

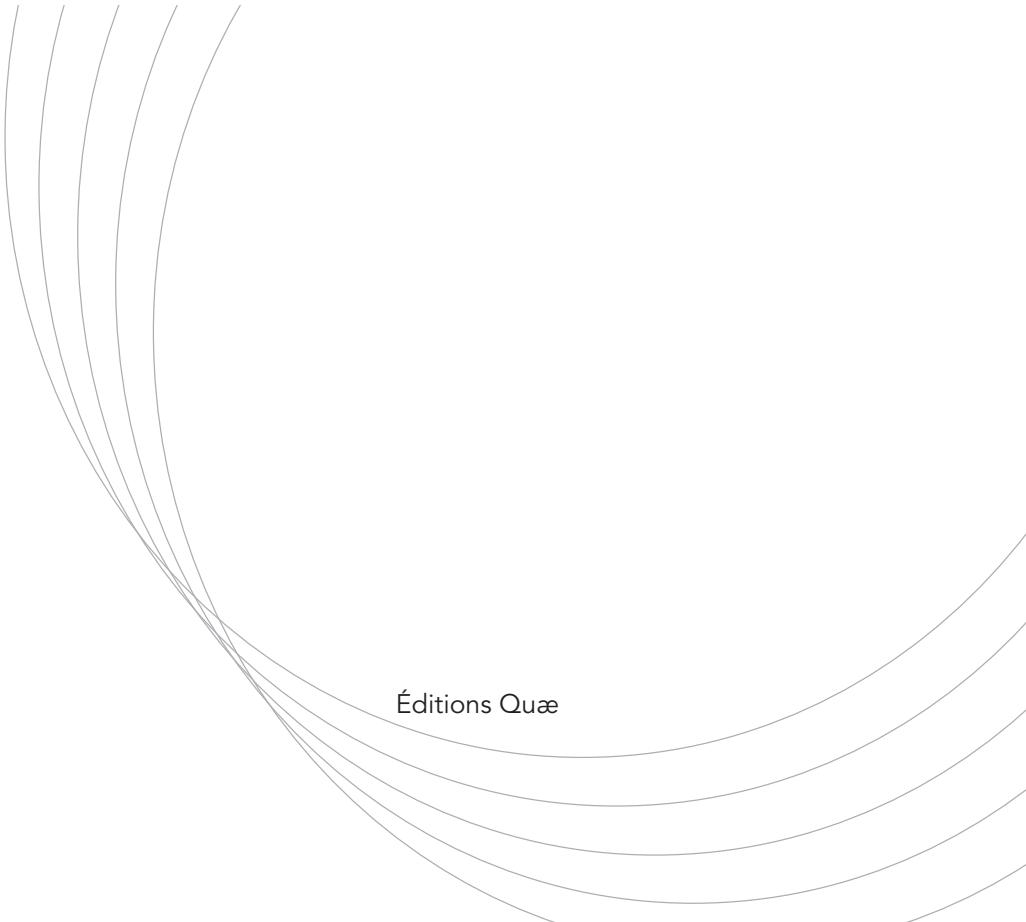
Des indicateurs pour préserver la qualité des sols

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux,
Sophie Leenhardt, coord.



Des indicateurs pour préserver la qualité des sols

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux,
Sophie Leenhardt, coord.



Éditions Quæ

Pour citer cet ouvrage :

Cousin I., Desrousseaux M., Leenhardt S., coord., 2025. *Des indicateurs pour préserver la qualité des sols*, Versailles, éditions Quæ, 200 p.

Direction de l'expertise scientifique collective,
de la prospective et des études (DEPE) :
Guy Richard, directeur.

Pilotes scientifiques du projet :

Isabelle Cousin, directrice de recherche, INRAE,
unité de recherche Info&Sols, Orléans, France.

Maylis Desrousseaux, maîtresse de conférences,
École d'Urbanisme de Paris, Champs-sur-Marne, France.

Coordination du projet :
Sophie Leenhardt, INRAE, DEPE.

Cet ouvrage est la synthèse du rapport d'expertise dont les auteurs sont
le comité d'experts, les contributeurs ponctuels sollicités par les experts
et les contributeurs de la DEPE :

Isabelle Cousin (coord.), Maylis Desrousseaux (coord.), Sophie Leenhardt (coord.),
Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé, Philippe Branchu,
Alain Brauman, Marie-Caroline Brichler, Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré,
Claude Compagnone, Claire Froger, Raphaël Gros, Carole Hermon, Julie Itey,
Catherine Keller, Bertrand Laroche, Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal,
Germain Meulemans, David Montagne, Guénola Pérès, Nicolas Saby,
Emmanuelle Vaudour, Jean Villerd, Cyrille Violle, 2024. *Préserver la qualité des sols :
vers un référentiel d'indicateurs. Synthèse du rapport d'étude*, INRAE (France), 130 p.

La synthèse ainsi que le rapport dont elle a été tirée ont été élaborés
par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable
par les commanditaires ou INRAE. Ils n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs.

Les documents relatifs à cette étude sont disponibles sur le site web d'INRAE
(www.inrae.fr).

Cet ouvrage est publié sous licence CC-by-NC-ND 4.0.

Éditions Quæ
RD 10
78026 Versailles Cedex, France
www.quae.com – www.quae-open.com

© Éditions Quæ, 2025
ISBN papier : 978-2-7592-4169-9 – ISBN PDF : 978-2-7592-4170-5
ISBN epub : 978-2-7592-4171-2 – ISSN : 2115-1229

Sommaire

Avant-propos	5
1. Fondements de l'étude	7
Contexte et traitement de la saisine	7
Collectif d'experts mobilisé	15
Corpus bibliographique analysé	16
Guide de lecture et terminologie employée pour la présente synthèse	20
2. Cadres de mise en œuvre de l'évaluation de la qualité des sols	25
Acteurs et dispositifs de l'évaluation de la qualité des sols	25
Diversité des perceptions des sols et de leurs qualités	27
Coproduction de l'information sur la qualité des sols	33
3. Place de la qualité des sols dans les cadres de gouvernance	37
Propriété privée et intervention publique	37
Mesures et valeurs économiques de la qualité des sols	43
Critères mobilisés dans le domaine du droit	48
Encadrer la désartificialisation des sols et leur restauration écologique	56
Territorialité d'une intervention publique sur la qualité des sols	60
4. Les dimensions de la qualité et de la santé des sols et le choix des fonctions	67
Évolutions de la terminologie et des concepts	67
Une distinction non stabilisée entre qualité et santé des sols	69
De la qualité aux fonctions écologiques des sols	71
Approches pour évaluer la multifonctionnalité des sols	79
Limites d'une approche par les fonctions	83
5. Démarche d'évaluation	85
Finalité de l'évaluation	85
Choix de l' <i>indicandum</i> et des indicateurs pertinents	91
Mesure des valeurs de paramètres et d'indicateurs	94
Référentiel et cadre d'interprétation	111

<i>Scoring</i> ou normalisation des indicateurs	114
Agrégation multicritère formant un indice de qualité des sols	115
Surveillance de la qualité des sols dans l'espace et le temps	118
6. Liste générique d'indicateurs de fonctions des sols et essai d'évaluation sur un territoire	121
Principales catégorisations des indicateurs	121
Indicateurs génériques sélectionnés	125
Opérationnalité des indicateurs	130
Évaluer la qualité des sols sur un territoire français	138
7. Enseignements et pistes de recherche	145
Récapitulatif des principaux enseignements	145
Pistes de recherche	153
Annexes	159
Sources bibliographiques citées	180
Sigles et abréviations	192
Collectif de travail	195

Avant-propos

Au cours de la dernière décennie, la montée en puissance des préoccupations relatives à la dégradation de la qualité des sols s'est accompagnée d'un foisonnement de propositions d'indicateurs, de façons de les calculer et de les mettre en œuvre, de la part d'acteurs publics comme privés, avec des bases scientifiques plus ou moins bien explicitées. Afin de faciliter la prise en compte de la qualité des sols dans l'évaluation et la mise en œuvre des politiques publiques, le groupement d'intérêt scientifique sur les Sols (GIS Sol) a mis en évidence le besoin de rassembler les ressources scientifiques disponibles pour caractériser cette qualité, identifier et tester les principaux indicateurs mobilisables et les méthodes associées.

Le GIS Sol a pour missions de constituer et de gérer le système d'information sur les sols de France, afin de répondre aux demandes des pouvoirs publics et de la société. L'ensemble de partenaires qu'il regroupe le positionne à l'interface entre politiques publiques et recherche. Pour répondre au besoin de synthèse sur les indicateurs de la qualité des sols, la conduite de la présente étude a été décidée et financée par l'Agence de la transition écologique (Ademe), l'Office français de la biodiversité (OFB), le ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et de la prévention des risques (MTECPR), et le ministère de l'Agriculture, de la souveraineté alimentaire et de la forêt (MASAF). La conduite en a été confiée à la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE) d'INRAE.

Les résultats sont publiés sur les sites Internet d'INRAE et du GIS Sol sous trois formats de documents disponibles en ligne. Le rapport scientifique complet comporte un rappel des éléments de contexte de l'expertise, les éléments de cadrage scientifique de l'étude, la description de la méthode mise en œuvre et du corpus bibliographique cité qui intègre près de 1800 références, les analyses produites par les experts, ainsi que les conclusions générales qui en découlent. La présente synthèse rassemble les principaux constats établis dans le rapport d'étude, sans mobiliser l'intégralité du corpus scientifique utilisé. Ainsi, les sources figurant dans l'annexe bibliographique de cette synthèse ne représentent pas l'ensemble du corpus, qui doit être consulté dans le rapport (Cousin *et al.*, 2024). Le résumé présente succinctement les principaux enseignements tirés de ces travaux. En outre, les résultats ont fait l'objet, le 20 novembre 2024, d'un colloque public de restitution, dont les captations vidéo sont également disponibles en ligne.

1. Fondements de l'étude

Contexte et traitement de la saisine

Contexte

La qualité du sol est une préoccupation ancestrale et a longtemps été quotidiennement perçue par les populations alors majoritairement rurales comme facteur essentiel de subsistance. L'industrialisation et l'urbanisation ont constitué une forme d'affranchissement des activités humaines vis-à-vis des caractéristiques et contraintes du sol. Elles ont introduit un éloignement du sol nourricier remplacé par le commerce de détail et une neutralisation de cette surface par des revêtements plus stables et inertes. Dans le domaine agricole, la mécanisation, les aménagements et les intrants sont venus atténuer les spécificités des sols cultivés (drainage des sols humides, irrigation des sols séchants, marnage et chaulage des sols acides, fertilisation minérale des sols pauvres, etc.). Cette mise en culture des terres et l'augmentation des rendements ont accompagné une dynamique démographique et une évolution des régimes alimentaires sans précédent.

Les impacts sur les sols des activités humaines se traduisent aujourd'hui par des dégradations face auxquelles la résilience du système sol est limitée, voire compromise, à l'échelle de quelques décennies. Or les sols sont l'origine d'une large part des ressources utilisées par les humains, notamment pour leur alimentation, et leur fragilité face aux dérèglements environnementaux inquiète. En effet, ils jouent un rôle important dans l'atténuation de ces dérèglements, mais peuvent à l'inverse y contribuer fortement dès lors que certains seuils sont dépassés (émissions de gaz à effet de serre associées au dégel des pergélisol — sols polaires —, à la désertification des sols méditerranéens, etc.). L'alerte est ainsi relayée à chaque niveau institutionnel : l'estimation globale de la part des terres concernées par la dégradation est de 20 à 40 % (United Nations Convention to Combat Desertification, 2022) ; au sein de l'Union européenne (UE), l'Observatoire des sols (EUSO) établit que 60 à 70 % des surfaces de l'UE sont affectés par au moins un processus de dégradation des sols¹ (artificialisation, érosion, tassement, pollution, excès de nutriments, salinisation, perte de matière organique, perte de biodiversité) ; et en France, de l'ordre de 20 000 ha d'espaces naturels, agricoles ou forestiers sont consommés chaque année². Les changements d'usage des sols ont ainsi été intégrés dans la liste des

1. EUSO (European Union Soil Observatory), <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard> (consulté le 4/11/2024).

2. Observatoire français de l'artificialisation des sols, <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr> (consulté le 9/11/2024).

9 limites planétaires dont le dépassement compromet la durabilité des conditions de développement de l'humanité³.

La préservation des sols rejoint des enjeux planétaires tels que le climat et la biodiversité auxquels elle est étroitement reliée. En effet, ce sont de l'ordre de 60 % des espèces vivantes connues (Anthony *et al.*, 2023) qui résident dans le sol, et celui-ci joue un rôle majeur dans les cycles hydrobiogéochimiques qui régulent la teneur atmosphérique en gaz à effet de serre. Assurer des conditions de vie favorables à la biodiversité et aux sociétés humaines passe de manière inéluctable par cette préservation des sols.

La prise de conscience progressive du rôle des sols pour la préservation des écosystèmes sur lesquels reposent les activités humaines et la sécurité alimentaire s'est traduite par des initiatives politiques et l'adoption d'instruments institutionnels aux niveaux international et national, dont les principaux jalonnent la frise chronologique représentée en figure 1.1. Le milieu des années 2010 est remarquable à ce titre, avec l'instauration d'importants partenariats sous l'égide de l'ONU autour de l'Année internationale des sols en 2015. Les grandes stratégies adoptées au début des années 2020 au niveau européen (Pacte vert et Pacte pour des sols sains en Europe) et au niveau français (Stratégie nationale pour la biodiversité - SNB 2030, qui prévoit notamment l'élaboration d'une stratégie nationale sur les sols) ont posé les jalons d'une politique de préservation des sols.

Sur un plan législatif, des initiatives ont été prises au début des années 2020 en France (loi Climat et résilience fixant un objectif de limitation de l'artificialisation des sols) et dans l'UE (proposition de directive-cadre sur la surveillance et la résilience des sols).

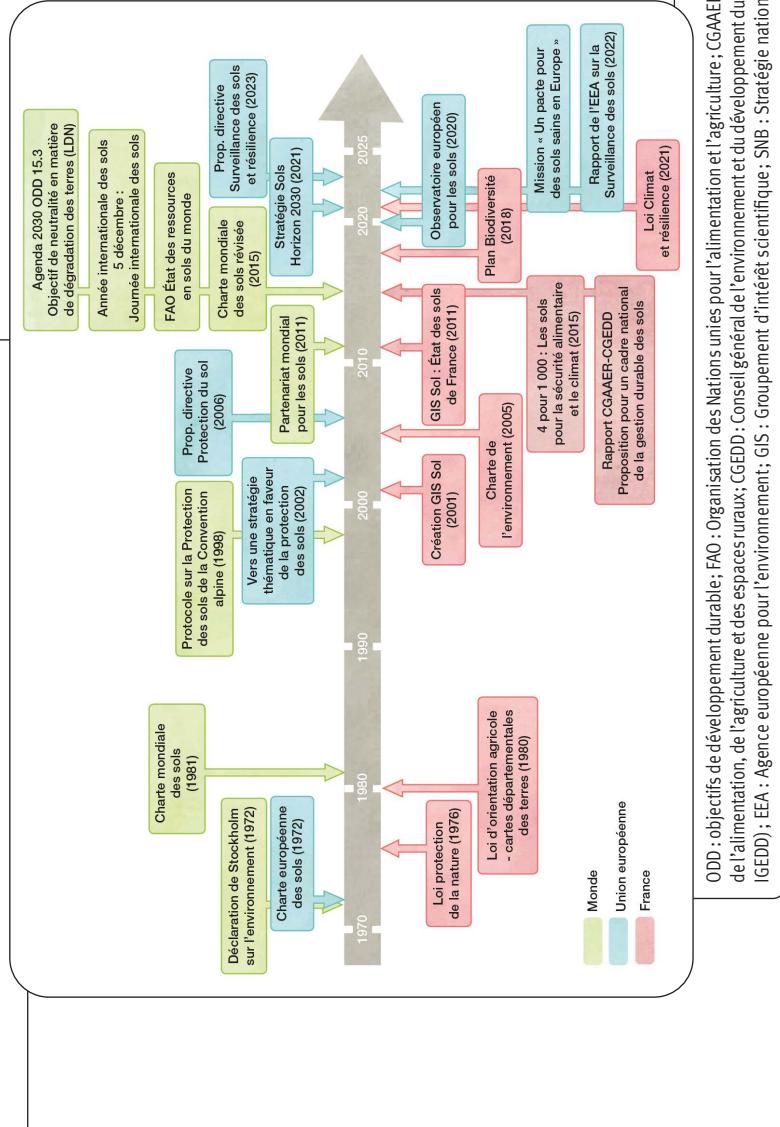
■ Le fonctionnement du sol et les activités humaines

Les sols en lien avec les cycles hydrobiogéochimiques et la biodiversité

La montée en puissance des préoccupations concernant les sols est liée au rôle fondamental qu'ils jouent, dans les cycles qui les relient aux différentes sphères constituant le globe terrestre : l'atmosphère, la biosphère, la lithosphère et l'hydrosphère. Les états de surface de la couverture pédologique sont en relation avec la gravité, les vents, la circulation de l'eau, verticale ou latérale, dans, en dessous ou au-dessus de la couverture pédologique (nappes superficielles et profondes, évaporation, évapotranspiration, pluies, eaux douces et marines). La biosphère influence les sols par ses apports

3. « Les limites planétaires définissent un espace de développement sûr et juste pour l'humanité, fondé sur des processus biophysiques intrinsèques qui régulent la stabilité du système terrestre et marine à l'échelle de la planète. Neuf processus biophysiques qui, ensemble, régulent cette stabilité : le changement climatique, l'érosion de la biodiversité, la perturbation des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, les changements d'utilisation des sols, l'acidification des océans, l'utilisation mondiale de l'eau, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, l'augmentation des aérosols dans l'atmosphère, l'introduction d'entités nouvelles dans la biosphère », Steffen *et al.* (2015 ; <https://doi.org/10.1126/science.1259855>), cité par FRB (2023 ; https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2023/10/FRB_Prospective_2023.pdf, p. 41).

Figure 1.1. Frise chronologique des principales initiatives institutionnelles visant directement ou indirectement la préservation de la qualité des sols.



ODD : objectifs de développement durable ; FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture ; CGAER : Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux ; CGEDD : Conseil général de l'environnement et du développement durable aujourd'hui (GEDD) ; EEA : Agence européenne pour l'environnement ; GIS : Groupe de l'intérêt scientifique ; SNB : Stratégie nationale biodiversité.

organiques (litières se décomposant, pluviolessivats et surtout racines, et faune du sol) ainsi que par des prélèvements de nutriments que les sols mettent à sa disposition. La lithosphère, en plus d'un support à la couverture pédologique, constitue une ressource de minéraux qui sont transformés, altérés et réorganisés.

La couverture pédologique est un système dynamique de flux. Il est ainsi difficile de parler de formation du sol comme si le sol prenait naissance à une date donnée (Girard *et al.*, 2023). Certains processus régissant les cycles hydrobiogéochimiques constituent des entrées vers le sol (notamment l'altération du substrat géologique, les dépôts atmosphériques et les précipitations, l'activité biologique, les apports anthropiques comme la fertilisation), d'autres constituent des sorties (notamment le ruissellement et l'érosion à la surface du sol vers les cours d'eau, la percolation et la lixiviation vers les couches profondes, les émissions gazeuses vers l'atmosphère, l'exportation par les récoltes de biomasse).

Les sols jouent ainsi un rôle majeur dans les cycles de nombreux éléments, notamment ceux du carbone, de l'azote, du phosphore ou encore du potassium. Ils constituent le principal réservoir planétaire pour certains d'entre eux et le lieu de leur recyclage au sein de la matière organique, en interaction avec le fonctionnement des organismes microbiens, végétaux et animaux. Les ordres de grandeur récemment rassemblés (Friedlingstein *et al.*, 2023) montrent que les sols forment le plus grand réservoir de carbone organique devant la biomasse terrestre, les sédiments superficiels et l'océan. Les flux de carbone entre le sol et l'atmosphère sont importants et peuvent être positifs (séquestration) ou négatifs (émission de CO₂). L'augmentation, ou *a minima* le maintien, du stock en carbone du sol est considérée comme indispensable pour limiter ou pour atténuer l'augmentation prévue de la teneur en CO₂ de l'atmosphère et ses conséquences en matière de changement climatique (Brunet et Voltz, 2023).

À l'échelle mondiale, les sols continentaux reçoivent en moyenne 800 mm de pluie par an (Brunet et Voltz, 2023). Pour la France, cette moyenne est de 600 mm. Les sols retiennent une partie de l'eau infiltrée durant les saisons humides, eau qui peut ensuite être accessible aux plantes pour leur croissance. Elle est alors évaporée, soit par la végétation, soit directement par les sols. L'influence des sociétés humaines est déterminante sur le partage entre eau de pluie infiltrée, eau qui ruisselle et eau qui percolé dans les sols. La capacité de stockage des sols peut atteindre, dans les milieux tempérés, les 2/5^e, voire la moitié de la pluviométrie annuelle (Brunet et Voltz, 2023). L'eau non stockée transite par le sol, constitue l'eau des nappes, des rivières et des lacs, et aboutit dans les mers et les océans.

Le sol et les activités humaines : services écosystémiques, fonctions et dégradations

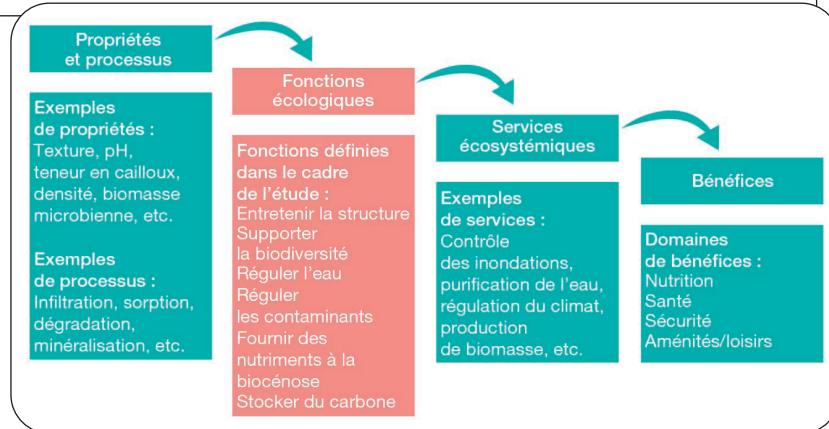
Les activités anthropiques dépendent de ces cycles et les influencent. Le cadre conceptuel de la cascade des services écosystémiques proposé par Haines-Young et Potschin (2010) permet d'analyser les relations entre les propriétés d'un sol, ses fonctions et les

services écosystémiques qui bénéficient aux êtres humains. La figure 1.2 en reprend l'illustration adaptée par Greiner *et al.* (2017). Les propriétés d'un sol déterminent ainsi fortement les avantages qui peuvent en être attendus.

Réciproquement, les interventions humaines en matière d'aménagement (p. ex., nivellement, imperméabilisation, drainage) ou de gestion des sols (p. ex., travail du sol, fertilisation) influencent ces propriétés avec des intensités et des temporalités variées. Il en résulte des dégradations des sols qui peuvent être mesurées en tant que telles. C'est l'approche qui a été privilégiée jusqu'à présent au niveau de l'Observatoire européen des sols⁴, reprise dans la figure 1.3. Huit principales menaces y sont évaluées : l'artificialisation d'une part, et, pour les sols non artificialisés d'autre part, la perte de biodiversité, la perte de carbone organique, la pollution, l'excès de nutriments, le tassement, la salinisation et l'érosion.

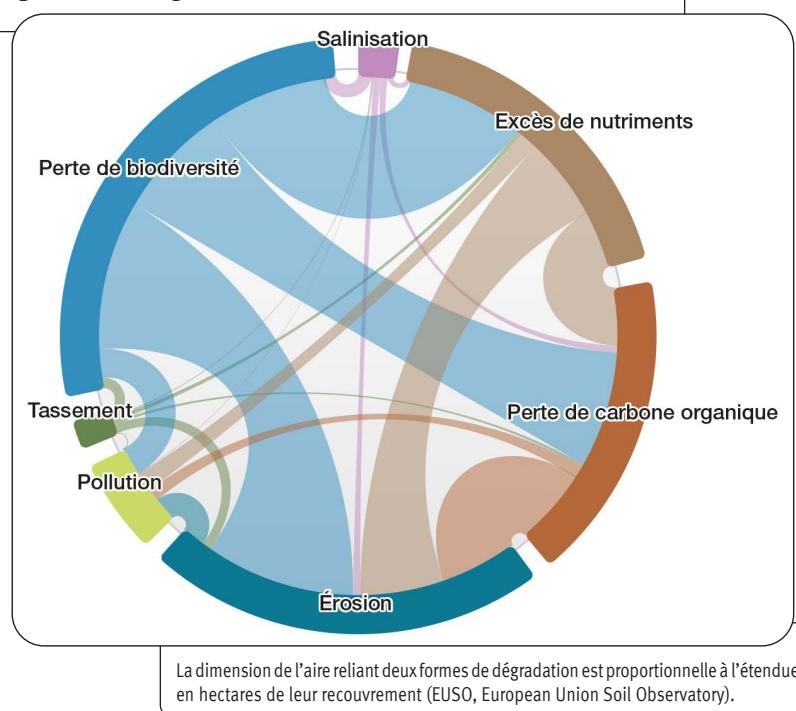
Le sol est considéré comme dégradé lorsqu'il est artificialisé, ou dès lors que l'une de ces menaces atteint un niveau établi comme critique. En effet, certains de ces processus peuvent survenir de manière naturelle dans les sols. Par exemple, certains contaminants y sont naturellement présents à des concentrations qui correspondent à ce que l'on appelle le fond géochimique. Ce n'est qu'au-delà de ces valeurs de base, observées dans des environnements non perturbés, que l'on considère le niveau de contamination causé par les activités humaines. Il en est de même pour l'érosion ou la salinisation qui sont des processus naturels d'évolution des sols, mais qui peuvent être considérablement accélérés et aggravés par les activités humaines. Ce n'est donc qu'au-delà d'un certain seuil que ces menaces sont considérées comme des dégradations.

Figure 1.2. La vision dite « en cascade » des relations entre propriétés, processus, fonctions, services écosystémiques et bénéfices (d'après Greiner *et al.*, 2017).



4. EUSO (European Union Soil Observatory), <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard> (consulté le 4/11/2024)

Figure 1.3. Les dégradations des sols de l'UE et leurs recouvrements.



Le sol, la terre et le foncier

Le sol est une composante de l'écosystème intégrant plus globalement la végétation et la faune terrestre, et de l'écosociosystème intégrant les activités humaines. Suivant les dimensions qui sont prises en compte, les termes « sol », « terre » ou « foncier » désignent des réalités qui se recouvrent en partie.

Le sol est défini par l'Association française d'étude des sols (Afes) comme « un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée, ou peu marquée par la pédogénèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue, localement, une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogénèse et de l'altération du matériau parental. Il est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et microorganismes) »⁵.

5. <https://www.afes.fr/les-sols/definition-et-enjeux> (consulté le 31/10/2024).

Le sol peut ainsi être analysé comme matériau, comme compartiment de l'environnement, et comme système susceptible de réaliser des fonctions et rendre des services écosystémiques.

La terre est le plus polysémique de ces trois termes. Elle peut désigner la planète Terre, le matériau terre (par exemple dans « terres excavées »), le sol (« analyses de terre », « terres noires »), ou la dimension géographique et foncière comprise dans le *land* anglophone (« terres agricoles », « valeur des terres »). Dans le vocabulaire agricole, les terres ont une connotation foncière forte (on loue des terres, pas des sols), alors que le *sol* est davantage associé à des caractéristiques qui permettent de le décrire (p. ex., sols profonds, sols hydromorphes). La « gestion des terres » peut évoquer des dynamiques d'échanges de parcelles (remembrement), alors que la « gestion des sols » renvoie davantage à un ensemble de pratiques agricoles et forestières qui sont raisonnées ensemble au regard de leurs conséquences pour le sol.

Le foncier renvoie à la propriété immobilière et à la manière dont l'espace est délimité, équipé, occupé et support de droits. La dimension géographique est plus large, incluant à la fois les caractéristiques du sol, ses usages et sa valeur. Le terme *land* en anglais peut être compris comme couvrant à la fois les dimensions foncières et géographiques en lien avec l'usage des terres pour « *land use* », la dégradation des sols pour « *land degradation* », et la consommation d'espaces pour « *land take* ».

I Besoins identifiés et cadrage de l'étude

Parallèlement à la prise de conscience de l'importance du fonctionnement des sols pour les activités humaines, les tensions se sont intensifiées entre leurs utilisations : pour la nourriture, les matériaux, les énergies renouvelables, les espaces récréatifs, les paysages, le logement, les infrastructures, l'industrie, le stockage de déchets et, dans certains cas, leur épuration, la régulation des crues, etc. Les relations entre utilisations appellent une coordination à un niveau large et des arbitrages à une échelle plus locale, sur la base d'informations étayées permettant d'évaluer la qualité des sols et son adéquation avec les utilisations envisagées. En réponse à ce besoin et en lien avec le développement des connaissances, les propositions scientifiques et techniques se sont multipliées. Des offres commerciales de prestations de notation de la qualité des sols sont également apparues, qui posent question quant à la validité scientifique des sources et méthodes utilisées, dont la transparence n'est pas toujours assurée.

Etat des lieux initial des démarches existantes

La diversité des variables interagissant au sein du sol et celle des compétences requises pour les analyser engendrent en effet une grande diversité d'approches possibles. Le tableau A1, en annexe, répertorie les principaux projets de recherche et observatoires institutionnels qui ont été mis en œuvre au cours de la dernière décennie aux différents niveaux de gouvernance. Ces projets se distinguent principalement par l'aire géographique documentée (monde, UE, France, territoires infranationaux), par les types

d'approches privilégiés (santé des sols, fonctions ou multifonctionnalité, services écosystémiques), par la finalité (surveillance, planification territoriale, gestion de site ou de parcelle), voire parfois par un usage spécifique (p. ex., forestier, agricole, urbain). Dans une même perspective d'état des lieux et au niveau français, l'Ademe a restitué en 2023 un bilan portant sur les projets de recherche relatifs à la multifonctionnalité des sols qui ont bénéficié de son appui au cours des 20 dernières années (Vincent et Blanchart, 2023).

Bien souvent, les pages de présentation de ces projets énoncent le besoin de disposer d'un instrument d'évaluation harmonisé et calibré de la qualité des sols. Le caractère crucial que constitue l'élaboration d'un référentiel commun à l'ensemble des acteurs et décideurs est ainsi mis en évidence. Il est attendu que celui-ci corresponde aux objectifs poursuivis en matière de politiques publiques ou de gestion privée, qu'il soit fondé sur le plan scientifique, et opérationnel sur le plan pratique. Or, les propositions disponibles à ce jour restent très diversifiées. Les approches de la qualité des sols qui y sont déclinées varient entre les notions de qualité, santé, menaces de dégradation, sécurité, fonctions, services écosystémiques et fertilité. Les projets peuvent être centrés sur certains usages (agricole, forestier, urbain, zones naturelles) ou intégrer tous les usages. Les paramètres mesurés couvrent presque toujours l'ensemble des domaines de la physique, de la chimie et de la biologie. Des données économiques sont traitées dans certains travaux portant sur les services écosystémiques et leur évaluation. Des projets liés aux enjeux de l'artificialisation des sols ou de la gestion des sols forestiers assument de considérer des données physicochimiques et des données relatives à l'occupation des sols comme des *proxies* permettant d'approcher la fonctionnalité des sols (p. ex., FOR-EVAL, Observatoire national de l'artificialisation, ARTISOLS, DESTISOL). D'autres, face à la prise de conscience de l'importance de la biodiversité et de la difficulté à l'évaluer, ont été plus particulièrement ciblés sur cette dimension (p. ex., EJP Soil MINOTAUR, ECOFINDERS, Bio-indicateurs de qualité des sols).

Une approche de la qualité des sols commune à tous les usages

C'est dans ce contexte que la présente étude a été réalisée, avec pour objectif d'apporter une clarification sur les bases scientifiques aujourd'hui mobilisables à l'appui d'une évaluation de la qualité des sols. Elle s'inscrit notamment dans la perspective intégratrice promue par deux instruments de politique publique en cours de mise en place : la loi Climat et résilience adoptée en France en 2021, qui instaure une limitation de l'artificialisation des sols, et la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* publiée en juillet 2023, qui prévoit l'harmonisation à l'échelle de l'UE d'une surveillance de la dégradation des sols comme étape primordiale en vue de leur préservation. Ces deux initiatives abordent la qualité des sols de manière non spécifique à chaque usage ou type d'espace (naturel, agricole, forestier ou urbain). Dans cette perspective, l'état des lieux réalisé ici est centré sur les ressources scientifiques adaptées à l'ensemble des usages. Les travaux traitant plus spécifiquement

de la qualité requise pour la production agricole ou forestière, par exemple, n'ont pas été spécifiquement ciblés. L'objectif est de produire un état des lieux partageable par l'ensemble des acteurs, et qui permette de traiter des effets des changements d'usage, ainsi que du suivi territorial.

Sites et sols pollués

La question des sites et sols fortement pollués n'a pas été examinée en tant que telle dans la présente étude. Les fondements de la politique nationale de gestion des sites et sols pollués sont détaillés dans les textes décrivant la méthodologie élaborée en 2007 (circulaire du 8 février 2007) et mise à jour en 2017⁶. L'approche actuelle de la gestion des sites pollués repose sur une évaluation des risques sanitaires et environnementaux en fonction de l'usage des sites. Elle met l'accent sur la compatibilité de l'état de milieux avec les usages constatés et futurs, compte tenu de la nécessité de rétablir cette compatibilité afin de maîtriser les risques sanitaires et environnementaux (après réhabilitation des sites). Le plan de gestion porte sur le traitement des sources de pollution et notamment des pollutions concentrées, ainsi que sur la maîtrise des pollutions résiduelles prenant en compte les techniques de réhabilitation et leurs coûts.

Les indicateurs de pollution ont été considérés et rassemblés lorsqu'ils interviennent dans une démarche d'évaluation intégrée de la qualité du sol et de ses fonctions, mais l'abondante littérature spécifique aux sites et sols pollués n'a pas été passée en revue.

Collectif d'experts mobilisé

La constitution du collectif de travail et le processus de l'étude ont été conduits suivant les Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE (Donnars *et al.*, 2021), succinctement rappelés dans l'encadré 1.1.

La coordination scientifique de l'étude a été assurée par Isabelle Cousin d'INRAE et Maylis Desrousseaux de l'École d'urbanisme de Paris. Au total, 19 scientifiques (chercheurs et enseignants-chercheurs du secteur public) ont été mobilisés (incluant les pilotes) pour composer le comité d'experts scientifiques.

Les participants ont été identifiés à partir de leurs compétences disciplinaires et de leurs publications sur les thématiques de l'étude. Le comité ainsi rassemblé présente une forte pluridisciplinarité illustrée par la figure 1.4. Deux grands pôles sont constitués par les sciences du sol et les sciences humaines et sociales. Des compétences ont également été recherchées en écologie au-delà de la stricte écologie des sols, de manière à considérer les concepts et référentiels développés pour d'autres milieux et qui pourraient présenter un intérêt pour les sols. Enfin, d'autres compétences ont été mobilisées sur le traitement des données et la gestion des systèmes d'information.

6. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp> (consulté le 31/10/2024).

Encadré 1.1. Principes de l'étude.

Cette étude s'appuie sur une analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur les multiples dimensions de la qualité des sols. L'analyse de cette littérature est réalisée par un collège d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Outre une synthèse sur les perceptions et définitions de la qualité des sols, une identification des principales étapes de l'évaluation de celle-ci est proposée et assortie d'une sélection des principaux indicateurs et méthodes permettant d'évaluer les fonctions des sols. Les points de vigilance et sujets de controverse sont mis en évidence, ainsi que la dynamique d'innovation dans ce domaine. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitude et de controverse, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions des différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte de la qualité des sols dans les politiques publiques. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (p. ex., financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, soient les plus diversifiés possible, en excluant les cas de conflit d'intérêts. La transparence est assurée par la description dans le rapport de l'étude des sources mobilisées et de la méthode employée.

L'étude est conduite en interaction avec les financeurs dans le cadre d'un comité de suivi et avec un comité consultatif d'acteurs réunissant les principales parties prenantes sur le sujet.

Les membres du comité d'experts sont issus de 10 organismes de recherche et d'enseignement supérieur. Les affiliations montrent une grande ouverture avec seulement 26 % d'experts INRAE, une mobilisation importante de l'enseignement supérieur (41 % des experts) ; en revanche, on ne compte qu'un seul expert non français (figure 1.5).

Des contributeurs ponctuels ont été sollicités sur des questions particulières et interviennent sous la responsabilité de l'expert qui les sollicite. Ils ne sont donc pas membres en tant que tels du comité d'experts scientifiques de l'étude, mais font partie du collectif de travail et des auteurs du rapport.

Corpus bibliographique analysé

Un corpus bibliographique de près de 1 800 références est cité dans le rapport, constitué à partir de plateformes bibliographiques internationales telles que le Web of Science (WoS) ou Scopus, complétées au besoin par la littérature francophone ainsi que par des rapports et ouvrages, ou autres articles non référencés dans ces plateformes.

Figure 1.4. Domaines disciplinaires des 19 experts de l'étude suivant le référentiel INRAE (jusqu'à 3 macrodisciplines par expert).

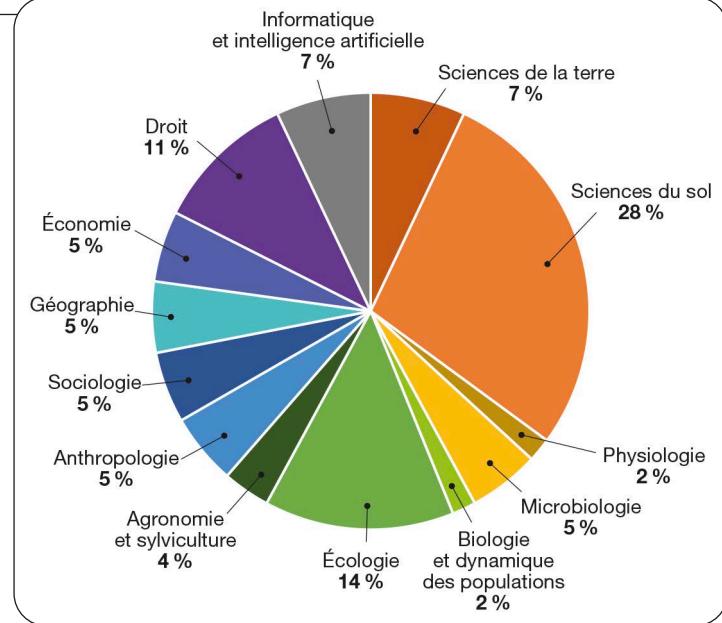
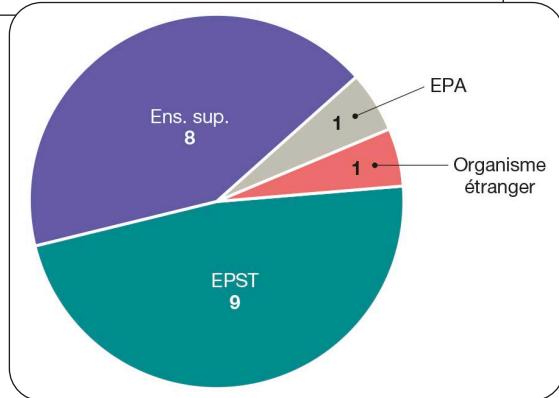


Figure 1.5. Affiliations des 19 experts de l'étude par type d'organisme.



EPST : établissement public à caractère scientifique et technique ;
Ens. sup. : enseignement supérieur ;
EPA : établissement public à caractère administratif.

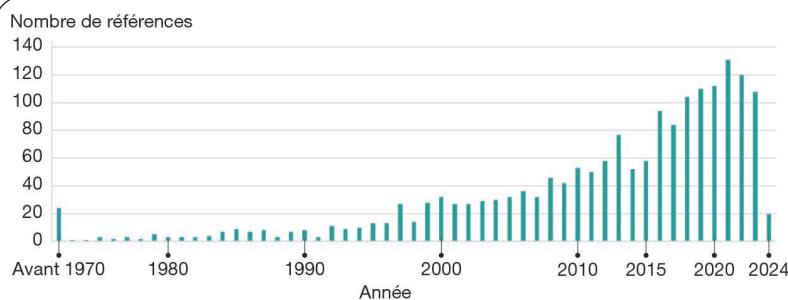
Les connaissances ciblées sont applicables aux contextes pédoclimatiques de la France hexagonale. Les articles sont sélectionnés en privilégiant les revues de littérature déjà existantes lorsqu'elles sont pertinentes au regard de la question étudiée (tableau 1.1).

Pour la plus grande part (95 %), le corpus cité est postérieur à 1990. Des références plus anciennes ont été mobilisées, notamment pour retracer les évolutions des perceptions des acteurs et recourir à certaines sources méthodologiques anciennes qui font encore référence aujourd'hui. Plus de la moitié du corpus a pour autant été publiée au cours des 10 dernières années (figure 1.6).

Tableau 1.1. Types de documents du corpus cité dans le rapport de l'étude.

Types de documents	Nombre de références	Part du corpus cité
Article dont revue de littérature	1 500	84 %
Ouvrage ou chapitre d'ouvrage	257	14 %
Rapport	164	9 %
Acte de conférence ou communication	81	5 %
Thèse	28	2 %
Autre (p. ex., jeu de données, carte)	13	1 %
TOTAL	1 795	100 %
Nombre de références dans au moins une base (WoS ou Scopus)	1 366	76 %
Nombre de références dans le WoS	1 278	71 %
Nombre de références dans Scopus	1 341	73 %

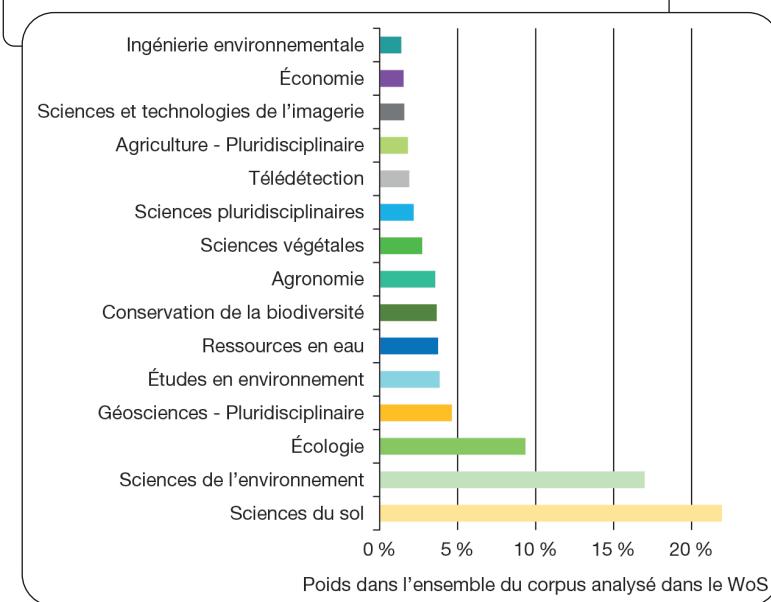
Figure 1.6. Répartition temporelle du corpus cité dans le rapport de l'étude (n = 1 795).



La large pluridisciplinarité du corpus est représentée par la figure 1.7 réalisée à partir des 1280 sources référencées dans le WoS. Elle montre les 15 premières catégories WoS auxquelles sont rattachées les revues de publication des articles cités, sachant que les 500 références qui ne sont pas intégrées dans ce classement des catégories WoS relèvent essentiellement de la littérature grise et des articles de sciences humaines et sociales. Cette figure montre aussi le cœur disciplinaire des sources analysées autour des sciences du sol, de la terre et de l'environnement, ainsi que l'éclairage apporté plus largement par la mobilisation de travaux en écologie en lien avec les fonctions du sol, le lien avec la gestion durable des ressources (eau, biodiversité et agriculture, la forêt, non visible ici, apparaissant à un niveau plus fin), et certaines méthodes de mesure basées sur des technologies qui sont plus spécifiquement repérées par le WoS, comme la télédétection ou l'imagerie.

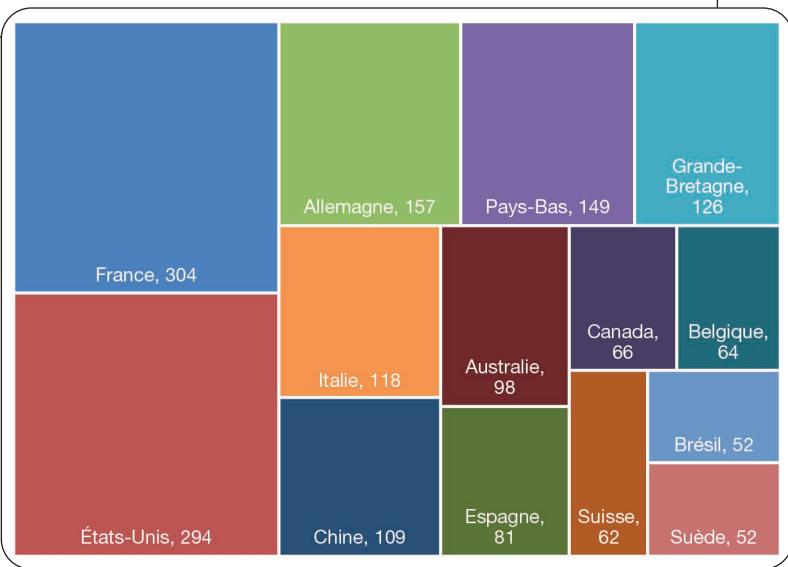
La représentation du poids relatif des pays d'implantation des organismes d'affiliation des auteurs du corpus cité dans le rapport (figure 1.8) montre la prédominance, observée de manière générale, des zones géographiques les plus dynamiques en matière de production scientifique (États-Unis, UE, Chine). Elle permet toutefois d'observer la place relativement importante de la France, en lien non seulement avec les critères de sélection des sources recherchées pour leur applicabilité dans un contexte français, mais aussi avec l'investissement historiquement développé de la recherche française

Figure 1.7. Domaines de recherche des 1 280 références classées dans les catégories WoS (15 premières catégories).



sur la question des sols. On peut également souligner la présence, dans cette figure, d'autres pays connus pour l'importance de leur investissement dans ce domaine tels que l'Australie, le Canada, la Suisse et le Brésil.

Figure 1.8. Poids relatif des pays d'implantation des organismes d'affiliation des auteurs cités dans le rapport à partir des 1280 références analysées dans le WoS (nombre de références/pays > 50).



Guide de lecture et terminologie employée pour la présente synthèse

■ Guide de lecture

Le corpus bibliographique ainsi constitué révèle la grande hétérogénéité des cadres conceptuels et des terminologies employés. La qualité des sols apparaît en effet étudiée sous des angles aussi divers que l'état du sol, ses propriétés, les menaces qui pèsent sur son intégrité, sa dynamique de dégradation, sa vulnérabilité, sa résilience, sa santé, sa valeur, ou encore sa sécurité, les processus, fonctions et services écosystémiques (qu'ils soient réalisés ou potentiels), avec un large éventail de notions associées telles que la fertilité, la contamination et la pollution, la multifonctionnalité, le sol vivant, les contributions de la nature (aux populations, à la nature, comme culture), la durabilité des ressources.

Cette hétérogénéité constitue un enjeu sur le plan scientifique, l'unification des concepts étant nécessaire pour la comparaison, la compilation, le déploiement ou le transfert des résultats produits. Elle constitue également un enjeu sur le plan social et politique où l'action collective n'est possible que sur la base d'une convergence des objectifs visés. Elle constitue surtout un enjeu à l'interface entre ces domaines, pour conjuger la robustesse de connaissances universelles scientifiquement établies avec la souplesse qui facilite le partage entre acteurs de perceptions et d'objectifs communs.

C'est pourquoi le choix a été fait de structurer la présente synthèse en deux grands temps.

Le premier temps est celui des constats sur les manières d'aborder la qualité des sols dans le champ social (chapitre 2) et dans les cadres de gouvernance (chapitre 3). À ce stade, l'hétérogénéité du vocabulaire est considérée comme une réalité dont des enseignements sont à tirer. Elle est en effet instructive en ce qu'elle révèle les bases sur lesquelles travailler à un langage commun. Elle montre qu'un tel langage est rarement adopté de manière strictement descendante. Un vocabulaire partagé est à établir au niveau du dispositif d'évaluation de la qualité des sols, en fonction de sa finalité et en lien avec les acteurs concernés. C'est au regard de cette finalité que les ressources scientifiques des domaines biotechniques sont mobilisées.

Ces dernières sont, dans le second temps, rassemblées et structurées pour outiller la démarche d'évaluation. Il s'agit tout d'abord de mettre l'accent sur les différentes étapes de cette démarche et sur les choix qui, pour chacune, doivent être explicités car étant lourds de conséquences sur l'interprétation des résultats produits (chapitre 5). Ces choix étant explicités, les indicateurs peuvent être mobilisés de manière pertinente. À l'appui de cette démarche, une cinquantaine d'indicateurs est présentée (chapitre 6).

Ces deux temps sont articulés dans le chapitre 4 qui, à partir de l'hétérogénéité décrite et des besoins qu'elle révèle aux chapitres 2 et 3, explicite les bases communes établies dans le cadre de l'étude. Les choix de différencier qualité et santé des sols, et de les aborder au travers des fonctions écologiques, y sont ainsi expliqués. Ce chapitre permet d'articuler les enseignements tirés dans le domaine des sciences humaines et sociales avec les bases biotechniques sur lesquelles des outils sont proposés en réponse aux besoins identifiés.

Enfin, le chapitre 7 présente les conclusions et enseignements tirés transversalement de l'ensemble de l'étude.

■ Terminologie employée

Qualité/santé des sols

La qualité des sols recouvre des dimensions diverses qui peuvent amener à distinguer les notions de qualité et de santé des sols. Dans le domaine biotechnique, une proposition adoptée dans la présente étude (cf. chapitre 4) revient à considérer la qualité comme

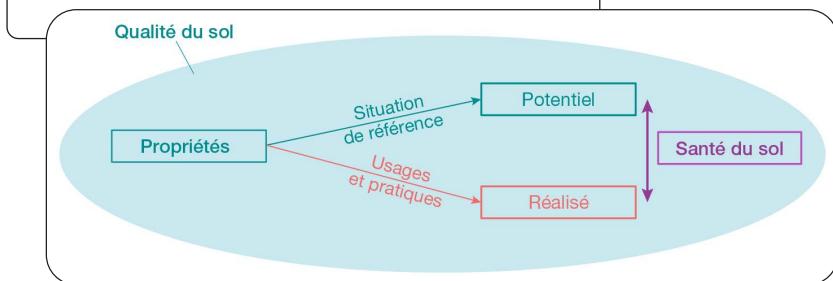
étant relative à un type de sol (par ex., des luvisols dégradés) ou bien à un ensemble de sols sur un territoire donné (p. ex., les sols d'un canton). On évalue la qualité de ces sols à partir de l'ensemble de leurs propriétés, qu'elles soient pérennes (c'est-à-dire stables à l'échelle de quelques décennies, en l'absence d'intervention humaine) ou dynamiques (c'est-à-dire modifiables sous l'effet d'usages et/ou de pratiques). Cette évaluation permet de qualifier une gamme des possibles pour un type de sol, c'est-à-dire un potentiel. On évalue ensuite la santé d'un sol, en un lieu donné, en comparant les valeurs réelles à celles des valeurs potentielles du type ou du territoire auquel il appartient. Dans le domaine des sciences humaines et sociales, dans le cadre juridique et dans le langage courant, la qualité désigne de manière très large les questions que pose tout ce qui renvoie aux caractéristiques des sols et à leurs conséquences, sans que la distinction entre potentiel et réalisé soit toujours à propos. Par exemple, lorsqu'un sol est considéré pour sa valeur patrimoniale ou sa rareté relative, il n'est question ni de potentiel ni de réalisation de ce potentiel.

De manière à couvrir l'ensemble de ces sujets, le vocabulaire adopté dans cette synthèse et présenté dans la figure 1.9 revient à employer le terme « qualité » pour désigner de manière englobante tout ce qui concerne les caractéristiques des sols et leurs conséquences. Le vocabulaire est plus précis lorsqu'il s'agit de désigner le « potentiel » de performance, évalué au regard de la performance observée dans des situations comparables, ou situation de référence. Le degré de réalisation de cette performance compte tenu des usages et des pratiques mis en œuvre est désigné par la « santé ». Cette distinction entre qualité et santé est applicable, quelle que soit la dimension mesurée choisie, qu'il s'agisse par exemple des fonctions ou des dégradations.

Référentiel

Dans le domaine biotechnique, le référentiel d'interprétation d'un indicateur comprend la définition de l'indicateur, sa méthode de mesure et les valeurs de référence par rapport auxquelles situer les valeurs mesurées⁷. Or, pour un objectif d'évaluation donné, il existe

Figure 1.9. Emploi des termes « qualité » et « santé » du sol.



7. Cf. chapitre 5, section « Référentiel et cadre d'interprétation », p. 111.

souvent plusieurs indicateurs possibles et, pour un indicateur, plusieurs méthodes de mesure disponibles, tout comme il existe plusieurs manières possibles de mobiliser les valeurs de référence. Le référentiel est ainsi à raisonner en fonction des objectifs de l'évaluation et de son contexte, en tenant compte de la disponibilité des données. Ce raisonnement fait intervenir l'ensemble des éléments qui constituent le « système d'indication », détaillé dans le chapitre 5.

Indicateur

Un indicateur peut être défini comme servant à l'obtention et à la transmission d'une information sur un objet ou phénomène d'intérêt, appelé *indicandum*. Il se différencie de la simple mesure d'un paramètre par le sens qui lui est donné au regard de l'objet d'intérêt. L'indicateur est donc considéré ici comme étant nécessairement « indicateur de quelque chose », et non pas comme une simple grandeur mesurée ou calculée. Cette dernière peut être appelée propriété ou paramètre. Le terme « propriété » est davantage relié à la dynamique des processus du sol, tandis que « paramètre » renvoie à une grandeur mobilisable dans le cadre d'un calcul ou d'une modélisation. Ainsi, propriété, paramètre et indicateur peuvent dans certains cas référer à la même grandeur. Par exemple, la diversité des nématodes est une propriété biologique du sol, elle constitue un indicateur de la réalisation de la fonction « supporter la biodiversité » et intervient comme paramètre dans le calcul de certains indices de biodiversité⁸. C'est donc avant tout l'usage fait de l'information qui confère son statut à la grandeur considérée, et l'indicateur est défini par son rôle établissant une relation entre une grandeur scientifiquement mesurée et la perception de l'*indicandum* par les acteurs.

8. Cf. chapitre 5, section « Relations entre indices, indicateurs et grandeurs mesurées », p. 97.

2. Cadres de mise en œuvre de l'évaluation de la qualité des sols

■ **Acteurs et dispositifs de l'évaluation de la qualité des sols**

Pour aborder l'évaluation de la qualité des sols, il est ici proposé de commencer par donner un aperçu des principaux acteurs et dispositifs qui sont au cœur de sa mise en œuvre. Le tableau succinctement dressé dans ce chapitre part du niveau le plus local auquel intervient le gestionnaire du sol, pour élargir ensuite progressivement la focale en considérant les prestataires avec lesquels le gestionnaire interagit, jusqu'aux niveaux de plus en plus collectifs d'organisation.

■ **Gestionnaires du sol**

Le gestionnaire, qu'il intervienne à titre individuel ou collectif (société, association, collectivité, État...), est décideur et responsable des interventions humaines dont fait l'objet le sol considéré. Il peut s'intéresser à la qualité des sols pour différentes raisons. Il peut le faire par intérêt personnel (p. ex., connaissances naturalistes), pour prévenir les risques associés à l'occupation des lieux (p. ex., risques d'effondrement, contamination par des polluants), pour décider d'un mode d'occupation du sol (p. ex., choix du type de culture à planter) ou pour adapter ses pratiques de gestion (p. ex., modalités d'exploitation forestière préservant les sols de la compaction ou de l'érosion).

■ **Techniciens-conseils et prestataires de services auprès d'entreprises**

Le gestionnaire peut être accompagné dans l'examen de la qualité de ses sols par des experts techniques. Ces techniciens spécialisés assurent une interface avec les outils et connaissances scientifiques tels que les instruments de mesure non déployables à une échelle individuelle (p. ex., analyses de laboratoire ou mise en œuvre d'outils de proxi/télédétection) et leurs référentiels d'interprétation. Ces conseils peuvent être proposés par des organismes publics (p. ex., ONF, Ademe, Cerema, organismes de recherche), consulaires (p. ex., chambres d'Agriculture) ou des prestataires privés. Au cours des dernières décennies, le développement des outils numériques, conjoint à une prise de conscience de l'importance du rôle des sols dans la durabilité des conditions de vie et des activités humaines, a conduit à un foisonnement des offres de prestation de service par des sociétés à capitaux privés.

■ **Services techniques des collectivités et bureaux d'études d'urbanisme**

Historiquement, l'activité des bureaux d'études et des services techniques des collectivités s'est prioritairement développée sur les études visant à vérifier la compatibilité

des caractéristiques du sol avec des projets de construction ou d'aménagement urbain, sur la base de données essentiellement géotechniques. La qualité des sols n'intervient que rarement comme critère de délimitation des zones à urbaniser (Serrano et Vianey, 2014). Ces acteurs font état d'une difficulté à intégrer dans leurs réflexions la diversité des paramètres caractérisant les sols, ainsi que l'hétérogénéité de ces derniers. Ils mentionnent un manque d'outils opérationnels accessibles aux urbanistes, paysagistes et architectes permettant de « composer avec les sols en place afin de choisir les plantations les mieux adaptées » (Consalès *et al.*, 2022). Par exemple, la mise à disposition de données pédologiques prêtes à l'emploi dans l'ex-région Languedoc-Roussillon « a engendré de nombreuses demandes de la part des Établissements publics de coopération intercommunale [...] et de prestataires privés [...] pour appuyer les démarches d'élaboration de diagnostics de territoires » (Balestrat *et al.*, 2011), et notamment mieux tenir compte de la biologie et de la dynamique écologique des sols.

■ Cadres globaux des politiques publiques

Les gestionnaires des sols sont décisionnaires et responsables des activités mises en œuvre dans leur périmètre, sous réserve du respect d'un cadre juridique et d'objectifs politiques qui sont fixés plus globalement. Ce cadre est composé de divers niveaux de décision (de la municipalité aux instances européennes et mondiales) et s'inscrit dans différents domaines (politiques urbaines, agricoles, forestières, environnementales...). Il s'appuie sur des indicateurs qui servent de critères pour délimiter des zonages, déclencher des régimes de droits et d'obligations, encadrer la mise en œuvre de projets, accorder des incitations. L'évaluation de la qualité des sols est plus globalement requise en matière de suivi ou *monitoring*, pour fixer des objectifs politiques et documenter les résultats obtenus. En appui à ces besoins de suivi, un groupe-méthode d'intérêt scientifique (GIS) a été constitué en 2001 à l'interface entre politiques publiques et recherche, le GIS Sol. Il a pour missions de constituer et de gérer le système d'information qui regroupe les résultats de différents programmes de caractérisation et d'évaluation de la qualité des sols de France.

■ Dispositifs participatifs

Les sciences et recherches participatives sont définies comme « les formes de production de connaissances scientifiques auxquelles des acteurs non scientifiques professionnels, qu'il s'agisse d'individus ou de groupes, participent de façon active et délibérée » (Houllier *et al.*, 2017) pour résoudre, notamment, des problèmes socio-économiques ou environnementaux. De tels dispositifs dans le domaine des sols connaissent un développement important depuis une vingtaine d'années, notamment dans des contextes agricoles (p. ex., projet AgriInnov ; Ranjard, 2016) et urbains (p. ex., projet BISES 2020-2024 ; Ranjard, 2020), en réponse à la nécessité d'une implication des acteurs pour améliorer les pratiques de gestion des sols. Par exemple

pour l'agriculture, certaines études préconisent une adaptation des stratégies de communication aux perspectives et au langage que les agriculteurs eux-mêmes utilisent pour appréhender la qualité ou la santé des sols.

Ces dispositifs sont très variés dans leurs objectifs, leurs périmètres pluridisciplinaires, leurs méthodes et modalités de mise en œuvre. Un encadrement des méthodes d'échantillonnage et de mesure peut être assuré, comme dans les cas de l'Observatoire participatif des vers de terre (OPVT)⁹, et des dispositifs AgriInnov, ProDij¹⁰ et Clé de sol. Tous ces dispositifs s'appuient sur des démarches interdisciplinaires et mobilisent une large diversité d'outils : vidéo, lieux d'échange comme les *living labs* ou les ateliers. Cela aboutit à un apprentissage commun en matière de cadre conceptuel, de connaissances (théoriques, pratiques), de leviers d'action, basé sur une synergie positive valorisant autant les savoirs académiques que les savoirs locaux.

L'implication des participants peut varier du simple *crowdsourcing* (contribution à l'acquisition de données) à la co-interprétation (participation à l'interprétation des résultats avec les chercheurs), la co-construction (participation à l'élaboration du projet, la définition des questions de recherche, de la démarche) ou la co-responsabilité (implication dans le portage logistique, technique et financier). Elle détermine fortement la portée du dispositif en matière de production d'indicateurs ou de méthodes, d'acquisition de données, et d'actions engagées sur la base de l'utilisation de ces indicateurs. Certains dispositifs mettent davantage l'accent sur une démarche inclusive de définition de la question à traiter et des objectifs à atteindre, et/ou des moyens d'y répondre (choix des outils, mise en œuvre, interprétation). D'autres s'appuient sur l'implication des groupes de citoyens ou de professionnels pour accéder à une diversité de situations (contextes pédoclimatiques, occupations des sols, pratiques de gestion) bien supérieure à ce qui peut être imaginé et conduit dans le cadre d'approches d'expérimentation classiques. Cela contribue à l'amélioration de la représentativité des bases de données de référence, notamment sur des thématiques actuellement peu documentées (espaces urbains, espaces forestiers, espaces privés).

Diversité des perceptions des sols et de leurs qualités

Facteurs sociaux

Suivant leurs activités, leurs préoccupations, leurs situations sociales, les différents types d'acteurs ont des perceptions variées de la qualité des sols, et des manières différentes de l'évaluer. Cette diversité peut être source d'incompréhensions et de conflits entre acteurs ; elle est à prendre en compte pour l'élaboration d'une démarche commune portant sur la qualité des sols.

Au niveau européen, une étude a été réalisée dans le cadre du projet LANDMARK (Bampa *et al.*, 2019 ; O'Sullivan *et al.*, 2018) pour identifier les freins à la mise en œuvre d'un

9. <https://ecobio.univ-rennes.fr/ecobiosoil> (consulté le 31/10/2024).

scénario d'optimisation de la gestion des sols dans une zone de captage des eaux en vue d'atteindre les objectifs de développement durable adoptés par l'UE (O'Sullivan *et al.*, 2018). Elle montre que la mise en œuvre du scénario d'optimisation dépend de différences dans la priorisation des fonctions des sols suivant le positionnement des acteurs, mais aussi dans les connaissances disponibles (savoirs, savoir-faire, solutions techniques), dans les contraintes institutionnelles (p. ex., les incitations à la mise en œuvre) et dans les paramètres culturels et les règles informelles. En prolongation de cette étude, une enquête a mis en évidence les différences d'échelle auxquelles les acteurs positionnent les enjeux liés aux sols (Bampa *et al.*, 2019). Les acteurs régionaux, nationaux ou européens les situent sur des espaces vastes, en s'appuyant sur des savoirs généraux et une connaissance faible des contextes locaux. *A contrario*, les agriculteurs et les conseillers agricoles les placent plutôt à des échelles locales, et s'appuient sur d'importants savoirs locaux et des savoir-faire techniques, tout en notant qu'ils manquent de références techniques (Gascuel-Odoux *et al.*, 2023 ; Jónsson *et al.*, 2016).

De nombreux travaux cherchent à identifier les déterminants de ces différences de perception et de préoccupation vis-à-vis de la qualité des sols. En ce qui concerne l'agriculture par exemple, des différences sont mises en évidence selon le modèle de production dans lequel les agriculteurs sont engagés (p. ex., agriculture biologique, agriculture de conservation des sols, agriculture conventionnelle). Elles paraissent en partie liées aux caractéristiques matérielles des exploitations (taille, orientation technico-économique...) et des exploitants (âge, formation...), mais les travaux les plus récents mettent aussi en évidence le caractère primordial des systèmes de normes sociales et réseaux de relations adoptés par les agriculteurs. Les différences entre agriculteurs dans les pratiques de conduite des sols peuvent prendre une nature politique (dans le sens où elles marquent la défense d'orientations différentes) et identitaire (dans le sens où leur défense renvoie à une manière dont les acteurs se qualifient eux-mêmes). Une enquête conduite en Bourgogne (Compagnone et Pribetich, 2017) montre ainsi comment des agriculteurs en agriculture biologique, de conservation ou conventionnelle se positionnent différemment par rapport à la mise en œuvre du non-labour, et comment ce positionnement peut être relié à leur identité d'agriculteur. De même, un travail mené dans le Burgenland en Autriche (Wahlhütter *et al.*, 2016) met en évidence l'importance des sols dans la construction des identités des agriculteurs. Ceux-ci se distinguent ainsi d'autres agriculteurs, groupes ou domaines de travail, à partir d'aspects ayant trait à la qualité des sols ou à leurs stratégies de gestion des sols. Dans l'un et l'autre cas, en agriculture biologique ou en agriculture de conservation, la relation de ces praticiens à leur sol est particulièrement importante dans la construction de leur identité agricole.

■ Encastrement social de la production des connaissances

La qualité des sols n'est pas une chose directement perceptible de manière homogène par l'ensemble des acteurs. Des indicateurs sont donc indispensables à une

représentation partagée de cette qualité et à son objectivation. Pour ce faire, des savoirs scientifiques sont mobilisés, dont l'élaboration est elle-même encastrée dans un contexte social.

Les travaux conduits en sciences humaines et sociales à partir des années 1980, notamment dans le domaine des *science and technology studies* (Jasanoff, 2010), permettent de mettre en évidence quatre principales dimensions sociales qui jouent sur la production de savoirs scientifiques à propos des sols. La dimension politique réside essentiellement dans la mise à l'agenda de problèmes par les décideurs politiques et le ciblage des programmes de recherche financés (Bispo et Schnebelen, 2018 ; Fournil *et al.*, 2018 ; Hassenteufel, 2010). La dimension cognitive ou normative intervient dans la définition de catégories avec la production de seuils adjoints aux indicateurs. Dans une perspective normative, les seuils permettent de porter un jugement sur la plus ou moins bonne ou mauvaise qualité du sol. Ces distinctions se font au regard de la connaissance générale que l'on peut avoir d'une situation, qui dépasse le strict cadre des données avec lesquelles opèrent les scientifiques, et nécessite des débats entre experts, décideurs et praticiens (connaissances des autres disciplines, des techniques des praticiens, des exigences des différents acteurs pour des usages variés, etc.) (Jónsson *et al.*, 2016). Cet encastrement social se révèle également dans sa dimension opérationnelle, conditionnée par la disponibilité des ressources nécessaires à l'utilisation des indicateurs (ressources cognitives et matérielles) (Israel-Jost, 2015). Enfin, la dimension performative implique que la mise en avant d'indicateurs entraîne un déplacement dans les perceptions et les points d'attention des différents acteurs vis-à-vis de sols.

■ Angles disciplinaires

Les conceptions du sol et de sa qualité montrent des divergences au sein même du champ académique. Ces divergences sont liées pour partie aux spécificités de chaque domaine disciplinaire, mais aussi à une évolution historique des paradigmes qui sous-tendent la démarche de recherche. Une clé de lecture importante des différentes acceptations de la qualité des sols, qui ressort de l'examen de la littérature et des discussions entre experts, est l'angle disciplinaire. Les principaux traits caractérisant ces différences d'approche sont retracés ici.

En droit, la qualité peut notamment renvoyer au statut d'une personne, physique ou morale, à la capacité juridique, ainsi qu'à un standard légitimement attendu d'un bien ou d'une prestation. En droit de l'environnement, la qualité a suivi au fil du temps une trajectoire d'interprétation partant du droit à un environnement sain dans un sens très anthropocentré, pour ensuite s'enrichir des différents domaines des sciences de l'environnement. Dans le domaine de l'eau par exemple, l'acceptation de la qualité peut être associée à l'usage (p. ex., potabilité, eau de baignade) ou, dans une perspective considérant la qualité des milieux aquatiques comme habitats écologiques, à différents indicateurs définis selon le type de masse d'eau. Une telle approche n'a

pas été développée en ce qui concerne les sols, ni en droit français ni en droit européen ou international. Si certains textes législatifs et règlementaires, tout comme les juges, ont recours à la notion de qualité des sols, cette dernière recouvre des réalités très variables, voire contradictoires.

En économie, la qualité d'une terre est conditionnelle à l'usage qui en est fait, avec une articulation des différents usages en matière de valeur. Dans cette littérature, les déterminants d'ordre foncier priment généralement sur la qualité du sol en termes pédologiques. Le terme *soil* est ainsi absent des publications scientifiques en économie urbaine et économie des transports, où *land* est largement favorisé. La littérature qui s'intéresse toutefois à des propriétés caractérisant le sol peut considérer sa qualité comme une cause ou une conséquence des choix d'usage. Ce corpus est largement dominé par des travaux relatifs à l'agriculture. Pour autant, les années les plus récentes montrent une dynamique d'étude intégrant davantage d'autres usages des sols comme la forêt et les usages environnementaux (conservation, restauration, compensation).

Avec les enjeux économiques associés au développement des outils de l'agriculture de précision qui mobilisent d'importants jeux de données sur les propriétés du sol à une échelle infraparcellaire, une littérature économique émerge pour traiter de la valeur de l'information relative à la qualité des sols (Tsiboe et Tack, 2022). Cette valeur est estimée par les bénéfices potentiellement associés aux meilleures décisions que l'information sur la qualité des sols permettrait de prendre.

En sociologie, anthropologie et géographie, la qualité des sols est comprise en observant la manière dont les humains et leurs formes d'organisation sociale la conçoivent et l'établissent dans des systèmes de normes, et l'intègrent dans leurs choix d'usage et de gestion des sols. Ces disciplines n'ont donc en elles-mêmes aucune portée normative sur ce qui fait qu'un sol est de bonne ou mauvaise qualité, mais éclairent les mécanismes par lesquels des groupes humains, en relation avec leurs territoires, construisent et déconstruisent ces normes.

Les disciplines élémentaires des sciences de la matière et du vivant qui s'emparent de l'objet sol sont centrées sur les processus qui mobilisent le plus leurs acquis disciplinaires. La physique est majeure s'agissant de la structure et de la dynamique hydrologique du sol. La chimie est fortement mobilisée pour comprendre les transformations des nutriments et contaminants. La biologie est indispensable pour comprendre les dynamiques des communautés vivantes du sol à toutes les échelles et pour l'ensemble des domaines du monde vivant : *Animalia* (animaux), *Plantae* (végétaux), *Fungi* (champignons), *Bacteria* (bactéries), *Archaea* (archées), *Chromista* (chromistes) et *Protozoa* (protozoaires). Ces trois disciplines sont toutefois indissociables pour comprendre des processus fondamentaux du sol comme la pédogenèse, la nutrition des plantes, et les grands cycles hydrobiogéochimiques, dont la dynamique au sein du sol associe des éléments abiotiques et biotiques. Certains indicateurs de fonctions des sols sont de ce fait difficilement classables suivant leur nature physique, chimique ou biologique (la teneur en carbone organique, par exemple). Ces disciplines élémentaires sont en interaction étroite avec la pédologie et l'écologie.

La pédologie centre son objet d'étude sur les sols, dont elle établit une typologie, et dont elle explique les mécanismes de formation et d'évolution. Longtemps associée à l'agronomie, elle a eu tendance à adopter la productivité agricole comme un critère de bonne qualité. La composante chimique de la fertilité a également dominé, en lien avec les avancées qu'a connues la science dans ce domaine au xx^e siècle. Or depuis quelques décennies, les progrès de l'écologie des sols (microbiologie, nématologie, etc.) reposent le vivant au cœur de l'étude du fonctionnement du sol.

L'écologie, suivant l'angle choisi, peut considérer le sol comme habitat pour des organismes, comme écosystème, ou comme composante de l'écosystème auquel le sol participe. Comme les sciences sociales pour les systèmes sociaux, l'écologie étudie la dynamique des interactions et les évolutions des systèmes écologiques, et n'a pas de référentiel pour juger de leur plus ou moins bonne qualité. Ainsi, c'est souvent implicitement que la qualité écologique des milieux se trouve associée à celle des conditions de vie que ces milieux confèrent aux êtres humains.

■ Désignations de la qualité des sols

La qualité est un terme qui comporte une ambivalence du fait qu'elle puisse désigner, de manière descriptive, ce que le sol est, c'est-à-dire son type, et de manière plus normative en matière de jugement, ce que le sol vaut en tant que sol de plus ou moins bonne qualité. Ce jugement implique également un point de vue sur ce que le sol devrait être, et qui va guider l'action.

Ce que le sol est ou ce que le sol fait

La désignation de « ce que le sol est » est déclinée suivant deux axes complémentaires : une décomposition typologique et une décomposition analytique.

Dans une approche typologique, les sols font l'objet de classements parfois inscrits dans des dénominations vernaculaires, souvent associées à la couleur (p. ex., « terres blanches », « sols bruns forestiers »), qui peuvent être harmonisées en lien avec des problématiques professionnelles et/ou foncières (p. ex., « sables d'ardentes » dans le département de l'Indre, dans le cadre d'un classement en fonction du potentiel agronomique), ainsi que dans des classifications scientifiques qui font l'objet de conventions à différents niveaux (Référentiel pédologique au niveau français¹⁰, *World Reference Base [WRB]* au niveau mondial¹¹), ou encore la *Soil taxonomy*¹² états-unienne souvent utilisée.

La décomposition analytique vise à décrire les différentes propriétés du sol contribuant à sa qualité : ses compositions physique, chimique et biologique (p. ex., teneur en sable/limon/argile, en azote, en contaminants, en matière organique, abondance des

10. <https://www.afes.fr/les-sols/referentiel-pedologique> (consulté le 31/10/2024).

11. <https://www.isric.org/explore/wrb> (consulté le 31/10/2024).

12. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/soil-classification> (consulté le 31/10/2024).

organismes), ses propriétés (p. ex., conductivité), et les processus qui s'y déroulent (p. ex., vitesse de minéralisation de la matière organique, activités enzymatiques, transferts d'eau ou de gaz).

Ce que le sol vaut

Désigner un sol comme étant « bon », « sain », « riche », « fertile » ou « vivant » revient à en apprécier la valeur. De telles désignations opèrent à partir de critères d'appréciation différents suivant les catégories d'acteurs, parce que les systèmes de classement des choses à partir desquels ils réalisent un jugement sont propres à leur système de pensée, en lien avec leurs préoccupations. La littérature en sciences humaines et sociales (SHS) invite ainsi à expliciter et contextualiser tout cadre normatif utilisé par les acteurs pour établir ce qu'est un sol de bonne ou mauvaise qualité.

Parmi les usagers des sols, la désignation de la qualité tend à privilégier les paramètres qui sont les plus contraignants pour les interventions anthropiques relevant de leur activité, ou à l'inverse les plus sensibles à ces interventions. Par exemple, le sol peut être considéré comme une entité surfacique à gérer en fonction de besoins pensés en matière de production de ressources alimentaires, de régulation de la ressource en eau, de stockage de carbone, de risques, de support d'activités anthropiques (économiques, logement), ou encore d'habitats/d'espaces naturels à visées récréatives et/ou de conservation. Le sol des terrassiers est appréhendé à partir de phénomènes d'érosion, de tassement et de dissolution dont ils doivent se préserver. D'autres acteurs, comme les agriculteurs ou les forestiers utilisant du machinisme lourd, vont être confrontés aux problèmes de tassement ; les irrigants à celui de la salinisation, etc. Parmi les agriculteurs, des spécificités ont été relevées chez les viticulteurs qui appréhendent la qualité du sol non seulement pour ses potentialités productives, mais également pour sa singularité en tant que composante du terroir marquant une identité de produit final.

Ce que le sol devrait être ?

Du fait de ces différences de conception et de perception, des oppositions peuvent naître entre types d'acteurs ne conduisant pas les mêmes activités, sur l'évaluation de la qualité d'un même sol. La mise en œuvre d'une gestion durable des sols est ainsi entravée par des intérêts divergents portés par des acteurs différents. Si les agriculteurs et les autres acteurs de la chaîne de valeur donnent la priorité aux critères économiques pour penser la durabilité des sols, les acteurs engagés dans la protection de l'environnement mettent en avant des critères environnementaux.

Fournil *et al.* (2018) identifient ainsi les logiques de « requalification environnementale » du sol à l'œuvre depuis le milieu des années 2000, qui se démarquent de l'appréhension agricole dominante dans laquelle le sol est vu comme support fertile et de production. Deux logiques de requalification environnementale sont distinguées : l'une s'attache à la conservation *per se* des sols et de leur biodiversité face aux dégradations qui les menacent ; l'autre met l'accent sur l'intérêt de favoriser la sécurisation des fonctions et services rendus par les sols.

Coproduction de l'information sur la qualité des sols

Les connaissances scientifiques sont ainsi une composante parmi l'ensemble des éléments qui conduisent les acteurs à qualifier les sols. La littérature traitant de manière générale de l'usage d'indicateurs pour la décision publique a conceptualisé les interactions entre science et décision suivant différents modèles rappelés dans l'encadré 2.1.

Encadré 2.1. Principales conceptualisations des interactions entre science et société (Püchl et Rametsteiner, 2009).

Le modèle de transfert adopte une conception linéaire de la circulation des savoirs, de la science vers la société. La science est envisagée comme lieu de production de savoirs, dénué de tout jugement de valeur, séparé du monde de la gouvernance, lieu de l'utilisation du savoir. Cette conception des interactions est largement remise en question au profit des approches transactionnelles, mais reste pour autant très présente dans les habitudes de langage par lesquelles les acteurs situent leur propre positionnement.

Le modèle transactionnel considère la formulation d'indicateurs comme une activité hybride dans laquelle interagit une diversité d'acteurs, qui tient compte de l'effet des commandes adressées aux scientifiques sur le cadrage et l'orientation des questionnements de recherche, ainsi que de la réinterprétation et de l'adaptation des résultats produits en fonction de leur contexte d'utilisation. Scientifiques et autres groupes sociaux sont à la fois porteurs et producteurs de savoirs et de valeurs.

Le franchissement de frontière (*boundary spanning*; Püchl et Rametsteiner, 2009) met l'accent sur le travail d'aller-retour, de traduction continue entre le champ scientifique et celui des acteurs, comme garantie de succès du travail d'évaluation. Celui-ci inclut et rend explicites les processus de négociation entre les différents cadres référentiels et domaines de préoccupation qui sous-tendent les positionnements des scientifiques, des décideurs et des usagers des sols.

Dans ces dynamiques d'interaction, l'indicateur est un outil intellectuel et pratique. À travers la multitude des caractéristiques à partir desquelles le sol peut être potentiellement connu, il marque celle qu'il renseigne comme étant pertinente pour comprendre ou agir. Dans le même temps, il s'appuie sur et propose des éléments perceptifs permettant d'évaluer concrètement cette caractéristique. Cette position occupée par l'indicateur dans les interactions entre acteurs a amené certains auteurs à le considérer comme un « objet frontière » (cf. encadré 2.2).

Ainsi, le processus de construction d'un indicateur s'inscrit dans des cycles de mobilisation et d'enrôlement d'acteurs privés et publics impliquant des scientifiques, des décideurs politiques, des groupes d'intérêt, de citoyens, etc. Il est indissociable d'un débat quant à la caractérisation des questions à traiter, de ce qui fait problème, des sous-catégories du problème, et des indicateurs supposés en rendre compte.

Les enjeux de définition occupent une large place dans ce débat, qui met en évidence l'importance de s'accorder sur un langage commun.

Le choix par les experts scientifiques des indicateurs considérés comme pertinents au regard des préoccupations des acteurs, de l'information reçue sur la qualité des sols (interprétation et partage), et de la perception de cette qualité par les acteurs est ainsi le produit d'une coévolution. Cette dynamique de circulation sociale de l'information sur la qualité des sols est représentée par la figure 2.1, qui décline les principales modalités d'interaction entre trois grandes catégories d'acteurs : les usagers du sol (p. ex., agriculteurs, forestiers, urbanistes, naturalistes), les experts techniques et scientifiques, et les décideurs publics. Pour chacun de ces pôles sont rappelés les cadres normatifs auxquels se réfère la catégorie d'acteurs, et la diversité des préoccupations qui sous-tendent leurs positionnements est explicitée par quelques exemples.

De nombreux auteurs plaident ainsi pour la production de référentiels dans le cadre de projets de recherche-action : « pour que l'information se transforme en connaissance,

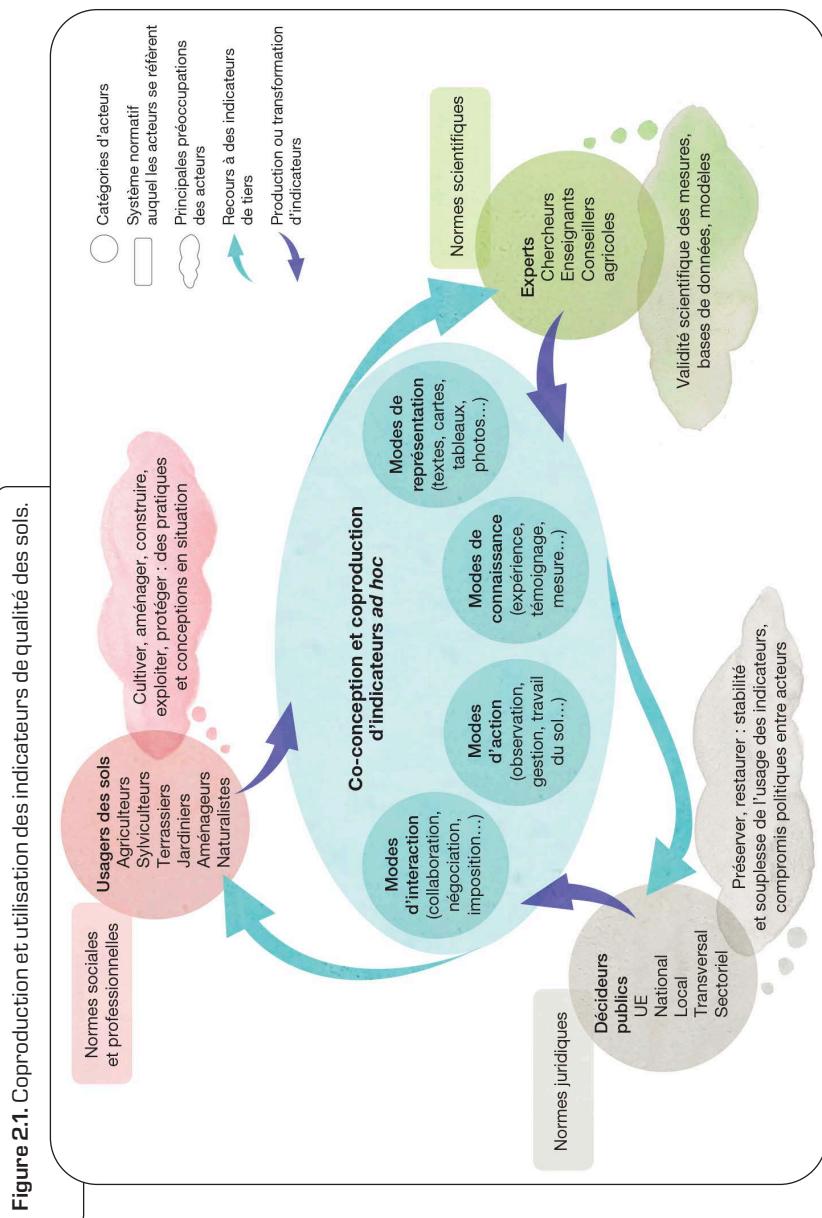
Encadré 2.2. L'indicateur comme objet frontière.

Le concept « d'objet frontière », issu de la sociologie des sciences (Star et Griesemer, 1989 ; Trompette et Vinck, 2009), vise à décrire des objets épistémiques (tels que des théories, des bases de données, des collections naturalistes, etc.) qui sont «à la fois suffisamment souples pour s'adapter aux besoins locaux et aux contraintes des différentes parties qui les emploient, et suffisamment robustes pour conserver une identité commune à travers différents sites» (Star et Griesemer, 1989).

Un objet frontière est donc capable de faire partie de plusieurs mondes sociaux à la fois, au sein desquels il pourra se voir attribuer des identités variables, mais entre lesquels il rend la communication possible. Certains auteurs (Turnhout *et al.*, 2007) considèrent ainsi que les indicateurs réellement efficaces sont toujours des objets frontières, dont la signification change en fonction des acteurs, mais qui possèdent une structure suffisamment stable pour être reconnus de manière partagée. De ce fait, ils sont avant tout des vecteurs de traduction et de coordination entre mondes sociaux.

Ces auteurs suggèrent que le caractère trop finalisé et spécifique d'un indicateur peut représenter une faiblesse dans le cas où il ne permettrait pas aux acteurs de négocier son contenu et son périmètre d'application. Ainsi, un indicateur qui laisse place à des reformulations à mesure que les impératifs politiques ou organisationnels évoluent permet un certain degré de négociation et de prise en compte de considérations qui n'avaient pas été formalisées au départ, et autorise une diversité d'interprétations et d'appropriations dans les mondes sociaux que l'indicateur met en relation. Ce sont notamment ces caractéristiques qui ont permis, au début des années 2000, à divers indicateurs de qualité écologique de l'eau de « servir de langage commun entre la science, la politique et d'autres parties prenantes, et de faciliter les discussions, les négociations et la prise de décision» (Turnhout *et al.*, 2007).

Figure 2.1. Coproduction et utilisation des indicateurs de qualité des sols.



il est nécessaire qu'une diversité d'acteurs interroge et négocie, de manière collective [par exemple par des phases de modélisation participative, de scénarios prospectifs], le sens qu'ils attribuent à ces informations, afin qu'elles soient utilisées dans un but commun codéfini par les divers groupes d'acteurs » (Plant *et al.*, 2021).

3. Place de la qualité des sols dans les cadres de gouvernance

Propriété privée et intervention publique

Le sol comme commun, semi-commun ou transpropriété

L'évolution du statut des terres comme biens collectifs, privés ou publics au cours de l'histoire est, pour certains économistes, un marqueur de la grande transformation qu'ont connue les économies aujourd'hui développées. À l'heure actuelle dans ces pays, le foncier fait en très grande partie l'objet de droits de propriété, que ceux-ci soient détenus par des personnes physiques ou morales (sociétés, collectivités territoriales). Ces droits plus ou moins étendus compte tenu de droits concurrents (servitude, expropriation ou préemption par exemple au titre du droit de préemption des Safer, du zonage des documents d'urbanisme, de la réglementation environnementale) réservent en général aux propriétaires l'exclusivité sur les décisions relatives à l'occupation, la gestion et la vente de ces surfaces.

Le fait que la propriété foncière emporte celle du matériau sol est couramment mis en avant comme élément explicatif du faible développement des dispositifs publics de préservation de la qualité du sol. La comparaison est souvent avancée avec les cadres juridiques concernant la qualité de l'eau ou celle de l'air, qualifiées par le droit de choses communes protégées au titre du patrimoine commun de la nation (Juerges et Hansjürgens, 2018). Or, à travers l'UE, le droit de propriété accorde une grande latitude d'actions dans la conduite de pratiques dégradant mais aussi préservant les sols.

Les articles de doctrine juridique mobilisés démontrent clairement que le droit de propriété n'est pas incompatible avec la mise en place d'un régime de préservation des sols. Ces derniers font en effet partie de l'environnement et bénéficient donc d'une valeur constitutionnelle, au même titre que le droit de propriété. Une mise en balance des intérêts peut donc être orchestrée par le législateur. Ost (1995) évoque quant à lui le mécanisme de la transpropriation qui existe pour d'autres intérêts (monuments historiques, qualité de l'eau, etc.), et qui consiste à dissocier la propriété du fonds des qualités qui le constituent : le propriétaire d'un bien est reconnu comme responsable et garant de la préservation des qualités du sol qu'il possède ou dont il a la garde.

Au-delà du cadre juridique européen et français, la perspective adoptée en anthropologie pour l'étude des faisceaux de droits fonciers considère la propriété des terres indépendamment des catégories fondatrices du droit civil romano-germanique (*usus*, *fructus* et *abusus*¹³), en distinguant ce qui relève des sols et ce qui relève du foncier.

13. *Usus* : droit d'user de la chose (p. ex., accéder) ; *fructus* : droit de jouir de la chose (p. ex., cultiver, faire fructifier) ; *abusus* : droit de disposer de la chose (p. ex., vendre).

Dans une telle logique, les propriétaires fonciers pourraient conserver la jouissance de l'espace dans la limite de certaines lignes directrices à définir, tandis que la communauté des occupants considérée sur un périmètre plus large serait garante de la gestion des ressources naturelles et de la pérennisation des fonctions et services des sols. « Commun » ou « semi-commun » selon les auteurs, le sol (en tant qu'entité de nature) serait, dans ces configurations, appelé à être géré par un ensemble d'acteurs pas nécessairement identique à celui intervenant sur le foncier (conçu comme une simple surface).

Le droit de propriété n'apparaît ainsi pas incompatible avec la création par le législateur d'obligations de préservation de la qualité des sols. L'absence d'harmonisation européenne des règles est identifiée en revanche comme une source importante d'inaction au niveau des États.

I Gouvernance de la qualité des sols au regard de celle de l'eau et de l'air

Pour l'eau et l'air, des objectifs de qualité sont posés par le droit et précisés par des indicateurs qui étaient initialement conçus au regard d'enjeux de santé humaine et ont été complétés par des indicateurs de qualité écologique du milieu. Des mesures sont en outre prescrites par le droit pour atteindre ces objectifs. Chacun de ces milieux se voit attribuer une conception de la qualité qui lui est propre. Dans le cas de l'air, la « qualité » fait référence à la présence ou à l'absence de contaminants (gaz ammoniac, ozone, particules). Les concentrations de ces substances sont comparées à des valeurs seuils qui conditionnent le niveau de la qualité. Or contrairement à l'air¹⁴, il n'existe pas de « sol pur » : tous les sols ont un héritage d'éléments ou de composés naturellement dérivés de leurs matériaux d'origine et ce fond géochimique naturel varie d'un endroit à l'autre. Ainsi, les sols de serpentinite contiennent naturellement de fortes concentrations de nickel, de chrome et de cobalt, provenant des matériaux parentaux et non d'activités anthropiques.

Si cette approche par les contaminants a également valu pour l'eau, ce n'est plus le cas aujourd'hui. En effet, le droit comme les politiques publiques ont intégré la dimension « terrestre » de l'eau en visant désormais la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (qui comprennent par exemple la ripisylve¹⁵). Comme le souligne Meynier (2020), « la démarche qui s'inscrit dans l'objectif d'un bon état des masses d'eau consiste à définir des indicateurs scientifiques de qualité auxquels sont associés des systèmes de classement se rapportant à une référence ; puis sont établis un système de surveillance adapté aux indicateurs et des mesures environnementales d'amélioration, ou pour le moins

14. Communication de la Commission européenne COM(2013) 918 final, Le programme « Air pur pour l'Europe » (Clean air for Europe, CAFE) : vers une stratégie thématique de la qualité de l'air, <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2013:0918:FIN:FR:PDF>. Ce programme pose les bases de la première des stratégies thématiques annoncées dans les sixième et septième programmes d'action pour l'environnement.

15. La ripisylve est un espace d'échanges, appelé écotone, entre les milieux terrestres et le milieu aquatique.

de non-dégradation, des milieux. Il résulte donc de l'exigence de bon état des masses d'eau des critères scientifiques de la qualité de l'eau et des classifications des masses d'eau selon leur état écologique et chimique, ou même quantitatif pour les eaux souterraines ». Par ailleurs, les sols comme les milieux aquatiques (dont les zones humides font partie) présentent des caractéristiques positives, qui contribuent à leur qualité au-delà de l'absence de contaminants. Il s'agit par exemple, pour les sols, de la teneur en matière organique, de la stabilité des agrégats ou de la biodiversité. Cependant, la transposabilité du concept de qualité de l'eau à celui de la qualité des sols, si elle exprime une certaine logique à voir l'ensemble des milieux protégés par le droit, serait limitée par les différences de statut juridique (les sols sont majoritairement appropriés par des personnes privées, contrairement à l'eau) et les différences de fonctionnement. C'est donc une approche conceptuelle bien distincte qu'il faudra traduire en matière de gouvernance.

Pour une approche complète des liens entre qualité du sol et qualité de l'eau, le rapport du projet NORMASOL (Farinetti, 2013) reste à ce jour le travail le plus exhaustif. Il préconise « une approche globale de la qualité », au-delà de la seule référence aux usages ou aux services et par référence « à un état "idéal" qu'est l'état non perturbé, dont il s'agit de s'approcher au plus près » (Farinetti, 2013).

I Doctrine d'une intervention publique sur le sol

Les processus décisionnels concernant les sols sont définis de manière large, par Juerges et Hansjürgens (2018), comme « la somme de toutes les institutions formelles et informelles (p. ex., les prescriptions légales, le cadre juridique, les incitations du marché, les règles, les normes, les habitudes, les attitudes) qui concernent les processus décisionnels liés au sol des acteurs étatiques et non étatiques à tous les niveaux de décision ».

En ce qui concerne la composante publique, c'est-à-dire juridique et institutionnelle de la gouvernance des sols, la question est couramment posée de la délimitation la plus pertinente entre le cadre établi collectivement (et son échelle territoriale) et l'autonomie de décision laissée aux acteurs privés. Dans sa version la plus élémentaire, l'économie publique considère que les décisions privées sur l'utilisation des sols sont efficaces lorsque les conséquences de ces décisions sont pleinement internalisées, c'est-à-dire qu'elles se traduisent par un gain ou une perte pour l'acteur qui les a prises. En présence d'externalités, c'est-à-dire de conséquences non prises en compte par le marché pour de tierces personnes, une intervention publique est nécessaire pour éviter ou compenser ces conséquences.

Des auteurs qui supposent qu'il n'y a pas ou peu d'externalités montrent, notamment aux États-Unis, que la plupart des bénéfices de la conservation des sols sont privés. Les agriculteurs qui se préoccupent de la qualité de leurs sols ont un retour sur investissement positif et les améliorations apportées au sol du fait de leurs pratiques se répercutent sur le prix du foncier. Suivant cette optique, le degré de dégradation des sols correspond donc à un choix accepté socialement, ce qui a été par exemple montré pour l'érosion (McConnell, 1983).

Ces résultats sont nuancés par certains travaux, toujours en Amérique du Nord, qui mettent en évidence que les pratiques observées dépendent de l'état du sol seulement pour de hauts niveaux de dégradation, alors même qu'une prise en compte plus précoce serait avantageuse économiquement pour les agriculteurs concernés. La question qui découle de ces constats est de comprendre pourquoi les agriculteurs ne font pas en sorte d'obtenir un niveau optimal de qualité des sols alors qu'ils gagneraient à le faire (Stevens, 2018). Dans cette optique, une synthèse de 87 études en Europe évoque des différences d'attitudes vis-à-vis de la préservation de l'environnement, de compétences, de taille d'exploitation ou d'expérience pour expliquer ce paradoxe (Bartkowski et Bartke, 2018), alors que les facteurs démographiques comme l'âge, le genre, l'éducation, les perceptions des voisins ou de la société auraient des effets plus incertains¹⁶.

La mise en évidence d'externalités liées à l'utilisation des sols s'établit sur les plans spatial et temporel. Les externalités repérées sur le plan spatial sont les conséquences, sur d'autres espaces, des pratiques mises en œuvre sur une parcelle. Par exemple, les intrants apportés peuvent être en partie transférés vers les milieux aquatiques, entraînant une dégradation de la qualité de l'eau qui sera à la charge de la collectivité ; ou encore la destruction d'un couvert végétal, affectant la dynamique d'infiltration de l'eau, peut entraîner des inondations à l'aval du bassin versant, ainsi qu'une augmentation de l'érosion hydrique avec des écoulements de boue et une dégradation de la qualité de l'eau en aval de la parcelle. Les externalités repérées sur le plan temporel correspondent à des conséquences subies par les usagers futurs de la parcelle. Par exemple, le labour systématique permet à court terme un gain de rendement plus profitable que le coût monétaire de cette intervention, mais a des conséquences différées dans le temps sur la structure et la teneur en matière organique du sol qui affecteront ce même rendement. Les conséquences de la décision prise par un usager du sol sont alors supportées par son successeur.

Pour les économistes, la mise en évidence de ces externalités permet d'identifier les mesures correctrices pertinentes et d'en déterminer les contributeurs et les bénéficiaires. Cependant, face à la difficulté de mesurer les préférences des individus et de la société pour les fonctions et services remplis par les sols, l'opérationnalité de ces principes n'est pas encore bien stabilisée dans la littérature.

■ Modalités d'intervention publique sur les sols

La gouvernance des sols consiste ainsi à organiser l'échange et l'arbitrage quant à la place relative à accorder aux différentes fonctions des sols et à l'évolution des usages associés. Certains auteurs proposent de classifier les outils disponibles pour ce faire, qu'ils relèvent du domaine public ou privé, en 5 catégories : juridique, d'aménagement, basée sur le marché, informative et coopérative (Juerges *et al.*, 2018).

16. Cf. chapitre 2, section « Facteurs sociaux », p. 27.

D'autres (Prager *et al.*, 2011) les rassemblent en trois catégories de mesures : obligatoires, volontaires et informatives. En ce qui concerne plus spécifiquement l'intervention publique, de manière commune au droit et à l'économie, la doctrine se divise schématiquement en deux principaux types d'intervention.

La première, très classique en droit administratif, consiste à créer un mécanisme préventif de police administrative spéciale qui découlerait de la reconnaissance que la préservation de la santé des sols est d'intérêt général. Il présente l'intérêt d'intervenir à la fois en amont de la dégradation des sols en soumettant les activités à certaines règles et de créer un système de sanction dans l'éventualité de leur non-respect. C'est par exemple la voie qui se dessine en droit de l'urbanisme, avec la perspective de la mise en place d'un système où les décisions administratives liées à l'affectation et à l'occupation du sol seraient attentives à ses fonctions. L'efficacité d'un tel régime est néanmoins mise en doute, notamment par les économistes, en raison de sa rigidité, de sa potentielle lourdeur administrative et des besoins d'information qu'elle implique, s'agissant de fixer des obligations en matière de moyens et/ou de résultats pertinents pour la société, et de contrôler le bon respect de ces obligations.

La seconde part du constat que le caractère coercitif de la norme environnementale n'est pas nécessairement un critère de son efficacité ni de son adoption par les acteurs concernés. Elle consiste donc à développer des approches volontaires se déclinant par exemple en politique de contractualisation, de certification ou de marché, comme on l'observe actuellement dans la politique de conservation des sols aux États-Unis ou dans le domaine du stockage de carbone des terres agricoles. Cette approche est davantage prônée par les économistes de manière à focaliser les objectifs sur les fonctions et les services qui sont réalisés dans les sols et impactés par les décisions d'ordre privé. Il s'agit de proposer une rémunération pour la mise en œuvre de pratiques identifiées comme favorables à la fourniture de ces services et/ou une taxation sur les pratiques identifiées comme défavorables. C'est l'approche la plus utilisée actuellement pour les usages agricoles (Jeffery et Verheijen, 2020), avec par exemple les incitations accordées pour la rotation des cultures, la réduction du travail du sol, l'amendement organique à l'aide de composts et de fumiers, ou l'utilisation de cultures intermédiaires. Toutefois, une grande fragilité de ce type d'intervention est que la pérennité de ses effets dépend de celle des financements et des incitations proposés. Surtout, la fourniture effective des services écosystémiques n'est pas vérifiée par des mesures sur le terrain, car seule la mise en œuvre des pratiques fait l'objet de contrôles. Contractualiser la fourniture de services écosystémiques ne résout ainsi finalement pas la question du choix entre des interventions basées sur des obligations de moyens ou de résultats¹⁷. La justification technique des incitations accordées est une quantification des services rendus résultant des pratiques mises en œuvre, qui est établie sur la base d'expérimentations ponctuelles. Les évaluations ainsi produites sont transposées du champ expérimental à l'ensemble des situations de mise en œuvre, sans que la validité d'un tel transfert soit vérifiée.

17. Cf. plus loin, section « Nature des incitations et obligations instaurées », p. 42.

■ Nature des incitations et obligations instaurées

La littérature fait état de l'intérêt de baser les incitations sur des obligations de moyens (usages, pratiques) (Jeffery et Verheijen, 2020), sous réserve d'améliorer et actualiser les fondements scientifiques sur lesquels leur définition repose. La modélisation est mise en avant dans cette perspective (Bartkowski *et al.*, 2021), ce champ de recherche étant encore très ouvert. L'effet réel des incitations sur la qualité des sols à une échelle globale et à long terme reste à documenter au regard de questions qui touchent plus largement à l'évaluation des politiques publiques : les effets d'aubaine, les inégalités entre usagers et les moyens investis dans la restauration après dégradation au regard de dispositifs évitant ces dégradations.

La plupart des dispositifs de gouvernance de la qualité des sols reposent sur des obligations de moyens et un fort présupposé quant à la relation entre l'usage et les pratiques de gestion mises en œuvre, la qualité des sols qui en résulte et les avantages obtenus en matière de services écosystémiques. C'est en effet le plus souvent au motif de la préservation de ces derniers que les cadres réglementaires sont établis. Ainsi, l'approvisionnement en biomasse alimentaire et non alimentaire conduit au régime de protection du foncier agricole et forestier ; la fourniture d'eau de qualité conduit aux mesures de protection des aires de captage ; la régulation du climat conduit à instituer des incitations au stockage de carbone dans les sols, etc. Or, les dispositions prises reposent sur des obligations de moyens dont la mise en œuvre est réputée favorable à la fourniture de ces services, sans que le résultat obtenu soit toujours mesuré. En outre, tout en soulignant l'intérêt d'opérer le lien entre qualité des sols et services, certains auteurs alertent sur le risque que la démarche ne conduise « à occulter en partie la composante environnementale à la source de la production de ces services » (Langlais, 2015) en privilégiant, voire maximisant, la production du service.

Pour équilibrer cette tendance à considérer prioritairement les services écosystémiques les plus quantifiables au risque de négliger des dimensions qui seraient moins directement perçues, des réflexions portent une approche de la préservation de la qualité des sols qui considère la dimension patrimoniale de certains sols en raison de leur rareté ou de leur localisation. Selon l'article L. 110-1 du Code de l'environnement, les sols « concourent » à la constitution du patrimoine commun de la nation. Ce lien conduit parfois à leur préservation, par exemple lorsqu'ils constituent l'habitat d'une biodiversité protégée¹⁸. Or, ce passage par la biodiversité reporte vers le sol les biais associés aux modalités d'établissement des listes d'espèces protégées, qui sont connus sur le plan scientifique. En particulier, ces listes comportent une surreprésentation des espèces ornithologiques¹⁹ et mammologiques, laissant une place secondaire à la

18. Annexe I de la directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

19. On note que la quasi-totalité des oiseaux bénéficie de cette protection (Lévy-Bruhl, 1992).

protection des invertébrés, pourtant fortement liés aux sols. Cette conception a indéniablement des répercussions sur les types de sols bénéficiant d'une protection au titre d'habitat. En prolongeant cette logique, la question pourrait également se poser pour les microorganismes, compte tenu des connaissances en développement sur la spécificité des microbiotes et sur leur rôle écologique majeur.

En milieu urbain, les mécanismes de planification évoluent depuis une dizaine d'années en ce qui concerne la prise en compte de la biodiversité, à travers notamment les objectifs de préservation de la nature en ville, sans nécessairement l'associer à un caractère patrimonial. La relative rareté des sols urbains non imperméabilisés constitue un potentiel pour la mise en œuvre de mesures de préservation pour lequel le droit doit encore évoluer. Progressivement, les collectivités comme les bureaux d'études intègrent une dimension fonctionnelle des sols non imperméabilisés, qui sont pris en compte au regard des services qu'ils rendent. C'est ainsi que le concept de « trame brune », sans être ni défini ni imposé juridiquement, fait l'objet de réflexions, et que certaines communes, dont Poitiers, Tours, Paris ou Ris-Orangis, réfléchissent à la restauration et à la préservation des continuités écologiques fondées sur la biodiversité des sols.

Mesures et valeurs économiques de la qualité des sols

■ Primaute du foncier sur le sol

Dans le corpus en économie

La littérature économique traitant de la qualité des sols apparaît dichotomique. La majeure partie (90 %) désigne le sol sous le terme *land* sans le distinguer et considère de manière prépondérante les caractéristiques foncières telles que la localisation, le statut juridique, les autres ressources environnantes (eau, énergie) ou les interactions économiques et sociales entre usages et usagers (proximité d'un centre urbain, proximité de structures de transformation et de commercialisation pour l'agriculture). L'économie urbaine et l'économie des transports n'abordent que très marginalement la composante « sol » de la terre, hormis quelques exceptions sur sa stabilité. Par souci de parcimonie quant aux dimensions considérées, les variations de caractéristiques biologiques, chimiques ou physiques des sols sont majoritairement considérées de second ordre dans les arbitrages économiques sur les choix d'usage du sol dans un contexte urbain. La partie restante de la littérature (10 % qui traitent explicitement de *soil*) se concentre sur les usages agricoles et, dans une période plus récente, prend en compte d'autres considérations environnementales (pollution, conservation, restauration). Les résultats principaux restent néanmoins assez proches, avec des décisions d'utilisation des sols qui dépendent plus de paramètres humains (prix des produits agricoles, taux d'actualisation ou retours sur investissement) que de paramètres biologiques, chimiques et physiques.

Dans les arbitrages entre usages du sol en France

Cette primauté du foncier sur le sol est également documentée dans les travaux en SHS qui montrent que les connaissances disponibles sur la qualité des sols pèsent peu dans l'orientation des choix d'artificialisation. Par exemple dans le département du Calvados, la dynamique de l'urbanisation a été mise en regard d'une évaluation de la potentialité agronomique des terres. Ces travaux concluent que « les bonnes et très bonnes terres agricoles ont été proportionnellement plus consommées par l'étalement urbain que les terres de moindre qualité » (Gouée *et al.*, 2010). Différents freins à la prise en compte des caractéristiques du sol ont plus généralement pu être mis en évidence.

La sectorisation de l'espace par les documents d'urbanisme (entre zones classées urbaine [U], à urbaniser [AU], agricole [A], naturelle et forestière [N]) produit des effets de cadrage qui masquent les caractéristiques pédologiques des sols et leur intégration dans les projets d'aménagement urbain notamment (Consalès *et al.*, 2022). Il en est de même du maillage cadastral, base de l'allocation des droits d'usage, de gestion et de propriété, établi en fonction de critères ne tenant pas nécessairement compte du sol.

En outre, les mesures réglementaires imposant que les zones à urbaniser soient situées dans la continuité immédiate du tissu urbain (Gauthier, 2020) limitent la possibilité d'artificialiser les sols de moindre qualité à l'échelle du territoire concerné. Ainsi, à Rungis, « la répartition des usages de la plaine entre construction et agriculture ne semble pas avoir été considérée au prisme des différentes qualités des sols, [...] malgré un travail d'identification] des “meilleures terres” par les producteur·rice·s et [par le biais] de mesures de la qualité physicochimiques du sol » (Gauthier, 2020).

Enfin, même quand des critères pédologiques sont utilisés pour discriminer des zones à protéger ou pas, ils sont souvent utilisés en deuxième ressort, après un premier partage de l'espace appuyé sur des critères fonciers. Par exemple à Montlouis-sur-Loire, une commune de l'appellation d'origine contrôlée (AOC) viticole Vouvray, la délimitation d'une zone agricole protégée (ZAP) s'est calquée sur l'emprise spatiale du vignoble d'appellation (Serrano et Vianey, 2014). De tels cas de demandes de classement en AOC comme rempart à l'artificialisation ont été confirmés, à dire d'expert, comme n'étant pas anecdotiques.

Face à ces constats, une piste a été explorée par la recherche pour réintroduire certaines dimensions de la qualité des sols dans la valeur foncière. Tafani et Jouve (2023) avancent la proposition d'un coefficient de constructibilité potentielle (CCP), qui vise à moduler la valeur du foncier en tenant compte à la fois de la valeur agronomique du sol et de la temporalité des projets d'aménagement portés par la commune. Ce coefficient augmente avec l'immédiateté de la constructibilité prévue, puis est multiplié par la valeur agronomique²⁰ pour donner le prix à l'hectare du foncier. Cette proposition a cependant eu peu de portée : « l'outil n'est pas simple à prendre en main car il définit des valeurs

20. Le référentiel en reste à choisir. Voir plus loin, « Le potentiel agronomique : entre usage, modalités de gestion et qualité du sol », p. 54.

déconnectées de la valeur vénale des sols [prix de revente de la terre] — ce qui tend à troubler l'usager et probablement aussi, le décideur —, [mais] on retiendra l'idée d'établir une nouvelle grille de valeur tenant compte des multiples fonctions des sols afin d'éclairer la décision publique ».

■ Valeur des baux ruraux et amélioration/dégradation du fonds

Au croisement entre économie et droit, la valeur des baux ruraux est un paramètre économique fortement encadré par le droit français. En outre, lors de la rupture du bail, le versement d'indemnités peut être revendiqué par l'une ou l'autre partie sur la base du constat d'une amélioration (elles sont alors perçues par le preneur sortant) ou d'une dégradation (elles sont alors perçues par le bailleur) du fonds.

C'est à l'échelle départementale que la qualité de la terre est prise en compte pour en établir la valeur locative au regard du statut du fermage (Party *et al.*, 2014). Dès les années 1970, l'Indre-et-Loire a eu recours à des données pédologiques pour proposer une méthode de classement et de notation des terres agricoles. Actuellement, les arrêtés préfectoraux encadrant les loyers agricoles intègrent de manière variable des critères pédologiques. Des distinctions sont d'abord opérées en fonction du mode d'occupation agricole des sols (champs, prés, cultures permanentes, spécialisées ou propres à un département ou une zone), mais aussi de zones infradépartementales, reprenant en partie le maillage des « petites régions agricoles ».

Deux méthodes d'évaluation coexistent : l'une s'appuie sur des typologies taxonomiques de sols (qui peuvent varier suivant les départements), l'autre sur des grilles de notation à points. Dans ces dernières, les critères pédologiques sont prédominants (surtout pour les champs et prés) et renvoient principalement à des caractéristiques physiques (profondeur, composition, pierosité) ou liées à l'eau (hydromorphie, sensibilité aux aléas pluviométriques). La faible fréquence de mise à jour de ces méthodes explique en partie l'ancienneté des critères pris en compte et l'absence de paramètres chimiques ou biologiques.

Les contentieux concernant la notion d'amélioration ou de dégradation du fonds s'appuient sur l'article L. 411-71 du Code rural, qui prévoit les modalités de calcul des indemnités. L'amélioration est qualifiée lorsque le potentiel de production a augmenté d'au moins 20 %. Or ces dispositions législatives sont précisées par un plan d'inventaire établi par l'arrêté du 31 octobre 1978 qui n'a jamais été mis à jour, et dont le contenu traduit une conception aujourd'hui dépassée de la notion d'amélioration du fonds, en partie contradictoire avec des pratiques agroécologiques. Ainsi, dans certaines jurisprudences, sont considérés comme une amélioration le retournement des prairies et l'épandage d'engrais minéraux ou de produits phytosanitaires. Cette approche repose sur une perception de la qualité du sol fondée sur le rendement obtenu par hectare. Or la relation directe ainsi établie entre qualité du sol et productivité à l'hectare pose problème, car le rendement dépend non seulement de la qualité du sol, mais aussi des aménagements (p. ex., destruction des haies, terrassement, drainage) et pratiques

de gestion (p. ex., apports de fertilisants et pesticides ou interventions mécaniques). Ces dernières sont susceptibles à la fois de compenser et donc de rendre temporairement invisible un élément de la qualité (p. ex., chaulage d'un sol acide qu'il faudra renouveler), mais également d'affecter la capacité du sol à entretenir par lui-même sa qualité (p. ex., fertilisation minérale inhibant à terme la capacité de minéralisation). En outre, un sol est parfois considéré comme dégradé du fait que les modalités de gestion ne correspondent pas aux pratiques culturales usuelles et au rendement associé, qui sont classiquement pris pour référence. Le devoir d'exploitation du preneur – ou autrement dit, la « jouissance active », en opposition à la « jouissance oisive » du sol loué – représente une règle tacite encore largement véhiculée en droit rural et appliquée par le juge. Le retour au « naturel », c'est-à-dire à un état en deçà des capacités du sol loué, est interprété comme une dégradation du fonds. Ce faisant, ce sont les pratiques historiquement implantées qui constituent le référentiel commun au regard duquel comparer les rendements, sans considération pour la particularité des pratiques économiques en intrants que certains agriculteurs auraient pu adopter, améliorant la qualité écologique de leurs sols tout en renonçant à une part de productivité.

■ La qualité des sols dans l'analyse économique

L'analyse économique étudie la qualité des sols à la fois en amont et en aval des décisions d'utilisation des sols. Dans le premier cas, la qualité est un facteur de production (*input*) qui permet de fournir différents niveaux de biens et services. Cette qualité est définie au regard des biens et services attendus et des usages mis en place pour les atteindre. Un sol de bonne qualité économique pour produire des céréales ne l'est pas forcément pour produire du vin. Dans le second cas, la qualité des sols est un produit (*output*) qui est une conséquence des décisions liées à son utilisation. En effet, l'utilisation d'un sol entraîne souvent une modification du milieu, qui peut améliorer ou dégrader sa qualité (comme la fertilisation minérale ou le labour qui peuvent impacter la teneur en matières organiques). Des analyses économiques complètes doivent considérer la qualité des sols dans ces deux directions, pour prendre en compte l'ensemble du système. De plus, les modifications des sols n'impactent pas nécessairement les différentes dimensions de la qualité du sol de manière équivalente. Par exemple, le drainage d'un sol permet d'augmenter sa qualité sous un angle agronomique, mais la diminue sous l'angle de la régulation des masses d'eau.

Au regard de ces principes, le statut des paramètres reliés à la qualité des sols peut varier (*input*, *output* ou les deux) suivant le point de vue adopté et les enjeux traités par l'étude. Dans la littérature internationale analysée, la fertilité est surtout considérée comme *input*, tout comme la matière organique, la capacité de stockage en eau ou la densité apparente. Cela traduit la dominante de ces travaux en économie intégrant des mesures de la qualité des sols, où l'on se préoccupe davantage des répercussions économiques pour l'agriculture d'un plus ou moins bon état du sol que des conséquences des choix d'occupation et de gestion sur ces mêmes propriétés.

■ Valeur économique d'un sol

Afin de faire face au déficit d'information sur la qualité des sols et sur son évolution dans les décisions privées et publiques, des évaluations économiques ont été développées à la fois pour tenter de valoriser économiquement l'actif sol et pour estimer les coûts potentiels de sa dégradation. Ces démarches quantitatives s'inscrivent dans une volonté plus générale d'évaluation de la valeur économique du capital naturel (au sein duquel les sols se trouvent) et des services écosystémiques qu'il rend. L'intérêt de ces indicateurs économiques réside surtout dans leur caractère instrumental, pour aider aux décisions des utilisateurs et des politiques publiques, plutôt que pour organiser des achats ou des ventes de qualité de sol comme des prix pourraient le faire. Ces indicateurs, issus de méthodologies et de données plus ou moins fiables, fournissent une comparabilité avec les autres décisions économiques et contrastent ainsi avec des évaluations exclusivement biologiques, chimiques ou physiques (Rossiter, 1995). La dégradation de la qualité d'un sol peut être plus directement comparée avec des coûts de réhabilitation lorsqu'elle est exprimée en termes monétaires que lorsqu'elle est exprimée en termes de quantité de nutriments ou de teneur en matières organiques.

Les limites usuelles de la monétarisation, qu'elles soient philosophiques ou pratiques, se retrouvent dans le contexte particulier de la qualité des sols. Elles concernent :

- **la comparabilité** que permet la référence à la dimension monétaire. C'est à la fois le principal avantage de la monétisation et la cible principale de ses critiques. Monétariser est un moyen d'exprimer sous une même unité les conséquences de choix qui portent sur des entités et des acteurs divers, qui peuvent être jugés comme incomparables ou non substituables (Baveye *et al.*, 2016) (comme dans le cas du bilan monétaire global d'un gain de rendement agricole et d'une perte de biodiversité) ;
- **la temporalité**, qui intègre une part d'incertitude. La gestion de la qualité du sol nécessite souvent des arbitrages entre différents moments du temps. Éviter à court terme le coût de préservation d'un sol reporte vers le futur les coûts supportés pour sa réparation. Le futur n'étant pas connu au moment de la décision, l'évaluation repose sur des hypothèses à son sujet ;
- **la complétude**, qui nécessite la prise en compte de l'ensemble du système sol. La monétisation ou les règles de décision basées sur des critères économiques nécessitent la prise en compte de l'ensemble des processus en jeu, par le recours à des classifications plus détaillées des services écosystémiques et des liens avec les paramètres pédologiques (Dominati *et al.*, 2016) ;
- **les données** qui sont disponibles à partir des travaux en pédologie. Les étendues et résolutions, spatiales et temporelles, usuellement utilisées par les sciences du sol ne correspondent pas nécessairement aux échelles qui seraient pertinentes pour la monétisation ou l'aide à la décision dans un cadre économique (Robinson *et al.*, 2014). Ainsi, il n'y a actuellement pas de consensus sur l'importance économique de la prise en compte de la qualité des sols au sens de cette étude, en particulier au regard des coûts de sa préservation. Face à ces difficultés, les recherches en économie se sont

développées dans le sens d'une prise en compte plus précise de chacune de ses dimensions, quitte à renoncer à leur articulation complète. Cela explique la segmentation observée entre l'économie agricole, l'économie de l'environnement ou l'économie urbaine, qui étudient des dimensions différentes de la qualité des sols, sans nécessairement expliciter les interactions. L'opérationnalité des indicateurs pour l'aide à la décision s'en trouve plus limitée, dans la mesure où certains arbitrages entre les différentes dimensions de la qualité des sols ne sont plus possibles et tous les impacts des décisions ne sont pas pris en compte.

Face à la difficulté d'évaluer économiquement la qualité des sols dans son entièreté, une tendance est de restreindre les analyses au périmètre des éléments supposés les plus impactés par les conséquences des décisions à prendre. Pour éviter les règles d'agrégation arbitraires nécessaires aux approches par coûts économiques totaux ou par indicateurs multifonctionnels, cette littérature focalise l'évaluation sur des décisions et objectifs précis. Quitte à renoncer à l'exhaustivité, il est ainsi proposé aux chercheurs d'agir comme des « plombiers » (Duflo, 2017) et d'utiliser des indicateurs centrés sur les détails des décisions qui font souvent la différence. Ces travaux ont une forte composante opérationnelle, ils peuvent être conduits sur la base d'expérimentations en situations réelles et peuvent se décliner à l'échelle individuelle ou collective (avec par exemple les études d'impact des politiques publiques). Actuellement, ils sont encore peu appliqués à la terre et aux sols. Ces approches sont complémentaires des approches holistiques qui, aussi difficiles à quantifier soient-elles, restent importantes pour repérer des dimensions négligées. Par exemple, certains effets à bas bruit ou à long terme peuvent échapper à une trop forte focalisation sur les éléments les plus impactés. Une approche plus globale est également nécessaire à la négociation entre les acteurs sur ce qui est comparable et ce qui ne l'est pas, à partir des informations produites et partagées.

Critères mobilisés dans le domaine du droit

Il n'existe pas dans l'UE ni en France de législation dédiée à la préservation des sols comme il en existe pour d'autres compartiments de l'environnement tels que l'eau ou l'air. La référence à la qualité des sols est pourtant très présente dans de nombreux domaines du droit (notamment urbanisme, agriculture, environnement). Mais elle y figure avec des acceptations diverses voire divergentes, et une fragmentation des dispositions relatives à la préservation des sols qui est largement reconnue comme source d'inefficacité (Billet, 2016a ; Grimonprez, 2019 ; Hermon, 2018). Dans les différents codes en vigueur en France, la notion de qualité des sols est souvent incluse dans une liste d'éléments dont la qualité doit être préservée. Par exemple l'article L. 101-2 du Code de l'urbanisme, qui en fixe les objectifs généraux, prévoit qu'incombent aux collectivités territoriales la protection des milieux naturels et des paysages, la préservation de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et du sous-sol, des ressources naturelles, de la biodiversité, des écosystèmes, des espaces verts et la création, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques.

C'est encore le cas en droit pénal de l'environnement, censé réprimer « les dégradations substantielles de la qualité de l'air, du sol ou de l'eau »²¹.

L'examen des informations disponibles aux niveaux les plus centralisés du droit (UE et France) montre que les indicateurs associés à des objectifs de préservation de la qualité des sols portent davantage sur les changements d'usage et les pratiques de gestion des sols (obligations de moyens) que sur la qualité des sols en tant que telle (obligations de résultat). Elles reposent ainsi très largement sur un présupposé considérant tel type d'usage ou tel type de pratique plus favorable que d'autres à l'objectif poursuivi. À un niveau plus déconcentré de gouvernance, le cadre juridique renvoie davantage à la mobilisation d'indicateurs de qualité des sols²². L'utilisation effective de ce type d'information n'a toutefois pu être considérée qu'au gré des cas d'étude documentés dans le corpus scientifique ; l'analyse plus systématique des indicateurs mobilisés dans les politiques publiques nécessiterait de procéder par enquêtes incluant ces niveaux locaux de gouvernance.

I Critères juridiques portant sur les types d'usages

Les dispositifs pour la préservation de la qualité des sols qui s'appuient sur des objectifs formulés en termes surfaciques de répartition des usages sont essentiellement axés sur la limitation de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers (ENAF). En matière d'urbanisme, l'inconstructibilité des terres est le principal levier associé à la préservation de la qualité des sols. À des fins de suivi, depuis la loi Grenelle 2 de 2010, les documents d'urbanisme doivent présenter un bilan de la consommation des espaces agricoles au cours des 10 années précédentes, et fixer des objectifs chiffrés et justifiés de consommation économe des espaces. Le Code de l'urbanisme prévoit également des dispositions plus strictes pour les espaces littoraux ou de montagne, ainsi que la possibilité pour les départements de délimiter, en accord avec les communes concernées, des périmètres de préservation des espaces naturels et agricoles périurbains (PEAN)²³ ou des espaces naturels sensibles (ENS)²⁴. L'évaluation environnementale des plans et programmes considère de plus en plus (mais toujours de façon lacunaire) les impacts sur la qualité des sols au regard des surfaces d'ENAF consommées ou compensées, en grande partie grâce aux évolutions du cadre européen.

Cet objectif de sobriété foncière a pris une forme un peu différente et plus coercitive dans le cadre de la loi Climat et résilience adoptée en 2021 et complétée en 2023, qui fixe l'objectif d'atteindre le « zéro artificialisation nette des sols » en 2050, avec un objectif intermédiaire de réduction de moitié de la consommation d'ENAF d'ici à 2031 (figure 3.1). Le suivi de cette dynamique est assuré par l'Observatoire national de l'artificialisation des sols.

21. Art. L. 173-3 C. env.

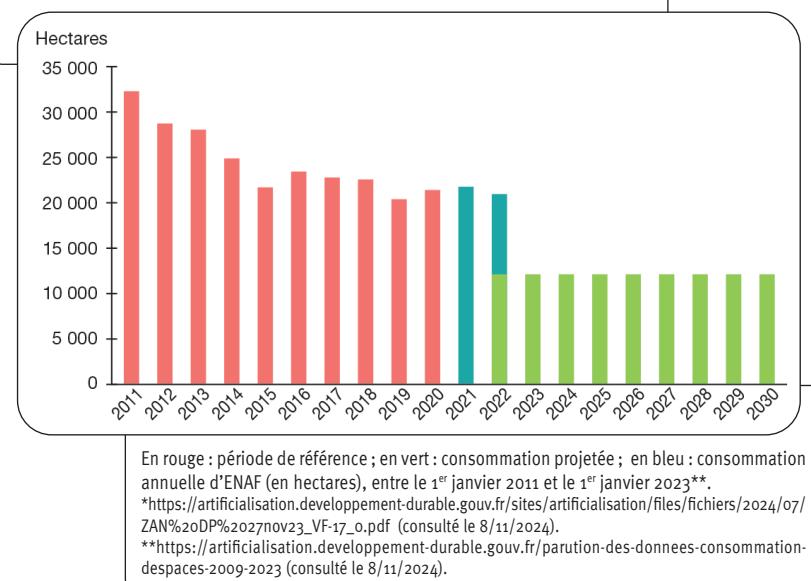
22. Cf. plus haut, section « Valeur des baux ruraux et amélioration/dégradation du fonds », p. 45.

23. Art. L. 113-15 à 28 C. urb.

24. Art. L. 113-15 à 28 C. urb et art. L. 113-8 à 14 C. urb.

Cette loi comporte deux évolutions majeures par rapport à la surveillance de la consommation des ENAF : elle remplace la métrique des ENAF consommés par celle de l'artificialisation nette, et elle impose une limitation de cette artificialisation nette à l'échelle du territoire, la délimitation des territoires en question étant discutée et décidée au niveau régional. La principale nouveauté de cette approche réside dans la possibilité de déduire des surfaces artificialisées celles qui ont été dans le même temps renaturées, pour obtenir l'artificialisation « nette ». La définition des espaces artificialisés et la mesure de leur surface s'appuient sur un tableau croisant l'occupation et l'usage²⁵ tel que fourni par l'Observatoire de l'occupation des sols à grande échelle (OCSGE) à partir d'images aériennes. Cette nomenclature affecte à la catégorie « artificialisé » les occupations et usages connus pour affecter durablement tout ou partie des fonctions écologiques, mais les critères au regard desquels cet impact sur les fonctions est évalué ne sont pas explicités. Certaines ambiguïtés et contradictions persistent en outre, comme le statut des sols construits artificiellement sur dalle. À terme, il sera ainsi nécessaire de s'intéresser aux fonctions elles-mêmes. Des travaux sont également en cours sur les critères permettant de considérer une surface comme « pleine terre » pour que les collectivités puissent mieux prendre en compte la qualité

Figure 3.1. Encadrement de la dynamique d'artificialisation des sols inscrit dans la loi Climat et résilience de 2021*.



25. https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/sites/artificialisation/files/fichiers/2022/05/2022_05_03_Tableau-OCSGE-CouvUsage-ARTIFICIALISATION%5B1%5D.pdf (consulté le 9/11/2024).

des sols urbains. D'autres questions sont soulevées par les usages multiples et le décret du 29 décembre 2023 est par exemple venu encadrer la possibilité de considérer les installations de production d'énergie photovoltaïque au sol comme des espaces non artificialisés (loi Climat et résilience, art. 194). Il y est notamment inscrit qu'une installation devra : être réversible ; permettre le maintien du couvert végétal correspondant à la nature du sol et, le cas échéant, des habitats naturels préexistants ; et permettre le maintien d'une activité agricole ou pastorale significative.

De même, la plupart des autres États membres de l'UE, en cohérence avec les objectifs de *No net land take* identifiés dès 2011 par la Commission européenne²⁶ et malgré l'absence d'approche de la qualité des sols harmonisée par le droit européen, développent une protection quantitative des surfaces affectées à un usage agricole et/ou forestier, notamment dans une perspective de souveraineté alimentaire (France, Italie, Pays-Bas, Espagne, Belgique, République tchèque, etc.).

Dans le domaine du climat, le sol est considéré pour les inventaires d'émissions de gaz à effet de serre basés sur l'utilisation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie (UTCATF)²⁷, avec une combinaison entre une approche de comptabilisation des surfaces évoluant d'une catégorie à l'autre et la surveillance du bilan net d'absorption par les terres et les forêts de manière à renforcer les puits de carbone à long terme. Cet objectif global n'est par ailleurs assorti d'aucune obligation de résultat quant à la teneur en carbone des sols.

■ Critères juridiques portant sur les modalités de gestion

Les dispositions relatives à la préservation de la qualité des sols s'appuient également sur des critères qui ciblent les pratiques de gestion considérées comme favorables à cette qualité. Elles sont notamment mises en œuvre dans le cadre de la PAC, où de nombreuses mesures concernent plus ou moins directement les sols, que ce soit dans les écorégimes prévus par le Plan stratégique national (PSN), dans les mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC, notamment la « MAEC pour la qualité et la protection du sol »), ou les bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE). En ce qui concerne les indicateurs considérés dans ce cadre comme permettant de « suivre l'enjeu de l'amélioration de la qualité des sols », il est indiqué que « le PSN mesurera annuellement la part de la superficie agricole utile (SAU) faisant l'objet d'engagements bénéficiant d'une aide en faveur de la gestion des sols [...] La cible [...] à atteindre en fin de programmation est fixée à 74,07 % de la SAU ».

26. Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources (COM [2011] 571).

27. Décision n° 529/2013 du 21 mai 2013 relative aux règles comptables concernant les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre résultant des activités liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie et aux informations concernant les actions liées à ces activités ; Règlement n° 2018/841 du 30 mai 2018 relatif à l'inclusion des émissions et absorptions de gaz à effet de serre résultant de l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie dans le cadre climatique et énergétique pour 2030 (UTCATF).

Dans cette même optique, des incitations financières à stocker du carbone dans les sols ont, plus récemment, été instituées par des mécanismes de marché, qui portent également sur des pratiques à mettre en œuvre et non sur des valeurs à atteindre. Ainsi, un label bas carbone (LBC) a été institué par décret et arrêté du 28 novembre 2018²⁸, ouvrant la voie au financement par des personnes qui ne sont pas tenues en droit de limiter leurs émissions de gaz à effet de serre, mais souhaitent les « compenser » (marché dit de la compensation volontaire) en soutenant des projets conduits par des tiers permettant de limiter les émissions ou de stocker le carbone. Cette labellisation s'appuie sur des méthodologies qui déclinent les pratiques considérées comme favorables et fournissent les bases du calcul de la quantité de carbone stockée découlant de leur mise en œuvre. Cependant, comme pour les UTCATF, le stock réel de carbone du sol n'est pas directement mesuré : « Il existe un consensus sur le fait qu'il n'est en pratique pas possible de déterminer de manière directe (par des mesures au champ) la variation de stock de carbone organique du sol d'une parcelle à court terme (3 à 5 ans) après l'introduction de pratiques stockantes. Des études ont montré qu'avec un effort d'échantillonnage conséquent de 10 échantillons par parcelle, il faut attendre environ 24 ans après la mise en place de la pratique pour détecter une évolution de stock de carbone... Autrement dit, du fait des incertitudes liées aux échantillonnages et aux analyses de sol, et de la durée courte (5 ans) des Projets [LBC], il est impossible, avec un effort d'échantillonnage acceptable, de mesurer l'effet du projet par des comparaisons de valeurs de stock de C mesurées *in situ* en début et fin de projet » (Soenen *et al.*, 2021).

Cette régulation du marché volontaire et ces méthodologies sont peut-être amenées à évoluer. En effet, la Commission européenne a déposé le 30 novembre 2022 une proposition de règlement établissant un cadre de certification de l'Union relatif aux absorptions de carbone²⁹, dans l'objectif d'harmoniser les diverses modalités existantes du « marché volontaire du carbone » dans l'espace communautaire et de garantir, par une certification, une comptabilisation fiable du carbone. On ne sait pour l'heure sur quelles méthodologies reposeront ces certifications, mais il peut être relevé qu'au regard du carbone deux exigences sont requises : « l'activité produit un bénéfice d'absorption nette de carbone » (art. 4) et « conduit à assurer le stockage à long terme du carbone » (art. 6). En outre, cette composante carbone devra être complétée par la garantie d'une incidence neutre ou bénéfique « pour tous les objectifs de durabilité suivants : a) l'atténuation du changement climatique au-delà du bénéfice d'absorption nette de carbone mentionné à l'article 4, paragraphe 1; b) l'adaptation au changement climatique ; c) l'utilisation durable et la protection des ressources hydriques et marines ; d) la transition vers une économie circulaire ; e) la prévention et la réduction de la pollution ; f) la protection et la restauration de la biodiversité et des écosystème » (art. 7).

28. Décret n° 2018-1043 du 28 nov. 2018 créant un label « Bas-Carbone », Arrêté du 28 nov. 2018 définissant le référentiel du label « Bas-Carbone ». Millard J.-B., Bosse-Platière H. (dir.), 2022. Le CO₂ vert capturé par le droit. Le carbone en agriculture et en sylviculture, LexisNexis.

29. COM (2022)672 final.

Enfin, des obligations relatives aux modalités de gestion des sols sont également prévues en ce qui concerne les énergies renouvelables :

- pour préserver certains sols d'un développement inconsidéré des cultures destinées aux biocarburants et bioliquides, des critères dits de « durabilité » de la production ont été introduits par les directives 2009/28/CE et 2009/30/CE du 23 avril 2009³⁰, complétées le 9 septembre 2015³¹, de sorte que certains sols ne puissent être utilisés ou convertis pour produire des matières premières destinées aux biocarburants et bioliquides. Sont visées : les « terres de grande valeur en termes de biodiversité », les « terres présentant un important stock de carbone » et celles « ayant le caractère de tourbières » ;
- l'Observatoire des énergies renouvelables et de la biodiversité, créé par décret n° 2024-315 et mis en œuvre conjointement par l'OFB et l'Ademe, est chargé de « la synthèse des connaissances disponibles au travers des études et données existantes sur les incidences des énergies renouvelables terrestres sur la biodiversité, les sols et les paysages »³².

■ Critères juridiques portant sur la qualité des sols

Peu de critères inscrits dans les textes juridiques accessibles et consultables de manière centralisée font directement référence à des propriétés des sols, notamment en ce qui concerne les milieux urbains. C'est davantage dans des dispositions prises au niveau infranational³³ que de tels paramètres interviennent. La gestion des sites et sols pollués fait exception, avec un référentiel qui porte sur la qualité des sols. Toutefois, les seuils et dispositions qui y sont associés visent essentiellement les enjeux de santé humaine et s'appliquent sur une part très restreinte du territoire. Dans une approche tournée vers la fonctionnalité écologique des sols, il serait nécessaire de disposer d'un indice permettant de rendre compte de la charge polluante globale à laquelle sont exposés les organismes du sol. Or, une telle métrique n'est pour le moment pas disponible.

Certains dispositifs s'intéressent toutefois de manière précise à la typologie et à la morphologie des sols. Il s'agit de la délimitation de zonages comme les zones humides, les zones défavorisées simples (avec pour critères : drainage, éléments grossiers, sable, argiles lourdes, matière organique, sols verticaux, profondeur d'enracinement, affleurement, salinité, sodicité, acidité, pente)³⁴ et les aires d'AOC.

30. Directives 2009/28/CE et 2009/30/CE du 23 avril 2009 (respectivement, art. 17 et 7 ter).

31. Directive 2015/1513 du 9 septembre 2015.

32. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000049375494>.

33. Voir par exemple les critères encadrant la valeur des baux ruraux au niveau départemental, plus haut, Valeur des baux ruraux et amélioration/dégradation du fonds.

34. Annexe III du Règlement (UE) n° 1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil.

■ Le potentiel agronomique : entre usage, modalités de gestion et qualité du sol

La définition en droit du potentiel agronomique, qui sert à la délimitation des usages, associe des critères qui renvoient à la fois aux modalités de gestion et à la qualité du sol. Le potentiel agronomique est une notion utilisée en droit de l'urbanisme pour identifier les zones à vocation agricole par un classement en zone A dans les documents d'urbanisme (PLU ou PLUi). Ces zones A sont définies par l'article R. 151-22 du Code de l'urbanisme comme des zones à protéger en raison de leur « potentiel agronomique, biologique ou économique ». Or, de ces trois critères, celui du potentiel agronomique est le plus mobilisé. Ainsi, l'utilisation du critère de potentiel agronomique à des fins de planification foncière pourrait être vue comme le lieu d'un croisement entre une perspective surfacique (décider de l'affectation des surfaces), la prise en compte des modalités de gestion et la mobilisation d'indicateurs qui documenteraient le potentiel agronomique.

Les Cartes départementales des terres agricoles (CDTA) comme tentative d'établir un référentiel

En application de la loi d'orientation agricole de 1980, les CDTA avaient pour mission de hiérarchiser les terres agricoles en six classes de « productivité potentielle », pour éclairer les décideurs dans la gestion et la programmation des améliorations foncières, et protéger le foncier agricole. Or seules 132 cartes ont été réalisées sur les 1103 initialement prévues et elles sont tombées dans l'oubli : aucune mention de leur utilisation n'a pu être relevée (malgré la couverture de plusieurs zones de frange urbaine, comme à Strasbourg ou Reims). Elles se sont heurtées au fait que la classification des contraintes agronomiques, qui pouvait paraître comme une opération purement technique, impliquait un parti pris quant au modèle de mise en valeur du sol (Arrouays *et al.*, 2022).

Des démarches encore très ponctuelles d'évaluation de la qualité des sols

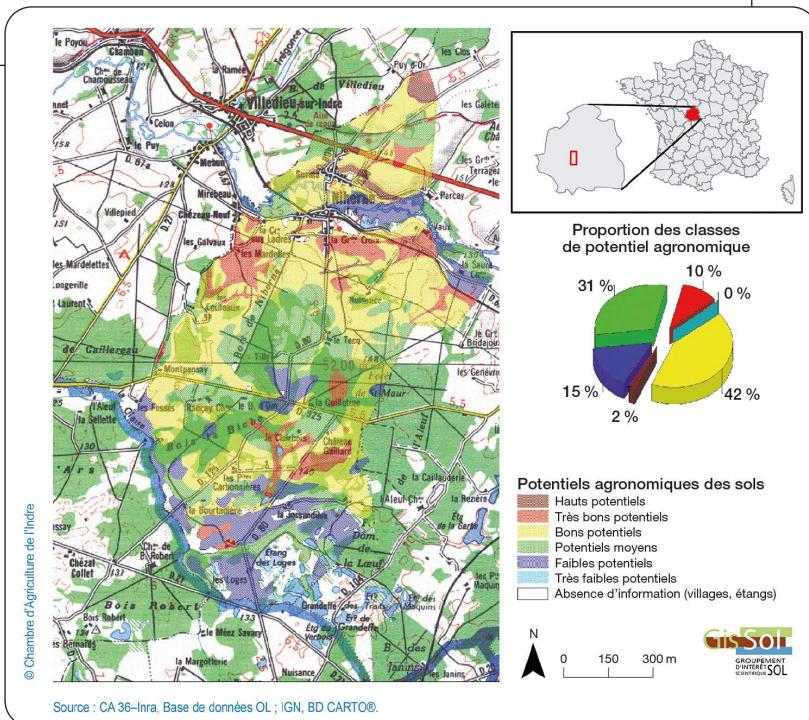
Dans le domaine juridique, et notamment des cas de contentieux qui ont été analysés, la notion de qualité des sols peut prendre les appellations « intérêt agricole », « intérêt agronomique », « potentiel agronomique », « qualité agricole », « qualité agronomique », « qualité des terres », « valeur agronomique » et « valeur agricole ». Elle a cependant peu d'occasions d'être explicitement définie par les acteurs de la planification territoriale. Le plus souvent, ce sont les chambres d'Agriculture qui fournissent « aux décideurs locaux un diagnostic agronomique à partir d'une prospection fine sur le terrain (tarière, analyses géolocalisées) » (Boutet et Serrano, 2013), voire à dire d'experts, notamment par des enquêtes auprès des agriculteurs (Marseille *et al.*, 2019). Ce sont donc des pratiques ponctuelles d'évaluation de la qualité des sols qui interviennent lors de l'élaboration des documents d'urbanisme, par exemple à Toulon, Nantes, dans l'Indre, ou à Strasbourg et Poitiers. Des définitions variées sont alors

proposées. Certaines, proches des conceptions des sciences du sol, indiquent que le potentiel agronomique est la combinaison des paramètres climatiques, géomorphologiques et de la valeur agronomique d'un sol, à savoir « sa structure et la présence ou la richesse en éléments nutritifs de plantes qui s'y trouvent, naturelles ou cultivées » (Boutet et Serrano, 2013). D'autres, dans une approche patrimoniale, considèrent les sols à potentiel agronomique comme « les sols méritant d'être transmis du passé pour trouver une valeur — dans le présent — de potentiel de production pour l'avenir » (Balestrat *et al.*, 2011).

Exemple de l'Indre

La chambre d'agriculture de l'Indre a ainsi réalisé des outils d'aide à la décision pour son département à partir de la carte des sols présentée figure 3.2 et de la base de données associée au 1/50 000^e (Antoni *et al.*, 2011). Les cartes des potentiels agronomiques des sols, établies sur la base des contraintes à la mise en valeur (pierrosité,

Figure 3.2. Exemple de cartographie du potentiel agronomique, dans l'Indre.
<https://www.gissoil.fr/donnees/cartes/un-extrait-de-la-carte-du-potentiel-agronomique-des-sols-de-lindre-2351> (consulté le 9/11/2024).



excès d'eau, texture, réserve en eau utile), ont permis de gérer des conflits d'usage en zones périurbaines et en milieu rural lors de l'agrandissement de zones d'activités ou de la conduite de travaux d'aménagement d'infrastructures dans le cadre de PLU. L'implantation, la délimitation et la préservation des zones humides ont aussi été facilitées par la cartographie des textures de surface, des réserves en eau, de la sensibilité à l'infiltration ou à la battance (formation d'une croûte superficielle favorisant l'érosion), etc.

Exemple en Occitanie

Une tout autre approche, conduite dans l'ex-région Languedoc-Roussillon, est particulièrement documentée par la littérature, avec l'élaboration au début des années 2010 d'une carte de qualité agronomique des sols, afin d'outiller les acteurs locaux responsables de l'urbanisme dans les cinq départements concernés. Son « intention initiale [était...] de faire prendre conscience [à ces acteurs] dont elle considère qu'ils ont une vision principalement urbaine, de la nécessité de préserver les meilleures terres agricoles à des fins alimentaires » (Martin-Scholz *et al.*, 2013), en objectivant ce phénomène de manière quantitative et illustrée. Ce prisme alimentaire a conduit à définir la qualité des sols sur la base de leur aptitude « à porter des cultures diversifiées, et en particulier des grandes cultures telles que les céréales et les oléoprotéagineux » (Clarimont *et al.*, 2021). La carte a ainsi résulté d'une coconstruction entre la Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt (Draaf), les Directions départementales des territoires (DDT), des représentants de collectivités locales, l'Inra et le Cemagref.

Plus généralement, il est établi que la qualité des sols est largement négligée dans la délimitation de ces zonages (Marseille *et al.*, 2019). Des travaux d'enquête rapportent que « les acteurs avouent leur incapacité à intégrer la nature, la profondeur et surtout l'hétérogénéité des sols urbains dans leurs réflexions » (Consalès *et al.*, 2022).

Encadrer la désartificialisation des sols et leur restauration écologique

■ Diversité des objectifs et des cadres juridiques

Lorsque les écosystèmes atteignent un état de dégradation trop important, leurs capacités de résilience ne leur permettent plus de retrouver leur état initial ou de favoriser une trajectoire écologique vers cet état initial. Ils peuvent alors subir une transition vers un autre état stable dit alternatif. Cette conversion souvent brutale répond à des changements faibles et continus d'un ou plusieurs facteurs externes au-delà d'un seuil de dégradation, appelé seuil écologique (Spake *et al.*, 2022). La perte de biodiversité et des fonctions écologiques correspondant à ce nouvel état stabilisé peut alors justifier

la mise en œuvre de pratiques de restauration pour créer une trajectoire conduisant le milieu vers un état de référence.

La restauration des écosystèmes est identifiée au niveau international comme un moyen de réparer ce qui a été dégradé et s'inscrit aussi dans une logique de compensation afin de parvenir à un monde sans dégradation nette. Elle concerne la biodiversité ainsi que les terres. Dès lors se pose la question de savoir dans quelle mesure cet objectif de restauration est attentif à la notion de qualité des sols dégradés.

En droit français cohabitent des notions véhiculant des niveaux d'exigence très variés, allant de la réhabilitation d'un espace pour le rendre compatible à un usage, à la restauration écologique des milieux compris dans des espaces naturels protégés, en passant par un concept en construction, celui de la renaturation, et qui est susceptible d'impliquer différents procédés techniques. Au regard de l'objectif de refonctionnalisation, seule la désartificialisation des sols prévue à l'article L. 101-2-1 du Code de l'urbanisme y fait expressément référence. Au niveau européen, la proposition de directive sur la surveillance et la résilience des sols fixe un objectif de « régénération » et de « renaturation » visant à ramener les sols d'un état dégradé à un état sain.

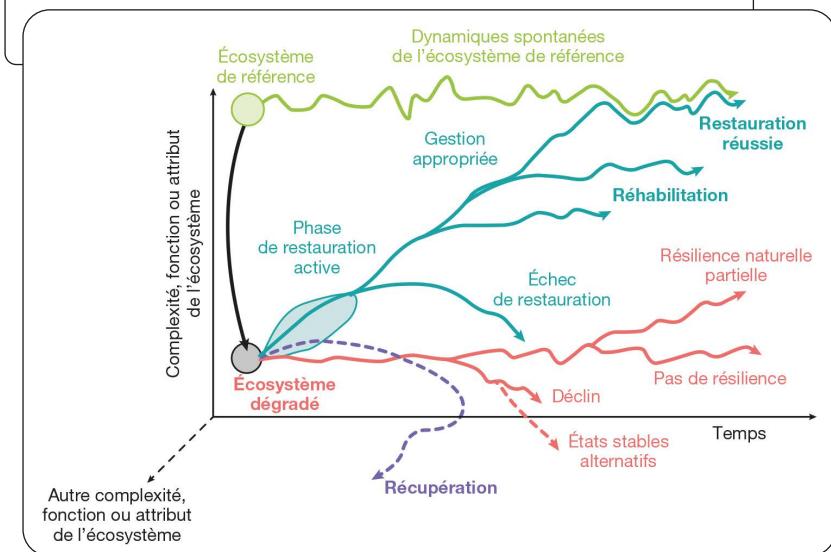
■ Terminologie de l'écologie de la restauration

Dans le domaine académique de la restauration écologique, la diversité des objectifs et des trajectoires correspondantes fait l'objet d'une nomenclature déclinée par la *Society for Ecological Restoration* (SER) et illustrée par la figure 3.3. Ainsi, la restauration au sens strict vise à rétablir toutes les caractéristiques de l'écosystème de référence, y compris sa richesse en espèces, sa composition, sa structure et ses fonctions. La réhabilitation se concentre quant à elle sur le rétablissement de certaines fonctions écologiques, de certains services écosystémiques, ou sur le rétablissement partiel des attributs de l'écosystème. Par exemple, la désimperméabilisation d'une zone donnée pour compenser l'imperméabilisation ailleurs est souvent mise en avant. Il est en effet considéré que dès qu'un sol est imperméabilisé et a perdu la totalité ou, dans le meilleur des cas, la plupart de ses fonctions, celles-ci sont effectivement perdues à jamais. Le terme anglais *reclamation* (remise en état ou récupération en français) désigne la stabilisation des sols, la protection de la santé et de la sécurité publiques, ou l'amélioration du paysage dans les contextes de terres industrielles ou minières dégradées. Cette remise en état est également parfois utilisée comme synonyme de réaffectation (Aronson *et al.*, 1993). Enfin, la réaffectation vise un écosystème cible différent de l'écosystème de référence choisi pour la restauration et la réhabilitation. Cette cible est identifiée dans l'objectif d'améliorer la biodiversité ou la fourniture de services écosystémiques.

■ Suivi des opérations

La stratégie de localisation des opérations de restauration reste un sujet à explorer du point de vue de la recherche comme du point de vue opérationnel, avec par

Figure 3.3. Positionnement des différents termes utilisés en restauration écologique en fonction des objectifs et trajectoires attendus (tiré de Jaunatre, 2012, d'après Aronson *et al.*, 1993; Buisson, 2011).



exemple l'identification des « zones préférentielles de renaturation » prévues par les Scot (schémas de cohérence territoriale). Le droit ne précise pas non plus si la désartificialisation sera comptabilisée dès lors que les travaux (actions ou opérations) seront achevés, ou bien à partir du moment où l'on observera effectivement la refonctionnalisation écologique du sol considéré. La réponse à cette question sera déterminante pour la préservation de la qualité environnementale du territoire concerné, eu égard aux grandes incertitudes qui accompagnent les opérations de restauration. Dans une étude portant sur des cas français, Weissgerber *et al.* (2019) rapportent la difficulté à mettre en œuvre des solutions compensatoires permettant réellement d'obtenir des gains en matière de biodiversité. Ils constatent que, sur les 577 ha étudiés ayant fait l'objet d'une restauration afin de compenser les zones artificialisées, seuls 3 % étaient artificiels avant les travaux de compensation, alors que 81 % correspondaient à des habitats semi-naturels dont l'amélioration écologique n'est pas établie.

La durée nécessaire au rétablissement de l'écosystème est difficile à prédire. À titre d'exemple, la résilience très lente des pseudo-steppes méditerranéennes entraîne la nécessité d'un suivi sur plusieurs dizaines d'années. Dans l'intervalle, une évaluation régulière des attributs écologiques permet de corriger les opérations de restauration en cas de trajectoire non désirée, et d'adapter les pratiques de gestion qui accompagnent fréquemment ces opérations de restauration.

L'information qui caractérise la réussite d'une restauration et la manière de la mesurer continue d'être l'objet d'importantes discussions et de revues de littérature qui peuvent être de portée générique ou spécifique à certains types de milieux (p. ex., mines, forêts, zones humides). En 2016, la SER a proposé une première version de cadre générique pour évaluer les progrès et le succès de la restauration. Ce cadre a ensuite pris la forme d'une « roue de la restauration » (Gann *et al.*, 2019) composée de 6 catégories d'attributs écosystémiques (absence de menaces, échanges avec l'extérieur, fonctions de l'écosystème, diversité structurelle, composition spécifique et conditions physiques).

Bien que la plupart des écosystèmes réalisent des fonctions écologiques multiples, la très grande majorité des travaux scientifiques évalue le succès de la restauration à partir de seulement quelques propriétés. Sont le plus généralement retenues les caractéristiques physicochimiques du sol (pH, matière organique, azote, phosphore, potassium, stabilité structurale...), la composition de la communauté végétale, la composition de la communauté édaphique (abondance et diversité de la faune du sol, des communautés microbiennes) et parfois la présence/absence de certaines espèces ou taxons animaux (fourmis, oiseaux...).

Les études scientifiques devraient désormais intégrer l'ensemble des fonctions du sol, analyser le rôle de différents taxons dans le rétablissement de la multifonctionnalité, et élargir l'évaluation de cette multifonctionnalité à diverses opérations de restauration dans divers contextes écologiques. Des études à long terme devraient permettre d'évaluer la persistance de ces effets positifs et les conséquences du décalage temporel entre la restauration des attributs de l'écosystème et la multifonctionnalité sur la stabilité (c'est-à-dire la résilience, la résistance et la constance) des écosystèmes restaurés, dans le contexte des changements climatiques.

Sur les expériences de fabrication de sols, une littérature considérable a été repérée, à ce stade encore hétérogène et dont les conclusions sont difficiles à généraliser. Les suivis réalisés permettent d'établir des constats au cas par cas, non comparables d'une étude à l'autre, et restent de courte durée au regard de la temporalité des processus en jeu. En outre, certaines opérations peuvent viser qu'une fonction (p. ex., l'infiltration d'eau pour les opérations de désimperméabilisation) avec peu d'informations sur les évolutions concomitantes des autres fonctions. Pour autant, la réalisation d'espaces verts après une procédure de désimperméabilisation est mise en avant comme une solution adaptée pour réhabiliter les fonctions des sols. Le tableau 3.1 montre quelques exemples de propriétés ayant fait l'objet de suivi suite à la remise en état de sols dégradés d'une part, et dans le cas de la construction de sols d'autre part. Ces indicateurs sont généralement associés à ceux permettant de suivre le développement de la végétation.

Tableau 3.1. Propriétés étudiées pour le suivi de la remise en état de sols dégradés ou la construction de sols fabriqués.

Références	Objectif	Propriétés physiques	Propriétés chimiques	Propriétés biologiques
Ruiz <i>et al.</i> , 2020	Remise en état (carrière)	Stabilité des agrégats, densité apparente	pH, P, K, COS	Biomasse microbienne, activités enzymatiques
GISQ Domínguez-Haydar <i>et al.</i> , 2019	Remise en état (mine de charbon)	Texture, densité apparente, morphologie (origine des agrégats)	P, N, CEC, Ca ext., Mg ext., K ext., pH, MO	Communautés de macro-invertébrés
Vincent <i>et al.</i> , 2018a et b	Sols construits	Caractérisation physicochimique (non détaillé)		Communautés microbiennes (bactéries, champignons) Macro-invertébrés Micro-arthropodes (dont collemboles) Flore herbacée Activités (colonisation mycorhizienne, activités enzymatiques, capacité de minéralisation, macrodécomposeurs, mésodécomposeurs)

Ca : calcium ; CEC : capacité d'échange cationique ; COS : carbone organique du sol ; ext. : extractible ; GISQ : *General Index of Soil Quality* ; K : potassium ; MO : matière organique ; N : azote ; P : phosphore.

Territorialité d'une intervention publique sur la qualité des sols

■ Complémentarités du cadre européen et des initiatives locales

Les études passées en revue confirment la très forte influence des cadres internationaux sur la définition de politiques environnementales. Par exemple en Espagne, il ressort clairement d'un article que la mise en place d'une politique de gestion de l'érosion des sols découle au premier chef de textes internationaux (Convention de lutte contre la désertification, 1993) et européens (la politique agricole commune [PAC] ainsi que la directive-cadre sur l'eau de 2000) (Van Leeuwen *et al.*, 2019). Du point de vue de la dynamique juridique, la mise en place d'une gouvernance des sols qui concerne-rait l'ensemble du territoire d'un État trouverait un appui, du moins dans un premier temps, sur une approche descendante dite *top-down*.

Les résultats du projet NORMASOL (Billet, 2016b) constituent une étape importante dans la réflexion sur une approche juridique de la préservation de la qualité des sols.

Un tel régime juridique aurait dans un premier temps pour effet de gommer le caractère cloisonné du droit, très marqué en la matière. Dans un second temps, il favoriserait l'intégration d'un référentiel de la qualité des sols dans d'autres branches du droit, permettant une « mise en cohérence environnementale des processus décisionnels » (Hervé-Fournereau, 2009 ; Pieper *et al.*, 2023).

Sur un plan opérationnel, des attentes fortes sont exprimées par les acteurs des collectivités territoriales sur l'accessibilité des informations. Des pistes ont d'ores et déjà été explorées dans ce sens, et de récents travaux (Consalès *et al.*, 2022) cherchent à développer des outils pour la gestion de projets qui reposent sur un nombre limité d'indicateurs de diagnostic permettant de limiter les coûts, voire de recourir à des proxies ne nécessitant pas l'intervention de pédologues ; ainsi que sur des logiciels courants de traitement des données, produisant des analyses semi-quantitatives et pouvant fonctionner avec des jeux de données incomplets. D'autres travaux mettent en avant les types d'acteurs à mobiliser à chaque étape de réalisation d'un document d'urbanisme, dont les producteurs de données, en insistant sur les rôles à confier à chacun (Néel *et al.*, 2022). Dans le cadre du projet MUSE a ainsi été élaboré « un référentiel méthodologique utilisable en interne [au sein des établissements publics de coopération intercommunale ou EPCI], qui impose une vision transversale des sols, [permet la montée en compétence des services], justifie les choix de développement de l'urbanisation, [...] donne des outils pour adapter les prescriptions sur les zones constructibles, [...] permet de déterminer des zones de désimperméabilisation/renaturation prioritaires et de traduire des enjeux relatifs aux sols *via* les orientations d'aménagement et de programmation » (Néel *et al.*, 2022). Le projet DESTISOL, quant à lui, sur la base d'analyses documentaires et de sondages, cherche à accompagner les décideurs dans l'optimisation de l'adéquation entre fonctions et occupation des sols, à l'échelle d'un site où une opération d'aménagement est conduite (Blanchart *et al.*, 2018).

Des marges de manœuvre ont ainsi été repérées sur le plan règlementaire pour une meilleure prise en compte de la qualité des sols dans certains éléments du PLU relatifs à l'ensemble de la commune (évaluation environnementale, rapport de présentation, Projet d'aménagement et de développement durable [PADD]), mais aussi dans des éléments plus particuliers (comme les orientations d'aménagement et de programmation, le règlement, les emplacements réservés, voire les espaces boisés classés). Les Plans de prévention des risques naturels (PPRN) et ZAP pourraient aussi intégrer des éléments relatifs à la qualité de sols, d'autant que, pour cette dernière procédure, la protection doit être justifiée par un intérêt général découlant soit de la qualité de production, soit de la situation géographique, soit de la qualité agronomique³⁵.

■ Niveaux territoriaux de gouvernance

Les travaux sur la gouvernance de la qualité des sols soulignent l'importance d'envisager la territorialisation de l'action publique à une échelle locale ou régionale pour

35. Art. L. 112-2c C. rur.

renforcer la protection des sols. C'est dans cette optique que la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* prévoit la délimitation de *soil districts* (pour la gouvernance) et de *soil units* (pour la surveillance) au sein de chaque État membre. La littérature analysée permet de passer en revue les options possibles concernant la base d'un maillage territorial pertinent.

Entité déjà existante, notamment les bassins versants

Le principal avantage de cette option est d'éviter de multiplier les périmètres de décision. Le périmètre du bassin versant est souvent évoqué, compte tenu des liens écologiques étroits entre la dynamique des eaux, celle des sols, et de nombreux autres enjeux (agriculture, foresterie, loisirs, industrie, urbanisation, énergie). Pour autant, les lignes de partage des eaux traversent couramment des aires dont les sols sont homogènes de part et d'autre de la ligne. Elles ne constituent donc pas une délimitation pertinente du point de vue pédologique.

En Australie, la gouvernance des sols a été instituée au sein des *Natural Resource Management (NRM) regional bodies* qui ont vocation à traiter de manière intégrée l'ensemble des ressources écologiques. La délimitation de ces NRM s'est appuyée sur celle des bassins versants. Aux États-Unis, la création des *soil conservation districts* montre que, malgré des intentions initiales de prise en compte des limites biophysiques et de la spatialité des phénomènes pédologiques à gérer, la rationalité administrative a plutôt conduit à créer un district par comté, donc par entité préexistante. En outre, les districts ont la possibilité de programmer, financer et produire des projets, mais n'ont finalement jamais été dotés de compétences en matière d'encadrement réglementaire, malgré ce qui était initialement prévu.

Entité spécifique, pédologiquement homogène, ou petites régions agricoles (PRA)

À l'inverse, différentes propositions positionnent le sol et ses caractéristiques au centre des critères de délimitation, sans tenir compte des frontières administratives. Il peut s'agir des unités cartographiques de sol (UCS³⁶), ou d'un ensemble de propriétés (carbone organique, capacité d'échange cationique, pH, densité apparente, texture, capacité de rétention d'eau) associées au climat, à la couverture végétale et à l'usage du sol, et combinées à la cartographie des risques (p. ex., érosion, pollution) dont la gestion est connectée aux sols. Les PRA françaises pourraient servir de base à un tel découpage, constituant une forme de compromis entre une approche basée sur les caractéristiques des sols et une approche purement administrative.

36. Les UCS sont des « portions de la couverture pédologique qui présentent des caractéristiques communes en termes de paysage et de répartition des sols » (<https://www.gissol.fr/donnees/carte-sur-le-geoportail-4789>) et « dans lesquelles les facteurs de la formation des sols sont homogènes (morphologie, géologie, climat et dans certains cas l'occupation du sol) » (<https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/referentiel-regional-pedologique>).

Région urbaine

Une approche originale du périmètre fonctionnel de la région urbaine intégrant, en plus des zones bâties d'une agglomération, les « surfaces non construites (les infrastructures vertes et aquatiques) nécessaires à la résilience des habitants en cas de crises légères ou graves, passagères ou chroniques », est proposée dans un article (Donadieu *et al.*, 2016). Il s'agit de constituer une entité cohérente sur le plan environnemental et lisible sur le plan politique, adoptant pour la planification le principe de « la protection et de la valorisation des sols non construits, et si possible végétalisés ». Rien n'est toutefois précisé sur le découpage du reste de l'espace rural.

Gouvernance par enjeu

Plusieurs articles suggèrent de ne pas proposer de nouvelle strate administrative pour la gouvernance des sols, mais de créer un lieu de coordination stratégique entre acteurs, autour des enjeux, par exemple l'érosion. Certains proposent de définir une échelle de gouvernance par fonction du sol (Schulte *et al.*, 2015). D'autres imaginent la création d'*ecosystem services districts* (Heal *et al.*, 2001) pour optimiser la fourniture de services à l'échelle pertinente, en trouvant des compromis entre les différentes utilisations possibles des ressources naturelles. Pour ce faire, ils seraient dotés de missions de coordination, d'information, ainsi que de pouvoirs de planification (arbitrant entre les services éventuellement antagoniques) et fiscaux. Cette option se rapproche des *NRM bodies* institués en Australie. Enfin, certains articles mettent l'accent sur la nécessité de définir un périmètre de gouvernance qui corresponde aux échelles et systèmes de valeur auxquels se réfèrent les acteurs concernés.

I Compromis entre harmonisation et appropriation

Un équilibre reste à trouver entre le besoin d'intégration et d'harmonisation des approches de la qualité des sols selon les différents niveaux territoriaux, et le degré de souplesse qui reste nécessaire pour que les acteurs s'approprient localement la mise en œuvre de sa préservation. La pérennité d'un indicateur réside dans l'équilibre atteint entre stabilité et souplesse, lui permettant d'être utilisé par des acteurs différents, dans des configurations spatiales et écologiques diverses, et en lien avec des objectifs différents. Ce débat se décline également sur le plan des méthodes d'élaboration et de mesure des indicateurs³⁷.

Démarches d'harmonisation

De nombreux programmes de recherche ont visé l'harmonisation des méthodes de mesure des indicateurs (ENVASSO, ECOFINDERS, LANDMARK)³⁸, afin de pouvoir comparer *in fine* les résultats acquis par les différents partenaires et assurer la stabilité temporelle

37. Cf. chapitre 5, section « Mesure des valeurs de paramètres et d'indicateurs », p. 94.

38. ENVASSO : *Environmental Assessment of Soil for Monitoring* ; ECOFINDERS : *Ecological function and biodiversity indicators in European soils*.

des méthodes employées. Cependant, face à la diversité des méthodes disponibles et à la possibilité de les appliquer à des niveaux plus ou moins complexes, la stratégie choisie tient compte des attendus et du contexte de chaque étude. Le rapport du projet SIREN³⁹ souligne la forte variabilité des méthodes selon les États membres de l'UE et trace la voie d'une harmonisation à court terme d'une première génération d'indices de qualité des sols (IQS). Cette harmonisation est proposée en préservant une flexibilité dans le choix des méthodes et des protocoles, dans le cadre d'IQS harmonisés (c'est-à-dire d'une normalisation limitée). Une possibilité de différenciation des critères d'évaluation en fonction du contexte régional a également été une condition fortement exprimée, reflétant que les sols, le climat et les systèmes agricoles peuvent différer considérablement d'un pays à l'autre.

Le succès d'une telle appropriation des indicateurs sur lesquels se fonde un régime de préservation dépend certes de la pertinence scientifique de l'indicateur pour décrire une situation donnée, de sa simplicité à être mesuré, de la concordance entre l'échelle à laquelle s'applique l'indicateur et l'échelle d'action du gestionnaire, des coûts de fonctionnement associés à l'indicateur, ou encore de sa comparabilité vis-à-vis d'autres formes de mesure ; mais il dépend également fortement du caractère social de sa trajectoire.

Appropriation sociale

Un indicateur qui s'installe et perdure dans les usages, de manière institutionnalisée et inscrite dans des procédures, et qui se trouve considéré comme référence pour fixer des normes et juger de l'efficacité des politiques publiques est dès lors doté de « nouveaux pouvoirs » (Bouleau et Deuffic, 2016). Il contribue à façonner autour de lui des infrastructures et des communautés de pratiques au sein desquelles des générations de participants acquièrent une familiarité avec son fonctionnement, ses limites et les objets qui lui sont associés. Ce travail de coordination mobilise d'importantes ressources cognitives, économiques et politiques, et conduit à une dépendance au sentier par le coût dissuasif des remises en question ou ajustements qui seraient ensuite proposés, quelle que soit leur pertinence (cf. encadré 3.1). Bouleau et Deuffic (2016) observent en outre que, du fait de l'accumulation de données de suivi sur le long terme, plus l'utilisation d'un indicateur est ancienne, plus elle est rentable et plus il devient coûteux d'en changer.

Éviter cette rigidité appelée « fermeture du problème » par Forsyth (2007) est un enjeu à la fois scientifique et politique. Il s'agit de diversifier les périmètres de l'expertise considérée comme légitime pour participer à la discussion scientifique. La gouvernance environnementale n'est alors pas fondée sur des indicateurs universels et prédéfinis, mais admet des critères plus souples, interprétés au cas par cas, prenant en compte le contexte socio-environnemental local, et réflexifs quant à la manière dont ils sont définis, ce qui peut affecter des acteurs locaux sur les plans politique, économique et social.

39. SIREN : *Stocktaking for agricultural soil quality and ecosystem services indicators and their reference values.*

Encadré 3.1. La RUSLE comme quantification de l'érosion.

La *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) est l'un des principaux modèles mathématiques utilisés aujourd'hui pour quantifier et prédire l'érosion des sols. Publiée en 1992, elle résulte d'une série de corrections (et d'adaptations à l'informatique) de la *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Ce modèle, prenant en compte la configuration des précipitations, le type de sol, la topographie, le système culturel et les pratiques de gestion, avait été élaboré suite au *Dust Bowl* des années 1930 par le *Soil Conservation Service* du ministère américain de l'Agriculture (USDA), afin d'orienter la politique de conservation des sols mise en place par cette institution. Sa version révisée est encore aujourd'hui utilisée partout dans le monde, dans les programmes de préservation des sols et de l'eau.

De nombreuses critiques ont pourtant été formulées envers cette équation. Des pédologues tels qu'Ernest Hallsworth (Hallsworth, 1987) mais aussi des chercheurs en écologie politique (Blaikie, 2016 ; Forsyth, 2007) ont remarqué qu'elle était loin d'être « universelle ». L'équation utilise des chiffres de précipitations moyennes qui ne permettent pas de prendre en compte les tempêtes intenses qui causent la plus grande partie de l'érosion dans beaucoup de pays du monde. Ensuite, elle ne rend pas compte des taux de (re)formation du sol, paramètre important dans certaines régions pour évaluer l'acceptabilité d'une perte de sol. Enfin, malgré les tentatives de l'adapter à différents contextes locaux, elle ne permet pas de prendre en compte une grande partie des pratiques locales de conservation du sol.

Les comptes rendus de symposiums récents de la FAO sur l'érosion des sols montrent un paradoxe : si l'équation RUSLE est encore très largement utilisée par de nombreux acteurs — des agences de développement internationales au service de la Commission européenne —, elle fait également l'objet de critiques largement partagées au sein de ces communautés. Les experts ayant participé à ces symposiums reprochent à l'équation de ne prendre en compte que l'érosion hydrique diffuse et d'ignorer l'érosion concentrée, l'érosion éolienne, les effets du labour, ou bien encore l'érosion liée à la récolte. Ces facteurs peuvent pourtant être bien plus importants que l'érosion diffuse et l'on peut s'attendre à une aggravation relative de ces facteurs dans un contexte de changement climatique (FAO, 2019b). Or, du fait de l'utilisation massive de la RUSLE, ces facteurs font l'objet d'un déficit de recherche. Ces experts constatent aussi que la RUSLE est régulièrement employée à des échelles très larges qui ne correspondent pas à celle pour laquelle l'outil a été conçu (FAO, 2019b). Pour toutes ces raisons, il apparaît que l'utilisation de la RUSLE peut générer des constats et des prédictions hasardeux, qui sont toutefois pris au sérieux par des décideurs peu au fait de ces débats scientifiques et peuvent donc véritablement peser sur l'orientation des politiques publiques.

Des modèles plus fiables, plus complets, ou mieux adaptés aux différentes échelles existent pourtant depuis des décennies (Fadil et El Wahidi, 2023). La persistance de l'utilisation de la RUSLE semble d'abord résider dans l'attractivité que représente un modèle simple et multiplicatif. Elle tient aussi et surtout dans le fait que de nombreux acteurs savent l'utiliser, ce qui facilite la capitalisation des données

Encadré 3.1. (suite)

et la comparaison des situations. Elle contribue ainsi à stabiliser la manière dont le phénomène est connu et offre un résumé de ses causes et de ses effets qui est commode pour les gestionnaires. Une fois que l'on atteint un tel stade de « fermeture du problème » (Hajer, 2005) — que le problème a été « réduit » à quelques paramètres apparemment simples et maîtrisables —, la définition spécifique qui en a été formulée tend à orienter les recherches futures sur cet objet et à sélectionner les types d'expertise qui seront appelés à s'exprimer sur la question, ce qui renforce encore la dépendance au sentier.

* Nom donné à une série de tempêtes de poussière survenues en Amérique du Nord dans les années 30. Le *Dust Bowl* a ravagé l'écologie et l'agriculture des régions touchées, et a mis en évidence l'importance de mieux préserver la qualité des sols pour prévenir et mieux résister à ce type d'aléas.

4. Les dimensions de la qualité et de la santé des sols et le choix des fonctions

■ **Évolutions de la terminologie et des concepts**

Au sein du domaine biotechnique, la qualité des sols renvoie à un large éventail de notions et concepts qui ont fait l'objet de travaux divers, comme la fertilité, la pollution, le fonctionnement, la réalisation de fonctions et la multifonctionnalité, la santé, le sol vivant, la fourniture de services écosystémiques, les contributions de la nature (aux populations, à la nature, comme culture), la durabilité des ressources, la résilience, les dégradations et menaces de dégradation, la valeur ou bien encore la sécurité. Ce foisonnement terminologique correspond à une réalité quant à la difficulté à circonscrire le sol et sa qualité comme objets d'étude. En tant qu'interface entre différents compartiments et différentes composantes, le sol est une entité fortement reliée à d'autres, ce qui rend sa délimitation toujours discutable. C'est pourquoi le choix est assumé ici d'expliquer les enjeux de cette diversité terminologique et les tensions qui la configurent, plutôt que de s'arrêter à une définition qui prétendrait mettre fin au débat.

■ **Facteurs internes et externes d'évolution historique**

L'usage des différents termes scientifiques désignant la qualité des sols montre différents types d'évolutions historiques. Dans certains cas, cet usage peut traverser plusieurs époques et connaître des évolutions conceptuelles, sans changement du vocabulaire. Cela concerne notamment les termes proches du langage courant tels que la qualité, la santé ou la fertilité des sols, qui sont utilisés à différentes époques, avec des acceptations qui évoluent dans le temps et suivant les communautés de recherche et d'utilisateurs. Dans d'autres cas, les évolutions sont plus nettement datées par la proposition d'un concept assorti d'une définition adoptée et utilisée par une communauté de recherche. C'est par exemple le cas pour les services écosystémiques à la fin des années 1990 ou la sécurité des sols au milieu des années 2010 (McBratney *et al.*, 2014).

L'évolution des concepts scientifiques relatifs à la qualité des sols est liée à la fois à des facteurs externes au domaine académique, correspondant à la place occupée par cette notion dans les perceptions et préoccupations au sein de la société telle qu'elle est retracée au chapitre 2 (section « Diversité des perceptions des sols et de leurs qualités », p. 27), et à des facteurs internes correspondant aux outils scientifiques, qu'ils soient techniques ou conceptuels. Ces deux catégories de facteurs se conjuguent pour expliquer les évolutions historiques de la conceptualisation de la qualité des sols.

■ Survol historique de la place relative des approches systémiques et analytiques

Dans les périodes les plus anciennes, dont on retrouve la trace à partir de l'Antiquité, la qualité des sols est appréhendée de manière holistique et métaphorique. Le sol y est considéré comme un tout dont les diverses parties ne peuvent se comprendre qu'au regard de cette globalité. Il est vu comme un être nourricier dont il convient de préserver la santé pour préserver celle des occupants humains de la terre. L'étude du sol est pendant longtemps basée sur l'observation de la croissance des plantes comme révélatrice de cette santé, le plus souvent en lien avec les activités agricoles. Avec les développements scientifiques des XVIII^e et XIX^e siècles, la qualité du sol a pu être décomposée de manière plus atomistique (ou analytique) à partir de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques. À l'inverse de la démarche holistique, il s'agit alors de développer une compréhension du sol dans sa globalité à partir des caractéristiques de ses parties. La distinction s'est ensuite instaurée entre des éléments considérés comme intrinsèques et représentatifs du type de sol, et des éléments manipulables (souvent appelés « manageables ») répondant aux actions de gestion.

Au XX^e siècle, la science du sol connaît un essor important alimenté notamment par la pédologie russe (Dokoutchaiev, 1883). Depuis cette époque, la pédologie explicite l'organisation des sols sur la base d'une description de leurs profils, dont la structuration résulte des processus physiques, chimiques et biologiques de la pédogenèse, dans une approche naturaliste intégrée. Cependant, le développement industriel de la chimie et de la mécanisation apporte par ailleurs la possibilité de passer d'une démarche d'optimisation de la qualité du sol par les pratiques à sa substitution par des intrants. Le sol se trouve ainsi longtemps réduit à un rôle de support pour les plantes et les activités humaines. Ce sont les déséquilibres causés par ce développement industriel qui amènent une prise de conscience des risques associés à la dégradation des sols. La principale menace identifiée est la perte de sol causée par l'érosion en lien avec la mécanisation, notamment avec les ravages causés aux États-Unis par le *Dust bowl* dans les années 1930. À partir des années 1970, l'accumulation de résidus chimiques, notamment en milieu urbain, conduit à une prise de conscience des dangers de la pollution du sol.

Progressivement, en lien notamment avec la prise de conscience de l'importance de la matière organique du sol face à l'érosion, mais aussi des multiples enjeux dans lesquels elle est impliquée, une meilleure prise en compte de la composante biologique trouve sa place dans les travaux scientifiques. Une approche systémique et pluridisciplinaire du sol est redéployée, qui se rapproche finalement de la démarche holistique des anciens, mais avec une plus grande connaissance des interactions entre les éléments du système. À partir des années 1990, la prise de conscience de plus en plus large des limites environnementales conduit à progressivement relativiser le caractère central de la fonction productrice du sol comme objet d'étude, pour mettre en lumière les autres rôles qu'il assure au regard des enjeux hydrologiques, climatiques, de biodiversité, patrimoniaux et culturels. C'est ainsi qu'émergent, dans les

années 2000, dans le domaine de l'étude des sols, les concepts de multifonctionnalité et de services écosystémiques développés antérieurement dans d'autres domaines. Cet élargissement systémique s'est poursuivi en direction des SHS pour considérer les interactions sols-humains à une échelle planétaire, dimensions intégrées dans le concept de sécurité des sols proposé en 2009 (Brauch et Spring, 2009) en lien avec les enjeux internationaux face à la désertification. En parallèle, l'amélioration des connaissances sur la dynamique des écosystèmes, sur l'importance des interactions entre composants biotiques et abiotiques, ainsi que le fort développement des outils de la biologie, de la génomique et de l'écologie ont conduit à replacer au centre de l'étude la dynamique systémique du sol et à réélargir le périmètre des dimensions prises en compte. Il en résulte une évolution de la conception de la qualité des sols, et la résurgence d'une terminologie relative à la santé des écosystèmes et à la santé des sols au cours des dernières décennies.

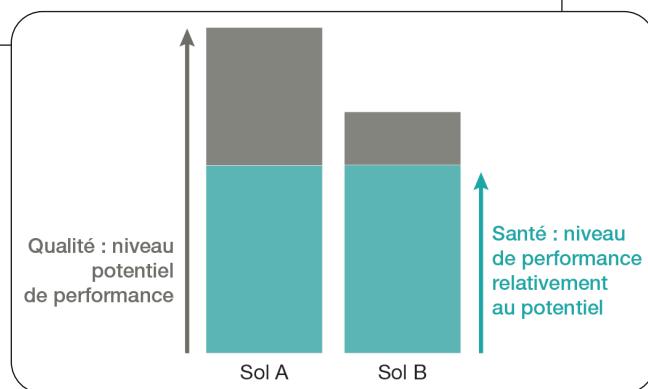
Les variations historiques ainsi retracées dans de grandes tendances globales montrent toutefois des différences importantes suivant les sphères d'adoption des termes et des concepts, parfois en lien avec des mobilisations sociales. La notion de santé des sols est ainsi plus particulièrement adoptée, d'une part, chez certains agriculteurs (Richelle, 2019), et d'autre part, dans les instances internationales où elle fait écho au concept d'« une seule santé » (santé des hommes, des animaux et de l'environnement, y compris les sols). La notion de « sol vivant » a été associée à des mobilisations militantes avec une prédominance dans le corpus traitant de l'agriculture, notamment la viticulture, et à des collectifs de scientifiques dissidents. Par exemple dans les années 1950, l'Afran (Association française pour la recherche de l'alimentation normale), proche du courant vitaliste en médecine, dénonce le recours massif à la chimie et ses conséquences sur l'alimentation et la santé. Elle publie un périodique intitulé *Sol-Aliment-Santé*, pour promouvoir des techniques qui préfigurent l'agriculture biologique. Dans le domaine académique au tournant du xxi^e siècle, la terminologie employée montre également des variations entre auteurs francophones et anglophones. La sphère francophone a eu tendance à faire évoluer la notion de qualité des sols dans un sens plus holistique et à n'adopter que marginalement la terminologie relative à la santé des sols, qui est beaucoup plus répandue dans la sphère anglophone.

Une distinction non stabilisée entre qualité et santé des sols

La dynamique historique ainsi retracée montre une concomitance entre, d'un côté, l'élargissement progressif des dimensions considérées dans la qualité des sols, et de l'autre, la promotion, notamment dans certaines institutions internationales, de la notion plus explicitement holistique de santé des sols. Il en résulte que l'acception de ces deux termes présente encore des recouvrements importants et que, malgré les tentatives de clarification proposées dès le début des années 2000 (Doran et Zeiss, 2000), elle continue de faire débat dans la sphère scientifique.

Les premiers éléments de distinction formulés mettent l'accent sur la place plus importante accordée, dans la notion de santé, à la biologie et à la fonctionnalité du sol (Karlen *et al.*, 1997). Plus récemment, des propositions ont associé la notion de qualité aux propriétés pérennes du sol et celle de santé à la performance obtenue en ce qui concerne les services écosystémiques, du fait des modalités de gestion mises en œuvre, et compte tenu de l'étendue des possibles encadrée par les propriétés pérennes. Cette acceptation se rapproche de celle proposée notamment par Kibblewhite *et al.* (2008) consistant à considérer la qualité comme un potentiel, et la santé comme un degré de réalisation de ce potentiel, qui refléterait la performance réelle (par définition, inférieure au potentiel et donc bornée par la qualité), en partie liée aux propriétés dynamiques affectées par la gestion du sol. Suivant cette acceptation illustrée par la figure 4.1, le sol B y présente une meilleure santé que le sol A.

Figure 4.1. Distinction entre la qualité du sol comme potentiel et sa santé comme degré de réalisation de ce potentiel.



Sur un plan plus général, le succès rencontré dans la littérature scientifique par la terminologie relative à la santé des sols a pu être analysé comme un détournement métaphorique destiné à la sensibilisation du grand public et sans fondement scientifique. Certains auteurs dénoncent une dérive qui consisterait à adopter dans le domaine académique des termes promus pour des raisons politiques, sans qu'ils soient suffisamment formalisés et stabilisés sous forme de concepts. Ils proposent de remplacer la notion de qualité des sols par la notion de qualité du *management* des sols, mais cette proposition n'a jamais été développée. D'autres mettent en évidence l'intérêt de la métaphore dans le domaine des sciences, pour le renouvellement des concepts. Mais qu'il s'agisse de qualité ou de santé, la difficulté à associer des démarches de quantification à des notions aussi générales est un argument que l'on retrouve de manière récurrente dans l'ensemble de la littérature critique. Lehmann *et al.* (2020) soulignent que les chercheurs n'ont pas encore résolu les « défis de définir la santé des sols de manière à permettre une

évaluation quantitative ». Ils suggèrent que, dans le domaine académique, la santé des sols devrait être considérée comme un principe primordial au regard duquel développer les connaissances plutôt que comme une grandeur à mesurer.

De la qualité aux fonctions écologiques des sols

Choix d'une approche par les fonctions des sols

La section « Mesures et valeurs économiques de la qualité des sols » (chapitre 3, p. 43) a permis de montrer en quoi une valorisation de la qualité des sols trop étroitement liée aux bénéfices, tels qu'ils sont directement perçus par leurs utilisateurs, ne conduit pas au maintien de cette qualité. En lien avec les évolutions de la définition de la qualité des sols évoquées plus haut, dans la section « Évolutions de la terminologie et des concepts » (p. 67), l'enjeu est ainsi aujourd'hui de mieux intégrer le fonctionnement écologique des sols dans l'évaluation de leur qualité. Le choix fait pour la présente étude d'adopter une approche centrée sur les fonctions a été raisonné au regard des intérêts et limites identifiés ci-après.

La notion de fonction est ainsi retenue dans la loi Climat et résilience de 2021⁴⁰. C'est le maillon conceptuel qui permet l'articulation entre les processus et les services⁴¹. Cette approche permet de valoriser les services écosystémiques tout en veillant à préserver l'ensemble des fonctions écologiques. Elle couvre ainsi les différentes dimensions de la qualité des sols de la façon la plus complète possible, du fait qu'un service écosystémique est sous-tendu par une diversité de fonctions et qu'une fonction sous-tend parfois une diversité de services écosystémiques.

Au niveau de l'Observatoire européen des sols⁴², le suivi est en revanche jusqu'à présent basé sur une approche par les dégradations. L'évaluation de la santé des sols y est fondée sur huit principales menaces : l'artificialisation d'une part et, pour les sols non artificialisés, la perte de biodiversité, la perte de carbone organique, la pollution, l'excès de nutriments, le tassement, la salinisation et l'érosion, d'autre part. Le sol est considéré comme dégradé dès lors que l'une de ces menaces atteint un niveau considéré comme critique. Cette approche rencontre des résistances en partie liées au déclassement qu'elle peut produire chez les acteurs. En effet, elle est construite de telle sorte que le risque d'un diagnostic négatif augmente avec la progression de la connaissance sur les dégradations des sols, ce qui peut dissuader d'améliorer la surveillance des sols et le suivi de leurs fonctions. Dans la présente étude, le choix a donc été fait de privilier une approche de la santé des sols qui soit mobilisatrice, fondée sur les fonctions écologiques réalisées. Les fonctions et les dégradations des sols peuvent d'ailleurs être évaluées par des indicateurs proches, voire identiques.

40. Cf. chapitre 3, section « Critères juridiques portant sur les types d'usages », p. 49.

41. Cf. chapitre 1, section « Le fonctionnement du sol et les activités humaines », p. 8.

42. EUSO, <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard> (consulté le 4/11/2024).

■ La qualité des sols en six fonctions écologiques

Le corpus bibliographique est lacunaire sur la définition de la notion de fonction et présente une forte hétérogénéité pour la délimitation des différentes fonctions du sol. Certaines sources considèrent toutefois comme équivalents fonctions et processus, et d'autres, fonctions et services. Il est pour autant admis de manière assez largement consensuelle qu'une fonction est un assemblage (*bundle*) de processus bio-physicochimiques (Bünemann *et al.*, 2018) qui interagissent entre eux, assurant une action intégrée qui permet au sol de fonctionner.

Les modalités d'assemblage des processus en fonction — c'est-à-dire d'identification de l'action intégrée au sein de laquelle s'assemblent les processus pour constituer une fonction — dépendent des angles disciplinaires et des objectifs poursuivis dans les différentes études. Il existe ainsi dans la littérature une multitude de propositions de listes de fonctions des sols. Pour tirer des enseignements de la façon dont les fonctions des sols sont abordées dans le corpus scientifique, une analyse textuelle a été réalisée sur les 152 principaux articles étudiant ces fonctions, dont la grande majorité a été publiée après 2013. Le nombre de fonctions déclinées dans ces articles varie de 1 à 32, avec une totalité de 658 intitulés différents. Une observation des termes les plus fréquents dans ce corpus révèle deux grands types : des mots d'action (par ordre décroissant d'occurrence, *cycling, regulation, storage, production, sequestration*, etc.) et des mots d'objets (par ordre décroissant d'occurrence, *nutrients, water, soil, carbon*, etc.).

Sur cette base, il a été convenu de définir les fonctions des sols comme étant chacune une action du sol sur un objet ou un élément. Un regroupement des dénominations a été réalisé autour des associations action-objet les plus fréquemment trouvées dans la littérature, avec la préoccupation de considérer l'action du sol sur lui-même (formation et entretien de sa structure). Il en résulte une liste de 6 fonctions qui influencent la composition, la structure et les flux d'éléments observables dans les sols (figure 4.2). Le tableau 4.1 permet de repérer les correspondances entre cette liste de fonctions et les cadres institutionnels abordant la fonctionnalité des sols : d'une part, la Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 (COM[2021] 699) à partir de laquelle la proposition de directive *Soil monitoring and resilience* a ensuite été déclinée, et d'autre part, les dispositions du Code de l'urbanisme issues de la loi Climat et résilience de 2021 (article L. 101-2-1).

Fonction « Supporter la biodiversité »

Le sol est l'un des plus grands réservoirs de biodiversité du globe. Selon une étude récemment publiée qui tient compte de la richesse estimée de l'ensemble des groupes d'organismes, il hébergerait de l'ordre de 60 % de la biodiversité terrestre (Anthony *et al.*, 2023). Pour qu'un organisme soit considéré comme organisme du sol, il doit y effectuer au moins une étape de son cycle de vie ou dans l'une de ses annexes (litière, tronc en décomposition, cadavres d'animaux, déjections...). Deux sous-fonctions sont distinguées car elles peuvent être associées à des indicateurs différents.

Figure 4.2. Périmètre des six fonctions des sols retenues pour cette étude.

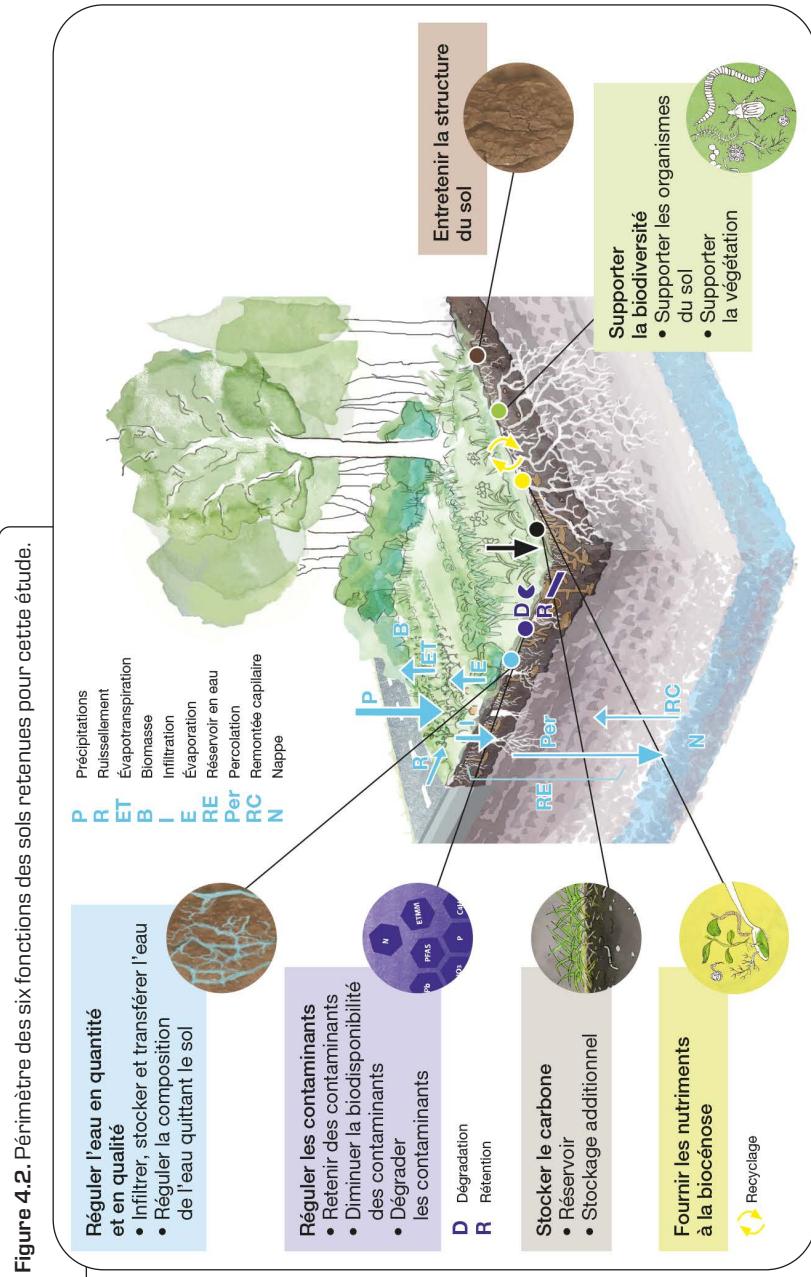


Tableau 4.1. Essai de correspondance entre les fonctions retenues dans cette étude (cf. figure 4.2), les services mis en avant dans la Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030, et les fonctions listées dans la loi Climat et résilience.

Services listés dans la Stratégie de l'UE pour la protection des sols	Fonctions listées dans cette étude
Assurer la production d'aliments et de biomasse, y compris dans les secteurs de l'agriculture et de la foresterie	
Protéger les nappes aquifères en absorbant, en stockant et en filtrant l'eau, et en transformant les éléments nutritifs et autres substances	
Fournir les éléments essentiels à la vie et à la biodiversité, y compris les habitats, les espèces et les gènes	
Jouer le rôle de réservoir de carbone	
Servir de plateforme pour les activités humaines et constituer un élément du patrimoine culturel	Fonction non écologique
Être une source de matières premières	Fonction non écologique
Constituer une archive du patrimoine géologique, géomorphologique et archéologique	Fonction non écologique
Fonctions listées dans la loi Climat et résilience	Fonctions listées dans cette étude
Potentiel agronomique	
Fonctions hydriques	
Fonctions biologiques	
Fonctions climatiques	

La sous-fonction « Supporter les organismes du sol » (sous-entendu organismes non végétaux) est définie comme étant l'aptitude du sol à maintenir ou favoriser la diversité, l'abondance et l'efficience des formes de vie (communautés, populations, espèces, gènes, molécules, enzymes) en interaction et capables de générer des processus biologiques et écologiques.

La sous-fonction « Supporter la végétation » correspond à la capacité du sol à soutenir l'émergence et la survie des plantes, la croissance et la production de biomasse végétale, la reproduction, la résistance aux stress et la survie, et les successions naturelles

ou induites des végétaux. Cette définition implique de considérer l'ensemble des milieux terrestres végétalisés, et notamment ceux dont la productivité n'est pas le principal service écosystémique attendu.

Fonction « Stocker du carbone »

Le stockage de carbone est le moyen par lequel l'énergie solaire et le CO₂ captés par la photosynthèse réalisée par les plantes sont incorporés au sol. Ce stockage constitue une source d'énergie pour la biocénose et contribue à la régulation du taux de CO₂ dans l'atmosphère (Wiesmeier *et al.*, 2019). Deux sous-fonctions de stockage de carbone sont distinguées : celle relative au réservoir de carbone organique du sol (COS), qui représente le statut organique actuel d'un sol, et celle relative à la fonction de capacité de stockage additionnel, qui représente la quantité de COS additionnel que peut stocker un sol sous certaines contraintes et conditions. Il convient aussi de ne pas confondre stockage et séquestration de C : le terme stockage utilisé ici est générique et réfère à toutes formes d'accumulation de C dans le sol, alors que le terme séquestration désigne plus précisément le retrait net de CO₂ de l'atmosphère.

Fonction « Fournir des nutriments à la biocénose »

Un nutriment est une substance nécessaire aux organismes vivants et pouvant être assimilée directement ou indirectement sans avoir eu besoin de subir des transformations. Sont compris dans les nutriments les éléments nutritifs « majeurs » (comme notamment l'azote, le phosphore, le calcium) et les éléments nécessaires en petites quantités (ou oligoéléments, comme le cuivre ou le zinc). Les nutriments présentent un caractère ambivalent car, s'ils sont indispensables à la biocénose, ils génèrent des pollutions à trop fortes doses. Bien que le carbone soit l'élément structurant des organismes vivants, il n'est pas considéré ici parmi les nutriments, dans la mesure où son acquisition autotrophe (par la photosynthèse) ne concerne pas le sol et que son devenir hétérotrophe (décomposition ou stabilisation) est traité dans la fonction « Stocker du carbone ». La fourniture de nutriments dépend bien sûr de la quantité de nutriments présents, mais aussi de leurs formes (dont certaines sont bioassimilables [Marschner, 2012] et d'autres non) et de leur disponibilité dans l'espace et dans le temps.

Fonctions hydrologiques « Réguler l'eau quantitativement et qualitativement »

Le sol, en tant que volume s'étendant de la surface de la terre jusqu'au matériau parental peu ou pas altéré, interagit directement avec l'hydrosphère. Sa surface reçoit en effet une partie des précipitations et participe à la répartition de ces flux d'eau pluviale et à l'alimentation de différents réservoirs. Ainsi, ces précipitations peuvent s'infiltrer, ruiseler, s'évaporer, être stockées dans le sol et atteindre par percolation le sous-sol et une éventuelle nappe. L'eau est omniprésente dans les sols sous différentes formes plus ou moins disponibles pour les plantes : constituant des minéraux du sol, constituant des êtres vivants, eau libre circulant sous l'effet de la gravité dans la méso- et macroporosité,

ou plus ou moins immobile et accessible pour les végétaux en étant associée à la micro-porosité du sol (Haslmayr *et al.*, 2016). Une quantification des flux à l'échelle mondiale a été proposée par Te Wierik *et al.* (2020) sur la base des précipitations annuelles sur les terres : 38 % des précipitations retourneraient dans les cours d'eau et l'océan par ruisseaulement, 2 à 12 % rejoindraient la nappe par percolation, et la plus grande partie (50 à 60 %) serait temporairement stockée dans les sols puis retournerait à l'atmosphère *via* l'évaporation et l'évapotranspiration. Cette quantification globale masque cependant une grande hétérogénéité temporelle et spatiale, dépendant du climat, de l'occupation et de l'usage des sols, et de la saisonnalité.

Quantitativement, les sols régulent les flux d'eau qui arrivent à leur surface et qui remontent de la nappe par capillarité. Cette fonction de régulation quantitative est relative à la capacité du sol à recevoir, stocker et transférer l'eau.

Qualitativement, les sols régulent la composition de l'eau qui les traverse. Cette fonction de régulation qualitative est relative à des processus de rétention et de dégradation des composés véhiculés par l'eau percolant vers les eaux souterraines et/ou les milieux aquatiques. Elle est intimement liée à la fonction quantitative, car elle est associée à un mouvement de l'eau dans le profil de sol et à sa surface. Du fait qu'elle traite des flux de matières associés à l'eau, elle est également complémentaire de la fonction « Fournir des nutriments à la biocénose », qui traite de la disponibilité des nutriments dans le sol, et de la fonction « Réguler les contaminants », qui concerne la dynamique de transformation des contaminants dans le sol.

Fonction « Réguler les contaminants »

Les sols sont le lieu de passage de nombreuses substances pour lesquelles ils peuvent jouer un rôle de régulation. Il s'agit des contaminants comme les pesticides, des éléments-traces métalliques ou des microorganismes pathogènes, mais aussi de nutriments présents en excès (p. ex., nitrate et phosphate).

La fonction de régulation des contaminants passe par des processus variés, comme la rétention ou la dégradation. Schématiquement, elle peut être réalisée au travers de trois sous-fonctions, complémentaires mais pas nécessairement effectives dans tous les sols ou pour tous les contaminants :

- la capacité à retenir des contaminants (p. ex., par sorption) (Nortjé et Laker, 2021), qui contribue à préserver les écosystèmes connexes en limitant les transferts, mais qui contribue également à l'accumulation de ces contaminants dans le sol ;
- la capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants (p. ex., par sorption, par complexation ou par changement de la spéciation) (Lin *et al.*, 2016) ;
- la capacité à dégrader les contaminants (notamment *via* l'activité des microorganismes du sol) (Wolejko *et al.*, 2020).

N'oublions pas cependant que, si les sols peuvent partiellement réguler certains contaminants, il n'est reste pas moins que, lorsque les teneurs en éléments sont très élevées, la fonction de régulation ne peut plus être réalisée, et le sol reste ou devient contaminé.

Fonction « Entretenir la structure du sol »

La structure des sols est définie comme l'organisation spatiale des vides (pores) et des solides du sol. Entretenir cette structure renvoie à la capacité du sol à maintenir ou favoriser une organisation spatiale des pores et des solides permettant son propre fonctionnement chimique, biologique et physique. Cette définition met en évidence le caractère dynamique de la structure. On peut ainsi distinguer l'état de la structure de son niveau de stabilité. Le premier, comme son nom l'indique, réfère à l'état de la porosité ou de l'agrégation à un temps t , et le second est un indicateur de la résistance de la structure à une contrainte, comme l'impact des gouttes de pluie, la sécheresse ou le tassement, qu'il soit naturel ou engendré par les activités anthropiques (p. ex., engins agricoles, sylvicoles, piétinement des animaux).

Relations entre fonctions

Ces 6 fonctions interfèrent et interagissent les unes avec les autres, selon des interactions complexes et emboîtées à différentes échelles. Elles sont toutes à la fois déterminantes et résultantes les unes des autres.

Par exemple, la biodiversité du sol en interaction avec les conditions abiotiques de son habitat joue un rôle clé pour l'ensemble des fonctions. Elle peut influencer la fourniture de nutriments ou être interprétée comme la conséquence d'un certain niveau de biodisponibilité en nutriments. Le tableau 4.2 propose une synthèse des processus réalisés par les principaux organismes du sol et les conséquences de ces derniers sur certaines propriétés du sol.

L'entretien de la structure du sol est particulièrement relié aux fonctions de support de la biodiversité, dont la végétation, et de régulation quantitative de l'eau. La structure est en effet à la fois un élément fondamental de l'habitat des organismes et la résultante de leur activité. Elle détermine la dynamique de circulation dans le sol de l'eau et des nutriments et contaminants qu'elle véhicule, tout en évoluant sous l'action physique et chimique de l'eau.

Composée de plus de 50 % de carbone, la matière organique des sols (MOS) influence la plupart de leurs propriétés et fonctions, telles que la capacité de rétention en eau, la stabilité structurale, le stockage et la fourniture de nutriments, et le support de la biodiversité.

Lors de la circulation de l'eau dans le sol, et en fonction de son temps de séjour, celle-ci interagit plus ou moins fortement avec les différents constituants des sols (minéraux et organiques) et participe aux différents processus tels que l'altération, l'érosion, la minéralisation de la matière organique, le lessivage et la transformation des nutriments, l'adsorption des composés, etc. Ces interactions modifient ainsi la composition physicochimique des eaux circulant dans le sol. Plus particulièrement, la solution du sol et son interaction avec les composants organo-minéraux sont des éléments fondamentaux pour la croissance de la biomasse.

Tableau 4.2. Effets de divers organismes du sol sur ses principaux processus écologiques, ses fonctions et ses propriétés (voir les pictogrammes des fonctions à la figure 4.2, p. 73).

Organismes	Principaux processus écologiques	Fonctions	Exemple de propriétés du sol
Bactéries, archées	Cycle des nutriments (fixation du N, nitrification, solubilisation du P...), cycle de la matière organique du sol, décomposition, aggrégation, altération, oxydoréduction du fer, dégradation, régulation des populations		Capacité d'échange cationique, structure, stabilité structurale, texture, potentiel redox...
Champignons	Cycle des nutriments, décomposition, aggrégation, dégradation des contaminants		Capacité d'échange cationique, structure, stabilité structurale, texture, potentiel redox...
Racines des plantes, lichens, bryophytes	Cycle de la matière organique du sol, altération, infiltration		Structure, porosité, matière organique, pH...
Algues, diatomées, cyanobactéries	Cycle de la matière organique du sol, altération		pH...
Protistes	Régulation des populations		Biomasse microbienne, capacité d'échange cationique...
Nématodes	Régulation des populations, cycle des nutriments		Biomasse et structure microbiennes, minéralisation nette de l'azote...
Arthropodes	Décomposition, régulation des populations, transport de matériaux, infiltration, rétention		Structure, (micro)structure, matière organique...
Vers de terre	Décomposition, fragmentation, aggrégation, transport de matériaux, infiltration, rétention, dégradation		Structure, porosité, complexe argilo-humique, stabilité structurale, matière organique...
Enchytréides	Décomposition, aggrégation		Structure, (micro)porosité...

Il n'y a pas de croissance possible des organismes sans nutriments. De ce fait, la fonction de fournir des nutriments est un déterminant important du support de la biodiversité, mais elle en est aussi la résultante du fait des processus de dégradation, de minéralisation, de fixation, etc., auxquels contribuent les organismes. Cette fonction permet de transformer sous une forme biodisponible les ressources du milieu. Elle est aussi dépendante de la structure. Par exemple, un horizon de sol tassé limite la prospection du sol profond par les racines des plantes, réduisant d'autant le réservoir d'eau et de nutriments biodisponibles.

Un sol ayant une bonne capacité à retenir l'eau permet d'augmenter le temps de résidence des solutés en son sein, et ainsi augmentera les possibilités de fixation-dégradation des contaminants. Cette capacité dépend de propriétés physiques du sol comme la texture, la profondeur, la teneur en eau à la capacité au champ, la présence de macropores constituant fréquemment des voies de transfert préférentiel.

Approches pour évaluer la multifonctionnalité des sols

Notion de multifonctionnalité des sols

La complexité des interactions entre fonctions, leurs complémentarités et leurs antagonismes soulèvent la question de leur prise en compte intégrée dans une approche globale du fonctionnement du sol. Comment en effet évaluer la qualité d'un sol en tenant compte à la fois de sa capacité à transférer l'eau et à la retenir, à stocker le carbone et à le recycler ?

La notion de multifonctionnalité, qui émerge dans les années 1990 et est promue dans le domaine des sols dans les années 2000⁴³, peut recouvrir des questionnements et enjeux différents. Dans le langage courant, notamment autour des enjeux d'aménagement, la multifonctionnalité est généralement évoquée pour répondre au besoin d'élargir les dimensions prises en compte face au caractère jusqu'alors très dominant des services écosystémiques d'approvisionnement, et de mieux considérer les services de régulation et les services culturels rendus par les sols [voir par exemple « Entretiens avec les professionnels » dans Vincent et Blanchard, 2023]. Cette façon d'aborder la multifonctionnalité des écosystèmes est désignée par Manning *et al.* (2018) comme étant une « multifonctionnalité de services », de manière à la différencier de la « multifonctionnalité de fonctions ». La multifonctionnalité de services aurait une visée plus appliquée, consistant à évaluer la fourniture de services en réponse à la demande humaine. Il en résulte que la pondération associée à chaque service peut être différente suivant les acteurs impliqués.

La multifonctionnalité de fonctions aurait vocation à s'affranchir de tout jugement de valeur en évaluant de manière objective l'ensemble des processus biologiques, géochimiques et physiques qui régulent les cycles biogéochimiques. Une « bonne » multifonctionnalité serait donc la résultante des différentes fonctions qui confèrent à l'écosystème

43. Cf. chapitre 4, section « Survol historique de la place relative des approches systémiques et analytiques », p. 68.

des cycles biogéochimiques efficents, marqués en particulier par un recyclage des nutriments rapide et efficace. Cela revient de fait à valoriser implicitement les sols présentant des vitesses élevées de décomposition de la matière organique, de minéralisation, de production primaire, de circulation de l'eau (infiltration et percolation), et potentiellement à négliger les fonctions de rétention d'eau (p. ex., zones humides), de stockage de carbone (p. ex., forêts à humus peu dégradé, tourbières), de support d'une biodiversité caractéristique de milieux pauvres en nutriments (p. ex., prairies calcicoles). Cette approche est très largement la plus représentée dans le corpus bibliographique analysé (86 % des 265 études proposant une quantification de la multifonctionnalité).

Toutes les fonctions sont donc réalisées dans tous les types de sols, mais dans des proportions et avec des dynamiques différentes. Pour faire face à cette difficulté posée par l'intégration des fonctions, trois principaux types de stratégies ont été identifiés dans la littérature, qui sont décrits ci-après, et dont les principaux intérêts et limites sont récapitulés dans la figure 4.3.

■ Évaluer la multifonctionnalité des sols

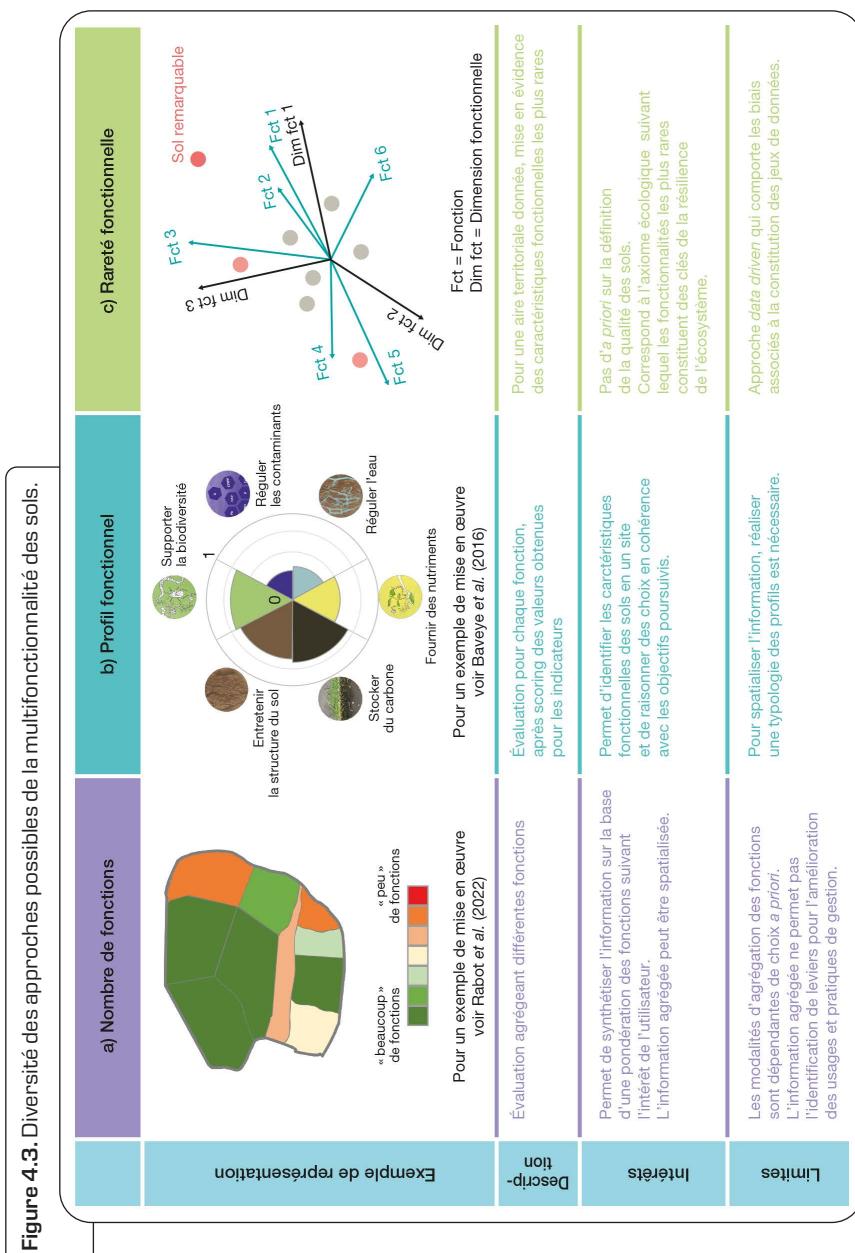
Maximiser la multifonctionnalité

Une première approche consiste à rassembler les évaluations obtenues pour chacune des fonctions en une seule grandeur, la multifonctionnalité, que l'on cherche donc à maximiser. Deux grands types de méthodes sont le plus couramment utilisés pour agréger les fonctions dans une mesure unique de multifonctionnalité. Le premier consiste à évaluer de manière binaire (oui/non) la réalisation de chaque fonction écologique. La multifonctionnalité est ensuite considérée comme correspondant au nombre de fonctions réalisées. C'est par exemple la démarche mise en œuvre par Rabot *et al.* (2022) (figure 4.3a). Le second type d'approche consiste à quantifier par un score la réalisation de chaque fonction, puis à agréger les fonctions par calcul de la moyenne pondérée de ces scores. Or cette pondération, non seulement peut être spécifique selon les parties prenantes considérées, mais reste dans les faits encore très minoritairement mise en œuvre. Il n'y a en effet pas de référentiel donnant le poids relatif de chaque fonction dans un écosystème, sauf à s'appuyer sur une configuration cible, choisie comme référence par l'utilisateur.

Favoriser la diversité des profils fonctionnels

Une approche très présente dans le corpus (68 % des 265 études proposant une quantification de la multifonctionnalité) consiste à renoncer à l'agrégation des fonctions en un indice unique, et à évaluer la qualité du sol par la lecture d'un profil fonctionnel composé du degré de réalisation des différentes fonctions prises une à une (figure 4.3b). Chaque unité de sol est ainsi caractérisée par un bouquet de fonctions, ce qui permet à l'utilisateur d'identifier les unités les plus adéquates à certains usages ou objectifs (Baveye *et al.*, 2016). Ce type d'approche permet aussi et surtout d'identifier les éventuelles synergies, compromis ou antagonismes entre fonctions (Mouchet *et al.*, 2017).

Figure 4.3. Diversité des approches possibles de la multifonctionnalité des sols.



Pour représenter la variabilité spatiale de la fonctionnalité des sols considérée suivant une telle approche, Baveye *et al.* (2016) ont associé une typologie des bouquets de fonctions à un code couleur reporté sur une carte.

Préserver les profils fonctionnels les plus rares

L'approche d'une évaluation de la multifonctionnalité basée sur l'observation de « taux » élevés pour ce qui est des fonctions tend à valoriser les types de sols dont le fonctionnement est le plus dynamique. En réponse à cet écueil, une approche complémentaire peut être envisagée en considérant cette fois la rareté fonctionnelle de certains sols au sein d'un territoire, c'est-à-dire l'originalité du profil de fonctions que l'unité de sol présente. Face à la forte incertitude qui porte sur les caractéristiques fonctionnelles qui seront les mieux adaptées aux conditions environnementales à venir, la décision de privilégier certains profils fonctionnels par rapport à d'autres réduit les possibilités d'adaptation à ces nouvelles conditions ; on parle alors de la valeur d'option de la biodiversité (Faith, 2021).

Cette proposition s'inspire de travaux développés depuis trois décennies en écologie, notamment en écologie fonctionnelle. L'idée n'est pas tant d'apposer une valeur « fonctionnelle » absolue aux espèces, mais de les comparer les unes aux autres. Cette approche dite comparative permet d'identifier les espèces fonctionnellement irremplaçables au sein de l'écosystème, et à l'inverse celles qui pourraient être remplacées par d'autres si elles venaient à disparaître (on parle de redondance fonctionnelle) (Ehrlich et Walker, 1998). D'un point de vue méthodologique, identifier les espèces qui sont ou non redondantes fonctionnellement revient à comparer leurs positions relatives au sein d'un espace à n dimensions, construit à partir des fonctions mesurées. Cette approche passe par la caractérisation de distances multidimensionnelles entre les espèces et l'analyse de l'ensemble de ces distances *via*, par exemple, une analyse en composantes principales (ACP) (figure 4.3c).

En s'inspirant de ces acquis, une réflexion plus exploratoire est proposée pour appliquer aux sols et à leurs fonctions une telle approche. Celle-ci permettrait d'identifier des sols plus ou moins proches fonctionnellement dans un espace à n dimensions, et de caractériser la redondance fonctionnelle entre sols (c'est-à-dire à quel point un sol partage les mêmes fonctions qu'un autre). Elle permettrait notamment de documenter la valeur de sols pas nécessairement les mieux notés pour leur multifonctionnalité, mais avec un profil particulier et rare de réalisation des fonctions, qu'il serait important de préserver pour sa rareté même. Une telle information est très utile pour des prises de décision de protection. Elle est par exemple incluse de façon de plus en plus systématique dans les algorithmes d'optimisation utilisés pour délimiter les aires de protection de la biodiversité sur un territoire (Pollock *et al.*, 2020 ; Pollock *et al.*, 2017).

Cette proposition de transposer au sol les méthodes de mise en évidence de la rareté fonctionnelle développées en écologie reste à tester sur le plan opérationnel, mais permettrait d'apporter une dimension jusqu'alors négligée dans les dispositifs de surveillance de la qualité des sols et de leur capacité de résilience.

Limites d'une approche par les fonctions

En écologie, il n'y a pas de justification à instaurer une hiérarchie entre des sols différents du point de vue fonctionnel, par exemple entre un sol de tourbière qui stocke des réserves importantes de carbone et d'eau mais produit peu de nutriments, un sol agricole présentant un cyclage rapide des nutriments mais dans certains cas moins riche en biodiversité, un sol forestier qui stocke une grande quantité de carbone, fournit peu de nutriments et présente une biodiversité importante. Or, une démarche d'évaluation consiste à porter un jugement sur une situation de sol donnée. Ainsi, même si la notion de fonction reste moins tournée vers le soutien d'objectifs humains, elle porte dans nombre de travaux une dimension télologique qui lui assigne artificiellement un but ou une finalité. Mobiliser la notion de fonction dans le cadre de l'évaluation nécessite donc d'assumer un choix dans le poids accordé aux différentes fonctions.

De plus, l'approche par les fonctions présente un risque par rapport à la préservation patrimoniale des sols naturels. En effet, suivant leurs spécificités, les sols naturels réalisent plus ou moins les différentes fonctions. Une approche strictement fonctionnelle pourrait aboutir à artificialiser des sols peu fonctionnels, mais naturels, et à privilégier la fabrication de sols potentiellement plus fonctionnels. Une telle évolution peut aboutir à une perte de diversité des sols existants. En réponse à la préoccupation patrimoniale de préservation des sols pour ce qu'ils sont dans leur diversité, la naturalité des sols reste donc un facteur à considérer au-delà de la fonctionnalité.

5. Démarche d'évaluation

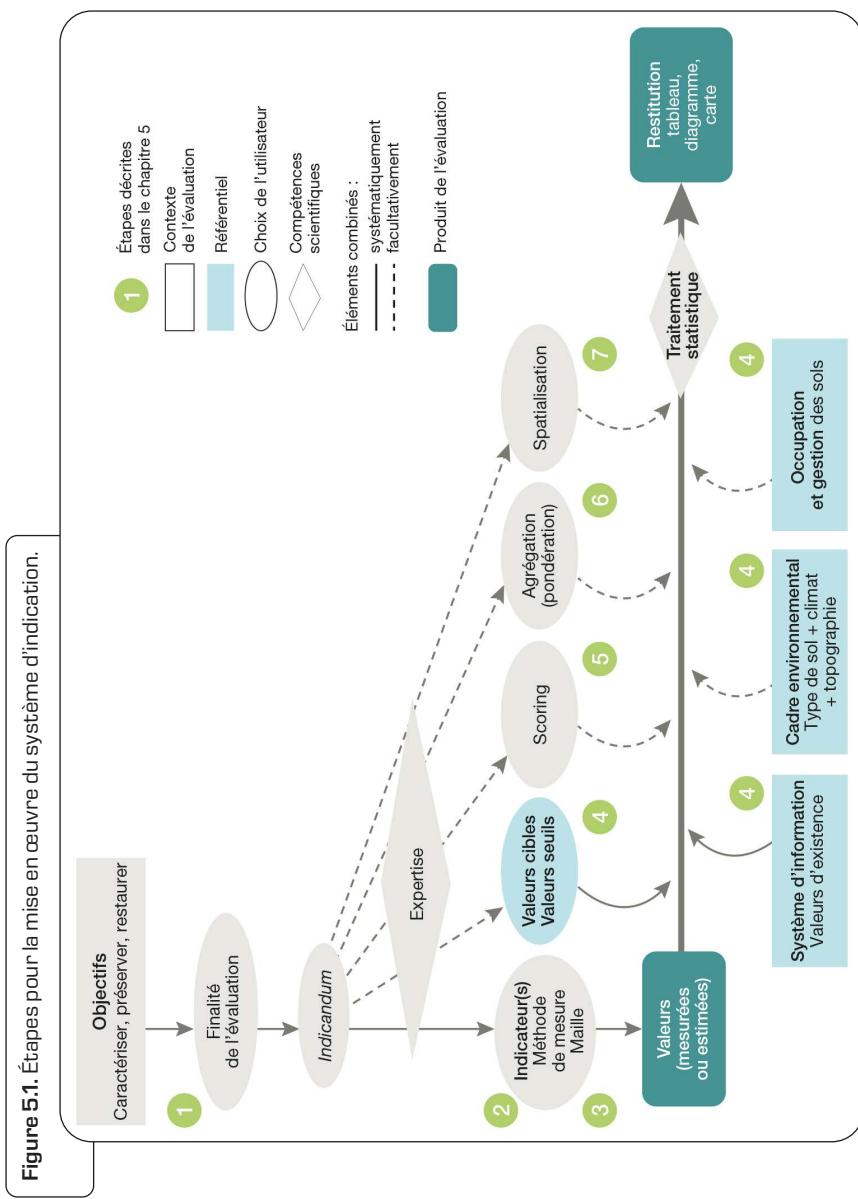
La diversité des perceptions et dimensions de la qualité des sols dont rendent compte les chapitres précédents, et celle des contextes de son évaluation ne permettent pas de proposer un référentiel universel pour juger de la qualité d'un sol. Il s'agit donc avant tout ici de mettre en évidence les principales étapes de la démarche d'évaluation, en soulignant pour chacune les points de vigilance et enjeux méthodologiques qui conditionnent la validité scientifique des résultats obtenus, ainsi que les ressources disponibles permettant d'y répondre.

La démarche d'évaluation proposée est ainsi décomposée en 7 étapes dont certaines sont facultatives. Ces étapes sont positionnées dans la figure 5.1 avec des pastilles portant le numéro de la sous-section correspondante parmi celles qui suivent. La démarche part des objectifs fixés dans le cadre des politiques publiques, qui sont rassemblés en trois grands types conduisant chacun à des manières différentes de mobiliser les éléments de l'évaluation. Caractériser la qualité correspond à la réalisation d'un état des lieux descriptif des sols, sans jugement sur leur plus ou moins bonne qualité. L'objectif de préservation implique de porter un jugement sur la situation évaluée, notamment au moyen de valeurs seuils. Enfin, restaurer implique la définition d'un objectif à atteindre et des valeurs cibles correspondantes. À partir de ces objectifs, la figure montre par des traits pleins les étapes qui sont indispensables à l'évaluation de la qualité des sols et par des tirets celles qui sont activées au cas par cas, suivant les objectifs poursuivis et les niveaux et types de représentations recherchés. Elle met également en évidence les étapes auxquelles les utilisateurs de l'évaluation sont plus particulièrement porteurs de choix qu'il leur revient d'expliciter et sur la base desquels les experts scientifiques peuvent décliner le paramétrage de l'évaluation.

Finalité de l'évaluation

La finalité dans laquelle est positionnée l'évaluation est importante à expliciter avec les acteurs impliqués, car elle détermine en grande partie les étapes suivantes. S'il s'agit de décrire les caractéristiques du sol ou de juger de ses potentialités au regard d'un objectif préétabli, les choix de mise en œuvre ne seront pas les mêmes. Cela explique la grande diversité des propositions de référentiels que comporte la littérature, et une partie de leurs différences. À partir de la diversité des situations rencontrées, une classification des principaux types de finalités est ici proposée.

Figure 5.1. Étapes pour la mise en œuvre du système d'indication.



■ Caractériser ou évaluer

Établissement d'un état des lieux

La finalité d'une surveillance globale de la qualité des sols est généralement celle du pilotage des politiques publiques. Il s'agit de fixer des objectifs et de suivre leur degré de réalisation. Cette surveillance peut être mise en place suivant deux modalités qui se distinguent par leur aspect soit descriptif, soit normatif au sens où un jugement est porté sur la qualité.

La première consiste à caractériser la qualité des sols sans émettre de jugement. Par exemple, la cartographie mondiale réalisée par la FAO sur les stocks de carbone organique dans les sols⁴⁴ n'établit pas de jugement sur le caractère faible ou élevé de ce stock. De même, la carte du pH des sols forestiers établie pour la France en 2011 (Antoni *et al.*, 2011) retient six classes de pH, des sols très acides aux sols très basiques, sans élément de jugement.

La seconde consiste à associer un élément de jugement aux informations recueillies, en particulier lorsqu'il s'agit de préserver des sols ou leurs fonctions, au regard de possibles dégradations, ou bien de proposer des chemins de restauration à des situations dégradées. Par exemple, l'Observatoire européen des sols⁴⁵ propose en ligne un tableau de bord de la santé des sols, qui comporte un suivi très global du pourcentage de la surface de sol affecté par au moins un processus de dégradation, et une carte indiquant les sols imperméabilisés et le nombre de processus de dégradation affectant les sols non imperméabilisés. Le passage entre une caractérisation, dite descriptive, et une évaluation, dite normative, portant un jugement sur la qualité des sols, fait intervenir la définition de critères sur la base desquels un sol est considéré comme dégradé.

Aide à la décision

Les décisions à prendre par les gestionnaires des sols portent sur des choix d'usage et/ou de pratiques de gestion du sol. Il s'agit alors d'évaluer l'adéquation entre les types d'usage et modalités de gestion envisagés, et les caractéristiques du sol considéré.

Dans le cas de la planification territoriale, il s'agit de décider de la répartition des usages au sein d'un territoire, en optimisant l'adéquation entre les potentialités du sol estimées à partir de ses caractéristiques et les usages souhaités à partir des besoins de la population. L'évaluation couvre donc l'ensemble des usages. Par exemple, les projets MUSE (Néel *et al.*, 2022) ou SUPRA (Consalès *et al.*, 2022) s'inscrivent dans cette perspective⁴⁶.

44. <https://www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/4-information-and-data/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/en> (consulté le 9/11/2024).

45. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard> (consulté le 4/11/2024).

46. MUSE : Intégrer la multifonctionnalité de sols dans les documents d'urbanisme ; SUPRA : Sols urbains et projets d'aménagement.

Dans le cas de la gestion d'un site ou d'une parcelle au sein d'un usage donné, le diagnostic local vise l'évaluation des impacts sur le sol des pratiques de gestion mises en œuvre et leur optimisation au regard des potentialités du sol estimées à partir de ses caractéristiques pour ce même usage. Par exemple pour l'usage agricole, le projet LANDMARK s'inscrit dans cette perspective, avec l'outil d'aide à la décision *soil navigator*, de même que le projet FOR-EVAL⁴⁷ s'agissant de l'usage forestier. Le diagnostic scientifique permet de hiérarchiser les facteurs impactant la qualité du sol et de préconiser des mesures de gestion.

■ Besoins de spatialisation

Les besoins relatifs à d'éventuelles modalités de spatialisation des résultats sont également importants à repérer à l'origine de l'évaluation, car ils jouent sur les choix relatifs aux modalités d'inférence statistique et à la stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre⁴⁸. Les résultats d'une évaluation peuvent par exemple être statistiquement décrits globalement (par leur moyenne, écart type, variance, etc.) au niveau d'une aire géographique, ou spatialisés sur une carte au niveau de chaque unité de sol échantillonnée. Ces deux options peuvent enfin faire l'objet de diverses combinaisons. Elles peuvent également être croisées avec le fait d'intégrer ou pas un jugement de valeur, comme cela a été abordé à la section précédente. Des exemples sont déclinés dans le tableau 5.1 pour illustrer ces possibilités.

Tableau 5.1. Exemples d'évaluations de la qualité des sols par grands types de finalités.

Finalité	Statistiques calculées pour une aire géographique	Statistiques spatialisées différenciées par unité de sol
Caractérisation sans jugement	Teneur moyenne en carbone organique des sols agricoles de France	Carte du pH des sols d'une commune
Évaluation avec jugement	Pourcentage de sols dégradés dans l'UE	Carte du potentiel agronomique des sols d'une région

■ Prise en compte des usages et pratiques de gestion

La qualité d'un sol résulte de l'histoire des interactions entre ce sol, le climat et les activités humaines, et différents types d'impacts sont mesurables à partir de différentes propriétés du sol, à des échelles de temps et d'espace différentes. Certaines propriétés des sols sont plus sensibles que d'autres aux pressions anthropiques. Pour mettre en évidence les effets des interventions humaines sur les sols et éclairer les

47. FOR-EVAL : Évaluation des sols forestiers.

48. Cf. plus loin, section « Enjeux de l'échantillonnage », p. 94.

choix et décisions, les travaux de recherche proposent couramment de différencier des propriétés sensibles à court terme de celles peu sensibles ou alors à plus long terme. Une distinction apparaît ainsi dans le corpus bibliographique entre des propriétés pérennes, dynamiques, et/ou « manageables » ou manipulables. Le partage entre ces types de propriétés dépend de la finalité de l'étude, notamment de l'horizon temporel des décisions à prendre, et des modalités de prise en compte du type d'usage et des pratiques de gestion mises en œuvre. La distinction entre ces types de propriétés porte ainsi sur les éléments suivants :

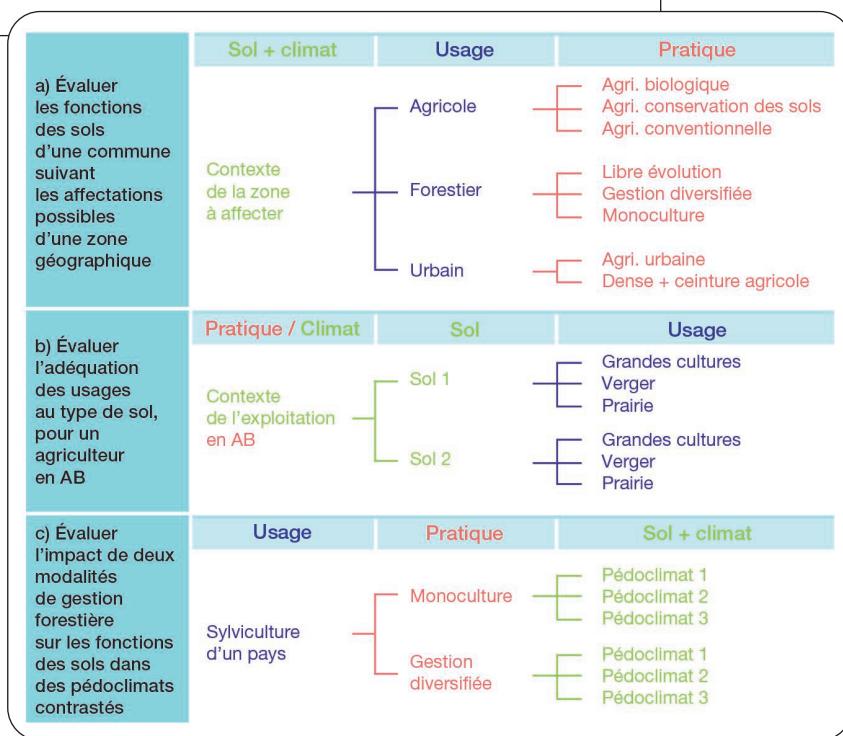
- propriétés pérennes, qui ne varient pas à l'horizon temporel de plus de quelques décennies (p. ex., teneur en éléments grossiers) ;
- propriétés dynamiques, qui varient à l'horizon temporel de moins de quelques décennies, en lien avec les activités humaines ou d'autres évolutions de l'écosystème (p. ex., ratio bactéries/champignons) ;
- propriétés manageables ou manipulables, celles qui varient à l'horizon temporel qui intéresse l'utilisateur, en fonction de son activité et de ses objectifs (p. ex., teneur en nutriments). Ce caractère manipulable renvoie aux propriétés dynamiques uniquement. En effet, même si les propriétés pérennes sont parfois modifiées par des interventions humaines (p. ex., terrassement, drainage, épierrement), on ne parle pas dans ce cas de propriétés manipulables ou manageables.

Les modalités d'évaluation ne vont ainsi pas être les mêmes s'il s'agit d'évaluer sur une année les effets d'apports organiques sur une parcelle, ou l'évolution des caractéristiques de la parcelle compte tenu de l'ensemble des pratiques mises en œuvre à l'issue de plusieurs années de bail, ou encore l'évolution globale de l'état des sols agricoles d'un pays compte tenu de facteurs anthropiques conjugués à des évolutions climatiques.

Ce point est majeur en matière d'évaluation car il implique de réfléchir à l'ordre dans lequel sont considérées les informations qui relèvent du ou des contexte(s) pédoclimatique(s), du ou des usage(s) possibles et du ou des type(s) de pratiques de gestion mises en œuvre. Suivant les cas, un même paramètre peut ainsi être considéré comme un élément de cadrage ou représenter la grandeur que l'on souhaite évaluer. La figure 5.2 présente des exemples de situations fictives, choisies pour le contraste qu'elles présentent quant à la finalité de l'évaluation. Elle montre que la façon de prendre en compte les éléments va être organisée différemment suivant cette finalité. Il est ainsi possible d'arbitrer entre les fonctionnalités du sol permises par différents usages. Suivant la finalité choisie, il est également possible de considérer un usage donné et de ne faire varier que les pratiques de gestion. Suivant l'étendue géographique de l'étude, le sol et le climat vont être considérés comme des constantes de cadrage (étude très locale, suivant la variabilité spatiale du type de sol) ou comme des variables (au niveau d'un pays ou d'un continent, comportant différents types de climats).

Il est à noter que, pour chacune de ces catégories (pédoclimats, usages, pratiques de gestion), un degré de détail très variable peut être envisagé suivant les objectifs de l'étude. Pour les conditions pédoclimatiques, les climats comme les sols font l'objet

Figure 5.2. Exemples illustrant, à partir de trois situations fictives d'évaluation de la qualité des sols, la diversité des modalités de prise en compte du contexte pédoclimatique, des usages et des modalités de gestion.



de nombreux systèmes de classification plus ou moins détaillés. Les plus courants sont par exemple la classification des climats de Köppen (Beck *et al.*, 2018) et, pour les sols, la WRB⁴⁹ ou le Référentiel pédologique, plus utilisé en France (Baize et Girard, 2009). Pour les usages, l'occupation du sol à grande échelle (OCS GE)⁵⁰ fournit pour la France une nomenclature emboîtée avec, au choix, 4 ou 17 postes pour les usages du sol (p. ex., agriculture, routier, zone abandonnée), croisés avec 2, 4 ou 14 postes pour la couverture du sol (p. ex., zone bâtie, surface d'eau, conifères). Pour les pratiques de gestion, les typologies disponibles, par exemple dans le domaine agricole, font référence à des pratiques (p. ex., avec/sans labour) ou à des systèmes de production (p. ex., agriculture de conservation), pour certains adossés à des certifications (p. ex., agriculture biologique).

49. <https://www.isric.org/explore/wrb> (consulté le 31/10/2024).

50. <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/ocs-ge> (consulté le 31/10/2024).

Choix de l'*indicandum* et des indicateurs pertinents

Un indicateur sert à l'obtention et à la transmission d'une information sur un objet ou phénomène d'intérêt, appelé *indicandum*. La relation indicateur-*indicandum* peut être de différentes natures. Il peut s'agir, par exemple, de liens de représentation liant le tout à certaines de ses parties, ou de relations causales ou corrélatives qui peuvent être traduites mathématiquement. La sélection d'un sous-ensemble de paramètres implique toujours une approche réductionniste privilégiant certaines dimensions de l'*indicandum* au détriment du tout. Les sciences sociales montrent que ces premiers choix nécessitent d'être transparents, documentés, et si possible partagés par l'ensemble des parties impliquées dans la construction et l'utilisation du système d'indication (Czucz et al., 2021).

■ Définition de l'*indicandum*

L'examen de la littérature relative à la qualité des sols montre que les indicateurs sont la plupart du temps sélectionnés sans raisonnement explicite sur l'*indicandum* que l'on souhaite représenter. Une forte dépendance au sentier a sur ce point été mise en évidence au chapitre 3, dans « Compromis entre harmonisation et appropriation » (p. 63), qui résulte des habitudes de travail, de l'accessibilité des outils et données, et de la popularité des indicateurs les plus souvent rencontrés. Bien définir l'*indicandum* est pourtant une étape indispensable pour raisonner ensuite la sélection des indicateurs au regard de leur lien avec cet objet d'intérêt.

Les études traitant de la qualité des sols en lien avec les politiques publiques s'appuient sur une diversité de cadres conceptuels dans lesquels des natures différentes d'*indicanda* (ou objets d'intérêt) peuvent être repérées. Certains travaux s'appuient sur le cadre conceptuel *Drivers-Pressures-State-Impacts-Responses* ou DPSIR (Niemeijer et de Groot, 2008), qui catégorise les déterminants (compris ici comme facteurs d'évolution très génériques tels que l'augmentation de la population), pressions, états, impacts et réponses, dans la dynamique de l'écosystème. Dans le domaine des politiques publiques ainsi que dans le corpus en économie, on retrouve souvent comme *indicandum* les menaces (pressions) ou le niveau de dégradation (impacts), avec une très forte prépondérance historique de l'érosion. Par exemple, le baromètre de la santé des sols établi par l'Observatoire européen des sols est basé sur 8 sources de dégradation (érosion, tassemement, salinisation, perte de carbone organique, perte de biodiversité, pollution, excès de nutriments et artificialisation)⁵¹. D'autres travaux s'appuient sur le cadre conceptuel de la cascade des services écosystémiques⁵² pour catégoriser la condition (ou état), les fonctions, les services et les avantages tirés de l'écosystème.

51. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard> (consulté le 4/11/2024).

52. Cf. chapitre 1, section « Le fonctionnement du sol et les activités humaines », p. 8.

Dans le cas de la présente étude et en lien avec la loi Climat et résilience de 2021, le choix a été fait de considérer comme *indicandum* les fonctions écologiques des sols, qui permettent d'articuler les propriétés du sol aux services écosystémiques de la façon la plus complète possible⁵³.

■ Sélection d'un jeu d'indicateurs cohérent et performant

Il s'agit ensuite de sélectionner les indicateurs qui vont fournir une représentation de l'*indicandum*. Cette étape de sélection repose sur l'hypothèse que la variation de ces indicateurs reflète la variation de l'*indicandum*. La littérature scientifique énonce différentes préconisations pour identifier un ensemble minimal d'indicateurs (*minimum data set*, MDS) captant cette variabilité. L'effort de parcimonie dans le nombre d'indicateurs considérés répond à des préoccupations pratiques de coût de l'étude et de confort de lecture et d'interprétation des résultats, mais aussi à des préoccupations scientifiques d'exhaustivité (intégration des processus physiques, chimiques et biologiques liés à l'*indicandum* évalué), et de non-colinéarité ou redondance pour éviter de déséquilibrer l'importance relative de dimensions mesurées. Dans les années 1990, les premiers travaux de formalisation d'indices de qualité des sols ont mobilisé cette notion de MDS introduite par Larson et Pierce (1991), afin de désigner l'ensemble minimal d'indicateurs élémentaires à considérer pour évaluer la qualité d'un sol. Le choix de ces indicateurs constituant le MDS ne fait toutefois pas consensus, et la démarche même d'identification d'un MDS qui soit valable dans tous les contextes est questionnée au regard de la diversité des approches présentée plus haut, dans « Finalité de l'évaluation » (p. 85). Lorsque l'objectif est de comparer différentes options (p. ex., options d'aménagement, de pratiques agricoles), les indicateurs retenus doivent y être sensibles. Dans ce cas, le jeu d'indicateurs n'est pas sélectionné de manière à couvrir la qualité du sol dans toutes ses dimensions, mais de manière à discriminer les options en présence. Par exemple, si la finalité de l'évaluation est de raisonner le travail du sol, les indicateurs analysés porteront sur les caractéristiques les plus susceptibles d'être impactées par le travail du sol, c'est-à-dire le tassement, la structure, les fonctions hydrologiques, l'abondance et la diversité des organismes du sol, et non la teneur en contaminants moins directement liée au travail du sol. Autrement dit, même si un indicateur renseigne un élément incontournable de la qualité du sol, il peut ne pas être sélectionné pour l'évaluation dans le cas particulier de l'étude considérée, dès lors que sa valeur ne varie pas suivant les options considérées. De même, un indicateur discriminant pour les options en présence, mais étranger aux dimensions de la qualité du sol que l'on souhaite évaluer, ne ferait pas non plus partie des indicateurs sélectionnés.

La sélection des indicateurs doit également tenir compte du degré de performance de chaque indicateur envisageable et des méthodes de mesure associées. Les conditions de cette performance des indicateurs est étudiée dans la littérature scientifique traitant

53. Cf. chapitre 4, section « Choix d'une approche par les fonctions des sols », p. 71.

des approches par indicateur, dans des travaux de préfiguration de systèmes d'indication et notamment de bio-indication, dans des guides méthodologiques développés par des instances nationales ou internationales impliquées en matière de rapportage environnemental, ou encore dans des documents présentant des retours d'expériences relatifs à l'implémentation de systèmes d'indication. Ces travaux permettent de rassembler les critères favorables à l'opérationnalisation de l'information scientifique, entendue comme son appropriation et son utilisation pour la prise de décision publique ou privée. Ces sources fournissent des repères et des préconisations portant sur cet aspect de la sélection des indicateurs. Ces préconisations peuvent être regroupées en 4 grandes catégories suivant la démarche dite *credibility-salience-legitimacy*, à laquelle le critère *feasability* est parfois ajouté (CSLF) :

- **la crédibilité (credibility)** renvoie à la pertinence scientifique des indicateurs mobilisés pour représenter un objet ou un phénomène d'intérêt. Elle s'évalue principalement à partir de la relation rattachant l'indicateur à l'*indicandum* et des caractéristiques de sa mesure. Cette relation doit ainsi être l'objet d'un consensus scientifique et être aussi directe que possible. La mesure de l'indicateur doit être précisée explicitement afin d'assurer son degré de précision et sa reproductibilité ;
- **la capacité à informer** (ou *salience*, qui n'est pas traduisible par la saillance en français) traite de la pertinence de l'information fournie par l'indicateur pour la prise de décision publique et privée, par exemple la sensibilité de l'indicateur aux pratiques de gestion ou aux changements d'usage des sols que l'on souhaite évaluer. Le ou les indicateurs du système d'indication doivent avant tout être cohérents avec les enjeux et besoins des utilisateurs. L'information fournie doit être compréhensible et interprétable pour réaliser un diagnostic et générer une prise de décision. Pour ce faire, il doit être possible de rendre compte de la variation des conditions de l'environnement, tout comme des actions des utilisateurs ;
- **la légitimité (legitimacy)** du processus de sélection et de construction des indicateurs pour les utilisateurs du système d'indication traduit l'acceptation de l'indicateur, de sa mesure et de son interprétation, par les différentes parties prenantes. Elle repose sur la considération de la diversité des utilisateurs et de leurs intérêts légitimes dans le processus de définition, de sélection et d'interprétation des indicateurs ;
- **la faisabilité (feasability)** s'intéresse aux conditions pratiques d'utilisation d'un indicateur, l'adéquation de sa méthode de mesure aux moyens matériels, financiers ou humains mobilisables, ou sa disponibilité dans des bases de données à des résolutions spatiales et temporelles adéquates pour un suivi régulier.

■ Sélection par la conceptualisation ou par les données

Les démarches proposées dans la littérature pour sélectionner un ensemble pertinent d'indicateurs constituent deux grandes familles : les approches basées sur un modèle conceptuel et les approches basées sur les caractéristiques statistiques du jeu de données (ou *data driven*).

Les démarches basées sur la conceptualisation ont été formalisées dans des cadres méthodologiques tels que le *Comprehensive Assessment of Soil Health* (CASH ; Fine *et al.*, 2017), ou le *Soil Management Assessment Framework* (SMAF ; Andrews *et al.*, 2004).

Le cadre méthodologique CASH propose 3 ensembles d'indicateurs (*packages*) en fonction du rapport coût/précision consenti par l'utilisateur : un *package* basique, un standard, un étendu. Le choix est aussi guidé par des « applications recommandées » correspondant au contexte : basique pour les grandes cultures, standard pour l'agriculture biologique, étendu pour les sols urbains. Des analyses complémentaires sont également recommandées pour des situations particulières, comme la contamination par les métaux lourds pour les sols urbains, jardins privés, terrains de jeu et friches.

Les démarches basées sur les données mettent en œuvre des méthodes de statistiques descriptives pour identifier les indicateurs les plus explicatifs de la variabilité d'un jeu de données multiples. Il s'agit d'analyses exploratoires multidimensionnelles des données, dont la méthode va dépendre des types de données qui décrivent les situations (quantitative, qualitative ou les deux). Ces analyses multivariées sont notamment des analyses en composantes principales (ACP), analyses de redondance (ARD) ou analyses factorielles (AF). Sur un plan technique, la façon de juger de l'importance relative des différents indicateurs dans la décision fait encore l'objet de divergences entre auteurs. Les divergences concernent les éléments mathématiques à considérer et qui sont produits par les calculs. Ces méthodes présentent l'intérêt de la neutralité du choix, sous réserve des biais de sélection associés aux caractéristiques du jeu de données initial. Elles sont parfois qualifiées d'« *a posteriori* » (Griffiths *et al.*, 2016), du fait que les indicateurs sont sélectionnés parmi un ensemble d'indicateurs candidats déjà mesurés sur les sites d'une étude pour constituer le jeu de données initial.

On notera toutefois qu'à ces stratégies scientifiques de choix des données s'ajoute fréquemment un critère d'existence ou de disponibilité des données. Il n'est parfois pas nécessaire de mettre en œuvre les démarches précitées, notamment lorsque le jeu de données disponibles est peu fourni.

Mesure des valeurs de paramètres et d'indicateurs

Les indicateurs nécessaires à la qualification de l'*indicandum* étant choisis, les modalités d'obtention de leurs valeurs comportent des enjeux méthodologiques importants. Les indicateurs peuvent en effet être plus ou moins directement reliés à une grandeur mesurable. Les méthodes d'obtention des valeurs d'indicateurs sont en outre très diverses, elles peuvent être visuelles, instrumentées, faire intervenir un modèle, ou s'appuyer sur un signal capté par proxi- ou télédétection.

■ Enjeux de l'échantillonnage

Les sols — et donc leurs caractéristiques morphologiques, physiques, chimiques et biologiques — sont très variables dans l'espace et dans le temps. Il n'existe pas

de solution idéale pour rendre compte de cette variabilité et les dispositifs mis en œuvre résultent nécessairement de compromis, comme entre précision et coût, ou entre réponse aux besoins spécifiques et comparabilité. Les développements technologiques des dernières décennies, notamment dans les domaines de la télédétection⁵⁴, des systèmes d'information géographique (SIG) et de la modélisation, ont permis de développer des méthodes de cartographie de la qualité des sols plus reproductibles et rapides. Ces technologies permettent de collecter, d'analyser et de visualiser des données à des échelles spatiales et temporelles variées.

Explicitations préalables

En lien avec la finalité mentionnée plus haut, dans « Finalité de l'évaluation » (p. 85), mettre en œuvre une évaluation de la qualité des sols implique d'expliciter clairement les éléments suivants :

- **univers ciblé**, ou univers d'intérêt : qui décrit l'ensemble (population, zone) que l'on souhaite représenter et donc échantillonner, avec des limites dans l'espace et/ou dans le temps, et éventuellement une spécification des exclusions. Par exemple, la couche arable de toutes les terres cultivées d'une région ou le sol jusqu'à 1 m de profondeur pour les zones forestières d'un pays ;
- **domaine(s) d'intérêt** : spécification de la ou des partie(s) de l'univers pour lesquelles des résultats distincts doivent être communiqués. Il peut s'agir de sous-divisions de l'univers cible, comme les types d'occupation du sol, les délimitations administratives, d'éventuels *soil districts*⁵⁵ ;
- **variable(s) ciblée(s)** : variable(s) à déterminer pour chacune des unités d'échantillonnage. Par exemple, des propriétés du sol ou des indicateurs de qualité du sol pouvant être dérivés des propriétés mesurées ;
- **quantité ciblée** : combinaison d'un domaine, d'une variable cible et d'un paramètre cible. Par exemple, la teneur moyenne (paramètre) en carbone organique du sol dans la couche 0-30 cm (variable cible) des sols forestiers en France (domaine) ;
- **type de résultat** : qualitatif (le mode d'inférence est le test, la classification ou la détection ; par exemple, pour détecter la présence de sols riches en carbone dans les sols agricoles en France) ou quantitatif (le mode d'inférence est l'estimation ou la prédiction).

Définition du support

En fonction du ou des objectifs ainsi définis, l'échantillonnage est raisonné spatialement et verticalement (pour cette dernière dimension, soit sur une stratification hétérogène qui s'appuie sur les horizons pédologiques d'épaisseur variable, soit sur une stratification plus homogène, qui s'appuie sur des couches de sol d'épaisseur constante, quel que soit le lien réel entre une telle couche et un horizon de sol). On appelle support l'ensemble des mesures constituant une unité d'échantillonnage.

54. Cf. plus loin, section « Intérêts et limites de quelques méthodes de mesure », p. 100.

55. Cf. chapitre 3, section « Niveaux territoriaux de gouvernance », p. 61.

Par exemple, le support de l'échantillon *LUCAS Soil* est un bloc de 4 × 4 m, où un échantillon composite est composé de cinq sous-échantillons prélevés sur 20 cm de profondeur (Orgiazi *et al.*, 2018). L'échantillon représente ainsi la moyenne du bloc. Dans le cadre du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), un échantillon composite est constitué à partir de 25 prélèvements individuels, sur 0-30 cm et 30-50 cm, répartis sur un bloc de 20 × 20 m.

Différentes méthodes sont formalisées pour la définition du support, dont la pertinence dépend du type de résultat attendu. De Grijter *et al.* (2006) donnent un panorama très détaillé des éléments à prendre en compte. Comme pour la sélection des indicateurs décrite plus haut, dans « Sélection d'un jeu d'indicateurs cohérent et performant », on retrouve la dichotomie entre les approches *model-based* basées sur la formulation par expertise d'hypothèses simplifiant la variabilité du phénomène étudié, et les approches *design-based* paramétrées à partir de la variabilité des données disponibles. Il est admis que, pour estimer des quantités globales, telles que les moyennes et les totaux (p. ex., pourcentage de sols dégradés sur une zone), les approches d'échantillonnage dites probabilistes avec inférence *design-based* sont plus performantes que les méthodes *model-based*, et permettent d'obtenir des estimations valides et non biaisées des incertitudes associées. Pour l'échantillonnage à des fins de prédictions spatialisées (cartographie), les plans considérés comme plus appropriés sont basés sur différents procédés d'estimation appelés krigeage (Wadoux *et al.*, 2019), qui consistent à optimiser la variation de critères en lien avec la calibration des modèles. Dans les plans pour la surveillance, la variation spatiale n'est pas le seul facteur à prendre en compte car il faut également considérer la variation temporelle. Il en découle une plus grande complexité des approches à considérer.

Mise en œuvre

Afin de réaliser, à des coûts abordables de recueil et de gestion de données, un plan d'échantillonnage s'approchant des préconisations établies dans la littérature, il apparaît pertinent d'utiliser les données pédologiques existantes et de les rendre disponibles et utilisables. À partir d'une telle base de départ, l'objectif de l'échantillonnage peut ainsi être de mieux décrire les situations pas ou peu décrites dans les données initiales ou d'augmenter la résolution de l'échantillonnage actuel, en prenant soin d'articuler la diversité des sources de manière pertinente. Par exemple en France, les données collectées dans le cadre des programmes du GIS Sol correspondent à diverses approches⁵⁶. Le programme Inventaire, gestion et conservation des sols (IGCS) a majoritairement pour objectif de produire des cartes et non de fournir des statistiques globales. Les échantillonnages n'ont ainsi pas été raisonnés pour remplir les contraintes de la théorie de l'échantillonnage probabiliste, ce qui pose question pour quantifier les incertitudes associées. Seules les observations collectées dans le cadre du RMQS répondent à ces critères, mais la résolution reste assez faible pour

56. Cf. chapitre 6, encadré 6.2, p. 136.

fournir des informations à des échelles locales. Des efforts sont donc encore nécessaires pour constituer des jeux de données *ad hoc* pour l'évaluation statistique robuste de la qualité des sols à des échelles fines.

Quantification des incertitudes

Enfin, la projection des mesures obtenues sur l'échantillon sur la réalité que l'on cherche à observer comporte des incertitudes qu'il est possible de quantifier, et dont l'évaluation revêt une importance forte pour aller vers l'action. Par exemple, la réglementation encadre certains usages du sol par rapport à des teneurs en polluants. Pour vérifier la conformité à la norme, tenir compte de l'incertitude de la moyenne estimée a des conséquences importantes pour l'usager. Lorsque la moyenne se situe juste en dessous de la norme, il existe toujours une forte probabilité qu'une part significative de la population dépasse la norme. Il est donc fondamental d'associer une estimation à sa marge d'erreur.

■ Relations entre indices, indicateurs et grandeurs mesurées

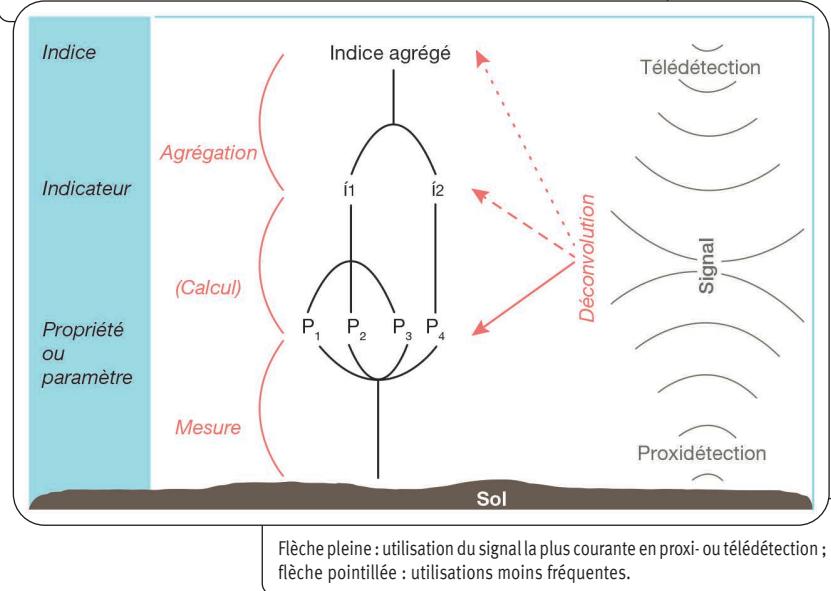
Le vocabulaire relatif aux propriétés, paramètres, indicateurs, indices et autres descripteurs reste employé de manière très hétérogène dans la littérature. Les conventions adoptées pour notre étude et illustrées par la figure 5.3 consistent à réserver la dénomination d'« indicateur » à un attribut porteur de sens au regard de l'*indicandum* que l'on cherche à caractériser ou évaluer. Une grandeur élémentaire mesurée ou estimée peut ainsi parfois également être un indicateur (cas de l'indicateur i_2 dans la figure 5.3), dès lors qu'il est indicateur de quelque chose. C'est cette capacité à représenter qui donne sa nature d'indicateur à la grandeur mesurée. La grandeur élémentaire mesurée ou estimée est le plus souvent appelée « propriété » lorsqu'elle est rattachée à un processus dynamique, ou « paramètre » lorsqu'elle entre dans un calcul ou un modèle. Elle est nommée P dans la figure 5.3.

Dans certains cas, l'indicateur est calculé à partir de plusieurs grandeurs mesurées (indicateur i_1 de la figure 5.3). À titre d'exemple, le réservoir en eau utilisable maximum est fréquemment utilisé comme indicateur physique de la fonctionnalité hydrologique (et donc d'une partie de la qualité) des sols. Sa valeur peut être estimée à partir de paramètres tels que la texture, la structure ou encore la concentration en carbone organique dans le sol.

Lorsque plusieurs indicateurs sont mobilisés pour représenter différentes dimensions de la qualité des sols, leurs valeurs peuvent faire l'objet d'une agrégation⁵⁷ en un indice unique. Mais la notion d'indice est aussi fréquemment rencontrée dans la littérature pour désigner une grandeur composite au niveau de l'indicateur d'une seule dimension de la qualité des sols. Par exemple dans le domaine de la biologie, de nombreux indices sont élaborés pour traduire un état (p. ex., la richesse taxonomique) ou une structure (p. ex.,

57. Cf. plus loin, section « Agrégation multicritère formant un indice de qualité des sols », p. 115.

Figure 5.3. Conventions retenues pour l'étude sur les distinctions entre indice, indicateur et propriété ou paramètre.



l'indice de diversité de Shannon). De même, dans le domaine de la chimie, des indices de pollution sont élaborés pour rendre compte d'une charge polluante globale agrégant un ensemble de substances. Mazzon *et al.* (2021) parlent d'indices simples pour les différencier d'indices complexes tels que les SQI (*Soil Quality Index*) ou les SFI (*Soil Function Index*). L'encadré 5.1 propose quelques exemples d'indices simples, tandis que les indices complexes obtenus par une démarche d'agrégation font l'objet de la section « Agrégation multicritère formant un indice de qualité des sols », plus loin dans ce chapitre (p. 115). Enfin, une agrégation encore plus large que celles proposées ici peut être envisagée en intégrant la végétation et le climat, comme dans le cas du SI (*Suitability Index*) proposé par AbdelRahman (2023), ou des indices de qualité des écosystèmes dont le sol est une composante, et qui dépassent le champ de la présente étude.

Certaines méthodes de mesure quantifient directement une information complexe. C'est le cas notamment de signaux captés par prox- ou télédétection⁵⁸ et traduits par modélisation sous forme d'indices qui peuvent rendre compte de certaines dimensions de la qualité des sols, comme l'état de la végétation dans le cas du *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Cette information complexe peut être considérée en tant que telle, mais elle peut également faire l'objet d'une interprétation à l'aide d'un procédé

58. Cf. ci-après, section « Intérêts et limites de quelques méthodes de mesure », p. 100.

algorithme de déconvolution pour estimer les valeurs de paramètres élémentaires ou d'indicateurs, et ainsi contribuer à l'estimation des valeurs d'indicateurs et d'indices constitués par agrégation.

Encadré 5.1. Exemples d'indicateurs exprimés sous forme d'indices simples n'intégrant qu'une dimension de la qualité des sols.

Quantification de la structure de la biodiversité

L'indice de diversité de **Shannon** exprime la diversité spécifique d'une communauté. Il intègre le nombre d'espèces (richesse spécifique) et la répartition des individus au sein de ces espèces. Il traduit l'hétérogénéité de la communauté en tenant compte du nombre d'espèces observées et de leurs abondances relatives (proportions). Plus il augmente, plus la diversité est élevée, mais il est très fortement influencé par la présence d'espèces rares (faibles abondances relatives).

L'indice de **Simpson** quantifie aussi la diversité, mais en calculant la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Il donne ainsi plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Il est d'autant plus faible que la communauté est diversifiée.

Quantification de l'activité biologique

La litière à la surface du sol constitue une ressource majeure pour les organismes décomposeurs.

L'indice **litière** consiste à classer l'état de dégradation de cette litière en deux catégories : la litière fragmentée et la litière squelettisée (dont il ne reste que les nervures). Le rapport de la biomasse sèche de feuilles squelettisées ou fragmentées sur la biomasse totale de litière est alors utilisé comme indicateur de l'activité des organismes décomposeurs.

De nombreux indices microbiens sont en outre passés en revue dans la synthèse de Bhaduri *et al.* (2022), comme les *Biological Index of Fertility* (BIF), *Microbial index of soil* (Mi), *Enzyme Activity Number* (EAN) et *Soil Biological Fertility Index*.

Quantification du degré de perturbation du sol

L'indice de **structure** des communautés de nématodes est fonction de l'abondance relative de plusieurs familles de nématodes libres (bactéritivores, fongivores, omnivores et prédateurs). Il est calculé à l'aide d'un système de pondération basé sur l'importance relative de ces familles comparée à celle qui devrait être observée au regard d'une trajectoire de structure considérée comme faisant référence. Il reflète la stabilité du milieu : plus l'indice est élevé, moins le milieu est perturbé et plus le réseau trophique du sol est complexe.

L'indice de **maturité (MI)** et l'indice des nématodes **phytophages (PPI)** proposés par Bongers (1990) sont basés sur les abondances de populations de nématodes différenciées par leurs caractéristiques fonctionnelles. La valeur de MI est inversement proportionnelle à l'ampleur de la perturbation du sol, tandis que le PPI, qui est un équivalent du MI pour les nématodes phytophages, est positivement corrélé avec la perturbation du sol. Les changements dans l'abondance relative des nématodes

Encadré 5.1. (suite)

se nourrissant de bactéries ou de champignons reflètent les changements dans les voies de décomposition. Ils sont appréhendés par la mesure de l'**indice de voie de décomposition** (IDV) : plus l'IDV est élevé, plus la décomposition est contrôlée par les bactéries.

Quantification du degré d'anthropisation ou d'artificialisation

Le **Natural pollutant attenuation capacity of urban soils** (NAC) se base sur les paramètres % Corg, % argile, densité apparente, pH et N total, susceptibles de contrôler le devenir des polluants dans les sols. Il est impacté par la nature de l'occupation du sol (selon l'ordre croissant suivant : parcs < écoles < bois < zone résidentielle < réseaux de circulation), et Wang *et al.* (2015) ont montré qu'il est corrélé à l'âge de l'artificialisation. Il est proposé par ces auteurs à l'appui d'une conceptualisation de la capacité de récupération des sols, ou *recovery*, et pour le suivi de la capacité d'atténuation de la pollution par les sols urbains.

Quantification de la pollution

Une spécificité des éléments-traces métalliques et métalloïdes (ETMM) est qu'ils sont nombreux, mais sont considérés comme un seul paramètre parce qu'ils induisent des effets similaires ou cumulatifs. Pour ce faire, des indicateurs spécifiques ont été développés afin d'estimer le degré de contamination d'un sol, tels que l'**indice de charge polluante** défini à partir de la concentration mesurée pour chaque métal et d'une teneur de référence pour cet élément. Le calcul de ces indicateurs spécifiques nécessite, pour chaque élément, qu'ils soient analysés au regard des fonds géochimiques.

■ Intérêts et limites de quelques méthodes de mesure

Différentes méthodes de mesure peuvent conduire à des valeurs différentes d'un même indicateur et préciser la méthode utilisée est primordial pour éviter une interprétation erronée des résultats. Pour que les valeurs d'indicateurs soient comparables entre situations ou territoires, il est ainsi indispensable que les méthodes de calcul et de mesure (y compris les protocoles d'échantillonnage et de traitement des échantillons) soient harmonisées. C'est pourquoi certaines de ces méthodes ont fait l'objet d'une standardisation au travers de normes dans le cadre de l'Afnor au niveau national et de l'ISO au niveau international. Des standards peuvent également être issus de sociétés savantes (WRB) ou d'organisations internationales (*Global Soil Laboratory Network* – GLOSOLAN, FAO), voire d'ONG comme la *World Biodiversity Association*.

Les méthodes de mesure des grandeurs élémentaires peuvent elles aussi être multiples. Par exemple la mesure du carbone organique total fait l'objet de deux méthodes normalisées selon l'ISO ou l'Afnor : la combustion par voie sèche *via* un analyseur élémentaire (ISO 10694 [1995] ; SA08), privilégiée par l'ICP Forests, la WRB et la FAO (FAO, 2019a) ; et l'oxydation par voie humide selon la méthode Anne (Afnor X 31-109) ou la méthode Walkley-Black (NF ISO 14235 ; GLOSOLAN-SOP-02). Le dosage du carbone organique peut également être réalisé par spectrométrie

dans le proche infrarouge, suivant la norme ISO 17184:2014. Les analyses par *Laser-Induced Breakdown Spectroscopy* (LIBS) présentent l'avantage d'être réalisables sur des échantillons sans préparation ou directement au champ, mais il n'existe pas de normes associées. Le choix d'une méthode est raisonné au regard de l'adéquation des objectifs de l'évaluation, de l'accessibilité du terrain, des ressources financières, de l'équipement et des compétences disponibles.

Un aperçu des méthodes disponibles est apporté ci-après à l'aide de quelques exemples, en distinguant les méthodes mises en œuvre sur le terrain, les mesures de laboratoire sur échantillon prélevé, puis la prox- ou télédétection. Enfin, de nombreux paramètres peuvent être estimés à partir de mesures élémentaires, à l'aide de fonctions de pédotransfert (PFT).

Méthodes mises en œuvre sur le terrain pour évaluer directement la valeur d'une propriété de sol

Les méthodes déployables sur le terrain, sans nécessité d'équipement scientifique, peuvent répondre à différents besoins : faciliter la participation des acteurs à l'évaluation de la qualité des sols, assurer une prospection préalable sur la base de laquelle bâtir un plan d'échantillonnage en vue de la réalisation d'analyses plus poussées, ou être intégrées parmi les mesures d'indicateurs réalisées classiquement. Elles font l'objet de nombreux manuels pratiques ou kits pédagogiques.

Certaines de ces méthodes peuvent être mises en œuvre avec un minimum d'impact dommageable sur le sol, ce qui permet des mesures répétées dans le temps (quasi-méthode) au même endroit. Ainsi, la vitesse d'infiltration de l'eau peut être observée sur site, suivant la méthode dite Beekan (ou BEST : *Beekan estimation of soil transfer parameters*), donnant une estimation de la conductivité hydraulique à saturation qui reflète la porosité du sol. Une des limites de cette méthode est la durée d'acquisition des données, qui peut atteindre jusqu'à 2 heures, en fonction des sites.

La résistance à la pénétration, qui permet de détecter les sols compactés limitant l'enracinement pour les végétaux, peut être mesurée par un pénétromètre. Cette méthode, facile à mettre en œuvre, peut être déployée sur de grandes zones.

D'autres méthodes nécessitent le prélèvement d'une petite quantité de sol : par exemple, la stabilité structurale peut également être évaluée visuellement au moyen d'un *slake test* (Herrick et Jones, 2002). Pour cela, des agrégats sont prélevés à deux profondeurs : 0-2 cm et 2-10 cm, et un score est attribué en fonction de leur désagrégation ou dispersion dans l'eau au cours du temps.

Plusieurs méthodes de terrain permettent aussi de rendre compte de l'activité biologique en évaluant la vitesse de dégradation de la matière organique. La plus utilisée consiste à enfouir des sacs de litière (*Litterbag* ; Lecerf, 2017) : la pesée de ces contenants avant et après leur séjour dans le sol (en moyenne 3 mois) donne une indication de l'activité biologique. De manière plus calibrée, la méthode Bait Lamina encadrée par la norme ISO 18311 (2015) met en œuvre de fines languettes

en PVC percées de 16 trous remplis d'un substrat organique (notamment cellulose et agar-agar). Dans le sol, la matière organique est consommée au fil du temps par les organismes du sol et l'observation du nombre de trous vidés rend compte de cette activité biologique. L'évaluation de l'activité biologique peut enfin être mise en œuvre par l'enfouissement de sachets de thé (*Teabag index*; Keuskamp *et al.*, 2013). Les résultats ainsi obtenus en observant la dynamique de décomposition de matériaux standards sont toutefois à considérer avec précautions, du fait que cette dynamique est différente lorsqu'il s'agit de litières naturelles qui dépendent du contexte évolutif dans lequel se retrouvent à la fois les végétaux et les décomposeurs adaptés à ces ressources.

Descriptions de sol et prélèvements d'échantillon

D'autres approches de caractérisation de la qualité des sols nécessitent d'accéder concrètement aux caractéristiques du sol par la visualisation ou par des prélèvements destructifs de portions de sol. Cela ne permet donc pas de reproduire la même mesure successivement dans le temps.

Ces observations concernent notamment la description morphologique des sols : couleur, signes d'érosion, texture et structure. Certaines méthodes sont mises en œuvre sur l'ensemble du profil de sol, d'autres sur le seul horizon de surface.

Les approches de description des profils de sol, le plus souvent associées aux différentes classifications des sols, font toutes l'objet de documents méthodologiques de référence, comme au niveau de la FAO les *Guidelines for Soil Description* (FAO, 2006) ou, en France, le *Guide pour la description des sols* (Baize et Jabiol, 1995). Elles permettent une analyse fine de la structure, avec la prise en compte de sa variabilité spatiale sur le plan vertical et horizontal pour le profil cultural (Gautronneau et Manichon, 1987). L'observation permet un diagnostic précis de l'impact des itinéraires techniques. En revanche, leur mise en œuvre est longue, incluant le creusement du profil et son rebouchage, et nécessite une expertise non négligeable, limitant généralement leur application à une répétition par parcelle. Récemment, la méthode du mini-profil 3D (Tomis *et al.*, 2019) a été proposée, basée sur le prélèvement de blocs de sol d'un mètre cube environ avec les palettes d'un chargeur télescopique ou le godet d'un tracteur. Cette méthode est appréciée par les agriculteurs car bien adaptée à un diagnostic en temps réel sur la parcelle. Si elle est plus facile et plus rapide à mettre en œuvre, elle nécessite encore une bonne expertise (Boizard *et al.*, 2019).

Afin de mieux rendre compte de l'ensemble des structures d'origine biologique (biostructures) observées sur un profil de sol, une méthode intégrative a été proposée (Piron *et al.*, 2017), qui quantifie non seulement le nombre de galeries (structure tubulaire), mais également le dépôt par les lombriciens de déjections dans et à la surface du sol, qui a des conséquences sur l'agrégation. Elle permet de cartographier la structure du sol sur l'ensemble du profil à un grain fin et d'évaluer le potentiel d'enracinement. Des méthodes simples sont également disponibles pour le prélèvement

et le dénombrement des lombriciens (extraction par la moutarde, tri manuel d'un bloc de sol). L'identification des catégories écologiques (vers épigés, anéciques, endogés) peut aussi être réalisée visuellement sur le terrain, mais l'identification des espèces et l'évaluation de leur diversité nécessitent une expertise, qui est désormais proposée par certains laboratoires (p. ex., Sol&Co, Auréa, OPVT Université de Rennes).

Concernant l'horizon de surface, la méthode *Visual Evaluation of Soil Structure* (VESS) (Ball *et al.*, 2007 ; Guimaraes *et al.*, 2011), dont la grille d'interprétation est reprise figure 5.4, et la méthode *Visual Soil Assessment* (VSA) (Shepherd, 2000) constituent les principaux outils de description de la structure du sol. Elles s'appuient sur un bloc de sol extrait au moyen d'une bêche, d'où le nom souvent employé de « test-bêche ». Les méthodes fondées sur l'observation de blocs extraits à la bêche produisent des indicateurs de qualité de la structure, agrégeant implicitement ou explicitement différents paramètres.

Ce type d'évaluation permet de caractériser la structure du sol, sans jugement de valeur. En effet, un état structural peut être favorable pour une fonction et défavorable pour une autre. Cette méthode peut être utilisée aux côtés d'autres ressources telles qu'un schéma conceptuel des interactions entre états structuraux, afin d'émettre des hypothèses et établir un diagnostic sur l'origine des états observés. Enfin, des éléments quantitatifs peuvent être produits en calculant la proportion de modalités d'intérêt par horizon ou par compartiment, par exemple pour évaluer un tassement.

Mesures sur échantillons prélevés

Les mesures réalisées sur des échantillons de sol prélevés (et donc extraits de leur milieu naturel) sont d'une grande diversité suivant les propriétés ciblées. Le prélèvement d'échantillons peut être réalisé au moyen d'une tarière, une méthode très facile et rapide à mettre en œuvre, ou alors dans une fosse pédologique préalablement creusée : dans ce cas, il ne peut pas être déployé sur de grands espaces, mais des prélèvements à structure conservée peuvent être réalisés, par exemple pour caractériser la structure du sol par tomographie ou observer la microstructure par microscopie. Les prélèvements réalisés en milieu urbain peuvent s'avérer plus difficiles à mettre en œuvre (pierrosité, remblais) et nécessitent le plus souvent d'adapter notamment la profondeur de prélèvement. Dans tous les cas, l'attention est mise sur la localisation du point de prélèvement dans la parcelle d'intérêt, le type de prélèvement (échantillon perturbé ou non perturbé), et les conditions de prélèvement et de conservation des échantillons, qui doivent être maîtrisées pour réduire les marges d'erreur sur le résultat final.

Une fois l'échantillon prélevé, pour réaliser une mesure, la mise en œuvre de méthodes analytiques nécessite souvent un équipement et des compétences qui peuvent limiter leur accessibilité. En contrepartie, et notamment lorsqu'elles sont adossées à des normes de type ISO ou Afnor, ces méthodes garantissent la validité et la comparabilité des valeurs obtenues et documentent le degré d'incertitude associée. Les mesures élémentaires qu'elles permettent de réaliser sont fondamentales pour l'interprétation des signaux de proxi-télédétection, mais également pour la calibration des autres

Figure 5.4. Extrait de la grille d'analyse de la méthode VESS (Visual Evaluation of Soil Structure).
D'après Guimaraes *et al.*, 2011.

Qualité de la structure	Apparence générale	Taille	Racine	Porosité visible	Apparence après extraction : même sol mais travail du sol différent	Traits distinctifs	Apparence des agrégats ou fragments de ~1,5 cm de diamètre
Sq1 Friable Les agrégats se désagrégent très facilement avec les doigts	La plupart des agrégats < 0,6 cm Pas de motte fermée	Les racines colonisent l'ensemble du bloc	La plupart des agrégats sont très poreux			Agrégats très poreux, composés de plus petits matériaux ensemble par les racines. Ils sont pour la plupart directement obtenus lors de l'extraction du bloc	
Sq2 Intact Les agrégats se désagrégent facilement entre les doigts	Méange d'agrégrats arrondis de 2 mm à 7 cm	Les racines sont bien présentes à l'intérieur et autour des agrégats	La plupart des agrégats sont poreux			Agrégats arrondis, fragiles, poreux, qui se cassent facilement	
Sq3 Ferme La plupart des agrégats se désagrégent facilement entre les doigts	Méange d'agrégrats de 2 mm à 10 cm Moins de 30 % < 1 cm	Présence possible de mottes fermées	Présence possible de pores grossiers visibles et de fentes de retrait			Agrégats avec peu de pores visibles et plutôt arrondis	
Sq4 Compact Assez difficile de briser les mottes fermées avec une seule main	Principalement mottes fermées sub-angulaires	Moins de 30 % des mottes sont de taille < 7 cm	Pas ou peu de racines à l'intérieur des fragments	Peu ou peu de pores grossiers visibles et peu de fissures		Ces fragments de forme cubique à bords anguleux et fissures internes sont faciles à obtenir sur sol humide	

méthodes, ou pour le développement de fonctions de pédotransfert. Dans de nombreux cas, la mesure d'une grandeur élémentaire est réalisée en différentes étapes qui font intervenir plusieurs opérations et méthodes. On peut ainsi distinguer les étapes de préparation (imprégnation, mise en solution, mise en culture, techniques d'extraction, mise en présence de réactifs, etc.) des étapes de mesure en tant que telle (caractérisation d'images, dosages, dynamiques de réaction, analyse de l'ADN, identification des organismes, etc.).

Pour rendre compte de la diversité des opérations réalisables au laboratoire sur échantillon de sol, les exemples suivants donnent un aperçu des plus fréquemment rencontrées :

- dessiccation, combustion, digestion sèche ou humide, permettant d'approcher par exemple les vitesses de minéralisation, teneurs en matière organique ou en nutriments ;
- colori-/fluori-/spectrométrie pour l'identification et le dosage de certains éléments, compte tenu de leurs propriétés physiques (p. ex., nutriments, contaminants) ;
- porosimétrie au mercure et adsorption de gaz, pour déterminer la distribution de taille des pores, des indices de stabilité, la (macro- et micro)porosité, la quantité d'eau/d'air disponible ;
- analyse d'image sur des tomographies 3D permettant de caractériser la morphologie et la topologie de la structure du sol ;
- fumigation-extraction pour la mesure de biomasse microbienne ;
- extraction et analyse de l'ADN environnemental (méthodes dites « -omics ») permettant une mesure de biomasse, de richesse taxonomique, de structure de communautés et d'équilibre microbien, ou des acides gras phospholipidiques (PLFA) donnant une estimation de la biomasse et une caractérisation de structure de la communauté microbienne ;
- extraction et identification des organismes du sol à l'échelle spécifique ou groupes fonctionnels permettant une caractérisation des abondances et de la diversité des communautés faunistiques ;
- mesures de pression en certains gaz (notamment oxygène), en lien avec l'activité biologique.

Des approches de terrain non destructives : proxi- et télédétection

Caractéristiques de mesures par proxi-télédétection

La qualité du sol est difficilement perceptible sans creuser une fosse pour accéder aux différents horizons et en prélever les composantes, c'est-à-dire sans le détruire localement, ce qui limite le retour « au même endroit », et donc ne favorise pas le suivi dynamique de ses propriétés. Pour pallier cette limite, des méthodes non destructives se sont ainsi fortement développées au cours des dernières décennies ; elles reposent sur la proxi- et/ou la télédétection et l'interprétation d'un signal physique dont les caractéristiques varient en fonction des propriétés du sol. La proxidétection est réalisée au contact du milieu, en général par l'intermédiaire d'électrodes, à quelques centimètres ou dizaines de centimètres au-dessus du milieu.

En télédétection, les mesures sont faites à distance, par des outils embarqués aéroportés, dans des drones, avions ou satellites. Les instruments de proxidétection s'appuient par exemple sur la conductivité électrique, la réflexion d'ondes électromagnétiques émises par un radar et impactées par les caractéristiques du milieu, l'analyse des champs électromagnétiques, et de manière commune avec la télédétection, sur l'imagerie spectrale ou thermique. Ces méthodes peuvent être déployées sur des espaces allant de quelques mètres carrés à quelques dizaines d'hectares pour la proxidétection, et d'une centaine de mètres carrés à l'ensemble du territoire national pour la télédétection, et sont ainsi mobilisables pour la cartographie d'indicateurs de sols.

Pour les images satellitaires, la fréquence temporelle élevée de revisite permet de cartographier des changements spatiotemporels. Selon les configurations ou les satellites retenus, ces techniques peuvent présenter une haute résolution spatiale qui permet de repérer les zones homogènes à l'intérieur d'une parcelle. Les instruments de proxidétection, quant à eux, sont largement employés à l'échelle intraparcellaire en milieu agricole pour l'agriculture de précision.

Les mesures réalisées par ces outils sont des mesures indirectes d'une ou plusieurs propriétés de sol, et doivent être interprétées au regard de mesures sur échantillons prélevés ; des modèles relient en effet le signal détecté à une valeur du paramètre mesuré et permettent donc l'interprétation du signal. Le signal de proxi-télédétection, s'il est variable dans l'espace, peut également être utilisé pour guider l'échantillonnage⁵⁹, en vue de prélèvements sur lesquels les mesures classiques sont réalisées (ce qui alimente en retour la validation des modèles).

Mesures de paramètres élémentaires et mesures intégrées

Le signal capté par proxi- ou télédétection peut soit être relié à la mesure d'une grandeur élémentaire, par exemple la teneur en eau de l'horizon de surface ou la teneur en carbone (ce qui représente la grande majorité de leurs utilisations), soit constituer une évaluation plus intégrée de différentes dimensions de la qualité.

En ce qui concerne les mesures élémentaires (tableau 5.2), ces techniques permettent d'évaluer des propriétés pérennes telles que la teneur en argile (par résistivité électrique), la teneur en sable (par susceptibilité magnétique), la profondeur du sol (par résistivité ou géoradar) ; mais également des caractéristiques dynamiques telles que la teneur en eau (par géoradar), la teneur en matière organique (par spectroscopie infrarouge), la teneur en éléments métalliques (par susceptibilité magnétique). Elles sont par exemple de plus en plus utilisées pour caractériser la composante chimique des sols (p. ex., spectroscopie proche et moyen infrarouge) et apparaissent également pertinentes pour appréhender le ratio Corg/Ntot.

À ce jour, pour la plupart, les approches reliant le signal détecté et les paramètres élémentaires de la qualité des sols ainsi mesurés s'accompagnent d'une démarche

59. Cf. plus haut, section « Enjeux de l'échantillonnage », p. 94.

Tableau 5.2. Faisabilité de l'estimation par proxidétection ou télédétection de propriétés élémentaires du sol.

Indicateur	Proxidétection	Télédétection
Minéralisation azote, carbone		REG
Biomasse microbienne		
Fractions du carbone	LAB	REG
Stock de carbone du sol (1 m)	LAB/TERR	REG
Stock de carbone du sol (30 cm)	LAB/TERR	REG
Rapport carbone organique / argile	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Teneur en carbone organique du sol (g/kg)	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Polluants organiques	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Polluants inorganiques/métalliques (ETMM)	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Potassium disponible	LAB	CHAMP/REG
Phosphore disponible	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Azote total	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
CEC	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
pH eau	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Capacité de rétention d'eau	REG	CHAMP/REG
Réservoir en eau utilisable (RU) maximum	TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Conductivité hydraulique à saturation	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Conductivité électrique	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Stabilité structurale	LAB/CHAMP	
Teneur en éléments grossiers	TERR/CHAMP	
Masse volumique apparente	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP
Granulométrie - texture	LAB/TERR//CHAMP	CHAMP/REG
Taux d'érosion	TERR/CHAMP	REG
Profondeur du sol		REG

En vert, estimation directe déjà publiée ; en jaune, estimation directe encore à éprouver ou bien indirecte (avec autres covariables) déjà publiée ; en orange, estimation *a priori* impossible ; en gris, estimation non encore avérée. Niveau : LAB, mesure ponctuelle en laboratoire ; TERR, mesure ponctuelle sur le terrain ; CHAMP, mesure spatialisée au niveau intraparcellaire ; REG, estimation au niveau régional ou *supra*.

de validation et de calibration des modèles utilisés. Elles sont toutefois loin d'avoir systématiquement fait l'objet d'une évaluation des précisions de prédiction attendues selon les capteurs, résolutions spatiales et spectrales, et selon les agroécosystèmes ou écosystèmes étudiés. En milieu urbain, ces techniques présentent des difficultés de mise en œuvre spécifiques en lien avec l'état de surface des sols.

En ce qui concerne les indices complexes, leur relation à un signal ou à des combinaisons d'informations proxi/télé détectées est plus rarement basée sur une démarche de validation. À l'exception notable des études de Veum *et al.* (2017) et de Adhikari *et al.* (2022), qui évaluent un indice de qualité ou de santé des sols à l'aide d'outils géophysiques, les travaux cartographiant directement une information intégrée sur la qualité ou la santé des sols sont inexistant. Ceci constitue un vrai défi pour la recherche actuelle et à venir, et la caractérisation d'évolutions spatiotemporelles.

De nombreux travaux ont été conduits dans la perspective de bilans carbone. Ils combinent des modèles de processus simulant des flux de carbone *via* les couverts cultivés en mobilisant des données de télédétection, qui restent à développer en lien avec des modèles spectraux et/ou spatiaux sur les sols. L'enjeu de vérifier l'effectivité ou non d'un stockage de carbone dans les sols à l'appui des politiques d'incitation (comme dans le cadre du projet *Carbon farming* par exemple) a conduit au développement des systèmes de certification qui peuvent adopter un type d'encadrement dit MRV pour *Monitoring-Reporting-Verification*. Il s'agit de s'assurer que les engagements pris par les acteurs font bien l'objet de suivi, de déclaration aux régulateurs et de vérification. Pour autant, diverses sources d'incertitude (spatiale, instrumentale, analytique, liée au paramétrage du modèle de processus, etc.) restent encore à évaluer.

Limites des approches en proxi- et télédétection

Les principales limites de ces techniques sont que les signaux télédéTECTés concernent essentiellement la surface, voire l'horizon de surface pour la télédétection, et sont généralement de qualité décroissante avec la profondeur du sol pour la proxidétection. On peut aussi noter qu'à ce jour ces outils ne sont pas appliqués à la composante biologique des sols. En télédétection, les dispositifs aéroportés représentent un coût important, et l'acquisition des données se heurte encore à de nombreuses difficultés pour mettre en adéquation des résolutions spatiale et spectrale, corriger les effets atmosphériques, traiter la couverture nuageuse et les ombres et mettre en place des stratégies de sélection des dates d'acquisition et de mosaïquage temporel des images afin de tenir compte de la variabilité du développement de la végétation. D'autres difficultés ont trait aux facteurs perturbants en surface du sol tels que l'humidité, la rugosité, la présence de résidus végétaux ou de recouvrement végétal, les influences d'autres propriétés de sols se surimposant dans les comportements spectraux. En milieux urbains, l'hétérogénéité des surfaces pose, pour sa part, une difficulté particulière pour l'utilisation de ces techniques.

On peut enfin considérer les travaux en cours d'émergence dans le domaine de la détection acoustique comme un élargissement des approches du sol basées sur la détection d'un signal. Au stade actuel, ces travaux portent notamment sur l'analyse de l'activité de la macrofaune et la dynamique de la structure du sol.

Approches par modélisation

Fonctions de pédotransfert

Les méthodes d'évaluation décrites ci-dessus sont coûteuses en temps et en équipement, et requièrent une technicité spécifique. On peut ainsi trouver intérêt à estimer les valeurs de certains paramètres à partir d'autres informations plus accessibles, au moyen de modèles plus ou moins complexes appelés fonctions de pédotransfert (FPT). La littérature scientifique est abondante sur les FPT, qu'il s'agisse de modèles, ou de classes de pédotransfert fournissant, par exemple, une valeur par classe de texture. Leur utilisation nécessite toutefois de veiller à prendre en compte le type de sol, les estimations faites pour un groupe de sols n'étant pas transférables à d'autres groupes de sols. Une FPT doit ainsi être employée dans un contexte pédoclimatique proche de celui où elle a été développée et, idéalement, sur des mesures récentes, en y associant autant que possible une évaluation de l'incertitude.

Les FPT sont couramment employées pour estimer des indicateurs de structure (masse volumique apparente) et des paramètres hydriques (RU, teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, conductivité hydraulique à saturation) (tableau 5.3).

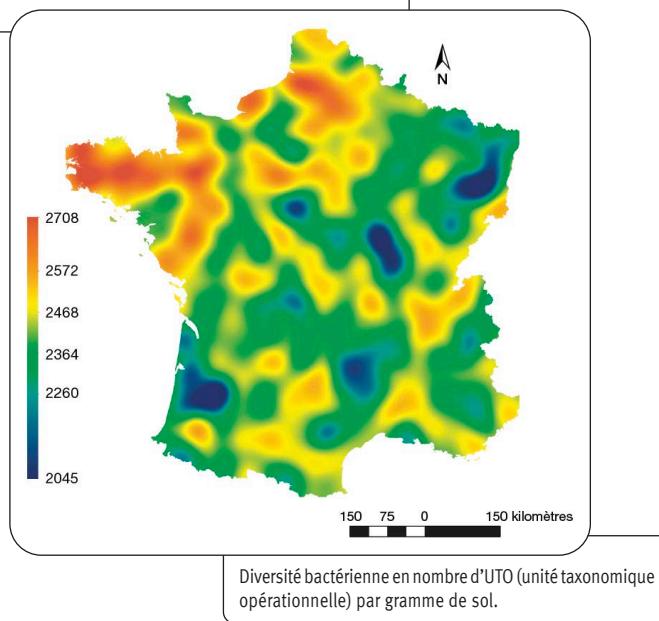
Tableau 5.3. Paramètres fréquemment utilisés dans les fonctions de pédotransfert pour calculer des indicateurs hydriques ou la masse volumique apparente.

Indicateur	Capacité de rétention en eau (L/m ²)	Conductivité hydraulique à saturation (cm/jour)	Masse volumique apparente
Masse volumique apparente (g/cm ³)	x	x	
Texture	x	x	x
Abondance en éléments grossiers (%)	x	x	
Teneur en matière organique (%)	x		x
Structure d'agrégat (classe)		x	
Pente (°)	x		
pH		x	
Capacité d'échange cationique		x	
Profondeur d'échantillonnage		x	

Autres types de modélisation

Au-delà des FPT, des approches de modélisation plus complexes sont également amenées à être développées. Concernant par exemple la richesse bactérienne, un modèle prédictif permet d'obtenir les valeurs d'existence correspondant à la situation définie par des conditions pédoclimatiques données. La limite actuelle de ce modèle est qu'il ne prend pas en compte la variabilité temporelle interannuelle et/ou intra-annuelle (Terrat *et al.*, 2017). Ce modèle est adossé au référentiel sur la diversité bactérienne des sols basé sur les 2 173 points du RMQS, dont une représentation cartographique interpolée est proposée pour l'ensemble du territoire hexagonal (figure 5.5). De même, une cartographie de richesse des champignons a été proposée pour la France sur la base du RMQS (Djemiel *et al.*, 2024).

Figure 5.5. Carte de la richesse taxonomique des bactéries du sol en France (Karimi *et al.*, 2018).



■ Évolutions récentes des méthodes et perspectives

L'examen de la littérature montre une prépondérance des paramètres chimiques et physiques (y compris morphologiques) utilisés pour caractériser la qualité des sols, et peu de remise en question des paramètres anciens (utilisés avant 1990), même si leurs méthodes de mesure ou d'évaluation ont pu évoluer avec l'avancée des développements technologiques. En revanche, la prise en compte des paramètres biologiques pour évaluer

la qualité des sols s'est considérablement développée au cours des 20 dernières années (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023), en raison principalement des évolutions technologiques ayant facilité l'accès à l'information, ainsi que de la reconnaissance des liens entre organismes du sol et fonctions, conduisant à un intérêt croissant pour la biodiversité des sols.

Si le choix des paramètres mesurés a peu évolué au cours des dernières décennies, les méthodes d'échantillonnage, de mesure et d'estimation des indicateurs ont en revanche connu de nombreux développements. Le choix de la méthode à utiliser est rarement consensuel, y compris pour des paramètres ancrés dans la pratique de l'évaluation comme la teneur en carbone organique, le pH ou la granulométrie. Les divergences peuvent être très liées à la discipline scientifique (p. ex., pour la granulométrie) et/ou au pays (p. ex., pour les polluants), avec un infléchissement donné par les choix faits dans le cadre des réseaux nationaux de mesure.

Il y a ainsi un débat sur l'intérêt et les limites d'une meilleure harmonisation et standardisation des méthodes de mesure. D'un côté, l'harmonisation est promue pour assurer la comparabilité des mesures et l'interopérabilité des bases de données. Elle est également requise pour des paramètres auxquels sont associés des dispositifs réglementaires, qu'il s'agisse d'incitations accordées (en contrepartie de stockage de carbone, par exemple) ou d'obligations (p. ex., de restauration, de compensation). Les critères de déclenchement et de contrôle de tels dispositifs sont juridiquement opposables, et leur mesure ou évaluation doit donc autant que possible être reproductible et systématisée. D'un autre côté, le choix et l'adaptation de la méthode en tenant compte du contexte du sol étudié, des objectifs de l'étude et de l'existence de données locales de référence apportent une plus grande pertinence des grandeurs mesurées et une meilleure précision suivant les contraintes spécifiques du terrain. Cette question de l'harmonisation se pose par exemple dans le domaine de la télédétection dont un des avantages est de réaliser des mesures sur de larges étendues, mais sans permettre de relier ces données récentes aux séries historiques qui préexistaient. C'est le cas par exemple de la caractérisation de la teneur en carbone organique au niveau parcellaire.

Concernant la composante biologique, les approches « *-omics* » occupent une place croissante dans la caractérisation de la biodiversité des sols. L'émergence de la métagénomique a permis d'améliorer de manière considérable la connaissance de la diversité biologique, avec un accent prépondérant dans le développement d'outils permettant de caractériser l'abondance et la diversité microbienne, bactérienne et fongique. Ces outils sont aujourd'hui validés et démocratisés pour la caractérisation des microorganismes du sol. Concernant la faune du sol, ils ne sont pas au même stade de développement.

Référentiel et cadre d'interprétation

La mesure d'un paramètre ne fournit pas, en tant que telle, une indication sur le phénomène que l'on souhaite caractériser ou évaluer. Par exemple, une mesure de conductivité électrique n'apporte aucun renseignement si l'on ne sait pas si cette valeur est faible

ou élevée, normale ou anormale, souhaitée ou non souhaitée, ni au regard de quoi. La mesure nécessite d'être interprétée au moyen d'un référentiel qui permet d'associer une gamme de valeurs à une signification.

■ Situation de référence

Si la finalité de l'évaluation est simplement descriptive, le référentiel comporte des valeurs d'existence qui sont en général issues de la distribution statistique des valeurs mesurées (ou de modèles prédictifs basés sur les valeurs existantes). Or, cette distribution peut être très différente suivant le contexte pédoclimatique et le type d'usage des sols. À titre d'exemple, un même niveau de stockage de carbone devra être interprété de manière très différente selon qu'il s'agit d'un sol forestier, agricole ou urbain, d'un sol cultivé amendé ou non en matières organiques, ou encore d'un sol sableux, limoneux, argileux, calcaire ou non calcaire.

Si la finalité de l'évaluation est normative, c'est-à-dire qu'elle produit un jugement à partir de la valeur mesurée, le référentiel d'interprétation comporte des valeurs seuils ou cibles. Une valeur seuil délimite ce qui est considéré comme un état dégradé et sert théoriquement au déclenchement de mesures correctrices ou de restauration, tandis qu'une valeur cible délimite ce qui correspond à un état souhaité, objectif poursuivi par le gestionnaire ou les politiques publiques.

Différentes façons d'identifier une situation de référence permettant d'établir des valeurs seuil et cible peuvent être identifiées :

- **comparer le sol étudié à une situation « non perturbée ».** C'est souvent ainsi qu'est défini l'écosystème de référence pour les opérations de restauration écologique. Néanmoins, dans les faits, une telle situation reste souvent fictive, notamment dans les territoires européens, tant les activités humaines et les évolutions des écosystèmes se sont conjuguées à travers l'histoire. La situation non perturbée considérée comme référence est ainsi bien souvent une situation reconstituée par modélisation. Cette approche est la plus attentive à la valeur patrimoniale du sol, préservé pour ce qu'il est dans ses caractéristiques initiales ;

- **repérer les points de basculement écologique** autour desquels les fonctionnalités du sol se trouvent significativement dégradées ou améliorées. À partir de ces seuils, qui peuvent être biotiques (p. ex., la disparition d'espèces ingénierues ou clés de voûte) ou abiotiques (p. ex., la modification du comportement hydrologique, la pollution), les capacités de résilience de l'écosystème ne lui permettent plus de retrouver son état initial ou de favoriser une trajectoire écologique vers cet état initial. Dans les faits, de tels seuils écologiquement établis sont très rarement documentés dans la littérature ;

- **comparer le sol étudié à un objectif visé pour les fonctions**, consistant à maximiser l'ensemble des fonctions (suivant une pondération à définir) ou à les équilibrer entre elles. Pour les fonctions définies par des flux, c'est alors la dynamique de ces flux qui est évaluée, comme la rapidité de la dégradation de la MO, celle de l'infiltration de l'eau ou celle du stockage additionnel de carbone. Ce type de métrique ne rend toutefois pas compte de la qualité des sols dont les fonctions sont peu dynamiques, mais

qui jouent un rôle majeur dans la régulation des eaux et du climat, comme les tourbières ou les pergélisol (sols gelés en permanence). Ce sont de fait des métriques plus adaptées à la production de biomasse ;

• **comparer le sol étudié à un objectif visé pour les services.** La nature des fonctions attendues et leur niveau sont alors fixés en lien direct avec l'usage. Par exemple, si la présence d'un plancher imperméable (ou peu perméable) à faible profondeur est intéressante pour les zones humides, elle peut être problématique pour les cultures. Les valeurs seuils peuvent faire l'objet de textes juridiques et/ou de recommandations professionnelles, faisant le cas échéant référence à des normes standardisées. Il est à noter que, pour certains paramètres, les gammes de valeurs n'auront de signification qu'au-delà d'une valeur de base considérée comme naturelle. Par exemple, certains composés chimiques ne constituent une contamination que lorsqu'ils sont présents en excès par rapport au fond géochimique.

Le plus souvent, en pratique, les valeurs d'existence pour un contexte ou un territoire donné sont considérées comme situation de référence et utilisées à des fins de jugement. Dans un tel cas, une valeur va simplement être considérée comme bonne lorsqu'elle est normale par rapport à l'ensemble des valeurs existantes pour le même type de contexte. Ce glissement d'une utilisation descriptive vers une utilisation normative de la distribution statistique est souvent implicite faute de mieux et rarement justifié sur des bases scientifiques. C'est un problème qui dépasse la question de la qualité des sols et fait également l'objet de discussions dans le domaine de la santé humaine par exemple. En effet, cette utilisation de l'existant comme définition d'un bon état pose problème lorsqu'une part importante des sols est dégradée, car cette dégradation est alors mécaniquement considérée comme statistiquement normale.

Le recours à des valeurs seuils est parfois discuté dans son principe même. En effet, le seuil comme point de basculement ne correspond pas toujours à la réalité de processus dont les évolutions sont très graduelles. Ainsi, des situations en réalité proches peuvent être considérées comme très différentes (p. ex., dégradé ou non dégradé), si elles se situent de part et d'autre du seuil. Cela peut conduire à focaliser l'attention et les décisions sur les situations considérées comme dégradées, et à négliger les mesures de préservation qui permettraient à moindre coût d'éviter la dégradation des sols. On peut d'ailleurs signaler à ce titre qu'en économie la littérature analysée révèle une réticence à l'utilisation de valeurs seuils qui imposent des limitations importantes dans l'aide à la décision. En effet, alors que des variations de qualité des sols ont des impacts quelle que soit leur distance au seuil, la présence de seuils limite les impacts considérés à ceux qui se trouvent au voisinage du seuil (p. ex., le passage d'un état de sol non dégradé à celui de sol dégradé).

■ Gammes de valeurs disponibles

L'identification de valeurs seuils est un élément encore très hétérogène de la littérature. Pour certains paramètres, elles sont bien stabilisées, pour d'autres elles restent

très variables (soit parce que le seuil est très dépendant du contexte et que les bases de données associées ne sont pas encore assez renseignées pour couvrir les différents contextes, soit parce que les méthodes de mesure en développement n'ont pas encore la maturité qui permettrait une identification stabilisée de seuils) ou n'existent simplement pas. Leur déclinaison peut être établie à différents niveaux de contextualisation, par exemple pour l'ensemble des sols français, ou par combinaison occupation du sol \times contexte pédoclimatique.

Pour disposer de valeurs d'existence, des systèmes d'information sur les sols sont régulièrement alimentés en nouvelles données d'observation de profils de sol et de propriétés chimiques et physiques des sols, ainsi que, même si de façon plus récente, de paramètres biologiques. Les valeurs seuils et cibles sont reprises à partir de textes juridiques, ou de résultats publiés dans la littérature scientifique. En annexe, le tableau A2 récapitule, pour les indicateurs faisant l'objet de la liste proposée au chapitre 6, à la section « Indicateurs génériques sélectionnés » (p. 125), les valeurs d'existence disponibles dans les bases de données du GIS Sol ou dans la littérature.

Scoring ou normalisation des indicateurs

Le référentiel d'interprétation abordé à la section précédente permet d'associer une signification à la valeur mesurée pour un indicateur. Cependant, pour rendre possible la comparaison ou l'agrégation entre différentes dimensions de la qualité des sols, et donc entre des indicateurs répondant à des référentiels différents, on a recours à un processus de normalisation des indicateurs. L'enjeu est ainsi de rapporter la variabilité des différents indicateurs sur une échelle commune, usuellement comprise entre 0 et 1 (ou 0 et 100 %), et de pouvoir appliquer un même traitement mathématique à ces multiples paramètres aux unités propres diverses. Cette échelle étant directionnelle, elle est nécessairement normative, 1 (ou 100 %) représentant le meilleur et 0 le moins bon. Il n'est par exemple pas possible de normaliser des éléments descriptifs comme les types de sols. En revanche, il est possible de normaliser l'abondance d'un groupe biologique (p. ex., les vers de terre) considérée comme indicateur de qualité.

Cette étape de transformation d'une mesure en score (dite normalisation de l'indicateur ou *scoring*) est décrite par une fonction de *scoring* caractérisée par sa forme : monotone croissante lorsque le score de qualité varie dans le même sens que la mesure (« *the more the better* »), monotone décroissante dans le cas contraire (« *the less the better* »), ou log-normale voire gaussienne lorsque le score maximum est atteint pour une valeur optimale. Le paramétrage de ces fonctions s'appuie sur la distribution statistique des valeurs d'existence (ou sur l'écart à la prédiction d'un modèle) ou sur les valeurs seuil et cible lorsqu'elles existent. Le choix de ces valeurs de référence est crucial et est déterminé par les objectifs opérationnels de l'évaluation.

Agrégation multicritère formant un indice de qualité des sols

L'étape d'agrégation consiste à construire une grandeur numérique unique, un indice intégrant des dimensions de natures diverses et qui permette d'émettre une appréciation globale et de suivre son évolution dans le temps. Si cette étape est facultative, la mettre en œuvre implique d'avoir préalablement procédé à la normalisation ou *scoring* des valeurs des différentes dimensions intégrées dans l'indice⁶⁰.

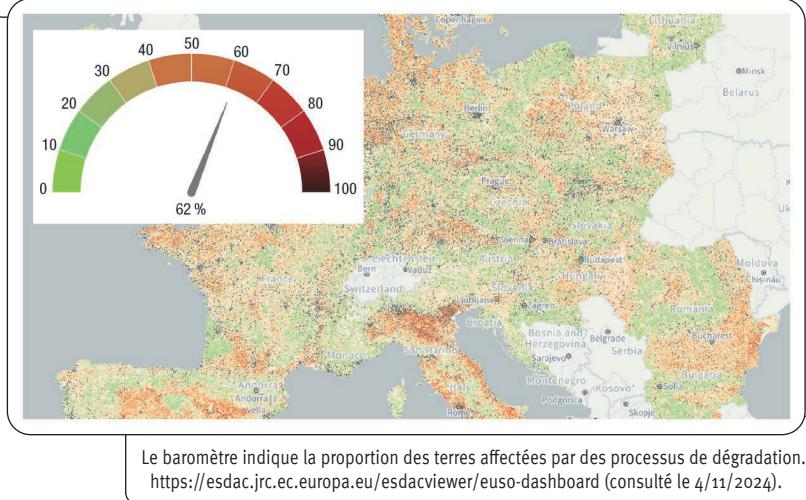
Le principe même d'une telle démarche fait l'objet de débats dans de nombreux champs disciplinaires (écologie, économie, aménagement du territoire, etc.). L'agrégation de plusieurs scores en un seul peut être bien accueillie car elle évite au lecteur l'effort d'appropriation d'une multitude d'informations et les interrogations éventuellement soulevées par des résultats divergents, suivant les dimensions considérées de la qualité des sols. En contrepartie, cette information agrégée constitue une perte de pouvoir explicatif qui complique *in fine* l'identification de mesures correctives. Par exemple, un indice agrégé mesurant la fertilité d'un sol ne permet pas d'identifier les facteurs limitant cette fertilité. Il est nécessaire de disposer d'une information non agrégée pour repérer si, par exemple, le problème est lié à un excès d'acidité (auquel cas une mesure correctrice peut être un chaulage) ou à un manque en nutriments (auquel cas une fertilisation minérale ou organique ou encore une stimulation de la minéralisation pourront être envisagées).

Il n'existe pas non plus de consensus quant à la fonction d'agrégation qui relie mathématiquement chaque valeur d'indicateur à la valeur de l'indice agrégé, c'est-à-dire la pondération entre elles des différentes dimensions agrégées. Les choix opérés à cette étape peuvent avoir des conséquences majeures sur la valeur de l'indice obtenu. Des résultats très différents peuvent ainsi être issus d'un même jeu de données. Or la définition de la fonction d'agrégation est rarement justifiée sur le plan scientifique. Le plus souvent, elle est basée sur une moyenne arithmétique. Par défaut, une égale pondération de chaque dimension est souvent adoptée. Dans d'autres cas, la pondération est ajustée en fonction de spécificités environnementales et sociales de l'étude, et/ou décidée par les gestionnaires du sol au regard de leurs objectifs, ou négociée entre parties prenantes.

L'approche dite *one out all out* ou par critère déclassant est une autre option pour agréger différentes dimensions, sans passer par leur pondération. Elle repose sur un principe de facteur limitant et revient à considérer que, les fonctions du sol étant interdépendantes, toutes sont affectées dès lors qu'une seule n'est pas réalisée. De même, lorsque ce sont les dégradations qui sont évaluées, il est considéré que le sol est dégradé dès lors qu'une dégradation (érosion, tassemement, salinisation, perte de carbone organique, perte de biodiversité, pollution, excès de nutriments, artificialisation) dépasse le seuil critique. C'est par exemple suivant cette modalité que l'Observatoire européen des sols calcule le pourcentage des sols dégradés (figure 5.6). Cette approche par critère

60. Cf. section précédente « *Scoring* ou normalisation des indicateurs », p. 114.

Figure 5.6. Baromètre de la dégradation des sols établi par l'EUSO.



déclassant présente l'intérêt de centrer l'attention et les efforts sur les aspects les plus fragilisés. Elle a toutefois été critiquée comme pouvant générer une réticence à introduire de nouveaux indicateurs dans le système d'évaluation, car accroître le nombre d'indicateurs considérés augmente la probabilité de rencontrer un critère déclassant.

La démarche d'agrégation peut être déclinée à différents niveaux. Il peut s'agir d'agréger les valeurs de différents indicateurs, pour quantifier la réalisation d'une fonction, ou d'agréger différents indicateurs et/ou fonctions, pour obtenir un indice représentant globalement la qualité des sols, comme le montrent les exemples ci-après.

■ Agrégation d'indicateurs pour quantifier une fonction

Pour la fonction « Fournir des nutriments à la biocénose », on peut mentionner l'indice d'enrichissement qui, se basant sur les nématodes libres, renseigne sur la dynamique des éléments nutritifs et augmente avec la disponibilité en nutriments (Lu *et al.*, 2020) ; ou encore le *Soil Biological Fertility Index* (Renzi *et al.*, 2017), qui agrège la matière organique du sol, le carbone de la biomasse microbienne et différents paramètres de l'activité biologique des organismes (la respiration basale, la respiration cumulée et le quotient métabolique.)

Agrégation en indice global de la qualité du sol

Le Soil Management Assessment Framework (SMAF) (Andrews *et al.*, 2004) et le **Comprehensive Assessment of Soil Health** (CASH) (Fine *et al.*, 2017) qui en découlent ont été initialement élaborés pour des contextes agricoles du nord-est des États-Unis

et progressivement élargis à d'autres contextes. Aujourd'hui, le *Cornell Soil Health Laboratory* propose, sur cette base, différents choix de jeux d'indicateurs suivant le type de contexte et le degré d'approfondissement souhaité par l'utilisateur, avec les modalités d'agrégation associées.

L'indice d'adéquation d'usage des sols a été développé dans le cadre du projet UQUALISOL-ZU (Keller *et al.*, 2012 ; Robert *et al.*, 2013). Il combine la polyvalence d'usage des sols et le plan local d'urbanisme, est basé sur 6 fonctions (circulation et rétention de l'eau, rétention et cycle des nutriments, stabilité physique et support, biodiversité, filtration et pouvoir tampon, patrimoine pédologique) et 9 usages adaptés de la nomenclature CORINE LAND COVER. Pour chaque fonction, on établit par expertise un jeu optimum de paramètres à mesurer (*optimum data set*) caractérisant ladite fonction. Les différents usages n'ont pas la même exigence vis-à-vis des paramètres du sol : de ce fait, il convient de vérifier si chacun des paramètres présente une valeur acceptable ou non (seuil) selon l'usage considéré. Selon le résultat, le paramètre est dit en adéquation ou en non-adéquation avec l'usage considéré. Enfin, l'indice étant fondé sur la notion de facteur limitant, si au moins un des paramètres décrivant une fonction est en non-adéquation, la fonction n'est pas satisfaite, même si les autres paramètres présentent des valeurs adéquates. Ensuite, il est possible d'additionner le nombre total de fonctions satisfaites pour tous les usages, créant ainsi un indice de polyvalence d'usage des sols. Le résultat est donc une évaluation de l'adéquation des sols pour chacun des usages identifiés sur le territoire d'étude.

L'indice de santé des sols (SHI) produit par Biofunctool® (Brauman et Thoumazeau, 2020) est basé sur 9 indicateurs dont les méthodes de mesure peuvent être mises en œuvre sur le terrain à faibles coûts, permettant d'évaluer 3 fonctions principales du sol : la dynamique du carbone, le cycle des nutriments et le maintien de la structure du sol. Afin de faciliter l'interprétation des résultats pour les acteurs du monde agricole, Biofunctool® propose un index synthétique compris en 0 et 1, bâti selon la méthode d'agrégation décrite par Obriot *et al.* (2016). Différents niveaux d'agrégation peuvent être choisis (score par indicateur, par fonction, ou score total donnant une vision multi-fonctionnelle du système évalué).

Il est à noter que la pollution est très rarement incluse dans des indices globaux de qualité des sols, même si on la trouve parfois utilisée comme facteur limitant pour certaines fonctions (UQUALISOL-ZU, MUSE). Le plus souvent, elle fait l'objet d'une étude spécifique, en lien avec les cadres réglementaires davantage associés à la gestion des risques sanitaires qu'à la préservation des fonctions écologiques des sols.

Surveillance de la qualité des sols dans l'espace et le temps

Cartographie conventionnelle et cartographie par modélisation statistique

La cartographie de la qualité des sols a pour objectif de fournir une projection des propriétés de sols dans une représentation géographique. Comme l'agrégation, la cartographie est une étape optionnelle de la démarche d'évaluation. La qualité des sols d'un territoire peut également être évaluée et restituée sous forme de tableaux statistiques ou de diagrammes. Cartographier les résultats pose la question du grain, ou unité de surface à laquelle est restituée l'information.

La cartographie conventionnelle des sols (CCS) regroupe l'ensemble des approches basées sur un modèle proposé par un pédologue et vérifié par des observations de terrain. Le modèle mental sol-paysage est d'abord réalisé, afin de définir les premiers contours des sols sur la base des caractéristiques du paysage, à partir des interprétations des données géographiques disponibles (géologie, cartes pédologiques existantes...), des photographies aériennes et d'une représentation du relief. Ensuite, des sites d'échantillonnage supposés les plus informatifs sont sélectionnés et leur position spatiale est optimisée par le pédologue afin d'accroître *a priori* la qualité de l'information collectée. Le modèle mental peut être alors affiné sur la base de ces observations de terrain. Enfin, la composition de l'unité d'échantillonnage servant à la cartographie est déterminée. La carte, considérée comme un modèle général avec des classes de sol, est renseignée par des descriptions supplémentaires de profils pédologiques caractérisant chaque unité cartographique (Legros, 1996). La description du sol au moyen d'un système de classification des sols partagé est ainsi au cœur de la CCS, car elle pilote en particulier le découpage de l'espace géographique en unités de sol. D'un point de vue opérationnel, la CCS est reconnue comme assez coûteuse en temps de travail, car elle nécessite beaucoup de main-d'œuvre.

La cartographie des sols basée sur des modélisations statistiques (CSMS) s'est développée avec les outils numériques et la disponibilité accrue de données spatiales (modèle numérique d'élévation, imagerie satellitaire). La CSMS est définie par Voltz *et al.* (2020) comme « la production [par des outils informatiques] d'estimations spatialisées de types de sol ou de valeurs de propriétés des sols en tout point de l'espace par des modèles statistiques alimentés par des données spatiales environnementales et calibrés avec les données de sol disponibles sur la zone d'étude ». Des tests de qualité de la CSMS ont montré une performance souvent similaire, voire, dans certaines situations, supérieure de cette approche par rapport à la CCS, grâce notamment à l'utilisation d'approches de fouille de données et à l'exploitation des informations pédologiques stockées dans les bases de données couplées aux nombreuses covariables environnementales disponibles. En outre, la CSMS offre des fonctionnalités très intéressantes avec : la fourniture de prédictions des classes de sol et/ou des propriétés du sol qui sont quantitatives et assorties des estimations de l'incertitude de prédiction ; des grilles

de prédictions à des résolutions qui peuvent être très fines (90 m) ; ou enfin, la fourniture d'un modèle de prédition spatiale quantitative reproductible et permettant de mettre facilement à jour les produits lorsque de nouvelles données sont disponibles. Toutefois, les approches CSMS doivent être calibrées et/ou validées sur la base de données de terrain, collectées notamment lors de programmes de CCS.

■ Évaluation numérique des sols

La CSMS peut en outre s'inscrire dans un processus plus large d'évaluation numérique des sols (ENS). L'objectif est alors centré sur la traduction des valeurs spatialisées des paramètres mesurés en indice agrégé de qualité des sols. Le flux de données permet de fournir un résultat unique à partir d'un ensemble de propriétés du sol qui caractérisent différents horizons du sol. La figure 5.7 représente, dans un espace tridimensionnel (un cube), les trajectoires d'inférence qui peuvent être envisagées pour produire un résultat d'ENS. Chaque dimension (ou arête du cube) correspond à un type d'inférence :

- le *scoring* et la normalisation⁶¹ qui permettent de traduire les valeurs de propriétés primaires du sol en indice de qualité ;
- la combinaison des couches de sol en une seule valeur par unité spatiale ;
- la spatialisation cartographique par CSMS.

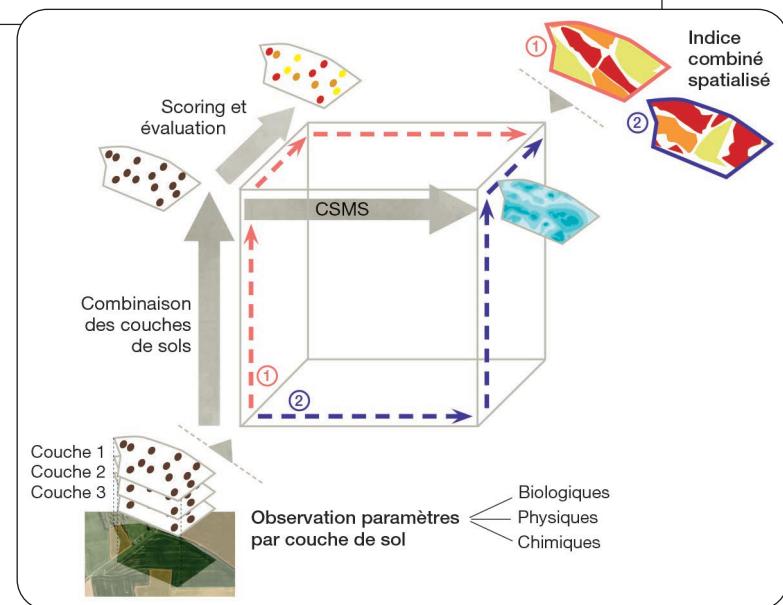
Les trajectoires d'inférence diffèrent par l'ordre dans lequel ces trois traitements sont exécutés et donnent chacune un résultat différent à partir du même jeu de données initial. Dans l'exemple de la trajectoire 1 (en rouge sur la figure 5.7), la cartographie est la dernière opération exécutée après avoir normalisé en indice les propriétés du sol et combiné les couches de sol sur le jeu de données d'entrée. C'est l'approche qui semble la plus implémentée dans les travaux publiés récemment. La trajectoire 2 (en bleu sur la figure 5.7) commence par produire la cartographie de chaque indicateur élémentaire/propriété de sol, puis la normalisation de ces propriétés en indice, puis la combinaison des couches de sol. Recommandée par Styc et Lagacherie (2019) pour une évaluation régionalisée du réservoir en eau utilisable, cette trajectoire ne semble toutefois pas être utilisée de manière systématique.

■ Suivi temporel

Les caractéristiques des sols varient au cours du temps suivant des temporalités diverses. Les caractéristiques considérées comme pérennes sont celles dont les variations associées sont observables sur une durée de quelques générations humaines, par exemple la charge en éléments grossiers, la pente et la profondeur. Les caractéristiques dites dynamiques sont sensibles aux variations de l'environnement et des modalités de gestion, comme la matière organique, les nutriments, le pH, l'abondance des organismes du sol et leur diversité. Enfin, certaines propriétés peuvent varier significativement sur une temporalité de quelques heures, comme l'humidité, l'abondance

61. Cf. plus haut « *Scoring* ou normalisation des indicateurs », p. 114.

Figure 5.7. Exemples de trajectoires d'évaluation numérique des sols suivant le séquençage des étapes de combinaison des couches de sol, de normalisation (scoring) et de cartographie des sols par modélisation statistique (CSMS).



des populations microbiennes et les activités associées (minéralisation, nitrification, respiration), et les activités enzymatiques. Il est donc indispensable de raisonner le pas de temps entre deux mesures de suivi, en cohérence avec la variabilité temporelle des propriétés mesurées.

Cette question est aujourd’hui prégnante en écologie, où la stabilité (et l’instabilité) d’un écosystème est l’une des caractéristiques les plus étudiées, car elle est un marqueur de la réponse des écosystèmes aux changements globaux. Il existe ainsi tout un corpus théorique et méthodologique (de Bello *et al.*, 2021) pour caractériser la résistance et la résilience des écosystèmes en réponse à des stimuli environnementaux ou anthropiques, ainsi que pour identifier des « signaux précoce » (*early warnings*) de changements. Une telle boîte à outils déployée pour les indicateurs d’évolution de la qualité des sols pourrait s’avérer très prometteuse en appui aux politiques de préservation, par exemple pour quantifier le degré de réversibilité de la dégradation d’un sol causée par l’artificialisation⁶².

62. Cf. chapitre 3, section « Encadrer la désartificialisation des sols et leur restauration écologique », p. 56.

6. Liste générique d'indicateurs de fonctions des sols et essai d'évaluation sur un territoire

Après avoir décomposé, au fil du chapitre précédent, la démarche de mise en œuvre d'une évaluation de la qualité des sols, une présélection d'indicateurs est ici proposée en s'appuyant sur leur fréquence d'apparition dans le corpus bibliographique et leur lien avec les fonctions. Cette sélection est assortie d'informations sur leur intégration dans les annexes de la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* et sur leur degré d'opérationnalité.

Principales catégorisations des indicateurs

La liste des indicateurs permettant d'évaluer la qualité des sols ne peut pas être considérée comme un répertoire dont les éléments pourraient être extraits et utilisés indépendamment les uns des autres, elle constitue un ensemble. Les indicateurs sont en interaction les uns avec les autres et peuvent avoir différents statuts au regard de l'évaluation. La littérature révèle ainsi une diversité d'approches pour tenir compte de tels sous-ensembles, en distinguant des catégories d'indicateurs qui vont au-delà d'un classique rattachement au domaine disciplinaire auquel se réfère la dimension mesurée (physique, chimique, biologique).

Rôle au regard de l'évaluation

Les indicateurs peuvent être distingués suivant leur rôle dans le référentiel d'interprétation⁶³. Certains d'entre eux, non spécifiquement liés au sol et à son fonctionnement, sont dits indicateurs de cadrage ; ils définissent le cadre général de l'indication. *A minima*, cette catégorie intègre les indicateurs qui permettent de caractériser le contexte environnemental :

- type de sol (basé sur un référentiel pédologique tel que le WRB ou sur les paramètres élémentaires de texture, structure, pH_{eau}, taux de matière organique de l'horizon de surface, etc.) ;
- type de climat (précipitations, température) ;
- topographie (pente, altitude). Suivant la finalité de l'étude⁶⁴, la typologie de référence peut en outre intégrer le type d'occupation et de couvert (p. ex., forêt, urbain, verger) ;

63. Cf. chapitre 5, section « Référentiel et cadre d'interprétation », p. 111.

64. Cf. chapitre 5, section « Finalité de l'évaluation », p. 85.

- et/ou type de mode de gestion (p. ex., agriculture conventionnelle ou biologique ou de conservation des sols).

Le positionnement d'un indicateur comme élément de cadrage ou comme dimension à évaluer au regard de ce référentiel d'interprétation dépend de sa sensibilité aux changements, dont on cherche à évaluer les incidences. Par exemple, si l'on cherche à évaluer les impacts des pratiques de gestion sur le tassemement des sols, les pratiques seront intégrées dans les catégories de référence et la structure sera l'indicateur considéré pour l'évaluation. À l'inverse, si l'objectif est d'évaluer les incidences du tassemement sur l'activité microbienne du sol, différents degrés de tassemement constitueront les catégories de référence et c'est l'activité microbienne qui sera l'indicateur considéré pour l'évaluation.

■ Indicateurs spécifiques de fonctions et déterminants

En ce qui concerne le lien aux fonctions, l'information fournie par les indicateurs peut porter soit sur des caractéristiques du sol qui sont plus ou moins favorables à la réalisation d'une fonction (on parle de déterminant), soit sur une évaluation de la réalisation de la fonction. Par exemple, la fonction « Réguler l'eau en quantité » peut être caractérisée par l'indicateur « Capacité d'infiltration », celui-ci étant lui-même sous la dépendance de la structure de l'horizon de surface dont la masse volumique constitue un indicateur ; la masse volumique est ici considérée comme un déterminant pour la fonction « Réguler l'eau en quantité ». Cette notion de déterminant est toutefois difficile à manipuler, car les interactions fortes des fonctions écologiques entre elles font que de nombreux paramètres sont à la fois des déterminants et des indicateurs de fonctions.

Enfin, la mesure d'un indicateur de réalisation d'une fonction peut porter sur des dimensions de natures différentes, telles que des mesures de teneur (p. ex., teneurs en contaminants ou en nutriments), de stock (p. ex., stock de carbone organique) — ces deux dimensions étant liées entre elles par le calcul, puisque le stock peut être obtenu en multipliant la teneur par la densité apparente et le volume de sol considéré —, de flux (p. ex., vitesse d'infiltration, vitesse de minéralisation) ou d'une dynamique d'état (p. ex., changement/maintien des indices de biodiversité, du pH, de la capacité d'échange cationique).

En ce qui concerne les indicateurs biologiques, la relation aux fonctions peut être différente suivant la grandeur mesurée. Sont ainsi distinguées l'abondance, la diversité d'une population ou d'une communauté — qui peuvent être déclinées suivant le niveau (individu, espèce, population, communauté) ou le type de biodiversité (génétique, compositionnelle ou fonctionnelle) — et l'activité des organismes (p. ex., respiration, activité enzymatique, décomposition de la litière). Y compris pour un groupe biologique donné, par exemple les microorganismes, et même si tous les indicateurs mentionnés ici sont à relier à la fonction « Supporter la biodiversité », on n'exprime en réalité pas la même dimension de la fonction si l'on mesure :

- la biomasse microbienne, qui indique globalement la capacité à supporter la biodiversité en ce qui concerne l'abondance d'organismes ;

- la richesse taxonomique des bactéries et/ou des champignons, qui indique globalement la capacité à supporter la biodiversité en ce qui concerne le nombre de groupes de microorganismes, le fonctionnement biologique du sol et ses capacités de résilience ;
- la composition, avec par exemple le rapport champignons/bactéries, qui indique la capacité à notamment décomposer la matière organique du sol ;
- l'activité, avec par exemple la respiration microbienne, qui indique la capacité à transformer la matière organique et minérale, et donc à fournir des nutriments à la biocénose.

■ Indicateurs « idéaux »

Les fonctions étant des processus dynamiques, un indicateur de fonction devrait théoriquement refléter cette caractéristique, et donc idéalement quantifier un flux ou un changement d'état plutôt qu'un état. Par exemple, la fonction « Entretenir la structure du sol » devrait être qualifiée par un indicateur qui reflète la dynamique dans le temps de la masse volumique apparente, plutôt que simplement la masse volumique apparente, voire l'un des déterminants. Pour autant, la littérature scientifique n'est pas diserte sur le lien réel *indicandum*-indicateur lorsque l'*indicandum* est une fonction écologique. Un indicateur est alors souvent identifié en raison de sa proximité avec la réalisation d'une fonction, plutôt que comme sa capacité à quantifier réellement la réalisation de la fonction.

De manière à s'approcher le plus possible d'une mesure de la réalisation des fonctions plutôt que des déterminants qui conditionnent la réalisation de cette fonction, une réflexion a été conduite à dire d'experts (3 ou 4 experts de chaque fonction) pour identifier une série d'indicateurs dits « idéaux », sur la base suivante :

- définir un seul indicateur par fonction ;
- choisir cet indicateur comme ayant la meilleure capacité à représenter la fonction considérée ;
- ne pas tenir compte des contraintes opérationnelles à la mise en œuvre de l'évaluation de cet indicateur (caractère « idéal » de l'indicateur).

L'indicateur retenu renseigne alors, selon les situations : le flux lié à la fonction (p. ex., la quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol), le changement d'état qui en découle (p. ex., la dynamique annuelle de la distribution de taille des pores qui découle des équilibres entre création, conservation et disparition des pores), ou encore l'état final généré par la fonction (p. ex., la structure du réseau trophique). La liste ainsi obtenue (tableau 6.1) a pour vocation de représenter, par une seule et unique grandeur, les différentes fonctions et sous-fonctions conformément à leur définition dans cette étude⁶⁵.

Malgré l'attention portée au lien entre chaque indicateur et la fonction représentée, les définitions proposées révèlent encore quelques limites. C'est par exemple le cas de la quantité de contaminants biodisponibles stabilisés, qui ne précise pas quels sont les contaminants considérés ou qui ne définit pas précisément les notions de

65. Cf. chapitre 4, section « La qualité des sols en six fonctions écologiques », p. 72.

biodisponibilité et de stabilisation des contaminants biodisponibles (processus qui n'est d'ailleurs pas irréversible). Dans d'autres cas, l'indicateur ne rend pas compte de toute la complexité de l'objet ou du phénomène d'intérêt. Par exemple pour la fonction « Fournir des nutriments », la quantité annuelle d'azote assimilée par la biocénose ou la quantité annuelle d'azote non lixiviee font abstraction du phosphore. Or le comportement dans les sols de ce dernier est différent de celui de l'azote. La dynamique du réseau poral est traitée uniquement sous l'angle de la distribution de taille des pores et omet celui de sa connectivité ou de sa tortuosité, même si celles-ci sont prises en

Tableau 6.1. Liste des indicateurs « idéaux » correspondant à la définition des fonctions et sous-fonctions.

Fonction	Sous-fonction	Indicateur « idéal »	Unité
Supporter la biodiversité	Supporter la végétation	Productivité primaire nette potentielle	kgC/ha/an
	Supporter les organismes	Réseau trophique (nombre de nœuds)	
Stocker du carbone	Réservoir de C	Stock de C sur l'épaisseur totale du sol	kgC/ha
	Stockage additionnel de C	Potentiel de stockage additionnel de C sur l'épaisseur totale du sol	kgC/ha
Fournir des nutriments à la biocénose		Quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose	kgN/ha/an
Réguler quantitativement et qualitativement l'eau	Transférer l'eau	Quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol	m ³ /ha/an
	Stocker l'eau	Quantité moyenne annuelle d'eau stockée sur l'épaisseur totale du sol	m ³ /ha/an
	Réguler la composition de l'eau	Quantité annuelle d'azote minéral non lixiviee	kgN/ha/an
Réguler les contaminants	Retenir les contaminants	Stockage annuel de contaminants sur l'épaisseur totale du sol	kg/ha/an
	Diminuer la biodisponibilité des contaminants	Quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée	kg/ha/an
	Détrader les contaminants	Quantité annuelle de C respiré issu de contaminants organiques	kgC/ha/an
Entretenir la structure du sol		Dynamique annuelle de la distribution de taille des pores sur l'épaisseur totale du sol	m ³ /ha/an

compte indirectement dans une distribution de taille des pores qui varie avec le temps. Un réseau trophique pourrait être caractérisé par le nombre ou l'intensité des liens, par sa stabilité ou encore sa résilience, plutôt que par le nombre de nœuds proposé ici. Pour finir, ces indicateurs sont, par construction, dépendants de la définition retenue pour chacune des fonctions qu'ils sont censés représenter. Ainsi, alors que le stockage annuel de carbone sur toute l'épaisseur pourrait être un indicateur pertinent de la fonction globale « Stocker du carbone », cette option n'a pas été retenue ici compte tenu de la décomposition en deux sous-fonctions relatives au stock de carbone d'une part, et à la capacité additionnelle de stockage d'autre part.

Ces propositions constituent ainsi, à ce stade, une première piste pour l'élaboration d'un système d'indication du fonctionnement des sols, et non une liste stabilisée et prête à l'emploi. Si ces indicateurs axés sur le niveau de réalisation des fonctions constituent un nouveau prisme pour l'évaluation de la qualité des sols, ils ne permettent pas pour autant de diagnostiquer les causes du degré de fonctionnalité observé, ni d'identifier les stratégies pour un rétablissement. En ce sens, ils sont complémentaires des indicateurs classiquement utilisés pour évaluer l'état des sols qui, en tant que déterminants des différentes fonctions des sols, sont et resteront essentiels à la compréhension et au pilotage des fonctionnements quantifiés à l'aide des indicateurs « idéaux », tels que ceux proposés ici.

Indicateurs génériques sélectionnés

■ Stratégie de sélection des indicateurs

La sélection des indicateurs présents dans la liste ci-après a été conduite en combinant trois approches complémentaires. La première a consisté à repérer les propriétés de sols les plus fréquemment mesurées dans le corpus bibliographique traitant de leur qualité ou de leur santé. Les propriétés ou paramètres intervenant dans plus de 20 % des publications ont été retenus. La deuxième approche s'est basée sur le corpus bibliographique relatif aux fonctions des sols, pour repérer les indicateurs les plus pertinents pour l'évaluation des 6 fonctions définies au chapitre 4, à la section « La qualité des sols en six fonctions écologiques », p. 72. Le croisement de ces deux approches a montré une forte convergence du résultat entre les deux processus de sélection, qui se sont complétés à la marge et qui légitiment d'ailleurs le choix d'une approche par fonction pour caractériser la qualité/santé des sols. Enfin, une troisième approche a consisté à ajouter des indicateurs à dire d'expert, notamment pour assurer la dimension générique, c'est-à-dire pertinente quel que soit le contexte, de la liste proposée ici. Par exemple, si les indicateurs relatifs aux lombriciens sont issus du processus de sélection, les enchytréides ont ensuite été ajoutés pour couvrir les situations de sols très acides. En effet, de telles conditions sont incompatibles avec la présence de lombriciens et ce sont les enchytréides qui sont alors utilisés pour l'évaluation des processus proches de ceux auxquels contribuent les lombriciens.

Le tableau 6.2 présente les indicateurs ainsi sélectionnés (une cinquantaine). Cette liste recense à la fois des indicateurs de fonctions et des déterminants de ces indicateurs, les uns et les autres étant nécessaires à l'évaluation de la fonction.

■ Présentation de la liste d'indicateurs de fonctions

Dans le tableau 6.2, les indicateurs sont listés dans la colonne centrale. Une lecture en ligne du tableau permet de repérer leurs relations aux fonctions dans les colonnes de droite, avec une case rouge pour un indicateur de la fonction, ou une case rosée pour un déterminant de la fonction. Les indicateurs peuvent ainsi se rapporter à :

- une seule fonction (p. ex., la conductivité hydraulique à saturation pour la fonction « Réguler quantitativement l'eau » et l'abondance de microarthropodes pour la fonction « Supporter les organismes du sol ») ;
- plusieurs fonctions (p. ex., la respiration basale du sol, indicatrice des deux sous-fonctions relatives au support de la biodiversité) ;
- des déterminants de fonction(s) (p. ex., la masse volumique apparente indicatrice de la fonction « Entretenir la structure du sol » et déterminante de 4 autres fonctions).

Une lecture en colonne du tableau permet d'identifier le ou les indicateurs caractéristiques de cette fonction, ou bien les déterminants qui permettent de la contextualiser (p. ex., la fonction « Entretenir la structure du sol » est qualifiée par la stabilité structurelle et la masse volumique apparente, et déterminée également par la texture et la teneur en carbone organique).

Chaque indicateur est assorti d'informations relatives au système d'indication. L'espace dans lequel la mesure doit être effectuée est précisé : soit sur un horizon spécifique ou une couche de sol, soit sur l'ensemble du profil de sol, soit à l'échelle d'un bassin versant et/ou d'un territoire, c'est-à-dire sur un ensemble de profils de sols. Sur le plan technique, il est précisé si une méthode de mesure a été standardisée sous la forme d'une norme ISO ou Afnor. Le niveau d'opérationnalité de l'indicateur (tel qu'établi sur les bases exposées plus loin, dans « Opérationnalité des indicateurs ») figure également, ainsi que son éventuelle mobilisation dans des travaux du domaine de l'économie. On notera qu'il n'est pas fait mention ici d'un lien à l'usage : à l'exception de l'indicateur « Type et composition de l'humus forestier », tous les indicateurs recensés ici ont vocation à pouvoir être évalués quel que soit l'usage, notamment pour être utilisés dans des contextes d'évaluation territoriale ou dans des opérations de restauration.

■ Lien avec les niveaux de dégradation

Les indicateurs listés dans le tableau 6.2 sont également mis en regard des menaces qui pèsent sur les sols (les 10 colonnes à gauche du tableau) ; ce sont les indicateurs mentionnés dans la proposition de directive européenne sur la surveillance et la résilience des sols, dans sa version de mai 2024. On peut observer une relativement bonne concordance entre les indicateurs retenus dans la proposition de directive pour suivre

le niveau de dégradation des sols, et les indicateurs de fonctions sélectionnés à partir du corpus scientifique. Pour autant, sur la quarantaine d'indicateurs de fonctions retenus, 14 n'ont pas été proposés dans le cadre de la directive. À l'inverse, 6 indicateurs retenus dans la proposition de directive ne figurent pas dans la liste d'indicateurs associés aux fonctions, en général parce qu'ils sont très spécifiques ou bien parce qu'ils sont encore peu usités dans les évaluations.

Les dimensions considérées dans la présente étude et non dans la proposition de directive sont les suivantes :

- la teneur en K disponible et le potentiel de minéralisation de N et C ne sont pas retenus dans l'annexe de la proposition de directive, mais ont un lien fort aux fonctions, notamment « Fournir des nutriments à la biocénose » et « Supporter la biodiversité » ;
- le type et la composition de l'humus forestier sont un indicateur également fortement lié à la fonction « Supporter la biodiversité », qui n'est pas retenu dans la proposition de directive (probablement en raison du tropisme de ce texte vers les sols agricoles).

Il en est de même pour les fractions du carbone et la fraction de carbone oxydable, qui permettent de différencier la part du carbone rapidement minéralisable de celle qui est plus durablement séquestrée dans le sol, et sont donc indispensables à une bonne évaluation de la fonction « Stocker du carbone ».

Dans le domaine de la microbiologie, le ratio champignons/bactéries sélectionné pour la présente étude peut également être obtenu au moyen des PLFA (acides gras phospholipidiques) proposés dans l'annexe de la directive. La diversité des bactéries est retenue des deux côtés, mais celle des champignons n'est retenue que dans l'étude. Si la diversité des champignons peut être approchée au travers de l'analyse des PLFA, l'information obtenue renseigne toutefois cette diversité avec un niveau de finesse différent de celui obtenu par une approche de séquençage haut débit, qui est basée sur l'extraction du métagénome du sol et sur l'amplification de régions cibles, et qui permet une affiliation taxonomique.

En sens inverse, l'abondance et la diversité des fourmis sont mentionnées dans la proposition de directive, mais sont des indicateurs encore peu courants dans l'évaluation des fonctions, ce qui témoigne d'une ouverture à de nouveaux bio-indicateurs.

■ Relations entre indicateurs

Les indicateurs les plus courants pour évaluer les fonctions des sols sont fortement interdépendants les uns des autres. Il est important de tenir compte de ces relations pour lire et interpréter le résultat d'une évaluation de la qualité d'un sol. La liste d'indicateurs proposée plus haut, à la section « Indicateurs génériques sélectionnés » (p. 125), ne doit pour cela pas être considérée comme une série d'informations à additionner les unes aux autres, mais comme un réseau dynamique de relations. Ainsi, l'examen des valeurs obtenues pour un indicateur appelle à considérer l'évolution concomitante des paramètres avec lesquels il est le plus en lien. Ces indicateurs liés sont indispensables,

Tableau 6.2. Indicateurs sélectionnés pour évaluer les fonctions des sols identifiées dans cette étude et indicateurs mentionnés dans la proposition de directive sur la surveillance et la résilience des sols (Soil Monitoring and Resilience Law, SMLR).

Menaces mentionnées dans la SMLR**	Indicateurs	Fonctions définies dans cette étude									
		Profonction	Taux d'érosion	Granulométrie – texture	Masse volumique apparente	Teneur en éléments grossiers	Stabilité structurale	Conductivité électrique	Conductivité hydraulique à saturation	Air capacity	Réervoir en eau utilisable (RU) maximum
Érosion											
Salinisation											
	Profondeur	x									
	Taux d'érosion		x								
	Granulométrie – texture		x	x							
	Masse volumique apparente		x	x	x						
	Teneur en éléments grossiers		x	x	x	x					
	Stabilité structurale		x	x	x	x	x				
	Conductivité électrique		x	x	x	x	x	x			
	Conductivité hydraulique à saturation		x	x	x	x	x	x	x		
	Air capacity		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Réervoir en eau utilisable (RU) maximum		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Water Holding Capacity (WHC)		x	x	x	x	x	x	x	x	
	pH (eau)		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Capacité d'échange cationique (CEC)		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Teneur en N total		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Teneur en P disponible		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Teneur en K disponible		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Teneurs totales en ETMM*										
	Teneurs partielles (extractibles) en ETMM										
	Teneurs en polluants organiques (HAP*)										
	Teneurs en polluants organiques (PCB*, dioxynefuranes)										
	Teneurs en polluants organiques (pesticides et métabolites)										

111

Indicateur pour une fonction (à droite)
* Version en discussion

ou pour une menace (dans la SMRL, à gauche)

Indicateur national pour une fonction au pour un monaco

Indicateur optionnel pour une licence ou pour une interface

s Existence d'un seuil fixé par la SMRL

En ou plusieurs indicateurs sont à choisir sur la colonne EMM : éléments traces

* * * * * métalliques et métalloïdes pour renforcer la fonction ou l'esthétique et décoration

puoi caratterizzare la funzione di retta di degl'andature

Déterminant pour une fonction ou une menace aromatiques polycycliques

Indicateur non retenu (dans l'étude ou la SMIB)

Niveau d'opérationnalité de l'in

- indicateur mature

- indicateur en maturation

indicateur en dépendant.

Module 11 Developments

二二

Indicateur à évaluer sur l'en

⇒ Indicateur à évaluer sur un

et/ou un territoire

Si non, l'indicateur est à évaluer

129

que ce soit pour l'interprétation des valeurs obtenues (p. ex., en fonction du niveau de pH, les valeurs de référence pour les indicateurs de biodiversité seront très différentes) ou pour garantir une bonne compréhension des évolutions observées et des processus qu'elles traduisent (p. ex., une diminution de la conductivité hydraulique à saturation peut être liée au tassement du sol indiqué par la densité apparente, et/ou à la perte de carbone organique, ce qui n'appelle pas les mêmes mesures correctrices au niveau des modalités de gestion).

Opérationnalité des indicateurs

L'analyse de la littérature, réalisée dans le cadre de cette étude, montre que l'identification des principaux indicateurs de qualité des sols est assez consensuelle sur le plan scientifique et que, pour autant, la mobilisation de cet outillage à l'appui des politiques publiques de préservation de la qualité des sols reste difficile. Ces constats soulèvent la question du caractère opérationnel de ces indicateurs.

■ Grille d'analyse de l'opérationnalité des indicateurs de qualité des sols

Les choix faits par l'utilisateur des indicateurs s'appuient en effet sur une stratégie qui tient compte de la nature de ses besoins (simple état des lieux ? diagnostic explicatif ? avec quelle finesse de résolution ? quel degré de précision ?) et des moyens mobilisables en temps, en compétences et en instruments. L'opérationnalité n'est donc pas une grandeur mesurable, mais résulte de l'adéquation entre les besoins d'information et les moyens d'indication mis en œuvre.

Le niveau d'opérationnalité de chacun des indicateurs du tableau 6.2⁶⁶, assorti d'une méthode de mesure (tableau A3 en annexe), a été évalué dans cette étude, ainsi que quelques indicateurs dits « idéaux » tels que présentés plus haut. L'opérationnalité est considérée dans ses deux dimensions, l'opérationnalité technique (fondements conceptuels, méthodes, base de données) et l'opérationnalité d'usage (temps, compétences et moyens mobilisés), et est décomposée en différents critères tirés de la synthèse de la littérature. L'intérêt est de différencier les éléments qui confèrent une plus ou moins bonne opérationnalité aux indicateurs, et d'apporter les réponses appropriées en ce qui concerne les moyens mis en œuvre et la stratégie d'indication.

La décomposition de l'opérationnalité en différents critères s'appuie sur l'approche CSLF présentée au chapitre 5, à la section « Sélection d'un jeu d'indicateurs cohérent et performant » (p. 92), à laquelle est ajoutée une catégorie relative à la diversité des cadres de mises en œuvre avec lesquels l'indicateur considéré est susceptible d'être en adéquation. La question du coût de mise en œuvre d'un suivi régulier est en principe incluse dans le critère de faisabilité technique. Ce critère pourrait faire l'objet d'une grandeur incluant

66. Cf. plus haut, section « Stratégie de sélection des indicateurs », p. 125.

le coût de l'équipement, le temps passé et les consommables utilisés. De telles informations ne figurent toutefois pas dans la littérature constituant le corpus de cette étude et auraient nécessité un travail d'enquête spécifique qui n'a pas été mis en œuvre ici. En outre, le coût de mise en œuvre serait également à considérer relativement à la valeur de l'information produite. Cette question de la valeur de l'information constitue un domaine de recherche à part entière et en fort développement dans le domaine de l'économie.

De manière à proposer une forme d'objectivation du niveau de réalisation de tous les critères d'opérationnalité, ces derniers ont été passés en revue à dire d'expert pour chaque indicateur. Des modalités de quantification ont été établies de manière commune et utilisées par les experts, permettant d'affecter à l'indicateur un score pour chacun des critères. Suivant le critère, cette normalisation peut être binaire (le critère est rempli ou pas), graduelle (un degré d'opérationnalité est défini en termes de *Tier*, encadré 6.1 et figure 6.1) ou combinatoire (une valeur de score est associée au nombre de situations dans lesquelles l'opérationnalité est assurée). Le tableau A4 en annexe détaille l'ensemble des critères et les modalités de quantification établies pour chacun. La figure 6.2 récapitule ces informations dans le cadre global de l'opérationnalité technique et de l'opérationnalité d'usage.

Encadré 6.1. Mise en commun des approches de l'opérationnalité par TRL et par *Tiers*.

L'opérationnalité technique d'un procédé ou d'un développement industriel peut être définie par la hiérarchisation des étapes nécessaires pour passer du stade de l'idée ou de principes à celui de la mise en œuvre en conditions réelles, et/ou celui d'une production industrielle. Dans la littérature considérée, différents auteurs ont proposé d'utiliser deux de ces approches pour les indicateurs de qualité/santé des sols : l'approche par TRL et l'approche par *Tier*.

L'approche par TRL (*Technology Readiness Level*) a été développée aux États-Unis par la Nasa et est couramment employée dans l'industrie. Elle comporte 9 niveaux, les plus élevés étant atteints lorsque la technologie considérée est en application industrielle. Appliquée aux indicateurs de qualité des sols, le niveau de TRL3 correspondrait à la disponibilité technique de l'indicateur. Favoriser son accessibilité (à l'analyse) et son interprétabilité (compréhensible par un non-initié), ainsi qu'une mise en œuvre semi-industrielle à un coût acceptable permettrait d'atteindre un niveau TRL6. L'existence de référentiels (bases de données), de valeurs seuils ou encore d'approches comparatives robustes permettant de poser un diagnostic et d'ouvrir sur un conseil de gestion conduirait aux niveaux de TRL les plus élevés (8 à 9).

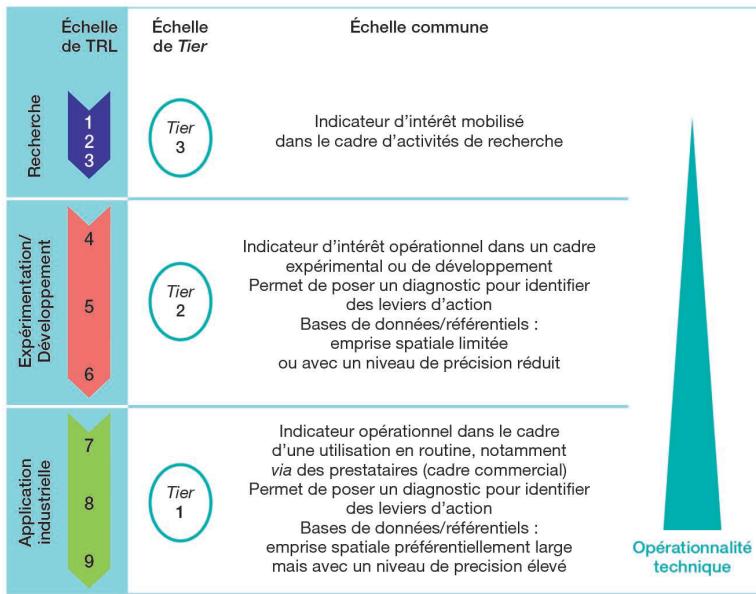
L'approche par *Tier* comporte trois niveaux et a été déployée notamment dans des domaines de recherche portant sur l'évaluation d'impacts (p. ex., les services écosystémiques, impacts environnementaux, émissions de gaz à effet de serre). Concernant les sols, elle est mobilisée dans différents travaux qui n'associent pas tous la même signification aux trois niveaux. Certains s'approchent de la démarche TRL en classant les indicateurs en fonction des développements méthodologiques et de l'acquisition de connaissances encore nécessaires à leur utilisation. D'autres considèrent les

Encadré 6.1. (suite)

niveaux de *Tier* en fonction de la complexité des indicateurs et méthodes mises en œuvre, allant d'une accessibilité directe pour l'utilisateur à la nécessité de mettre en œuvre des procédés complexes de modélisation. Si ces deux classifications en niveaux de *Tier* insistent sur des critères distincts, toutes les deux s'accordent sur la catégorisation du degré d'opérationnalité des indicateurs, le niveau 1 étant le plus directement opérationnel.

Pour les besoins de la présente étude, ces différentes échelles ont été rassemblées en une seule comme le montre la figure 6.1. On considère donc ici une opérationnalité maximum avec un niveau de *Tier* 1, décroissante jusqu'au niveau de *Tier* 3.

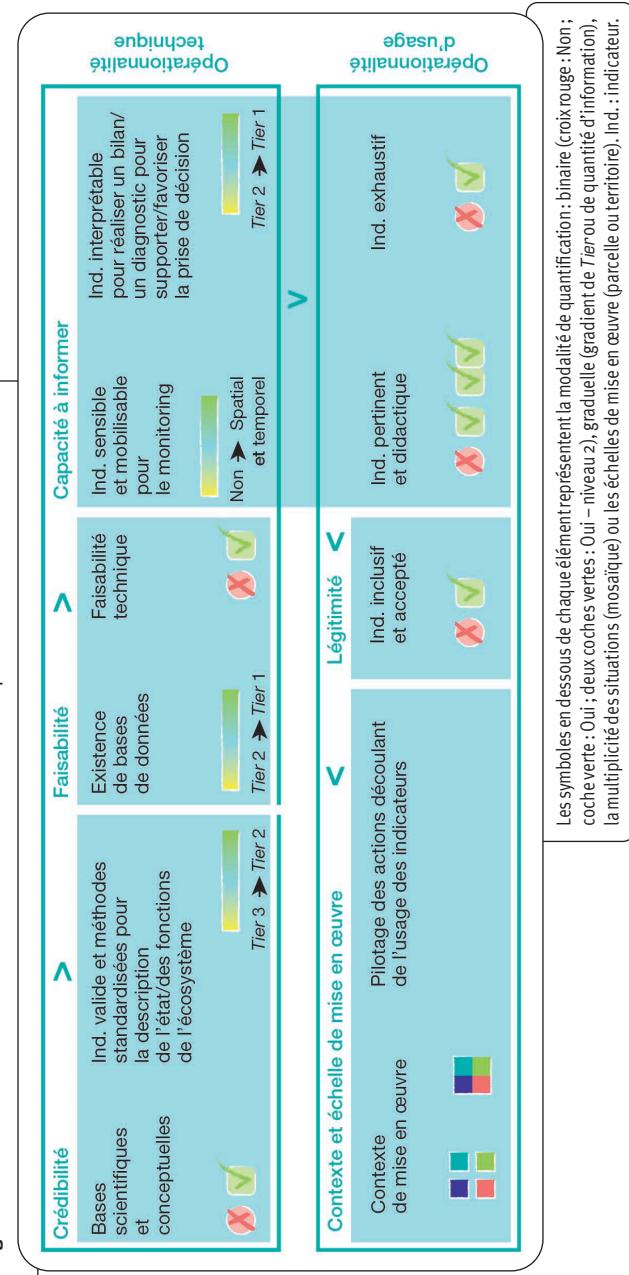
Figure 6.1. Proposition d'une échelle d'opérationnalité technique, de définition de ses différents niveaux et de correspondances avec les échelles de TRL et de *Tier*.



■ Profils d'opérationnalité et enseignements tirés

La notation de chaque indicateur physique, chimique ou biologique suivant les différents critères d'opérationnalité fait apparaître, après traitement par analyse factorielle multiple, trois grands groupes d'indicateurs : des indicateurs en développement, des indicateurs en maturation et des indicateurs matures actuellement fréquemment mobilisés par les acteurs (figure 6.3 et tableau A5 en annexe). Ce gradient peut être

Figure 6.2. Schéma décrivant l'outil de caractérisation de l'opérationnalité d'un indicateur.



mis en parallèle de l'historique d'usage des indicateurs ou des efforts d'acquisition/d'agrégation de données consentis au cours des 20 dernières années. En effet, les indicateurs de laboratoire physiques et chimiques du groupe des indicateurs matures sont historiquement utilisés par de multiples acteurs impliqués dans la gestion des sols, et capitalisés dans diverses bases de données (encadré 6.2). Parmi les indicateurs matures, les indicateurs biologiques ont fait l'objet d'un effort important au cours de ces 20 dernières années dans le cadre de la recherche, pour la constitution de

Figure 6.3. Synthèse des scores des indicateurs pour les différents critères d'opérationnalité.

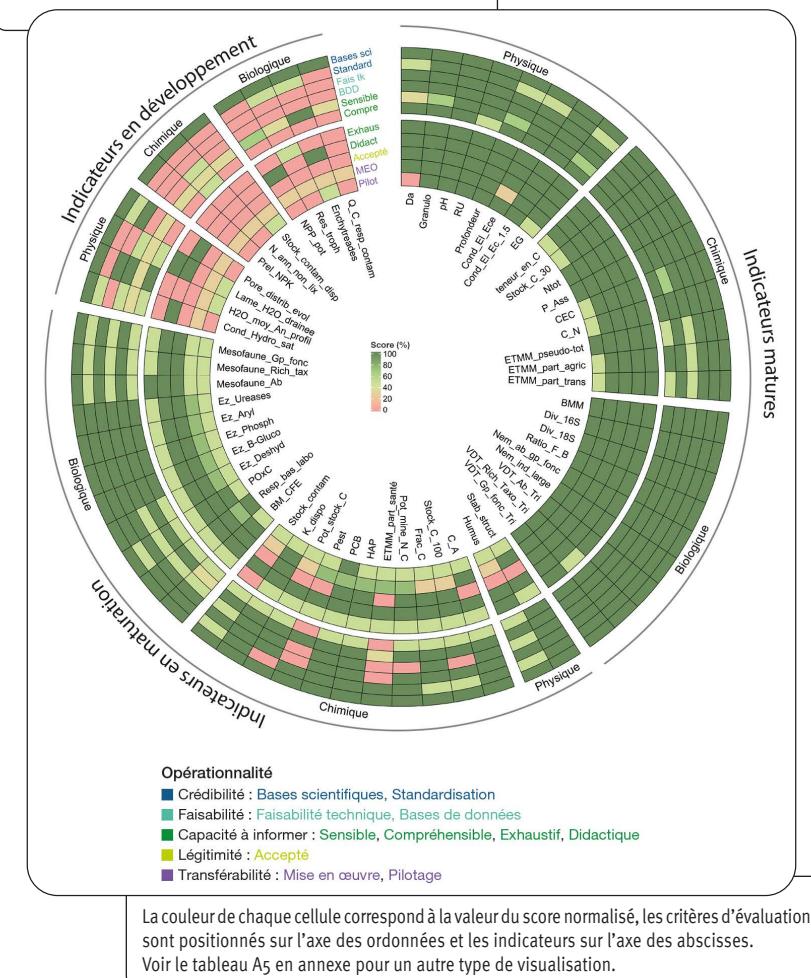


Figure 6.3. (suite)

Indicateurs matures	
Da : Masse volumique apparente (kg/L)	PCB : Polluants organiques - teneur en PCB, dioxines, furanes (teneur, µg/kg)
Granulo : Granulométrie	Pest : Polluants organiques - teneur en pesticides et métabolites (teneur, µg/kg)
pH : pH dans l'eau	Pot_stock_C : Potentiel de stockage additionnel de C sur l'épaisseur totale du sol
RU : Réservoir utile maximal mesuré (mm)	K_dispo : Potassium disponible (teneur, g/kg)
Profondeur : Profondeur (m)	Stock_contam : Stockage annuel de contaminants sur l'épaisseur totale du sol
Cond_El_Ece : Conductivité électrique (Ece)	BM_CFE : Quantité de carbone et d'azote microbien (biomasse microbienne)
Cond_El_Ec_1_5 : Conductivité électrique (Ec 1/5)	Resp_bas_labo : Respiration basale du sol mesurée au laboratoire
EG : Éléments grossiers	POxC : Carbone labile/fraction - fraction oxydable au permanganate
teneur_en_C : Carbone organique (teneur, g/kg)	Ez_Deshyd : Activité enzymatique déshydrogénase
Stock_C_30 : Stock de Carbone (0-30 cm de profondeur)	Ez_B-Gluc : Activité enzymatique beta-glucosidase
Ntot : N total (teneur, g/kg)	Ez_Phosph : Activité enzymatique phosphatases
P_ass : P disponible (teneur, g/kg)	Ez_Aryl : Activité enzymatique arylsulfatase
CEC : Capacité d'échanges cationiques	Ez_Ureases : Activité enzymatique uréases
C_N : Rapport Carbone/Azote	Mesofaune_Ab : Microarthropodes et mésafaune - Abondance
ETMM_pseudo_tot : Concentrations pseudo-totales	Mesofaune_Rich_tax : Microarthropodes et mésafaune - richesse et diversité taxonomique
ETMM_part_agric : Concentrations partielles et contexte agricole	Mesofaune_Gp_fonc : Microarthropodes et mésafaune - abondance des groupes fonctionnels
ETMM_part_trans : Concentrations partielles et transfert	Indicateurs en développement
BMM : Biomasse moléculaire microbienne (µg ADN/gsol)	Cond_Hydro_sat : Conductivité hydraulique à saturation
Div_16S : Diversité bactérienne (nombre de taxons)	H2O_moy_An_profil : Quantité moyenne annuelle d'eau stockée sur l'épaisseur totale du sol
Div_18S : Diversité de champignons (nombre de taxons)	Lame_H2O_drainee : Quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol
Ratio_F_B : Équilibre microbien (ratio champignons/bactéries)	Pore_distrib_evol : Dynamique annuelle de la distribution de la taille des pores sur l'épaisseur totale du sol
Nem_ab_gp_fonc : Abondance totale et des groupes fonctionnels de nématodes	PreI_NPK : Quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose
Nem_ind_large : Indices nématofauniques	N_ann_non_lix : Quantité annuelle d'azote minéral non lixivieré
VDT_Ab_Tri : Lombriciens - abondance	Stock_contam_disp : Quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée
VDT_Rich_Taxo_Tri : Lombriciens - richesse et diversité taxonomique	NPP_pot : Productivité primaire nette potentielle
VDT_Gp_fonc_Tri : Lombriciens - abondance des groupes fonctionnels	Res_troph : Réseau trophique (structure)
Indicateurs en maturation	Enchytraeidae : Enchytraeidae (abondance)
Stab_struct : Diamètre moyen pondéré (méthode Le Bissonnais)	Q_C_resp_contam : Quantité annuelle de C respiré issu de contaminants organiques
Humus : Type d'humus forestier	
C_A : Rapport Corg/%argile	
Stock_C_100 : Stock de C sur l'épaisseur totale du sol (à concurrence d'une épaisseur maximale de 1 m)	
Frac_C : Carbone labile/fractionnement	
Pot_mine_N_C : Potentiel de minéralisation N et C	
ETMM_part_sante : Concentrations partielles et accessibilité santé	
HAP : Polluants organiques - teneur en HAP (teneur, µg/kg)	

bases de données nationales, et pour la dissémination active des outils et des savoirs auprès des acteurs au travers de la formation, de programmes de recherche-action ou de recherche participative. Les indicateurs en maturation ont pour la plupart un historique plus récent de mesure et de dissémination encore en cours, ou alors reposent sur une multitude de petites bases de données qu'il serait nécessaire d'agréger et de consolider à une échelle nationale.

Selon les indicateurs, c'est leur opérationnalité technique qui n'est pas encore mature (méthode de mesure à améliorer/normaliser, par exemple) ou leur opérationnalité d'usage (valeurs de référence pour l'interprétation encore lacunaires, par exemple, ce qui limite leur appropriation par les acteurs). Pour les indicateurs en développement, dont on retrouve ici les indicateurs idéaux décrits plus haut, la priorité est à porter sur la stabilisation des méthodes de mesure et sur l'acquisition de données conformément à ces méthodes. Sans cette base de crédibilité et bien que ces indicateurs soient considérés comme sensibles aux actions de gestion, le reste des critères d'opérationnalité peut difficilement être amélioré.

Encadré 6.2. Le système français d'information sur les sols.

Les données publiquement disponibles pour la France sont principalement stockées dans le Système d'information national sur les sols et sur l'évolution de leur qualité (Arrouays *et al.*, 2022) coordonné dans le cadre du GIS Sol et rendues accessibles sur son site Web*, ainsi que sur la plateforme ouverte des données publiques françaises <https://www.data.gouv.fr>. L'IGN met également à disposition de nombreuses données géolocalisées sur le portail national de connaissance du territoire <https://www.geoportail.gouv.fr>.

Plusieurs programmes structurent le Système d'information national sur les sols : le programme Inventaire, gestion et conservation des sols (IGCS), le Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), la Base de données des analyses de terre (BDAT), la Base de données des éléments-traces métalliques (BDETM) et la Base de données des sols urbains (BDSolU).

Le programme IGCS a pour mission de faire l'inventaire et la cartographie des sols français à plusieurs échelles :

- le Référentiel régional pédologique (RRP) au 1/250 000 permet une précision à l'échelle régionale et couvre actuellement 96 % du territoire français, bien qu'une part importante des données de la couverture urbaine soit indisponible (Laroche *et al.*, 2014). Sur l'ensemble du territoire hexagonal, il décrit environ 9 000 unités cartographiques de sols (UCS) et environ 17 000 unités typologiques de sols (UTS) ;
- le volet Connaissance pédologique de la France (CPF) aux échelles 1/100 000 et 1/50 000 permet une précision à l'échelle de certains territoires départementaux, mais ne couvre que 18 à 24 % des surfaces (Richer-De-Forges *et al.*, 2014) ;
- les secteurs de référence (SR) au 1/10 000 détaillent les informations pédologiques à l'échelle de petits espaces agricoles ou environnementaux, mais ne couvrent le territoire français que de façon marginale.

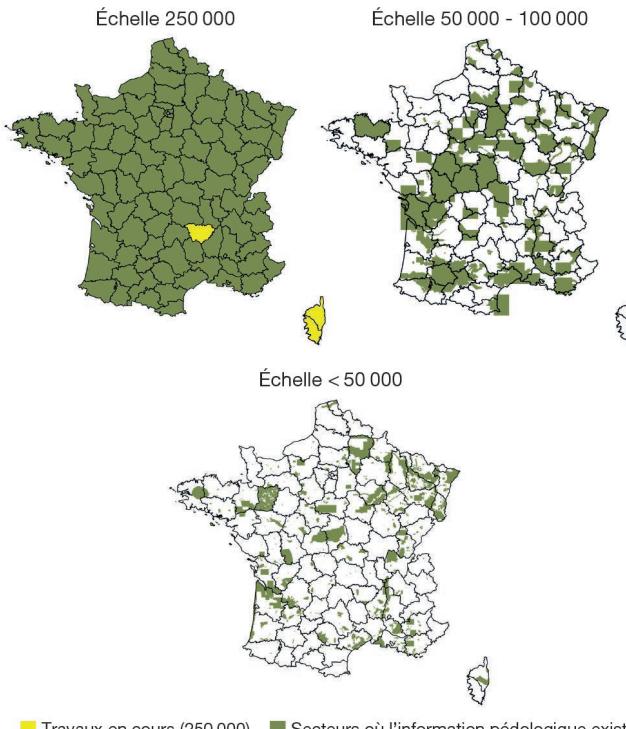
Le degré de couverture du territoire est ainsi inégal entre territoires comme le montre la figure 6.4, mais aussi entre types d'usage, avec une bonne connaissance de la qualité des sols agricoles, des informations moins développées sur les sols forestiers et très lacunaires en ce qui concerne les sols urbains.

Les données produites dans le cadre de ce programme IGCS sont une représentation de la répartition des sols suivant l'échelle de restitution déterminée. Cette couche graphique est associée à une base de données en format DoneSol (Inra Unité InfoSol, 2015).

La base DoneSol comprend 2 ensembles :

- des données ponctuelles qui décrivent les observations faites sur le terrain suivant le dictionnaire DoneSol;
- des données surfaciques, issues de la synthèse du pédologue-cartographe, qui décrivent les caractéristiques du ou des polygones de la carte pédologique résultante en matière d'environnement, mais également de types de sols présents sur cette portion du territoire.

Figure 6.4. Disponibilité de l'information pédologique aux différentes échelles pour la France hexagonale (Laroche *et al.*, 2024).



Encadré 6.2. (suite)

Le RMQS assure le maillage systématique à la résolution de 16 km, qui permet de recueillir des données de manière spatialement homogène avec des modalités de prélèvement qui quadrillent l'ensemble du territoire.

La BDAT a été créée afin de capitaliser et de valoriser les plus de 250 000 analyses de terre réalisées chaque année en France par des laboratoires d'analyses agréés, principalement sur demande des agriculteurs. Les informations portent sur les propriétés physicochimiques des horizons de surface des sols cultivés, et permettent d'observer leurs variations dans l'espace et dans le temps.

La BDETM rassemble les résultats d'analyses sur les éléments-traces métalliques réalisées en lien avec l'épandage des boues d'épuration urbaine, sur des échantillons de sols prélevés en surface (horizons labourés) des terres essentiellement agricoles, sur l'ensemble du territoire. La BDETM compte aujourd'hui plus de 73 400 sites référencés depuis les années 1990. Des analyses effectuées dans le cadre d'études scientifiques ont en outre été ajoutées.

La BDSolU capitalise des données de sources diverses, qui visent à différencier, sur un territoire donné, les valeurs du fond pédogéochimique naturel — lié principalement au substrat géologique — des valeurs liées aux activités humaines, particulièrement prégnantes en milieu urbain, et qui représentent le fond pédogéochimique anthropisé.

* <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmq-34> (consulté le 9/11/2024).

Évaluer la qualité des sols sur un territoire français

I Données pour évaluer la qualité des sols

La variabilité spatiale et temporelle des sols, la diversité des paramètres qui permettent d'en caractériser la qualité et l'évolution des connaissances et l'éventail des méthodes de caractérisation se traduisent par une production importante de données sur les sols. Ces évolutions accentuent les problématiques de stockage, gestion de métadonnées, propriété et mise à disposition des données, interopérabilité entre systèmes d'information, qui sont cruciales à tous les niveaux (individuel, commercial, territorial, national et international).

Les données disponibles et libres d'accès pour la France sont principalement stockées dans le Système d'information national sur les sols et sur l'évolution de leur qualité (encadré 6.2). Par ailleurs, des données locales couvrant des territoires de petite taille peuvent être stockées dans d'autres espaces. Des bureaux d'études spécialisés dans l'évaluation d'un ou plusieurs indicateurs spécifiques (p. ex., les nématodes) développent également leur(s) propre(s) base(s) de données. L'existence de telles données n'est alors pas recensée de manière centralisée et la liberté d'accès n'est pas assurée.

La gestion centralisée des données assurée par le GIS Sol permet d'en contrôler la validité et la comparabilité en encadrant les méthodes de mesure et de calcul utilisées,

notamment sur la base de normes ISO. La plupart des paramètres mesurés dans le cadre de cette surveillance portent historiquement sur des caractéristiques pérennes de la qualité des sols. Leur intérêt est ainsi de fournir des valeurs d'existence à différentes échelles et pour différents types de contextes, et de rendre compte de tendances globales d'évolution. Mais des mesures de caractéristiques plus dynamiques ont récemment été intégrées dans le RMQS sur certains échantillons pour les résidus de pesticides (polluants organiques dans le tableau 6.1, p. 124) et de microplastiques. Pour les indicateurs biologiques (p. ex., les activités enzymatiques, la diversité bactérienne et fongique, la biomasse microbienne, et l'abondance et la biodiversité des lombrics), des évaluations sur le RMQS ont permis de fournir des estimations de valeurs d'existence dans différents contextes.

La conservation des échantillons prélevés, assurée au Conservatoire européen des échantillons de sols (CEES) situé à Orléans, permet de compléter *a posteriori*, en fonction de l'évolution des préoccupations et des connaissances, la nature des observations réalisées.

Enfin, l'interopérabilité entre systèmes d'information permet de relier les paramètres de sol à d'autres domaines, comme le Système d'information sur la nature et les paysages (SINP) ou les écosystèmes forestiers (données RENECOFOR).

Ces améliorations permanentes sont toutefois génératrices de coûts importants et font l'objet d'arbitrages sur la base d'une hiérarchisation des besoins⁶⁷.

■ Exemples d'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols

Le système d'information sur les sols vient à l'appui de l'évaluation, notamment pour fournir les valeurs d'existence qui servent de base à l'élaboration du référentiel d'interprétation des valeurs des indicateurs⁶⁸. Dans cette optique, un test a été réalisé pour établir dans quelle mesure les informations actuellement disponibles permettent de procéder à l'évaluation des indicateurs prévus par la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* et de quelques indicateurs complémentaires, et de préciser quelques précautions à prendre pour réaliser de telles évaluations.

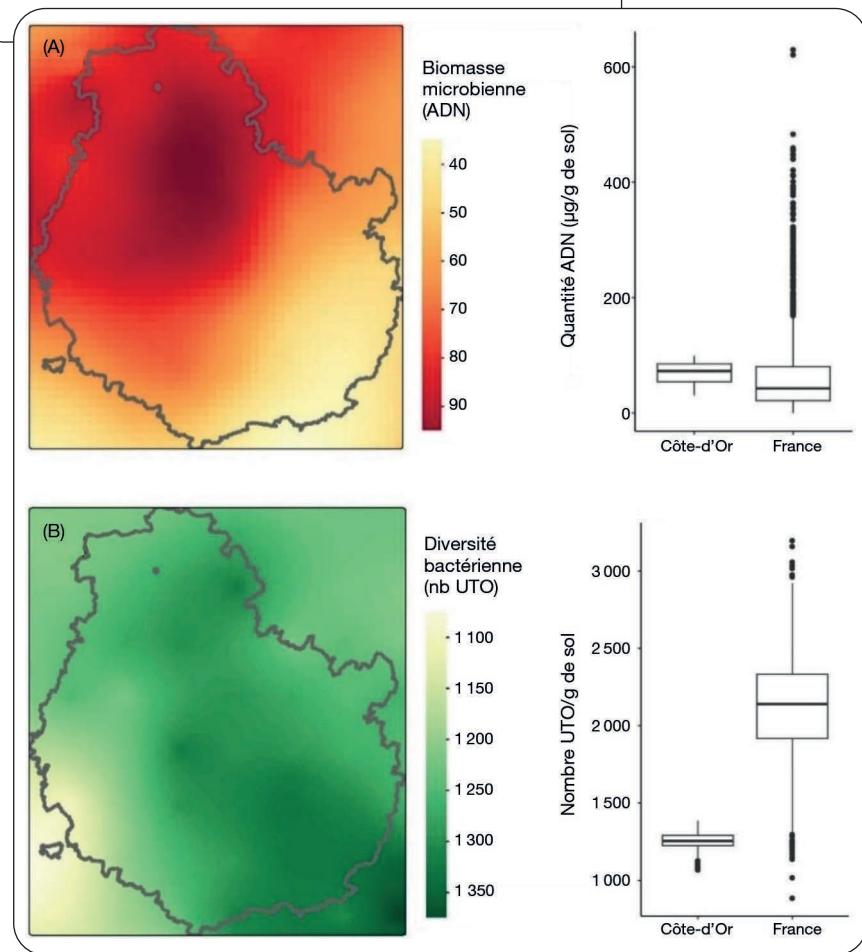
Évaluer des indicateurs microbiens à l'aide de données du RMQS

Des données d'indicateurs biologiques, nécessaires à l'évaluation de fonctions écologiques des sols, sont déjà disponibles en France. La figure 6.5 présente la biomasse microbienne et la diversité microbienne évaluées sur le territoire de la Côte-d'Or par les données RMQS et comparées aux valeurs nationales. On constate que, si la biomasse microbienne est légèrement supérieure, en moyenne sur le département de la Côte-d'Or, à la moyenne nationale, la diversité est, quant à elle, inférieure à la médiane nationale.

67. <https://agriculture.gouv.fr/evaluation-du-groupement-dinteret-scientifique-sur-les-sols-gis-sol> (consulté le 9/11/2024).

68. Cf. chapitre 5, section « Référentiel et cadre d'interprétation », p. 111.

Figure 6.5. Biomasse microbienne (A ; en $\mu\text{g d'ADN/g de sol}$) et diversité bactérienne (B ; en nombre d'UTO/g de sol) des sols du département de la Côte-d'Or (données du RMQS) : cartes et comparaisons aux données nationales du RMQS. UTO, unité taxonomique opérationnelle.

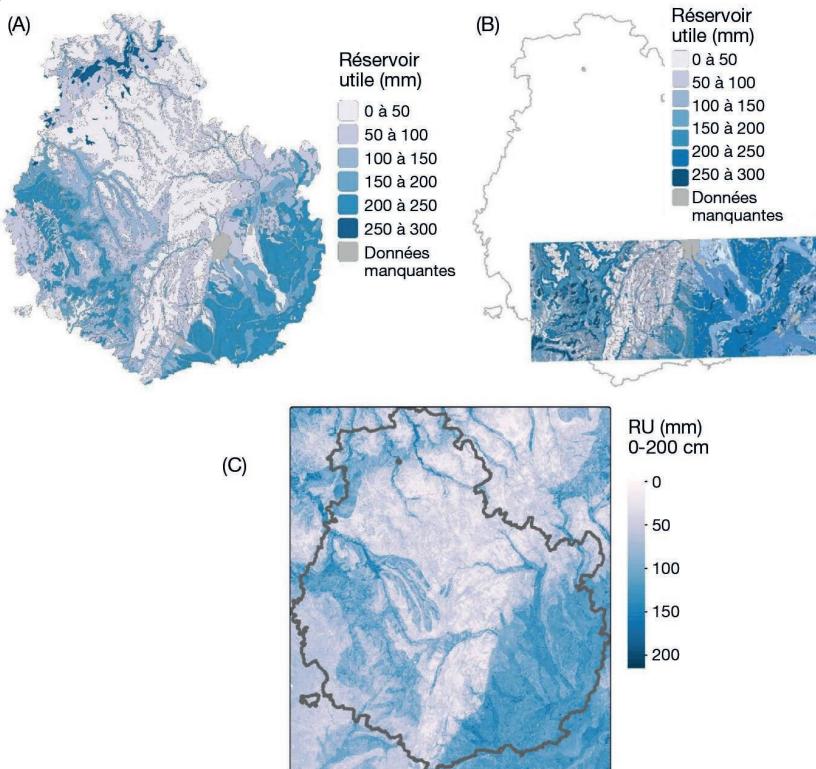


La répartition des deux paramètres est hétérogène sur le territoire et différente pour les deux indicateurs : l'abondance est plus élevée au nord-est, alors que la diversité microbienne est plus élevée dans la partie sud-est.

Évaluer le niveau de dégradation des sols au sens de la proposition de directive européenne Soil Monitoring and Resilience

La proposition de directive précise, pour certains indicateurs, le ou les seuils décrivant un ou plusieurs niveaux de dégradation. La masse volumique apparente des horizons profonds constitue, par exemple, un indicateur du niveau de tassement profond. La figure 6.6 présente l'évaluation de cet indicateur sur le territoire de la Côte-d'Or; elle exprime la proportion surfacique des types de sols considérés comme tassés sur la zone d'étude. On observe que très peu de sols sont considérés comme dégradés vis-à-vis du tassement profond, à l'exception de quelques sols au nord-ouest du territoire.

Figure 6.6. Réservoir en eau utilisable maximal.
A) Évaluation à partir des données du RRP au 1/250 000 (profondeur = 110 cm).
B) Évaluation à partir des données CPF à 1/100 000 (profondeur = 110 cm).
C) Évaluation issue du programme GlobalSoilMap (profondeur = 200 cm).



Choisir une base de données spécifiques pour évaluer un indicateur

Même si les données sur les sols sont nombreuses (voir encadré 6.2, p. 136), il n'est pas toujours facile d'identifier lesquelles sont les plus à même de produire un résultat cohérent. La figure 6.7 montre l'exemple de l'évaluation du réservoir en eau utilisable maximum, calculé par une fonction de pédotransfert, à partir soit du RRP au 1/250 000, soit de la Carte pédologique de France à 1/50 000. Si les grands ensembles semblent identifiés, l'évaluation en un point donné peut être légèrement différente, sans qu'il faille pour autant conclure que l'une ou l'autre soit fausse.

C'est donc bien en fonction de la précision recherchée et de l'utilisation finale de l'évaluation de l'indicateur qu'il faut sélectionner le jeu de données à utiliser. Cependant, pour simplifier la démarche de l'utilisateur, le tableau 6.3 synthétise les évaluations spécifiques que l'on peut réaliser en fonction des données disponibles.

■ Pour aller plus loin

Il ressort des travaux analysés dans le cadre de cette étude que les données sur les sols actuellement disponibles en France permettent d'évaluer la plupart des indicateurs identifiés pour caractériser les fonctions des sols et leur qualité/santé. Les principaux

Figure 6.7. Indication du niveau de dégradation par le tastement sur le département de la Côte-d'Or. Proportion (%) de chaque UCS dont des UTS dépassent les valeurs limites de masse volumique proposées par la *Soil Monitoring Law*.

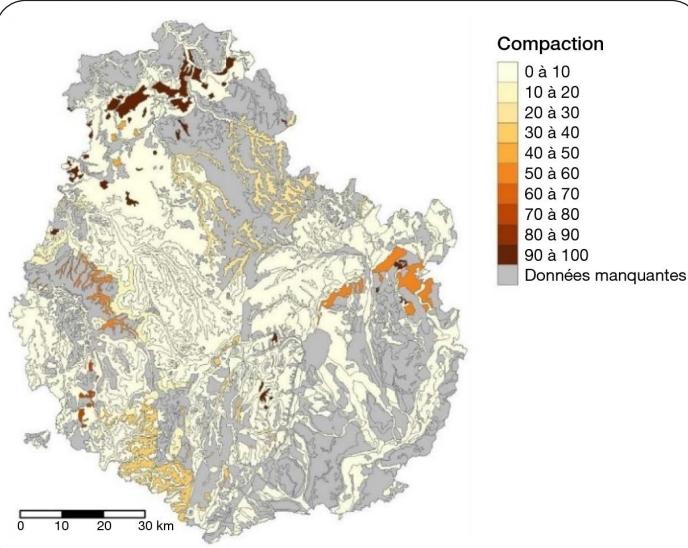


Tableau 6.3. Disponibilité des données relatives aux principaux indicateurs de la qualité des sols.

Source de données	Indicateurs prévus par la proposition de <i>Soil monitoring law</i>		Autres indicateurs
	IGCS (depuis 1990)	BDAT* (depuis 1990)	
RMQS (depuis 2000)			
Calculable par BDAT x IGCS*			
Calculable par FIP à partie d'IGCS			
Calculable par une autre méthode			
Non disponible, à mesurer			

* Uniquement sur l'horizon de surface. **En vert** : données disponibles dans chaque base de données (une couleur verte clair indique qu'une donnée est disponible, mais en faible proportion des points de la base). **En orange** : évaluation indirecte à partir de données disponibles. **En rouge** : information actuellement absente des bases de données françaises. BDAT : Base de données des éléments-traces-métalliques ; ETMM : éléments-traces-métalliques et métalloïdes ; FIP : Fonction de pédotransfert ; IGCS : Inventaire, gestion et conservation des sols ; K : potassium ; N : azote ; P : phosphore ; RMQS : Réseau de mesures de la qualité des sols.

enjeux résident dorénavant dans la diversité des types d'usages et types de sols et de climats couverts, et dans la répétition des mesures dans le temps. En effet, augmenter la fréquence des mesures de suivi de certains indicateurs permettrait de mieux caractériser et expliquer les changements environnementaux inédits qui mettent aujourd'hui en jeu la qualité des sols.

Dans cette optique, les suivis de terrain sur longue durée servent de base pour l'encaissement et la calibration des nouveaux outils qui permettent de déployer, dans l'espace et dans le temps, le recueil des données. Il s'agit notamment des outils de proxi- et télédétection⁶⁹, de plus en plus utilisés en lien avec les procédés d'intelligence artificielle. Dans une autre orientation, les sciences et recherches participatives (SRP) contribuent à un tel recueil⁷⁰ et couvrent une grande diversité de contextes : agricoles (p. ex., OPVT⁷¹), urbains et périurbains (p. ex., projet REV-URBAIN), ou encore les jardins (p. ex., projet JARDIBIODIV⁷²). Dans le cas particulier des lombrics par exemple, l'OPVT a permis de collecter 6 820 observations en 9 années, soit une moyenne annuelle de 757 observations, alors que la recherche seule ne permettait de collecter qu'entre 20 et 80 observations par an avant 2010. Cette participation active a nourri une base de données du projet LANDWORM⁷³ qui va permettre d'aboutir prochainement à des valeurs de référence contextualisées à un grain fin (contextes agropédoclimatiques) et couvrant l'ensemble du territoire national.

69. Cf. chapitre 5, section « Intérêts et limites de quelques méthodes de mesure », p. 100.

70. Cf. chapitre 2, section « Acteurs et dispositifs de l'évaluation de la qualité des sols », p. 25.

71. https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php (consulté le 31/10/2024).

72. Observatoire participatif des vers de terre, <http://ephytia.inra.fr/fr/P/165/jardibiodiv> (consulté le 31/10/2024).

73. <https://www.fondationbiodiversite.fr/la-frb-en-action/programmes-et-projets/le-cesab/landworm> (consulté le 31/10/2024).

7. Enseignements et pistes de recherche

Récapitulatif des principaux enseignements

■ Les qualités attendues du sol

Intérêt croissant pour la dynamique écologique des sols

La bonne qualité est évaluée suivant des approches diverses. Le plus classiquement, elle correspond à l'adéquation à un usage. Un sol considéré comme de bonne qualité est ainsi fertile pour l'agriculteur et le forestier, stable pour le constructeur, exempt de pollutions pour l'habitant, riche en biodiversité pour le naturaliste, etc. Cette énumération fait apparaître des antagonismes. Par exemple, l'apport de fertilisants minéraux maximise la productivité agricole, tout en compromettant potentiellement la qualité de l'eau et la diversité des organismes du sol. De même, l'assèchement des zones humides répond à un objectif de productivité agricole et de lutte contre les vecteurs de maladies, mais compromet les fonctions hydrologiques des sols avec *in fine* des conséquences délétères pour l'agriculture et la santé humaine. Le développement des connaissances sur les dégradations du climat et de la biodiversité et sur leurs conséquences pour la viabilité des activités humaines a conduit à porter davantage d'attention aux dynamiques écologiques qui régulent et préservent plus globalement de telles qualités. La composante biologique du sol ainsi que la compréhension de ses interactions avec les composantes physiques et chimiques ont ainsi fait l'objet d'un intérêt croissant.

Distinction entre qualité et santé

La notion de santé des sols connaît un essor, notamment dans les cadres internationaux appelant à une meilleure préservation des sols (ONU, UE) et sur la dernière décennie dans la littérature scientifique internationale. Elle s'inscrit dans une vision plus holistique du fonctionnement écologique des sols que la qualité, qui correspondrait plus classiquement à leur adéquation à un usage. Certains travaux proposent en outre de considérer la qualité comme un niveau de fonctionnalité potentiellement permis par le type de sol considéré (c'est-à-dire les valeurs communément observées pour l'ensemble des sols du même type), et la santé comme le pourcentage d'ajustement de ce niveau de fonctionnalité effectivement observé du fait des pressions anthropiques exercées plus particulièrement sur le sol étudié. À l'heure actuelle, les connaissances manquent toutefois pour quantifier un tel ratio sur l'ensemble des fonctions et suivant différentes hypothèses de perturbation, sachant que la situation de référence « sol non perturbé » n'est, pour de nombreux types de sols et notamment en France, plus disponible dans la réalité.

À la recherche d'une approche générique de la qualité : les fonctions des sols

Les sols sont le lieu de réalisation d'un nombre très élevé de processus qui contribuent à réaliser et réguler les grands cycles hydrobiogéochimiques indispensables au maintien de la vie sur terre. Ces processus s'inscrivent dans des emboîtements d'échelles couvrant tout l'éventail des dimensions spatiales et temporelles (p. ex., l'évolution rapide et très locale des communautés de microorganismes et de leur métabolisme, et l'évolution plus lente qui en résulte à l'échelle planétaire de la teneur de l'atmosphère en gaz à effet de serre). La notion de fonction écologique est un concept permettant de structurer l'analyse de ces processus en assemblant ceux qui ont entre eux le plus d'interactions.

Les fonctions écologiques des sols ont donc été choisies dans cette étude comme objet d'évaluation de la qualité et de la santé des sols. Elles constituent en effet un compromis entre une approche anthropocentrale trop réductrice (car ne considérant qu'une partie des dimensions de la qualité des sols) et une approche écocentrale moins directement utilisable pour la décision (car en écologie, tout objet a une pertinence écosystémique, il n'y a pas de « bonnes » ou « mauvaises » qualités de sols).

L'évaluation des fonctions écologiques est ainsi considérée comme une approche pouvant être commune à l'ensemble des types de sols et d'usages. L'intérêt de cette généréricité est notamment de mesurer ou d'estimer les impacts des changements d'usages (entre espaces naturels, agriculture, sylviculture, urbanisation) et d'en tenir compte pour les choix fonciers.

Cette approche par les fonctions est toutefois complémentaire de l'attention portée à la valeur patrimoniale de la naturalité des sols. En effet, évaluer la qualité des sols à la seule aune de leur fonctionnalité met sur le même plan des sols naturels dont les fonctionnalités ont été préservées et des sols construits présentant les mêmes résultats dans la mesure des fonctions.

Enfin, une perspective encore émergente est proposée en s'inspirant de la notion de rareté fonctionnelle utilisée en écologie. Elle consisterait à considérer, à l'échelle d'un territoire donné, les unités de sol présentant un profil fonctionnel original et rare par rapport à l'ensemble des sols du territoire.

La qualité du sol, une part souvent négligée du foncier

Après des décennies de focalisation sur la productivité des sols, les autres fonctions qu'ils assurent et les avantages qui en découlent pour la société commencent à être reconnus. Dans le domaine agricole, des pratiques sont spécifiquement promues pour la préservation des différentes fonctions des sols comme la réduction du travail du sol, l'intégration des prairies dans les rotations ou des arbres dans le parcellaire. Dans le domaine de l'urbanisme, l'enjeu de limiter l'altération des fonctions du sol est désormais inscrit dans le droit. Enfin, des initiatives reliant des ressources scientifiques et une implication citoyenne ont permis ces dernières années de développer une sensibilité aux enjeux liés aux sols.

Pour autant, la valeur économique des terres ne tient compte que dans des cas très particuliers (certaines aires AOC, par exemple) d'indicateurs de qualité des sols. Ce sont les critères relatifs au foncier qui prennent (notamment la proximité des bassins urbains, infrastructures, filières économiques) et, dans une moindre mesure, la valeur agronomique au regard de productions plus ou moins bien valorisées (verger, vigne, céréale, prairie, etc.).

À l'heure actuelle, les modalités de planification de l'urbanisme prennent encore très peu en compte la qualité écologique des sols, au-delà des démarches volontaires de certaines collectivités associées à des projets de recherche (MUSE, UQUALISOL-ZU, etc.). Même lorsque le droit se veut attentif à la qualité des sols, comme dans le cadre des opérations d'aménagement foncier, sa prise en compte s'avère peu décisive dans les arbitrages finaux, par comparaison aux enjeux sociospatiaux du foncier. C'est en fait à travers l'application de régimes juridiques préservant d'autres enjeux tels que la lutte contre le changement climatique, la préservation des zones humides ou de la potabilité de l'eau, que le contrôle fait par l'administration du maintien des fonctionnalités du sol est manifeste.

■ Le système d'indication : une finalité, des indicateurs et un référentiel d'interprétation

En amont de l'interprétation de chaque indicateur, une stratégie adéquate doit être établie en fonction de la finalité de l'évaluation, en ce qui concerne notamment la complémentarité entre les indicateurs utilisés, leur éventuelle pondération, l'échantillonnage des mesures, le traitement statistique et/ou cartographique des résultats. L'articulation de l'ensemble de ces éléments constitue le système d'indication.

La présente étude met en évidence les étapes de la démarche d'évaluation au cours desquelles des choix doivent être assumés par l'utilisateur des résultats. C'est à partir de ces choix que l'expertise scientifique peut ensuite décliner les options méthodologiques pertinentes.

La finalité : une base à mieux expliciter

Étape souvent négligée, expliciter la finalité de l'évaluation est pourtant indispensable pour sélectionner les indicateurs pertinents, raisonner la prise en compte de leur variabilité spatiale et temporelle, ainsi que celle des types de sols, de climats et d'usages. Par exemple, une évaluation visant à établir un suivi dans le temps des fonctions de l'ensemble des sols d'un territoire sera conduite de manière très différente d'une étude locale visant à choisir l'implantation d'un projet industriel, ou d'un diagnostic local identifiant les impacts sur les fonctions écologiques des modalités de gestion d'un site, pour y apporter des ajustements. Or, il est constaté que, dans la littérature scientifique, le choix des indicateurs et la définition des modalités de leur interprétation sont rarement expliqués au regard de la finalité. Les études s'inscrivent le plus souvent dans un domaine d'utilisation donné (p. ex., agriculture, forêt, urbanisme) et s'appuient sur des pratiques usuelles sans les relier à un cadre théorique ou méthodologique.

Acquis stabilisés pour la plupart des indicateurs

La liste des paramètres élémentaires qui interviennent dans la caractérisation et l'évaluation de la qualité des sols semble bien stabilisée dans la littérature et permet d'identifier une cinquantaine d'indicateurs principaux. Compte tenu de l'amélioration continue du recueil et de la mise à disposition des données sur ces indicateurs, une première base de connaissances permet de procéder à l'évaluation de la qualité des sols dans ses dimensions physiques, chimiques et biologiques pour le territoire français. Pour approfondir cette évaluation dans une approche basée sur les fonctions écologiques des sols, des indicateurs ont été identifiés comme en maturation ou encore en développement, notamment des indicateurs biologiques (cf. *infra*, Pistes de recherche).

Questions débattues sur les méthodes de mesure ou d'estimation

Le degré d'harmonisation des méthodes est un point récurrent de discussion. C'est un enjeu important car les écarts constatés entre deux valeurs peuvent être davantage liés à des méthodes de mesure différentes qu'à des réalités différentes. En ce qui concerne les méthodes de mesure, leur standardisation adossée à des normes est conseillée pour éviter les erreurs d'interprétation. Une réflexion est ainsi conduite et reste encore ouverte, sur les éléments ou étapes méthodologiques les plus pertinents à standardiser. L'objectif est d'obtenir des résultats normalisés et comparables, tout en préservant la flexibilité nécessaire à une bonne adéquation des protocoles scientifiques aux objectifs de chaque étude et aux particularités du contexte.

Le degré d'agrégation de l'information produite fait également l'objet de points de vue divergents. Des résultats exprimés sous la forme d'une diversité d'indicateurs, évoluant suivant des dynamiques qui sont parfois contrastées ou contradictoires, peuvent nuire à la possibilité, pour des utilisateurs non experts, d'en tirer des enseignements. Ainsi, dans des cadres très globaux de gouvernance et de communication (ONU, UE, objectifs nationaux relatifs à l'artificialisation), les appels sont régulièrement réitérés à l'élaboration d'un index unique permettant de communiquer sur l'évolution globale de la qualité des sols. Les propositions qui en découlent (p. ex., baromètre de la dégradation des sols au niveau UE, artificialisation nette au niveau national) font toutefois difficilement consensus. Elles présentent le risque d'une surpondération de certaines dimensions de la qualité, ou de compensation entre dimensions évoluant de manière antagoniste au risque de rendre invisibles certains types de dégradation. Ainsi, l'information agrégée doit être associée à des résultats élémentaires sur chaque indicateur pour permettre une explication des évolutions observées et l'identification des possibilités d'amélioration.

La question des incertitudes est également cruciale pour une interprétation pertinente des résultats de l'évaluation. Les méthodes existent pour quantifier les incertitudes liées aux méthodes de mesure, de calcul, et des marges de progrès devraient permettre leur explicitation plus systématique dans les publications scientifiques. Cette étape permettra en effet de mieux traiter ces incertitudes lors des opérations d'agrégation et de spatialisation.

Enfin, les concepts et modèles établissant les liens entre une fonction écologique et ses indicateurs sont rarement établis. Le choix des indicateurs est le plus souvent effectué sur des bases empiriques.

Lacunes à combler sur le référentiel d'interprétation des indicateurs

Les valeurs obtenues pour un indicateur n'ont du sens qu'au regard du référentiel d'interprétation associé. Celui-ci est établi en tenant compte de la finalité poursuivie et du contexte pédoclimatique de l'évaluation. Évaluer nécessite de commencer par caractériser la qualité du sol considéré, dans une approche descriptive, à partir des valeurs d'existence. Si la finalité poursuivie est en outre normative — c'est-à-dire que l'on cherche à porter un jugement sur la plus ou moins bonne qualité du sol considéré pour décider des mesures de préservation ou de restauration à mettre en œuvre —, les valeurs des indicateurs seront comparées à des valeurs seuils et/ou cibles.

Les valeurs d'existence, seuils et/ou cibles, sont les valeurs de référence. Elles dépendent de la situation de référence au regard de laquelle l'état du sol est évalué. Les modalités de choix de la situation de référence ont été récapitulées et font l'objet de questions encore non résolues :

- **partir d'un objectif politique** (p. ex., limiter les risques pour la population d'exposition à des polluants). Les valeurs peuvent alors être différentes suivant le pays ou la région ;
- **partir d'un objectif de gestion** (p. ex., un objectif productif pour un exploitant agricole ou forestier), sachant qu'il y a un biais à considérer le seul bénéfice productif comme reflétant la qualité du sol. Cela ne permet pas de discerner la part du rendement liée à la qualité du sol de celle qui est liée aux interventions humaines, par exemple l'apport d'intrants. En effet, dans cet exemple, un sol de meilleure qualité peut présenter des rendements moindres par hectare, dans le cas d'une conduite économique en intrants et en aménagements ;
- **viser l'état d'un sol de même type non perturbé (ou « naturel »)**, même si dans les faits une telle situation reste souvent fictive, notamment dans les territoires européens, tant les activités humaines et les évolutions des écosystèmes se sont conjuguées à travers l'histoire. La situation non perturbée considérée comme référence est ainsi bien souvent une situation reconstituée par modélisation ;

• **repérer scientifiquement les seuils de changement d'état de « l'écosystème sol ».**
Dans une approche par les fonctions, il s'agit de repérer les points de basculement écologique autour desquels celles-ci se trouvent significativement dégradées ou améliorées. Ce domaine de recherche est encore très ouvert, en lien avec les travaux en écologie sur la dynamique des écosystèmes.

En pratique, la plupart des seuils mentionnés dans la littérature scientifique proviennent de la distribution statistique des valeurs d'existence. Le repérage des valeurs seuils est ainsi progressivement amélioré grâce à la consolidation continue des bases de données. Un sol est alors considéré comme en « bonne santé » lorsqu'il est dans l'intervalle normal des valeurs existantes pour l'ensemble des sols comparables. Cette stratégie d'évaluation au regard de l'existant est mise en œuvre faute de mieux, mais constitue

un point de vigilance pour l'interprétation des résultats, car elle ne tient pas compte du niveau de dégradation ou de régénération de l'ensemble des sols qui font référence. En effet, si les sols qui font référence ont déjà été dégradés, le sol étudié sera considéré comme présentant un état correct, même s'il a été également dégradé, et inversement pour un ensemble de sols qui aurait été amélioré.

La question se pose différemment lorsqu'il s'agit d'évaluer, dans une situation donnée, les effets dans le temps de pratiques de gestion mises en œuvre. Dans ce cas, la situation de référence est clairement l'état du sol au démarrage de l'étude. La question relève alors davantage de la possibilité de discerner les effets des pratiques d'une évolution liée à des facteurs tels que les changements climatiques.

Les données : un point-clé de l'opérationnalité

La disponibilité de données de référence servant de base comparative pour caractériser la qualité d'un sol reste l'un des freins majeurs à la mise en œuvre opérationnelle du système d'indication. Certains indicateurs n'ont ainsi pas de valeurs seuils car celles-ci sont dépendantes de l'usage et du contexte, et les bases de données existantes ne sont pas consolidées à un niveau suffisamment fin pour les établir. À ce jour en effet, les valeurs seuils proposées sont le plus souvent globales. La France dispose d'un système d'information dont la performance est exemplaire au regard d'autres pays (cf. encadré 6.2). Plus ponctuellement, les valeurs d'existence peuvent être relevées dans des bases de données spécifiques ou dans des articles scientifiques. Mais compte tenu de la diversité des gradients pédologiques, climatiques et d'occupation des sols rencontrés sur le territoire, les bases de données restent à améliorer pour une bonne couverture de cette diversité, dans l'espace et dans le temps. Peu de données sont disponibles en ce qui concerne plus particulièrement les sols urbains.

En outre, pour que le système français de recueil et de gestion des données sur les sols contribue pleinement à l'opérationnalité des indicateurs, le libre accès à l'ensemble de ces données pour les utilisateurs reste à assurer.

■ Vers un régime intégré de préservation de la qualité des sols

Une définition de la qualité pour améliorer la sécurité juridique

Les études de droit mettent en évidence l'absence de définition juridique de la qualité du sol et les enjeux de clarté du droit et de sécurité juridique qu'elle soulève. La qualité des sols fait ainsi l'objet d'un traitement paradoxal dans les instruments de gouvernance : tout en étant reconnue comme condition fondamentale de la possibilité de vie et d'activité des sociétés humaines, elle reste indéfinie, incommensurable et donc largement absente des cadres normatifs.

Progressivement, le droit de l'environnement et le droit de l'urbanisme intègrent des concepts issus de l'écologie et des sciences de l'environnement en général. Il en est ainsi du concept de fonctions. La littérature juridique en particulier, comme le droit

positif français et européen, font directement référence au bon état écologique des milieux s'agissant de l'air et de l'eau, mais à ce stade pas en ce qui concerne les sols. Pour autant, bien que les critères définissant juridiquement la bonne qualité d'un sol ne soient actuellement pas établis, il est d'ores et déjà possible de tenir compte des caractéristiques pédologiques pour y associer des dispositifs visant à préserver cette qualité.

Manque de recul sur la restauration écologique des sols

Les sols ont une capacité de résilience liée à leurs fonctions écologiques mais, passés certains seuils, les dégradations sont irréversibles, ce qui appelle des opérations de restauration écologique. La principale spécificité des sols dans le domaine de la restauration écologique est qu'ils ont une dynamique d'évolution beaucoup plus lente que celle des successions écologiques plus directement observables. Le retour effectif des fonctions des sols peut ainsi survenir sur un pas de temps supérieur à celui nécessaire à l'apparition de certaines communautés végétales. Le pas de temps du droit et des politiques publiques risque d'être en inadéquation avec les exigences de la mesure d'une restauration effective des fonctions du sol. Des indicateurs de qualité du sol sont ainsi à prévoir pour juger effectivement une trajectoire de restauration.

Les indicateurs de qualité des sols ne peuvent toutefois pas à eux seuls juger de la restauration écologique, dont le protocole de suivi devra nécessairement être enrichi d'indicateurs écologiques pour l'ensemble de l'écosystème, et d'indicateurs économiques, sociologiques et culturels. Ces derniers seront déterminants dans la pérennisation d'une telle opération, laquelle pourra notamment être garantie par le recours à des mécanismes de contractualisation ou de maîtrise foncière attentifs à la santé du sol.

Les travaux scientifiques qui documentent de telles trajectoires ont été réalisés jusqu'à présent sur des durées qui ne permettent pas de conclure quant à l'effectivité de la restauration écologique des sols étudiés. Il y a ainsi un manque de recul sur les opérations d'ingénierie pédologique qui appelle à la prudence. Dans cette optique et suivant la séquence éviter-réduire-compenser (ERC), la priorité doit être accordée au recyclage des surfaces déjà dégradées plutôt qu'à des stratégies de restauration mises en œuvre en compensation de nouvelles dégradations.

Calibrage des dispositifs incitatifs

L'indicateur en droit revêt plusieurs formes et est contrôlé par différentes autorités, publiques (État et collectivités) comme privées. Si demain la santé des sols était consacrée comme un objectif juridiquement contraignant et qu'un système d'indication était créé pour contrôler sa réalisation, il appartiendrait au législateur de décider de la mise en place d'un régime de police administrative spéciale ou de mécanismes incitatifs sous forme de contrats ou de certifications, les deux n'étant pas exclusifs l'un de l'autre, mais renvoyant à des logiques d'adhésion différentes.

La littérature économique s'intéresse à la calibration en proportion des instruments incitatifs, justifiés par le fait que les acteurs de la dégradation des sols ne sont souvent pas ceux qui en subissent le plus fortement les conséquences. Celles-ci peuvent se reporter dans l'espace à diverses échelles (p. ex., coulées de boues résultant de pratiques qui favorisent l'érosion, inondations résultant de la perte d'infiltration, impacts sur le climat tels que réchauffement résultant des émissions de GES, sécheresse résultant de la perte de la capacité de rétention de l'eau), ainsi que dans le temps (rachat d'une parcelle préalablement dégradée, conséquences futures des dégradations présentes). Les régulations portant sur la qualité des sols seront d'autant mieux justifiées que leurs conséquences économiques seront précisément connues, tout comme elles seront d'autant plus performantes qu'elles reposent sur des données environnementales et économiques fiables.

L'information sur la qualité des sols est ainsi à plusieurs titres un élément clé, tant pour les usagers directs du sol que pour ceux qui, sur un territoire donné, voient leur cadre de vie modifié.

Lacunes de connaissances sur les conséquences des usages et pratiques sur les sols

La littérature rend compte de la pertinence de baser les incitations sur des obligations de moyens (usages, pratiques), sous réserve d'améliorer et actualiser les fondements scientifiques sur lesquels leur définition repose, et d'assurer la cohérence globale des dispositions mises en œuvre. En effet, les incitations à préserver la qualité des sols s'appuient, à de rares exceptions, sur des connaissances empiriques et des expérimentations ponctuelles dont les résultats sont ensuite extrapolés, qui établissent certains usages et pratiques comme bénéfiques pour la qualité des sols. Cependant, le résultat réellement obtenu n'est que très rarement vérifié. Dans certains cas, les connaissances scientifiques font défaut pour procéder à l'évaluation de l'impact réel (p. ex., stockage de carbone). Des améliorations sont ainsi à apporter à la fois dans le domaine des métriques pour certains indicateurs et dans le domaine de la compréhension du lien entre la pratique mise en œuvre et le résultat observé en situation, compte tenu des autres paramètres intervenant (p. ex., les changements climatiques).

Importance de l'implication des acteurs

Le lien est désormais établi entre la qualité des sols et des dommages tels que des phénomènes d'inondation et la qualité de vie procurée par exemple par les îlots de fraîcheur en ville ou la diversité des paysages. Ce point d'entrée constitue un levier majeur et concret de sensibilisation.

Le système d'indication crée un espace de dialogue aspirant à impliquer, dans le développement de la connaissance et dans l'action, l'ensemble des usagers d'un sol. C'est pourquoi il est si important qu'il ne se limite pas, dans sa mise en œuvre, à des politiques publiques sectorielles, mais qu'il serve au contraire d'outil intégrateur de

problématiques d'alimentation, d'urbanisation, de changement climatique, etc. Cette appropriation des enjeux se poursuit avec la hiérarchisation collective des priorités concernant les fonctions des sols.

Face à la complexité du fonctionnement du sol et aux questions soulevées par la définition de sa santé, la littérature scientifique souligne l'intérêt des dispositifs participatifs. L'inclusion des acteurs dans l'élaboration, la réalisation et l'interprétation du suivi favorise une perception partagée de la qualité et de la santé des sols, et contribue à réguler les rapports de pouvoir. Le développement de kits et manuels pédagogiques de terrain peu coûteux en équipement, ainsi que la mise en place de structures d'animation (telles que des *living labs*, par exemple) sont attendus pour développer les possibilités d'implication et des lieux d'échange autour du sol, de ses usages et de sa santé.

Pistes de recherche

■ Approfondir l'approche par les fonctions

L'approche de la qualité des sols par la réalisation de ses fonctions est bien adaptée à des démarches collaboratives pour la préservation de la qualité des sols. Elle permet de mettre en évidence les adéquations sol-usage et les compromis entre fonctions, afin d'éclairer les arbitrages en matière de choix. Elle est en revanche moins bien adaptée au suivi sur un territoire (ou *monitoring*), qui implique de dépasser certaines difficultés comme la prise en compte de différentes fonctions dans un résultat unique, ou le fait que le lien indicateur-fonction est le plus souvent très difficilement modélisable et reste établi sur des bases empiriques. Il reste en outre difficile de distinguer les indicateurs correspondant à des facteurs qui déterminent la réalisation de la fonction de ceux qui mesurent directement cette réalisation.

Pour autant, à l'image de l'écologie fonctionnelle, il apparaît que la pédologie fonctionnelle est un domaine de recherche susceptible d'apporter des réponses à ces difficultés et dans lequel beaucoup reste à faire. Mieux documenter la relation entre la réalisation des fonctions qui renvoie à des indicateurs encore peu matures et les déterminants, plus faciles à mesurer, suppose alors :

- la définition et la sélection des indicateurs de réalisation, pour lesquelles la présente étude fournit une base de travail ;
- le développement d'un réseau de mesure de la fonctionnalité des sols, qui aurait moins vocation à couvrir de manière non biaisée toutes les situations envisageables qu'à servir de jeu de données d'apprentissage et de validation. Celui-ci pourrait notamment s'appuyer sur les réseaux de dispositifs expérimentaux de longue durée existants, dans lesquels nombre de fonctions sont d'ores et déjà suivies et dont il s'agirait alors de poursuivre la bancarisation ;
- le développement de stratégies de modélisation et leur calibration sur les situations mesurées (point précédent) ;

- l'extension des modélisations sur l'ensemble des points géographiques de suivi des déterminants qu'elles mettent en jeu, voire sur la totalité du territoire français en se basant sur les cartes numériques des sols par exemple.

■ Équilibrer le corpus scientifique dominé par les problématiques agricoles

La littérature scientifique traitant de la qualité des sols porte très majoritairement sur des problématiques agricoles. En conséquence, la sélection des indicateurs et le calibrage des valeurs de référence sont proposés fréquemment dans une optique de réponse à ces problématiques. C'est en effet dans le domaine agricole que les conséquences des dégradations sont le plus directement perçues par les acteurs, notamment en ce qui concerne les propriétés dynamiques qui sont les plus sensibles aux modalités de gestion des sols. Or le développement des connaissances sur les conséquences à plus long terme de la généralisation et de l'intensification des pressions anthropiques sur les sols montre la nécessité d'élargir les domaines d'étude. Par exemple, des espaces peu productifs comme les landes et zones humides remplissent par ailleurs des fonctions hydrologiques, écologiques et climatiques essentielles. Les sols urbains sont majoritairement abordés sous l'angle des risques pour la santé humaine associés aux pollutions, des risques d'inondation ou d'instabilité de la structure du sol, et très peu sous l'angle de leurs fonctionnalités écologiques. Les sols forestiers font l'objet d'une préoccupation croissante sur des thématiques assez ciblées telles que l'érosion et le tassement ; ils nécessitent le développement d'outils spécifiques adaptés à la difficulté d'accès de ces terrains.

■ Développer les indicateurs biologiques

Si une batterie d'indicateurs biologiques existe et est plus ou moins consolidée depuis 10 ans, on peut aussi noter l'absence de mobilisation de certains de ces indicateurs. Les organismes du sol et la végétation jouent pourtant un rôle important *via* le réseau complexe d'interactions qui existent entre eux et avec le milieu environnant (abiotique), contribuant ou affectant une multitude de services liés au fonctionnement du sol. Il apparaît donc nécessaire d'élargir la palette de bio-indicateurs mobilisés dans les évaluations de santé des sols. Certains organismes pourtant peu utilisés dans les diagnostics de santé des sols sont connus comme représentant un poids important dans la biomasse de l'édaphon⁷⁴, tels que les protozoaires, ou comme jouant un rôle spécifique dans le fonctionnement du sol, tels que les enchytréides ou les fourmis. Il apparaît aussi important de prendre en compte les organismes altérant les fonctions : ainsi, certaines larves d'insectes phytophages consommant des racines vivantes (p. ex., larves de taupins ou de hannetons) vont avoir, si elles sont présentes en surabondance, un effet délétère sur le développement de la végétation.

74. Édaphon : ensemble des organismes vivant dans le sol.

Enfin, au-delà de l'indicateur lui-même, ce sont aussi de nouvelles métriques qu'il convient de développer, sur la complexité des interactions biologiques dans les sols et sur le lien avec les fonctions, comme cela est développé en milieux aquatiques.

Les approches par réseau trophique et par traits fonctionnels, développées en écologie et applicables aux communautés du sol, sont généralement considérées comme particulièrement prometteuses pour dépasser la classique caractérisation de la structure des écosystèmes au profit de leur fonctionnement. Basées sur des critères morphologiques plus ou moins simples (p. ex., forme et visibilité des pièces buccales ou couleur et taille des organismes), elles ont abouti à la création de groupes écologiques ou groupes fonctionnels regroupant différents taxons (p. ex., nématodes, collemboles, acariens, vers de terre). Les approches par traits permettent en outre de s'affranchir des contraintes liées à la détermination à l'échelle de l'espèce qui pose souvent difficulté. Elles constituent également une piste de recherche sur les microbes en s'appuyant sur la caractérisation de l'ADN du sol, qui se heurte souvent à la difficulté à relier affiliation taxonomique et fonctions ou groupes de fonctions. Leur développement reste toutefois limité à la description des composantes vivantes des écosystèmes et elles n'ont, à notre connaissance, jamais été appliquées au sol sur la base de ses fonctions, en intégrant ses composantes biotiques et abiotiques.

■ Convenir d'une métrique pour la charge polluante globale

Les concentrations en polluants sont rarement incluses dans les indices globaux de qualité des sols et constituent un jeu d'indicateurs séparé. Les polluants les plus étudiés sont les éléments-traces métalliques et métalloïdes (ETMM) et certains polluants organiques (HAP, pesticides). Les polluants dits émergents (p. ex., micro- et nanoplastiques, antibiotiques, nanoparticules manufacturées, PFAS) sont très rarement, voire jamais, pris en compte. Certaines approches globales de la pollution s'appuient sur des indicateurs biologiques utilisant des organismes (p. ex., les escargots avec l'indicateur de Somme des excès de transfert [SET-escargot] ou les plantes avec la Charge métallique totale [CMT-végétaux]), dont la sensibilité permet de rendre compte de la contamination par les polluants et de la biodisponibilité de ces derniers. Il reste donc un champ de recherche ouvert sur la définition d'indicateurs permettant d'approcher la charge globale en polluants dans les situations de pollution diffuse.

■ Développer des techniques non destructrices

La télédétection et la proxidétection offrent la possibilité d'assurer des mesures fréquentes sur une même unité de sol sans destruction, à des résolutions spatiales inatteignables sur la base de prélèvements d'échantillons. Elles restent toutefois dépendantes d'une mesure directe des propriétés du sol pour calibrer les modèles permettant de déconvoluer et interpréter l'information contenue dans le signal détecté. Dans le cas de la télédétection, les mesures ne portent en outre que sur l'horizon de surface.

Pour autant, les nombreux paramètres des sols auxquels les signaux de télédétection et de proxidétection sont sensibles font de ces derniers des covariables de choix dans des approches de *monitoring* et de cartographie numérique des sols. Les deux techniques sont particulièrement pertinentes pour le premier repérage de situations d'alerte, dont l'état des lieux peut ensuite être approfondi sur la base de prélèvements. Une piste à explorer porte enfin sur d'autres modalités d'interprétation du signal qui ne passeraient pas par une déconvolution pour obtenir des propriétés élémentaires, mais consisteraient à l'analyser comme mesure directe de la santé des sols.

■ Définir le bon état écologique d'un sol

À l'instar de ce que l'on observe dans d'autres champs traitant du concept de santé, en particulier de la santé humaine, le « bon état » reste difficile à définir. En effet, il est plus classique d'identifier une limite correspondant à une dégradation (le diagnostic d'une maladie) qu'un tableau de « bonne santé ». Par exemple, les sols de formations végétales de type « landes » sont acides et pauvres en nutriments, mais ne peuvent pas être considérés comme en mauvais état écologique. Ils jouent un rôle important dans le stockage du carbone, et intervenir sur leurs caractéristiques par fertilisation et chaulage risque de conduire à la perte de ces formations végétales devenues rares. Pour faciliter la définition d'un bon état écologique, il manque, dans la littérature courante sur les sols, une réflexion conceptuelle sur les seuils correspondant à une détérioration des fonctions et sur la cible correspondant à ce bon état écologique.

Compte tenu de la diversité des échelles spatiales et temporelles auxquelles se produisent les différents processus qui contribuent à une même fonction, et des contraintes que le sol subit, une double réflexion, théorique et opérationnelle, est à conduire sur la mesure de processus emboîtés : la connaissance de la dynamique de fonctionnement du système devrait conditionner la fréquence du suivi. Il est par exemple recommandé de faire des mesures temporelles répétées dans un contexte pédoclimatique cohérent et de privilégier les intersaisons (printemps, automne), qui sont la période d'activité biologique la plus intense. Mais comment déterminer *a priori* cette ou ces fréquence(s) et, d'ailleurs, ces fréquences optimales de mesure existent-elles réellement ? Sont-elles compatibles avec des impératifs socio-économiques ?

■ Évaluer l'intérêt et les limites des proxies

Face à la difficulté d'arbitrer entre les différentes fonctions ou d'agréger l'ensemble des fonctions, qui pose des problèmes non résolus actuellement, une méthode pragmatique serait de choisir un indicateur comme proxy d'un fonctionnement optimum du sol. La littérature révèle que le carbone est déjà parfois adopté dans une telle optique. Pour autant, bien qu'il soit un déterminant important de la composante biologique dans les sols (abondance, biomasse, diversité), il ne permet pas de rendre compte de la richesse taxonomique qui supporte directement la diversité des fonctions

du sol (richesse qui serait par exemple un autre proxy envisageable). Le caractère multifonctionnel serait ainsi à prendre en compte indirectement, en s'assurant que l'augmentation de la fonction de stockage de carbone ne se fasse pas au détriment des autres. Certains indices biologiques ont également été proposés comme reflétant le niveau global de fonctionnalité du sol (p. ex., *Soil Biological Quality* [QBS-ar], qui se base sur les microarthropodes du sol). Cependant, de tels indices présentent des limites, car ils ne tiennent pas compte de l'ensemble de la biodiversité (exclusion des microorganismes, des nématodes, des vers de terre). En outre, pour pouvoir considérer la biodiversité comme un proxy des fonctions, il apparaît nécessaire de mieux documenter la relation entre les deux et de déployer des programmes de recherche afin d'affiner les connaissances en écologie fonctionnelle.

■ Territorialiser le suivi de la qualité des sols

Les travaux sur la gouvernance de la qualité des sols soulignent l'importance d'envisager la territorialisation de l'action publique à une échelle locale ou régionale pour assurer la cohérence des dispositifs mis en œuvre et l'implication des acteurs. En outre, la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* initialement publiée en juillet 2023 prévoit la délimitation de *soil districts* (pour la gouvernance) et de *soil units* (pour le suivi) au sein de chaque État membre. La définition de ces entités reste toutefois, à ce stade, encore très ouverte. La littérature scientifique traitant de la délimitation de l'aire géographique pertinente et des compétences associées met en évidence les différentes approches qui s'appuient : sur des unités administratives existantes (p. ex., les Scot), ce qui permet la cohérence avec la planification territoriale, mais ne correspond pas nécessairement à la réalité de la qualité des sols ; sur des unités homogènes quant au type et à l'usage des sols (les Petites régions agricoles [PRA] en sont l'exemple le plus approchant) ; sur des unités pertinentes pour la prise en compte intégrée des enjeux environnementaux, auquel cas les bassins versants apparaissent comme de bons candidats.

■ Évaluer les leviers juridiques d'une approche intégrée de la qualité des sols

Les objectifs à mettre en place au sein des territoires appellent aussi à davantage de recherche sur la capacité d'intégration d'un objectif de santé des sols par les documents de planification existants. À cet égard, ceux découlant de la mise en œuvre de la loi Climat et résilience sont-ils suffisants ou bien limités ? Par ailleurs, ne s'agit-il pas là d'une opportunité pour améliorer, d'une part, le droit à l'information environnementale en matière de sols, et d'autre part, la participation des citoyens à la gouvernance des sols ? Car le droit à l'information en ce domaine reste limité pour l'essentiel au registre des sols pollués ainsi qu'à la planification de l'urbanisme. Bien que ce droit provienne de principes constitutionnellement protégés par la Charte de l'environnement, il a jusqu'ici été mis de côté. Une réflexion reste à conduire sur

le format et la mise en place d'instances démocratiques et de services dédiés à cette gouvernance, s'appuyant sur des systèmes de données assurant l'information des citoyens et l'effectivité des actions.

La régulation des usages des sols susceptible d'en découler entraînerait-elle une atteinte injustifiée à l'exercice du droit de propriété privée ? Face à la montée en puissance de la reconnaissance de la multitude d'intérêts que la société a à préserver les sols, il serait intéressant de voir comment évoluent, voire s'estompent, les obstacles juridiques jusqu'alors identifiés comme freinant toute tentative d'évolution du droit, et qui s'avèrent en réalité davantage politiques.

■ S'appuyer sur les dispositifs participatifs

Les programmes de sciences et recherches participatives contribuent à une amélioration de la prise en compte des connaissances, du fait du caractère inclusif de l'élaboration, du choix et de la mobilisation des indicateurs. Ils ouvrent également la possibilité de déployer le recueil de données à un grain fin, dans une diversité de contextes, y compris dans des espaces privatifs peu accessibles pour la recherche et les institutions. Leur principale fragilité réside dans la difficulté à maîtriser les méthodes d'échantillonnage et de mesure mises en œuvre. Elle est en partie compensée lorsque les programmes sont largement déployés, par la masse des données recueillies qui permet l'application de méthodes basées sur les statistiques pour le repérage des anomalies.

À ce titre, l'implication des acteurs français dans ces dispositifs participatifs et leurs liens avec le Réseau européen des laboratoires vivants (*European Network of Living Labs*, ENOLL) pourraient être renforcés en ce qui concerne les sols. Les conditions de succès de telles démarches résident dans la diversité des parties prenantes impliquées (y compris, par exemple, les gestionnaires fonciers, les fournisseurs de technologies, les prestataires de services, les acteurs institutionnels concernés, les utilisateurs finaux professionnels ou résidentiels). L'importance est également soulignée d'une répartition claire des rôles entre scientifiques, utilisateurs et décideurs politiques. L'intérêt de ce type de dispositif est de produire des résultats en conditions ou contextes réels, sur des problèmes partagés entre acteurs, et faisant l'objet de suivis et d'évaluations sur le plan des acquis de connaissances, des retombées écologiques, sociales et économiques.

Annexes

Tableau A1. Principales initiatives institutionnelles récentes visant à établir un référentiel d'indicateurs de la qualité des sols, aux différents niveaux de gouvernance	160
Tableau A2. Valeurs d'existence pour les indicateurs sélectionnés	164
Tableau A3. Méthodes de mesure considérées pour l'analyse de l'opérationnalité des indicateurs	173
Tableau A4. Modalités de quantification des critères d'opérationnalité des indicateurs	176
Tableau A5. Synthèse des scores des indicateurs pour les différents critères d'opérationnalité	178

Tableau A1. Principales initiatives institutionnelles récentes visant à établir un référentiel d'indicateurs de la qualité des sols, aux différents niveaux de gouvernance

Période		Projet (* : avec développement d'un outil d'aide à la décision). Documents ou sites de référence
Monde	2006-présent	FAO Soils Portal https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/global-soil-health-indicators-and-assessment/global-soil-health/en/
Union européenne	2015-présent	FAO - Status of the World's Soil Resources - GLADIS (Global land degradation information system) https://www.fao.org/documents/card/en/c/c6814873-efc3-41db-b7d3-2081a10ede50/
	2023-2026	Al4SoilHealth* https://cordis.europa.eu/project/id/101086179
	2023-présent	JRC - EUSO (EU soil observatory) dashboard https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/
	2022	EEA - Soil monitoring in Europe https://www.eea.europa.eu/publications/soil-monitoring-in-europe
	2023-2028	BENCHMARKS - European network for the characterisation and harmonisation of monitoring approaches https://soilhealthbenchmarks.eu/
	2021-2024	EJP Soil - MINOTAUR - Modelling and mapping soil biodiversity patterns and functions across Europe https://ejpsoil.eu/soil-research/minotaur
	2021-2024	EJP Soil - SERENA - Soil ecosystem services and soil threats modelling and mapping https://ejpsoil.eu/soil-research/s Serena
	2021-2022	EJP Soil - SIREN - Stocktaking for agricultural soil quality and ecosystem services indicators and their reference values Faber <i>et al.</i> , 2022
	2020	INSENSE (Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse) FOR-EVAL - Evaluation des sols forestiers* Augusto <i>et al.</i> , 2018 https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/1262-insense-indicateurs-de-sensibilite-des-ecosystemes-forestiers-soumis-a-une-recolte-accrue-de-biomasse.html https://www6.bordeaux-aquitaine.inrae.fr/ispa/Outils-d'aide-a-la-decision/For-Eval-une-application-mobile-pour-evaluer-les-sols-forestiers
	2015-2020	iSQAPER (interactive soil quality assessment)* https://www.isqaper-is.eu/
	2015-2019	LANDMARK consortium* https://landmark2020.eu/list-of-deliverables/
	2011-2014	ECOFINDERS (Ecological function and biodiversity indicators in european soils) https://projects.au.dk/ecofinders
	2006-2008	ENVASSO (Environmental Assessment of Soil for Monitoring) https://esdac.jrc.ec.europa.eu/Projects/Envasso/documents/ENV_Vol-I_Final2_web.pdf

Résolution la plus fine	Principaux utilisateurs ciblés	Types d'approches de la qualité	Types d'usages	Types de paramètres mesurés
1 km	politiques publiques	santé	tous	physiques, chimiques
< 10 m	politiques publiques	qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité	tous	physiques, chimiques, biologiques
< 10 m	politiques publiques	santé, menaces	tous	physiques, chimiques, biologiques
10 m	politiques publiques	menaces	tous	physiques, chimiques, biologiques
10 m	politiques publiques	qualité, santé, menaces, fonctions, services écosystémiques, fertilité	tous	physiques, chimiques, biologiques
suivant cas d'études	politiques publiques, agriculteurs	santé	tous	physiques, chimiques, biologiques
10 m	politiques publiques	fonctions, services écosystémiques	agricole	biologiques
10 m	politiques publiques	menaces, services écosystémiques	agricole	physiques, chimiques, biologiques
10 m	politiques publiques	qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité	agricole	physiques, chimiques, biologiques
parcelle	forestiers	menaces, fertilité	forestier	physiques, chimiques
parcelle	agriculteurs, politiques publiques	menaces, fonctions,	agricole	physiques, chimiques, biologiques
parcelle	politiques publiques, agriculteurs	fonctions, services écosystémiques	agricole	physiques, chimiques, biologiques
parcelle	politiques publiques	menaces, fonctions, services écosystémiques	tous	biologiques, économiques
5 m	politiques publiques	menaces	tous	physiques, chimiques, biologiques

Tableau A1. (suite)

Période	Projet (* : avec développement d'un outil d'aide à la décision). Documents ou sites de référence
France	2019-présent Observatoire national de l'artificialisation des sols https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/
	2017-présent MUSE - Intégrer la multifonctionnalité de sols dans les documents d'urbanisme Branchu <i>et al.</i> , 2022 https://www.cerema.fr/fr/actualites/prendre-compte-multifonctionnalite-sols-amenagement?folder=4232
	2017-2022 SUPRA (Sols urbains et projets d'aménagement)* Consalès <i>et al.</i> , 2022
	2016-2021 SOILSERV - Evaluation multi-échelle des services écosystémiques des sols au sein d'agroécosystèmes https://anr.hal.science/search/index/?q=%2A&rows=30&anrProjectReference_s=ANR-16-CE32-0005&anrProjectAcronym_s=Soilserv
	2019 ADEME - Méthodologies d'évaluation des fonctions et des services écosystémiques rendus par les sols https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/491-methodologies-d-evaluation-des-fonctions-et-des-services-ecosystemiques-rendus-par-les-sols.html
	2019 ADEME - Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers https://librairie.ademe.fr/produire-autrement/290-diagnostic-de-la-qualite-des-sols-agricoles-et-forestiers.html
	2019 ONB - Observatoire national de la biodiversité https://naturefrance.fr/indicateurs
	2018 MNHN - Atlas français des bactéries du sol https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/documents/fr/fiche-pub-hc41.pdf
infra national	2022 Mieux aménager avec des sols vivants. Tours métropole http://sols-vivants.atu37.org/le-referentiel/
	2019-2020 ARTISOLS . Occitanie https://www.agro-bordeaux.fr/wp-content/uploads/2021/05/6_IGCS_2021_CNRS_E_Rabot_et_al_projet_ARTISOLS_indice_multifonctionnalite_sols.pdf
	2004-2017 Bioindicateurs de qualité des sols Bispo <i>et al.</i> , 2017 (notamment Chapitre 9 « Mise en place d'outils et bio-indicateurs pertinents de qualité des sols »)
	2014-2017 DESTISOL* https://librairie.ademe.fr/sols-pollues/3923-destisol-les-sols-une-opportunité-pour-un-aménagement-urbain-durable.html
	2008-2012 UQUALISOL ZU - Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine. Bassin minier de Provence https://librairie.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/563-uqualsol-zu-preconisation-d-utilisation-des-sols-et-qualite-des-sols-en-zone-urbaine-et-peri-urbaine.html

Résolution la plus fine	Principaux utilisateurs ciblés	Types d'approches de la qualité	Types d'usages	Types de paramètres mesurés
parcelle	politiques publiques, collectivités territoriales	artificialisation	urbain	occupation des sols
parcelle	collectivités locales	fonctions	urbain	physiques, chimiques, biologiques
parcelle	aménageurs	fonctions	urbain	physiques, chimiques, biologiques
parcelle	agriculteurs, collectivités territoriales	services écosystémiques	agricole	physiques, chimiques, biologiques, économiques
parcelle	politiques publiques	fonctions, services écosystémiques	tous	physiques, chimiques, biologiques
parcelle	politiques publiques, collectivités territoriales, acteurs économiques	qualité, fonctions, services écosystémiques	agricole, forestier	physiques, chimiques, biologiques
			agricole	biologiques
16 km	politiques publiques, collectivités territoriales, agriculteurs	qualité	tous	biologiques
parcelle	collectivités territoriales	fonctions, services écosystémiques	agricole, urbain	physiques, chimiques, biologiques
1/125 000e	collectivités territoriales	fonctions, services écosystémiques	tous	physiques, chimiques
parcelle	politiques publiques	qualité, fonctions	agricole, forestier	biologiques
site projet	collectivités territoriales	fonctions, services écosystémiques	urbain	physiques, chimiques, occupation des sols
jusqu'à 10 m	collectivités territoriales	qualité, fonctions	urbain	physiques, chimiques, biologiques

Tableau A2. Valeurs d'existence pour les indicateurs sélectionnés

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol				Références
	Successions culturelles	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures périennes arbusives	
Profondeur	Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant				
Taux d'érosion	Non analysé dans cette étude				
Granulométrie - Texture	Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant				
Massé volumique apparente (g/cm ³) couche 0-30 cm	Min. : 0,78 Max. : 1,96 Med. : 1,36 n = 878	Min. : 0,44 Max. : 1,98 Med. : 1,30 n = 1,36	Min. : 0,48 Max. : 2,05 Med. : 1,24 n = 1,24	Min. : 1,00 Max. : 2,04 Med. : 1,54 n = 1,54	Min. : 0,37 Max. : 2,05 Med. : 1,32 n = 1,31
Massé volumique apparente (g/cm ³) couche 30-50 cm	Min. : 0,87 Max. : 2,16 Med. : 1,48 n = 878	Min. : 0,20 Max. : 2,26 Med. : 1,44 n = 1,43	Min. : 0,51 Max. : 2,34 Med. : 1,38 n = 1,39	Min. : 1,06 Max. : 2,10 Med. : 1,53 n = 1,55	Min. : 0,20 Max. : 2,34 Med. : 1,47 n = 1,46
Teneur en éléments grossiers (%)	Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant				
Stabilité structurale (MWD) (mm)	Min. : 0,2 Max. : 2,2 Med. : 0,6 n = 102	Min. : 0,6 Max. : 3,2 Med. : 1,9 n = 36	Min. : 0,5 Max. : 3,3 Med. : 2,4 n = 1,8	Min. : 0,5 Max. : 1,4 Med. : 0,4 n = 6	Min. : 0,5 Max. : 1,4 Med. : 0,4 n = 0,5
Conductivité électrique (σ) (dS/m)	Pas de données nationales disponibles				
Conductivité hydraulique à saturation (Ks) (m/s)	Pas de données nationales disponibles				
horizon de surface	Min. : 4,09.10 ⁻⁷ Max. : 1,08.10 ⁻⁴ Med. : 3,57.10 ⁻⁵ n = 98				Base de données SOLHYDRO (données acquises par INRAE / JR Solis, non publiées)
	Moy. géo : 2,47.10 ⁻⁵				

Air Capacity (%)		Non analysé dans cette étude							
Réservoir en eau utilisable (RU) Maximum (mm/cm) horizon de surface	n = 29	Min. : 0,73 Max. : 2,20 Med. : 1,28 Moy. : 1,32	n = 30	Min. : 0,47 Max. : 2,77 Med. : 1,68 Moy. : 1,71	n = 29	Min. : 0,32 Max. : 5,09 Med. : 1,27 Moy. : 1,48	n = 3	Min. : 0,67 Max. : 1,87 Med. : 1,27 Moy. : 1,87	
Réservoir en eau utilisable (RU) Maximum (mm/cm) horizons profonds	n = 31	Min. : 0,36 Max. : 2,47 Med. : 1,05 Moy. : 1,13	n = 24	Min. : 0,62 Max. : 3,03 Med. : 1,18 Moy. : 1,38	n = 37	Min. : 0,22 Max. : 2,46 Med. : 1,04 Moy. : 1,13	n = 2	Min. : 0,65 Max. : 0,95 Med. : 0,95 Moy. : 0,95	
Water Holding Capacity (WHC)		Non analysé dans cette étude							
pH (eau) couche 0-30 cm	n = 878	Min. : 4,5 Max. : 8,6 Med. : 7,1	n = 521	Min. : 4,5 Max. : 8,6 Med. : 5,9	n = 6/2	Min. : 3,7 Max. : 8,7 Med. : 5,0	n = 59	Min. : 4,9 Max. : 8,7 Med. : 8,1	n = 2144
pH (eau) couche 30-50 cm	n = 791	Min. : 4,7 Max. : 9,1 Med. : 7,3	n = 420	Min. : 4,2 Max. : 8,9 Med. : 6,2	n = 501	Min. : 4,0 Max. : 9,0 Med. : 5,0	n = 50	Min. : 5,0 Max. : 8,8 Med. : 8,1	n = 1775
CEC (meg/100 g de sol) couche 0-30 cm	n = 878	Min. : 0,5 Max. : 59,6 Med. : 11,8 Moy. : 14,0	n = 521	Min. : 0,8 Max. : 63,5 Med. : 10,0 Moy. : 14,5	n = 672	Min. : 0,3 Max. : 70,1 Med. : 6,7 Moy. : 13,6	n = 59	Min. : 3,6 Max. : 39,3 Med. : 13,1 Moy. : 14,6	n = 2144
CEC (meg/100 g de sol) couche 30-50 cm	n = 791	Min. : 0,8 Max. : 62,6 Med. : 11,4 Moy. : 13,2	n = 420	Min. : 1,1 Max. : 56,0 Med. : 8,3 Moy. : 11,7	n = 501	Min. : 0,3 Max. : 58,3 Med. : 5,0 Moy. : 9,0	n = 59	Min. : 3,4 Max. : 34,7 Med. : 12,5 Moy. : 13,9	n = 1775
Teneur en N total (mg/kg)	n = 877	Min. : 0,28 Max. : 5,7 Med. : 1,46 Moy. : 1,65	n = 521	Min. : 0,52 Max. : 12,3 Med. : 2,43 Moy. : 2,8	n = 672	Min. : 0,03 Max. : 11,9 Med. : 1,85 Moy. : 2,33	n = 59	Min. : 0,37 Max. : 4,02 Med. : 0,9 Moy. : 1,11	n = 2144

Tableau A2 (suite)

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol				Références
	Successions culturales	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures pérennes arbustives	
Teneur en P disponible (P Olsen) (mg/kg) couche 0-30 cm	Min. : 0,005 Max. : 0,557 Med. : 0,075 Moy. : 0,084 n = 878	Min. : 0,001 Max. : 1,110 Med. : 0,031 Moy. : 0,047 n = 521	Min. : 0,001 Max. : 0,210 Med. : 0,009 Moy. : 0,015 n = 672	Min. : 0,003 Max. : 0,162 Med. : 0,036 Moy. : 0,055 n = 59	Min. : 0,001 Max. : 1,110 Med. : 0,034 Moy. : 0,053 n = 2144
Teneur en P disponible (P Olsen) (mg/kg) couche 30-50 cm	Min. : 0,001 Max. : 0,308 Med. : 0,022 Moy. : 0,033 n = 878	Min. : 0,000 Max. : 1,060 Med. : 0,011 Moy. : 0,022 n = 521	Min. : 0,001 Max. : 0,259 Med. : 0,005 Moy. : 0,010 n = 672	Min. : 0,003 Max. : 0,134 Med. : 0,017 Moy. : 0,030 n = 59	Min. : 0,000 Max. : 1,060 Med. : 0,012 Moy. : 0,024 n = 2144
Teneur en K disponible (mg/kg)	Min. : 0,06 Max. : 2,15 Med. : 0,4 Moy. : 0,46 n = 878	Min. : 0,04 Max. : 9,77 Med. : 0,30 Moy. : 0,39 n = 521	Min. : 0,13 Max. : 1,08 Med. : 0,19 Moy. : 0,24 n = 672	Min. : 0,11 Max. : 1,87 Med. : 0,47 Moy. : 0,52 n = 59	Min. : 0,01 Max. : 9,77 Med. : 0,316 Moy. : 0,376 n = 2144
Teneurs totales en ETMM (mg/kg)	Disponibles dans le rapport de l'étude pour As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Ti, Zn				
Teneurs partielles (extractibles) en ETMM (mg/kg)	Des données ponctuelles sont mesurées dans le cadre du programme QUASAPROVE du RMT Al-Chimie				
Teneurs en polluants organiques : HAP (µg/kg)	Min. : 6,05 Max. : 31,193 Med. : 90,1 Moy. : 287 n = 887	Min. : 5,1 Max. : 6,521 Med. : 73,8 Moy. : 245 n = 532	Min. : 5,2 Max. : 2,656 Med. : 60,6 Moy. : 129 n = 582	Min. : 10,2 Max. : 13,13 Med. : 138 Moy. : 278 n = 66	Min. : 5,1 Max. : 311,93 Med. : 76,3 Moy. : 229 n = 2152
Teneurs en polluants organiques : PCB (µg/kg)	Min. : 0,02 Max. : 2,867 Med. : 0,68 Moy. : 6,5 n = 887	Min. : 0,02 Max. : 17,404 Med. : 0,53 Moy. : 36 n = 578	Min. : 0,02 Max. : 63,5 Med. : 0,81 Moy. : 1,40 n = 66	Min. : 0,02 Max. : 34,3 Med. : 0,62 Moy. : 2,01 n = 2152	Min. : 0,02 Max. : 17,404 Med. : 0,67 Moy. : 12,0 n = 2152

Teneurs en polluants organiques: dioxines, furanes (ng/kg)	Min. : 1,02 Max. : 148 Med. : 706 Moy. : 17,6	n = 532	Min. : 1,03 Max. : 297 Med. : 706 Moy. : 16,1	n = 579	Min. : 1,52 Max. : 277 Med. : 5,96 Moy. : 12,0	n = 99	Min. : 1,25 Max. : 143 Med. : 4,38 Moy. : 14,0	n = 2153	Min. : 1,02 Max. : 297 Med. : 6,37 Moy. : 15,4	RMQS, 1 ^{re} campagne
Teneurs en polluants organiques: pesticides (fungicides) (µg/kg)	Min. : 0,04 Max. : 263,7 Med. : 24,7 Moy. : 44,1	n = 5	Min. : 0,08 Max. : 5,4 Med. : 0,4 Moy. : 1,56	n = 5	Min. : 0,07 Max. : 0,94 Med. : 0,21 Moy. : 0,34	n = 4	Min. : 0,04 Max. : 229,8 Med. : 1,04 Moy. : 58,0	n = 47	Min. : 0,04 Max. : 264 Med. : 7,49 Moy. : 33,9	RMQS, 2 ^e campagne Projet PhytoSol (47 sites)
Teneurs en polluants organiques: pesticides (herbicides) (µg/kg)	Min. : 8,06 Max. : 1167,3 Med. : 61,1 Moy. : 128,9	n = 5	Min. : 4,42 Max. : 75,2 Med. : 33,1 Moy. : 36,5	n = 5	Min. : 0,05 Max. : 606,6 Med. : 0,95 Moy. : 202,5	n = 4	Min. : 13,2 Max. : 283,5 Med. : 24,8 Moy. : 107,2	n = 47	Min. : 0,05 Max. : 1167 Med. : 45,7 Moy. : 116	RMQS, 2 ^e campagne Projet PhytoSol (47 sites)
Teneurs en polluants organiques: pesticides (insecticides) (µg/kg)	Min. : 0,21 Max. : 136,7 Med. : 1,41 Moy. : 10,1	n = 5	Min. : - Max. : - Med. : - Moy. : -	n = 5	Min. : 0,26 Max. : 0,26 Med. : 0,26 Moy. : 0,26	n = 4	Min. : 0,82 Max. : 4,73 Med. : 1,09 Moy. : 2,21	n = 2144	Min. : 0,21 Max. : 413 Med. : 23,3 Moy. : 1,38	RMQS, 1 ^{re} campagne
Teneur en carbone organique (g/kg) couche 0-30 cm	Min. : 2,6 Max. : 58,2 Med. : 14,6 Moy. : 16,7	n = 878	Min. : 6,8 Max. : 142 Med. : 25,5 Moy. : 29,4	n = 672	Min. : 0,6 Max. : 170 Med. : 28,2 Moy. : 34,9	n = 59	Min. : 3,4 Max. : 39,3 Med. : 9,2 Moy. : 11,6	n = 1775	Min. : 0,6 Max. : 243 Med. : 20,4 Moy. : 25,6	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al., 2019; Munera-Echeverri et al., 2024
Teneur en carbone organique (g/kg) couche 30-50 cm	Min. : 0,8 Max. : 52 Med. : 6,5 Moy. : 8,1	n = 792	Min. : 1,8 Max. : 142 Med. : 8,7 Moy. : 11,8	n = 501	Min. : 0,6 Max. : 128 Med. : 8,5 Moy. : 13,1	n = 50	Min. : 2,0 Max. : 17 Med. : 5,7 Moy. : 6,9	n = 1775	Min. : 0,6 Max. : 235 Med. : 7,4 Moy. : 10,6	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al., 2019; Munera-Echeverri et al., 2024
Rapport Corg/Arg	n = 877	n = 521	Min. : 0,012 Max. : 0,54 Med. : 0,03 Moy. : 0,08	n = 672	Min. : 0,03 Max. : 0,72 Med. : 0,11 Moy. : 0,13	n = 59	Min. : 0,01 Max. : 0,9 Med. : 0,14 Moy. : 0,23	n = 2144	Min. : 0,01 Max. : 0,16 Med. : 0,04 Moy. : 0,05	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al., 2019 ; Munera-Echeverri et al., 2024

Tableau A2 (suite)

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol					Références
	Successions culturelles	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures pérennes arbusives	Toutes occupations	
Stock de carbone (kg C/m²) couche 0-30 cm	Min. : 1,0 Max. : 13,7 Med. : 4,8 Moy. : 5,2 n = 884	Min. : 1,8 Max. : 30,9 Med. : 7,8 Moy. : 8,5 n = 601	Min. : 0,7 Max. : 23,0 Med. : 7,3 Moy. : 8,1 n = 586	Min. : 1,6 Max. : 9,8 vigne : 6,3 Med. : verger : 4,5 vigne : 3,2 Moy. : verger : 4,7 vigne : 3,4 n = verger : 22 ; vigne : 42	Min. : 1,13 Max. : 36,97 Med. : 6,69 Moy. : 9,09 n = 243	Moy. : 6,85 (moyenne pondérée en fonction des effectifs dans chaque catégorie, MM)
Stock de carbone (kg C/m²) couche 0-50 cm	Min. : 0,72 Max. : 13,85 Med. : 1,96 Moy. : 2,37 n = 405	Min. : 1,13 Max. : 55,85 Med. : 4,36 Moy. : 6,04 n = 246	Min. : 1,13 Max. : 36,97 Med. : 6,69 Moy. : 9,09 n = 243	Min. : 0,86 Max. : 10,12 Med. : 1,84 Moy. : 2,68 n = 26	Min. : 0,5 Max. : 40,7 Med. : 7,6 Moy. : 8,6 n = 960	RMQS, 1 ^{re} campagne
Fractions du carbone : physique grossière, POC (g C/kg sol)	Min. : 3,25 Max. : 46,27 Med. : 12,56 Moy. : 14,20 n = 405	Min. : 6,81 Max. : 69,83 Med. : 20,94 Moy. : 23,89 n = 246	Min. : 3,16 Max. : 82,08 Med. : 18,21 Moy. : 21,76 n = 243	Min. : 4,02 Max. : 35,97 Med. : 7,11 Moy. : 10,23 n = 960	Min. : 0,22 Max. : 82,08 Med. : 15,84 Moy. : 18,87 n = 960	RMQS, 1 ^{re} campagne
Fractions du carbone : physique fine, MAOC (g C/kg sol)	Min. : 3,25 Max. : 46,27 Med. : 12,56 Moy. : 14,20 n = 405	Min. : 6,81 Max. : 69,83 Med. : 20,94 Moy. : 23,89 n = 246	Min. : 3,16 Max. : 82,08 Med. : 18,21 Moy. : 21,76 n = 243	Min. : 4,02 Max. : 35,97 Med. : 7,11 Moy. : 10,23 n = 960	Min. : 0,22 Max. : 82,08 Med. : 15,84 Moy. : 18,87 n = 960	Delahaye et al., 2024

Données en cours de consolidation

Fractions du carbone : thermique active, C_a (g C/kg sol)	<i>Min. : 1,70 Max. : 32,53 Med. : 7,23 Moy. : 8,52</i> n = 785	<i>Min. : 2,75 Max. : 84,86 Med. : 15,31 Moy. : 18,74</i> n = 479	<i>Min. : 0,31 Max. : 83,14 Med. : 16,95 Moy. : 21,39</i> n = 520	<i>Min. : 0,70 Max. : 18,93 Med. : 3,16 Moy. : 4,40</i> n = 42	<i>Min. : 0,31 Max. : 84,86 Med. : 11,56 Moy. : 15,04</i> n = 1879	<i>Min. : 0,31 Max. : 84,86 Med. : 11,56 Moy. : 15,04</i> n = 1879	<i>Min. : 0,31 Max. : 84,86 Med. : 11,56 Moy. : 15,04</i> n = 1879	Delâhale et al., 2024
Fraction de carbone oxydable								
Rapport C/N couche 0-10 cm								
Rapport C/N couche 0-30 cm	<i>Min. : 5,1 Max. : 22,6 Med. : 9,9 Moy. : 10,1</i> n = 877	<i>Min. : 5,1 Max. : 17,4 Med. : 10,3 Moy. : 10,5</i> n = 521	<i>Min. : 8,1 Max. : 17,4 Med. : 10,3 Moy. : 10,5</i> n = 672	<i>Min. : 7,5 Max. : 52,7 Med. : 15,1 Moy. : 16,5</i> n = 59	<i>Min. : 5,2 Max. : 19,0 Med. : 10,2 Moy. : 10,6</i> n = 2144	<i>Min. : 5,1 Max. : 52,7 Med. : 10,8 Moy. : 12,3</i> n = 2144	<i>Min. : 5,1 Max. : 52,7 Med. : 10,8 Moy. : 12,3</i> n = 2144	Données RENEFOR in Achat et al., 2018
Rapport C/N couche 30-50 cm	<i>Min. : 3,0 Max. : 26,5 Med. : 9,1 Moy. : 8,9</i> n = 791	<i>Min. : 3,0 Max. : 30,2 Med. : 9,2 Moy. : 9,6</i> n = 420	<i>Min. : 4,9 Max. : 30,2 Med. : 9,2 Moy. : 9,6</i> n = 501	<i>Min. : 4,0 Max. : 57,0 Med. : 13,2 Moy. : 14,8</i> n = 50	<i>Min. : 3,5 Max. : 19,0 Med. : 9,4 Moy. : 9,8</i> n = 1775	<i>Min. : 3,0 Max. : 57,0 Med. : 9,5 Moy. : 10,9</i> n = 1775	<i>Min. : 3,0 Max. : 57,0 Med. : 9,5 Moy. : 10,9</i> n = 1775	Données RENEFOR in Achat et al., 2018
Type de l'humus forestier								
Biomasse moléculaire microbienne ADN (µg/g sol)	<i>Min. : 0,4 Max. : 306,2 Moy. : 38,5</i> n = 878	<i>Min. : 2,3 Max. : 455 Moy. : 84,7</i> n = 521	<i>Min. : 0,2 Max. : 629,6 Moy. : 76,8</i> n = 672	<i>Min. : 0,2 Max. : 249,2 Moy. : 24,4</i> n = 59	<i>Min. : 1,1 Max. : 412,5 Moy. : 75,3</i> n = 2144	<i>Min. : 1,1 Max. : 412,5 Moy. : 75,3</i> n = 2144	<i>Min. : 1,1 Max. : 412,5 Moy. : 75,3</i> n = 2144	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al., 2019 et 2024

Tableau A2 (suite)

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol				Références
	Successions culturelles	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures pérennes arborisées	
Biomasse microbienne (mg C/kg sol)	Min. : 0,2 Max. : 306,2 Moy. : 38,5	Min. : 0,2 Max. : 455 Moy. : 84,7	Min. : 0,2 Max. : 629,6 Moy. : 76,4	Min. : 0,2 Max. : 249,2 Moy. : 23,6	Min. : 0,2 Max. : 629,6 Moy. : 61,7
Respiration basale du sol (Oxitrop)	Min. : 0 Max. : 1.312 Moy. : 0,486	Min. : 0,667 Max. : 1.493 Moy. : 1.023	Min. : 0,183 Max. : 1.251 Moy. : 0,612		Min. : 0 Max. : 1.633 Moy. : 0,638
Potentiel de minéralisation de N et C					
PLFA totaux (nmol/g sol sec)	Min. : 35,9 Max. : 531,6 Moy. : 146,9	Min. : 24 Max. : 1.846,6 Moy. : 527,4	Min. : 160,6 Max. : 813,23 Moy. : 268,66	Min. : 68,6 Max. : 813,23 Moy. : 23,8	Min. : 23,8 Max. : 1.816,6 Moy. : 247,2
Densité des bactéries du sol (millions d'ADNr 16S/g sol)	Min. : 163 Max. : 499,978 Moy. : 92,27	Min. : 473 Max. : 50.193 Moy. : 14.148	Min. : 136 Max. : 50.564 Moy. : 10.152	Min. : 200 Max. : 22.737 Moy. : 6.185	Min. : 136 Max. : 50.600 Moy. : 10.648
Diversité des bactéries du sol (nombre d'unités taxonomiques opérationnelles)	Min. : 1.192 Max. : 3.075 Moy. : 2.181	Min. : 1.141 Max. : 2.901 Moy. : 2.109	Min. : 870 Max. : 2.962 Moy. : 1.902	Min. : 1.748 Max. : 2.579 Moy. : 2.212	Min. : 870 Max. : 3.075 Moy. : 2.083
Densité des champignons du sol (millions d'ADNr 18S/g sol)	Min. : 3 Max. : 1.485 Moy. : 252	Min. : 3,9 Max. : 1.484 Moy. : 353,6	Min. : 3,1 Max. : 52,3 Moy. : 387,3	Min. : 4,1 Max. : 1.199,9 Moy. : 180,4	Min. : 3,1 Max. : 1.527,3 Moy. : 312,5

Diversité des champignons du sol (nombre d'unités taxonomiques opérationnelles)	<i>Min. : 703 Max. : 2 363 Moy. : 1 497</i> n = 848 848	<i>Min. : 501 Max. : 2 316 Moy. : 1 464</i> n = 542	<i>Min. : 452 Max. : 2 577 Moy. : 1 392</i> n = 57	<i>Min. : 813 Max. : 2 112 Moy. : 1 370</i> n = 2 060	<i>Min. : 452 Max. : 2 577 Moy. : 1 454</i> n = 1 291	RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2024
Ratio champignons/bactéries	<i>Min. : 0,24 Max. : 11,59 Moy. : 3,05</i> n = 849	<i>Min. : 0,25 Max. : 11,75 Moy. : 2,52</i> n = 521	<i>Min. : 0,36 Max. : 12,15 Moy. : 4,45</i> n = 50	<i>Min. : 1,08 Max. : 10,75 Moy. : 3,07</i> n = 1 291	<i>Min. : 0,24 Max. : 12,15 Moy. : 3,29</i> n = 1 291	RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2023
Abondance des enchytréides						
Abondance des lombriciens (nombre individus/m ²)	<i>Min. : 0 Max. : 917 Moy. : 223</i> n = 262	<i>Min. : 0 Max. : 1 333 Moy. : 421</i> n = 117	<i>Min. : 32 Max. : 919 Moy. : 92</i> n = 20	<i>Min. : 90 Max. : 219 Moy. : 92</i> n = 120	<i>Min. : 0 Max. : 1 092 Moy. : 163</i> n = 126	Forêts : programme Bioindicateurs, Autres occupations : données de l'OPVT
Diversité des lombriciens (nombre de taxon)	<i>Min. : 0 Max. : 11 Moy. : 5</i> n = 229	<i>Min. : 0 Max. : 13 Moy. : 9</i> n = 90	<i>Min. : 5 Max. : 13 Moy. : 9</i> n = 215	<i>Min. : 0 Max. : 9 Moy. : 3</i> n = 483	<i>Min. : 0 Max. : 132 Moy. : 14,0</i> n = 1 111	<i>Min. : 0 Max. : 256 Moy. : 11,4</i> n = 6 176
Abondance des nématodes totaux (nombre individus/g sol sec)	<i>Min. : 0,05 Max. : 113 Moy. : 16,6</i> n = 3 367	<i>Min. : 0,05 Max. : 113 Moy. : 18,1</i> n = 1 215	<i>Min. : 0 Max. : 149 Moy. : 18,1</i> n = 483	<i>Min. : 0,24 Max. : 2,84 Moy. : 1,86</i> n = 1 111	<i>Min. : 0,06 Max. : 256 Moy. : 15,8</i> n = 6 176	Base de données ELIPTO (base de données d'ELISOL environnement)
Diversité des nématodes totaux (Indice de Shannon)	<i>Min. : 0,19 Max. : 2,69 Moy. : 1,91</i> n = 3 367	<i>Min. : 0 Max. : 2,78 Moy. : 1,81</i> n = 1 215	<i>Min. : 0,19 Max. : 2,69 Moy. : 1,91</i> n = 46	<i>Min. : 0,48 Max. : 2,84 Moy. : 1,86</i> n = 483	<i>Min. : 0,21 Max. : 2,63 Moy. : 1,98</i> n = 1 111	<i>Min. : 0 Max. : 2,84 Moy. : 1,90</i> n = 6 176
Abondance des microarthropodes (collemboles) (nombre d'individus/m ²)	<i>Min. : 0 Max. : 10 10³ Moy. : 4 10³</i> n = 304	<i>Min. : 0 Max. : 34 10³ Moy. : 12 10³</i> n = 25	<i>Min. : 0 Max. : 27 10³ Moy. : 10 10³</i> n = 25	<i>Min. : 0 Max. : 15 10³ Moy. : 6 10³</i> n = 136	<i>Min. : 0 Max. : 15 10³ Moy. : 6 10³</i> n = 136	Méta-analyse Joimel <i>et al.</i> , 2017
Diversité des microarthropodes (collemboles) (nombre d'espèces)						

Tableau A2 (suite)

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol				Références
	Successions culturales	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures périennes arborisées	
Abondance des micro-arthropodes (acariens) (nombre d'individus/m ²)	Min. : 707 Max. : 16 154 Moy. : 4 756	Min. : 825 Max. : 21 460 Moy. : 7 835	Min. : 5 188 Max. : 39 500 Moy. : 12 823	Min. : 707 Max. : 39 500 Moy. : 6 755	RMQS - Biodiv 1 - Bretagne
Diversité des micro-arthropodes (acariens)					
Activités enzymatiques					
Activités enzymatiques - Galactosidase (mU/g sol sec8)	Min. : 0 Max. : 18,23 Moy. : 4,57	Min. : 1,86 Max. : 7,88 Moy. : 3,57	Min. : 2,41 Max. : 15,00 Moy. : 6,19	Min. : 0 Max. : 24,1 Moy. : 1,88	Min. : 0 Max. : 39,25 Moy. : 5,56
Activités enzymatiques - β-Glucosidase (nmol/min/g sol sec)	Min. : 1,17 Max. : 23,88 Moy. : 7,63	Min. : 2,84 Max. : 19,00 Moy. : 9,73	Min. : 0 Max. : 10,52 Moy. : 3,57	Min. : 0 Max. : 25,64 Moy. : 7,79	
Activités enzymatiques - Arylsulfatase (mU/g sol sec)	Min. : 0,65 Max. : 10,89 Moy. : 3,50	Min. : 2,58 Max. : 32,09 Moy. : 8,6	Min. : 0,51 Max. : 56,80 Moy. : 26,81	Min. : 0,15 Max. : 56,8 Moy. : 8,86	Programme Bio-indicateurs - Phase 2
Activités enzymatiques - Phosphatase acide (nmol/min/g sol sec)	Min. : 0 Max. : 56,08 Moy. : 10,74	Min. : 0 Max. : 44,19 Moy. : 19,09	Min. : 0 Max. : 104,34 Moy. : 20,44	Min. : 0 Max. : 104,34 Moy. : 14,74	
Activités enzymatiques - Phosphatase alcaline (nmol/min/g sol sec)	Min. : 2,35 Max. : 29,06 Moy. : 13,23	Min. : 2,18 Max. : 24,41 Moy. : 8,53	Min. : 0,23 Max. : 38,48 Moy. : 16,87	Min. : 0 Max. : 41,49 Moy. : 13,43	
Abondance des fourmis	Non analysé dans cette étude				
Diversité des fourmis	Non analysé dans cette étude				

Tableau A3. Méthodes de mesure considérées pour l'analyse de l'opérationnalité des indicateurs

Type de mesure	Indicateur	Métrique élémentaire	Références
Carbone organique (teneur, g/kg)	Carbone organique (teneur, g/kg)		Plusieurs méthodes normées
pH dans l'eau	pH dans l'eau		NF EN ISO 10390
P disponible (teneur, g/kg)	P disponible (teneur, g/kg)		Neyroud et Lischer (2003)
N total (teneur, g/kg)	N total (teneur, g/kg)		ISO 13878 Ros <i>et al.</i> (2011)
CEC	CEC		NFX 31-130
Concentrations totales		Méthodes listées par le GEMAS et l'ICP Forests : Attaque acide NF X31-147 Acide fluorhydrique – acide perchlorique NF ISO 14869-1 ; SA12A	
Concentrations pseudo-totales		Fusion alcaline ISO 14869-2 ; SA12B	
Polluants inorganiques et métalliques (ETMM)		Eau régale (NF ISO 11466/NF EN ISO 543-21 ; GLOSOLAN-SOP-1.9 ; SA11) suivi des méthodes analytiques SAA, ICP-QES (NF EN ISO 11885), ICP-MS (EN ISO 17294-2). Méthode spécifique Hg : ISO 16772-AAS vapeur froide	
Concentrations partielles et contexte agricole		Extraction au DTPA : NF X 31-121 ; GLOSOLAN-SOP	
Concentrations partielles et transfert		Diverses extractions Cipullo <i>et al.</i> (2018)	
Concentrations partielles et accessibilité santé		Bioaccessibilité orale : NF ISO 17924 ; UBM du groupe européen BARGE Par ex., Li <i>et al.</i> (2021) ; Billmann <i>et al.</i> (2023)	
K disponible (teneur, g/kg)	K disponible (teneur, g/kg)		Afnor (1999). Recueil de normes, Qualité des sols, vol. 1, p. 566.

Tableau A3 (suite)

Type de mesure	Indicateur	Métrique élémentaire	Références
Caractérisation chimique	Carbone labile/fraction	Fractionnement physique	NF X 31-516
		Fractionnement thermique	Delahaye <i>et al.</i> (2024)
		Fraction oxydable au permanganate	Weil <i>et al.</i> (2009)
	Ece		GLOSOLAN-SOP-08
	Ec 1/5		ISO 11265 ; GLOSOLAN-SOP-07
	Polluants organiques (teneur, µg/kg)	Pesticides et métabolites PCB - dioxines - furanes HAP	Froger <i>et al.</i> (2023) NF ISO 18287
Caractérisation physique	Stabilité structurale	Diamètre moyen pondéré (méthode Le Bissonnais)	NF X31-515/ISO 10930
	Granulométrie	Granulométrie	NF X31-107
	Profondeur (m)	Profondeur (m)	
	Humus	Humus	Zanella <i>et al.</i> (2018)
	Massé volumique apparente (kg/L)	Massé volumique apparente (kg/L)	
	Conductivité hydraulique à saturation	Conductivité hydraulique à saturation	
Estimation	Réservoir utile maximal (mm)	Mesuré	ISO 11274
	Réservoir utile maximal (mm)	Estimé par fonctions de pédotransfert	Dobarco <i>et al.</i> (2019) ; Roman Dobarco <i>et al.</i> (2019)
	Cstock (t carbone)	0-30 cm	Méthode FAO (2019c) Intégrée teneur en carbone, densité apparente et profondeur

Caractérisation biologique	Caractérisation biologique	Caractérisation biologique	Caractérisation biologique
Rapport C/N	Rapport C/N	Rapport Corg/argile	Rapport Corg/argile
Rapport Corg/%argile			
Microbiologie (abondance et diversité)	Biomasse moléculaire microbienne (µg ADN/gsol)	Équilibre microbien (ratio champignons/bactéries)	Équilibre bactérienne (nombre de taxons)
	NF ISO 11063, intégrant les modifications de Terrat <i>et al.</i> (2017); Horigue <i>et al.</i> (2016)	NF ISO 11063 Djemiel <i>et al.</i> (2024)	NF ISO 11063 Terrat <i>et al.</i> , 2017
Nématodes (abondance et diversité)	Diversité de champignons (nombre de taxons)	Diversité de champignons (nombre de taxons)	Diversité de champignons (nombre de taxons)
	NF ISO 11063 Djemiel <i>et al.</i> (2024)	NF ISO 14240-2	NF ISO 14240-2
Enchytraeides (abondance)	Abondance totale et des groupes fonctionnels	Abondance totale et des groupes fonctionnels	Abondance totale et des groupes fonctionnels
	ISO 23611-4	ISO 23611-4	ISO 23611-4
Lombriciens (abondance et diversité)	Abondance	Abondance	Abondance
	ISO 23611-2	ISO 23611-2	ISO 23611-2
Activité enzymatiques	Abondance des groupes fonctionnels	Richesse et diversité taxonomique	Richesse et diversité taxonomique
	ISO 23611-2	ISO 23611-2	ISO 23611-2
Respiration basale du sol	Abondance des groupes fonctionnels	Abondance	Abondance
	ISO 23611-3	ISO 23611-1	ISO 23611-1
Potentiel de minéralisation N et C	Richesse et diversité taxonomique	Richesse et diversité taxonomique	Respiration basale du sol
	ISO 23611-1	ISO 23611-1	Norme ISO 16072
	Déshydrogénase, beta-glucosidase, phosphatases, arylsulfatase, uvéasés	NF EN ISO 20130 Trevors (1984) Méthode colorimétrique ou fluorogène ISO 22939	NF XPF U44-163

Tableau A4. Modalités de quantification des critères d'opérationnalité des indicateurs

Groupe	Critère	Type	Niveau	Score
Opérationnalité technique - Crédibilité	Bases scientifiques et conceptuelles	Binaire	Non	0
			Oui	1
Opérationnalité technique - Crédibilité	Valide et standardisé pour décrire l'état / les fonctions de l'écosystème	Hiérarchisée	0- Non mesurable ou absence de technique standardisée	0
			1- Mesurable par une technique standardisée niveau recherche avec mesure fiable, précise et robuste (niveau <i>Tier 3</i>)	1
			2- Mesurable par une technique standardisée niveau labo prestation avec mesure fiable, précise et robuste (niveau <i>Tier 2</i>)	2
Opérationnalité technique - Faisabilité	Faisabilité technique	Binaire	Non	0
			Oui	1
Opérationnalité technique - Faisabilité	Existence de bases de données	Hiérarchisée	0- Pas de données disponibles	0
			1- Disponibilité des données ayant une emprise restreinte dans le temps et/ou dans l'espace (niveau <i>Tier 2</i>)	1
			2- Disponibilité des données sur une emprise nationale et/ou couvrant des périodes de temps longues (niveau <i>Tier 1</i>)	2
Opérationnalité technique - Capacité à informer	Sensible et mobilisable pour du monitoring	Hiérarchisée	0- Non	0
			1- Oui, mais contraintes significatives à la mise en œuvre (échantillonnage) compte tenu d'une forte variabilité intraparcellaire ou intra-annuelle	1
			2- Oui, mais surtout pour du monitoring spatial (faible variabilité temporelle)	2
			3- Oui pour du monitoring spatial et temporel	3
Opérationnalité technique - Capacité à informer	Compréhensible et utilisable pour réaliser un bilan / un diagnostic afin de favoriser la prise de décision	Hiérarchisée	0- Pas de de valeurs d'existence, seuils ou cibles permettant d'établir un référentiel et/ou non compréhensible	0
			1- Compréhensible et associé à un référentiel d'interprétation restreint à certains territoires / périodes de temps (niveau <i>Tier 2</i>)	1
			2- Compréhensible et associé à un référentiel d'interprétation national sur des périodes de temps longues (niveau <i>Tier 1</i>)	2

Tableau A4 (suite)

Groupe	Critère	Type	Niveau	Score
Opérationnalité d'usage - Capacité à informer	Pertinence des informations et sensibilisation des usagers pour l'action	Hiérarchisée	0- Non	0
			1- Oui, mais appropriation par les usagers non scientifiques nécessitant une intermédiation (scientifiques, conseillers...) pour l'interprétation et la déclinaison d'actions	1
			2- Oui avec appropriation au moins partielle d'usagers non scientifiques (agriculteurs, élus...)	2
	Utilisation des indicateurs pour répondre à un objectif précis	Binaire	Non	0
			Oui	1
	Acceptation des indicateurs	Binaire	Non	0
			Oui	1
Opérationnalité d'usage - Légitimité	Cadre de mise en œuvre Initiative individuelle / recherche / recherche participative ou recherche-action / prestation de service	Combinaison de situations	Aucune situation	0
			1 situation	1
			2 situations	2
			3 situations	3
			4 situations	4
Opérationnalité d'usage - Transférabilité (cadre) et modularité (échelle)	Pilotage des actions découlant de l'usage des indicateurs Niveau local et/ou territorial	Combinaison de situations	Aucune	0
			Local	1
			Territorial	1
			Local et territorial	2

Tableau A5. Synthèse des scores des indicateurs pour les différents critères d'opérationnalité

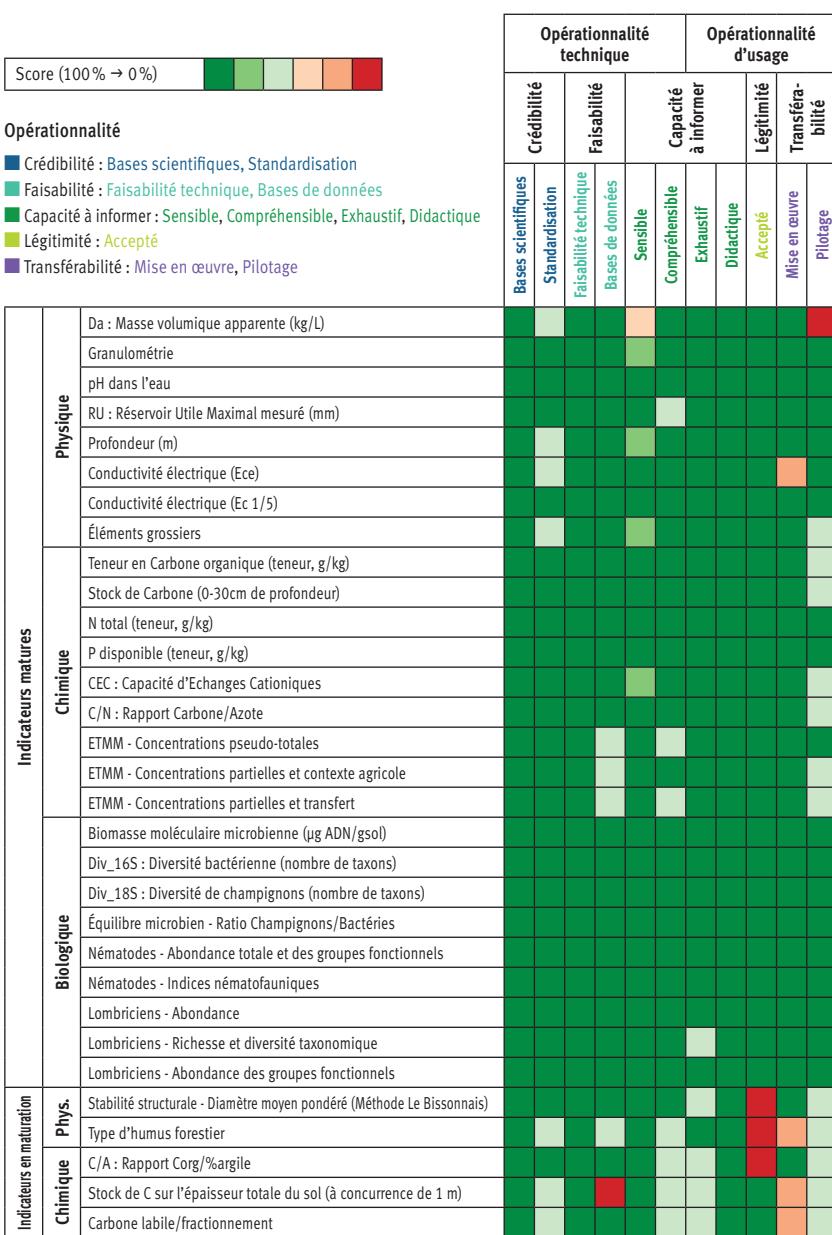


Tableau A5 (suite)

Sources bibliographiques citées

La liste complète des références analysées dans le rapport d'étude peut être consultée en ligne : <https://doi.org/10.17180/qnpx-x742>.

- AbdelRahman M.A.E., 2023. An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei-Scienze Fisiche E Naturali*, 34(3), 767-808, <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3>.
- Achat D.L., Pousse N., Nicolas M., Augusto L., 2018. Nutrient remobilization in tree foliage as affected by soil nutrients and leaf life span. *Ecological Monographs*, 88(3), 408-428. <https://doi.org/10.1002/ecm.1300>.
- Adhikari K., Smith D.R., Collins H., Hajda C., Acharya B.S., Owens P.R., 2022. Mapping within-field soil health variations using apparent electrical conductivity, topography, and machine learning. *Agronomy-Basel*, 12 (5), 16, <https://doi.org/10.3390/agronomy12051019>.
- Andrews S.S., Karlen D.L., Camardella C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6), 1945-1962, <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>.
- Anthony M.A., Bender S.F., Van der Heijden M.G.A., 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120(33), 9, <https://doi.org/10.1073/pnas.2304663120>.
- Antoni V., Arrouays D., Bispo A., Brossard M., Le Bas C., Stengel P. *et al.*, 2011. *L'État des sols de France*, Paris, groupement d'intérêt scientifique sur les Sols, <https://www.gissol.fr/publications/rapport-sur-letat-des-sols-de-france-2-849>.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A View from the South. *Restoration Ecology*, 1 (1), 8-17, <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x>.
- Arrouays D., Stengel P., Feix I., Lesaffre B., Morard V., Bardy M. *et al.*, 2022. Le GIS Sol, sa genèse et son évolution au cours des vingt dernières années. *Étude et gestion des sols*, 29, 365-379, <https://www.afes.fr/ressources/le-gis-sol-sa-genese-et-son-evolution-au-cours-des-vingt-dernieres-annees>.
- Augusto L., Pousse N., Achat D., Brédoire F., Bronner T., Durante S. *et al.*, 2018. Projet INSENSE : « Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse ». *Comment préserver les sols forestiers dans un contexte de récolte accrue de bois ?* Hal INRAE, <https://hal.inrae.fr/hal-03193840>.
- Bai Z., Li H., Yang X., Zhou B., Shi X., Wang B. *et al.*, 2013. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant Soil*, 372:27–37. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1696-y>.
- Baize D., Girard M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*, Versailles, Quæ, 405 p, <https://edepot.wur.nl/481543>.
- Baize D., Jabilo B., 1995. *Guide pour la description des sols*, Inra (Techniques et pratiques), 375 p.
- Balestrat M., Barbe É., Chery J.-P., Lagacherie P., Tonneau J.-P., 2011. Reconnaissance du patrimoine agronomique des sols : une démarche novatrice en Languedoc-Roussillon. *Norois. Environnement, aménagement, société* (221), 83-96, <https://doi.org/10.4000/norois.3752>.

- Ball B.C., Batey T., Munkholm L.J., 2007. Field assessment of soil structural quality — a development of the Peerlkamp test. *Soil Use and Management*, 23 (4), 329-337, <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x>.
- Bampa F., O'Sullivan L., Madena K., Sandén T., Spiegel H., Henriksen C.B. *et al.*, 2019. Harvesting European knowledge on soil functions and land management using multi-criteria decision analysis. *Soil Use and Management*, 35(1), 6-20, <https://doi.org/10.1111/sum.12506>.
- Bartkowski B., Bartke S., 2018. Leverage points for governing agricultural soils: A review of empirical studies of European farmers' decision-making. *Sustainability*, 10(9), 3179, <https://doi.org/10.3390/su10093179>.
- Bartkowski B., Droste N., Ließ M., Sidemo-Holm W., Weller U., Brady M.V., 2021. Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy*, 102, 105230, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105230>.
- Baveye P.C., Baveye J., Gowdy J., 2016. Soil "Ecosystem" services and natural capital: Critical appraisal of research on uncertain ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4 (41), <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>.
- Beck H.E., Zimmermann N.E., McVicar T.R., Vergopolan N., Berg A., Wood E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5(1), 180214, <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.
- Bhaduri D., Sih D., Bhowmik A., Verma B.C., Munda S., Dari B., 2022. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13, 25, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>.
- Billet P., 2016a. La prise en compte de la qualité des sols dans le droit français, *in* : Bispo A., Guellier C., Martin E., Sapijanskas J., Soubelet H., Chenu C., eds. *Les Sols. Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable*, Versailles, Quæ, 259 p. (coll. Savoir faire).
- Billet P., 2016b. *NORMASOL. Recherches sur la protection juridique des fonctions et services du sol. Programme Gessol (MEDDE/Ademe) : ministère de l'Écologie et du développement durable*, Ademe, <https://univ-lyon3.hal.science/hal-02126279>.
- Billmann M., Hulot C., Pauget B., Badreddine R., Papin A., Pelfrène A., 2023. Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 896, 20, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>.
- Bispo A., Jolivet C., Ranjard L., Cluzeau D., Hedde M., Peres G., 2017. Mise en place d'outils et bio-indicateurs pertinents de qualité des sols. *Les Sols et la vie souterraine : des enjeux majeurs en agroécologie*, Versailles, Quæ, 328 p., <https://hal.science/hal-01606253>.
- Bispo A., Schnebelen N., 2018. Synthèse des outils, indicateurs, référentiels disponibles pour comprendre et piloter la biologie des sols. *Innovations agronomiques*, 69, 91-100, <https://doi.org/10.15454/DCZJMP>.
- Blaikie P., 2016. *The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries*, Londres, Routledge, 200 p., <https://doi.org/10.4324/9781315637556>.
- Blanchart A., Sérè G., Cherel J., Warot G., Stas M., Consalès J.N. *et al.*, 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning*, 176, 1-9, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>.
- Boizard H., Peigné J., Vian J.-F., Duparque A., Tomis V., Johannes A. *et al.*, 2019. Visual methods for assessing soil structure in support of a clinical approach in agronomy. *Agronomie, environnement & sociétés*, 9(2), 55-76, <https://isara.hal.science/hal-04103319>.
- Bongers T., 1990. The maturity index – an ecological measure of environmental disturbance based in nematode species composition. *Oecologia*, 83 (1), 14-19, <https://doi.org/10.1007/bf00324627>.

- Bonilla-Bedoya S., Valencia K., Herrera M.A., López-Ulloa M., Donoso D.A., Pezzopane J.E.M., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148, 13, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>.
- Bouleau G., Deuffic P., 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques ? *Vertigo*, 16 (2), <https://doi.org/10.4000/vertigo.17581>.
- Boutet D., Serrano J., 2013. Les sols périurbains, diversification des activités et des valeurs. Quelques éléments de comparaison et d'analyse. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, (338), 5-23, <https://doi.org/10.4000/economierurale.4142>.
- Branchu P., Marseille F., Béchet B., Bessière J.P., Boithias L., Duvigneau C. et al., 2022. MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme, rapport et annexes, 219 p., <https://librairie.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>.
- Brauch H.G., Spring Ú.O., 2009. Securizing the ground, grounding security, Desertification land degradation and drought. *UNCCD issue paper*, 2, 52, <http://library.unccd.int/Details/fullCatalogue/843>.
- Brauman A., Thoumazeau A., 2020. Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. *Étude et gestion des sols*, 27(1), 289-304, <https://www.afes.fr/ressources/biofunctool-un-outil-de-terrain-pour-evaluer-la-sante-des-sols-base-sur-la-mesure-de-fonctions-issues-de-lactivite-des-organismes-du-sol>.
- Brunet Y., Voltz M., 2023. Les sols : éléments d'un cycle dynamique, in Euzen A., Eymard L., Gaill F. (eds), *Le Développement durable à découvert*, Paris, CNRS Éditions, 78-79, <https://doi.org/10.4000/books.editionscnrs.10626>.
- Buisson E., 2011. Community and restoration ecology, importance of disturbance, natural resilience and assembly rules, thèse d'habilitation à diriger les recherches, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.
- Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z.G., Creamer R.E., De Deyn G., de Goede R. et al., 2018. Soil quality — A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120, 105-125, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.
- Cipullo S., Prpich G., Campo P., Coulon F., 2018. Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: Progress made and research needs. *Science of the Total Environment*, 615, 708-723, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.321>.
- Clarimont B., Barbe É., Lagacherie P., 2021. Enjeux autour des terres agricoles et des données pédologiques : point de vue opérationnel d'un service de l'État en région, in : Brennan J., Maurel P., Plant R. (eds), *Les Terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?*, chapitre 2, Versailles, Quae, 51-64 (coll. Update Sciences & Technologie), <http://books.openedition.org/quae/28335>.
- Compagnone C., Pribetich J., 2017. Quand l'abandon du labour interroge les manières d'être agriculteur : Changement de norme et diversité des modèles d'agriculture. *Revue française de socio-économie*, 18(1), 101-121, <https://doi.org/10.3917/rfse.018.0101>.
- Consalès J.-N., Blanchart A., Séré G., Vidal-Beaudent L., Schwartz C., 2022. Le sol, une ressource à considérer dans les stratégies d'aménagement des villes : mise en place d'une démarche collaborative pour construire un outil d'aide à la décision d'affectation des sols. *Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, 27, <https://doi.org/10.4000/paysage.31354>.
- Cousin I., Desrousseaux M., Leenhardt S., coord., 2024. Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Synthèse du rapport d'étude, INRAE (France), 130 p. <https://doi.org/10.17180/qnpx-x742>.
- Czucz B., Keith H., Maes J., Driver A., Jackson B., Nicholson E., Kiss M., Obst C., 2021. Selection criteria for ecosystem condition indicators. *Ecological Indicators*, 133, 108376, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108376>.

- de Bello F., Lavorel S., Hallett L.M., Valencia E., Garnier E., Roscher C. *et al.*, 2021. Functional trait effects on ecosystem stability: Assembling the jigsaw puzzle. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (9), 822-836, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.05.001>.
- De Grujter J.J., Brus D.J., Bierkens M.F.P., Knotters M., 2006. *Sampling for Natural Resource Monitoring*, Heidelberg, Springer.
- Delahaie A.A., Cécillon L., Stojanova M., Abiven S., Arbelet P., Arrouays D. *et al.*, 2024. Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions. *EGUphere*, 2024, 1-25, <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-197>.
- Djemiel C., Dequiedt S., Horrigue W., Bailly A., Lelièvre M., Tripied J. *et al.*, 2024. Unraveling biogeographical patterns and environmental drivers of soil fungal diversity at the French national scale. *Soil*, 10(1), 251-273, <https://doi.org/10.5194/soil-10-251-2024>.
- Dobarco M.R., Cousin I., Le Bas C., Martin M.P., 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>.
- Dokoutchajev V.V., 1883. Tchernoziom russe, these. Saint-Petersburg. 480 p. https://www.persee.fr/doc/rhs_0151-4105_1983_num_36_3_1942.
- Dominati E.J., Mackay A.D., Bouma J., Green S., 2016. An ecosystems approach to quantify soil performance for multiple outcomes: the future of land evaluation? *Soil Science Society of America Journal*, 80(2), 438-449, <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.07.0266>.
- Domínguez-Haydar Y., Velásquez E., Carmona J., Lavelle P., Chavez L.F., Jiménez J.J., 2019. Evaluation of reclamation success in an open-pit coal mine using integrated soil physical, chemical and biological quality indicators. *Ecological Indicators*, 103, 182-193, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.015>.
- Donadieu P., Rémy E., Girard M.-C., 2016. Les sols peuvent-ils devenir des biens communs? *Nature Sciences Sociétés*, 24(3), 261-269, <https://doi.org/10.1051/nss/2016025>.
- Donnars C., Tibi A., Caillaud M.A., Dashkina R., Girard A., Leenhardt S. *et al.*, 2021. Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics (version 2, novembre 2021), INRAE DEPE, 63 p., <https://doi.org/10.1545/tkna-4w25>.
- Doran J.W., Zeiss M.R., 2000. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15 (1), 3-11, [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(00)00067-6).
- Duflo E., 2017. The economist as plumber. *American Economic Review*, 107(5), 1-26, <https://doi.org/10.3386/w23213>.
- Ehrlich P., Walker B., 1998. Roundtable: Rivets and redundancy. *BioScience*, 48(5), 387-387, <https://doi.org/10.2307/1313377>.
- EEA (European Environment Agency), 2023. Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil quality assessments. *Publications Office of the European Union*, <https://doi.org/10.2800/956606>.
- Faber J.H., Cousin I., Meurer K.H.E., Hendriks C.M.J., Bispo A., Viketoft M. *et al.*, 2022. Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values, EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2, Report, 153.
- Fadil A., El Wahidi F., 2023. Vers une nouvelle classification des modèles d'évaluation et de prédiction de l'érosion hydrique. *Physio-Géo*, 19, <https://doi.org/10.4000/physio-geo.15783>.
- Faith D.P., 2021. Valuation and appreciation of biodiversity: The “Maintenance of options” provided by the variety of life. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.635670>.
- FAO, 2006. Guidelines for soil description – Fourth edition, Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 109 p., <https://www.fao.org/4/a0541e/a0541e.pdf>.

- FAO, 2019a. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (Version 1) — Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership, Rome, FAO, 170 p., <https://www.fao.org/3/CA2934EN/ca2934en.pdf>.
- FAO, 2019b. Outcome document of the Global Symposium on Soil Erosion, Rome, FAO, 28 p., <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e5717cbe-ac10-414e-bcb9-33aeb87fbbed/content>.
- FAO, 2019c. Standard Operating Procedure for Soil Organic Carbon Walkley-Black Method: Rome. Titration and Colorimetric Method. <https://www.fao.org/3/ca7471en/ca7471en.pdf>.
- Legros, 1996. *Cartographie des Sols. De l'analyse spatiale à la gestion des territoires*. EPFL Press, Lausanne. 370 p. <https://www.epflpress.org/produit/418/9782880742980/cartographies-des-sols>.
- Farinetti A., 2013. La protection juridique de la qualité du sol au prisme du droit de l'eau. *Environnement et développement durable*, n° 6, étude 17, 143-157.
- Fine A.K., Van Es H.M., Schindelbeck R.R., 2017. Statistics, scoring functions, and regional analysis of a comprehensive soil health database. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (3), 589-601, <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0286>.
- Forsyth T., 2007. Sustainable livelihood approaches and soil erosion risks: Who is to judge? *International Journal of Social Economics*, 34 (1/2), 88-102, <https://doi.org/10.1108/03068290710723381>.
- Fournil J., Kon Kam King J., Granjou C., Cécillon L., 2018. Le sol : enquête sur les mécanismes de (non-)émergence d'un problème public environnemental. *Vertigo*, 18 (2), <https://doi.org/10.4000/vertigo.20433>.
- Friedlingstein P., O'Sullivan M., Jones M.W., Andrew R.M., Bakker D.C.E., Hauck J. et al., 2023. Global Carbon Budget 2023. *Earth System Science Data*, 15(12), 5301-5369, <https://doi.org/10.5194/esd-15-5301-2023>.
- Froger C., Jolivet C., Budzinski H., Pierdet M., Caria G., Saby N.P.A. et al., 2023. Pesticide residues in French soils: Occurrence, risks, and persistence. *Environmental Science & Technology*, 57 (20), 7818-7827, <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>.
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., Jonson J. et al., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration, 2nd edition. *Restoration Ecology*, 27, S3-S46, <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- Gascuel-Odoux C., Renault P., Antoni V., Arrouays D., Bougon N., Denys S. et al., 2023. Quelles perspectives scientifiques et techniques pour l'inventaire et la surveillance des sols en France : Quels besoins en données, comment mieux les acquérir, les diffuser, les utiliser? *Étude et gestion des sols*, https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_2023_30_Gascuel_51-64.pdf.
- Gauthier N., 2020. Écologiser une frontière agri-urbaine dans le Val-de-Marne. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 14(4), <https://doi.org/10.4000/rac.12616>.
- Gautronneau Y., Manichon H., 1987. *Guide méthodique du profil cultural*, CEREF-ISARA/GEARA-INAPG, https://agriressources.fr/fileadmin/user_upload/Auvergne-Rhone-Alpes/177_Eve-agriressources/fertilisols/RESSOURCES/Diagnostic/ISARA_Lyon__guide_test_de_beche_9_.pdf.
- Girard M.-C., Schwartz C., Jabiol B., 2023. Les sols de la terre, in Girard M.-C., Schwartz C., Jabiol B., *Étude des sols*, chapitre 1, Paris, Dunod, 1-12, <https://stm.cairn.info/etude-des-sols--9782100857449?lang=fr>.
- Gouée P., Marie M., Cantat O., Bensaïd A., 2010. DÉMETER : une démarche originale pour maîtriser la consommation du foncier agricole liée à l'étalement urbain. *OPDE Outils pour Décider Ensemble*, Inra Montpellier, 25-26 octobre 2010, https://www.researchgate.net/publication/49136410_DEMETER_une_demarche_originale_pour_mariter_la_consommation_du_foncier_agricole_liée_a_l'étalement_urbain.

- Greiner L., Keller A., Grêt-Regamey A., Papritz A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69, 224-237, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>.
- Griffiths B.S., Römbke J., Schmelz R.M., Scheffczyk A., Faber J.H., Bloem J. *et al.*, 2016. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators*, 69, 213-223, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023>.
- Grimonprez B., 2019. Le droit au service de la justice foncière du xxi^e siècle, *in* Dominique P., Pierre B., Benoît G. (eds), *La Terre en commun : plaidoyer pour une justice foncière*, Paris, Fondation Jean-Jaurès, <https://hal.science/hal-02916253>.
- Guimaraes R.M.L., Ball B.C., Tormena C.A., 2011. Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management*, 27(3), 395-403, <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x>.
- Haines-Young R., Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, *in* Raffaelli D.G., Frid C.L.J. (eds), *Ecosystem Ecology: A new synthesis*, Cambridge, CUP, <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>.
- Hajer M.A., 2005. *The Politics of Environmental Discourse: Ecological modernization and the policy process*, Oxford, Clarendon Press, 344 p.
- Hallsworth E.G., 1987. *Anatomy, Physiology and Psychology of Erosion*, Chichester, J. Wiley (IFIAS monograph).
- Haslmayr H.P., Geitner C., Sutor G., Knoll A., Baumgarten A., 2016. Soil function evaluation in Austria — Development, concepts and examples. *Geoderma*, 264, 379-387, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.023>.
- Hassenteufel P., 2010. Les processus de mise sur agenda : sélection et construction des problèmes publics. *Informations sociales*, 157 (1), 50-58, <https://doi.org/10.3917/ins.157.0050>.
- Heal G.M., Daily G., Ehrlich P., Salzman J.E., Boggs C., Hellman J. *et al.*, 2001. Protecting natural capital through Ecosystem Service Districts, SSRN, <https://doi.org/10.2139/ssrn.279114>.
- Hermon C., 2018. La protection du sol en droit, *in* Hermon C. (éd.), *Services écosystémiques et protection des sols : Analyses juridiques et éclairages agronomiques*, Versailles, Quæ, 326 p., <http://books.openedition.org/quae/30685>.
- Herrick J.E., Jones T.L., 2002. A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society of America Journal*, 66(4), 1320-1324, <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1320>.
- Hervé-Fournereau N., 2009. Le principe d'intégration. *Droit et politiques de l'environnement*. La Documentation française, 31-40, <https://shs.hal.science/halshs-00428707>.
- Horrigue W., Dequiedt S., Prévost-Bouré N.C., Jolivet C., Saby N.P.A., Arrouays D. *et al.*, 2016. Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64, 203-211, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>.
- Houllier F., Joly P.-B., Merilhou-Goudard J.-B., 2017. Dossier Des recherches participatives dans la production des savoirs liés à l'environnement — Les sciences participatives : une dynamique à conforter. *Nature Sciences Sociétés*, 25 (4), 418-423, <https://doi.org/10.1051/nss/2018005>.
- Ineris, 2012. Les polychlorobiphényles - PCB 89.
- Inra Unité InfoSol, 2015. *Dictionnaire des données DoneSol 3, Version du 1^{er} novembre 2015*, 470 p., https://dw4.gissol.fr/fichiers/dictionnaire_donesol_igcs_latest.pdf.
- Israel-Jost V., 2015. L'attribution d'autorité à la science : Approche néopoppérienne du problème. *Cahiers philosophiques*, 142(3), 53-72, <https://doi.org/10.3917/caph.142.0053>.

- Jasanoff S., 2010. *States of Knowledge: The co-production of science and social order*, Londres, Routledge, 330 p. (International library of sociology), <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/17555/1/20.pdf>.
- Jaunatre R., 2012. Dynamique et restauration d'une steppe méditerranéenne après changements d'usages (La Crau, Bouches-du-Rhône, France), Université d'Avignon, <https://theses.hal.science/tel-00862398>.
- Jeffery S., Verheijen F.G.A., 2020. A new soil health policy paradigm: Pay for practice not performance! *Environmental Science & Policy*, 112, 371-373, <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.07.006>.
- Joinel S., Schwartz C., Hedde M., Kiyota S., Krogh P.H., Nahmani J. *et al.*, 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Science of the Total Environment*, 584, 614-621. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.086>.
- Jónsson J.Ö.G., Davíðsdóttir B., Jónsdóttir E.M., Kristinsdóttir S.M., Ragnarsdóttir K.V., 2016. Soil indicators for sustainable development: A transdisciplinary approach for indicator development using expert stakeholders. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 179-189, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.009>.
- Juerges N., Hagemann N., Bartke S., 2018. A tool to analyse instruments for soil governance: the REEL-framework. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 20(5), 617-631, <https://doi.org/10.1080/1523908X.2018.1474731>.
- Juerges N., Hansjürgens B., 2018. Soil governance in the transition towards a sustainable bioeconomy — A review. *Journal of Cleaner Production*, 170, 1628-1639, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.143>.
- Karimi B., Chemidlin Prévost-Bouré N., Dequiedt S., Terrat S., Ranjard L., 2018. *Atlas français des bactéries du sol*, Paris, Muséum national d'Histoire naturelle, Mèze, Biotope (Hors collection, 41), 192 p., <https://sciencepress.mnhn.fr/fr/collections/hors-collection/atlas-francais-des-bacteries-du-sol>.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4-10, <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.0361599500610010001x>.
- Keller C., Lambert-Habib M.-L., Robert S., Ambrosi J.-P., Rabot É., 2012. Méthodologie pour la prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme : application à deux communes du bassin minier de Provence. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (33), 11-24, <https://doi.org/10.4000/soe.173>.
- Keuskamp J.A., Dingemans B.J.J., Lehtinen T., Sarneel J.M., Hefting M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1070-1075, <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12097>.
- Kibblewhite M.G., Ritz K., Swift M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363(1492), 685-701, <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>.
- Koppitke P.M., Menzies N.W., 2007. A review of the use of the basic cation saturation ratio and the «ideal» soil. *Soil Science Society of America Journal*, 71(2): 259-265, <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0186>.
- Langlais A., 2015. L'appréhension juridique de la qualité des sols agricoles par le prisme des services écosystémiques. *Revue de droit rural*, (435), 28-33, <https://univ-rennes.hal.science/hal-01207318>.
- Laroche B., Almeida Falcon J.-L., Boukir H., Cousin I., Chenu J.-P., Girot G. *et al.*, 2024. Le programme Inventaire gestion et conservation des sols IGCS, in *La Connaissance des sols au services des projets de territoire*, OpenIG, INRAE, avril 2024, Montpellier, <https://hal.science/hal-04595742>.
- Larson W.E., Pierce F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. *Evaluation for sustainable land management in the developing world*, 2.

- Le Bissonnais Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. 1. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47(4): 425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>.
- Lecerf A., 2017. Methods for estimating the effect of litterbag mesh size on decomposition. *Ecological Modelling*, 362, 65-68, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.011>.
- Lehmann J., Bossio D.A., Kögel-Knabner I., Rillig M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 11, 544-553, <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>.
- Lévy-Bruhl V., 1992. La Protection de la faune sauvage en droit français, thèse, Lyon 3.
- Li H., Huang G., Meng Q., Ma L., Yuan L., Wang F. et al., 2011. Integrated soil and plant phosphorus management for crop and environment in China. A review. *Plant and Soil*, 349(1-2), 157-167. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0909-5>.
- Li J., Zhou D.-d., Chen S., Yan H.-B., Yang X.-Q., 2021. Spatial associations between tree regeneration and soil nutrient in secondary *Picea* forest in Guandi Mountains, Shanxi, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 32(7), 2363-2370, <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202107.006>.
- Lin Z.B., Schneider A., Sterckeman T., Nguyen C., 2016. Ranking of mechanisms governing the phytoavailability of cadmium in agricultural soils using a mechanistic model. *Plant and Soil*, 399(1-2), 89-107, <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2663-6>.
- Lu Q.F., Liu T.T., Wang N.Q., Dou Z.C., Wang K.G., Zuo Y.M., 2020. A review of soil nematodes as biological indicators for the assessment of soil health. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7(3), 275-281, <https://doi.org/10.15302/j-fase-2020327>.
- Maliszewska-Kordybach B., 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochemistry*, 11, 121-127. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00076-3](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00076-3).
- Manning P., Van der Plas F., Soliveres S., Allan E., Maestre F.T., Mace G. et al., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat Ecol Evol*, 2(3), 427-436, <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>.
- Marschner P., 2012. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*, Londres, Elsevier, Academic Press, <https://doi.org/10.1016/C2009-0-63043-9>.
- Marseille F., Boithias L., Lamari S., 2019. Quelle prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme ? Paris, Cerema, <http://www.cerema.fr/fr/actualites/quelle-prise-compte-sols-documents-urbanisme-premier-rapport>.
- Martin-Scholz A., Mayere A., Barbe E., Valette E., Maurel P., 2013. Quand l'information échappe à ses créateurs. Le cas de l'artificialisation des terres agricoles en Languedoc-Roussillon. *Études de communication*, 40, <https://doi.org/10.4000/edc.5199>.
- Mazzon M., Cavani L., Ciavatta C., Campanelli G., Burgio G., Marzadori C., 2021. Conventional versus organic management: application of simple and complex indexes to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, 107673, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107673>.
- McBratney A., Field D.J., Koch A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203-213, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>.
- McConnell K.E., 1983. An economic model of soil conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, 65(1), 83-89, <https://doi.org/10.2307/1240340>.
- Meynier A., 2020. Réflexions sur les concepts en droit de l'environnement, LGDJ, thèse, 624 p.
- Mouchet M.A., Paracchini M.L., Schulp C.J.E., Stürck J., Verkerk P.J., Verburg P.H., Lavorel S., 2017. Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators*, 73, 23-28, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.026>.

DES INDICATEURS POUR PRÉSERVER LA QUALITÉ DES SOLS

- Néel C., Boithias L., Duplanil E., Duvigneau C., Le Guern C., Métois R. *et al.*, 2022. *Qualité des sols et urbanisme. Construire une méthodologie adaptée aux besoins des territoires et favoriser son appropriation*, Ademe, 114 p., https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/592638/qualite-des-sols-et-urbanisme-construire-une-methodologie-adaptee-aux-besoins-des-territoires-et-fav?_lg=fr-FR.
- Neyroud J.-A., Lischer P., 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(4), 422-431, <https://doi.org/10.1002/jpln.200321152>.
- Niemeijer D., de Groot R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8 (1), 14-25, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>.
- Nortjé G.P., Laker M.C., 2021. Factors that determine the sorption of mineral elements in soils and their impact on soil and water pollution. *Minerals*, 11 (8), 20, <https://doi.org/10.3390/min1108021>.
- O'Sullivan L., Wall D., Creamer R., Bampa F., Schulte R.P.O., 2018. Functional Land Management: Bridging the Think-Do-Gap using a multi-stakeholder science policy interface. *Ambio*, 47(2), 216-230, <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0983-x>.
- Obriot F., Stauffer M., Goubard Y., Chevron N., Peres G., Eden M. *et al.*, 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232, 165-178, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004>.
- Orgiazzi A., Ballabio C., Panagos P., Jones A., Fernández-Ugalde O., 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science*, 69 (1), 140-153, <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>.
- Ost F., 1995. *La Nature hors la loi. L'écologie à l'épreuve du droit*, Paris, La Découverte, 346 p.
- Party J.P., Sauter J., Lux M., Muller N., 2014. Classement des sols et classement des terres pour l'aménagement foncier. Méthodes et adaptation en Alsace. *Étude et gestion des sols*, 21, 61-76, https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_21_1_2105_Party_61_76.pdf.
- Pieper S., Frauenstein J., Ginzky H., Glante F., Grimski D., Kotschik P. *et al.*, 2023. The upcoming European Soil Health Law – chances and challenges for an effective soil protection, Scientific opinion paper, German Environment Agency, 37 p., <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/the-upcoming-european-soil-health-law-chances>.
- Piron D., Boizard H., Heddadji D., Pérès G., Hallaire V., Cluzeau D., 2017. Indicators of earthworm bioturbation to improve visual assessment of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 173, 53-63, <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.013>.
- Plant R., Maurel P., Ruoso L.-É., Barbe É., Brennan J., 2021. Synthèse. De la donnée à l'intelligence collective sur les terres agricoles périurbaines : quels rôles pour l'information, les savoirs et l'action ? *Les Terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?* Versailles, Quæ, 249-268 (Update Sciences & Technologie), <http://books.openedition.org/quae/28505>.
- Pollock L.J., O'Connor L.M.J., Mokany K., Rosauer D.F., Talluto M.V., Thuiller W., 2020. Protecting biodiversity (in all its complexity), new models and methods. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(12), 1119-1128, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.015>.
- Pollock L.J., Thuiller W., Jetz W., 2017. Large conservation gains possible for global biodiversity facets. *Nature*, 546(7656), 141-144, <https://doi.org/10.1038/nature22368>.
- Prager K., Schuler J., Helming K., Zander P., Ratinger T., Hagedorn K., 2011. Soil degradation, farming practices, institutions and policy responses: An analytical framework. *Land Degradation & Development*, 22(1), 32-46, <https://doi.org/10.1002/lrd.979>.

- Pülzl H., Rametsteiner E., 2009. Indicator development as 'boundary spanning' between scientists and policy-makers. *Science and Public Policy*, 36(10), 743-752, <https://doi.org/10.3152/030234209X481987>.
- Rabot E., Guiresse M., Pittatore Y., Angelini M., Keller C., Lagacherie P., 2022. Development and spatialization of a soil potential multifunctionality index for agriculture (Agri-SPMI) at the regional scale. Case study in the Occitanie region (France). *Soil Security*, 6, 100034, <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100034>.
- Ranjard L., 2016. *AgriInnov Tester les indicateurs de l'état biologique des sols en lien avec les pratiques agricoles*, https://agriressources.fr/fileadmin/user_upload/Auvergne-Rhone-Alpes/177_Eve-agriressources/fertilisols/RESSOURCES/Diagnostic/Nov2015-Comifer-Gemas-ARTICLE-RANJARD.pdf.
- Ranjard L., 2020. Sciences participatives au service de la qualité écologique des sols. *Génie écologique*, <https://doi.org/10.51257/a-v1-ge1074>.
- Renzi G., Canfora L., Salvati L., Benedetti A., 2017. Validation of the soil Biological Fertility Index (BFI) using a multidimensional statistical approach: A country-scale exercise. *Catena*, 149, 294-299, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.002>.
- Richards L.A., 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*. U.S. Gov. Printing Office, Washington, DC.
- Richelle L., 2019. De la fertilité des sols à la santé de la terre. Retour sur un processus d'apprentissage collectif visant l'évaluation de la santé des sols cultivés en agriculture paysanne, thèse, Université de Namur, https://pure.unamur.be/ws/portalfiles/portal/41280240/2019_RichelleL_these.pdf.
- Richer-De-Forges A.C., Baffet M., Berger C., Coste S., Courbe C., Jalabert S. et al., 2014. La cartographie des sols à moyennes échelles en France métropolitaine. *Étude et Gestion des Sols*, 21, 25-36, <https://www.afes.fr/ressources/la-cartographie-des-sols-a-moyennes-echelles-en-france-metropolitaine/>.
- Robert S., Ajmone-Marsan F., Ambrosi J.P., Biasioli M., Cormier C., Criquet S. et al., 2013. Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine — Application du bassin minier de Provence, rapport de recherche, Ademe, 273 p., <https://hal.science/hal-01787627>.
- Robinson D.A., Fraser I., Dominati E.J., Davíðsdóttir B., Jónsson J.O.G., Jones L. et al., 2014. On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. *Soil Science Society of America Journal*, 78(3), 685-700, <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.01.0017>.
- Roman 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>.
- Ros G.H., Temminghoff E.J.M., Hoffland E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, 62(1), 162-173, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x>.
- Rossiter D.G., 1995. Economic land evaluation: why and how. *Soil Use and Management*, 11 (3), 132-140, <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00511.x>.
- Ruiz F., Cherubin M.R., Ferreira T.O., 2020. Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environmental Management*, 276, 11, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>.
- Saby N., Bertouy B., Boulonne L., Bispo A., Ratié C., Jolivet C., 2019. Statistiques sommaires issues du RMQS sur les données agronomiques et en éléments traces des sols français de 0 à 50 cm. Recherche Data Gouv. <https://doi.org/10.15454/BNCXYB>.

DES INDICATEURS POUR PRÉSERVER LA QUALITÉ DES SOLS

- Schulte R.P.O., Bampa F., Bardy M., Coyle C., Creamer R.E., Fealy R. *et al.*, 2015. Making the Most of Our Land: Managing soil functions from local to continental scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00081>.
- Serrano J., Vianey G., 2014. Patrimonialiser des activités agricoles pour banaliser la consommation d'espaces agricoles périurbains : réflexions à partir du cas de l'agglomération de Tours. *Géographie, économie, société*, 16 (3), 297-314, <https://doi.org/10.3166/ges.16.297-314>.
- Shepherd G., 2000. *Visual Soil Assessment: Field guide for cropping*, Landcare Research, <https://orgprints.org/30582>.
- Soenen B., Henaff M., Lagrange H., Lanckriet E., Schneider A., Duval R., Streibig J.-L., 2021. Méthode Label Bas-Carbone Grandes Cultures (version 1.0), 133 p., <https://label-bas-carbone.ecologie.gouv.fr/la-methode-grandes-cultures>.
- Spake R., Barajas-Barbosa M.P., Blowes S.A., Bowler D.E., Callaghan C.T., Garbowski M. *et al.*, 2022. Detecting Thresholds of Ecological Change in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 47, 797-821, <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112420-015910>.
- Star S.L., Griesemer J.R., 1989. Institutional ecology, 'translations' and boundary objects: Amateurs and professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Social Studies of Science*, 19 (3), 387-420, <https://doi.org/10.1177/030631289019003001>.
- Stevens A.W., 2018. The economics of soil health. *Food Policy*, 80, 1-9, <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.08.005>.
- Styc Q., Lagacherie P., 2019. What is the best inference trajectory for mapping soil functions: An example of mapping soil available water capacity over Languedoc-Roussillon (France). *Soil Systems*, 3(2), 17, <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020034>.
- Tafani C., Jouve J., 2023. Penser l'usage agri-environnemental des sols : un enjeu pour un aménagement durable du territoire : L'exemple de la Balagne en Corse, 17 p., <https://doi.org/10.58110/ESTATE-TG55>.
- Te Wierik S.A., Gupta J., Cammeraat E.L.H., Artzy-Randrup Y.A., 2020. The need for green and atmospheric water governance. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*, 7(2), 20, <https://doi.org/10.1002/wat2.1406>.
- Terrat S., Horrigue W., Dequietd S., Saby N.P.A., Lelièvre M., Nowak V. *et al.*, 2017. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *Plos One*, 12(10), 19, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186766>.
- Tomis V., Duparque A., Boizard H., 2019. Development of the "mini 3D soil profile" — A visual method derived from the "profil cultural". *Soil & Tillage Research*, 194, 8, <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.06.002>.
- Trevors J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: A comparison between the INT and TTC Assay. *Soil Biology & Biochemistry*, 16(6), 673-674, [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90090-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7).
- Trompette P., Vinck D., 2009. Retour sur la notion d'objet-frontière. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 3(1), 5-27, <https://doi.org/10.3917/rac.006.0005>.
- Tsiboe F., Tack J., 2022. Utilizing topographic and soil features to improve rating for farm-level insurance products. *American Journal of Agricultural Economics*, 104(1), 52-69, <https://doi.org/10.1111/ajae.12218>.
- Turnhout E., Hisschemöller M., Ejsackers H., 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7(2), 215-228, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>.
- UE (Union européenne), 2023. Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience. *COM_2023_416_final*.

- UE (Union européenne), 2024. Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience. 10236/24.
- United Nations Convention to Combat Desertification, 2022. *The Global Land Outlook — Second edition — Land Restoration for Recovery and Resilience*, Bonn, UNCCD, https://www.unccd.int/sites/default/files/2022-04/UNCCD_GLO2_low-res_2.pdf.
- Van Leeuwen C.C.E., Cammeraat E.L.H., de Vente J., Boix-Fayos C., 2019. The evolution of soil conservation policies targeting land abandonment and soil erosion in Spain: A review. *Land Use Policy*, 83, 174-186, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.018>.
- Veum K.S., Sudduth K.A., Kremer R.J., Kitchen N.R., 2017. Sensor data fusion for soil health assessment. *Geoderma*, 305, 53-61, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.031>.
- Villanneau E., Saby N., Jolivet C., Marot F., Maton D., 2008. Détection de valeurs anomalies d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. *Étude Gest. des Sols*, 15, 183-202.
- Vincent Q., Auclerc A., Beguiristain T., Leyval C., 2018a. Assessment of derelict soil quality: Abiotic, biotic and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 613, 990-1002, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.118>.
- Vincent Q., Blanchart A., 2023. *Faciliter le transfert des résultats de la recherche en outils opérationnels — Thématique de la multifonctionnalité des sols*, Ademe, 97 p., <https://librairie.ademe.fr/recherche-et-innovation/6788-le-bilan-de-la-recherche-sur-la-multifonctionnalite-des-sols.html>.
- Vincent Q., Leyval C., Beguiristain T., Auclerc A., 2018b. Functional structure and composition of *Collembola* and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Applied Soil Ecology*, 130, 259-270, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.07.002>.
- Voltz M., Arrouays D., Bispo A., Lagacherie P., Laroche B., Lemercier B. et al., 2020. Possible futures of soil-mapping in France. *Geoderma Regional*, 23, 11, <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00334>.
- Wadoux A., Marchant B.P., Lark R.M., 2019. Efficient sampling for geostatistical surveys. *European Journal of Soil Science*, 70(5), 975-989, <https://doi.org/10.1111/ejss.12797>.
- Wahlhütter S., Vogl C.R., Eberhart H., 2016. Soil as a key criteria in the construction of farmers' identities: The example of farming in the Austrian province of Burgenland. *Geoderma*, 269, 39-53, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.028>.
- Wang M.E., Faber J.H., Chen W.P., Li X.M., Markert B., 2015. Effects of land use intensity on the natural attenuation capacity of urban soils in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117, 89-95, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.018>.
- Weil R.R., Islam K.R., Stine M.A., Gruver J.B., Samson-Liebig S.E., 2009. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18 (1), 3-17, <https://doi.org/10.1079/AJAA200228>.
- Weissgerber M., Roturier S., Julliard R., Guillet F., 2019. Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological Conservation*, 237, 200-208, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.036>.
- Wiesmeier M., Urbanski L., Hobley E., Lang B., von Lützow M., Marin-Spiotta E. et al., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils — A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>.
- Wolejko E., Jablonska-Trypuc A., Wydro U., Butarewicz A., Lozowicka B., 2020. Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides — A review. *Applied Soil Ecology*, 147, 13, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>.
- Zanella A., Ponge J.F., Jabiol B., Sartori G., Kolb E., Gobat J.M. et al., 2018. Humusica 1, article 4: Terrestrial humus systems and forms — Specific terms and diagnostic horizons. *Applied Soil Ecology*, 122, 56-74, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.005>.

Sigles et abréviations

- ACP** Analyse en composantes principales
- Ademe** Agence de la transition écologique
- ADN** Acide désoxyribonucléique
- AEE/EEA** Agence européenne de l'environnement
- AFNOR** Association française de normalisation
- AOC** Appellation d'origine contrôlée
- BCAE** Bonnes conditions agricoles et environnementales
- BDAT** Base de données des analyses de terre
- BDETM** Base de données des éléments-traces métalliques
- BMM** Biomasse moléculaire microbienne
- CASH** *Comprehensive Assessment of Soil Health*
- CCP** Coefficient de constructibilité potentielle
- CCS** Cartographie conventionnelle des sols
- CDTA** Carte départementale des terres agricoles
- CEC** Capacité d'échange cationique
- Cerema** Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
- COS** Carbone organique du sol
- CNRS** Centre national de la recherche scientifique
- CSLF** *Credibility-Salience-Legitimacy-Feasibility* (crédibilité - capacité à informer - légitimité - faisabilité)
- CSMS** Cartographie des sols basée sur des modélisations statistiques
- DDT** Direction départementale des territoires
- DEPE** Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (INRAE)
- DoneSol** Base de données nationale des informations spatiales pédologiques
- DPSIR** *Drivers-Pressures-State-Impacts-Responses*
(forces-pressions-état-impacts-réponses)
- Draaf** Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt
- Ece** Conductivité électrique
- ECOFINDERS** *Ecological function and biodiversity indicators in European soils*
- Enaf** Espaces naturels, agricoles et forestiers
- ENS** Espaces naturels sensibles
- ENS** Évaluation numérique des sols

- ENVASSO** *Environmental Assessment of Soil for Monitoring*
- EPCI** Établissement public de coopération intercommunale
- ERC** Éviter-réduire-compenser (séquence)
- ETMM** Élément-trace métallique et métalloïde
- EUSO** European Union Soil Observatory (Observatoire européen des sols)
- FAO** Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
- FPT** Fonction de pédotransfert
- GES** Gaz à effet de serre
- GIS Sol** Groupement d'intérêt scientifique Sol
- HAP** Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- IGCS** Inventaire, gestion et conservation des sols
- IGN** Institut national de l'information géographique et forestière
- INRAE** Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (depuis 2020)
- IQS** Indice de qualité des sols
- ISO** International Organization for Standardization (Organisation internationale de normalisation)
- JRC** Joint Research Center (Centre commun de recherche, Union européenne)
- LBC** Label bas carbone
- MAEC** Mesures agroenvironnementales et climatiques
- MASAF** Ministère de l'Agriculture, de la Souveraineté alimentaire et de la Forêt
- MDS** *Minimum Data Set*
- MNHN** Muséum national d'Histoire naturelle
- MO** Matière organique
- MOS** Matière organique du sol
- MTEECPR** Ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et de la prévention des risques
- Nasa** National Aeronautics and Space Administration (États-Unis)
- OAD** Outil d'aide à la décision
- OCS GE** Occupation du sol à grande échelle
- ODD** Objectif de développement durable
- OFB** Office français de la biodiversité
- ONF** Office national des forêts
- ONG** Organisation non gouvernementale
- ONU** Organisation des Nations unies
- OPVT** Observatoire participatif des vers de terre
- PAC** Politique agricole commune

PADD Projet d'aménagement et de développement durables

PCB Polychlorobiphényles

PEAN Périmètres de protection des espaces naturels et agricoles périurbains

PLFA *Phospho Lipid Fatty acid Analysis*

PLU Plan local d'urbanisme

PLUi Plan local d'urbanisme intercommunal

PPRN Plan de prévention des risques naturels

PRA Petite région agricole

PSN Plan stratégique national

RMQS Réseau de mesures de la qualité des sols

RRP Référentiel régional pédologique

RU Réservoir en eau utilisable

RUSLE *Revised Universal Soil Loss Equation*

SAU Surface agricole utile

Scot Schéma de cohérence territoriale

SER Society for Ecological Restoration

SIG Système d'information géographique

SHS Sciences humaines et sociales

SMAF Soil Management Assessment Framework

SMRL *Soil Monitoring and Resilience Law* (proposition européenne de directive-cadre sur la surveillance et la résilience des sols)

SNB Stratégie nationale pour la biodiversité

SQI *Soil Quality Index* (IQS)

SRP Sciences et recherches participatives

TRL *Technology Readiness Level* (niveau de maturité technologique)

UCS Unité cartographique de sol

UE Union européenne

USA United States of America (États-Unis)

USDA United States Department of Agriculture (ministère de l'Agriculture des États-Unis)

UTCATF Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie

UTS Unité typologique de sol

VDT Ver de terre

VESS *Visual Evaluation of Soil Structure*

WHC *Water Holding Capacity*

WoS *Web of Science*

WRB *World Reference Base for Soil Resources*

ZAN Zéro artificialisation nette

ZAP Zone agricole protégée

Collectif de travail

Pilotes scientifiques

Isabelle COUSIN (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR Info&Sol (État, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Physique du sol, Fonctions et services écosystémiques*.

Maylis DESROUSSEAUX (MCF) : École d'Urbanisme de Paris (Urbanisme et aménagement), Champs sur Marne. *Droit de l'environnement, Protection des sols*.

Experts scientifiques

Denis ANGERS (DR) : Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), Centre de recherche et de développement de Québec, Québec, Canada. *Science du sol, Agronomie, Carbone du sol*.

Laurent AUGUSTO (DR) : INRAE - ECODIV*, UMR ISPA (Interactions sol-plante-atmosphère) (effets des changements globaux sur les écosystèmes, transferts de matière et d'énergie), Villeneuve. *Ecologie des sols forestiers, Fonctions des sols*.

Jean-Sauveur AY (CR) : INRAE - EcoSocio*, UMR CESAE (Centre d'Économie et de Sociologie Rurales Appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux), Dijon. *Économie foncière, Prix et usage de la terre, Politiques publiques*.

Adrien BAYSSE-LAINÉ (CR) : CNRS - UMR Pacte (Géographie, aménagement, urbanisme, science politique, sociologie), Grenoble. *Géographie du droit et géographie sociale de l'environnement, Foncier agricole et forestier, Rapports propriété-gestion-usage*.

Philippe BRANCHU (IR) : Cerema, Équipe TEAM (Hydrologie urbaine, sciences de l'environnement), Trappes. *Géochimie, Solutions fondées sur la nature (eau, sol), Sols urbains*.

Alain BRAUMAN (DR) : IRD, UR Eco&Sol (Écologie fonctionnelle des sols, rôle des organismes dans les cycles biogéochimiques), Montpellier. *Ecologie des sols*.

Nicolas CHEMIDLIN PRÉVOST BOURÉ (Pr) : Institut Agro Dijon, UMR Agroécologie (Microbiologie des sols, agronomie, interactions plantes microorganismes, génétique), Dijon. *Écologie microbienne des sols, Biogéographie, Impact des pratiques agricoles*.

Claude COMPAGNONE (Pr) : Institut Agro Dijon, UMR CESAE (Centre d'Économie et de Sociologie Rurales Appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux), Dijon. *Sociologie*.

* Départements INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes ; ECODIV : Écologie et biodiversité ; EcoSocio : Économie et sciences sociales. DR : Directeur.ice de recherche ; MCF : Maître.sse de conférences ; CR : Chargé de recherche ; IR : Ingénieur de recherche ; Pr : Professeur.

Raphaël GROS (Pr) : Aix-Marseille Université, UMR IMBE (Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale) (Biodiversité et systèmes socio-écologiques), Marseille. *Écologie des sols et de la restauration.*

Carole HERMON (Pr) : Université Toulouse Capitole, UR IEJUC (Institut d'études juridiques de l'urbanisme, de la construction et de l'environnement) (Droit de l'environnement, droit de l'urbanisme, droit immobilier, droit rural, droit des biens), Toulouse. *Droit de l'environnement, Agriculture, Contentieux.*

Catherine KELLER (Pr) : Aix-Marseille Université, UR Cerege (Centre de recherche et d'enseignement des géosciences de l'environnement) (Géosciences, développement durable, risques, climats, environnements actuels, formation et déformation de la surface terrestre), Aix-en-Provence. *Biogéochimie, Contamination-(phyto)remédiation, Sols urbains.*

Germain MEULEMANS (CR) : CNRS - UMR Centre Alexandre-Koyré (Histoire sociale et culturelle des sciences, des savoirs et des techniques), Paris. *Anthropologie de l'environnement, Étude des sciences et des techniques (STS).*

David MONTAGNE (MCF) : AgroParisTech - UMR EcoSys (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Saclay. *Pédologie, Pédogenèse, Services écosystémiques.*

Guénola PÉRÈS (MCF) : Institut Agro - UMR SAS (Sol Agro hydrosystème Spatialisation) (Interactions agriculture - environnement), Rennes. *Écologie fonctionnelle du sol, Bioindicateurs, Lombriciens, Fonctions et services écosystémiques.*

Nicolas SABY (IR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR Info&Sol (État, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Géostatistiques, Surveillance, Modélisation, Analyse spatiale, Système d'information statistique.*

Jean VILLERD (IR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR LAE (Laboratoire Agronomie et Environnement) (Fonctionnement de la plante, des cultures, des systèmes de production agricole et des territoires), Nancy/Dijon. *Modélisation, Analyse de données, Développement logiciel.*

Cyrille VIOLE (DR) : CNRS - UMR CEFE (Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive) (Biodiversité, écologie, biologie évolutive), Montpellier. *Écologie fonctionnelle, Biodiversité, Dynamique éco-évolutive, Biogéographie.*

Experts scientifiques - contributeurs ponctuels

Bertrand LAROCHE (IR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR Info&Sol (État, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Pédologie, Coordination du programme national Inventaire Gestion et Conservation des Sols (IGCS).*

* Départements INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes ; ECODIV : Écologie et biodiversité ; EcoSocio : Économie et sciences sociales. DR : Directeur.ice de recherche ; MCF : Maître.sse de conférences ; CR : Chargé de recherche ; IR : Ingénieur de recherche ; Pr : Professeur.

Emmanuelle VAUDOUR (DR) : INRAE - UMR EcoSys (Écologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Saclay. *Pédologie, Télédétection, Analyse spatiale, Cartographie.*

Chargées de mission

Julie ITEY (IR) : INRAE - DEPE, Paris. Éléments de contexte, étude de la jurisprudence.

Marie-Caroline BRICHLER (IR) : INRAE - Info&Sol, Orléans. *Phase de test.*

Claire FROGER (IR) : INRAE – Info&Sol, Orléans. *Phase de test.*

Documentation

Sybille DE MARESCHAL : INRAE - DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), Bordeaux.

Virginie LELIÈVRE : INRAE - AgroEcoSystem*, Avignon.

Graphisme

Sacha DESBOURDES : INRAE - AgroEcoSystem*, Orléans. *Designer graphique.*

Maëlle JOLY : graphiste indépendante. *Illustration.*

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Sophie LEENHARDT. Conduite du projet, rédaction.

Claire MEUNIER. Appui à la conduite du projet.

Kim GIRARD. Appui communication et gestion administrative.

Sandrine GOBET. Gestion logistique et administrative.

Isabelle SAVINI. Appui éditorial.

* Départements INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes ; ECODIV : Écologie et biodiversité ; EcoSocio : Économie et sciences sociales. DR : Directeur.ice de recherche ; MCF : Maître.sse de conférences ; CR : Chargé de recherche ; IR : Ingénieur de recherche ; Pr : Professeur.

Comité de suivi

Membres : Ademe (Miriam Buitrago, Antoine Pierart), OFB (Nolwenn Bougon, Kathleen Monod), MTEECPR/CGDD (Véronique Antoni puis Benjamin Trochon, Irénée Joassard), MASAF/DGER (Patricia Laville), INRAE DS Environnement adjoint (Pierre Renault) et INRAE DEPE (Guy Richard).

Comité consultatif d'acteurs

Organisations participantes : Association de coordination technique agricole (ACTA), Association française d'agronomie (AFA), Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental (AFAFE), Association française pour l'étude des sols (Afes), Association pour la promotion de l'agriculture durable (APAD), Assemblée permanente des chambres d'Agriculture (APCA, aujourd'hui Chambres d'agriculture France), Association des régions de France (ARF), Caisse des dépôts et consignations (CDC) Biodiversité, Centre national de la propriété forestière (CNPF), Fédération nationale d'Agriculture biologique des régions de France (FNAB), Fédération nationale des Scot (FN-SCoT), France Nature Environnement (FNE), Fondation pour la nature et l'homme (FNH), Fédération nationale des Sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (FN-SAFER), Humanité et biodiversité, Laboratoire d'initiatives foncières et territoriales innovantes (LIFTI), Ligue pour la protection des oiseaux (LPO), Terre de Liens-Fédération, Union des consultants et ingénieurs en environnement (UCIE), Union professionnelle du génie écologique (UPGE).

Les auteurs de la synthèse remercient les contributeurs ponctuels et les relecteurs du rapport et de la présente synthèse.

Photographie de couverture : photo © INRAE - Bertrand NICOLAS - 2021

Designer graphique : © S. Desbourdes – INRAE

Édition : Mickaël Legrand

Mise en pages et infographie : Hélène Bonnet, Studio9

Achevé d'imprimer en xxxx 2025 par

xxxx

Numéro d'impression :

Dépôt légal : xxxx 2025

Imprimé en France

Les sols jouent un rôle essentiel pour les écosystèmes, notre sécurité alimentaire et notre santé. Pour accompagner les politiques publiques soucieuses de leur bon fonctionnement et de leur préservation, un collectif de 19 experts issus d'une diversité de disciplines et d'organismes de recherche publics, sous la coordination d'INRAE, ont analysé la littérature scientifique traitant de la qualité et de la santé des sols. Ils ont rassemblé les principales ressources disponibles et points de vigilance à considérer pour conduire une évaluation basée sur les fonctions écologiques qu'assurent les sols. Une cinquantaine d'indicateurs, physiques, chimiques ou biologiques, sont ainsi associés à un référentiel d'interprétation précisant la méthode de mesure ou de calcul, et les valeurs de référence auxquelles le résultat doit être comparé.

Le choix des indicateurs dépend des objectifs de l'évaluation (élaboration d'un document d'urbanisme, zonage de parcelles agricoles en vue d'une opération de remembrement...). Il convient d'expliciter ces indicateurs afin de les sélectionner et de choisir le référentiel d'interprétation, la maille de suivi (spatiale et temporelle) et l'opportunité d'en agréger certains.

Cette évaluation favorise le dialogue entre des usagers appartenant à plusieurs mondes sociaux et politiques pour réfléchir ensemble à ce que sont les sols et ce qu'ils devraient être.

Cet ouvrage s'adresse à un public non expert mais connaisseur du sujet : décideurs, acteurs professionnels ou associatifs, services publics en charge des politiques relatives à l'environnement et l'urbanisme... Plus largement, il s'adresse à toute personne intéressée par le débat public portant sur la qualité et la santé des sols.

Directrice de recherche INRAE, **Isabelle Cousin** est physicienne du sol. Elle développe des recherches sur les échanges hydriques et gazeux entre les sols, l'air et les cultures.

Maîtresse de conférences à l'École d'urbanisme de Paris et chercheuse au Lab'urba, **Maylis Desrousseaux** est spécialisée en droit de l'environnement et de l'urbanisme. Ses recherches s'inscrivent dans une démarche pluridisciplinaire visant à analyser l'impact des cadres juridiques sur la qualité des sols et la répartition des usages sur un territoire.

Ingénierie agronome de formation, **Sophie Leenhardt** coordonne des expertises et des études en lien avec les problématiques environnementales au sein de la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études à INRAE.

35€

ISBN: 978-2-7592-4169-9

Quæ
éditions

INRAE



ISSN: 2115-1229
Réf. : 03021