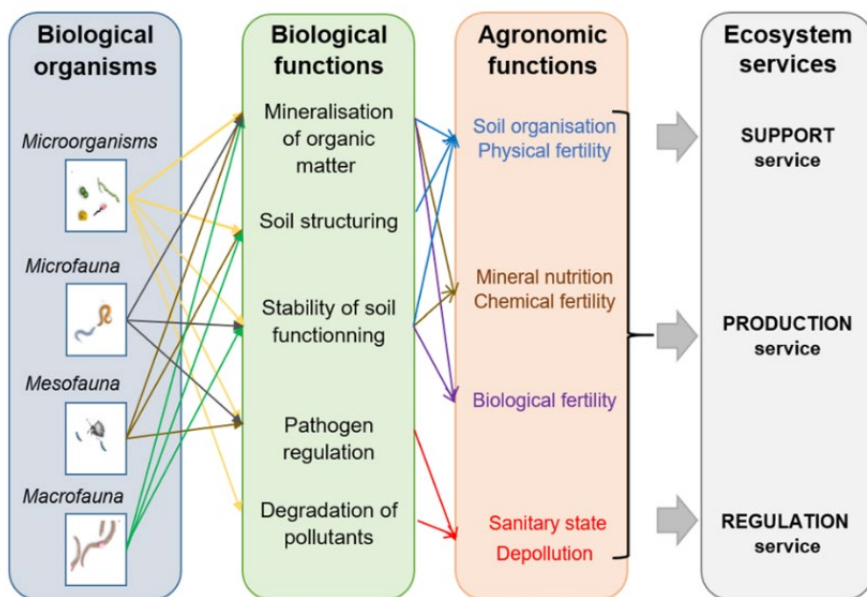


Figure 21. Liens entre organismes du sol, fonctions et services écosystémiques (Source Christel et al., 2021).

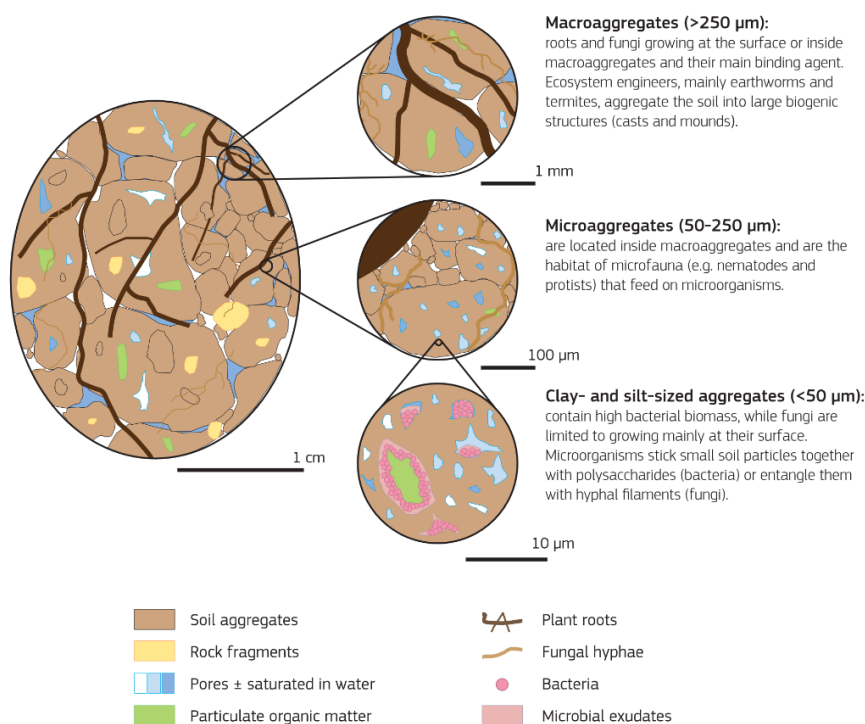


Figure 22. Les agrégats du sols et la distribution des organismes à différentes échelles (Source Orgiazzi et al., 2016b).

La vie du sol dépend de multiples facteurs auxquels les pratiques agricoles participent. Ainsi, selon une étude, le long d'un transect de 71 sites en Europe explorant la variabilité des zones climatiques (atlantique, alpine, boréale, continentale, méditerranéenne), des propriétés de sols (pH, texture, OM) et d'occupation des sols (terres arables, prairies permanentes et forêt), les **communautés bactériennes**, identifiées par leur ARN ribosomique 16 S, varient énormément en diversité, richesse spécifique et structure en fonction des facteurs environnementaux et montrent une **structuration spatiale pilotée** en premier lieu, et de façon significative, **par les paramètres physico-chimiques**. Le pH est le **déterminant principal** parmi ces facteurs physico-chimiques, **suivi de la texture et de la teneur en C organique** (avec une contribution respective à la variance de la richesse spécifique de 14 %, 11 % et 7 % pour un poids total du sol de 48 %). La teneur en N et la capacité d'échange cationique (CEC) sont fortement corrélées à la teneur en C, et, la teneur en P n'influence pas significativement les communautés bactériennes à cette échelle. L'occupation

des terres montre un gradient croissant des sols forestiers aux sols arables mais qui n'est pas statistiquement significatif. **Au sein des unités pédoclimatiques, l'occupation du territoire constitue le déterminant principal des taxons rencontrés.** Cependant certains taxons sont plus sensibles que d'autres à ces usages, d'autres au contraire sont plus sensibles au climat ou au pH par exemple (Plassart et al., 2019). Un éclairage français sur la base du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) montre également la prépondérance du pH, de la teneur en C organique et dans un deuxième temps de l'occupation des terres pour les communautés de bactéries et archées. En plus, interviennent pour les sols acides de forêt, le ratio C/N, et, pour les sols calcaires, la température annuelle moyenne (Karimi et al., 2020b).

Une étude analogue basée sur le RMQS mais concernant les **populations fongiques** (donc sur l'ADN ribosomique 18 S) montre également une variabilité spatiale de la diversité alpha **liée en premier lieu aux propriétés du sol puis à leur occupation, mais aussi aux conditions climatiques.** Le pH est le paramètre le plus important avec moins de richesse pour les sols les plus acides et les plus alcalins. La richesse est également corrélée de façon négative avec les textures fines. Les sols arables (spécialement quand des prairies entrent dans la rotation) sont ceux présentant le plus de diversité relativement aux sols forestiers ou de vigne mais avec une baisse de complexité des relations entre groupes taxonomiques des terres arables et prairies permanentes (-75 %) par rapport aux sols forestiers, plus marquée encore pour les sols de vigne (-83 %). Les climats méditerranéens et du Sud-Ouest central sont les moins favorables, le climat atlantique Nord-Ouest les plus favorables (Djemiel et al., 2023).

Il est indispensable de tenir compte de ces déterminants pour aborder la biodiversité des sols comme dimension de la santé des sols vis-à-vis de pratiques agricoles. Dans cette perspective, la biodiversité doit être mise en regard d'un état de référence tenant compte de l'occupation combinée au type de sol, ou, à des sols de propriétés équivalentes. Non seulement il convient de comparer la biodiversité de sols comparables, mais l'occupation des sols n'est pas indépendante de la nature des sols : la mise en valeur des sols à des fins de production agricole repose sur leur qualité intrinsèque, leur potentiel agronomique. Ainsi les sols les moins productifs sont plus souvent consacrés à la forêt (Plassart et al., 2019). Ce constat fragilise les exercices mettant en balance « land sparing » et « land sharing », toutes les terres n'étant pas aptes à la mise en culture, ou tout du moins, ne sont pas aptes à supporter la même productivité, avec le même niveau de résilience.

II.6.B. Menaces sur la biodiversité des sols

La biodiversité des sols est impactée par les propriétés physico-chimiques du sol, le climat, mais aussi l'affectation des terres et les pratiques agricoles. En interaction, cette biodiversité est aussi actrice des conditions physico-chimiques du sol et des dynamiques entre les organismes vivants (Bardgett and van der Putten, 2014).

La menace la plus répandue sur la vie du sol à travers les biomes est **l'appauvrissement en matière organique** (ou en C du sol) qui peut être associé à d'autres menaces liées au changement d'affectation des terres comme la déforestation et l'agriculture intensive, ou au changement climatique (FAO, 2020). La gestion de la matière organique du sol est essentielle pour alimenter la base des réseaux trophiques qui étaient sa biodiversité. Outre la MO, l'intensification des pratiques agricoles, par l'usage de pesticides et fertilisants minéraux notamment, entraîne des pertes d'habitat et une contamination du milieu sol considérées comme les premières cause de cette chute de biodiversité (Gunstone et al., 2021; Leenhardt et al., 2022b).

Orgiazzi et al. (2016a) ont réalisé une cartographie des **menaces qui pèsent sur la biodiversité des sols en Europe** sur la base d'indices agrégeant 13 menaces potentielles (changement climatique, changement d'usage des terres, fragmentation de l'habitat, exploitation intensive —par exemple l'utilisation massive de pesticides et le travail du sol intensif—, pertes de matière organique, pollution industrielle, pollution nucléaire, tassement, érosion, imperméabilisation, salinisation, utilisation d'OGM et introduction ou diffusion d'espèces invasives). Classées dans un premier temps à dire d'experts selon qu'elles affectent les micro-organismes, la faune ou les fonctions biologiques, les menaces ont ensuite été dimensionnées grâce à la littérature scientifique. **La plus forte pression ainsi identifiée est l'exploitation intensive. L'impact potentiel du changement climatique était entaché de la plus grande incertitude. Concernant le fonctionnement du sol, l'exploitation intensive, la perte de matière organique ont été considérées comme les plus impactantes (potentiel de risque élevé),** suivis de l'érosion et du changement d'usage des terres mais à des niveaux de risque potentiel assez proches des 5 menaces suivantes. **Les sols agricoles (cultures arables, pérennes, prairies et zones mixtes) sont les plus soumis aux pressions.**

Tsiafouli et al. (2015) ont étudié l'impact de l'intensification des pratiques en Europe (Suède, Royaume-Uni, République Tchèque et Grèce) sur la structure et la diversité des groupes fonctionnels des réseaux trophiques du sol et la masse des individus. Le niveau d'intensification était classé : (i) basse intensité pour des prairies permanentes, (ii) moyenne intensité pour des systèmes à rotation longue de 5 ans avec des légumineuses ou des prairies temporaires avec un labour au plus tous les 2 ans et (iii) forte intensité, labouré tous les ans avec des cultures annuelles et du blé dans des rotations courtes. L'étude montre que **l'intensification amène une réduction de la diversité spécifique et fonctionnelle, et de la complexité des réseaux trophiques liée à une perte de biomasse** pour la faune avec une taille importante ou avec un niveau trophique élevé. La richesse spécifique des invertébrés (vers de terre, collemboles et acariens oribatides) était pénalisée par l'intensification au point de voir des groupes fonctionnels disparaître parfois.

II.6.C. Impacts de l'AB sur la biodiversité du sol

Avec généralement des teneurs en MO plus élevée et une intensité des pratiques abaissée par la quantité et la nature de ses fertilisants, et par le bannissement des pesticides d'origine synthétique, l'AB possède des atouts pour abaisser les menaces sur la biodiversité des sols, mais le travail du sol accru pour le désherbage peut avoir des effets adverses. Les pratiques interrogent ainsi les impacts de l'AB sur la biodiversité des sols.

Une revue portant sur plus de 100 publications récentes qui couvraient tous les continents cultivés, mais avec une nette dominance de l'Amérique du Nord et de l'Europe, a analysé les différences entre AB et AC en ce qui concerne la biodiversité du sol de toutes les cultures, les grandes cultures étant toutefois prépondérantes (62 % des publications). Dans cette revue, Christel et al. (2021) montrent, de façon globale, **que 70 % des indicateurs de qualité biologique du sol sont améliorés en AB relativement à l'AC²⁵, qu'ils concernent l'abondance (+75 %, notamment celle des vers, micro-organismes et macroarthropodes), la diversité ou les fonctions** (c'est-à-dire l'activité en lien avec les fonctions agronomiques).

- Les effets les plus importants de l'AB concernent les populations microbiennes tant par leur abondance (+24 % à +39 %), leur diversité (plus élevée dans 87 % des mesures, avec pour les bactéries un effet moyen de +5 %) ou leurs fonctions. Leur activité est fortement promue en AB dans 83 % des

²⁵ La biodynamie a un effet plus marqué, lié, selon les auteurs, à la simplification du travail du sol inscrite dans le cahier des charges biodynamique.

études avec un effet moyen de +4 à +18 %. L'activité enzymatique augmente de +28 à +42 % en AB. La structure des communautés microbiennes et leur composition, bactériennes comme fongiques, sont modifiées (dissimilarités qui concernent 10 à 13 % des organismes). Dans l'essai suisse DOK, la colonisation par les mycorhizes est promue de +40 %.

- ▶ Les études ne sont pas toutes convergentes et la généralité des résultats est faible pour la diversité des vers de terre, les paramètres de fonctions et pour tous les paramètres concernant les micro- et macro-arthropodes. En effet, les études sur les microarthropodes sont peu nombreuses et les populations semblent plus marquées par les conditions pédoclimatiques que par les systèmes de culture. Par ailleurs, si certaines études montrent 10 ans après conversion à l'AB, une multiplication par 1,9 des vers de terre et par 8 des nématodes, d'autres montrent, même après 7 ans de conversion, des vers de terre 3 fois moins nombreux dans les sols en AB par rapport à l'AC. Pour les nématodes, des contrastes existent entre groupes trophiques : les herbivores sont rapportés comme 33 % plus nombreux en AB alors que les fongivores voient leurs effectifs décroître de 43 %.

Les différences de conclusions pour un même groupe d'organismes peuvent s'expliquer par de nombreux paramètres liés à l'échantillonnage et aux conditions pédoclimatiques (saison, humidité, disponibilité de la MO, type de sol, ratio C microbien/N microbien). Pour l'ensemble des indicateurs et des organismes considérés, les indicateurs biologiques des sols sont améliorés en AB relativement à l'AC dans environ 70 % des cas pour les grandes cultures, le maraichage et la viticulture mais manquent de généralité pour les prairies permanentes. Les vignes en AB sont favorables à l'abondance des nématodes mais défavorables aux vers de terre.

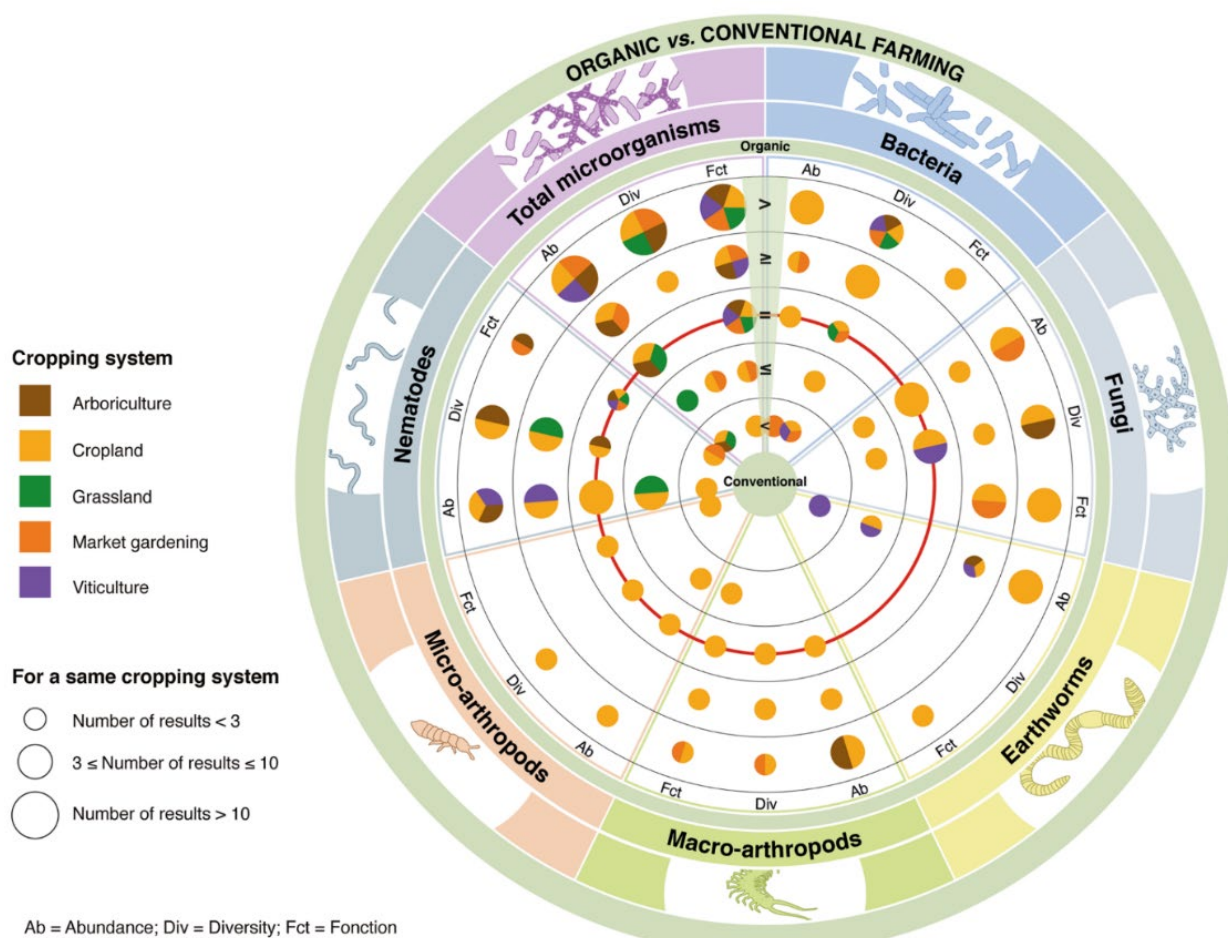


Figure 23. Effet comparé de l'AB par rapport à l'AC sur les organismes du sol (agrégés en 7 groupes : tous microorganismes, bactéries, mycètes, vers de terre, macroarthropodes, microarthropodes, nématodes), à travers des indicateurs de biomasse (Ab), diversité (Div) et activité ou fonction (Fct)

Un effet identique des systèmes de culture est indiqué par le cercle rouge médian, les cercles à l'extérieur montrent un effet positif de l'AB et inversement pour les cercles à l'intérieur, avec un effet plus significatif à mesure de l'éloignement du cercle médian. La taille des disques indique le nombre de mesures qui montrent le même effet²⁶ et leurs couleurs indiquent le type de culture (arboriculture, grandes cultures, prairies permanentes, maraichage, viticulture) (Source Christel et al., 2021).

Eu égard aux pratiques, quel que soit le mode de production, **la fertilisation organique** qui stimule les organismes hétérotrophes notamment microbiens et **les rotations longues et diversifiées** qui font varier les ressources et les habitats **sont les pratiques les plus favorables à la biodiversité**. **A l'inverse, l'usage des pesticides** qui peuvent se montrer toxiques pour les organismes ou altérer les conditions abiotiques et les habitats (par exemple liés à la flore adventice) **et le travail du sol** qui perturbe les habitats **sont les plus délétères**. Les quelques études où l'AB est combinée à l'agriculture de conservation des sols (réduction du travail du sol voire non-labour et couverture systématique des sols) montrent sur la qualité biologique des sols des effets bénéfiques supplémentaires par rapport à l'AB seule, spécialement pour les mycorhizes (Christel et al., 2021).

²⁶ Ce qui représente la robustesse de l'effet.

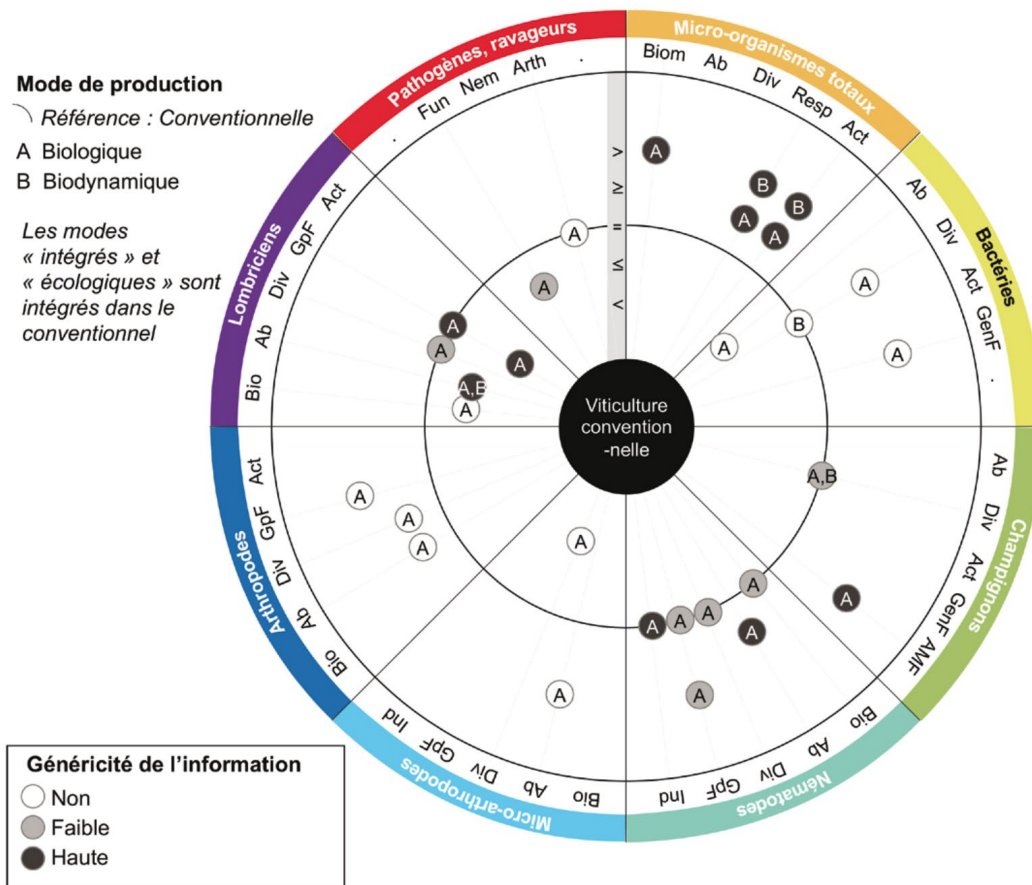


Figure 24. Effet de l'AB (A = AB et B = agriculture biodynamique) sur la biodiversité des sols en viticulture sur 8 groupes d'organismes des sols à travers 9 indicateurs (Bio = Biomasse, Ab = Abondance, Div = Diversité) et l'état fonctionnel (Resp = Respiration, Act = Activité enzymatique, GenF = Gène Fonctionnel, AMF = taux de mycorhization, GpF = Groupes fonctionnels, Ind = Indices nématodes). Le cercle noir (indiqué par le signe « = ») correspond à une absence d'effet du mode de production par rapport à l'AC. Les disques placés à l'extérieur indiquent les effets positifs de l'AB, à l'intérieur, des effets négatifs. L'éloignement par rapport au cercle n'indiquant pas d'effet, indique la taille d'effet, le degré de généralité de l'information est indiqué par la coloration des disques (Source Karimi et al., 2020a).

Les vignes représentent un cas particulier par l'intensité des traitements phytosanitaires et de travail du sol dont elles font l'objet et par la qualité agronomique souvent plus basse des sols qui lui sont dédiés (Karimi et al., 2020a). Dans une revue des impacts des modes de production sur la biomasse, l'abondance, la diversité et les fonctions assurées par la biodiversité (respiration, activité enzymatique, gènes fonctionnels, taux de mycorhization, groupes fonctionnels et indices nématodes), Karimi et al. (2020a) montrent (Figure 24) un bon niveau de généralité des effets pour les micro-organismes, les nématodes et les lombrics. (i) **La diversité des différents groupes n'est pas affectée par la culture en AB, de même que la biomasse des nématodes et leur indice de structure.** (ii) **La biomasse, la respiration et l'activité microbienne, notamment des mycorhizes, montrent un effet positif de l'AB alors que les champignons pathogènes sont moins présents.** Les arthropodes tendent à être plus abondants. Les apports de PRO²⁷ ainsi que la nature des pesticides épandus pourraient expliquer ces effets. L'enherbement, quelle qu'en soit la modalité, montre un effet neutre à positif sur la qualité biologique et l'état sanitaire des sols. (iii) **La biomasse et l'abondance totale des communautés lombriciennes sont**

²⁷ Les études sur les apports de PRO montrent des effets faibles ou nuls ou manquent de généralité en lien avec la variété des PRO épandus et la variabilité des effets selon les types de sol.

en revanche impactées négativement par l'AB, pâtissant probablement d'un travail du sol plus intense²⁸. Les impacts des traitements au cuivre sur la qualité biologique du sol manquent de généralité, probablement en lien avec l'accumulation liée aux pratiques passées. Ces résultats ne sont pas en opposition avec l'étude de Beaumelle et al. (2023a) qui ne montre pas d'effet significatif sur l'abondance des organismes mais, en revanche, moins de richesse spécifique pour les vers de terre (-19 %) et les coléoptères terrestres (-30 %) et une diversité plus importante pour les micro-organismes (+8 % NS) et les collemboles (+20 % NS), et les araignées terrestres (+36 %) ainsi qu'un indicateur multifonctionnel du sol²⁹ légèrement amélioré (+15 %) qui recouvre des effets significatifs seulement pour l'activité glucosidase et de l'indicateur de stabilisation de la MO. La gestion de l'inter-rang qui n'est pas propre aux systèmes bio pourrait expliquer ces faibles effets.

FOCUS

Effets du glyphosate

Le glyphosate et son métabolite AMPA, omniprésents dans les dispositifs de surveillance des sols, contribuent de façon majeure à la teneur en résidus de pesticides des sols (Froger et al., 2023; Silva et al., 2019). L'AB n'utilisant pas d'herbicides et montrant des teneurs dans les sols bien plus faibles qu'en AC (Geissen et al., 2021; Panico et al., 2022; Pelosi et al., 2021; Riedo et al., 2021), leur effet sur les organismes du sol éclaire la comparaison entre AB et AC. Le glyphosate comme l'AMPA peuvent être toxiques, d'autant plus avec les agents de formulation des préparations commerciales qui amplifient leur effet. Adsorbés sur l'argile ou la matière organique, leur dégradation est ralentie et ils peuvent persister dans les sols. Cependant, ils peuvent se dissoudre dans l'eau et ainsi contaminer les nappes.

Ainsi, les racines des plantes confrontées au glyphosate sont plus sensibles aux pathogènes comme les *Fusarium* qui ne sont pas affectés. A l'inverse, des micro-organismes favorables à la croissance des plantes comme les *Pseudomonas*, les endomycorhizes à arbuscules ou les *Rhizobia* sont impactés négativement par le glyphosate. Néanmoins, les effets du glyphosate sur la microflore sont controversés, les communautés se montrant résilientes et l'effet délétère du glyphosate pouvant être confondu par l'effet positif de l'apport de MO consécutif à son application. Les effets de doses répétées sur le long terme sont encore mal documentés mais l'utilisation intensive de glyphosate a contribué à l'émergence de plantes et micro-organismes résistants et a exercé une pression sélective sur les communautés microbiennes qui pourrait avoir favorisé les bioagresseurs (adventices et microbes) mais aussi l'antibiorésistance en tant que co-sélecteur (van Bruggen et al., 2021; Van Bruggen et al., 2018).

Dans les sols, les pesticides peuvent affecter (i) directement, les organismes cibles et des organismes non cibles³⁰, (ii) indirectement, les organismes via les chaînes trophiques (par exemple les herbicides impactent les producteurs primaires, c'est-à-dire les plantes y compris adventices, les algues et les cyanobactéries et en cascade les organismes qui s'en nourrissent), et (iii) ils peuvent agir en combinaison avec d'autres

²⁸ Les études sur le travail du sol montrent peu de généralité.

²⁹ Cet indicateur composite inclut la teneur en C, en N, les activités enzymatiques impliquées dans le cycle du C, du N et du P —respectivement l'activité glucosidase, uréase et phosphatase—, un indicateur de la vitesse de décomposition de la litière par la méthode du sachet de thé ainsi qu'un indicateur de la stabilisation de la matière organique labile —Facteur S—.

³⁰ Ces effets quand ils sont sublétaux (perturbations physiologiques ou comportementales par exemple) sont peu documentés bien qu'ils affectent les dynamiques des populations.

facteurs de perte de biodiversité (changement climatique, perte des habitats...) et modifier les équilibres biologiques. Les actions indirectes et combinées ne sont pas propres aux pesticides, le travail du sol par exemple pouvant produire les mêmes effets. Outre les effets sur les espèces, la contamination des sols par des PPP perturbe les fonctions écosystémiques assurées par le biote des sols. Les atteintes à la biodiversité fonctionnelle sont plus ou moins importantes en fonction du rôle fonctionnel des espèces impactées, de leur redondance avec d'autres espèces remplissant la même fonction (i.e. la substituabilité des espèces) et peuvent affecter les réseaux écologiques selon les interactions entre espèces et fonctions écologiques (Leenhardt et al., 2022a). Néanmoins, comme nous l'avons vu dans la section II.3, l'AB réduit très fortement l'utilisation des pesticides et leur présence dans les sols, ce qui justifie d'évaluer leur impact sur la biodiversité dans cette revue.

II.6.C.1) Communautés microbiennes en AB

Une communauté microbienne abondante, diverse, active et adaptative est un trait écologique d'un sol en bonne santé (Lori et al., 2017). Sur la base d'une méta-analyse basée sur 149 comparaisons appariées de systèmes bio et non bio à travers le monde, **les sols cultivés en AB, du fait des pratiques mises en œuvre, montrent (voir Figure 25) une biomasse, une diversité et une activité microbienne significativement supérieures à celles des sols cultivés en AC** (Lori et al., 2017). Plus précisément, ils présentent **en moyenne +41 % de C microbien, +51 % de N microbien, +59 % d'acides gras phospholipidiques totaux** (3 indicateurs de biomasse microbienne avec des intervalles de confiance à 5 % respectivement de +30 à +52 % ; +29 à +76 % et +39 à +81 %), **et des activités déshydrogénase, protéase et uréase respectivement de +74 %, +84 % et +32 %** (IC_{5%} respectifs de +52 à +98 % ; +63 à +98 % et +16 à +50 %). L'activité déshydrogénase est le témoin des processus rédox intracellulaires, c'est-à-dire de l'activité métabolique microbienne. Des enzymes extracellulaires (souvent des hydrolases) sont impliquées dans le processus de minéralisation de la MO qui permet d'alimenter les plantes. Les protéases permettent de désassembler les protéines en peptides et acides aminés, et interviennent donc dans la première phase de transformation l'azote alors que les uréases permettent de transformer l'urée en CO₂ et ammonium, dans la phase finale de sa minéralisation. L'activité de ces 2 familles d'enzymes sont ainsi des indicateurs de la capacité de minéralisation du sol en vue de fournir des nutriments minéraux. Seul le quotient métabolique (respiration basale/C de la biomasse microbienne) qui indique le stress des communautés microbiennes n'est pas affecté (Figure 25). En approfondissant, Lori et al. (2017) différencient des facteurs d'influence, variables selon les indicateurs considérés.

- ▶ L'effet positif de l'AB sur la biomasse microbienne ne dépend pas de la zone climatique contrairement à l'activité microbienne qui montre sous climat tropical des effets positifs très forts pour l'activité déshydrogénase mais faibles et non significatifs dans les milieux continentaux³¹. Les activités protéases et uréase n'ont pas pu être comparées à travers les zones climatiques.
- ▶ Le bénéfice de l'AB vis-à-vis de l'AC dépend également du type de culture en jeu. Ainsi, si **pour les prairies permanentes** –où les pratiques sont peu différenciées entre AB et AC– **l'AB ne montre pas d'effet significatif sur la biomasse et l'activité microbienne** (tendance moins marquée et petit échantillon pour cette modalité), **cet effet est très net pour les grandes cultures et les vergers**.
- ▶ En l'absence de légumineuses dans les rotations, les niveaux de N microbien sont comparables entre AB et AC, alors que **quand les rotations incluent des légumineuses (en AB et en AC), la teneur en N microbien est plus forte en AB qu'en AC**.

³¹ A noter, le petit nombre d'observations diminue la puissance du test pour cette modalité. Dans cette méta-analyse, la zone climatique C (océanique, méditerranéen et subtropical humide) est surreprésentée (2/3 des comparaisons).

- La teneur en C microbien et l'activité déshydrogénase sont plus importantes dans les situations où des apports de matières organiques sont réalisés. L'effet positif est autant marqué en AB qu'en AC. La teneur en C des sols supérieure en bio pourrait renforcer cet effet.

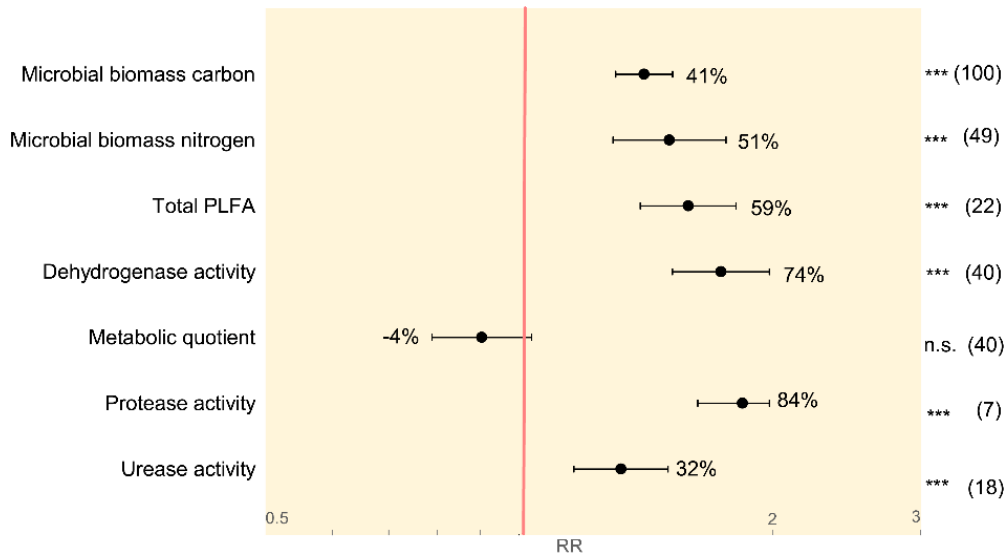


Figure 25. Résumé des ratios bio/non bio. Les effets aléatoires ont été modélisés avec une distribution Z et des intervalles de confiance à 95 % sont indiqués ainsi que l'effet moyen. La ligne rouge indique des ratios de 1, donc l'absence d'influence du système en bio vs non bio. L'axe des abscisses a une échelle logarithmique. Entre parenthèses : le nombre de comparaisons appariées bio/non bio incluses dans le calcul. Les chiffres à côté des intervalles de confiance indiquent le pourcentage global de différence par variable cible. * $\leq 0,05$, ** $\leq 0,01$, *** $\leq 0,001$, n.s. = non significatif (Source Lori et al., 2017).

La revue de Delitte et al. (2021) indique l'influence des pratiques agricoles sur le microbiote. **Les CIMS favorisent l'abondance du microbiote du sol, avec un effet limité sur la richesse spécifique, positif cependant sur certaines guildes, comme les mycorhizes** et les bactéries, ces dernières montrant en outre plus de redondance fonctionnelle, en lien avec les apports de MO fraîche au retournement des CIMS. **La fertilisation minérale azotée favorise le microbiote pathogène** et la fertilisation minérale azotée et phosphatée diminue l'activité de solubilisation du P, alors que la fertilisation organique favorise les interactions entre les communautés microbiennes du sol sans effet univoque par ailleurs.

L'étude de Lupatini et al. (2017) qui compare l'ADN microbien du sol conduit en AB et en AC (systèmes différant par la fertilisation et la protection des cultures) sur la station de Vredepeel aux Pays Bas, à une date donnée, montre une diversité alpha significativement supérieur en AB (richesse spécifique de 798 vs 754 unités taxonomiques opérationnelles, diversité taxonomique avec un indice de Shannon de 6,0 vs 5,8 et une diversité taxonomique avec un PD de Faith de 59,3 vs 55,2 ; tous significatifs à 5 %), une diversité bêta améliorée avec plus de variabilité des communautés, encore plus marquée au niveau phylogénétique. La plupart des unités taxonomiques étaient présentes dans les deux systèmes de culture, avec cependant des taxons suppresseurs de pathogènes potentiels propres au système bio. Cela implique un impact des pratiques de fertilisation et de protection des plantes sur les communautés bactériennes et les habitats du sol (y compris liés aux adventices). En AB, l'hétérogénéité des communautés microbiennes est de nature à favoriser une diversité d'activités et une redondance fonctionnelle avec des interactions plus stables. En AC au contraire, la perturbation par les PPP, en premier lieu, semble induire un tri des groupes bactériens avec à la clef une perte de diversité et de certaines fonctions.

Dans une étude suisse comparant différents paramètres du sol, dont la teneur de 48 résidus de pesticides, dans 60 parcelles de blé conduites soit en AB soit en AC, les traits du microbiome du sol sont principalement expliqués par les conditions pédoclimatiques (26 % de la variance de la richesse spécifique et 45 % de la variance de l'équitabilité expliqués par le sol et le climat), notamment la texture et les précipitations hydriques. Cependant, **l'utilisation de pesticides apparaît comme la pratique agricole avec le plus fort impact sur les traits du microbiome, un impact plus fort que le mode de culture bio ou non bio** (Walder et al., 2022). Si de façon générale, **la diversité et l'abondance des mycètes bénéficient de la présence de PPP dans les sols, pour les bactéries, les indicateurs de biodiversité sont généralement impactés négativement**. Le nombre de résidus de pesticides et la classe des pesticides (herbicide, insecticide, fongicide) ne montrent pas d'association claires avec les modifications du microbiote, les effets varient selon les substances actives. **L'abondance relative de 113 taxons bactériens et 130 taxons fongiques dont nombre sont connus pour métaboliser les pesticides est associée positivement aux résidus de PPP**. En revanche, ni la diversification des rotations, ni le travail du sol, ni les apports d'azote minéral, ni les apports de PRO ne montrent d'impact sur les indicateurs de biodiversité fongiques ou bactériens à l'encontre des résultats de certaines études mentionnées préalablement. Le caractère bio ne distingue, dans cette étude, que les communautés bactériennes et seulement par leur équitabilité (Walder et al., 2022).

Les microorganismes (bactéries, mycètes, archées) opèrent en interaction complexe dans des réseaux fonctionnels. De nombreux herbicides ciblent des enzymes ou des chaînes métaboliques partagées par les organismes cibles et les microorganismes. Une analyse de ces cibles des pesticides au niveau moléculaire (métabolomique) plutôt que taxonomique permet d'évaluer les atteintes fonctionnelles aux écosystèmes. Dans l'étude de Walder et al. (2022), plus que le système de culture³² mais moins que les conditions pédoclimatiques, les pesticides affectent les gènes fonctionnels impliqués dans le cycle de l'azote avec (i) **une abondance du gène nifH dans le sol (impliqué dans la fixation biologique de N₂ par les microorganismes) pénalisée par la concentration en pesticides** (ii) **un impact négatif sur les gènes amoA impliqués dans la nitrification bactérienne** (iii) un impact plus contrasté pour les gènes nosZI et nosZII impliqués dans la dénitrification (et la production de N₂O) ; ce qui implique des incidences sur le fonctionnement des sols et les fonctions agronomiques qui permettent la mise à disposition des nutriments pour les cultures. Thiour-Mauprivez et al. (2019) décrivent l'ensemble des communautés microbiennes affectées par les herbicides, qui sont interdits en AB : les communautés impliquées dans le cycle de l'azote mais aussi les communautés autotrophes comme les cyanobactéries, qui participent à l'enrichissement en matières organiques des sols arides, sont susceptibles d'être impactées.

L'approche PICT (pour Pollution-Induced Community Tolerance) a permis de mettre en évidence, d'une part, le remplacement au sein de communautés microbiennes naturelles des espèces les plus sensibles à certains herbicides (en particulier de la famille des triazines et des phénylurées) par des espèces plus tolérantes à ces substances, et d'autre part, un retour de sensibilité lorsque la pression toxique diminue. Cette perte de tolérance peut être favorisée par la migration d'espèces sensibles vers l'aval, depuis les zones amont moins exposées, soulignant ainsi l'importance du maintien de zones refuges et de la connectivité entre habitats (Leenhardt et al., 2022a).

Mycorhizes

Les mycorhizes forment des associations bénéfiques pour la plupart des cultures en participant à la résistance aux pathogènes, à l'absorption de nutriments et à certaines fonctions écosystémiques, grâce

³² L'étude comparait des parcelles en AB, AC et en AC avec semis direct. Cette dernière modalité ne montrait pas de variation quant aux pesticides par rapport à l'AC sans semis direct.

notamment au vaste réseau d'hyphe extra-radical qui permet une exploration plus étendue du sol. Des composés qu'elles synthétisent, comme la glycoprotéine glomaline, participent à la stabilisation des agrégats mais aussi à la stabilisation du C organique des sols. Dans l'essai de longue durée de la station de Kellogg, Gottshall et al. (2017) montrent des taux de glomaline plus élevés (+43 %) en AB probablement en conséquence de l'absence d'intrants chimiques, mais avec des communautés peu différentes dans leur composition et moins stables, sans doute en lien avec le travail du sol. L'essai FAST (Wittwer et al., 2021) et le réseau de fermes de Walder et al. (2023) en Suisse, montrent également plus de mycorhization dans les systèmes bio.

Une étude portant sur des sols de 150 parcelles céréalières labourées (dont 26 en AB), 60 de prairies permanentes non fauchées à travers l'Europe (Suède, Allemagne, Suisse, France, Espagne) a permis de montrer que les applications de fongicides, de même que l'intensité des cultures, sont néfastes aux mycorhizes arbusculaires et réduisent leur capacité à extraire du P pour les plantes, y compris en AB (Edlinger et al., 2022).

Dans une étude suisse mettant en œuvre des sols de grandes cultures conduits en AB et en AC et analysant 46 PPP et métabolites, la biomasse microbienne, spécialement les symbiotes mycorhiziens (AMF) — corrélation accrue — était significativement et négativement corrélée au nombre de résidus de pesticides dans les sols. Ces résidus déterminent ainsi la biomasse microbienne des sols aux côtés des facteurs abiotiques comme le pH des sols et leur texture, même après élimination des facteurs de confusion tels que le pH, la matière organique et la zone géographique. Cette relation était confirmée pour les biomarqueurs des mycorhizes (acides gras phospholipidiques) mais ne l'était pas pour l'activité microbienne bio-indiquée par la respiration basale. Les corrélations pour les teneurs en résidus ou les familles de résidus n'ont pas pu être investiguées du fait d'interactions entre facteurs qui tendent à montrer des effets cocktail. Le développement des mycorhizes était plus affecté par les résidus que par la fertilisation azotée ou par le mode de production (i.e. AB vs AC) (Riedo et al., 2021).

II.6.C.2) Faune invertébrée

Dans une revue sur la qualité des sols en Europe et en Chine dans les essais de longue durée (projet iSQAPER), les systèmes bio montrent un effet clairement positif sur **l'abondance des vers de terre (ratio de réponse AB/AC de +93 % en médiane, variant de +32 à +100 %)**. Cet effet peut être relié aux **apports de PRO** qui sont très favorables aux communautés lombriciennes, mais aussi à l'incorporation de **prairies temporaires** dans les rotations, pratique courante en AB notamment dans les agrosystèmes jouant sur la complémentarité entre productions végétales et animales. Cette revue montre par ailleurs que l'abandon du labour n'a d'effet positif sur les lombriciens qu'en l'absence d'application de pesticides (Bai et al., 2018). Cependant, cette analyse permet de mettre en perspective les effets des pratiques bio dans le temps, montre peu de généralité par le peu de mesures portant sur les vers de terre dans les études considérées. Quelques études ont mis en évidence des effets cocktails de pesticides sur les lombriciens qui impactent leur comportement, détériorent leur ADN ou modifient leur activité enzymatique (Geissen et al., 2021).

Les nématodes assurent une pluralité de fonctions dans les sols selon leur place dans la chaîne alimentaire. Actifs dans les cycles biogéochimiques dont celui du C, ils régulent les populations notamment microbiennes, les phytophages peuvent nuire aux cultures et, à l'inverse, les omnivores sont impliqués dans la régulation des bioagresseurs. Puissant et al. (2021), dans une méta-analyse mondiale basée sur les données de 103 publications ont analysé les impacts du travail du sol, de l'usage des pesticides, de la fertilisation, des rotations (y compris CIMS) et de la conversion à l'AB sur l'abondance des groupes trophiques, la richesse taxonomique et la structure des réseaux trophiques sur la base des guildes

fonctionnelles. **En AB, l'abondance des nématodes, tout groupe trophique confondu, est supérieure de +33 % en moyenne (IC_{5%} de +6 à +50 %), de façon plus marquée pour les bactériophages (+53 % en moyenne, IC_{5%} de +15 à +69 %) mais sans effet sur leur diversité.** Le travail du sol ou l'application d'herbicides a peu d'effet sur les nématodes, contrairement à (i) la rotation des cultures qui réduit l'abondance relative des phytophages (-47 %) quand elle dépasse 2 ans, (ii) l'implantation de CIMS (+45 % d'abondance totale) qui accroît l'abondance des omnivores-prédateurs (+80 %) et des bactériophages (+101 %), ou (iii) la fertilisation organique qui favorise l'abondance des nématodes (+70 %), particulièrement celle des bactériophages (+113 %) et des fongivores (+141 %), ou bien encore (iv) l'utilisation de biocides ou nématicides qui diminuent l'abondance totale des nématodes mais aussi leur diversité.

Effets des pesticides

Les **invertébrés terrestres sont particulièrement sensibles aux insecticides** parmi lesquels les néonicotinoïdes et les pyréthriinoïdes. Ils sont exposés aux contaminations soit par contact épidermique direct soit par ingestion. Les effets des PPP sur les invertébrés du sol a fait l'objet de peu d'études en comparaison des autres invertébrés terrestres et une majorité porte sur les vers de terre et les nématodes. Les études in vivo impliquent généralement une comparaison entre des systèmes conduits en AB et des systèmes en AC (Leenhardt et al., 2022a).

Cette sensibilité est montrée par la méta-analyse de Gunstone et al. (2021) portant sur près de 400 études sur les effets directs de 284 pesticides (actuellement agréés par les autorités américaines) sur 275 taxons ou groupes de taxons d'invertébrés du sol non-cibles au travers de 10 indicateurs de biodiversité (mortalité, abondance, biomasse, comportement, reproduction, marqueurs biochimiques, croissance, richesse spécifique, diversité et structuration des communautés). Cette étude analyse 2 800 cas testés définis comme des changements de réponses des indicateurs induits par des couples taxon x pesticides. Elle indique que toutes les classes de pesticides représentent un risque pour les invertébrés, avec des **effets négatifs dans 70,5 % des cas**, positifs dans 1,4 % des cas et dans 28,1 % des cas une absence d'effet significatif. La part des effets négatifs monte à 74,9 % pour les insecticides, 71,4 % pour les fongicides alors qu'elle est de 63,2 % pour les herbicides. Les études au champ sont souvent moins puissantes que les études en laboratoire au sens statistique du fait de dosages appliqués moins standardisés, et, des facteurs confondants que sont les conditions pédoclimatiques. Les indicateurs de changement de structure des populations et les marqueurs biochimiques sont les plus sensibles aux effets des pesticides, alors que le plus étudié, la mortalité, qui ne considère pas les effets intermédiaires sublétaux, est peu sensible. A noter, les fongicides inorganiques dans l'étude concernent en premier lieu les composés du cuivre et montrent des effets négatifs sur les invertébrés dans 80 % des cas.

Ces effets sont confirmés dans une autre méta-analyse portant sur 294 observations dans des contextes variés, par Beaumelle et al. (2023b). Les effets des pesticides sur les invertébrés du sol (15 groupes taxonomiques incluant nématodes, collemboles, vers de terre et des groupes plus larges de micro et macro-arthropodes...) ont été mesurés en termes d'abondance, biomasse, richesse et diversité spécifique. Globalement **les pesticides réduisent l'abondance et la diversité des invertébrés (grand effet moyen de $-0,30 \pm 0,16$) avec un effet plus lourd sur les indices de diversité (diversité et richesse spécifique) que d'abondance (abondance et biomasse).** L'étude montre que les effets des pesticides persistent à plus faible dose et sur des temps plus longs que ceux attendus.

Une étude française sur les sites de La Cage et de Mons (Panico et al., 2022), illustre, par la méthode des quotients de risque³³ et par des tests écotoxicologiques, les risques pour les invertébrés aux teneurs de pesticides présentes dans les sols. Les tests écotoxicologiques portaient sur des vers de terre (*Eisenia andrei*, *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea caliginosa*), un enchytréide (*Enchytraeus crypticus*), un collembole (*Folsomia candida*), un acarien oribatide (*Oppia nitens*), et un escargot (*Cantareus aspersus*). Le risque est élevé en AC spécialement du fait de la présence d'époxinazole et d'imidaclopride, alors que le risque est négligeable à moyen en AB. La survie et la reproduction des collemboles et enchytréides et la croissance de l'escargot étaient significativement plus faibles en AC qu'en AB. La réponse des vers de terre était plus contrastée : certains montrant une plus forte mortalité ou une plus faible activité de l'acétylcholinestérase (qui est impliquée dans la neurotransmission) en AC, et d'autres montrant une perte de masse corporelle dans tous les sols. Les acariens ne montraient pas d'effet significatif lié au système de production. Ces résultats mettent en évidence que les invertébrés des sols sont menacés par les teneurs en résidus de pesticides des sols en AC avec des répercussions probables sur les fonctions du sol, potentiellement renforcées par des effets cumulatifs ou synergiques des pesticides (effets cocktail).

II.6.C.3) Les traits racinaires

Les plantes habitent aussi le sol, au moins pour partie, en tant que graine³⁴ et par leurs racines. Les traits de ces racines résultent des interactions avec les facteurs biotiques et abiotiques, que ce soit le pédoclimat ou encore le microbiote du sol. Les conditions du milieu et l'interaction avec les autres organismes conditionnent une partie des traits fonctionnels des plantes dans leur ensemble, c'est-à-dire les propriétés morphologiques, physiologiques et phénologiques des plantes en fonction des facteurs environnementaux. Les plantes modifient également l'environnement chimique de la rhizosphère, par la production d'exsudats riches en molécules carbonées et en acides qui favorisent la disponibilité des nutriments mais aussi le développement des micro-organismes. Ainsi, la rhizosphère est un site d'échanges privilégiés (Freschet et al., 2021 ont inventorié de nombreux traits en rapport avec la production).

Au-delà de la fonction d'ancrage des racines et l'impact du développement des racines sur la stabilisation du sol³⁵, les racines alimentent les plantes en eau et en nutriments. A ce titre, les traits racinaires sont reliés au développement des cultures et sont à l'interface entre le milieu sol et la capacité d'adaptation de la plante à ce milieu. Les plantes adoptent des stratégies pour puiser ces ressources qui peuvent être difficiles d'accès, au moins ponctuellement. L'architecture racinaire (profondeur, longueur, épaisseur, ramification, densité des racines...), mais aussi les adaptations physiologiques permettant la respiration racinaire, les cinétiques de prélèvement des nutriments et de l'eau ou encore la libération d'exsudats racinaires sont des exemples de telles stratégies. Par exemple, la sécheresse des sols favorise le développement de racines fines et profondes. Les interactions biotiques sont aussi conditionnées par ces

³³ En l'occurrence, la somme des quotients de risque a permis de prédire la toxicité des sols à partir des teneurs en pesticides mesurées et du risque potentiel associé, tel que $RQ_{site} = \sum RQ_i$ avec i désignant chaque pesticide. Le risque par pesticide est calculé en divisant la teneur du pesticide dans le sol par la teneur réputée sans effet (ou PNEC), elle-même approchée par la concentration sans effet observé sur les vers de terre (NOEC) ou à défaut par la teneur létale à 50 % (LC50).

³⁴ Au stade de graine et de levée, la génétique de la plante intervient peu dans les interactions avec le microbiote. Les interactions microbiote/graine déterminent néanmoins la pression des pathogènes à ces stades et peuvent conditionner les interactions ultérieures de la plante (Delitte et al., 2021).

³⁵ Les traits racinaires influencent la stabilité structurale et la porosité fonctionnelle du sol, par leur développement en fin réseau, par l'excrétion de mucilages dans la rhizosphère mais aussi en favorisant les mycorhizes qui agissent comme un ciment au sein des agrégats.

traits, comme l'établissement des symbioses avec les mycorhizes ou les *Rhizobia* qui jouent toutes deux un rôle majeur dans la nutrition minérale des plantes (Bardgett et al., 2014; Freschet et al., 2021).

Les racines apportent du C aux sols de façon aussi importante que les apports par la litière issue des parties aériennes. Cet apport est d'autant plus conséquent que la masse racinaire est développée. Le temps de résidence de la matière organique fraîche dans la rhizosphère dépend des communautés microbiennes qui la composent. Ainsi, les endomycorhizes à arbuscule (AMF) favorisent la décomposition des tissus végétaux morts en rendant le C plus labile alors que les ectomycorhizes (ECM) la retardent en mobilisant l'azote du sol, moins disponible pour les microorganismes décomposeurs. Les racines modifient le cycle du C du sol via la respiration racinaire qui représente près de la moitié de la respiration du sol et qui peut être augmentée par la teneur en N des sols et modulée en fonction des communautés mycorhiziennes (Bardgett et al., 2014). Ces interactions complexes sont aussi décrites par d'autres auteurs (Courty et al., 2015; Ganugi et al., 2019; Wipf et al., 2019).

Les pratiques de l'agriculture biologique sont susceptibles d'impacter ces traits racinaires par rapport à l'AC. Tout d'abord, les rotations et les variétés utilisées diffèrent généralement : par exemple, les cultures en mélange et les légumineuses qui sont plus courantes impliquent des traits spécifiques. La présence plus importante d'adventices est un facteur supplémentaire d'influence. Par ailleurs, la teneur en nutriments disponibles dans les sols, spécialement d'azote, est généralement plus faible, du fait d'apports moindres et d'apports (et réserves) sous forme organique. En outre, la diversité et l'abondance des communautés microbiennes tend à être plus importante. Or le développement des racines et les interactions avec les mycorhizes et les *Rhizobia* répondent à l'enrichissement en azote du sol mais aussi à d'autres paramètres comme la biodisponibilité du phosphore (positif pour la fixation symbiotique du diazote mais plutôt négatif pour la mycorhization). Les dynamiques de minéralisation de la matière organique répondent aux besoins de nutriments pour la photosynthèse (« priming effect ») par l'interaction entre les exsudats racinaires et les micro-organismes (Bardgett et al., 2014; Fontaine et al., 2024; Freschet et al., 2021).

A date, la question des traits racinaires en AB vis-à-vis de l'AC est peu traitée. Les travaux de Hirte et al. (2021, 2018) constituent une amorce sur l'enracinement en montrant l'effet de la culture en AB du blé et du maïs (ainsi que les apports des adventices), et en conséquence le potentiel d'apports de C. Quelques travaux portent sur la mycorhization. A notre connaissance, il n'existe pas d'étude explorant les différences dans les traits racinaires en AB par rapport à l'AC de façon plus globale. Par ailleurs, les variétés utilisées en AB, souvent issues de schémas de sélection de l'AC, ne sont pas explicitement sélectionnées sur la capacité de leurs racines à s'accommoder des contraintes induites par des systèmes à bas niveau d'intrants, mises à part certaines propriétés de résistance aux bioagresseurs. Pourtant, l'exploration des traits racinaires dans les cultures en AB pourrait permettre une meilleure compréhension des processus à l'interface sol (/microbiote) /plante, avec à la clef, une meilleure compréhension des fonctions et SES du sol et leur influence sur le rendement des cultures.

II.6.D. Effets des pesticides autorisés en AB

A date, très peu d'études distinguent les effets sur la biodiversité et le fonctionnement des sols des phytosanitaires utilisés en AB, par rapport aux effets de la protection des cultures en AC. Néanmoins, les niveaux de contamination des sols et leur utilisation en AB par rapport à l'AC par leur restriction en nombre, et en (éco-)toxicité, ainsi que les indicateurs de qualité biologiques des sols suggèrent que ces effets sont généralement moindres.

Néanmoins, dans la section II.3.C, nous avons vu que certaines substances actives autorisées en AB ne sont pas toutes sans conséquences sur les organismes du sol. Le spinosad présente généralement un risque faible pour la vie du sol mais affecte les communautés d'acariens. Avec l'azadirachtine, ils affectent également des insectes pollinisateurs qui accomplissent partie de leur cycle dans le sol (Gunstone et al., 2021). Le soufre s'avère toxique pour les vers de terre et les collemboles et pourrait affecter les arthropodes malgré une faible toxicité pour les micro-organismes et les plantes (EFSA et al., 2023). Toutefois, sur cette base, il n'est pas possible de conclure d'un effet des usages des pesticides de l'AB par rapport à ceux de l'AC. Par ailleurs, nous avons vu que le Cu n'est pas une problématique propre à l'AB : elle englobe les traitements antifongiques actuels et passés, principalement dans les cultures pérennes, au premier rang desquelles les vignes. Ses effets sur les organismes du sol sont cependant bien documentés et à présent l'AB utilise plus les composés de cuivre que l'AC.

L'accumulation de cuivre dans les sols peut affecter les communautés telluriques : l'ensemble des organismes, à différents niveaux trophiques peuvent être affectés, des bactéries aux vers de terre. Les teneurs excédentaires en cuivre ont des **effets néfastes sur la croissance et le développement de la plupart des plantes**, sur les **communautés microbiennes** (bactéries et champignons qui sont les piliers de la vie des sols) et **la faune des sols** (collemboles et effets sublétaux pour les vers de terre qui entrent en quiescence) mais aussi les acariens (ANSES, 2018; Gunstone et al., 2021). Les vers de terre se montrent particulièrement sensibles, tendant à accumuler le cuivre dans leurs tissus, ils évitent les sols contaminés (Ballabio et al., 2018). L'approche PICT a permis de montrer que les expositions chroniques à des concentrations semblables à celles rencontrées dans les sols peuvent affecter négativement les communautés microbiennes phototrophes et hétérotrophes impliquées dans la régulation des échanges gazeux, notamment sur l'activité nitrogénase des cyanobactéries et sur la respiration microbienne dans les sols. Les effets du cuivre sont toutefois très variables selon les propriétés du sol et le niveau de sensibilité des communautés microbiennes qui sont généralement adaptatives à ce toxique (Leenhardt et al., 2022a).

II.6.E. Décontamination des sols par la microflore indigène

La remédiation des sols contaminés par les PPP reste peu développée, faute d'obligation réglementaire ou de valeurs de contamination maximale clairement établies. Des dégradations abiotiques (hydrolyse, oxydation ou réduction, photolyse...) peuvent contribuer à la dégradation des PPP des sols. Néanmoins, le sol est le siège d'un métabolisme intense résultant notamment de son microbiote (bactéries, champignons mais aussi algues et protozoaires) qui contribue à l'essentiel des dégradations des PPP (Fenner et al., 2013). La rhizosphère est particulièrement active à l'interface sol-microorganismes-plantes et la phytoremédiation est une voie expérimentée. Les sols participent par ailleurs à l'immobilisation des PPP ou leurs produits de dégradation, essentiellement par la MO mais aussi par les argiles, oxydes et hydroxydes (Leenhardt et al., 2022a).

Certaines pratiques agricoles favorisent la décontamination par la microflore indigène :

- Les applications répétées de pesticides, tendent à générer une pression sélective sur les communautés microbiennes en faveur des plus adaptatives ou tolérantes, mais surtout de celles qui peuvent métaboliser les substances actives, qui trouvent dans les pesticides à la fois un avantage sélectif et une source de nutriments. Parmi les stratégies adaptatives, les pesticides peuvent aussi être empêchés de pénétrer les cellules. La résistance peut déjà être présente avant l'application du pesticide ou s'acquérir par mutation ou transfert de gènes. Cela a été vérifié pour de nombreux herbicides : 2,4-D, atrazine, sulcotrione, glyphosate (Thiour-Mauprivez et al., 2019), ou de façon

générale dans les approches Pollution-Induced Community Tolerance (ou PICT) (Leenhardt et al., 2022a) et illustre le pouvoir d'adaptation des sols vis-à-vis de la présence de ces pesticides : les pesticides déplacent les équilibres microbiens des sols en favorisant ceux qui les dégradent et favorisent ainsi la décontamination des sols vis-à-vis de ces PPP.

- ▶ Les apports de matières organiques (PRO, CIMS, mulchs...) peuvent réduire la disponibilité des PPP pour les micro-organismes les dégradant, ou au contraire, stimuler l'activité microbienne et, en conséquence, la dégradation des pesticides.
- ▶ Les interventions modifiant le pH des sols (chaulage mais aussi fertilisation) peuvent également influencer sur la disponibilité des substances actives et sur l'activité microbienne.
- ▶ Le labour et le travail du sol sont connus pour augmenter la dégradation des pesticides (oxydation, minéralisation...). Ils favorisent par ailleurs la dilution des pesticides dans les sols.

Il serait délicat de considérer un sol comme ayant une meilleure santé parce qu'il fournit un SES de dépollution ou détoxification plus performant du fait d'une pollution qui altère son biote pour résister à cette pression. On peut néanmoins supposer qu'un sol avec une plus grande diversité microbienne est plus résilient à ces pollutions et offre plus d'opportunités, grâce à un pool génétique plus varié, favorisant cette décontamination. Nous proposons dès lors d'appréhender le potentiel de détoxification ou décontamination par la biodiversité des sols, spécialement celle des micro-organismes.

EN RÉSUMÉ

La biodiversité des sols est importante, tant par la richesse des espèces qui la compose que par les fonctions écosystémiques que celles-ci assurent. Cette biodiversité est centrale dans la santé des sols, comme indicatrice et comme facteur déterminant de la qualité biologique mais aussi physique et chimique du sol. Le type de couverture végétale impacte la biodiversité des sols mais, en ce qui concerne les microorganismes, de façon moins marquée que les conditions pédoclimatiques au premier rang desquelles le pH, la texture des sols et la teneur en C organique. Ainsi, toute comparaison entre AB et AC, doit se faire à conditions pédoclimatiques équivalentes et pour une occupation équivalente.

En AB, les indicateurs de la biologie des sols sont améliorés dans 70 % des cas par rapport à l'AC, qu'ils concernent l'abondance ou la diversité ou les fonctions assurées par les organismes vivants et de façon nette pour les microorganismes. Les effets mesurés concernant les vers de terres et les arthropodes terrestres manquent de généralité. La fertilisation organique, les rotations longues et diversifiées et la forte réduction de l'usage des pesticides mises en œuvre en AB sont favorables à la biodiversité des sols, alors que le travail du sol, qui peut être plus intense pour lutter contre les adventices, lui est défavorable (Christel et al., 2021).

- ▶ La biomasse (avec en moyenne +41 % de C microbien, +51 % de N microbien et +59 % acides gras phospholipidiques totaux), la diversité et l'activité microbienne (activités déshydrogénase, protéase et uréase de +74 %, +84 % et +32 %) sont supérieures en AB par rapport à l'AC et témoignent d'une activation du cycle des nutriments. Cet effet bien que net pour les grandes cultures et les vergers, n'est toutefois pas significatif pour les prairies permanentes. Le N microbien dépend de la présence des légumineuses dans les rotations alors que le C microbien et l'activité déshydrogénase bénéficient des apports de PRO (Lori et al., 2017). Les CIMS contribuent également aux apports de MO fraîche qui favorise l'abondance du microbiote et la diversité de certaines guildes comme les mycorhizes. A l'inverse, la fertilisation minérale de l'AC favorise le microbiote pathogène et limite la capacité de solubilisation du P (Delitte et al., 2021). Les résidus de pesticides impactent la microflore et favorisent les communautés capables de les métaboliser. Ces résidus affectent par ailleurs négativement le cycle de l'azote, qu'il s'agisse de la fixation symbiotique de l'azote ou la nitrification (Walder et al., 2022). La mycorhization est généralement favorisée en AB probablement en lien avec l'absence d'intrants de synthèse (fertilisants et pesticides) et malgré l'effet adverse du travail du sol.
- ▶ Les effets de l'AB sur les populations lombriciennes manquent de généralité même s'il semble que les apports de PRO et l'incorporation des prairies dans les rotations leur soit favorable (Bai et al., 2018). Les nématodes sont plus abondants en AB, particulièrement les bactériophages (+53 %) mais sans effets sur leur diversité (Puissant et al., 2021). Les invertébrés sont de façon générale sensibles aux pesticides (70 % des couples substances active x invertébré, grand effet moyen de -30 ± 16 % sur l'abondance et la diversité), spécialement aux insecticides et aux fongicides (Beaumelle et al., 2023b; Gunstone et al., 2021). Les restrictions en AB bénéficient donc à ces populations malgré un effet notoire des fongicides cupriques.
- ▶ L'écologie des sols à travers les traits racinaires en AB est très peu documentée. Néanmoins un certain nombre d'éléments peuvent être soulignés: les traits racinaires sont susceptibles d'être impactés par les pratiques agronomiques de l'AB, par la dilution des nutriments dans les sols et leur apport sous forme d'engrais organiques qui les rendent moins disponibles et par l'activité microbienne plus intense qui modifie les interactions sol/plante. L'usage des pesticides en AC peut par ailleurs modifier les interactions de la plante avec les micro-organismes et comme dans le cas du glyphosate favoriser les

infections de pathogènes comme les *Fusarium* et à l'inverse pénaliser les symbioses à *Rhizobia* ou mycorhizes.

Dans les sols de vigne, qui combinent souvent une qualité agronomique inférieure et une forte intensité des pratiques agricoles (utilisation de phytosanitaires, travail du sol), les arthropodes et les populations microbiennes, notamment celles bénéfiques, profitent du mode de production bio alors que les populations microbiennes pathogènes sont moins présentes. A l'inverse, les lombriciens, probablement par l'effet d'un travail du sol accru (Karimi et al., 2020a), ou par l'impact des traitements au cuivre (Ballabio et al., 2018), sont pénalisés dans leur biomasse et leur abondance (Karimi et al., 2020a).

Ces impacts généralement positifs sur la santé des sols constituent une externalité positive de l'AB. L'amélioration de certaines fonctions écosystémiques (fixation et minéralisation de l'azote, nutrition améliorée par les mycorhizes, régulation des bioagresseurs...) qui s'apparentent à des services intrants, peuvent également constituer des externalités positives notamment par la substitution d'intrants associés à des risques écotoxiques.

La capacité des sols à détoxifier les substances actives des phytosanitaires est améliorée pour des usages répétés des phytosanitaires. Cependant elle repose en grande partie sur l'activité microbienne et dépend de sa diversité. Il est donc difficile de conclure sur un effet de l'AB sur cette fonction de dépollution.

II.7. Quel impact de l'AB sur l'eau ?

L'agrosystème lie intimement la régulation quantitative comme qualitative de l'eau via les sols. Les flux d'eau et de nutriments contribuent à la fois (1) à la nutrition des plantes cultivées et de la biodiversité associée et (2) à la régulation des flux d'eau et des transferts de polluants de l'eau verte (stockée dans les sols et la biomasse, et évapotranspirée) vers les masses d'eau dite bleue (eau qui transite rapidement dans les cours d'eau, les nappes phréatiques...). Ces SES de régulations bénéficient à la fois (1) aux producteurs en participant à l'élaboration du rendement en tant que facteurs de production, et aussi, (2) indirectement à la société, en se substituant à des intrants exogènes de synthèse et en réduisant les pollutions environnementales qui résulteraient de leur utilisation (Tibi and Therond, 2017a) ce qui constitue une externalité positive.

II.7.A. Dynamique de l'eau

Les propriétés des sols déterminent la taille du réservoir en eau utilisable par les plantes. Le partage entre infiltration et ruissellement, le drainage dépendent des propriétés physiques des sols et de leur état hydrique. Les précipitations, les dynamiques au sein du profil et du bassin versant, et les prélèvements par les plantes influent sur cet état hydrique.

La qualité chimique de l'eau du sol dépend de la chimie du sol, à travers le profil. L'eau ruisselant à sa surface va pouvoir se charger principalement en arrachant des particules de sol. La présence d'une couverture végétale et une bonne stabilité structurale diminuent ce processus d'érosion. En conséquence, la dynamique de l'eau sur et à travers le sol, par agrégation des contributions en nutriments, contaminants, particules en chaque point des bassins versants, contribue à la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines à leur exutoire.

II.7.A.1) Réserve utilisable des sols en AB

De façon simplificatrice, l'eau dans le sol peut être présente :

- ▶ (1) à la surface des particules de sols, sous forme hygroscopique, où elle n'est pratiquement pas disponible pour les plantes,
- ▶ (2) sous forme capillaire, c'est-à-dire dans les micro- (pores inférieurs à 5 µm) et mésopores (pores de 5-500 µm) et disponible pour les plantes,
- ▶ (3) comme eau gravitaire qui circule librement dans les macropores du sol et qui est peu disponible pour les plantes parce que drainée rapidement vers les nappes.

Il est possible de modéliser l'état hydrique des sols et leur réserve d'eau utilisable³⁶. Des modèles ne considérant que la texture des sols, permettent de modéliser la réserve utilisable en eau des sols de façon convenable (Román Dobarco et al., 2019). Cette modélisation est moins précise quand il s'agit de prairies où la teneur en MO et le tassement jouent sans doute un rôle plus important. Cela suggère que la réserve utile diffère peu entre des sols conduits en AB ou en AC à contexte pédoclimatique équivalent. Un taux de matière organique du sol plus important peut l'accroître, quoique de façon très limitée (Minasny and McBratney, 2018). Outre les propriétés intrinsèques du sol et les pratiques mises en œuvre, la réserve utile

³⁶ Au sens pédologique, c'est-à-dire le réservoir d'eau maximal du sol pour les plantes ou sa capacité de rétention capillaire et non la quantité d'eau présente dans un sol à un instant donné qui est la définition plus agronomique. Par ailleurs, la réserve utilisable considérée est indépendante des capacités de prélèvement des plantes.

des sols, au sens des agronomes, s'apprécie par la ressource mobilisable pour répondre aux besoins en eau des plantes mises en cultures, et le raisonnement des apports en fonction des rendements visés. Si la variabilité génétique intraspécifique peut-être un levier pour diminuer les besoins en eau ou augmenter la résistance à la sécheresse, le levier actuellement le plus influant est le choix des espèces cultivées en lien avec la prospection racinaire et les adaptations physiologiques (Blanco-Canqui et al., 2024).

La revue de Blanco-Canqui et al. (2024) concernant les propriétés physiques des sols recense 56 % d'études avec une meilleure disponibilité de l'eau pour les plantes en AB (un effet général de +4 à +45 %) et un effet jamais négatif dans les 44 % d'études restantes (qui ne montrent pas d'effet significatif). Cette augmentation est en lien avec la méso-porosité qui augmente de +7 % dans toutes les études la mesurant. Les paramètres qui semblent le plus impacter l'ensemble des qualités physiques des sols en AB sont le type d'amendements organiques apportés et la durée de leurs apports, sachant que dans la plupart des études de la revue, les sols étaient de texture équilibrée avec une fertilisation à base de fumiers sur une période supérieure à 10 ans : plus de variabilité des situations permettrait de rendre compte de façon plus fine de l'effet des pratiques en fonction du pédoclimat.

Les projets Eco-Serve et SoilClim ont montré que le potentiel de résistance à la sécheresse des cultures biologiques était amélioré grâce à la teneur en matière organique des sols et à la biodiversité microbiologique accrue comparativement à des systèmes conventionnels. La fourniture d'azote et la croissance des plantes en situation de stress hydrique est améliorée dans les parcelles conduite en AB sur le long terme (Lori et al., 2020; Mäder et al., 2020). Cependant l'AB offre une capacité limitée pour faire face aux sécheresses sévères dépassant un mois (Wittwer et al., 2023).

Un levier majeur de résilience vis-à-vis du stress hydrique est le recours à l'irrigation. Cependant, l'irrigation concurrence d'autres usages de l'eau et contribue à dégrader la qualité de la ressource eau. Les modes d'irrigations impactent la quantité d'eau prélevée et varient selon les cultures : des systèmes en goutte à goutte mis en œuvre pour le maraichage et l'arboriculture pour piloter finement l'irrigation aux systèmes par aspersion privilégiés pour les grandes cultures. Le pilotage est rendu plus difficile en grandes cultures par les surfaces et la logistique en jeu, et le retour sur investissement possible. Le recours à l'irrigation dégrade ainsi plus ou moins fortement le service de régulation de l'eau selon les cultures et constitue une externalité négative.

Aujourd'hui, il n'existe pas d'éléments pour juger des différences de recours à l'irrigation entre AB et AC concernant les fruits et légumes. Ces productions déploient en France l'irrigation sur plus de la moitié de leur SAU (62 % des surfaces légumières et 51 % des surfaces de vergers) selon le recensement agricole de 2020 (Agreste, 2022a). En Espagne et en Italie, d'où proviennent une grande partie des productions, les conditions méditerranéennes appellent à un recours encore plus systématique à l'irrigation.

Concernant les grandes cultures, la sole en AB diffère de celle de l'AC. Selon l'agence BIO, le maïs grain ne représente que 1,6 % de la SAU bio française en 2022 et le soja 2,0 % alors que pour l'ensemble de l'agriculture en 2021, 5,9 % de la SAU sont dédiés au maïs grain, et 0,7 % au soja (Agreste, 2022b). Le maïs consomme l'essentiel de l'eau d'irrigation et représente 32 % des surfaces irriguées françaises. Par ailleurs, 34 % des surfaces de maïs et 38 % des surfaces de soja sont irriguées (Agreste, 2022a). La plus faible prévalence du maïs en AB conduit à des prélèvements moindres pour les grandes cultures malgré la part accrue de soja dans la sole. Cependant, l'accès à l'irrigation oriente fortement la sole des exploitations bio vers la culture du soja. Le soja bio, essentiellement destinée à l'alimentation humaine, permet de dégager une forte valeur ajoutée. L'intérêt de sécuriser cette production justifie le recours à l'irrigation malgré les charges accrues. Cela est bien illustré dans le bassin Adour-Garonne. C'est le bassin avec la plus forte consommation d'eau d'irrigation en France, principalement à destination des grandes cultures, de maïs

pour l'essentiel. L'AB occupe 11 % de la SAU du bassin, avec 580 000 ha. Les exploitations engagées en AB cultivent 17 % des surfaces irriguées et 65 % des surfaces de soja bio du bassin (Martin et al., 2023). La conversion en bio ne semble pas ici présider à l'orientation vers des cultures moins irriguées ou vers une moindre irrigation. Elle semble plutôt mener vers un choix différent des cultures en fonction de l'accès ou non à l'irrigation. Des déterminants économiques, pourraient en outre conduire les exploitants irrigants vers l'AB.



II.7.A.2) Erosion : l'AB a-t-elle une influence ?

Un autre paramètre de l'hydraulique du sol dépend de sa macroporosité qui permet l'écoulement de l'eau. Elle est générée notamment par l'activité de la macrofaune, spécialement des vers de terre. Les végétaux vont aussi jouer sur cette porosité et sur le prélèvement d'eau par le jeu de l'évapotranspiration et de la prospection du système racinaire. Une meilleure infiltration de l'eau se traduit par une réduction de l'écoulement hortonien et donc une réduction des épisodes de ruissellement et d'érosion. Blanco-Canqui et al. (2024) indiquent que les sols conduits en AB ont une plus grande conductivité hydraulique : un effet positif de l'AB est constaté dans 55 % des études, avec un effet de +50 à +256 %.

En parallèle, les sols en bio semblent moins érodables grâce à une stabilité structurale en conditions humides majoritairement améliorée en AB, avec un effet positif dans 53 % des études pour lesquelles l'effet varie de +12 à +191 % (l'effet est négatif dans 18 % des études, le restant des études ne montrant pas d'effet), sans lien statistique avec la teneur en MO (la variabilité des données et des pratiques de travail du sol masquent probablement cet effet dans la revue selon les auteurs) (Blanco-Canqui et al., 2024). Bai et al. (2018) montrent également des effets généralement positifs de l'AB sur la stabilité structurale des sols en Europe et en Chine (effet moyen de +34 %, variant de -1% à +61 %), en lien avec les apports de PRO, la teneur en matière organique et l'abondance des populations lombriciennes supérieures mais avec peu d'impact des rotations. La couverture végétale protège également le sol contre l'érosion en atténuant l'érosivité de la pluie. Cela se vérifie lorsque des couverts intermédiaires multiservices (CIMS) ou des prairies sont implantés dans les périodes les plus critiques où la terre est susceptible d'être nue. Or, l'AB met plus souvent en œuvre des prairies et des CIMS (Barbieri et al., 2017). Ces leviers atténuent le risque d'érosion hydrique³⁷ et jouent sur les facteurs d'érosivité de la pluie, d'érodabilité du sol, de couverture du sol et de pratiques culturales. Or l'érosion est un facteur de perte de productivité des terres important parce qu'il concerne les premiers centimètres de sol, les plus riches en nutriments et matière organique, et parce qu'il peut s'avérer critique pour les cultures. L'érosion a par ailleurs des impacts sur la qualité des masses d'eaux en transférant à la fois des sédiments, de la matière organique et des nutriments qui perturbent les régimes hydrauliques et la qualité de l'eau de surface (Panagos et al., 2018). L'érosion est ainsi une externalité négative à plusieurs égards.

La cartographie européenne des pertes par érosion indique que les grandes cultures sont les plus contributrices aux pertes par érosion mais les cultures de vigne et d'olivier, très développées dans les zones pentues méditerranéennes, affichent les plus grosses pertes par unité de surface. En France, après les zones montagneuses et de piedmont, l'Occitanie et la zone non boisée de l'ancienne région Aquitaine sont les plus sensibles (Panagos et al., 2015b), une zone particulièrement concernée par l'agriculture biologique en France. Parmi les grandes cultures, les cultures sarclées d'été favorisent l'érosion, le maïs plus que le soja (Panagos et al., 2015a). Or ces cultures sont très implantées dans cette zone sensible du Sud-Ouest. Les vignes aussi y sont largement cultivées. Le facteur de couverture du sol est l'un des plus

³⁷ Celui-ci peut être modélisé par la Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).



impactant de l'équation de pertes par érosion. Pour quantifier le transport particulaire évité, il faudrait pouvoir comparer finement les pratiques mises en œuvre (y compris le travail du sol, la gestion des résidus de récolte, la gestion du bilan de fumure), les rotations y compris les CIMS, l'infiltrabilité et la stabilité structurale des sols dans la variété de situations pédoclimatiques existantes (y compris relief) pour apprécier au cours de l'année la contribution de l'AB à l'atténuation de l'érosion.

EN RÉSUMÉ

L'agriculture biologique montre un effet généralement bénéfique sur la qualité physique des sols et en conséquence des propriétés plus favorables en ce qui concerne la dynamique de l'eau dans l'agrosystème (Blanco-Canqui et al., 2024). Le levier principal pour assurer une gestion optimale de l'eau réside dans le choix des cultures et l'utilisation des CIMS qui améliorent la porosité et la prospection racinaire du sol. L'enrichissement en matière organique des sols, de façon variable selon la nature des matières apportées, et l'action de la biomasse édaphique sont également bénéfiques.

Avec une disponibilité de l'eau pour les plantes améliorée, l'AB améliore le potentiel de résistance face aux sécheresses par rapport à l'AC (Lori et al., 2020; Mäder et al., 2020) sans pour autant constituer une solution face aux sécheresses sévères. Si l'AB vise une sobriété dans l'utilisation des ressources dont l'eau, des déterminants socio-économiques et l'accès à l'irrigation influencent aussi les choix de cultures. Le choix des cultures implantées en bio prend évidemment en compte les facteurs économiques et les facteurs productifs ce qui explique l'importance de la culture de soja bio dans le bassin Adour-Garonne. Cependant la part bien moindre de maïs dans la sole bio suggère malgré tout un recours à l'irrigation inférieur en grandes cultures bio.

Peu d'études s'intéressent à la qualité physique des sols en AB. La stabilité structurale globalement améliorée (effet positif dans 53 % des études de +12 à +191 %), l'infiltrabilité souvent meilleure (effet positif sur la conductivité hydraulique à saturation dans 55 % des études de +50 à +256 %) (Blanco-Canqui et al., 2024) et la couverture des sols plus présente au cours de l'année en AB sont des facteurs atténuant le risque d'érosion pour les sols. L'impact réel de l'AB sur l'érosion n'a cependant pas été étudié.

II.7.B. Dynamiques des nutriments

La fourniture de nutriments minéraux du sol aux plantes qui conditionne la production et la productivité, est au cœur du service d'approvisionnement rendu par le sol à l'agriculture. Ces nutriments nourrissent également l'ensemble des organismes vivants du sol, de façon directe ou en alimentant les chaînes trophiques. A ce titre, ils contribuent au service support du cycle des nutriments. Parmi ces nutriments, deux sont particulièrement critiques pour la production primaire, l'azote et le phosphore qui pour les plantes ne sont disponibles que sous forme nitrate, ammonium ou phosphate. Le potassium n'étant pas à l'origine de dégradation des eaux, il n'est pas abordé ici.

Le phosphore et l'azote réactifs permettent la production primaire des écosystèmes quels qu'ils soient. Leurs transferts massifs du sol agricole contribuent à l'eutrophisation d'autres milieux, spécialement les eaux, mais aussi les forêts. L'eutrophisation revêt différentes formes. Dans les eaux, elle peut notamment aboutir à des blooms algaux qui asphyxient le milieu. Elle peut aussi favoriser le développement de cyanobactéries qui produisent des toxines avec pour corollaire des problèmes sanitaires pour les eaux de baignade ou l'aquaculture (Pinay et al., 2017). Plus directement, la présence de nitrate dans les eaux pour la boisson constitue un enjeu sanitaire sur la majorité du territoire français. Les transferts d'azote vers l'atmosphère engendrent des problèmes de pollution en produisant des radicaux libres et de l'ozone par exemple mais aussi des gaz à effet de serre comme le N_2O (voir le chapitre dédié au climat). Les transferts de nutriments peuvent être limités quand le sol permet de les retenir, d'épurer l'eau du sol ou d'éviter les émissions atmosphériques. La gestion des apports de fertilisants, constitue un traitement à la source de ces transferts.

Le cycle de l'azote des agrosystèmes est structurellement ouvert : les récoltes, la production agricole en général, soustraient de l'azote au sol, des pertes qui s'ajoutent aux pertes environnementales par lixiviation et par voie gazeuse. Il en va de même pour le phosphore, à la différence que l'essentiel des pertes environnementales se fait par érosion et ruissellement. Pour éviter l'appauvrissement du sol, il est donc nécessaire de lui restituer les nutriments exportés.

L'épandage des excréments humains et animaux, ou des résidus agricoles et agroalimentaires permet le bouclage du cycle des nutriments. Si l'AB incite à une fertilisation organique, il existe des freins réglementaires, logistiques et sanitaires à leur utilisation auxquels s'ajoutent des freins économiques par exemple liés à la transportabilité de ces matières qui sont exacerbés dans les territoires spécialisés (cf. section II.1.B.1). Du point de vue de l'agrosystème, il convient de distinguer (1) le recyclage sur une parcelle, une ferme, ou à l'échelon local qui fait place à une réelle circularité des nutriments, (2) des apports unidirectionnels de nutriments, parfois sur de longues distances. Ces apports peuvent être soit directs via des fertilisants, soit plus indirects par le biais des aliments importés pour l'alimentation humaine et animale. Ces apports unidirectionnels peuvent être assimilés à un transfert de fertilité chimique des sols. Cependant, dans un système bio où une partie de ces excréments ne sont pas restitués du fait des contraintes réglementaires, le recours à des effluents ou PRO exogènes compense ce bouclage imparfait.

Dans la section II.1.B.1, nous avons vu que le raisonnement de l'apport des PRO en AB reste à parfaire et qu'il est contraint par l'offre sur les marchés locaux. De plus, les dynamiques de minéralisation au champ qui dépendent des conditions pédoclimatiques et du microbiome sont importantes à considérer. Certaines parcelles bio sont en carence et de façon générale l'azote et le phosphore réactifs disponibles peuvent être limitants ou tendre à s'amenuiser (Cooper et al., 2018; Lepeule et al., 2023; Reimer et al., 2023).

L'origine et la mobilité du phosphore et de l'azote dans le sol en AB étant différentes, leurs transferts vers les eaux seront traités séparément.

II.7.B.1) Cas de l'azote

Moins d'apports d'azote et une moindre contamination des eaux par les nitrates en AB

Outre les apports de PRO, les rotations culturales incluant des légumineuses constituent un moyen alternatif de fournir de l'azote aux plantes cultivées, grâce à la fixation symbiotique, que ces légumineuses soient cultivées pures, en mélange, en inter-rang, ou en engrais vert sur une même parcelle. L'AB recourt largement à la fixation symbiotique du diazote (Barbieri et al., 2017; Reimer et al., 2023; Walder et al., 2023). Par exemple, dans les fermes bio implantées dans le bassin céréalier de la Seine la fixation symbiotique apporte 71 % de l'azote aux cultures (Anglade et al., 2015) alors qu'en moyenne, au niveau européen, Reimer et al. (2023) estiment que la moitié des apports azotés des cultures bio proviennent des légumineuses. L'essai DOK du FiBL inclut dans les rotations des prairies pluriannuelles d'herbe et trèfle (contributrices à 75 % de la fixation symbiotique à l'échelle de la rotation), des engrais verts ainsi que depuis les années 2000 du soja. La fixation symbiotique, quantifiée selon des essais de marquage isotopique *in situ*, est le principal contributeur aux apports d'azote en systèmes bio, quel que soit le niveau de fertilisation : la moitié des apports d'azote au système en cas d'apports de PRO³⁸ correspondant à un chargement de 1,4 UGB/ha et 61 % pour un chargement équivalent à 0,7 UGB/ha. Cette fixation peut être diminuée en l'absence de fertilisation en AB du fait de carences en P et K s'instaurent, ainsi qu'en AC où les teneurs en nitrate interfèrent (Oberson et al., 2024).

Une autre voie d'apport d'azote dans les agrosystèmes, majoritaire en AC et totalement proscrite en AB, repose sur la synthèse Haber-Bosch qui permet des apports d'ammonium ou de nitrate. Elle représente 71 % des apports de fertilisants azotés (ANPEA, 2022). Ce procédé a permis l'intensification et la spécialisation territoriale des productions agricoles en accélérant la cascade de l'azote. Cette synthèse requiert beaucoup d'énergie : 1 tonne équivalent pétrole est utilisée pour fabriquer une tonne d'engrais azoté. Les apports d'azote biodisponible ainsi facilités ont aussi favorisé les pertes environnementales (Billen et al., 2013). Une part de l'azote peut par ailleurs être préservée dans la matière organique du sol ou au contraire être minéralisée. Dans l'essai DOK, la minéralisation contribue à fournir 10 kg N/ha/an aux plantes dans les systèmes bio apportant une fertilisation organique équivalente à 0,7 UGB/ha alors que, pour 1,4 UGB/ha, le compostage des fumiers favorise l'accrétion de l'azote organique du sol (+9,3 kg N/ha/an avec du compost au lieu de +1,2 kg N/ha/an en AB avec du fumier mûr) et limite par ce biais les pertes liées aux excédents. À bas intrants, les systèmes en AB ont des surplus d'azote négligeables. A niveau de chargement en bétail moyen suisse, un surplus de 14 à 23 kg N/ha/an est constaté en AB. Pour les systèmes en AC, les surplus varient de 7 à 47 kg N/ha/an selon le niveau de fertilisation principalement et avec des prélèvements par les cultures accrus par rapport à l'AB mais une diminution de l'azote organique des sols (Oberson et al., 2024).

Les surplus d'azote tendent à se perdre essentiellement vers les masses d'eau par lixiviation, une part plus faible se volatilise sous différentes formes vers l'atmosphère. Ces pertes par volatilisation se produisent aussi pour des apports sous forme de PRO (Billen et al., 2024; Houot et al., 2014a). Dans la configuration actuelle de l'agriculture européenne, les pertes représentent pour la volatilisation d'ammoniac et d'oxyde nitreux environ 20 % des apports de N alors que la lixiviation de nitrate (NO₃) équivaut à 30 à 40 %

³⁸ Les niveaux d'apports de PRO dans l'essai DOK sont établis sur la base d'un chargement moyen suisse à 1,4 UGB/ha, de même ordre que les chargements moyens observés en système mixte bio en Allemagne, mais plus élevé que celui mis en œuvre dans des essais sur des systèmes mixtes laitiers bio allemands et danois. En revanche, les niveaux de fertilisation en AC se basent sur les recommandations suisses qui sont plus strictes que dans l'UE. Ainsi, les écarts observés entre AB et AC dans cet essai sont plus faibles que ceux attendus dans l'Union européenne.

de ces apports. La lixiviation concerne 70 % des pertes d'azote (Billen et al., 2024). La valeur maximale de ce surplus pour protéger l'eau et l'air varie largement selon les régions du monde. A l'échelle planétaire Billen et al. (2013) estiment cette valeur maximale à 60 Tg N/an, à comparer à la valeur actuelle de près de 130 Tg N/an.

Il convient de noter que si la teneur en azote des différents PRO apporte de l'incertitude dans les calculs de bilans, la fixation symbiotique est encore plus difficile à quantifier (Anglade et al., 2015; Barbieri et al., 2023). L'estimation de l'azote exporté par la production des prairies est également peu précise à date, d'autant plus quand ces prairies sont pâturées et reçoivent des excréta (Billen et al., 2024).

A l'échelle des systèmes de production

- ▶ Dans les bassins versants spécialisés dans les **grandes cultures**, les apports de fertilisants azotés de synthèse de l'AC sont les premiers contributeurs aux excédents azotés. Par ailleurs, les mécanismes naturels de dénitrification des eaux génèrent des émissions d'oxyde nitreux, un puissant gaz à effet de serre (*voir le chapitre dédié au climat*). Cependant ces processus ne suffisent pas à rétablir une qualité de l'eau satisfaisante et la dénitrification ne peut pas constituer le levier principal de régulation des surplus azotés de l'hydrosystème (Billen et al., 2013).
 - Les niveaux de surplus sont considérables en AC malgré les différents leviers utilisés pour y pallier (Chen et al., 2023) et ne permettent pas d'atteindre les critères de potabilité de l'eau vis-à-vis de l'azote.
 - La mise en place des couverts intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) constitue une parade contre les fuites hivernales grâce au prélèvement par les plantes et, dans une moindre mesure, par l'enrichissement en matière organique du sol. Or Barbieri et al. (2017) indiquent qu'en moyenne l'AB implante 2,4 fois plus de CIPAN que l'AC.
 - Plus un sol est fertilisé, plus d'azote est exporté vers les cultures, mais les pertes environnementales augmentent davantage (Billen et al., 2013). En conséquence, le premier levier pour augmenter l'efficacité de l'azote (c'est-à-dire l'azote prélevé par les plantes sur l'azote disponible) est la réduction des objectifs de rendement agricole. Or c'est généralement la stratégie de l'AB. L'abaissement des objectifs de rendement permet par ailleurs de minimiser les pertes imputables à un événement ayant grevé le potentiel de rendement, comme une sécheresse (Anglade et al., 2015).
 - Rappelons cependant (cf. section II.1.B.1) qu'une partie des fermes en bio, faute d'accès aux PRO ou ne déployant pas assez les légumineuses, ont un bilan déficitaire ou déséquilibré en éléments nutritifs occasionnant un risque de perte de fertilité à terme ou limitant l'efficacité de l'azote (Cooper et al., 2018; Möller, 2018; Reimer et al., 2020).
- ▶ Les **systèmes herbagers** peuvent retenir une fraction importante des excédents d'azote sous forme organique. Cette rétention doit être intégrée au raisonnement des fumures, l'accroissement du stock d'azote organique du sol favorisant la minéralisation de la matière organique et à terme la lixiviation de nitrate (Anglade et al., 2015; Billen et al., 2013). En ce qui concerne le bénéfice vis-à-vis de l'AC pour les systèmes herbagers, les différences de pratiques de l'AB sont peu marquées (Hansen et al., 2019). Le nécessaire lien au sol de l'élevage en AB limite les transferts de fertilité par l'aliment du bétail importé (i.e. sans circularité), qui constitue un apport azoté au système. Cet impact de l'AB sera plus marqué en comparaison à des élevages de ruminants ou de monogastriques intensifs.
- ▶ En **maraichage et arboriculture**, la fertilisation est raisonnée avant tout sur l'azote (Möller, 2018). Elle s'appuie principalement sur la fixation symbiotique et l'apport de fertilisants organiques qui libèrent lentement l'azote. Les besoins en azote et potassium étant élevés, les apports peuvent être conséquents. Les niveaux d'apport et la difficulté à piloter la libération du nitrate avec des engrais organiques stables (fumiers, composts), sont susceptibles d'engendrer des pertes d'azote à la suite

des épandages de PRO. Cette stratégie de fertilisation appelle à une reconception des rotations, et, des usages et choix des PRO pour rééquilibrer les apports et limiter les pertes.

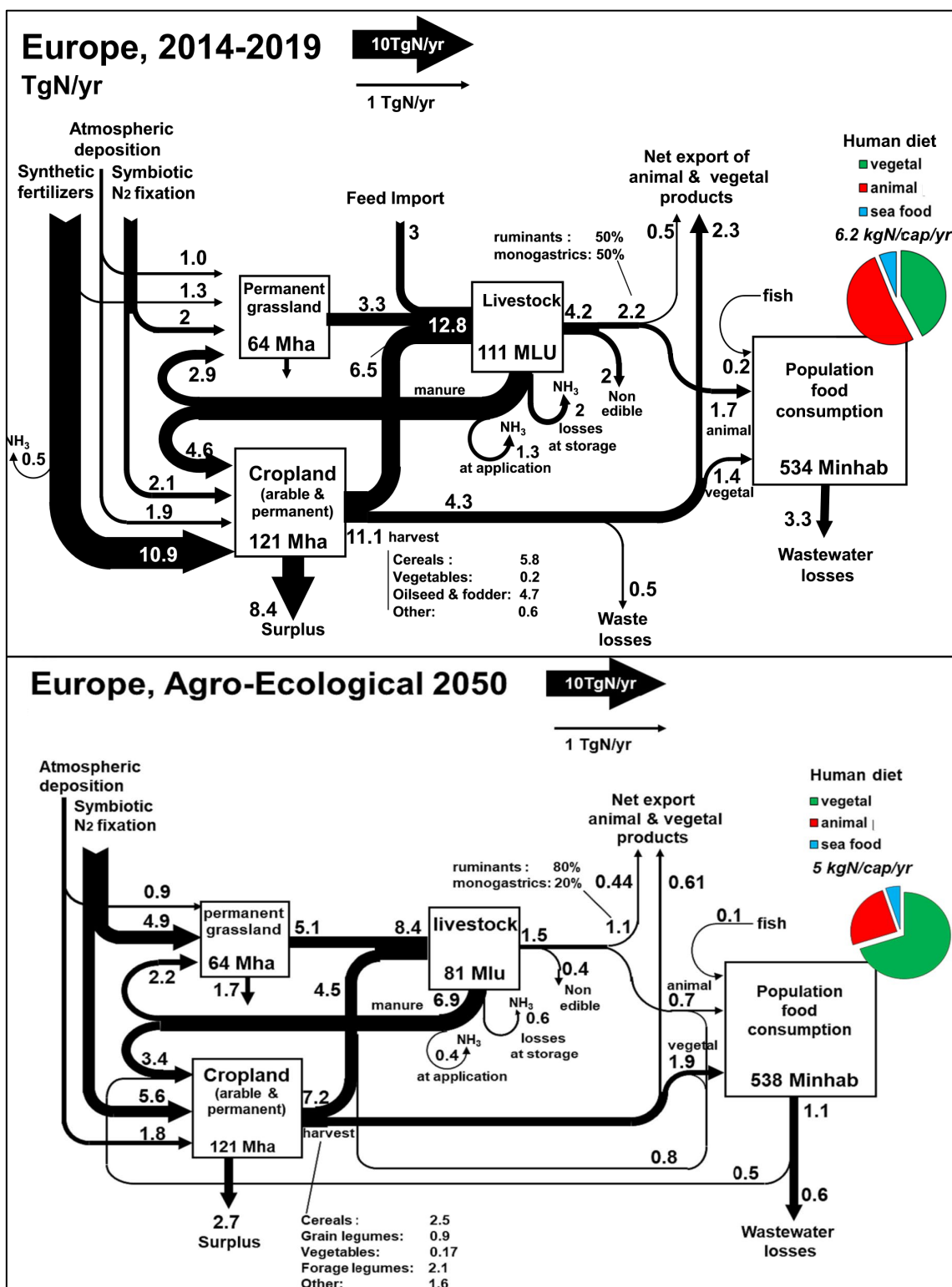


Figure 26. Représentation agrégée des flux d'azote dans le système agro-alimentaire européen (a) pour la période 2014-2019 (b) pour le scénario agroécologique à horizon 2050. (Source Billen et al., 2024)

Somme des flux des 127 unités géographiques NUTS 1. Les surplus sont calculés comme la différence entre les apports de N de l'application des fertilisants à la récolte et les exports par la récolte. Ils peuvent renvoyer aux pertes par lixiviation, par dénitrification ainsi qu'à l'accroissement du N organique des sols.

A l'échelle continentale : une modélisation des changements d'échelle de l'AB

En raisonnant au niveau européen sans changement d'affectation des terres, la modélisation des flux d'azote par la méthode GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems) de Billen et al. (2024) suggère qu'à horizon 2050, l'application de la stratégie Farm to Fork (dont 25 % de la SAU en AB) permettrait d'accroître légèrement l'efficacité de l'azote et de réduire la dépendance aux importations de fertilisants de synthèse avec à la clef une baisse de 30 % des pertes environnementales par rapport à la situation actuelle. Le niveau de pertes serait toutefois insatisfaisant pour recouvrer la qualité des eaux. Plus radical, le scénario agroécologique implique la généralisation de l'AB, donc le bannissement des fertilisants azotés de synthèse ; des rotations incluant des légumineuses ; une déspecialisation des territoires pour permettre une meilleure complémentarité entre productions animales et végétales, et une baisse des productions animales³⁹. Cette transition vers l'agroécologie permettrait de renoncer aux importations d'azote, tout en maintenant l'exportation de denrées, et surtout, elle diviserait par plus de deux les pertes environnementales (-60 % de pertes) (voir Figure 26) conformément aux engagements de la déclaration onusienne de Colombo en 2019 réitérée dans divers textes du Pacte Vert européen (Stratégie pour la Biodiversité, Farm to Fork, Plan d'action Zéro Pollution) (Billen et al., 2024).

Cet ordre de grandeur pour l'abattement des fuites de nitrate permis par l'AB est cohérent avec les observations de terrain : -40 % dans la revue de Sanders et Heß (2019), -30 % dans l'essai en grandes cultures de Benoit et al. (2015), la modélisation basée sur une enquête d'agriculteurs d'Anglade et al. (2015) ou une réduction des pertes de nitrate de 23 % en AB dans un réseau de fermes du bassin de la Seine malgré des niveaux de prélèvement d'azote similaires à ceux en AC (Benoit et al., 2016). La reconfiguration spatiale du système de production agricole vers une production désintensifiée, alignée avec les principes de l'AB, montre que la configuration la plus pertinente pour gérer les excédents d'azote et les fuites vers les masses d'eau de nitrate combine le bannissement des engrais de synthèse au profit de la fixation symbiotique, le lien au sol pour les productions animales et la meilleure circularité des nutriments. Elle suppose un tout autre schéma des flux d'azote par rapport à l'AC. En outre, les pertes par volatilisation d'ammoniac et la dénitrification (divisées par 2) sont aussi limitées (Anglade et al., 2015; Billen et al., 2024).

A la parcelle

Cependant, la variabilité des pratiques en AB ne permet pas de conclure à une moindre lixiviation en toutes circonstances. Les facteurs pédoclimatiques (précipitations, type de sol, infiltration, température), les pratiques agricoles (quantité et nature des fertilisants, contribution de la fixation symbiotique aux intrants d'azote, rotations dont choix des cultures et des CIMS s'ils sont implantés, successions culturales...) et les niveaux de rendements atteints sont variables et peuvent interagir. La diversité des fertilisants organiques utilisés, leur rapidité de minéralisation et la part de la fixation symbiotique dans le pilotage de l'azote sont particulièrement différenciants. Par exemple, un épandage de vinasses ou de fientes de volailles à l'automne est associé à un risque important de lixiviation (Anglade et al., 2015).

Comme évoqué dans la section II.2 dédiée aux rotations, l'AB avec plus de CIPAN, plus de cultures fourragères et plus de cultures en mélange avec des légumineuses, associées à une meilleure efficacité de l'azote (Rodriguez et al., 2020) et, plus de légumineuses (Barbieri et al., 2017) possède des atouts pour limiter les pertes de nitrate.. Pour les légumineuses, si la lixiviation durant la culture est très faible, la restitution des résidus ou le retournement des cultures intermédiaires peut induire une minéralisation

³⁹ Cette baisse des productions animales est à distinguer d'un changement de régime. Pour un même régime, les importations d'aliment du bétail sont abandonnées, celles des produits animaux augmentent (la balance commerciale devient négative), contrairement au scénario de transition vers un régime avec moins de produits animaux où les exportations de produits végétaux sont divisées par 2.

non négligeable et qui peut s'étendre sur plusieurs années (Benoit et al., 2015; Hansen et al., 2019). Le possible déphasage entre besoins des plantes et minéralisation de l'azote contenu dans la matière organique (PRO, résidus de récolte, prairies retournées et même adventices arrachées) peut causer des épisodes intenses de lixiviation de nitrate. Cela explique, malgré un constat général d'une moindre lixiviation de nitrate par unité de surface en AB, que certains auteurs ont pu observer l'inverse à l'échelle des parcelles (Anglade et al., 2015; Hansen et al., 2019). A noter, en AB comme en AC, de façon globale, les systèmes mixtes (culture-élevage) pourraient avoir une meilleure efficacité de l'azote, moins de lixiviation, en contradiction avec le risque de déphasage entre le besoin des plantes et la minéralisation des PRO. La culture de prairies temporaires mais aussi de fourrages de légumineuses qui incorporent plus d'azote que les céréales expliquent ces tendances (Anglade et al., 2015).

Ramené à l'unité d'azote exportée par les récoltes, l'effet bio est moins flagrant, pouvant être positif (comme dans l'essai en grandes cultures de Benoit et al. (2015) avec -9 %) à négatif (Anglade et al., 2015). En moyenne, la lixiviation par unité d'azote récoltée est équivalente en AB et en AC (Hansen et al., 2019). Ramener à l'unité de produit permet de mettre en évidence l'antagonisme entre le SES d'approvisionnement du sol et celui de régulation de la qualité des eaux vis-à-vis des éléments nutritifs. En revanche, les effets liés à la production sur la pollution des eaux ne sauraient s'apprécier par unité produite mais bien via les bilans, dans les eaux sous-racinaires, ou, aux exutoires des bassins versants. Ils devraient donc être rattachés aux surfaces pour caractériser les impacts sur la qualité de l'eau des modes de production. Cela plaide pour une évaluation multicritères de la durabilité environnementale des productions agricoles combinant différentes approches et modèles pour aboutir à des conclusions cohérentes avec les constats de terrain (Bergez et al., 2022; van der Werf et al., 2020).

Des mécanismes biologiques de régulation de nitrate dans le sol en AB

En agriculture biologique, la fourniture d'azote aux plantes repose sur des mécanismes biologiques que ce soit pour la fixation symbiotique ou la dégradation des matières organiques. Elle lie ainsi intimement les cycles de l'azote et du carbone (Figure 27) qui imposent les cinétiques de mise à disposition de l'azote pour les plantes. La minéralisation repose sur l'activité biologique des sols, notamment microbiologique. Les plantes participent à un mécanisme d'offre-demande de nutriments et molécules carbonées et peuvent contribuer à amener à une plus grande disponibilité des nutriments (Fontaine et al., 2024). Du fait des apports de matières organiques (PRO, résidus de récoltes, CIMS, retournements de prairies...), la biomasse microbienne, son activité enzymatique et sa biodiversité sont plus développées en AB, par rapport à des systèmes en AC qui apportent peu d'azote organique (Hansen et al., 2019; Lori et al., 2017) (cf. section III.3). Les activités protéase et uréase et l'azote microbien sont à ce titre capitaux (Figure 27).

- ▶ Les processus de minéralisation peuvent s'échelonner sur plusieurs années, en fonction du ratio C/N, de la teneur en azote et de la labilité du C des PRO ou des résidus de culture. En effet, si 30 à 80 % de l'azote des fientes ou lisiers de volailles est minéralisé au cours des premiers mois (Levasseur et al., 2019), la minéralisation de l'azote issu de la MO restante est plus lente. Elle se poursuit jusqu'à 5 ans après épandage pour les lisiers et fumiers de porc et volaille. Pour des PRO à la MO plus stable, comme les fumiers pailleux de bovins la minéralisation s'étend jusqu'à plus de 10 à 20 ans (Hansen et al., 2019), et seuls 5 à 10 % sont minéralisés la première année (Levasseur et al., 2019). Les apports de matières organiques permettent ainsi un certain stockage de l'azote dans le sol. Dans tous les cas, la période d'apport des PRO doit limiter la lixiviation en tenant compte de la cinétique de minéralisation de l'azote et des périodes drainantes.
- ▶ Les couverts intermédiaires et les prairies temporaires favorisent et accélèrent la minéralisation de l'azote en lien avec l'azote microbien et l'activité enzymatique qui en découle. De façon plus large, les

successions culturales par la teneur en N des tissus végétaux restitués influent sur la minéralisation et la phyto-disponibilité de l'azote. A noter, pendant les cycles culturaux, et entre les cultures, les niveaux de nitrate dans les sols en AB sont généralement bas, exception faite des retournements des cultures riches en légumineuses (Figure 28). Cet effet peut se poursuivre jusqu'à 1 an après le retournement dans le cas de prairies temporaires (Hansen et al., 2019).

- Le niveau d'apport des fertilisants organiques qui impacte les teneurs totales et microbiennes en C et N du sol, induisent des modifications dans les communautés microbiennes. Ainsi, des apports plus faibles augmentent la diversité spécifique des communautés et sélectionnent celles qui sont oligotrophes, à priori plus à même d'extraire les nutriments dans un environnement appauvri en azote (Delitte et al., 2021; Lori et al., 2023). Des apports d'azote importants nuisent également à la biodisponibilité du P en affectant les communautés permettant la solubilisation du P ou sa minéralisation (Delitte et al., 2021).

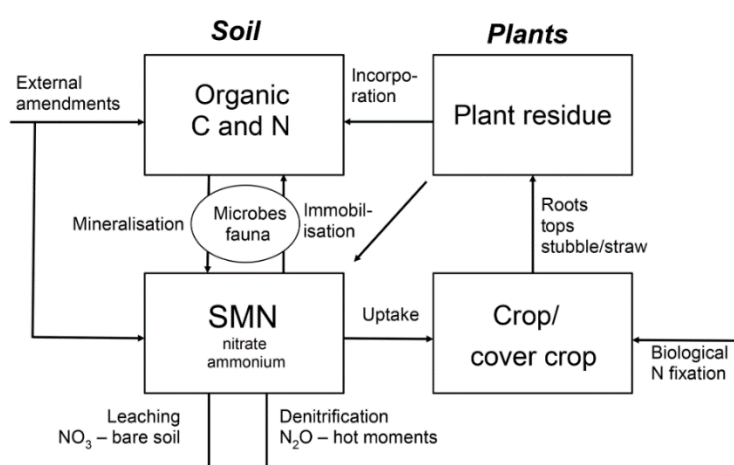


Figure 27. Les principes de la dynamique de l'azote dans les rotations de l'AB (Source Hansen et al., 2019)

Pour les cultures de légumineuses grain, le risque de lixiviation après restitution des résidus de récolte augmente quand les légumineuses sont cultivées sans être mélangées, par exemple, à des céréales ou sans couverts intermédiaires, et aussi en cas d'abandon de la culture (Hansen et al., 2019).

Les rotations en AB diffèrent généralement de celles de l'AC (cf. section II.2.B) avec moins de céréales à paille ce qui pourrait augmenter la part de sols nus⁴⁰ en période drainante (Hansen et al., 2019). L'implantation de CIMS de prairies de façon générale est particulièrement pertinente et efficace pour limiter les risques de lixiviation du nitrate.

⁴⁰ A noter, les sols nus en AB sont rarement complètement exempts de végétation, les adventices éliminées de façon mécanique pouvant soit germer soit repousser rapidement après.

Indicateur	Systèmes arables en AB	Systèmes arables AC
Principale source d'azote du sol	Minéralisation des résidus de récolte et MO du sol	Fertilisants de synthèse
Part de la fixation symbiotique dans les apports d'azote	Elevée	Faible
Taille du pool azoté potentiellement minéralisable	Généralement élevée	Généralement moyenne
Teneur en azote microbien	Elevée	Basse
Libération de l'azote du sol	Lente et plus continue	Rapide avec des pics clairs
Concentration en azote durant la culture	Généralement basse	Généralement élevée
Concentration en azote durant la période sans culture	Généralement basse, haute seulement après une culture riche en légumineuses	Généralement élevée

Figure 28. Déterminants de l'azote du sol dans les systèmes arables en AB et en AC (D'après Hansen et al., 2019)

L'effet du travail du sol semble tour à tour favoriser la minéralisation ou au contraire l'immobilisation (par enfouissement, brassage) de l'azote organique en fonction de la nature de la matière organique et du climat. L'objectif de garder les sols couverts le plus longtemps possible pour limiter la lixiviation peut s'opposer à la nécessité de recourir au travail du sol pour contenir les adventices (Hansen et al., 2019).

La lixiviation du nitrate suppose leur présence dans le sol et la circulation d'une lame d'eau drainante. Ce drainage dépend avant tout des précipitations, de la structure et de la texture des sols mais aussi de la prospection racinaire. Tout incident cultural ayant limité le développement des racines, par exemple des attaques de bioagresseurs, des incidents de levée, pourra favoriser la lixiviation du nitrate. A fortiori, un sol nu maximise le drainage et exclut tout prélèvement de nitrate par les plantes. L'état hydrique du sol au fil des saisons affecte également la minéralisation de l'azote. Ainsi, la qualité d'enracinement des cultures module le risque de lixiviation au cours de l'année (Hansen et al., 2019; Vedere et al., 2022).

II.7.B.2) Cas du phosphore

Une lente diminution des stocks issus d'excédents hérités et des situations contrastées

En ce qui concerne le phosphore, le recyclage des nutriments via les PRO est la voie privilégiée de fertilisation en AB. Les apports de phosphate minier sans recours aux extractions acides qui sont proscrites en bio⁴¹, livrent des formes peu disponibles pour les plantes au-dessus d'un pH de 6 (Cooper et al., 2018). De ce fait et parce que leur extraction affecte une ressource limitée et questionne d'un point de vue environnemental, ces phosphates naturels ne sont pas employés en bio (Véricel and Demay, 2023).

Une différence majeure entre l'azote et le phosphore réside dans sa mobilité dans le sol : pas de pertes gazeuses de P et quasiment pas de transfert vertical du fait de son incorporation dans la matière organique, ou de l'adsorption des phosphates via des liaisons fortes avec la phase solide des sols (argiles, oxydes de fer et aluminium, carbonates ou matières organiques). L'altération de la roche mère ne libère

⁴¹ Le règlement UE 2018/848 indique que seuls les engrais faiblement solubles sont tolérés et le règlement d'exécution 2021/1165 précise les phosphates autorisés (phosphate naturel tendre obtenus par mouture de phosphates minéraux, phosphate alumino-calcique, scories de déphosphoration et depuis 2023 seulement la struvite et les sels de phosphate précipités).

que très lentement du P. Le phosphore dans le sol est peu mobile et peu disponible pour les plantes (entre 5 et 10 % du stock seulement sont aisément disponibles).

Au début des années 1970, la fertilisation phosphatée a atteint des niveaux très élevés avec des excédents de l'ordre de 40 à 50 kg de P par hectare et par an. Les chocs pétroliers ont amorcé un déclin, appuyé plus tard par des mesures environnementales, notamment dans les années 2000 par la Directive européenne Cadre sur l'Eau. A cette date, la balance du P agricole est devenue négative hormis dans les zones d'élevage intensif (Le Noë et al., 2020). Au niveau planétaire, l'importance du commerce international des grains qui est pour moitié dédié à l'alimentation du bétail, équivaut pour le P au transfert de plus du quart des volumes d'engrais miniers. Il contribue à un transfert de fertilité massif d'Amérique latine vers l'Europe et l'Asie (Nesme et al., 2018). En Bretagne, ces flux d'aliments induisent des bilans de P positifs pour les prairies permanentes comme pour les terres arables et ont ainsi contribué à 6 % du stock de P des sols (Le Noë et al., 2020).

Le P étant peu mobile, les pratiques passées ont constitué un héritage pour les terres arables françaises qui présentent +24 % de P par rapport à la période préindustrielle. Le stock est constitué en moyenne pour tiers des excédents de fertilisation du passé. Pour les prairies permanentes, le minage du sol induit par une fertilisation très faible et des transferts de fertilité (exportations de foin non compensées par des épandages) jusqu'aux années 1960, a en revanche conduit à une perte en phosphore de l'ordre de 8 % (Le Noë et al., 2020).

La quasi-totalité des terres cultivées en bio en France, converties après les années 2000 (seulement 13 % des surfaces ont été converties avant), **beneficient de cet héritage de phosphore**. Par la nécessité de lien au sol pour nourrir les animaux et le recours pratiquement nul à la fertilisation minérale au profit des effluents d'élevage⁴², les terres cultivées en bio s'approchent des scénarios modélisés par Le Noë et al. (2020) **où la fertilisation minérale phosphatée est abandonnée** avec ou sans reconfiguration du système agricole et alimentaire. Dans le cas d'une reconfiguration, l'hypothèse est faite d'une réduction de moitié des consommations de produits animaux, d'une reconnexion territoriale entre élevage et grandes cultures et d'une autonomie dans l'alimentation des animaux. Sans reconfiguration, pour éviter une chute des rendements (basés sur les rendements de l'AC), une fertilisation ne deviendrait en moyenne nécessaire qu'à partir de 2075, et entre 2030 et 2065 pour les zones spécialisées de grandes cultures. Avec reconfiguration, une meilleure circularité des nutriments, mobilisant en outre les excréta humains, permettrait un maintien de la teneur en P au-dessus des seuils préconisés pour fertiliser.

Dans une revue couvrant plus de 15 000 fermes bio en Europe, Cooper et al. (2018) ont analysé le phosphore biodisponible⁴³ dans les sols à l'échelle de la ferme entière ou de la parcelle.

- Les données à l'échelle des fermes concernaient essentiellement des élevages norvégiens mettant en jeu peu de grandes cultures. Leurs sols n'indiquaient pas de déficit en P extractible, la plupart ayant un statut au moins moyen. Dans les systèmes mixtes, des déficits légers dans le budget de P peuvent être compensés par des apports minimes de fertilisants ou d'aliment du bétail. Pour les fermes essentiellement tournées vers l'élevage, les exports de P sont minimes, les imports par l'aliment du bétail, la supplémentation des troupeaux, peuvent largement les dépasser, d'autant plus que le passage par le tractus digestif des animaux, acide, renforce la biodisponibilité du phosphore.

⁴² *excluant les élevages industriels (cf. section II.1.A.1)*

⁴³ *Le phosphore biodisponible est appréhendé ici selon les recommandations nationales pour guider la fertilisation phosphatée, d'une part pour la méthode de dosage du P disponible et d'autre part pour le statut nutritif défini selon 5 classes (très bas, bas, moyen, élevé et très élevé).*

Cependant, **le déficit peut se creuser dans les fermes converties de longue date** (Cooper et al., 2018).

- ▶ Les analyses à l'échelle des parcelles dominées par des données d'Allemagne et d'Autriche, deux pays caractérisés par des systèmes bio spécialisés et une interprétation stricte de l'exclusion des effluents de fermes industrielles en bio, indiquaient un statut **en phosphore disponible bas par rapport aux recommandations nationales pour 40 % des parcelles de grandes cultures et prairies permanentes**. Les fermes sans animaux et implantées dans des bassins de grandes cultures sont particulièrement concernées. A l'inverse, les systèmes horticoles ne présentaient pas de déficit, et les teneurs en phosphore extractible des sols pouvait même être en très élevé (Cooper et al., 2018). Pour Möller (2018), la fertilisation des fruits et légumes bio est raisonnée avant tout sur l'azote. Cette stratégie de fertilisation nécessiterait une reconception pour rééquilibrer les apports de nutriments dans ces systèmes de cultures aux besoins élevés en N et K parce que les PRO actuellement mis en œuvre conduisent à une accumulation du P.

Les **mesures de P extractible**⁴⁴ sous-estiment la ressource de P biodisponible en **prenant mal en compte le pool de P de la matière organique** rendu disponible par minéralisation. Or, ce pool peut être plus conséquent en AB où les apports répétés d'effluents et de composts peuvent accumuler du P organique, particulièrement sous forme de P microbien, quand bien même l'essentiel du P que ces fertilisants organiques apporte est sous forme minérale. L'essai DOK du FiBL montre que la dynamique de minéralisation/recomposition de ce P organique permet une mise à disposition pour les cultures non négligeable. Des flush liés à la perturbation du sol (par exemple par le travail du sol), la biomasse augmentée (notamment les nématodes bactériophages) peuvent contribuer à une meilleure disponibilité de ce pool de P organique en AB (Cooper et al., 2018). D'autres processus biologiques contribuent à améliorer la disponibilité du P minéral qu'il s'agisse de la libération de ligands ou d'acides favorisant la solubilisation, ou, de l'absorption facilitée grâce aux mycorhizes (Kafle et al., 2019). Dans des sols pauvres en phosphore, les racines peuvent aussi développer des traits pour optimiser la prospection et l'assimilation (Figure 29). Les analyses de P extractible ne rendent pas compte de ces processus (Cooper et al., 2018).

En AB où l'azote est le nutriment le plus limitant, les **rendements généralement plus faibles diminuent les prélèvements de P** par les récoltes et donc les besoins. Cependant, la nutrition phosphatée conditionne la performance de la fixation symbiotique de l'azote, ce qui décuple l'effet d'épuisement des nutriments en cas de carences en P dans les systèmes bio qui cultivent plus de légumineuses, spécialement sous forme de prairies temporaires. Les apports de phosphore sont nécessaires pour ne pas épuiser les sols et assurer la soutenabilité des exploitations bio sur le long terme (Cooper et al., 2018).

⁴⁴ Dans cette revue, les extractions d'Olsen et au lactate sont réalisées. La question de la mesure du P extractible ou biodisponible ne dégage pas de consensus mais interroge sur sa valeur indicative pour des systèmes bas intrants ou basés sur une fertilisation organique (Cooper et al., 2018; Pinay et al., 2017; Véricel and Demay, 2023).

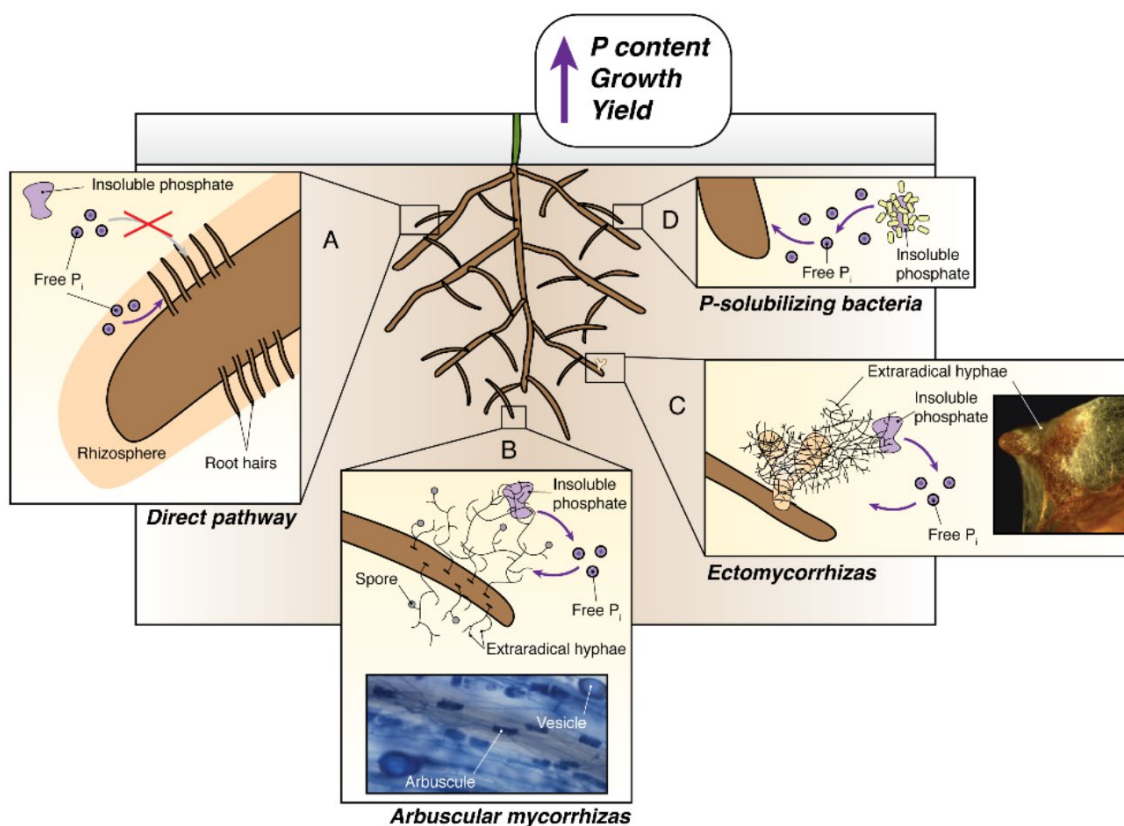


Figure 29 Schéma de l'assimilation du phosphore par les racines des plantes facilité par les endomycorhizes arbusculaires, les ectomycorhizes et les bactéries solubilisatrices. (A) Les radicelles des plantes peuvent assimiler du phosphate inorganique (P_i) dans la rhizosphère. La croix rouge indique qu'en dehors de la rhizosphère cette assimilation directe ne peut pas se produire. (B) Les endomycorhizes pénètrent les racines et forment des arbuscules ou des vésicules dans les cellules corticales des plantes. Les hyphes extra-racinaires explorent le sol et peuvent en extraire du P_i sous des formes insolubles puis le transporter via l'hyphe vers la plante. (C) Sur les plantes ligneuses, des ectomycorhizes peuvent former des structures plante-mycorhizes qui facilitent comme avec les endomycorhizes l'assimilation du P_i . (D) Formes insolubles de phosphates activement dégradé par des bactéries. (Source Kafle et al., 2019)

Ces constats concordent avec l'évaluation des gisements de PRO utilisables en AB (cf. section II.1.B) en France (Lepeule et al., 2023) qui indique un gisement plus que suffisant pour le phosphore mais des problèmes d'accès du fait soit du coût, soit de l'éloignement géographique, soit de la concurrence avec l'AC. Ils sont aussi en accord avec les bilans de nutriments de Reimer et al. (2023) indiquant un très léger déficit pour le P mais avec de fortes inégalités, **66 % des fermes étant en déficit avec un déficit aggravé dans les fermes dont la fertilisation azotée repose le plus sur la fixation symbiotique.**

Ces résultats s'approchent aussi des résultats d'enquêtes du projet CASDAR PhosphoBio (2020-2024) concernant 201 parcelles bio en France qui montre que **la moitié des parcelles de grandes cultures sont sous le seuil d'impasse de fertilisation pour des cultures peu exigeantes et que 15 % des parcelles sont même sous le seuil de renforcement en P préconisé par le COMIFER** (adapté à l'AC) sur la base de l'analyse du P Olsen (Véricel and Demay, 2023). Ces seuils ne semblent pas adaptés en AB compte tenu de l'absence d'effet visible sur l'état nutritionnel des cultures à ces seuils. Ils permettent néanmoins d'émettre des points de vigilance pour les systèmes en AB. Une part non négligeable des parcelles enquêtées (20 %) ne reçoit aucune fertilisation en P, une part équivalente (23 %) seulement des effluents de la ferme, pour 42 % exclusivement du P exogène à l'exploitation agricole, les 15 % restant recevant à la fois des fertilisants

exogènes et de la ferme. Les bilans sont en moyenne proches de l'équilibre (+36 kg de P₂O₅/ha en grandes cultures et +10 kg de P₂O₅/ha sous prairie permanente en 5 ans) mais avec de fortes disparités liées à la quantité et fréquence des apports mais aussi à la fréquence des légumineuses, celles-ci étant particulièrement gourmandes en P. Les auteurs appellent tout de même à la vigilance dans le Sud-Ouest, en sols calcaires ou lorsque les légumineuses sont fréquemment implantées. Ces conclusions amènent à questionner **la pertinence des outils** pour raisonner la fertilisation phosphatée en bio, à savoir le dosage du P disponible, autant pour le sol que pour les PRO utilisés. Les seuils de déclenchement de la fertilisation nécessitent également d'être révisés pour être adaptés en AB.

Tout récemment, la struvite et les sels de phosphates précipités (à partir des excréta notamment humains) ont été autorisés en bio. Bien que peu solubles, ils permettront une fertilisation phosphatée plus souple en bio avec des fertilisants concentrés en P et légers à transporter par rapport aux autres fertilisants autorisés.

Au-delà de participer à la soutenabilité de la production et donc au service d'approvisionnement, la fertilisation phosphatée conditionne le service support de cycle des nutriments en permettant ou en ne permettant pas d'exprimer des fonctions naturelles (processus de minéralisation/recomposition lié aux organismes vivants, fixation symbiotique, processus d'altération des roches...). Il est généralement délicat d'assimiler les SES support à des externalités, ces SES contribuant au SES d'approvisionnement.

Flux de P vers l'eau en AB

La moitié des pollutions des eaux en P sont diffuses et d'origine agricole. Les apports d'engrais phosphatés se situent actuellement en moyenne à 16,9 kg P₂O₅/ha/an, des niveaux quatre fois plus bas qu'avant 1972 (Office Français de la Biodiversité, 2022). Le bilan entre l'ensemble des apports et les prélèvements des cultures représente 9,16 kg P₂O₅/ha/an (Office Français de la Biodiversité, 2022), ce qui est plus élevé qu'en **AB** (estimé entre 3,7 et 5,1 kg P₂O₅/ha/an⁴⁵). Grâce en parallèle au perfectionnement des stations d'épuration et à l'interdiction des phosphates dans les lessives, les teneurs en P dans les cours d'eau a été divisée par 2, une baisse bien plus marquée que celle du nitrate. Malgré tout, le rapport pour la Directive Cadre sur l'Eau de 2022 indique qu'un **quart des cours d'eau sont dans un état moins que bon concernant le phosphore**. Les transferts de P vers les masses d'eau se font à l'échelle du bassin versant, essentiellement par ruissellement et érosion, ou en subsurface quand les nappes affleurent. Toute rétention dans les paysages est provisoire, et demande par exemple un prélèvement par récolte des plantes des zones tampon sèches pour diminuer le risque de transfert. Les transferts sont infimes par rapport au stock de P dans les sols mais ils suffisent pour eutrophiser les masses d'eau. Or le **changement climatique avec une baisse des niveaux des étiages et un allongement des sécheresses qui jouent sur la dilution, mais aussi avec des pluies plus intenses et érosives et plus d'inondations tendent à aggraver cette pollution** (Office Français de la Biodiversité, 2022).

Si les flux d'azote vers les masses d'eau sont en premier lieu liés aux surplus d'azote et à la quantité de précipitations, pour le phosphore, la connectivité dans le paysage permettant un transfert des sols en tout point d'un bassin versant vers son exutoire sera prépondérante (Pinay et al., 2017).

⁴⁵ Cette estimation considère les bilans de P du projet CASDAR PhosphoBio (7,2 kg P₂O₅/ha/an en grandes cultures et 2 kg P₂O₅/ha/an pour les prairies permanentes), et les surfaces bio en affectant aux fourragères temporaires, soit la fertilisation des prairies permanentes -hypothèse basse- soit celle des grandes cultures -hypothèse haute. Cette estimation ne concerne pas le maraichage, l'arboriculture ou la vigne, 15 % des surfaces bio françaises sont occultées.

Les pratiques bio sont susceptibles de limiter les risques de transferts de P. En effet, l'AB réduit la source de P dans les paysages par des apports moindres par rapport à l'AC. Par ailleurs, ces apports s'ils sont en partie exogènes, concernent des matières recyclées avec des transferts sur des distances plus courtes (pas d'importations de phosphates miniers et transferts de fertilité par les aliments du bétail limités aux effluents de l'AC). Comme vu dans la section III.4.A.2, une évaluation du risque d'érosion permettrait de préciser les risques de transfert.

Cependant, l'impact de l'AB sur la mobilisation du P dans les paysages n'a pas été évaluée. Montrer un effet de l'AB significatif sur les transferts de P suppose d'intégrer de nombreuses incertitudes : le difficile raisonnement de la fertilisation via les PRO, la variété des pratiques et des choix cultureux et leur interaction avec les conditions pédoclimatiques pouvant impacter les transferts, et plus encore, évaluer les aménagements paysagers mis en œuvre en AB au sein des bassins versants. Le risque d'eutrophisation des masses d'eau ajoute pour sa modélisation des facteurs comme les rejets ponctuels et les équilibres biogéochimiques au sein des masses d'eau pour le P mais aussi le nitrate, la matière organique, l'hydrologie...

EN RÉSUMÉ

Les flux de nutriments, notamment d'azote et de phosphore, visent en premier lieu le service de production en pourvoyant aux besoins des cultures sans épuiser le sol. Cependant, des fuites notamment vers l'eau occasionnent une perte pour l'agrosystème mais aussi une perte de qualité pour les masses d'eau avec à la clef des enjeux de santé environnementale.

En s'interdisant les engrais azotés de synthèse, les extractions acides des phosphates miniers et en liant au territoire les productions animales, **l'AB limite les intrants de nutriments dans les sols**. De façon générale, les formes d'apports de nutriments en AB sont **moins mobiles et valorisent les processus biologiques (services de régulation et support)** qui tendent ainsi à réguler la disponibilité des éléments notamment par la dynamique de minéralisation des matières organiques.

Premier levier pour limiter les pertes, la réduction des apports d'azote va de pair avec des objectifs de rendement inférieurs. L'AB, en ce sens, offre un modèle à mettre en œuvre pour **recouvrir une qualité des eaux satisfaisante en abaissant les pertes en nitrate de 30 à 60 % par rapport à l'AC**. Ce levier n'implique pas d'épuration par les sols, mais permet d'améliorer la qualité de l'eau et évite la dépense énergétique de la synthèse des engrais azotés (Benoit et al., 2015; Billen et al., 2024; Sanders and Heß, 2019).



Le phosphore, peu mobile et peu biodisponible dans les sols, est largement hérité des pratiques passées. Les apports actuels en AC sont plutôt faibles mis à part dans les zones d'élevage intensif. Ils sont encore plus faibles en AB avec des bilans entrées – sorties de P divisés par 2 (Véricel and Demay, 2023). Au-delà des risques de transfert vers les eaux, le phosphore apporté pour la fertilisation est à l'heure actuelle essentiellement extrait des mines et constitue une ressource limitée. Ainsi l'enjeu de mieux le recycler pour boucler les cycles dépasse l'AB et concerne l'intégralité du système de production agricole.

Le raisonnement de la fertilisation en bio est plus complexe qu'en AC avec des incertitudes sur :

- ▶ la quantité de nutriments apportée par les PRO,
- ▶ la quantité d'azote fixée par les légumineuses restituées au sol,
- ▶ les exportations par les prairies (dans la mesure où l'AB recourt plus aux prairies),
- ▶ la dynamique de minéralisation des nutriments d'une phase organique à une forme ionique assimilable, et la synchronie de cette mise à disposition des nutriments avec les besoins de la plante,
- ▶ des recommandations de fertilisation pas toujours adaptées à l'AB (Le Souder, 2024).

Les CIMS contribuent à une meilleure rétention des nutriments, en période drainante pour piéger l'azote et en cas de risque d'érosion pour retenir le phosphate. Les CIMS sont particulièrement pertinents pour juguler les incertitudes qui pèsent sur le raisonnement de la fertilisation en AB. Le piégeage se fait dans les plantes et par la modification de la circulation de l'eau sur et dans le sol, puis au moment de leur retournement par le stockage dans la matière organique du sol (Hansen et al., 2019).

Un choix des PRO selon leur dynamique de minéralisation de l'azote, en fonction du drainage est crucial en AB pour limiter la pollution des eaux. En outre, le retournement des cultures de légumineuses constitue un risque de pollution, la cinétique de minéralisation pouvant être assez rapide. Le retournement vise également à contenir les adventices, ce qui peut contraindre la période choisie pour l'opération. Malgré les apports globalement moindres, ces choix peuvent parfois amener à une lixiviation accrue du nitrate en AB.



Ramener le risque d'eutrophisation à l'unité de masse produite comme le permet l'analyse de cycle de vie mène à des contresens du fait de l'antagonisme entre le service de production et la régulation de la qualité de l'eau. **L'eutrophisation résulte de la concentration des éléments nutritifs au sein des bassins versants et ne peut être appréhendée qu'à l'échelle des territoires.**

II.7.C. Flux des pesticides du sol vers les eaux

II.7.C.1) De nombreux déterminants des flux de pesticides

Le sol constitue un filtre primordial concernant les transferts de PPP vers les masses d'eau. Les voies d'atténuation de ces transferts mobilisent la couverture des sols, leur teneur en MO, leur structure et leur teneur en eau (Leenhardt et al., 2022a).

Les dynamiques de sorption, de dégradation ou de transformation des pesticides influencent leur persistance dans les sols, ces dynamiques reposant à la fois sur les propriétés du pesticide, du sol et de sa situation, du climat et des conditions d'échantillonnage mais aussi de l'activité biologique des sols. La matière organique joue un rôle majeur dans les dynamiques de sorption-désorption. L'eau peut être tour à tour le véhicule ou le réceptacle des contaminations par les pesticides vis-à-vis des sols. Les transferts peuvent être horizontaux (ruissellement, avec ou sans transport particulaire) ou verticaux (lessivage, lixiviation, volatilisation) et se produisent particulièrement lors des épisodes de pluie ou du fait de l'irrigation. Les processus de transfert sont complexes et multiparamétriques, impliquant la physique et la chimie des sols et des pesticides (substances actives et formulation) et leurs interactions, la biologie des sols, les conditions climatiques, la physionomie des couverts, les pratiques culturales ainsi que les dynamiques paysagères (Arias-Estévez et al., 2008; Leenhardt et al., 2022a).

II.7.C.2) Dans les masses d'eau, les herbicides et insecticides plus préoccupants

Les risques liés aux micropolluants organiques sont sévères et chroniques pour l'ensemble des organismes aquatiques dans les eaux de surfaces de 3 sites sur 4 en Europe, principalement du fait des pesticides et des biocides, des sources de pollution diffuses auxquelles contribue l'agriculture (Finckh et al., 2023). Le rapport d'EIONET concernant les pollutions des eaux en pesticides (Mohaupt et al., 2020) balaie 180 substances actives dans 6 500 eaux de surfaces et 14 000 nappes européennes entre 2007 et 2017.

- ▶ Il fait état d'une contamination des eaux de surface de l'ordre du ng/L au mg/L en pesticides. En regard des normes de potabilité (selon la Directive du Conseil 98/83/EC 1998), 5 à 15 % des eaux de surfaces excèdent les seuils fixés pour les herbicides, le plus souvent mettant en jeu le glyphosate ; 3 à 8 % des sites excèdent les seuils pour les insecticides. Cependant, vis-à-vis du standard de qualité environnementale (EQS) les insecticides dépassent plus souvent que les herbicides les seuils d'impact et la période 2007-2012 est plus concernée que 2013-2017.
- ▶ Dans les nappes, 7 % des sites étaient concernés par des dépassements pour la potabilité par des herbicides ; 1 % par les insecticides. La qualité environnementale est aussi plus affectée par les herbicides et leurs métabolites. L'utilisation massive et continue des herbicides, qui sont généralement hydrophiles, notamment du glyphosate, est reflétée dans ces teneurs.
- ▶ Les fongicides semblent moins problématiques, qu'il s'agisse des eaux de surface ou des nappes.

Le rapport rappelle que les données sur les émissions de pesticides sont fragmentaires et éclairent principalement les pollutions ponctuelles, peu les pollutions diffuses. Il note que le sol est une source de contamination possible des eaux mais qu'il n'y a pas une corrélation directe entre pollution des eaux et pollution des sols, de nombreux autres déterminants du transfert étant en jeu qui impliquent les transports par l'eau notamment.

II.7.C.3) En AB peu de transferts, mais une contribution aux transferts de cuivre par érosion

Pour une comparaison de la contribution de l'AB relativement à l'AC, **la quantité de pesticides utilisés ou présente dans les sols (cf. section II.3.B.2) est a priori l'élément le plus impactant pour expliquer les différences de transferts qui se produisent en AB et en AC**, les autres facteurs impliqués étant soit communs, soit plus aléatoires (stabilité culturale, teneur en matière organique, porosité...). Ainsi les contaminations des eaux aux herbicides ou leurs métabolites ne peuvent provenir d'un sol cultivé en bio, sauf pour des molécules rémanentes héritées d'un usage conventionnel. Concernant les autres pesticides, leur utilisation est très restreinte par la réglementation bio.

L'AB contribue cependant à l'usage du cuivre, un ETM (élément trace métallique) connu pour être un algicide très efficace. Il peut donc impacter la base des chaînes trophiques aquatiques. Il nuit également directement à la vie des poissons (EFSA et al., 2018a). La mobilisation du cuivre des sols vers les eaux se fait essentiellement par des processus érosifs (Leenhardt et al., 2022a). Le ministère de l'Environnement rapporte un dépassement du taux réputé sans effets nocifs pour l'environnement dans les eaux (ou PNEC fixé) qui va diminuant de 2007 à 2016, ce seuil à 4 µg/L étant dépassé dans moins de 1 % des eaux de surface en 2015. Néanmoins, la norme de qualité environnementale, fixée à 1,4 µg/L, est excédée dans près de 13 % des prélèvements cette même année. Dans les eaux souterraines, la teneur en cuivre n'excède jamais les normes de qualité de l'eau destinée à la consommation humaine (2 000 µg/L) et reste inférieur à 3 µg/L en moyenne entre 2013 et 2016 (ANSES, 2018).

EN RÉSUMÉ

Les flux de pesticides du sol vers les eaux sont multiparamétriques. Selon la nature hydrophile ou non des pesticides, les flux sont soit verticaux par la lame drainante traversant le sol, soit plus horizontaux à la faveur de transports particulaires. Les substances actives utilisées en AC ou leurs métabolites sont retrouvés dans les masses d'eau à des teneurs qui peuvent être préoccupantes pour les écosystèmes. Les herbicides sont les pesticides les plus couramment retrouvés dans les eaux, suivis des insecticides. Les fongicides sont en revanche peu mobiles.

L'AB restreint très fortement l'utilisation des pesticides et génère de ce fait peu de transferts hormis pour le cuivre. La qualité de 13 % des masses d'eau superficielles est dégradée par les teneurs en cuivre selon la norme de qualité environnementale. L'AB autorisant l'usage du cuivre en phytosanitaire, participe, avec l'AC, à cet impact.

II.8. Vers une approche multifonctionnelle

Aborder les sols par leur qualité ou leur santé demande une approche multifonctionnelle. Au cours des sections précédentes et dans les différents chapitres de ce rapport sur les externalités de l'AB, nous avons vu comment l'AB permettait de répondre aux enjeux du maintien ou de l'accroissement de la matière organique dans les sols (*dans le chapitre dédié à l'atténuation du changement climatique*), de biodiversité des sols, de régulation qualitative et quantitative de l'eau, de support dans le cycle des nutriments, de régulation du climat (*dans le chapitre dédié*), de pollution des sols, de régulation des bioagresseurs (*dans le chapitre dédié à la biodiversité principalement*). Cependant, ces services ou fonctions étaient traités indépendamment et, généralement, de façon déconnectée du service d'approvisionnement (c'est-à-dire de production agricole), celui-ci n'étant pas une externalité économique. Cependant, considérée sur le long terme, la productivité participe à la capacité de production pour les générations futures qui à ce titre constitue une externalité.

Explorons les études proposant une approche multidimensionnelle de nature à renseigner la qualité ou la santé du sol dans la production AB, après une revue brève sur le service d'approvisionnement qui est au cœur de la fertilité des sols.

II.8.A. Les sols en AB sont-ils plus fertiles ?

La fertilité des sols peut être définie comme « la fonction du sol permettant de fournir des nutriments, de l'eau et de l'air aux plantes et aux organismes de son biome » (Freyer et al., 2023). Avec cette définition, la fertilité des sols et les indicateurs de biodiversité peuvent être considérés comme plus favorables en AB. Or une **tension forte existe entre le service de production de biomasse des cultures et les autres services** (Tibi and Therond, 2017a). Cette tension s'illustre avec l'usage des pesticides qui diminuent les disservices liés à la biodiversité : les pesticides permettent de contrer les dommages des bioagresseurs sur la production mais dégradent de façon générale le SES de lutte biologique, de régulation et maintien de la qualité des sols (Leenhardt et al., 2022a). Concernant les nutriments, nous avons vu qu'une marge de manœuvre existe pour améliorer l'efficacité des engrais mais que le levier principal de la lutte contre les pertes environnementales repose sur l'abaissement des objectifs de rendements (Billen et al., 2013). Enfin, il convient de rappeler qu'une diminution de rendement n'est pas d'un disservice mais d'un service moins performant.

Un certain nombre de méta-analyses et revues ont exploré les différentiels de rendement. En moyenne, les rendements sont moindres en AB relativement à l'AC (Reganold and Wachter, 2016) avec cependant des **différences selon les cultures, les conditions pédoclimatiques et les pratiques mises en œuvre** (en AB comme en AC). Il n'y a pas de consensus sur les déterminants. Par exemple :

- ▶ le riz, le soja, le maïs ou le trèfle ont des pertes minorées (-6 à -11 %) alors que les fruits, le blé et les pommes de terre produisent 27-30 % moins pour de Ponti et al. (2012) ;
- ▶ pour Seufert et al. (2012), le différentiel de rendement varie de -5 à -34 %. Pour les fruits et les oléagineux, dont le soja, les pertes de productivité sont les plus faibles (de -3 % à -11 %). Les plus fortes sont observées pour le blé et les légumes (de l'ordre de -35 %).
- ▶ Ponisio et al. (2015) concluent que le différentiel de rendements de **-19,2±3,7 % en AB relativement à l'AC** est en moyenne inférieur à celui des méta-analyses antérieures. Pour ces auteurs, les cultures n'ont pas d'**impact significatif** contrairement aux **rotations** ou aux **cultures multiples (CIMS, mélanges, dérobées, intercalaires...)** qui réduisent le différentiel respectivement à **-9±4 % et -8±5 % entre AB et monocultures de l'AC**.

Les méta-analyses suggèrent que quand l'AB adopte les pratiques agroécologiques, avec un degré d'intensification écologique élevé, l'écart de rendement entre AB et AC peut être réduit (Reganold and Wachter, 2016). Parmi les pratiques d'intensification agroécologique, (i) l'augmentation de la diversité des cultures, (ii) les cultures de service ou plus largement conférant un bénéfice agronomique (comme les légumineuses) et (iii) les apports de matières organiques ont un effet généralement positif sur les rendements. Ces pratiques se substituent aux fertilisants azotés de synthèse de l'AC avec des gains de rendement marqués pour une situation à bas intrants mais nuls pour des niveaux d'intrants supérieurs (MacLaren et al., 2022).

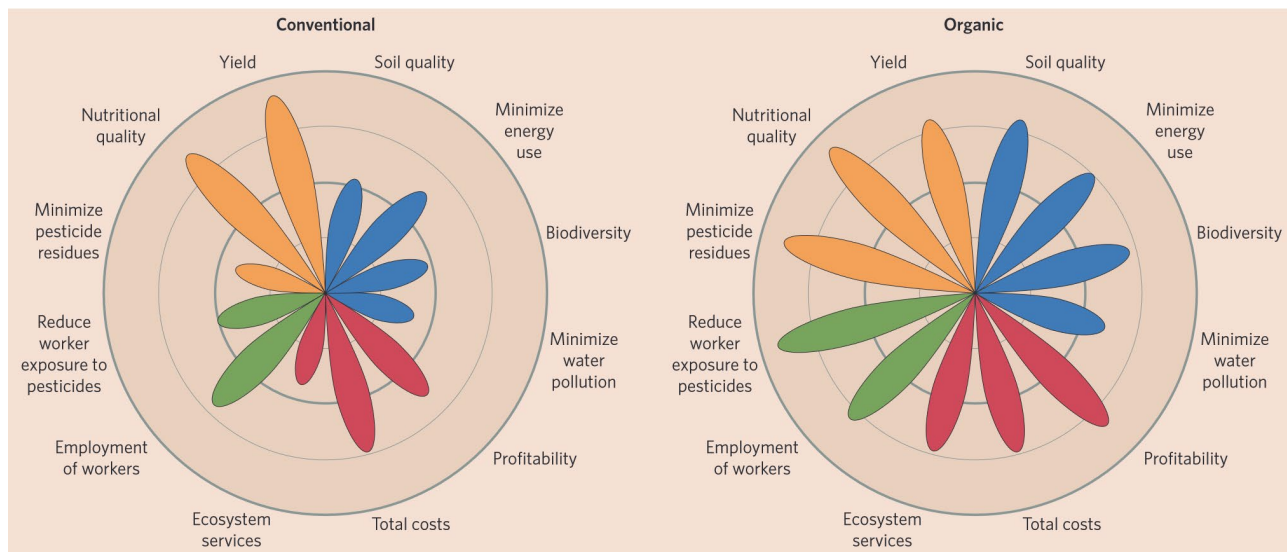


Figure 30. Evaluation de l'AB versus l'AC dans les 4 axes majeurs de la soutenabilité. La longueur des pétales représente la performance des systèmes dans des axes de la soutenabilité sur la base de l'analyse qualitative de la bibliographie (Reganold and Wachter, 2016). Les cercles concentriques correspondent à 25, 50, 75 et 100 %, l'orange à la sphère de la production, le bleu à la soutenabilité environnementale, le rouge à la soutenabilité économique et le vert à la dimension sociale. (Source Reganold and Wachter, 2016)

Dans un contexte de changement climatique où le stress hydrique pourrait être plus important, l'AB pourrait se montrer plus performante que l'AC. Des rendements de l'AB supérieurs à ceux de l'AC en cas de sécheresse ont pu être relevés (Bai et al., 2018; Bünemann et al., 2018; Reganold and Wachter, 2016) en lien avec une meilleure fourniture en eau par les sols, comme nous l'avons vu dans la section III.4.A.1 qui s'explique principalement par les choix de cultures et la mésoporosité plus développée.

La méta-analyse de Smith et al. (2019) a exploré l'amplitude et la variabilité (appréciée par le coefficient de variation) de 3 dimensions en lien avec la qualité des sols (la biodiversité par l'abondance et la richesse spécifique, la teneur et le stock de C organique du sol, et les rendements) et 2 autres dimensions avec le volet socioéconomique de la durabilité (les coûts de production et la rentabilité). Si l'AB favorise la biodiversité, le C organique du sol et la rentabilité, les fermes en AC ont des rendements accrus. **Les fermes bio présentent moins de variabilité concernant la biodiversité mais plus de variabilité des rendements que celles en AC.** Ainsi, les indicateurs environnementaux sont à la fois plus favorables et moins variables en AB alors qu'en AC les rendements sont plus élevés et plus stables. La **plus grande dépendance aux processus biologiques** pourrait expliquer la plus forte variabilité de la production bio. Knapp et van der Heijden (2018) dans une autre méta-analyse portant sur les grandes cultures font le

même constat d'une plus forte variabilité des rendements en AB : la stabilité temporelle des rendements⁴⁶ est inférieure de 15 % (inférieure dans 79 % des cas) sachant que la fertilisation azotée confère plus de stabilité en AC. Cependant, si les auteurs suggèrent un recours plus systématique aux engrais verts et une amélioration de la fertilisation (en quantité de N notamment), ils reconnaissent d'autres facteurs moins liés au sol comme la gestion des adventices et autres bioagresseurs et les schémas de sélection génétique. Les auteurs constatent que quand la stabilité des rendements n'intègre pas le niveau de rendement (écart-type et non coefficient de variation), elle est équivalente entre AB et AC.

D'autres travaux (de Ponti et al., 2012) font l'hypothèse d'une diminution des rendements plus forte là où les systèmes conventionnels ne sont plus contraints que par l'alimentation hydrique, c'est-à-dire que les plantes sont cultivées sans restriction de nutriments avec une maîtrise sans faille des bioagresseurs au sens large. Cela pose la question de la productivité de référence, celle de l'AC, et de ce qui la définit. La surface ne serait dans ce cas qu'un déterminant, le niveau d'intrants et leur origine constituent d'autres facteurs de production. De ce fait, des approches alternatives de la productivité existent où l'efficacité de l'utilisation des ressources est basée sur la quantité d'intrants employée⁴⁷. Par exemple pour l'azote, il existe des coefficients d'utilisation ou d'efficacité de l'azote. Knapp et van der Heijden (2018) suggèrent de comparer AB et AC en tenant compte de l'empreinte des productions et des intrants et d'évaluer le rendement, sa stabilité, l'utilisation d'énergie, de fertilisants et de pesticides et la performance environnementale.

Par ailleurs, des rendements moindres et des charges similaires en AB peuvent malgré tout assurer une meilleure rentabilité, du fait du prix de vente des productions (Smith et al., 2019). Cette approche par la rentabilité économique est intéressante pour indiquer l'efficacité économique et le consentement à payer des consommateurs. Ce consentement peut être vu comme une forme d'internalisation des externalités environnementales ou comme un espace de négociation pour les biens communs.

II.8.B. Les études de la multifonctionnalité des sols en bio...

II.8.B.1) ... à travers des essais de longue durée

L'essai de longue durée FAST (FARming System and Tillage)⁴⁸ en Suisse a permis de réaliser une comparaison multi-dimensionnelle entre AB et AC englobant la performance agronomique, économique et écologique de systèmes de productions à travers 43 indicateurs (Wittwer et al., 2021). La santé du sol est abordée par différents indicateurs chimiques (C organique, N total, P et K disponibles), biologiques (biomasse microbienne, bactérienne, fongique, mycorhizienne, vers de terre) et physique (agrégats et ratio C organique sur argile). D'autres composantes qui auraient pu être rattachées à la santé du sol concernent les biens agro-écosystémiques de (i) conservation de la biodiversité notamment dans la dimension de sa richesse spécifique bactérienne, fongique et mycorhizienne, (ii) régulation de l'érosion, (iii) régulation de la pollution de l'eau par le potentiel d'eutrophisation lié à l'azote et au P, le potentiel de

⁴⁶ écart-type des rendements d'une période sur le rendement moyen de la période

⁴⁷ Rappelons qu'en AB, une partie importante de l'azote amené par les PRO provient de l'AC.

⁴⁸ L'essai FAST mené par Agroscope se situe à Reckenholz près de Zurich. Tous les systèmes ont des rotations de 6 années et se distinguent (1) par la fertilisation (minérale en AC, et constituée de lisier de bovin à hauteur équivalent à 1,4 UGB/ha, avec au total plus de N total apporté en AB (+31 % par rapport à l'AC) mais dont la moitié seulement était directement assimilable et moins de P total (x1,5), et, (2) le travail du sol qui consiste à un labour avec retournement de 20-25 cm de profondeur par défaut et décliné en agriculture de conservation, en semis direct en AC et travail très superficiel en AB. Le désherbage est chimique en AC et mécanique par hersage ou herse rotative à étoile en AB.

lixiviation et de contamination écotoxique, (iv) le service de production par le rendement commercialisable et la teneur en N des récoltes, et, (iv) plus indirectement, la régulation du climat (voir Annexe II Figure 34).

- ▶ Il en ressort que l'AC renforce la productivité : les rendements sont réduits de 22 % en AB et 34 % en AB de conservation (ou ABC) par rapport à l'AC avec labour, malgré des teneurs en nutriments des sols semblable entre les systèmes. **L'AC présente une flore adventice plus réduite –les adventices sont 6 à 9 fois plus abondantes en AB– et améliore l'efficacité de l'utilisation de l'azote⁴⁹** dans cet essai. La performance relative de l'AB varie selon les espèces cultivées pour ces critères. Les céréales profitent mieux des intrants de l'AC et les cultures d'été pâtissent plus de la réduction du travail du sol. L'écart de rendement entre AB et AC est moins marqué pour les légumineuses.
- ▶ A l'opposé, l'AB promeut la multifonctionnalité des agroécosystèmes, particulièrement en renforçant les services de régulation et support qui embrassent la préservation de la biodiversité, de la qualité du sol et de l'eau ainsi que l'atténuation du changement climatique. L'AB montre un impact positif sur la stabilité des agrégats, la biodiversité des sols et l'abondance des vers de terre et du microbiote (dont les mycorhizes). L'AB permet de réduire l'érodabilité des sols (-46 %), un bénéfice expliqué par la plus forte teneur en MO des sols, une meilleure stabilité des agrégats et une couverture des sols plus étendue. L'AB montre par ailleurs une réduction du potentiel de réchauffement global (i.e. potentiel d'émissions de GES) de 46 à 51 % et des transferts potentiels de polluants écotoxiques par hectare vers les eaux de 80 à 85 %. L'action conjuguée des pratiques mises en œuvre en AB, qu'il s'agisse de la diversité des cultures, de la réduction drastique des pesticides, de l'application de PRO sont favorables à de nombreux indicateurs de la santé des sols. En revanche, le travail intensif⁵⁰ du sol affecte la composition des communautés microbiennes du sol et de la rhizosphère.

⁴⁹ L'efficacité des fertilisants a été calculée pour l'azote, le phosphore et le potassium dans cet essai. Ils considèrent les éléments nutritifs récoltés (rendement x teneur dans les récoltes) et l'apport total de nutriments sous forme de fertilisants, ainsi que pour l'azote une estimation de la fixation symbiotique.

⁵⁰ Dans l'essai, 2 modalités en AB et en AC connaissent un travail intensif du sol, à savoir un labour à 20-25 cm de profondeur avec retournement et une préparation des lits de semences à la herse rotative. Leur déclinaison dans les modalités en travail réduit consiste en l'abandon du labour en AC et, en AB, en un travail du sol à 5 cm à la herse à disques et pour la préparation des lits de semences à la herse rotative.

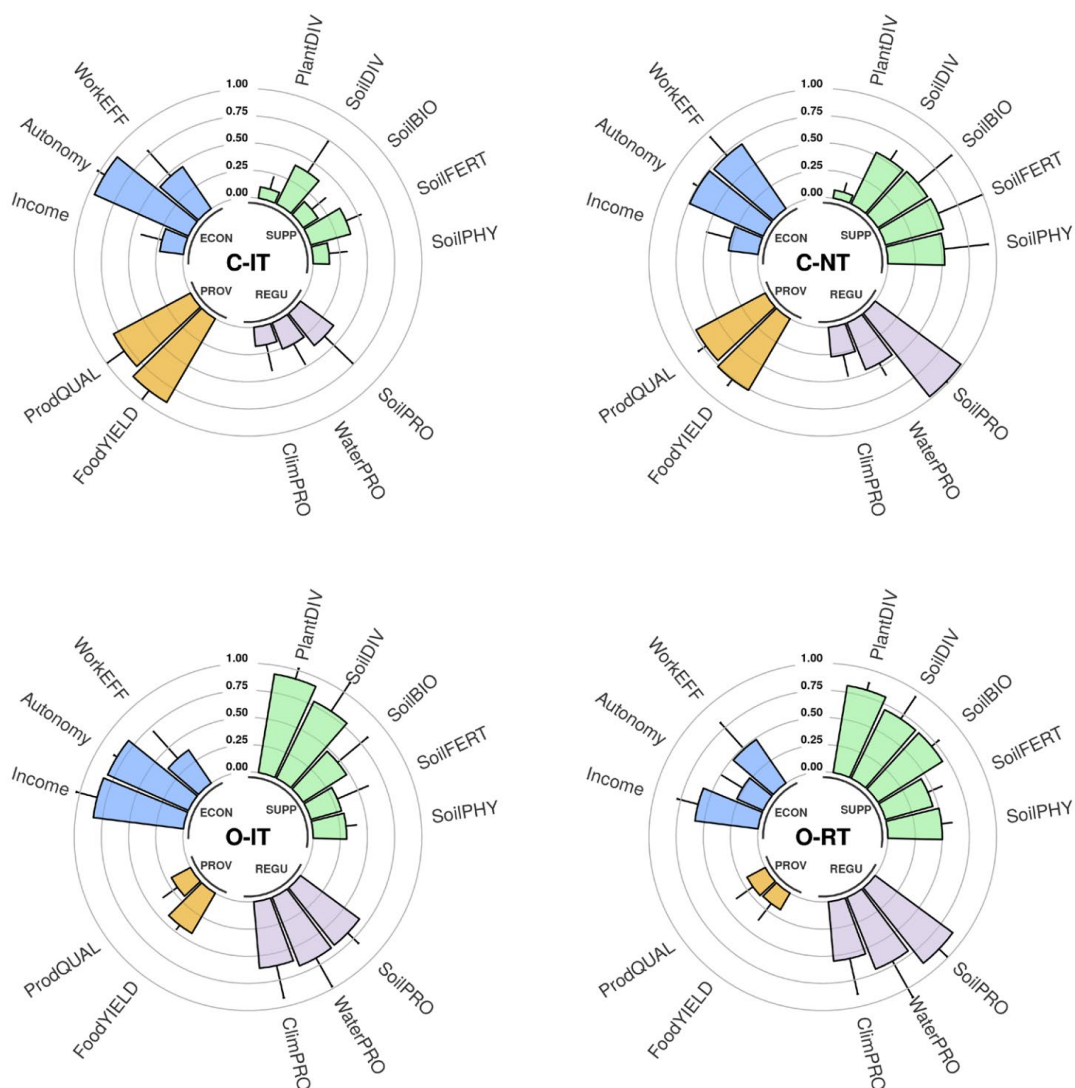


Figure 31. Indicateurs des fonctions agro-écosystémiques et socioéconomiques standardisés pour les 4 systèmes de l'essai FAST (Source Wittwer et al., 2021). C-IT : AC avec travail du sol intensif, C-NT : AC sans labour, O-IT : AB avec travail intensif et O-RT : AB avec travail simplifié. Plus les barres sont longues et plus la fonction est remplie, elles indiquent les moyennes et les intervalles de confiance à 90 %. Fonctions SUPPORT (en vert), RÉGULATION (en violet), apPROVvisionnement (orange) et ECONOmiques (bleu).

Ainsi, l'AB dans l'essai FAST améliore les services de support et régulation auxquels le sol participe mais elle dégrade le service d'approvisionnement (Figure 31 et Figure 32). Cet antagonisme est rapporté dans la plupart des comparaisons entre AB et AC. De même, les synergies entre services de régulation et support sont notoires. Ici, **la biodiversité des adventices a un effet significatif sur la protection de l'eau et du climat**. La mise en œuvre de CIMS, de rotations diversifiées et d'apports de PRO sont reconnues comme des leviers pour abaisser le niveau d'opposition entre productivité et protection de l'environnement et malgré leur mise en œuvre en AB, les écarts de rendements avec l'AC sont importants. Dans l'approche de la multifonctionnalité, le poids attribué aux composantes de l'indicateur agrégatif oriente la vision de la performance des systèmes agricoles. Ici, l'AB promeut la multifonctionnalité si le même poids est donné à chacun des 6 SES ou des 9 biens agro-écosystémiques (y compris biens économiques) considérés.

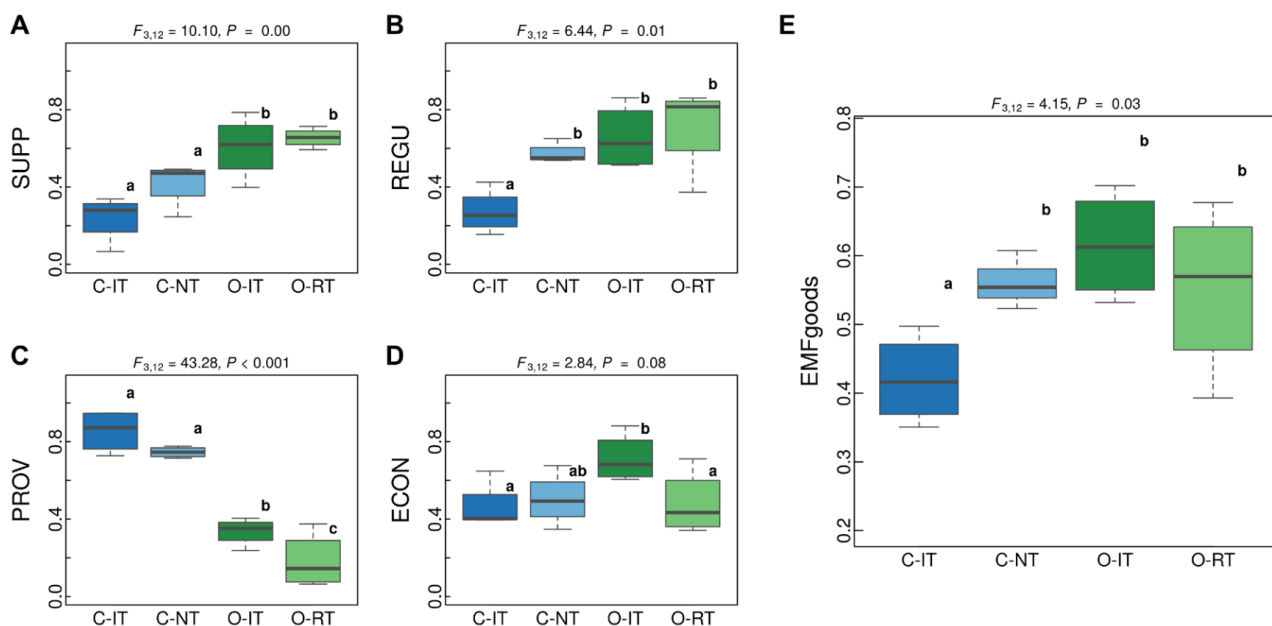


Figure 32. Multifonctionnalité des agroécosystèmes pour les 4 systèmes de l'essai FAST (Source Wittwer et al., 2021). Fonctions (A) SUPPort, (B) REGUlation, (C) apPROVvisionnement, (D) ECONomiques (bleu) et (E) Indicateur de multifonctionnalité moyennant les 9 biens écosystémiques et économiques. Les boîtes à moustaches indiquent les valeurs des quartiles dans la zone colorée, les extrémités des moustaches le minimum et le maximum. C-IT : AC avec travail du sol intensif (bleu foncé), C-NT : AC sans labour (bleu clair), O-IT : AB avec travail intensif (vert foncé) et O-RT : AB avec travail simplifié (vert clair). Valeurs F pour les modèles linéaires mixtes et les lettres au-dessus des boîtes à moustaches indiquent des différences significatives entre systèmes.

L'essai de longue durée de Fouloum au Danemark (De Notaris et al., 2021) vise à déterminer sur le long terme les effets sur la qualité des sols de systèmes de culture mettant en œuvre les CIMS, l'utilisation de fumier, des rotations avec ou sans prairies temporaires à base de trèfle, en AB et en AC. L'essai montre une relative stabilité des teneurs en C des sols dans l'ensemble des 14 traitements étudiés (l'essai est biaisé : avant sa mise en place des teneurs étaient très contrastées entre 2 parcelles réunies pour l'essai), tous les sols ayant aussi une bonne stabilité des agrégats, une bonne porosité et organisation des pores, et une bonne perméabilité à l'air. La densité apparente des sols, la perméabilité à l'air et l'organisation des pores sont, dans une certaine mesure, influencés par les pratiques culturales. La densité par exemple est la plus basse en AB sans CIMS parce que la parcelle est hersée plus fréquemment. Il est ainsi difficile de conclure sur l'effet des pratiques. La densité des vers de terre est plus importante en AB avec prairie temporaire et CIMS, spécialement l'année suivant la prairie qui enrichit le sol d'apports des végétaux et qui perturbe moins le sol. Les rendements sont plus importants en AC (5,8 t/ha pour les céréales grain) par rapport à l'AB avec apports de fumiers (4,8 t/ha pour des rotations avec engrais vers et 4,4 t/ha sans engrais vert, soit -24 %), sachant que les apports de fumiers réduisent aussi l'écart de rendement avec l'AC.

En système méditerranéen, l'essai MASCOT (Mediterranean Arable Systems Comparison Trial) a aussi investigué les effets sur la qualité du sol des pratiques mises en œuvre pour des cultures arables en AB par rapport à l'AC (Mazzoncini et al., 2010). Cette étude au bout de 5 ans de conversion montre une augmentation de la teneur en C du sol (+22 %) en lien avec des apports de C accrus (+43 % grâce aux résidus de récolte et engrais verts). Le rapport C/N de la MO est plus important en AB (8,6 vs 7,5 en AC). Cependant, ces apports ne montrent pas d'effet sur la biomasse microbienne, ni sur les populations mycorhiziennes. L'abondance des microarthropodes n'est pas affectée, en revanche leur diversité et le rapport acariens/collembolles est favorable aux systèmes en AC : ce rapport indique des sols plus perturbés en AB en lien avec le travail du sol pour contenir les adventices. Les auteurs suggèrent que le

contexte méditerranéen pourrait engendrer des effets différents de ceux observés dans les systèmes plus tempérés et que la période écoulée depuis la conversion peut être trop courte pour provoquer des modifications dans le biome.

Ces exemples montrent que l'exploration multifonctionnelle des essais en conditions contrôlées peuvent contribuer à expliquer les processus à l'œuvre mais que les résultats dépendent du site choisi (par son climat, ses conditions pédologiques préalables), de la période écoulée depuis l'engagement en AB (cf. également l'essai DOK vis-à-vis de la teneur en C des sols), des pratiques mises en œuvre (intensité et fréquence du travail du sol, apports de PRO, de CIMS...) et des indicateurs choisis. Ces essais systèmes contrôlés renforcent les conclusions sur les expérimentations plus ciblées en les mettant en perspective vis-à-vis de l'ensemble des facteurs de production et des impacts environnementaux sur le long cours. Ils sont aussi complémentaires des approches de réseaux de fermes ou « living labs » qui permettent d'étudier les effets des pratiques telles que mises en œuvre sur le terrain, tout en embrassant un maximum de variabilité pédoclimatique mais pour lesquels les itinéraires sont moins maîtrisés.

II.8.B.2) ... et dans un réseau de fermes

Peu d'études observent les effets sur la qualité du sol en dehors des stations expérimentales, directement dans les fermes. Pourtant, de telles observations permettent de prendre en considération l'ensemble des paramètres pédoclimatiques et socio-économique de l'agrosystème.

L'étude de Walder et al. (2023), en Suisse, est un exemple abouti de dispositif de surveillance de la santé des sols déployé dans les fermes. Elle évalue 68 paramètres relatifs à la gestion, à la production et à la santé des sols —de Cambisols précisément— de 60 parcelles de blé tendre depuis au moins 5 ans en AB ou semis direct, ou en AC. Le choix des paramètres part du postulat qu'au-delà des systèmes de production, les pratiques (i) de diversification de cultures (prairies temporaires, CIMS, légumineuses...), (ii) d'application de fertilisants (organiques ou minéraux) ou de pesticides (herbicides, fongicides, régulateurs de croissance) et (iii) de travail du sol (labour, désherbage) influencent la production en quantité et qualité (teneur en N, dureté...) et la santé du sol. La santé du sol est appréhendée dans cette étude par 17 indicateurs différents : la teneur en matière organique (teneur en C organique et C microbien entre 0 et 20 cm de profondeur), le statut nutritif, la structure et le tassement (densité, résistance à la pénétration, agrégation et réserve utile), et, l'abondance et la diversité microbienne (voir Figure 35 dans l'Annexe II pour plus de détails).

L'AB est le système de production avec la meilleure santé des sols (+47 %) en lien avec des teneurs en C des sols plus élevées mais aussi des pertes de rendement conséquentes (-34 %) par rapport à l'AC. L'étude, notamment à travers la Figure 33, montre qu'à texture, pH du sol et climat équivalents, les systèmes bio ont relativement à l'AC :

- ▶ des rotations plus diversifiées, avec plus de diversité des productions incluant plus de prairies temporaires et de légumineuses, mais équivalentes en ce qui concerne les CIMS ;
- ▶ une teneur en matière organique plus élevée mais très variable en parallèle d'une biomasse microbienne des sols plus abondante et plus active (respiration supérieure) englobant plus de biomasse bactérienne, fongique et de mycorhizes à arbuscules, mais une diversité équivalente, et une biomasse équivalente de protozoaires ;
- ▶ une teneur en nutriments des sols équivalente malgré des apports de fertilisants moindres (pas de fertilisation minérale azotée et des apports de PRO légèrement supérieurs mais semblables en quantité d'azote apportée) mais une moins bonne nutrition des cultures couplée à des rendements plus faibles (3,5 t/ha en AB vs 4,5 t/ha en AC) pour des productions de qualité équivalente (N.B. le taux

de protéines tend néanmoins à être inférieur). La teneur en nutriments des sols contribue probablement à l'efficacité d'utilisation des fertilisants (indiquée PFP dans la Figure 33 et Figure 35 de l'annexe II) qui tend à être supérieure (non significatif) grâce à la minéralisation de la MO du sol aux cotés de la fixation de diazote par les légumineuses.

- ▶ un emploi nul de pesticides (herbicides, fongicides) sans effet significatif pour les lésions foliaires, mais avec une pression des adventices très forte et très variable qui explique le recours supérieur au travail du sol, bien que le labour hors désherbage soit aussi plus intense ;
- ▶ un effet positif sur la structure et un tassement équivalent.

Les facteurs de production composant la santé des sols comme le taux de matière organique ou les nutriments du sol étaient toujours positifs sur le rendement, en AB comme en AC. Alors que l'**indicateur agrégé de santé des sols** a un effet notoire sur les rendements en AC, il **ne montre pas de corrélation avec les rendements en AB où il est pourtant significativement supérieur**. Les auteurs suggèrent plusieurs explications possibles : (i) en AC l'indicateur de qualité des sols est plus bas qu'en AB et pourrait être plus critique⁵¹ dans la composition du rendement, (ii) la composante qualité des sols pourrait être éclipsée en AB par les bioagresseurs, notamment les adventices (iii) l'estimation de la qualité du sol pourrait ne pas être assez complète pour rendre compte par exemple du service de régulation des bioagresseurs. Dans cette étude en AB, les CIMS étaient négativement corrélés au rendement, contrairement aux précédents culturels et aux prairies temporaires. Il est possible que les exigences du cahier des charges de Bio Suisse en termes d'enherbement des sols explique cet effet adverse : pour déroger au 20 % de prairies annuelles des assolements, il est possible, dans les fermes sans élevage, de réduire à 10 % ces prairies et de compléter par le recours à des CIMS. Les CIMS avec une implantation plus courte offrent ainsi une alternative dégradée par rapport aux prairies. Malgré leur relative monotonie, les variables pédoclimatiques contribuaient à plus de 60 % de la qualité des sols en AB, même si la diversification à travers les légumineuses, les CIMS était globalement associée à la santé des sols. L'opposition entre santé du sol et rendement est si forte entre AB et AC que l'agrégation des deux indicateurs dans un composite de multifonctionnalité échoue à montrer un effet du système de production (un effet n'est possible que si le poids de la santé du sol ou de la production sont de 100 %).

II.8.C. Les limites d'une comparaison entre AB et AC

Comme évoqué tout au long du document, il existe une certaine variabilité dans les pratiques mises en œuvre en AB, que ce soit en lien avec l'orientation des fermes et les cultures dominantes (prairies permanentes, grandes cultures, maraichage, vergers, vignes, avec ou sans élevage), les conditions pédoclimatiques (température, précipitations, potentiel agronomique, pente, texture...) ou le contexte socio-économique (performance économique, débouchés pour les productions, accès aux fertilisants organiques, accès à l'irrigation...). En composant avec ces éléments, différents niveaux d'écologisation des pratiques sont possibles en AB avec des conséquences sur le niveau des services écosystémiques rendus. Mais l'exercice de comparaison entre AB et AC amène à comparer des systèmes assez distincts notamment par les contraintes auxquelles ils sont confrontés.

⁵¹ Leur faible teneur en MO impacte plusieurs dimensions de la santé des sols.

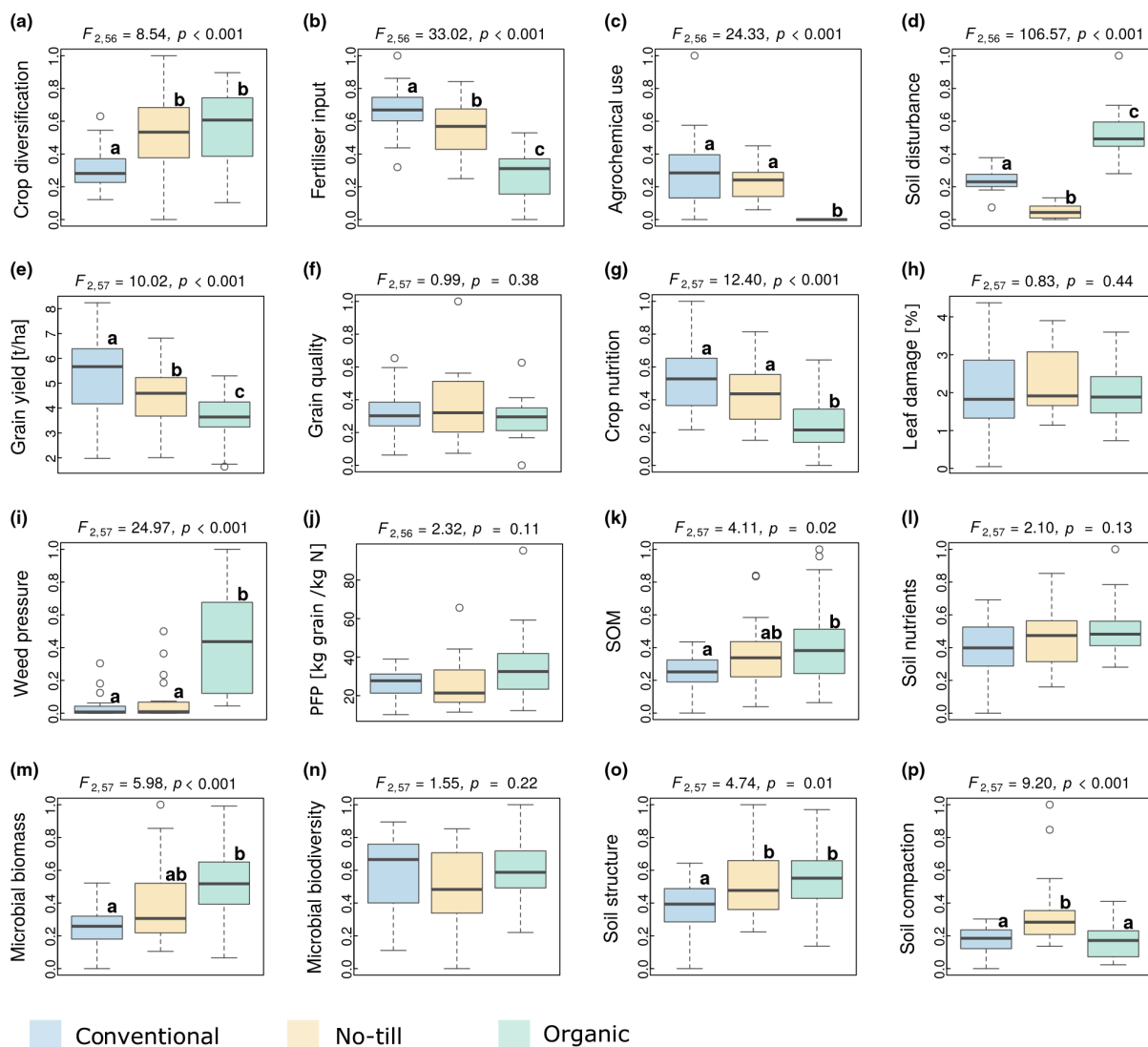


Figure 33. Distribution des indicateurs de pratiques (a-d), production (e-j) et santé du sol (k-p) pour les systèmes de production AC (bleu), sans labour (jaune) et AB (vert). Les indicateurs résultent de la combinaison d'indicateurs normalisés sauf pour les indicateurs de (e) à (g). Les résultats de l'analyse multivariée de la variance pour l'influence du système de production sur les indicateurs sont indiqués en haut de chaque graphique. Les lettres au-dessus des boîtes à moustaches indiquent des différences significatives, au risque de 5 %, entre les systèmes de production. PFP est un indicateur de l'efficacité de la fertilisation. (Source Walder et al., 2023)

Dans une revue des pratiques améliorant la santé des sols dans les systèmes bio à travers 9 indicateurs dynamiques⁵² (stabilité des agrégats ; réserve utile ; infiltration/porosité ; érosion/ruissellement ; cycle des nutriments N, P et K ; teneur en C organique ; biomasse microbienne ; abondance de la macrofaune ; et stock de semences d'adventices), Tully et McAskil (2020) ont analysé 153 études, essentiellement aux États-Unis et en Europe, en se concentrant sur 4 pratiques clés : les CIMS, les amendements et engrais organiques, la longueur et la diversité des rotations, et, le travail du sol. La revue appelle à une meilleure

⁵² Les indicateurs dynamiques se distinguent des indicateurs résultant de la pédogenèse, par le fait que les pratiques culturales peuvent les impacter.

connaissance des effets de pratiques, et de leur combinaison, en systèmes bio et différents points d'attention spécifiques aux systèmes bio sont relevés.

► Les adventices

Vis-à-vis de l'impact sur les cultures, l'AC arrive à bien maîtriser la flore adventice via l'utilisation d'herbicides alors qu'en AB la maîtrise des adventices est plus complexe et nécessite d'utiliser une combinaison de leviers majoritairement préventifs qui incluent les rotations, le choix des PRO⁵³, la gestion de la fertilisation ou le travail du sol. La référence à un système en AC peut conduire à négliger la gestion des adventices dans les comparaisons entre AB et AC. Néanmoins, sous l'angle de la réduction des pesticides, l'AB est une source d'innovations et propose une alternative plus vertueuse. Par ailleurs, la flore adventice peut participer à des externalités positives notamment en lien avec la santé des sols (Freyer et al., 2023) et l'AB permet d'interroger la valorisation de leur présence dans les systèmes.

► La gestion de la nutrition des cultures et des objectifs de production

La différence de productivité entre AB et AC peut être discutée au regard des objectifs sous-jacents : les principes de l'AB visent une production parcimonieuse en intrants, basée sur des leviers agroécologiques. Sans recours aux fertilisants de synthèse, l'AB dépend des ressources de fertilisants disponibles et des processus de minéralisation de la matière organique liés au pédoclimat. L'AB doit par ailleurs composer avec les équilibres entre éléments nutritifs des PRO accessibles. Le fractionnement des apports de fertilisants organiques ne présente pas d'intérêt avéré en AB alors que la diversification des types de PRO qui offre des opportunités d'amélioration de la qualité des sols n'est pas exploré dans les comparaisons entre AB et AC. En conséquence, outre la différence de leviers pour améliorer la nutrition des cultures entre les deux systèmes, le hiatus entre les attentes vis-à-vis de la production appelle une approche multicritère pour aborder leur comparaison.

► Les combinaisons de pratiques

Les effets de la combinaison de pratiques en AB sont trop peu explorés alors que les études se penchant sur l'impact de ces combinaisons sur la santé des sols montrent des effets positifs jamais antagonistes (c'est-à-dire des effets additifs ou synergiques).

II.8.D. Dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols

Le projet LANDMARK a permis d'explorer les réseaux de suivis de la qualité des sols en Europe et les dimensions dans lesquelles ils doivent être enrichis pour mieux comprendre le fonctionnement des sols, leurs propriétés intrinsèques et celles liées aux pratiques culturales. Des indicateurs pour 5 fonctions ont été évalués, pour (1) la production primaire, (2) la régulation et la purification de l'eau, (3) la régulation du climat et la séquestration du C, (4) la fourniture d'habitat et de biodiversité, (5) le recyclage des nutriments. Au niveaux national et européen (LUCAS-Soil survey notamment), les bases de données étaient déséquilibrées avec une prédominance des indicateurs chimiques, à la défaveur des indicateurs physiques ou biologiques. Les indicateurs manquaient par ailleurs d'harmonisation entre pays. A date, aucun système de monitoring européen n'est en mesure de cartographier les 5 fonctions étudiées et donc

⁵³ Les PRO peuvent avoir des effets supprimeurs sur les adventices mais ils peuvent aussi en charrier selon que les effluents sont paillés ou non, selon qu'ils aient subi un compostage ou une méthanisation, par exemple.

d'évaluer le niveau de multifonctionnalité ou de qualité des sols. Certains pays n'ont même aucun réseau de surveillance (Leeuwen et al., 2017).

En France, le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) est à la fois dense avec une maille d'observation de 16 km par 16 km, et, particulièrement moteur pour le développement des dispositifs de surveillance européens. Il intègre de nombreux paramètres dont des indicateurs de qualité biologique via l'ADN microbien (bactériens et fongiques), des indicateurs d'abondance, de diversité et des indicateurs fonctionnels. Ces résultats sont précieux pour élaborer des référentiels pédoclimatiques en vue d'une indication sur la qualité microbiologique des sols et *in fine* élaborer un conseil agronomique adapté. Des extensions englobant la faune sont à l'étude pour intégrer, de façon large, le vivant du sol dans la surveillance de sa qualité (Dequiedt et al., 2020).

Notre panorama dresse par ailleurs le constat d'un manque de données précises sur les pratiques mises en œuvre en AB, en dehors des essais expérimentaux. Ces pratiques restent mal renseignées via les statistiques nationales, soit parce qu'elles ne s'intéressent pas aux cultures non commerciales, soit parce que l'AB n'est pas significativement représentée ou parce que le recueil des pratiques agricoles ne prévoit pas certaines pratiques mises en œuvre dans les agricultures alternatives (notamment les leviers propres à l'AB évoqués dans la section III.5.C).

EN RÉSUMÉ

Les notions de santé ou de qualité des sols supposent une approche multifonctionnelle. Quand AB et AC sont comparés, le paradoxe entre, d'une part, des services écosystémiques (SES) globalement renforcés, l'adoption de pratiques favorables à la fertilité (rotations, apports de PRO, cultures de service), et d'autre part, une perte de productivité (rendements inférieurs de 19 % pour Ponisio et al. (2015) et par ailleurs moins stables), peut s'expliquer par le **recours aux intrants de synthèse en AC et une plus grande dépendance aux processus biologiques en AB** (Smith et al., 2019). Ce constat interroge le fait de ne ramener la productivité qu'à l'unité de surface.

Les essais de longue durée comme les dispositifs de suivis de ferme font généralement le constat d'une multifonctionnalité des sols (combinant qualités physiques, chimiques et biologiques) renforcée en AB à l'exception du rendement (Bai et al., 2018; Walder et al., 2023; Wittwer et al., 2021). Il existe des synergies entre SES de régulation et support qui dépendent des apports de matières organiques, de la biodiversité des sols mais aussi de la diversification des cultures et de la limitation des pesticides. Si les adventices contribuent à la perte de productivité, elles participent à la multifonctionnalité des sols. Aussi, le travail du sol qui permet de les contenir présente deux faces pour la question de santé des sols en AB (Wittwer et al., 2021). Alors que la question des adventices n'est pas un facteur limitant en AC du fait des herbicides de synthèse, la maîtrise des adventices en AB devrait faire l'objet d'un indicateur dans une approche multifonctionnelle des sols.

Une confrontation générale de l'AB et de l'AC dans les réseaux de surveillance de la santé des sols avec un recensement précis des pratiques agricoles permettrait de mieux rendre compte des bénéfices de l'AB telle qu'elle est pratiquée par rapport à l'AC.

Les tableaux suivants synthétisent (a) les effets escomptés pour les pratiques de diversification des rotations constatées en AB par Barbieri et al. (2017) et (b) les différences observées entre AB et AC en termes d'externalités.

(a)

Différence dans les rotations entre AB et AC (<i>Barbieri et al., 2017</i>)	Effet des pratiques sur les externalités ayant trait aux sols	Références
+15 % pour la durée des rotations des terres arables Plus de catégories de cultures	La diversification des cultures améliore la santé des sols : +24 % de biodiversité associée +51 % pour la régulation de la qualité de l'eau +63 % de régulation des bioagresseurs +11% de qualité des sols abordée par le stock de C et la chimie du sol principalement	<i>Beillouin et al., 2021</i> <i>Blanco-Canqui et al., 2024</i>
Mélanges céréales-protéagineux 4,3 fois plus fréquents	+13 % de qualité des sols, avec +10 % de stock de C. +13 à +16 % de fixation symbiotique par rapport à une culture de légumineuse seule (à densité d'implantation équivalente)	<i>Beillouin et al., 2021</i>
Les fourrages temporaires 2,8 fois plus abondants	Couverture longue du sol, meilleure structuration, plus de vers de terre et donc une stabilisation du C du sol et une meilleure biodisponibilité de l'azote.	<i>Riley et al., 2008</i> <i>Frøseth et al., 2014</i> <i>Martin et al., 2020</i> <i>Barbieri et al., 2023, 2017</i>

Différence dans les rotations entre AB et AC (Barbieri et al., 2017)	Effet des pratiques sur les externalités ayant trait aux sols	Références
Les CIMS plus fréquents (x2,4 hors cultures intercalaires et x8,7 pour les intercalaires)	+21 % de biodiversité associée +10 % de stock de C. Amélioration de la structure des sols, de la régulation du cycle des nutriments et de l'eau. Leurs effets dépendent de leurs caractéristiques.	Beillouin et al., 2021 Lamichhane et Alletto, 2022 Blanco-Canqui and Ruis, 2020
2,6 fois plus de fixation symbiotique d'azote, notamment sous forme de fourrages, CIMS et mélanges céréales-légumineuses	Remplace essentiellement des engrais azotés de synthèse (utilisés en AC à raison de 78 kg N/ha/an sur la SAU française).	ANPEA, 2022

(b)

Différence entre AB et AC	Effet des pratiques sur les externalités ayant trait aux sols	Références
Cultures implantées (y compris cultures non commerciales) principalement	Qualité physique des sols généralement améliorée : porosité, infiltrabilité, prospection racinaire, résistance face à la sécheresse, stabilité structurale	Blanco-Canqui et al., 2024 Lori et al., 2020 Mäder et al., 2020
Pas d'apports d'engrais de synthèse	Généralement moins d'apports d'azote et un risque de lixiviation du nitrate diminué de 30 à 60 %	Delitte et al., 2021 Lori et al., 2017
Limitation des produits phytosanitaires	Moins de résidus de pesticides (-30 % à -55 %) et à des teneurs moindres en AB (somme des teneurs réduites de 70 % à 90 %) sans pour autant les éliminer. Effets positifs sur les organismes du sol, notamment ceux impliqués dans le cycle des nutriments et des bioagresseurs. Effet néfaste du cuivre, accumulé en vigne (comme en AC) notamment sur les lombrics. Moins de transferts vers les eaux.	Geissen et al., 2021 Pelosi et al., 2021 Riedo et al., 2021 Beaumelle et al., 2023 Gunstone et al., 2021
Fertilisation organique, rotations longues et diversifiées et forte réduction de l'usage des pesticides	Biomasse, abondance, diversité et fonctions biologiques améliorées dans 70 % des cas, notamment en ce qui concerne les microorganismes.	Christel et al., 2021
Produits phytosanitaires UAB impactant la vie du sol ; cas du cuivre	Pollution qui concerne les sols viticoles en AB et en AC mais pas complètement substituable en AB	Andrivon et al., 2018 Ballabio et al., 2018
Travail du sol, qui peut être plus important pour lutter contre les adventices	Effet négatif du travail du sol sur la biodiversité	Christel et al., 2021 Karimi et al., 2020
Recours plus systématique à l'épandage d'effluents d'élevage	Les produits bio pour l'alimentation humaine et animale ne sont pas davantage contaminés par des pathogènes et des pathogènes antibiorésistants	Rodriguez et al., 2023

Références

- Agreste, 2022a. Graph'Agri 2022. L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires, Ministère de l'agriculture et de la Souveraineté alimentaire. ed, Graph'Agri.
- Agreste, 2022b. Mémento 2021. France. L'agriculture, la forêt, la pêche et les industries agroalimentaires, Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. ed, Publications nationales. Paris.
- Albert, S., Bloem, E., 2023. Ecotoxicological methods to evaluate the toxicity of bio-based fertilizer application to agricultural soils – A review. *Science of The Total Environment* 879, 163076. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163076>
- AND International, 2022. Étude prospective sur l'estimation des besoins actuels et futurs de l'agriculture biologique en fertilisants organiques et recommandations en vue de son développement (Étude commandée par le ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire (MASA), financée par le programme 215 du MASA. Marché n° SSP-DGPE-2021-019). ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire.
- Andrivon, D., Bardin, L., Bertrand, C., Brun, L., Daire, X., Fabre, F., Gary, C., Montarry, J., Nicot, P., Reignault, P., Tamm, L., Savini, I., 2018. Peut-on se passer du cuivre en protection des cultures biologiques ? (Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective). INRA.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C., 2015. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems* 139, 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.006>
- ANPEA, A.N.P. pour les E. et A., 2022. Observatoire national de la fertilisation minérale et organique. Résultats 2021.
- ANSES, 2022a. Résaspath - Réseau d'épidémiologie de l'antibiorésistance des bactéries pathogènes animales, bilan 2021. ANSES, Lyon et Ploufragan-Plouzané-Niort, France.
- ANSES, 2022b. Cartographie des utilisations des produits phytopharmaceutiques à base de cuivre en France en considérant leur application en agriculture biologique et conventionnelle (Etude No. saisine 2021-AUTO-0060), Rapport d'appui scientifique et technique. ANSES, Maisons-Alfort.
- ANSES, 2020. Antibiorésistance et environnement. Etat et causes possibles de la contamination des milieux en France. Avis de l'ANSES. Rapport d'expertise collective, Edition scientifique. ed. Anses éditions, Maisons-Alfort, France.
- ANSES, 2018. Phytopharmacovigilance - Synthèse des données de surveillance - Cuivre (No. n°2017-04), Appui scientifique et technique. ANSES Editions, Maisons-Alfort.
- Anthony, M.A., Bender, S.F., van der Heijden, M.G.A., 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120, e2304663120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2304663120>
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J.-C., García-Río, L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M.R., Batjes, N.H., Mäder, P., Bünemann, E.K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M., Ferreira, C.S.S., Reintam, E., Fan, H., Mihelič, R., Glavan, M., Tóth, Z., 2018. Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>
- Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J.-H., Orgiazzi, A., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Borrelli, P., Montanarella, L., 2018. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment* 636, 282–298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268>
- Barański, M., Średnicka-Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G.B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., Gromadzka-Ostrowska, J., Rembiałkowska, E., Skwarło-Sońta, K., Tahvonen, R., Janovská, D., Niggli, U., Nicot, P., Leifert, C., 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *British Journal of Nutrition* 112, 794–811. <https://doi.org/10.1017/S0007114514001366>
- Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci Rep* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nat Food* 2, 363–372. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Barbieri, P., Starck, T., Voisin, A.-S., Nesme, T., 2023. Biological nitrogen fixation of legumes crops under organic farming as driven by cropping management: A review. *Agricultural Systems* 205, 103579. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103579>
- Barbosa, W.F., De Meyer, L., Guedes, R.N.C., Smagghe, G., 2015. Lethal and sublethal effects of azadirachtin on the bumblebee *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae). *Ecotoxicology* 24, 130–142. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1365-9>
- Bardgett, R.D., Mommer, L., De Vries, F.T., 2014. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 29, 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.006>
- Bardgett, R.D., van der Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515, 505–511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Beaumelle, L., Giffard, B., Tolle, P., Winter, S., Entling, M.H., Benitez, E., Zaller, J.G., Auriol, A., Bonnard, O., Charbonnier, Y., Fabreguettes, O., Joubard, B., Kolb, S., Ostandie, N., Reiff, J.M., Richart-Cervera, S., Rusch, A., 2023a. Biodiversity conservation, ecosystem services and organic viticulture: A glass half-full. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 351, 108474. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108474>
- Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., Thouvenot, L., Phillips, H.R.P., 2023b. Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 60, 1239–1253. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437>
- Beillouin, D., Ben-Ari, T., Makowski, D., 2019. Evidence map of crop diversification strategies at the global scale. *Environ. Res. Lett.* 14, 123001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4449>
- Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malézieux, E., Seufert, V., Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology* 27, 4697–4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., Feder, F., Cardinael, R., 2023. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nat Commun* 14, 3700. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39338-z>
- Benoit, M., Garnier, J., Beaudoin, N., Billen, G., 2016. A participative network of organic and conventional crop farms in the Seine Basin (France) for evaluating nitrate leaching and yield performance. *Agricultural Systems* 148, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.005>
- Benoit, M., Garnier, J., Billen, G., Tournebise, J., Gréhan, E., Mary, B., 2015. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 213, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.030>
- Bergez, J.-E., Béthinger, A., Bockstaller, C., Cederberg, C., Ceschia, E., Guilpart, N., Lange, S., Müller, F., Reidsma, P., Riviere, C., Schader, C., Therond, O., van der Werf, H.M.G., 2022. Integrating agri-environmental indicators, ecosystem services assessment, life cycle assessment and yield gap analysis to assess the environmental sustainability of agriculture. *Ecological Indicators* 141, 109107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109107>
- Bernard, H., Bärenstrauch, M., Donnat, E., 2023. Surveillance du cadmium dans la chaîne alimentaire. Synthèse du rapport du GT Cadmium, Plateforme Surveillance de la Chaîne Alimentaire.
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, J., Sanz-Cobena, A., 2024. Beyond the Farm to Fork Strategy: Methodology for designing a European agro-ecological future. *Science of The Total Environment* 908, 168160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168160>
- Billen, G., Garnier, J., Benoît, M., Anglade, J., 2013. La cascade de l'azote dans les territoires de grande culture du Nord de la France. *Cahiers Agricultures* 22, 272–281 (1). <https://doi.org/10.1684/agr.2013.0640>
- Bispo, A., Andersen, L., Angers, D.A., Bernoux, M., Brossard, M., Cécillon, L., Comans, R.N.J., Harmsen, J., Jonassen, K., Lamé, F., Lhuillery, C., Maly, S., Martin, E., Mclnea, A.E., Sakai, H., Watabe, Y., Eglin, T.K., 2017. Accounting for Carbon Stocks in Soils and Measuring GHGs Emission Fluxes from Soils: Do We Have the Necessary Standards? *Frontiers in Environmental Science* 5.

- Blanco-Canqui, H., 2023. Do cover crop mixtures improve soil physical health more than monocultures? *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06086-4>
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., 2020. Cover crop impacts on soil physical properties: A review. *Soil Science Society of America Journal* 84, 1527–1576. <https://doi.org/10.1002/saj2.20129>
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., Francis, C.A., 2024. Do Organic Farming Practices Improve Soil Physical Properties? *Soil Use and Management* n/a. <https://doi.org/10.1111/sum.12999>
- Bodeau, J., Rubio, S., Fabre, A., Gaffier, C., Mansas, D., Castagnet, M., Huntz, B., Morisset, S., Gonzalez, L., Gomita, L., Gorius, E., Coste, C., 2021. Guide technique. Tome 1. Valorisation agricole des matières fertilisantes d'origine résiduaire en Occitanie.
- Bucheli, T.D., Barmettler, E., Bartolomé, N., Hilber, I., Hornak, K., Meuli, R.G., Reiningger, V., Riedo, J., Rösch, A., Sutter, P., Van Der Heijden, M.G.A., Wächter, D., Walder, F., 2023. Pesticides in Agricultural Soils: Major Findings from Various Monitoring Campaigns in Switzerland. *Chimia* 77, 750–757. <https://doi.org/10.2533/chimia.2023.750>
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Bünemann, E.K., Reimer, M., Smolders, E., Smith, S.R., Bigalke, M., Palmqvist, A., Brandt, K.K., Möller, K., Harder, R., Hermann, L., Speiser, B., Oudshoorn, F., Løes, A.K., Magid, J., 2024. Do contaminants compromise the use of recycled nutrients in organic agriculture? A review and synthesis of current knowledge on contaminant concentrations, fate in the environment and risk assessment. *Science of The Total Environment* 168901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168901>
- Burtscher-Schaden, H., Durstberger, T., Zaller, J.G., 2022. Toxicological Comparison of Pesticide Active Substances Approved for Conventional vs. Organic Agriculture in Europe. *Toxics* 10, 753. <https://doi.org/10.3390/toxics10120753>
- Campbell, B.M., Beare, D.J., Bennett, E.M., Hall-Spencer, J.M., Ingram, J.S.I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J.A., Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society* 22.
- Chen, G., Weil, R., 2010. Penetration of cover crop roots through compacted soil. *Plant and Soil* 331, 31–43. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0223-7>
- Chen, M., Schiavano, A., Bosco, S., Montero-Castaño, A., Tamburini, G., Pérez-Soba, M., Makowski, D., 2023. Evidence map of the benefits of enhanced-efficiency fertilisers for the environment, nutrient use efficiency, soil fertility, and crop production. *Environ. Res. Lett.* 18, 043005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acb833>
- Christel, A., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environ Chem Lett* 19, 4603–4625. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>
- Ciavatta, C., Manoli, C., Cavani, L., Franceschi, C., Sequi, P., 2012. Chromium-Containing Organic Fertilizers from Tanned Hides and Skins: A Review on Chemical, Environmental, Agronomical and Legislative Aspects. *Journal of Environmental Protection* 3, 1532–1541. <https://doi.org/10.4236/jep.2012.311169>
- COMMUNICATION DE LA COMMISSION AU PARLEMENT EUROPÉEN, AU CONSEIL, AU COMITÉ ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPÉEN ET AU COMITÉ DES RÉGIONS Accroître les ambitions de l'Europe en matière de climat pour 2030 Investir dans un avenir climatiquement, 2020.
- COMMUNICATION DE LA COMMISSION AU PARLEMENT EUROPÉEN, AU CONSEIL, AU COMITÉ ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPÉEN ET AU COMITÉ DES RÉGIONS Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 Récolter les fruits de sols en bonne santé pour les êtres humains, l'alimentation, la nature et le climat, 2021.
- COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe, 2020.
- COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS Pathway to a Healthy Planet for All EU Action Plan: "Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil," 2021.
- Constantin, J., Minette, S., Véricel, G., Jordan-Meille, L., Justes, E., 2023. MERC: a simple method and decision-support tool to estimate availability of nitrogen from a wide range of cover crops to the next cash crop. *Plant and Soil* 494, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06283-1>
- Cooper, J., Reed, E.Y., Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Løes, A.-K., Mäder, P., Magid, J., Oberson, A., Kolbe, H., Möller, K., 2018. Phosphorus availability on many organically managed farms in Europe. *Nutr Cycl Agroecosyst* 110, 227–239. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9894-2>
- Courty, P.-E., Smith, P., Koegel, S., Redecker, D., Wipf, D., 2015. Inorganic Nitrogen Uptake and Transport in Beneficial Plant Root-Microbe Interactions. *Critical Reviews in Plant Sciences* 34. <https://doi.org/10.1080/07352689.2014.897897>
- Cycoń, M., Piotrowska-Seget, Z., 2016. Pyrethroid-Degrading Microorganisms and Their Potential for the Bioremediation of Contaminated Soils: A Review. *Frontiers in Microbiology* 7.
- Daryanto, S., Fu, B., Wang, L., Jacinthe, P.-A., Zhao, W., 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth-Science Reviews* 185, 357–373. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013>
- De Notaris, C., Jensen, J.L., Olesen, J.E., Stumpf da Silva, T., Rasmussen, J., Panagea, I., Rubæk, G.H., 2021. Long-term soil quality effects of soil and crop management in organic and conventional arable cropping systems. *Geoderma* 403, 115383. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115383>
- de Ponti, T., Rijk, B., van Ittersum, M.K., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.12.004>
- De Vries, W., Römkens, P.F.A.M., Kros, H., Voogd, J.C., Schulte-Uebbing, L.F., 2022. Impacts of nutrients and heavy metals in European agriculture. Current and critical inputs in relation to air, soil and water quality. European Environment Agency.
- Delitte, M., Caulier, S., Bragard, C., Desoignies, N., 2021. Plant Microbiota Beyond Farming Practices: A Review. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 5, 624203. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.624203>
- Dequiedt, S., Karimi, B., Chemidlin Prevost-Boure, N., Terrat, S., Horrigue, W., Djemiel, C., Lelièvre, M., Nowak, V., Wincker, P., Jolivet, C., Saby, N., Arrouays, D., Bispo, A., Feix, I., Eglin, T., Lemancaeu, P., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2020. Le RMQS au service de l'écologie microbienne des sols français 27, 51–71.
- Directive 2011/92/UE du Parlement européen et du Conseil du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (texte codifié) Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE, 2011. , OJ L.
- Directive (UE) 2018/851 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), 2018. , OJ L.
- Directorate-General for Environment (European Commission), 2021. EU biodiversity strategy for 2030: bringing nature back into our lives. Publications Office of the European Union, LU.
- Djemiel, diminue p Dequiedt, S., Horrigue, W., Bailly, A., Lelièvre, M., Tripied, J., Guillaud, C., Perrin, S., Comment, G., Saby, N., Jolivet, C., Bispo, A., Boulonne, L., Pierart, A., Wincker, P., Cruaud, C., Maron, P.-A., Terrat, S., Ranjard, L., 2023. Unraveling biogeographical patterns and environmental drivers of soil fungal diversity at the French national scale. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2023-1552>
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and Assessing Soil Quality, in: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 1–21. <https://doi.org/10.2136/sssaspeccpub35.c1>
- Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, Special issue: Managing the Biotic component of Soil Quality 15, 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- Droz, B., Payraudeau, S., Rodríguez Martín, J.A., Tóth, G., Panagos, P., Montanarella, L., Borrelli, P., Imfeld, G., 2021. Copper Content and Export in European Vineyard Soils Influenced by Climate and Soil Properties. *Environ. Sci. Technol.* 55, 7327–7334. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02093>
- Durán Zuazo, V., Rodriguez, C., 2008. Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review. *Agronomy for Sustainable Development* 28. <https://doi.org/10.1051/agro:2007062>
- Edlinger, A., Garland, G., Hartman, K., Banerjee, S., Degruner, F., García-Palacios, P., Hallin, S., Valzano-Held, A., Herzog, C., Jansa, J., Kost, E., Maestre, F.T., Pescador, D.S., Philippot, L., Rillig, M.C., Romdhane, S., Saghai, A., Spor, A., Frossard, E., van der Heijden, M.G.A., 2022. Agricultural management and pesticide use reduce the functioning of beneficial plant symbionts. *Nat Ecol Evol* 6, 1145–1154. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01799-8>

- EFSA, Arena, M., Auteri, D., Barmaz, S., Brancato, A., Brocca, D., Bura, L., Byers, H., Chiusolo, A., Court Marques, D., Crivellente, F., De Lentdecker, C., Egsmose, M., Erdos, Z., Fait, G., Ferreira, L., Goumenou, M., Greco, L., Ippolito, A., Istace, F., Jarrah, S., Kardassi, D., Leuschner, R., Lythgo, C., Magrans, J.O., Medina, P., Miron, I., Molnar, T., Nougadere, A., Padovani, L., Parra Morte, J.M., Pedersen, R., Reich, H., Sacchi, A., Santos, M., Serafimova, R., Sharp, R., Stanek, A., Streissl, F., Sturma, J., Szentes, C., Tarazona, J., Terron, A., Theobald, A., Vagenende, B., Verani, A., Villamar-Bouza, L., 2018a. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance copper compounds copper(I), copper(II) variants namely copper hydroxide, copper oxychloride, tribasic copper sulfate, copper(I) oxide, Bordeaux mixture. *EFSA Journal* 16, e05152. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5152>
- EFSA, Arena, M., Auteri, D., Barmaz, S., Brancato, A., Brocca, D., Bura, L., Carrasco Cabrera, L., Chiusolo, A., Court Marques, D., Crivellente, F., De Lentdecker, C., Egsmose, M., Fait, G., Ferreira, L., Goumenou, M., Greco, L., Ippolito, A., Istace, F., Jarrah, S., Kardassi, D., Leuschner, R., Lythgo, C., Magrans, J.O., Medina, P., Miron, I., Molnar, T., Nougadere, A., Padovani, L., Parra Morte, J.M., Pedersen, R., Reich, H., Sacchi, A., Santos, M., Serafimova, R., Sharp, R., Stanek, A., Streissl, F., Sturma, J., Szentes, C., Tarazona, J., Terron, A., Theobald, A., Vagenende, B., Villamar-Bouza, L., 2018b. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance spinosad. *EFSA Journal* 16, e05252. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5252>
- EFSA, Arena, M., Auteri, D., Barmaz, S., Brancato, A., Brocca, D., Bura, L., Carrasco Cabrera, L., Chiusolo, A., Court Marques, D., Crivellente, F., De Lentdecker, C., Egsmose, M., Fait, G., Ferreira, L., Goumenou, M., Greco, L., Ippolito, A., Istace, F., Jarrah, S., Kardassi, D., Leuschner, R., Lythgo, C., Magrans, J.O., Medina, P., Miron, I., Molnar, T., Nougadere, A., Padovani, L., Parra Morte, J.M., Pedersen, R., Reich, H., Sacchi, A., Santos, M., Serafimova, R., Sharp, R., Stanek, A., Streissl, F., Sturma, J., Szentes, C., Tarazona, J., Terron, A., Theobald, A., Vagenende, B., Villamar-Bouza, L., 2018c. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance azadirachtin (Margosa extract). *EFSA Journal* 16, e05234. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5234>
- EFSA, E.F.S., Alvarez, F., Arena, M., Auteri, D., Binaglia, M., Castoldi, A.F., Chiusolo, A., Colagiorgi, A., Colas, M., Crivellente, F., De Lentdecker, C., De Magistris, I., Egsmose, M., Fait, G., Ferilli, F., Gouliarmou, V., Nougadere, L.H., Ippolito, A., Istace, F., Jarrah, S., Kardassi, D., Kienzler, A., Lanzoni, A., Lava, R., Leuschner, R., Linguadoca, A., Lythgo, C., Magrans, O., Mangas, I., Miron, I., Molnar, T., Padovani, L., Panzarea, M., Parra Morte, J.M., Rizzuto, S., Serafimova, R., Sharp, R., Szentes, C., Szoradi, A., Terron, A., Theobald, A., Tiramani, M., Vianello, G., Villamar-Bouza, L., 2023. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance sulfur. *EFSA Journal* 21, e07805. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.7805>
- EFSA Panel of the Plant Protection Products and their Residues, Hernandez-Jerez, A., Adriaanse, P., Aldrich, A., Berry, P., Coja, T., Duquesne, S., Focks, A., Marina, M., Millet, M., Pelkonen, O., Tiktak, A., Topping, C., Widenfalk, A., Wilks, M., Wolterink, G., Conrad, A., Pieper, S., 2021. Statement of the PPR Panel on a framework for conducting the environmental exposure and risk assessment for transition metals when used as active substances in plant protection products (PPP). *EFSA Journal* 19, e06498. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6498>
- European Commission, 2020. Farm to Fork Strategy. For a fair, healthy and environmentally-friendly food system (No. COM(2020) 381 Final). European Commission, Brussels.
- FAO, 2021. L'État des ressources en terres et en eau pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde - Des systèmes au bord de la rupture. FAO; <https://doi.org/10.4060/cb7654fr>
- FAO, I., 2020. State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities: Report 2020. FAO, Rome, Italy. <https://doi.org/10.4060/cb1928en>
- Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L., Elsner, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. *Science (New York, N.Y.)* 341, 752–8. <https://doi.org/10.1126/science.1236281>
- Finckh, S., Carmona, E., Borchardt, D., Büttner, O., Krauss, M., Schulze, T., Yang, S., Brack, W., 2023. Mapping chemical footprints of organic micropollutants in European streams. *Environment International* 108371. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108371>
- Fontaine, S., Abbadie, L., Aubert, M., Barot, S., Bloor, J.M.G., Derrien, D., Duchene, O., Gross, N., Henneron, L., Le Roux, X., Loeuille, N., Michel, J., Recous, S., Wipf, D., Alvarez, G., 2024. Plant–soil synchrony in nutrient cycles: Learning from ecosystems to design sustainable agrosystems. *Global Change Biology* 30, e17034. <https://doi.org/10.1111/gcb.17034>
- Fossey, M., Angers, D., Bustany, C., Cudennec, C., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Jaffrezic, A., Pérès, G., Besse, C., Walter, C., 2020. A Framework to Consider Soil Ecosystem Services in Territorial Planning. *Frontiers in Environmental Science* 8.
- Freschet, G.T., Roumet, C., Comas, L.H., Weemstra, M., Bengough, A.G., Rewald, B., Bardgett, R.D., De Deyn, G.B., Johnson, D., Klimešová, J., Lukac, M., McCormack, M.L., Meier, I.C., Pagès, L., Poorter, H., Prieto, I., Wurzbürger, N., Zadworny, M., Bagniewska-Zadworna, A., Blancaflor, E.B., Brunner, I., Gessler, A., Hobbie, S.E., Iversen, C.M., Mommer, T., Picon-Cochard, C., Postma, J.A., Rose, L., Ryser, P., Scherer-Lorenzen, M., Soudzilovskaia, N.A., Sun, T., Valverde-Barrantes, O.J., Weigelt, A., York, L.M., Stokes, A., 2021. Root traits as drivers of plant and ecosystem functioning: current understanding, pitfalls and future research needs. *New Phytologist* 232, 1123–1158. <https://doi.org/10.1111/nph.17072>
- Freyer, B., Ellssel, P., Friedel, J.K., Möller, K., 2023. The contribution of organic farming systems to soil fertility—A systems perspective, in: Goss, M.J., Oliver, M. (Eds.), *Encyclopedia of Soils in the Environment (Second Edition)*. Academic Press, Oxford, pp. 135–145. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00240-8>
- Froger, C., Jolivet, C., Budzinski, H., Pierdet, M., Caria, G., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Bispo, A., 2023. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environ. Sci. Technol.* 57, 7818–7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Frøseth, R.B., Bakken, A.K., Bleken, M.A., Riley, H., Pommeroy, R., Thorup-Kristensen, K., Hansen, S., 2014. Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy* 52, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.006>
- Ganugi, P., Masoni, A., Pietramellara, G., Benedettelli, S., 2019. A Review of Studies from the Last Twenty Years on Plant–Arbuscular Mycorrhizal Fungi Associations and Their Uses for Wheat Crops. *Agronomy* 9, 840. <https://doi.org/10.3390/agronomy9120840>
- García-Palacios, P., Gättinger, A., Bracht-Jørgensen, H., Brussaard, L., Carvalho, F., Castro, H., Clément, J.-C., De Deyn, G., D'Herfeldt, T., Foulquier, A., Hedlund, K., Lavorel, S., Legay, N., Lori, M., Mäder, P., Martínez-García, L.B., Martins da Silva, P., Muller, A., Nascimento, E., Reis, F., Symanczik, S., Paulo Sousa, J., Milla, R., 2018. Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *Journal of Applied Ecology* 55, 2496–2505. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13113>
- Geissen, V., Silva, V., Lwanga, E.H., Beriot, N., Oostindie, K., Bin, Z., Pyne, E., Busink, S., Zomer, P., Mol, H., Ritsema, C.J., 2021. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe - Legacy of the past and turning point for the future. *Environmental Pollution* 278, 116827. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827>
- Gottshall, C.B., Cooper, M., Emery, S.M., 2017. Activity, diversity and function of arbuscular mycorrhizae vary with changes in agricultural management intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.011>
- Gross, C., Boutighane, N., Hardelin, J., 2022. Prospective des matières fertilisantes d'origine résiduaire (MAFOR) à l'horizon 2035 | Agreste, la statistique agricole (No. N° 176), Analyse. Centre d'études et de prospectives. Agreste.
- Gunstone, T., Cornelisse, T., Klein, K., Dubey, A., Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science* 9, 643847. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>
- Hallama, M., Pekrun, C., Lambers, H., Kandler, E., 2019. Hidden miners - the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant Soil* 434, 7–45. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3810-7>
- Hansen, S., Berland Frøseth, R., Stenberg, M., Stalenga, J., Olesen, J.E., Krauss, M., Radzikowski, P., Doltra, J., Nadeem, S., Torp, T., Pappa, V., Watson, C.A., 2019. Reviews and syntheses: Review of causes and sources of N₂O emissions and NO₃ leaching from organic arable crop rotations. *Biogeosciences* 16, 2795–2819. <https://doi.org/10.5194/bg-16-2795-2019>
- Heinen, R., Biere, A., Harvey, J.A., Bezemer, T.M., 2018. Effects of Soil Organisms on Aboveground Plant-Insect Interactions in the Field: Patterns, Mechanisms and the Role of Methodology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6.
- Hirte, J., Leifeld, J., Abiven, S., Oberholzer, H.-R., Mayer, J., 2018. Below ground carbon inputs to soil via root biomass and rhizodeposition of field-grown maize and wheat at harvest are independent of net primary productivity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 265, 556–566. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.010>
- Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., van der Heijden, M.G., Mayer, J., 2021. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. *Sci Total Environ* 755, 143551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143551>
- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I., Tibi, A., 2014a. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques (Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, INRA-CNRS-Irstea). France.
- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I., Tibi, A., 2014b. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, rapport. (Rapport d'expertise scientifique collective, INRA-CNRS-Irstea). France.

- Hudek, C., Putinica, C., Otten, W., De Baets, S., 2022. Functional root trait-based classification of cover crops to improve soil physical properties. *European Journal of Soil Science* 73, e13147. <https://doi.org/10.1111/ejss.13147>
- Humann-Guillemot, S., Binkowski, Ł.J., Jenni, L., Hilke, G., Glauser, G., Helfenstein, F., 2019. A nation-wide survey of neonicotinoid insecticides in agricultural land with implications for agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 56, 1502–1514. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13392>
- Janzen, H.H., Janzen, D.W., Gregorich, E.G., 2021. The 'soil health' metaphor: Illuminating or illusory? *Soil Biology and Biochemistry* 159, 108167. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108167>
- Kafle, A., Cope, K.R., Rath, R., Krishna Yakra, J., Subramanian, S., Bücking, H., Garcia, K., 2019. Harnessing Soil Microbes to Improve Plant Phosphate Efficiency in Cropping Systems. *Agronomy* 9, 127. <https://doi.org/10.3390/agronomy9030127>
- Karimi, B., Cahurel, J.-Y., Gontier, L., Charlier, L., Chovelon, M., Mahé, H., Ranjard, L., 2020a. Revue scientifique sur la qualité biologique des sols de vignes et l'impact des pratiques viticoles.
- Karimi, B., Villerd, J., Dequiedt, S., Terrat, S., Chemidlin Prevost-Boure, N., Djemiel, C., Lelièvre, M., Tripied, J., Nowak, V., Saby, N., Bispo, A., Jolivet, C., Arrouays, D., Wincker, P., Cruaud, C., Ranjard, L., 2020b. Biogeography of soil microbial habitats across France. *Global Ecology and Biogeography* 29, 1399–1411. <https://doi.org/10.1111/geb.13118>
- Katsoulas, N., Loes, A.-K., Andrivon, D., Cirvilleri, G., de Cara, M., Kir, A., Knebl, L., Malińska, K., Oudshoorn, F.W., Willer, H., Schmutz, U., 2020. Current use of copper, mineral oils and sulphur for plant protection in organic horticultural crops across 10 European countries. *Org. Agr.* 10, 159–171. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00330-2>
- Kaur, P., Lamba, J., Way, T., Sandhu, V., Balkcom, K., Sanz-Sáez, A., Watts, D., 2023. Cover crop effects on X-ray computed tomography-derived soil pore characteristics. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03596-7>
- Knapp, S., van der Heijden, M.G.A., 2018. A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. *Nat Commun* 9, 3632. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05956-1>
- Kopittke, P.M., Menzies, N.W., Dalal, R.C., McKenna, B.A., Husted, S., Wang, P., Lombi, E., 2021. The role of soil in defining planetary boundaries and the safe operating space for humanity. *Environment International* 146, 106245. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106245>
- Kremer, R., Means, N., 2009. Glyphosate and glyphosate-resistant crop interactions with rhizosphere microorganisms. *Eur J Agron* 31. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.06.004>
- Lamichhane, J.R., Alletto, L., 2022. Ecosystem services of cover crops: a research roadmap. *Trends in Plant Science*. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.03.014>
- Le Noë, J., Roux, N., Billen, G., Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Thieu, V., Silvestre, M., Garnier, J., 2020. The phosphorus legacy offers opportunities for agro-ecological transition (France 1850–2075). *Environ. Res. Lett.* 15, 064022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab82cc>
- Le Souder, C., 2024. Adaptations et limites des méthodes de raisonnement actuelles.
- Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Achard, A.-L., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudoin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, Cédric, Bertrand, Colette, Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.-F., Coutellec, M.-A., Cruzet, O., Doussan, I., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Edde, M., Langlais, A., Le Bellec, F., Le Boulanger, C., Le Gall, M., Le Perchec, S., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougou, C., Munaron, D., Néliou, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberhorn, S., Sucre, E., Thomas, M., Tournebize, J., 2022a. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse du rapport d'ESCo, INRAE, Ifremer. ed. <https://doi.org/10.17180/gfjk-e861>
- Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Achard, A.-L., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudoin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, Cédric, Bertrand, Colette, Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.-F., Coutellec, M.-A., Cruzet, O., Doussan, I., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Edde, M., Langlais, A., Le Bellec, F., Le Boulanger, C., Le Gall, M., Le Perchec, S., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougou, C., Munaron, D., Néliou, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberhorn, S., Sucre, E., Thomas, M., Tournebize, J., 2022b. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Résumé de l'Expertise scientifique collective, INRAE, Ifremer. ed. <https://doi.org/10.17180/hra7-df15>
- Leeuwen, J.P. van, Saby, N.P.A., Jones, A., Louwagie, G., Micheli, E., Rutgers, M., Schulte, R.P.O., Spiegel, H., Toth, G., Creamer, R.E., 2017. Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions. *Environ. Res. Lett.* 12, 124007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
- Lehmann, J., Bossio, D.A., Kögel-Knabner, I., Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nat Rev Earth Environ* 1, 544–553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Lepeule, C., Dufumier, A., Grémont, J., 2023. Estimation des besoins actuels et futurs de l'agriculture biologique en fertilisants organiques (No. N° 195), Analyse. Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire.
- Levasseur, P., Soulier, A., Lagrange, H., Trochard, R., Foray, S., Charpiot, A., Ponchant, P., Blazy, V., 2019. Valorisation agronomique des effluents d'élevages de porcs, bovins, ovins, caprins, volailles et lapins. RMT Elevage et Environnement. Paris.
- Liu, A., Ma, B.L., Bomke, A.A., 2005. Effects of Cover Crops on Soil Aggregate Stability, Total Organic Carbon, and Polysaccharides. *Soil Science Society of America Journal* 69, 2041–2048. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0032>
- Løes, A.-K., Adler, S., 2019. Increased utilisation of renewable resources: dilemmas for organic agriculture. *Org. Agr.* 9, 459–469. <https://doi.org/10.1007/s13165-018-00242-2>
- Lori, M., Hartmann, M., Kundel, D., Mayer, J., Mueller, R.C., Mäder, P., Krause, H.-M., 2023. Soil microbial communities are sensitive to differences in fertilization intensity in organic and conventional farming systems. *FEMS Microbiology Ecology* fiad046. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiad046>
- Lori, M., Piton, G., Symanczik, S., Legay, N., Brussaard, L., Jaenicke, S., Nascimento, E., Reis, F., Sousa, J.P., Mäder, P., Gattinger, A., Clément, J.-C., Foulquier, A., 2020. Compared to conventional, ecological intensive management promotes beneficial proteolytic soil microbial communities for agro-ecosystem functioning under climate change-induced rain regimes. *Sci Rep* 10, 7296. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64279-8>
- Lori, M., Symanczik, S., Mäder, P., Deyn, G.D., Gattinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE* 12, e0180442. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180442>
- Lozano, Y.M., Rillig, M.C., 2022. Legacy effect of microplastics on plant-soil feedbacks. *Frontiers in Plant Science* 13.
- Lupatini, M., Korthals, G.W., de Hollander, M., Janssens, T.K.S., Kuramae, E.E., 2017. Soil Microbiome Is More Heterogeneous in Organic Than in Conventional Farming System. *Frontiers in Microbiology* 7.
- MacLaren, C., Mead, A., van Balen, D., Claessens, L., Etana, A., de Haan, J., Haagsma, W., Jäck, O., Keller, T., Labuschagne, J., Myrbeck, Å., Necpalova, M., Nziguheba, G., Six, J., Strauss, J., Swanepoel, P.A., Thierfelder, C., Topp, C., Tshuma, F., Versteegen, H., Walker, R., Watson, C., Wesselink, M., Storkey, J., 2022. Long-term evidence for ecological intensification as a pathway to sustainable agriculture. *Nat Sustain* 5, 770–779. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00911-x>
- Mäder, P., Bünemann, E., Ritsema, C., 2020. Expert brief. Soil. FIBL's contribution to the ESAD EU platform.
- Martin, E., Lebarbrier, R., Cassagne, J.-P., Masse, S., Tripiana, V., 2023. L'irrigation, un atout pour les productions agricoles du bassin - Agreste Études n°5 - Septembre 2023 (No. Etudes Occitanie Nouvelle-Aquitaine. ISSN 2778-7257). Agreste.
- Martin, G., Durand, J.-L., Duru, M., Gastal, F., Julien, B., Litrico, I., Louarn, G., Médiène, S., Moreau, D., Valentin-Morison, M., Novak, S., Parnaudeau, V., Paschalidou, F., Vertès, F., Voisin, A.-S., Cellier, P., Jeuffroy, M.-H., 2020. Role of ley pastures in tomorrow's cropping systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 40, 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00620-9>
- Martínez-García, L.B., Korthals, G., Brussaard, L., Jørgensen, H.B., De Deyn, G.B., 2018. Organic management and cover crop species steer soil microbial community structure and functionality along with soil organic matter properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 263, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.018>
- Mazzoncini, M., Canali, S., Giovannetti, M., Castagnoli, M., Tittarelli, F., Antichi, D., Nannelli, R., Cristani, C., Barberi, P., 2010. Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Applied Soil Ecology* 44, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.11.001>
- Meyer, N., Bergez, J.-E., Justes, E., Constantin, J., 2022. Influence of cover crop on water and nitrogen balances and cash crop yield in a temperate climate: A modelling approach using the STICS soil-crop model. *European Journal of Agronomy* 132, 126416. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126416>
- Michel, J., 2024. Comportement des substances per et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'avancement : synthèse bibliographique menée par l'Ineris en 2023 et perspectives (No. Ineries 213870-2789035 v1.0).

- Mie, A., Andersen, H.R., Gunnarsson, S., Kahl, J., Kesse-Guyot, E., Rembiałkowska, E., Quaglio, G., Grandjean, P., 2017. Human health implications of organic food and organic agriculture: a comprehensive review. *Environ Health* 16, 111. <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0315-4>
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science* 69, 39–47. <https://doi.org/10.1111/ejss.12475>
- Minasny, B., McBratney, A.B., Arrouays, D., Chabbi, A., Field, D.J., Kopittke, P.M., Morgan, C.L.S., Padarian, J., Rumpel, C., 2023. Soil Carbon Sequestration: Much More Than a Climate Solution. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07312>
- Mohaupt, V., Völker, J., Altenburger, R., Birk, S., Kirst, I., Kühnel, D., Küster, E., Semerádová, S., Šubelj, G., Whalley, C., 2020. Pesticides in European rivers, lakes and groundwaters – Data assessment (No. ETC/ICM Technical Report 1/2020). European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters.
- Möller, K., 2018. Soil fertility status and nutrient input-output flows of specialised organic cropping systems: a review. *Nutr Cycl Agroecosyst* 112, 147–164. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9946-2>
- Nesme, T., Metson, G.S., Bennett, E.M., 2018. Global phosphorus flows through agricultural trade. *Global Environmental Change* 50, 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.004>
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S., 2015. Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.010>
- Oberson, A., Jarosch, K.A., Frossard, E., Hammelehle, A., Fliessbach, A., Mäder, P., Mayer, J., 2024. Higher than expected: Nitrogen flows, budgets, and use efficiencies over 35 years of organic and conventional cropping. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 362, 108802. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108802>
- Office Français de la Biodiversité, 2022. [Replays] Phosphore : quels enjeux et solutions techniques pour atteindre une gestion durable et préserver l'environnement? [WWW Document]. Le portail technique de l'OFB. URL <https://professionnels.ofb.fr/restitution/replays-phosphore-quels-enjeux-solutions-techniques-atteindre-gestion-durable-preserver> (accessed 1.11.24).
- Ópezalonso, M.L., Benedetto, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., Shore, R.F., 2000. The Effect of Pig Farming on Copper and Zinc Accumulation in Cattle in Galicia (North-Western Spain). *The Veterinary Journal* 160, 259–266. <https://doi.org/10.1053/tvj.2000.0503>
- Orgiazzi, A., Panagos, P., Yigini, Y., Dunbar, M.B., Gardi, C., Montanarella, L., Ballabio, C., 2016a. A knowledge-based approach to estimating the magnitude and spatial patterns of potential threats to soil biodiversity. *Science of The Total Environment* 545–546, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.092>
- Orgiazzi, A., Singh, B., Wall, D., Barrios, E., Kandler, E., Moreira, F., De, D.G., Chotte, J.-L., Six, J., Hedlund, K., Briones, M., Miko, L., Johnson, N., Ramirez, K., Fierer, N., Kaneko, N., Lavelle, P., Eggleton, P., Lemanceau, P., Bardgett, R., Jeffery, S., Fraser, T., Behan, P.V., Van, D.P.W., Montanarella, L., Jones, A., 2016b. Global Soil Biodiversity Atlas [WWW Document]. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2788/2613>
- Orton, T.G., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Jolivet, C.C., Villanneau, E.J., Marchant, B.P., Caria, G., Barriuso, E., Bispo, A., Briand, O., 2013. Spatial distribution of Lindane concentration in topsoil across France. *Science of The Total Environment* 443, 338–350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.103>
- Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Jones, A., Borrelli, P., Scarpa, S., Orgiazzi, A., Montanarella, L., 2018. Potential Sources of Anthropogenic Copper Inputs to European Agricultural Soils. *Sustainability* 10, 2380. <https://doi.org/10.3390/su10072380>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015a. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015b. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>
- Panico, S.C., van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A., Rault, M., Bertrand, C., Menacho Barriga, C.A., Coeurdassier, M., Fritsch, C., Gimbert, F., Pelosi, C., 2022. Field mixtures of currently used pesticides in agricultural soil pose a risk to soil invertebrates. *Environmental Pollution* 305, 119290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119290>
- Parlement européen, 2021. Résolution du Parlement européen du 28 avril 2021 sur la protection des sols (2021/2548(RSP)) [WWW Document]. URL https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2021-0143_FR.html (accessed 8.21.23).
- Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 305, 107167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167>
- Pérez-Reverón, R., Álvarez-Méndez, S.J., Kropp, R.M., Perdomo-González, A., Hernández-Borges, J., Díaz-Peña, F.J., 2022. Microplastics in Agricultural Systems: Analytical Methodologies and Effects on Soil Quality and Crop Yield. *Agriculture* 12, 1162. <https://doi.org/10.3390/agriculture12081162>
- Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., 2017. L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité, Synthèse de l'Expertise scientifique collective. CNRS - Ifremer - INRA - Irstea, France.
- Plassart, P., Prévost-Bouré, N.C., Uroz, S., Dequiedt, S., Stone, D., Creamer, R., Griffiths, R.I., Bailey, M.J., Ranjard, L., Lemanceau, P., 2019. Soil parameters, land use, and geographical distance drive soil bacterial communities along a European transect. *Sci Rep* 9, 605. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36867-2>
- Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Ponísio, L., McGonigle, L., Mace, K., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 282, 20141396. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Proposition de DIRECTIVE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols), 2023.
- Puissant, J., Villenave, C., Chauvin, C., Plassard, C., Blanchart, E., Trap, J., 2021. Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 161, 108383. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108383>
- Reeve, J., Hoagland, L., Villalba, J., Carr, P., Atucha, A., Cambardella, C., Davis, D.R., Delate, K., 2016. Organic Farming, Soil Health, and Food Quality: Considering Possible Links. *Advances in Agronomy* 137. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.003>
- Reganold, J., Wachter, J., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2, 15221. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- Règlement d'exécution (UE) 2021/1165 de la Commission du 15 juillet 2021 autorisant l'utilisation de certains produits et substances dans la production biologique et établissant la liste de ces produits et substances (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), 2021. , OJ L.
- Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) no 834/2007 du Conseil, 2018. , OJ L.
- Règlement (UE) 2021/1119 du Parlement européen et du Conseil du 30 juin 2021 établissant le cadre requis pour parvenir à la neutralité climatique et modifiant les règlements (CE) no 401/2009 et (UE) 2018/1999 («loi européenne sur le climat»), 2021. , OJ L.
- Reimer, M., Möller, K., Hartmann, T.E., 2020. Meta-analysis of nutrient budgets in organic farms across Europe. *Org. Agr.* 10, 65–77. <https://doi.org/10.1007/s13165-020-00300-8>
- Reimer, M., Oelofse, M., Müller-Stöver, D., Möller, K., Bünemann, E.K., Bianchi, S., Vetemaa, A., Drexler, D., Trugly, B., Raskin, B., Blogg, H., Rasmussen, A., Verrastro, V., Magid, J., 2023. Sustainable growth of organic farming in the EU requires a rethink of nutrient supply. *Nutr Cycl Agroecosyst.* <https://doi.org/10.1007/s10705-023-10297-7>
- Renault, P., Cousin, I., Gascuel-Oudoux, C., Antoni, V., Bispo, A., Bougon, N., Desrousseaux, M., Feix, I., Joassard, I., Laville, P., Pierart, A., Caquet, T., 2023. Des propriétés des sols aux indicateurs de la qualité des sols, en appui aux politiques publiques et en réponse aux besoins de la société. *Etude et Gestion des Sols* 30, 207–221.
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S.E., Donges, J.F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kumm, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Petri, S., Porkka, M., Rahmstorf, S., Schaphoff, S., Thonicke, K., Tobian, A., Virkki, V., Wang-Erlandsson, L., Weber, L., Rockström, J., 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances* 9, eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Riedo, J., Wettstein, F.E., Rösch, A., Herzog, C., Banerjee, S., Büchi, L., Charles, R., Wächter, D., Martin-Laurent, F., Bucheli, T.D., Walder, F., van der Heijden, M.G.A., 2021. Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils—the Ghost of a Conventional Agricultural Past? *Environ. Sci. Technol.* 55, 2919–2928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405>

- Riley, H., Pommeresche, R., Eltun, R., Hansen, S., Korsaaeth, A., 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124, 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.11.002>
- Rilling, M.C., 2020. Plastic and plants. *Nat Sustain* 3, 887–888. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0583-9>
- Rilling, M.C., Lehmann, A., 2020. Microplastic in terrestrial ecosystems. *Science* 368, 1430–1431. <https://doi.org/10.1126/science.abb5979>
- Rilling, M.C., Mummey, D.L., 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171, 41–53. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>
- Rodriguez, C., Carlsson, G., Englund, J.-E., Flöhr, A., Pelzer, E., Jeuffroy, M.-H., Makowski, D., Jensen, E.S., 2020. Grain legume-cereal intercropping enhances the use of soil-derived and biologically fixed nitrogen in temperate agroecosystems. A meta-analysis. *European Journal of Agronomy* 118, 126077. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126077>
- Rodriguez, C., Mith, H., Taminiau, B., Korsak, N., Garcia-Fuentes, E., Daube, G., 2023. Microbial Food Safety Assessment of Organic Food and Feed: Notifications in the EU RASFF during 2020–2022. A Systematic Review. *Transboundary and Emerging Diseases* 2023, e6615992. <https://doi.org/10.1155/2023/6615992>
- Román Dobarco, M., Cousin, I., Le Bas, C., Martin, M., 2019. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma* 336, 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Roques, O., Bayard, R., Le Mau, J., Patureau, D., Nélieu, S., Lamy, I., Bedell, J.-P., 2023. Assessing the chronic toxicity of spreading organic amendments on agricultural soil: Tests on earthworms and plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 265, 115504. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115504>
- Sanders, J., Heß, J. (Eds.), 2019. *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft* [2. überarbeitete und ergänzte Auflage]. Johann Heinrich von Thünen-Institut, DE.
- Sautereau, N., Benoit, M., 2016. Quantifier et chiffrer économiquement les externalités de l'agriculture biologique ? (Rapport d'étude ITAB).
- Schleiffer, M., Speiser, B., 2022. Presence of pesticides in the environment, transition into organic food, and implications for quality assurance along the European organic food chain – A review. *Environmental Pollution* 313, 120116. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120116>
- Schweizer, S.A., Seitz, B., van der Heijden, M.G.A., Schulin, R., Tandy, S., 2018. Impact of organic and conventional farming systems on wheat grain uptake and soil bioavailability of zinc and cadmium. *Science of The Total Environment* 639, 608–616. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.187>
- Schwoob, M.-H., 2021. *Politique des sols : dynamiques européennes et françaises* (No. N° 169), Analyse. Centre d'Etudes et de Prospective, Paris.
- Sebastian, A., Prasad, M.N.V., 2014. Cadmium minimization in rice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 155–173. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0152-y>
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>
- Seufert, V., Ramankutty, N., Mayerhofer, T., 2017. What is this thing called organic? – How organic farming is codified in regulations. *Food Policy* 68, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2016.12.009>
- Silva, V., Mol, H.G.J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of The Total Environment* 653, 1532–1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
- Simonović, M., Caray, J., 2021. Enquête Pratiques culturales en viticulture en 2019 - IFT et nombre de traitements (No. N° 2021-19), Agreste - Chiffres et données. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation / Service de la statistique et de la prospective.
- Smith, O.M., Cohen, A.L., Rieser, C.J., Davis, A.G., Taylor, J.M., Adesanya, A.W., Jones, M.S., Meier, A.R., Reganold, J.P., Orpet, R.J., Northfield, T.D., Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 3.
- Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J.I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Gerber, J.S., Clark, J.M., Adhya, T., Scholes, R.J., Scholes, M.C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *SOIL* 1, 665–685. <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>
- Sterckeman, T., Gossiaux, L., Guimont, S., Sirguey, C., Lin, Z., 2018. Cadmium mass balance in French soils under annual crops: Scenarios for the next century. *Science of The Total Environment* 639, 1440–1452. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.225>
- Taylor, A.A., Tsuji, J.S., Garry, M.R., McArdle, M.E., Goodfellow, W.L., Adams, W.J., Menzie, C.A., 2020. Critical Review of Exposure and Effects: Implications for Setting Regulatory Health Criteria for Ingested Copper. *Environmental Management* 65, 131–159. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01234-y>
- Thiour-Mauprivez, C., Martin-Laurent, F., Calvayrac, C., Barthelmebs, L., 2019. Effects of herbicide on non-target microorganisms: Towards a new class of biomarkers? *Science of The Total Environment* 684, 314–325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.230>
- Tibi, A., Martinet, V., Vialatte, A., Alignier, A., Angeon, V., Bohan, D., Bougherara, D., Cordeau, S., Courtois, P., Deguine, J.-P., Enjalbert, J., Fabre, F., Fréville, H., Grateau, R., Grimonprez, B., Gross, N., Hannachi, M., Launay, M., Lelievre, V., Lemarié, S., Martel, G., Navarrete, M., Plantegenest, M., Ravigné, V., Rusch, A., Suffert, F., Thoyer, S.S., 2022. Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Synthèse de l'expertise scientifique collective (report). INRAE. <https://doi.org/10.17180/awnsn-rf06>
- Tibi, A., Therond, O., 2017a. Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE. Synthèse du rapport d'étude., INRA. ed. France.
- Tibi, A., Therond, O., 2017b. Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE. Résumé de l'étude réalisée par l'INRA, INRA. ed. France.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M.R., Montanarella, L., 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International* 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
- Tsiafouli, M.A., Thébaud, E., Sgardelis, S.P., de Ruiter, P.C., van der Putten, W.H., Birkhofer, K., Hemerik, L., de Vries, F.T., Bardgett, R.D., Brady, M.V., Bjornlund, L., Jørgensen, H.B., Christensen, S., Hertefeldt, T.D., Hotes, S., Gera Hol, W. h., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S.R., Setälä, H., Tzanopoulos, J., Uteseny, K., Pižl, V., Stary, J., Wolters, V., Hedlund, K., 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21, 973–985. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>
- Tully, K.L., McAskill, C., 2020. Promoting soil health in organically managed systems: a review. *Org. Agr.* 10, 339–358. <https://doi.org/10.1007/s13165-019-00275-1>
- van Bruggen, A.H.C., Finckh, M.R., He, M., Ritsema, C.J., Harkes, P., Knuth, D., Geissen, V., 2021. Indirect Effects of the Herbicide Glyphosate on Plant, Animal and Human Health Through its Effects on Microbial Communities. *Frontiers in Environmental Science* 9.
- Van Bruggen, A.H.C., He, M.M., Shin, K., Mai, V., Jeong, K.C., Finckh, M.R., Morris, J.G., 2018. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. *Science of The Total Environment* 616–617, 255–268. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.309>
- van der Heijden, M.G., Bruini, S. de, Luckerhoff, L., van Logtestijn, R.S., Schlaeppli, K., 2016. A widespread plant-fungal-bacterial symbiosis promotes plant biodiversity, plant nutrition and seedling recruitment. *ISME J* 10, 389–399. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.120>
- van der Werf, H.M.G., Knudsen, M.T., Cederberg, C., 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nat Sustain* 3, 419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- van Gestel, C.A., Mommer, L., Montanarella, L., Pieper, S., Coulson, M., Toschki, A., Rutgers, M., Focks, A., Römbke, J., 2021. Soil Biodiversity: State-of-the-Art and Possible Implementation in Chemical Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 17, 541–551. <https://doi.org/10.1002/ieam.4371>
- Varga, K., Fehér, J., Trugly, B., Drexler, D., Leiber, F., Verrastro, V., Magid, J., Chylinski, C., Athanasiadou, S., Thuerig, B., László, A., Ladányi, M., Moeskops, B., Herforth-Rahmé, J., Tamm, L., 2022. The State of Play of Copper, Mineral Oil, External Nutrient Input, Anthelmintics, Antibiotics and Vitamin Usage and Available Reduction Strategies in Organic Farming across Europe. *Sustainability* 14, 3182. <https://doi.org/10.3390/su14063182>
- Vedere, C., Lebrun, M., Honvault, N., Aubertin, M.-L., Cyril, G., Garnier, P., Dignac, M.-F., Houben, D., Rumpel, C., 2022. How does soil water status influence the fate of soil organic matter? A review of processes across scales. *Earth-Science Reviews* 234, 104214. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104214>
- Veerman, C., Pinto Correia, T., Bastioli, C., Biro, B., Bouma, J., Cienciala, E., Emmett, B., Frison, E.A., Grand, A., Hristov, L., Kriaučiūnienė, Z., Pogrzeba, M., Soussana, J.-F., Vela, C.O., Wittkowski, R., 2020. Caring for soil is caring for life: ensure 75% of soils are healthy by 2030 for food, people, nature and climate: report of the Mission board for Soil health and

food, European Commission Directorate-General for Research and Innovation and Directorate-General for Agriculture and Rural Development. ed. Publications Office of the European Union, Brussels.

Verheijen, F.G.A., Jones, R.J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J., 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94, 23–38. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003>

Véricel, G., Demay, J., 2023. Fertilité des sols en phosphore : diagnostic, leviers de gestion et perspectives.

Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., van der Heijden, M.G.A., 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 5266–5270. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>

Walder, F., Büchi, L., Wagg, C., Colombi, T., Banerjee, S., Hirte, J., Mayer, J., Six, J., Keller, T., Charles, R., van der Heijden, M.G.A., 2023. Synergism between production and soil health through crop diversification, organic amendments and crop protection in wheat-based systems. *Journal of Applied Ecology* 60, 2091–2104. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14484>

Walder, F., Schmid, M.W., Riedo, J., Valzano-Held, A.Y., Banerjee, S., Büchi, L., Bucheli, T.D., van der Heijden, M.G.A., 2022. Soil microbiome signatures are associated with pesticide residues in arable landscapes. *Soil Biology and Biochemistry* 174, 108830. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108830>

Wang-Erlandsson, L., Tobian, A., van der Ent, R.J., Fetzer, I., te Wierik, S., Porkka, M., Staal, A., Jaramillo, F., Dahmann, H., Singh, C., Greve, P., Gerten, D., Keys, P.W., Gleeson, T., Cornell, S.E., Steffen, W., Bai, X., Rockström, J., 2022. A planetary boundary for green water. *Nat Rev Earth Environ* 3, 380–392. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00287-8>

Wipf, D., Krajinski, F., van Tuinen, D., Recorbet, G., Courty, P.-E., 2019. Trading on the arbuscular mycorrhiza market: from arbuscules to common mycorrhizal networks. *New Phytologist* 223, 1127–1142. <https://doi.org/10.1111/nph.15775>

Wittwer, R., Klaus, V.H., Miranda Oliveira, E., Sun, Q., Liu, Y., Gilgen, A.K., Buchmann, N., Heijden, M.G.A. van der, 2023. Limited Capability of Organic Farming and Conservation Tillage to Enhance Agroecosystem Resilience to Severe Drought. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4361157>

Wittwer, R.A., Bender, S.F., Hartman, K., Hydbom, S., Lima, R.A.A., Loaiza, V., Nemecek, T., Oehl, F., Olsson, P.A., Petchey, O., Prechsl, U.E., Schlaeppli, K., Scholten, T., Seitz, S., Six, J., van der Heijden, M.G.A., 2021. Organic and conservation agriculture promote ecosystem multifunctionality. *Science Advances* 7, eabg6995. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abg6995>


Young, Iain.M., Blanchart, Eric., Chenu, C., Dangerfield, Mark., Fragoso, C., Grimaldi, M., Ingram, John., Monrozier, L.J., 1998. The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Global Change Biology* 4, 703–712. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00194.x>

Zobiolo, L.H.S., Kremer, R.J., Oliveira, R.S., Jr, Constantin, J., 2011. Glyphosate affects micro-organisms in rhizospheres of glyphosate-resistant soybeans. *Journal of Applied Microbiology* 110, 118–127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04864.x>

Annexe I : Extraits de la réglementation bio précisant la gestion des rotations et leur relation avec la qualité des sols

Dans le règlement de base RUE 2018/848, le considérant (34) indique qu'il « convient de limiter considérablement l'utilisation de produits phytopharmaceutiques [...] et] il faudrait privilégier [...] la rotation des cultures » pour **abaisser la pression des bioagresseurs**.

- ▶ L'article 4 indique que la production poursuit les objectifs de « a) contribuer à la protection de l'environnement et du climat ; b) préserver la fertilité à long terme des sols ; c) contribuer à atteindre un niveau de biodiversité ; d) apporter une contribution notable à un environnement non toxique » et viser une diversité cultivée favorisée par un matériel génétique adapté à l'AB ;
- ▶ l'article 5 que la production bio « est un système de gestion durable qui repose sur les principes [...] a) respecter les systèmes et cycles naturels et maintenir et améliorer l'état du sol, de l'eau et de l'air, la santé des végétaux et des animaux, ainsi que l'équilibre entre ceux-ci ; [...] f) concevoir et gérer de manière appropriée des procédés biologiques en se fondant sur des systèmes écologiques et en utilisant des ressources naturelles internes au système de gestion, selon des méthodes qui : i) utilisent des organismes vivants et des méthodes de production mécaniques » ;
- ▶ l'article 6 édicte les principes « a) préserver et développer la vie et la fertilité naturelle des sols, leur stabilité, leur capacité de rétention d'eau et leur biodiversité, prévenir et combattre l'appauvrissement des sols en matières organiques, le tassement et l'érosion des sols et nourrir les végétaux principalement par l'écosystème du sol; b) réduire au minimum l'utilisation de ressources non renouvelables et d'intrants extérieurs; c) recycler les déchets et les sous-produits d'origine végétale ou animale comme intrants pour la production végétale ou animale; d) préserver la santé des végétaux au moyen de mesures préventives, notamment en choisissant des espèces, des variétés ou du matériel hétérogène appropriés et résistants aux organismes nuisibles et aux maladies, en assurant une rotation appropriée des cultures, en recourant à des méthodes mécaniques et physiques et en protégeant les prédateurs naturels des organismes nuisibles [...] et] q) faire en sorte que la production biologique ne mette pas en danger les espèces présentant un intérêt sur le plan de la conservation. »
- ▶ et définit dans son annexe II, les règles de production notamment relatives à «
 - 1.9. Gestion et fertilisation des sols
 - 1.9.1. La production végétale biologique a recours à des pratiques de travail du sol et des pratiques culturales qui préservent ou accroissent la matière organique du sol, améliorent la stabilité du sol et sa biodiversité, et empêchent son tassement et son érosion.
 - 1.9.2. La fertilité et l'activité biologique du sol sont préservées et augmentées de la manière suivante :
 - a) hormis dans le cas des pâturages et des fourrages pérennes, par la rotation pluriannuelle des cultures, comprenant des cultures obligatoires de légumineuses comme culture principale ou culture de couverture pour les cultures en rotation et d'autres cultures d'engrais verts ;
 - b) dans le cas des serres ou des cultures pérennes autres que les fourrages, par des cultures d'engrais verts et de légumineuses à court terme, ainsi que par le recours à la diversité végétale ; et [...]
 - 1.10. Lutte contre les organismes nuisibles et les mauvaises herbes

- 
- 1.10.1. La prévention des dégâts causés par les organismes nuisibles et les mauvaises herbes repose principalement sur : les prédateurs naturels, **le choix des espèces, des variétés et du matériel hétérogène, la rotation des cultures** ».

Annexe II : Indicateurs retenus dans les approches multidimensionnelles de la qualité des sols

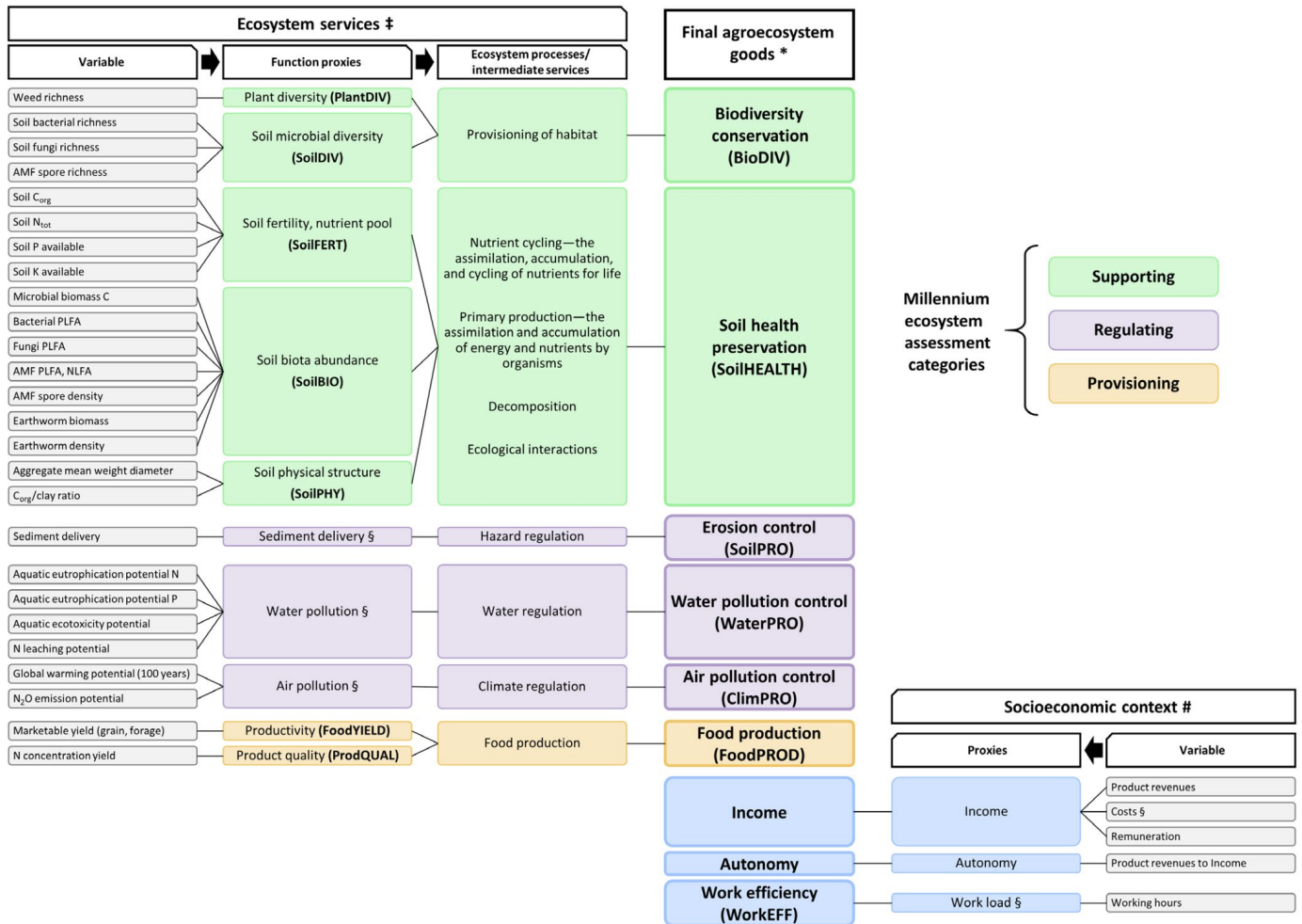


Figure 34. Cadre pour l'analyse multifonctionnelle des agrosystèmes dans l'essai FAST (Source Wittwer et al., 2021). Les critères à gauche peuvent être utilisés seuls ou agrégés comme indicateurs des services écosystémiques (en vert pour SES support, en violet pour SES de régulation, en orange pour SES d'approvisionnement). Les variables à droite servent d'indicateurs socioéconomiques (en bleu). L'ensemble est traduit en termes de biens agro-écosystémiques (matériels ou immatériels).

Management	Production	Soil health
<i>Crop diversification</i>	<i>Grain yield</i>	<i>Soil organic matter</i>
Leys		Organic carbon
Crop richness	<i>Yield quality</i>	Microbial carbon
Legumes	Grain protein content	
Preceding crop	Backing quality	<i>Soil nutrients</i>
Soil cover	Grain hardness	Optimal pH
	<i>Grain nutrient content</i>	Soil nitrogen
<i>Fertiliser input</i>		Soil phosphorus
Inorganic fertiliser	<i>Crop nutrition</i>	Soil potassium
Organic amendments	Nitrogen concentration	Soil calcium
	Phosphorus concentration	Soil magnesium
<i>Agrochemical use</i>	Potassium concentration	
Herbicides (TFI)	<i>Minor nutrient concentration</i>	<i>Microbial abundance</i>
Fungicides (TFI)		Prokaryotic PLFAs
Growth regulator (TFI)	<i>Weed pressure</i>	Fungal PLFAs
	Weed biomass	AMF PLFA
<i>Soil disturbance</i>	Weed soil cover	Protozoa PLFAs
Tillage (STIR)		Microbial respiration
Weeding (STIR)	<i>Leaf damage</i>	
		<i>Microbial diversity</i>
	<i>Fertiliser use efficiency (PFP)</i>	Bacterial diversity
		Fungal diversity
		<i>Soil structure</i>
		Aggregation
		Water holding capacity
		<i>Soil compaction</i>
		Bulk density
		Penetration resistance

Figure 35. Variables (sous chaque indicateur) et indicateurs (en italique) des pratiques culturales, de production et de santé des sols dans le réseau de fermes suisses de Walder et al. (Source Walder et al., 2023). En gras, les indicateurs et variables utilisés pour l'analyse primaire. Abréviations : PLFA pour acides gras phospholipidiques ; PFP pour facteur partiel de productivité, STIR pour intensité du travail du sol, TFI pour indice de fréquence de traitement (comme l'IFT français)

Annexe III : Fonctions écosystémiques assurées par les organismes du sol

Organisms	Main Soil Ecosystem Functions	Ecosystem Services	Gaps and Opportunities
Megafauna (e.g. moles, beavers, armadillos)	Bioturbators: soil, organic matter and sediment redistribution to greater depths		
Macrofauna (e.g. earthworms, ants, termites, millipedes, insects)	Ecosystem engineers: fragment, rip, and tear organic matter, providing smaller pieces for decay by organisms; mineralization of organic matter; Bioturbators: moving and mixing soil, increasing water permeability and soil aeration	Supporting services: <i>Soil formation</i> <i>Nutrient cycling</i> Regulating services: <i>Climate regulation</i> <i>Disease and pest regulation</i> <i>Water regulation (water availability, including regulating extremes – drought and flood)</i> <i>Remediation</i> <i>Pollination</i>	Lack of data and limited knowledge on: Organisms and their functional roles Interaction between organisms and their communities, as well as with terrestrial biodiversity (including crops) Distribution of soil organisms globally Better understanding of how biodiversity loss by anthropogenic activities might affect stability of food webs and ecosystem functioning Better understanding of the impact of climate change on soil communities Improvement of biological control practices for pests and pathogens Opportunities: Undescribed microorganisms may have a wide range of metabolic capabilities influencing ecosystem services Application of soil microorganisms for specific industrial, agricultural or environmental purposes
	Bioremediation: <i>Eisenia fetida</i> earthworms can accumulate cadmium and some other pollutants like polycyclic aromatic compounds (PAHs)		
Mesofauna (e.g. mites, springtails)	Soil modifiers: all mesofauna modify the fine structure thereby changing many soil microhabitat features. Decomposers: micro and mesofauna feed on dead plant material or living microbes to recycle nutrients for primary production. Thereby they modify the fine-scaled structures of soil.		
Microfauna (e.g. protozoa, nematodes)	Food web stabilizers: micro and mesofauna operate as predator and/or prey to regulate and shape soil biological communities.		
Microbes (e.g. virus, bacteria and archaea, fungi)	Bioremediation: break down, removing, altering, immobilizing, or detoxifying various chemicals and physical wastes from the environment like PAHs (see chapter 5) Decomposers: weathering minerals; Carbon transformation by decomposition of organic matter and storage, nutrient cycling by transforming inorganic compounds into forms usable by plants, regulate soil structure and pathogens	Provisioning services: <i>Food</i> <i>Freshwater</i> <i>Fuel</i> <i>Fibre</i> <i>Biochemicals</i> <i>Genetic resources</i> Cultural services: <i>Spiritual, recreational, symbolic values of landscapes</i>	
	Gas producers: methanogenic archaea transfer of C, N ₂ , N ₂ O, CH ₄ denitrification		
	Nitrogen fixers: rhizobia bacteria found on legume roots helping to increase nitrogen uptake.		

Figure 36. Exemples de fonctions écosystémiques assurées par les différents groupes d'organismes du sol (FAO, 2020).

Le document "Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol" s'inscrit dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique".

Contributeurs à la réalisation de ce document :

- ▶ Pilotage de l'étude "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique" : Natacha Sautereau (ITAB)
- ▶ Direction de la publication : Emeric Pillet (ITAB)
- ▶ Rédaction : Eva Lacarce, Natacha Sautereau (ITAB)
- ▶ Relecture :
 - Marie Benoit (ISARA UR Agroécologie et environnement) enseignante-chercheuse en agroécologie ; domaines d'expertise : Systèmes de cultures, Lixiviation de nitrate, Emissions de gaz à effet de serre - **relectrice**
 - Joséphine Peigné (ISARA UR Agroécologie et environnement), enseignante-chercheuse en agronomie ; domaines d'expertise : Agroécologie, Agriculture biologique, Fertilité des sols - **relecteur**
 - Christian Mougin (INRAE UMR1402 ECOSYS Ecologie Fonctionnelle et Ecotoxicologie des Agroécosystèmes), directeur de recherche, écotoxicologie des sols, domaines d'expertise : Dynamique des contaminants organiques, Ecotoxicologie microbienne, Biochimie environnementale du sol - **relecteur**
 - Isabelle Savini (INRAE DEPE), ingénieure de recherche, domaines d'expertise : Rédaction ; Coordination éditoriale - **relectrice**.
- ▶ Relecture interne : Enguerrand Burel (ITAB), chef de projet en agronomie système ; domaines d'expertise : grandes cultures en AB, fertilisation, modélisation des flux de carbone et azote
- ▶ Relecture commanditaire : Noémie Quéré, Catherine Conil (MTECT)
- ▶ Conception de la publication : Elodie Weber, Stéphanie Mothes (ITAB)

Remerciements au Comité de pilotage de l'étude avec des membres des Ministères (MTECT, MASA, MSP), INRAE, INSERM, ISARA, France Stratégie, INAO, Santé Publique France, IDDRI-AsCa, SOLAGRO, Agence Bio, FNAB, Synabio

Crédits photos : [GrandCelinien](#) ; [F. Cisowski](#) ; [Natfot](#) ; [Ralph](#).

Edition : ITAB

Juillet 2024

Pour citer ce document : Lacarce E., Sautereau N., 2024, Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol, dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique", ITAB, 2024, 141p

Licence : CC BY-NC-ND 4.0



Le document "Chapitre | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol" © 2024 par Eva Lacarce et Natacha Sautereau (ITAB) est protégé par la licence CC BY-NC-ND 4.0. Pour en savoir plus sur cette licence, visitez la page <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

Contact : communication@itab.asso.fr

Financé par :

Co-financier :



**MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET DE LA COHÉSION
DES TERRITOIRES**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Avec
la contribution
financière du compte
d'affectation spéciale
développement
agricole et rural
CASDAR



**MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
ET DE LA SOUVERAINETÉ
ALIMENTAIRE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

