



**itab**

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

# Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



Résumé  
sol

Eva Lacarce, Natacha Sautereau  
Mise à jour 2024

Soutenu par



## Une étude ITAB avec l'appui de chercheurs INRAE, ISARA, INSERM

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 co-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, climat, santé, biodiversité**
- ▶ Les 4 résumés de ces chapitres : **sol, climat, santé, biodiversité**
- ▶ La note synthétique de 4 pages

Tous les livrables de la collection sont téléchargeables sur le site : <https://vu.fr/hxujS>

## Un résumé du chapitre sol

Ce document est un résumé du chapitre "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol", rédigé par Eva Lacarce, agronome et pédologue sous la direction de Natacha Sautereau, agronome. La rédaction de ce chapitre a bénéficié en particulier des appuis extérieurs d'experts du sol : Joséphine Peigné (ISARA), Marie Benoit (ISARA), Christian Mougin (INRAE).

230 références bibliographiques ont été mobilisées et figurent dans le chapitre "Sol". Vous trouverez en fin de document une bibliographie sélective.

Ce résumé de chapitre aborde les principales externalités de l'AB concernant le sol en regard des pratiques principalement 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.

## Contexte et enjeux

Le sol permet de nombreux services écosystémiques (SES) en particulier ceux de production alimentaire, de régulation des écosystèmes, du climat, et des flux de nutriments (notamment azote et phosphore), ainsi que de l'eau. Des enjeux majeurs de conservation de la biodiversité complètent ce panorama.

Le sol subit des dégradations biologiques, chimiques, et physiques avec des effets cumulatifs impactant son fonctionnement : deux tiers des sols européens sont considérés comme dégradés.<sup>1</sup> (Veerman et al., 2020).

De nombreuses approches s'attèlent à rendre compte des caractéristiques du sol via des indicateurs plus ou moins directs couvrant différentes dimensions. La **qualité du sol** s'attache aux propriétés d'un sol qui soutiennent les fonctions écosystémiques. La **fertilité du sol** en est l'une des composantes et correspond à la capacité à soutenir le rendement des cultures. La **santé du sol**, quant à elle, est une notion plus large et plus récente incluant les propriétés dynamiques affectées par la gestion du sol, et la performance des services et fonctions écosystémiques en plaçant au centre sa composante biologique. Ces différentes approches ne sont pas stabilisées dans le sens où des auteurs mobilisent différents corpus d'indicateurs pour en rendre compte. Les différences entre qualité et santé des sols sont ténues, dépendantes des communautés de recherche et de développement (Renault et al., 2023).

Le terme de « santé des sols » est de plus en plus utilisé et fait écho au concept d'« une seule santé ». La notion a permis de sensibiliser le législateur européen aux enjeux du sol. En 2021, la Commission européenne l'intègre dans la Stratégie pour les sols pour 2030 afin de « récolter les bénéfices de sols sains pour l'homme, l'alimentation, la nature et le climat ». Dans ce contexte, il est pertinent de s'interroger sur l'effet de l'agriculture biologique (AB) sur la santé des sols comme bien commun.

Les efforts visant à améliorer ou à maintenir la santé des sols profitent en effet directement aux producteurs d'aujourd'hui, mais aussi de demain, et génèrent également des externalités environnementales pour la société. Ainsi, il est important 1) de préserver la santé des sols, cette préservation pouvant être considérée comme une externalité pour les générations futures (i.e. produire sans hypothéquer les propriétés des sols), et 2) de développer des pratiques de gestion des sols pouvant générer des externalités positives, à savoir favorisant les services rendus par les sols.

Il s'agit i) d'identifier comment les pratiques mises en œuvre en AB favorisent ou au contraire dégradent la santé du sol, par rapport à l'agriculture conventionnelle (AC), et ii) d'estimer les différentiels d'externalités de l'AB par rapport à l'AC.

## I. Agriculture biologique et préservation du sol

### I.A. La vie centrale pour le fonctionnement du sol

#### Des indicateurs de biodiversité améliorés en AB

La biodiversité des sols est cruciale, tant par la richesse des espèces qui la composent que par les fonctions écosystémiques que celles-ci assurent. Cette biodiversité est centrale, comme indicatrice et comme **facteur**

---

<sup>1</sup> Les causes de dégradations considérées dans cette évaluation concernent (1) les excès de nutriments, (2) la perte ou des niveaux insuffisants de matière organique, (3) la dégradation des tourbières, (4) l'érosion, (5) le tassement, (6) des pollutions chimiques, (7) l'artificialisation des sols, (8) la salinisation secondaire, (9) la menace de désertification, et (10) la perte de biodiversité qu'impliquent les menaces précédentes.

**déterminant de la santé biologique mais aussi physique et chimique du sol.** L'utilisation du territoire 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 matière organique. Ainsi, toute comparaison entre AB et AC doit se faire à conditions pédoclimatiques et occupation équivalentes.

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 micro-organismes. Les effets mesurés concernant les vers de terre et les arthropodes terrestres manquent en revanche de généralité. Par ailleurs, si ces effets sont nets pour les grandes cultures, les vergers et les vignes, ils ne dessinent pas de tendance univoque pour les prairies permanentes où les conduites diffèrent peu entre AB et AC (Christel et al., 2021).

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 important pour lutter contre les adventices, lui est défavorable (Christel et al., 2021).

► Les approches écotoxicologiques montrent des **effets importants des pesticides sur les organismes du sol (invertébrés et micro-organismes)**, y compris à l'encontre des organismes qui participent à la régulation des bioagresseurs ou au cycle des nutriments, notamment la fixation symbiotique et la nitrification (Walder et al., 2022). Avec des teneurs en pesticides bien moindres, les **risques écotoxiques liés sont abaissés pour les sols en bio** (Bucheli et al., 2023; Panico et al., 2022; Pelosi et al., 2021; Riedo et al., 2021).

**La mycorhization est généralement favorisée en AB** probablement en lien avec l'absence d'intrants de synthèse (incluant la fertilisation) et malgré l'effet adverse du travail du sol (Gottshall et al., 2017; Riedo et al., 2021; Walder et al., 2023).

Les populations des invertébrés bénéficient des restrictions de l'utilisation des pesticides en AB malgré un impact notoire des fongicides cupriques. De façon générale, les invertébrés sont sensibles aux pesticides (70 % des couples substance active x invertébré, effet moyen des pesticides de  $-30 \pm 16$  % sur l'abondance et la diversité), spécialement aux insecticides et aux fongicides (Beaumelle et al., 2023; Gunstone et al., 2021). Dans les vignes, davantage concernées par ces traitements, les lombriciens sont pénalisés en bio dans leur biomasse et leur abondance, probablement par l'impact des traitements au cuivre (Ballabio et al., 2018) ou par l'effet d'un travail du sol accru (Karimi et al., 2020).

► Les spécificités de la gestion des nutriments en AB influencent également la biodiversité des sols.

**Le cycle des nutriments est activé en AB.** La **biomasse et l'activité microbienne** (mesurée à travers différentes activités enzymatiques) **sont supérieures par rapport à l'AC** (Figure 1), en lien avec les apports de

| Indicateur |                   | Effet relatif moyen | Intervalle de confiance à 5 % |
|------------|-------------------|---------------------|-------------------------------|
| Biomasse   | Carbone microbien | +41 %               | [+30% ; +52 %]                |
|            | Azote microbien   | +51 %               | [+29% ; +76 %]                |
| Activité   | Déshydrogénase    | +74 %               | [+52% ; +98 %]                |
|            | Protéase          | +84 %               | [+63% ; +98 %]                |
|            | Uréase            | +32 %               | [+16% ; +50 %]                |

Figure 1. Différentiel des effets relatifs de l'AB par rapport à l'AC sur les indicateurs de la vie microbienne issus de la méta-analyse de Lori et al. (2017).

fertilisants organiques pour le carbone microbien et la présence de légumineuses dans les rotations pour l'azote microbien (Lori et al., 2017).

Les apports de fertilisants organiques et l'incorporation des prairies dans les rotations de l'AB favorisent l'abondance des populations lombriciennes (+93 % en médiane entre AB et AC, variant de +32% à +100 %) de façon plus marquée que l'abandon du labour (Bai et al., 2018). Les nématodes sont également plus abondants en AB (+33 % en médiane, variant de +6 % à +50 %), particulièrement les bactériophages (+53 % en médiane, variant de +15 à +69 %) mais sans effets sur leur diversité (Puissant et al., 2021).

La fertilisation minérale de l'AC favorise le microbiote pathogène (Delitte et al., 2021).

► **Les traits racinaires sont susceptibles d'être impactés par les pratiques agronomiques de l'AB.** En effet, 1) les nutriments généralement plus dilués dans les sols et 2) leur apport sous forme d'engrais organiques qui les rendent moins disponibles et 3) l'activité microbienne plus intense sont susceptibles de modifier les interactions sol/plante. Toutefois, les particularités de l'écologie des sols en AB à travers les traits racinaires sont très peu documentées.

## Transferts d'agents biologiques pathogènes liés aux fertilisants organiques en AB

L'AB n'autorise pas le recours aux fertilisants de synthèse. La compensation des prélèvements de nutriments par les récoltes repose sur la combinaison de la fixation symbiotique du diazote atmosphérique grâce à l'introduction de légumineuses dans les rotations, avec des apports de fertilisants organiques, qui sont donc accrus en AB. L'épandage de fertilisants organiques, aussi appelés produits résiduels organiques (PRO), pourrait être une voie de contamination par des agents biologiques pathogènes, et de contribution à l'antibiorésistance. Cependant, des mesures réglementaires encadrent leur usage et réduisent considérablement les risques biologiques associés : 1) des mesures réglementaires d'éviction ou d'hygiénisation des PRO, 2) des délais entre l'épandage des PRO et la récolte, et 3) des modalités d'épandage.

► L'AB utilise les PRO issus des animaux morts comme les farines de sang, de plumes, d'os ou de viande. Concentrés en nutriments, ils peuvent être facilement transportés et s'avèrent stratégiques pour fertiliser 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 station d'épuration limite également les risques sanitaires. 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 diminuer 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<sup>2</sup> comme le cuivre. En pratique, **les dynamiques des écosystèmes bactériens ainsi que les conditions 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** (Bünemann et al., 2023 ; Houot et al., 2014).

*In fine*, le recours plus systématique à l'épandage d'effluents d'élevage n'augmente pas les risques de contamination des produits bio pour l'alimentation humaine et animale par des pathogènes, ou des souches antibiorésistantes (Rodriguez et al., 2023).

---

<sup>2</sup> Les co-sélecteurs sont des molécules induisant une sélection des populations, généralement par une action toxique, qui favorisent également l'apparition des souches antibiorésistantes.

## I.B. La qualité physique des sols

Le choix de cultures en rotation plus diversifiées en AB, avec notamment des couverts intermédiaires multi-services (CIMS), est le levier principal d'**amélioration de la porosité et de 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 du sol** sont également bénéfiques (Blanco-Canqui et al., 2024). L'AB améliore le potentiel de résistance face aux sécheresses par rapport à l'AC (Lori et al., 2020; Mäder et al., 2020) avec **une disponibilité de l'eau pour les plantes généralement améliorée** (un effet positif de +4 % à +45 % dans 56 % des études, et qui n'est jamais négatif dans les 44 % d'études restantes) (Blanco-Canqui et al., 2024).

Blanco-Canqui et al. (2024) indiquent :

- ▶ **une stabilité structurale** souvent améliorée en AB :
  - Effet bio positif dans 53 % des études pour lesquelles l'effet varie de +12 % à +191 % ;
  - Effet bio négatif dans 18 % des études, le restant des études ne montrant pas d'effet.
- ▶ ainsi qu'un effet bio positif sur **l'infiltrabilité** dans 55 % des études pour lesquelles l'effet varie de +50 % à +256 %, le restant des études ne montrant pas d'effet significatif.

Ces éléments ainsi qu'une **couverture des sols davantage présente au cours de l'année, devraient permettre de diminuer le risque d'érosion des sols**, notamment dans les zones très sensibles à l'aléa érosif du Sud-Ouest où l'AB est largement déployée. L'impact effectif de l'AB sur l'érosion n'a cependant pas été étudié.

L'agriculture biologique montre ainsi 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).

## I.C. La contamination chimique des sols

### Contaminants chimiques par les produits phytosanitaires

En Europe, les sols sont largement (80 % à 98 %) contaminés par des résidus de pesticides et leurs métabolites (Froger et al., 2023; Leenhardt et al., 2022; Silva et al., 2019) 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 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 avec une rémanence qui dépasse celle attendue, y compris pour des substances toujours autorisées. Organochlorés, PFAS, certaines substances peuvent être considérées comme des polluants éternels, certaines substances peuvent être considérées comme des polluants éternels. Par ailleurs, des transferts sur de longues distances sont possibles. L'AB par ses pratiques restreint donc, aujourd'hui et pour l'avenir, la contamination des sols par des toxiques chimiques, que ce soit sur les terres cultivées en AB, mais aussi sur les espaces non cultivés. Néanmoins, l'AB utilise aussi des pesticides non synthétiques, parmi lesquels un petit nombre peut poser question. En particulier, les applications de composés cupriques contribuent à une pollution métallique des sols, par accumulation. Si **la pollution au cuivre des sols viticoles, notamment, est préoccupante, elle n'est pas propre à l'AB**, et résulte d'applications répétées pendant de longues années. En AB, à date, le cuivre n'est pas complètement substituable pour certaines productions (Andrison et al., 2018). D'autres phytosanitaires ont

aussi des effets sur la biologie du sol comme les huiles minérales et paraffiniques, l'azadirachtine, le spinosad ou le soufre.

A noter qu'en AB, la pollution des sols par des pesticides dits « hérités », **contribue**, avec la pollution par les eaux, **à 8 % des contaminations des aliments**. Cette contamination héritée des pratiques conventionnelles impacte la capacité de commercialisation des produits bio, induit des coûts d'investigation supplémentaires pour le contrôle bio (Schleiffer and Speiser, 2022). **Ce risque de transfert est donc une externalité négative de l'AC que subit l'AB.**

## Transferts de contaminants chimiques dans les sols par les engrais organiques

L'épandage des engrais organiques peut engendrer une pollution chimique via des éléments traces métalliques (ETM) et des composés traces organiques (CTO). En écartant les boues de stations d'épuration, l'AB limite ces pollutions, même si elle se prive d'une source de nutriments en faveur du bouclage des cycles. Cependant d'autres PRO peuvent constituer des sources de contamination non négligeables. Ces contaminants peuvent s'accumuler dans les sols, les conditions physicochimiques et leur affinité pour les matières organiques déterminant leur mobilité dans le sol, et, pour les CTO, leur biodégradabilité.

**Les éléments traces métalliques (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. Les fertilisants issus des biodéchets utilisables en AB doivent observer des teneurs en ETM plus faibles par rapport aux exigences générales. Les co-produits animaux, quant à eux, ne doivent pas présenter de traces de chrome hexavalent. Parmi les autres PRO utilisés en AB, les effluents d'élevages peuvent également apporter des ETM.

► **Cadmium** : Les effluents d'élevage apportent du cadmium via la complémentation phosphatée des rations et via les aliments du bétail qui mobilisent le cadmium qui se trouve dans les sols à des teneurs élevées en France. Les transferts vers l'eau et les plantes sont limités par la rétention par la matière organique, et la compétition pour l'assimilation du cadmium avec celle du zinc, aussi apporté par les PRO. Les apports substantiels par les effluents d'élevage, quoiqu'inférieurs aux apports par les engrais phosphatés minéraux, sont à mettre en regard des moindres prélèvements liés aux rendements réduits. **Le bilan des apports et exports de cadmium 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 cuivre et zinc (Bünemann et al., 2023; Houot et al., 2014). Dans les zones d'élevage intensif et en cas d'apports répétés à la parcelle, les apports de ces métaux tendent à s'accumuler dans les sols. Les apports à la parcelle sont, 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 les apports par les boues de stations d'épuration ou les biodéchets. A noter toutefois que les apports de cuivre à la parcelle 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 et en AC.

► Les risques de toxicité liés au zinc par les apports de PRO n'ont été observés que pour des boues de stations d'épuration, qui sont exclues en AB.

**Les composés traces organiques (CTO)** comprennent 1) des polluants organiques persistants dont seuls 10 sont règlementés dans les PRO (7 polychlorobiphényles ou PCB et 3 hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP), ainsi que 2) des polluants moins persistants, avec une demi-vie de quelques jours à quelques mois, comme les phtalates, les bisphénols ou les détergents. Les molécules pharmaceutiques et pesticides ne sont pas prises en compte par la réglementation concernant les PRO mais constituent également des CTO. Les organohalogénés, parmi lesquels certains per- et polyfluoroalkylés (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 épanchés. L'éviction des boues de stations d'épuration limite ces contaminations mais les biodéchets et les composts de déchets verts sont des sources possibles (Bünemann et al., 2023).

## II. Les services de régulation

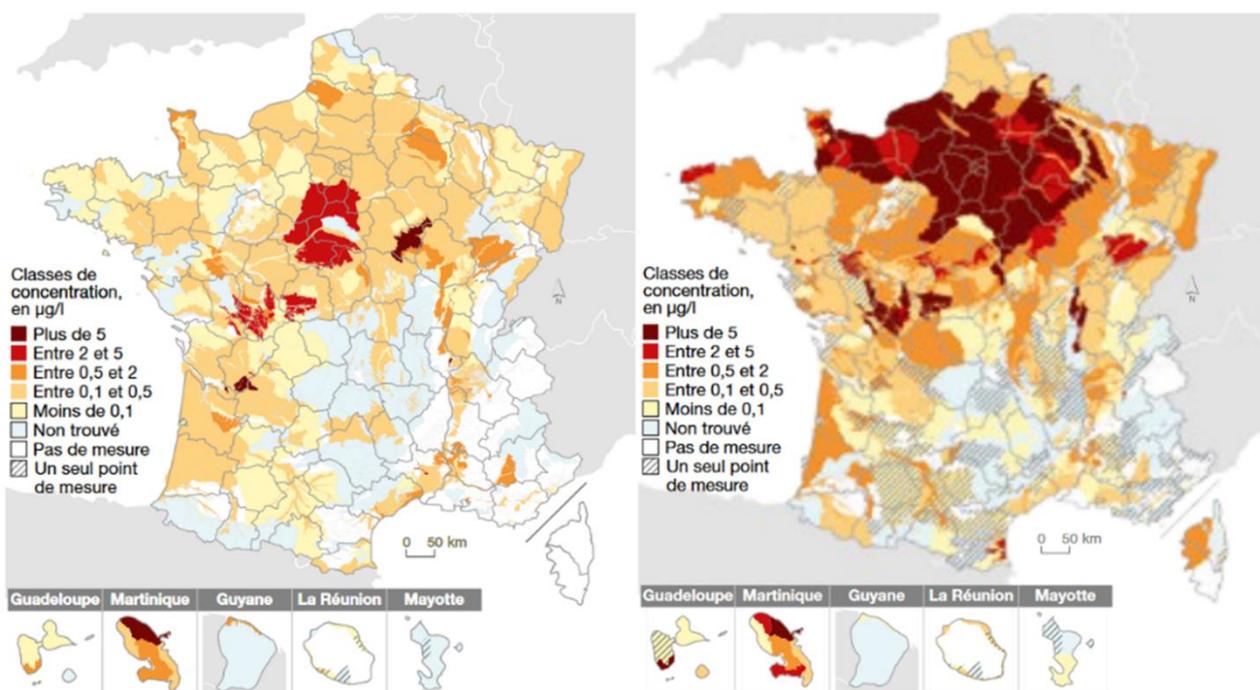
### II.A. Régulation des pollutions

#### Fonction de dépollution du sol

La capacité du sol à détoxifier les substances actives des phytosanitaires repose grandement sur l'activité microbienne (Fenner et al., 2013). Cette capacité est améliorée face à des usages répétés de phytosanitaires et à l'exposition des populations (Leenhardt et al., 2022), donc de façon plus marquée en AC. En effet, les résidus de pesticides impactent la microflore et favorisent les communautés capables de les métaboliser. Cependant, la capacité de détoxification repose sur l'activité microbienne et sa diversité qui sont améliorées en AB. Il est donc **difficile de conclure sur un effet de l'AB sur cette fonction de dépollution.**

#### Flux des pesticides du sol vers les eaux

Les flux de pesticides vers les eaux sont multiparamétriques. Les substances actives ou leurs métabolites sont retrouvés dans les masses d'eau à des teneurs qui peuvent être préoccupantes pour les écosystèmes. Les



herbicides, qui sont bannis en AB, sont les pesticides les plus couramment retrouvés dans les eaux, suivis des insecticides ; les fongicides sont en revanche peu mobiles.

La qualité des eaux souterraines vis-à-vis des pesticides s'est significativement dégradée entre 2010 et 2018, malgré la mise en place de périmètres de protection. En 2018, parmi les 760 substances et métabolites recherchés dans les eaux souterraines, 46 % ont été quantifiés. Parmi les molécules identifiées, la moitié sont des herbicides. Par ailleurs, 46 % de ces molécules sont interdites d'usage, preuve de leur rémanence dans le sol et les masses d'eau. Pour **35 %** des 2340 points de mesure des réseaux de surveillance de la qualité des eaux souterraines, **la concentration totale en pesticides dépasse la norme 0,5 µg/l pour le total des substances (contre 14 % en 2010)** et pour 47 % d'entre eux, elle dépasse la norme 0,1 µg/l pour au moins une substance individuelle (contre 30 % en 2010) (SDES, 2020).

A noter, 13 % des masses d'eau superficielles présentent une qualité dégradée par les teneurs en cuivre. L'AB autorisant l'usage du cuivre, participe, avec l'AC, à cet impact, spécialement dans les zones viticoles.

De façon générale, **l'AB employant peu les pesticides est beaucoup moins susceptible de contribuer à la pollution de l'eau par leur entremise.**

## Flux des nutriments vers les eaux

Les apports de nutriments, notamment d'azote et de phosphore, visent 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 et détériorent la qualité des masses d'eau avec à la clef des enjeux de santé environnementale.

**L'AB**, en s'interdisant 1) les engrais azotés de synthèse, et 2) les extractions acides des phosphates miniers, et en liant au territoire l'alimentation des animaux, **limite les apports de nutriments dans les sols**. De façon générale, les formes de nutriments apportés en AB sont **moins mobiles et valorisent les processus biologiques** qui tendent ainsi à réguler la disponibilité des éléments notamment par la dynamique de minéralisation des matières organiques.

► La réduction des apports d'azote va de pair **avec des objectifs de rendement inférieurs**. L'AB, du fait de cette réduction des apports, 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 en grandes cultures** (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** dans les grandes cultures (Véricel et Demay, 2023).

► Le recours aux CIMS, plus souvent mis en œuvre en AB (2,4 fois plus de couverts intermédiaires pièges à nitrate), contribue 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 (Hansen et al., 2019).

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, la dynamique de minéralisation des nutriments et la synchronie de cette mise à disposition des nutriments avec les besoins de la plante.

Ainsi, malgré les apports azotés globalement moindres, le mode de production bio peut parfois amener à une lixiviation accrue du nitrate :

- ▶ En cas d'absence de couverture végétale, qu'il s'agisse d'une culture commerciale ou de service, notamment en période drainante.
  - ▶ En fonction du choix des PRO selon leur dynamique de minéralisation de l'azote, et en lien avec le drainage.
  - ▶ En retournant les cultures de légumineuses, ce qui peut induire une cinétique de minéralisation assez rapide.
- A noter, ce retournement vise également à contenir les adventices, ce qui peut contraindre la période choisie pour l'opération.

A noter que l'**eutrophisation doit être appréhendée à l'échelle des territoires**, et non par unité de masse produite. L'eutrophisation de l'eau est déclenchée au-delà de seuils de saturation en nutriments, et la régulation de la qualité de cette eau dans les bassins versants repose sur de moindres apports, qui, *de facto*, limitent les rendements. Ainsi, les approches par masse produite peuvent indûment attribuer un risque d'eutrophisation accru aux productions bio.

## II.B. Régulation du climat

Le sol contribue à la régulation des émissions des gaz à effet de serre et à un stock de carbone non négligeable. Le chapitre Climat précise les effets de l'AB sur cette régulation.

## Conclusion : vers une approche multifonctionnelle

### Des pratiques bio largement favorables aux services environnementaux des sols

Il existe des synergies entre services écosystémiques 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. A noter que si les adventices contribuent à la perte de productivité, elles participent à la multifonctionnalité des sols (Wittwer et al., 2021). **En AB, la moindre utilisation des produits phytosanitaires, le non-recours aux engrais de synthèse, les moindres apports d'azote, les rotations plus longues et diversifiées des cultures, l'implantation renforcée de légumineuses, de CIMS et de prairies temporaires génèrent un cortège de bénéfices** résumés dans la Figure 3.

Le tableau ci-après synthétise en particulier les différences entre **les rotations mises en œuvre en AB et celles de l'AC** et les effets toujours bénéfiques sur le sol de ces pratiques.

| Différence dans les rotations entre AB et AC (Barbieri et al., 2017)   | Effet des pratiques sur les externalités ayant trait aux sols   | Références   |
|--|---|--|
| +15 % pour la durée des rotations des terres arables<br>Plus de catégories de cultures                                   | La diversification des cultures améliore la santé des sols :<br>+24 % de biodiversité associée<br>+51 % pour la régulation de la qualité de l'eau<br>+63 % de régulation des bioagresseurs<br>+11% de qualité des sols abordée par le stock de carbone et la chimie du sol principalement | Beillouin et al., 2021<br>Blanco-Canqui et al., 2024   |
| Mélanges céréales-protéagineux 4,3 fois plus fréquents   | +13 % de qualité des sols, avec +10 % de stock de carbone<br>+13 à +16 % de fixation symbiotique par rapport à une culture de légumineuse seule (à densité d'implantation équivalente)  | Beillouin et al., 2021<br><br>Rodriguez et al., 2020   |
| Les fourrages temporaires 2,8 fois plus abondants  | Protection de la surface du sol, meilleure structuration, plus de vers de terre et donc une stabilisation du carbone du sol et une meilleure biodisponibilité de l'azote  | Riley et al., 2008<br>Frøseth et al., 2014<br>Martin et al., 2020<br>Barbieri et al., 2023, 2017 |
| Les CIMS plus fréquents (x2,4 hors cultures intercalaires et x8,7 pour les intercalaires)                                | +21 % de biodiversité associée<br>+10 % de stock de carbone<br>Amélioration de la structure des sols, de la régulation du cycle des nutriments et de l'eau<br>Leurs effets dépendent de leurs caractéristiques  | Beillouin et al., 2021<br><br>Lamichhane et Alletto, 2022<br>Blanco-Canqui et 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  |

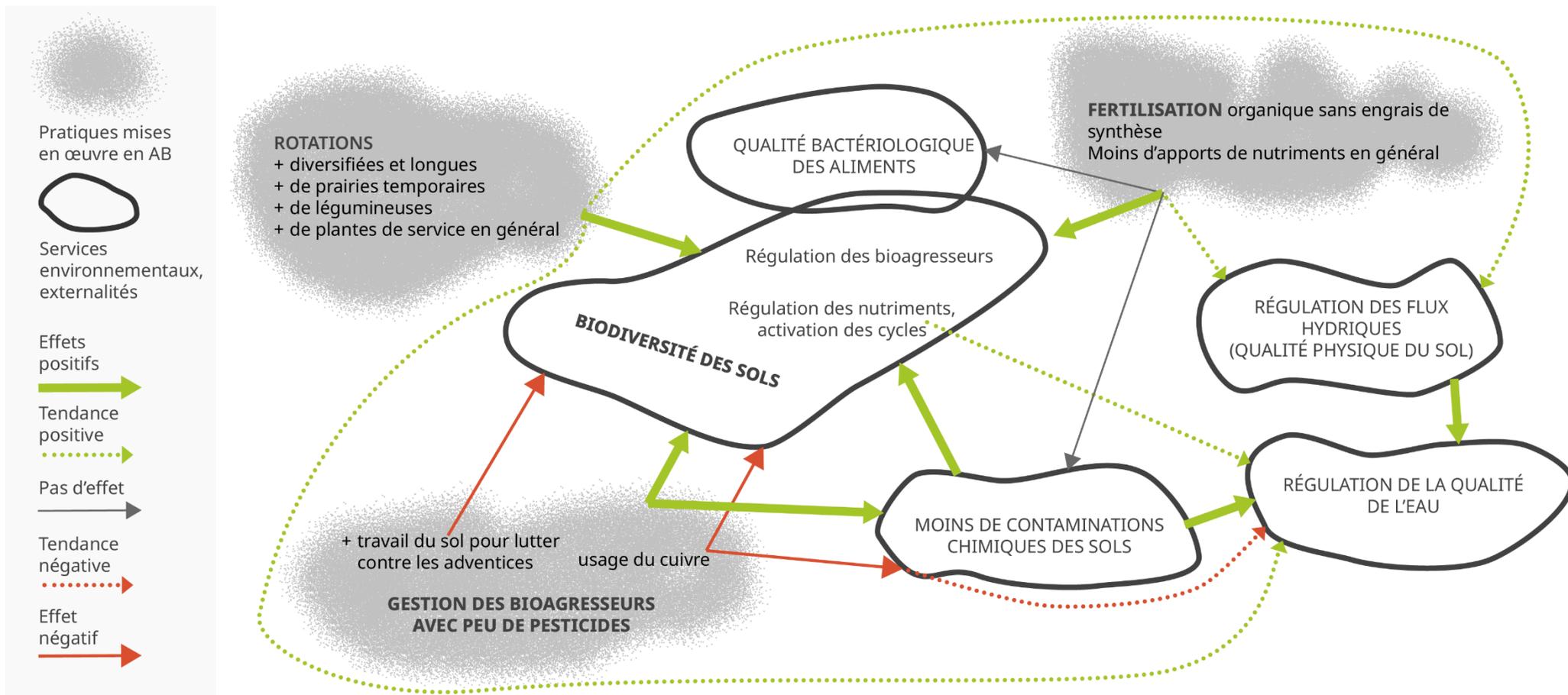


Figure 3. Vue synthétique des externalités de l'agriculture biologique le compartiment sol (hors effets sur l'atténuation du changement climatique) et en lien avec les pratiques mises en œuvre.

# Bibliographie

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.

ANPEA, A.N.P. pour les E. et A., 2022. Observatoire national de la fertilisation minérale et organique. Résultats 2021.

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>

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., 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>

Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., Thouvenot, L., Phillips, H.R.P., 2023. 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., 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>

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>

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>

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>

Brignon, J.M., Payrastra, L., 2022. Impact des produits chimiques sur la santé. *Revue ADSP Santé-environnement : quinze ans de politiques publiques*.

Bucheli, T.D., Barmettler, E., Bartolomé, N., Hilber, I., Hornak, K., Meuli, R.G., Reininger, 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., 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., 2023. 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>

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>

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>

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L., Elnsr, 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>

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., Pommeresche, 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>

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>

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>

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 N<sub>2</sub>O emissions and NO<sub>3</sub> leaching from organic arable crop rotations. *Biogeosciences* 16, 2795–2819. <https://doi.org/10.5194/bg-16-2795-2019>

Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I., Tibi, A., 2014. 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.

Karimi, B., Cahurel, J.-Y., Gontier, L., Charlier, L., Chovelon, M., Mahé, H., Ranjard, L., 2020. Revue scientifique sur la qualité biologique des sols de vignes et l'impact des pratiques viticoles.

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>

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., Berry, P., Bertrand, Cédric, Bertrand, Colette, Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumont, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.-F., Coutellec, M.-A., Crouzet, 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., Nélieu, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucré, E., Thomas, M., Tournebise, J., 2022. 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>

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>

Mäder, P., Bünemann, E., Ritsema, C., 2020. Expert brief. Soil. FiBL's contribution to the ESAD EU platform.

Martin, G., Durand, J.-L., Duru, M., Gastal, F., Julier, 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40, 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00620-9>

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>

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>

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>

- Renault, P., Cousin, I., Gascuel-Oudou, C., Antoni, V., Bispo, A., Bougon, N., Desrousseaux, M., Feix, I., Joassard, I., Laille, 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.
- 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., Korsath, 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>
- 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>
- 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.
- 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>
- SDES, Eau et milieux aquatiques, les chiffres clés, en partenariat avec OFB, Édition 2020
- 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>
- Sterckeman, T., Gossiaux, L., Guimont, S., Sirguy, 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>
- 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.
- Véricel, G., Demay, J., 2023. Fertilité des sols en phosphore : diagnostic, leviers de gestion et prospectives.
- 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>
- 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>

Le document "Résumé | 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 : Isabelle Savini (INRAE), Enguerrand Burel, Emeric Pillet, Elodie Weber (ITAB), Catherine Conil, Noémie Quéré (MTECT)
- ▶ Conception de la publication : Elodie Weber, Stéphanie Mothes (ITAB)

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

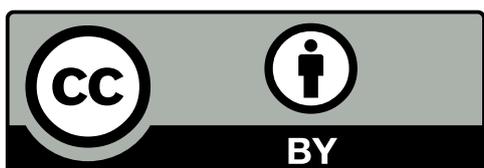
Edition : ITAB

Juin 2024

**Pour citer ce document** : Lacarce E., Sautereau N., 2024, Résumé | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : le sol, dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique", ITAB, 2024, 15p

### Licence : CC BY 4.0

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



Contact : [communication@itab.asso.fr](mailto:communication@itab.asso.fr)

Financé par :



Co-financeur :

