

Étude et Gestion des Sols

Numéro spécial « Fonctions des sols et services écosystémiques »



Soutenu par



ÉTUDE ET GESTION DES SOLS

Étude et Gestion des Sols (E.G.S.) publie des articles en français. Sa vocation première est d'être un lieu d'échange et de transfert en ce qui concerne la science du sol appliquée. Les articles sont soumis à une procédure de relecture critique par des pairs. E.G.S. publie des résultats originaux, des synthèses et des revues bibliographiques, ainsi que des notes techniques et historiques. E.G.S. publie également des numéros ou des dossiers thématiques. E.G.S. peut aussi publier des articles brefs d'opinion scientifique, contribuant à l'avancée des réflexions sur notre champ d'étude et de recherche.

Depuis le 1^{er} janvier 2013, "Étude et Gestion des Sol" a cessé de paraître sous sa forme traditionnelle sur papier.

Cette revue est désormais publiée sous forme électronique (fichiers.pdf) avec accès et téléchargement libres et gratuits.

<http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

Les illustrations peuvent être en couleurs.

AFES

INRA d'Orléans

2163, avenue de la Pomme de Pin, CS 40001, Ardon

F-45075 Orléans Cedex 02, France

www.afes.fr

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION

Jacques Thomas (Président de l'AFES)

RÉDACTEUR EN CHEF

Dominique Arrouays

RÉDACTEURS EN CHEF ADJOINTS

Denis Baize, Anne Richer-de-Forges

SECRETARIAT DE RÉDACTION

Florence Héliès, Anne Richer de Forges, Jean-Pierre Rossignol

COMITÉ ÉDITORIAL

D.	Angers	Sainte Foy	Canada
M.	Bardy	Paris	France
E.	Blanchart	Montpellier	France
W.	Blum	Vienne	Autriche
L.	Bock	Gembloux	Belgique
A.	Bruand	Orléans	France
T.	Chevallier	Montpellier	France
C.	Cheverry	Rennes	France
J.L.	Chotte	Montpellier	France
G.	Colinet	Gembloux	Belgique
S.	Cornu	Aix-en-Provence	France
I.	Cousin	Orléans	France
E.	Dambrine	Chambéry	France
S.	Deckers	Leuven	Belgique
A.	Delaunois	Albi	France
B.	Delvaux	Louvain-la-Neuve	Belgique
P.	Faivre	Chambéry	France
C.	Feller	Montpellier	France
N.	Filippi	Ispra	Italie
E.	Frossard	Zurich	Suisse
J.C.	Germon	Dijon	France
M.C.	Girard	Paris	France
J.M.	Gobat	Neuchâtel	Suisse
A.	Halitim	Batna	Algérie
B.	Jabiol	Nancy	France
J.L.	Julien	Laon	France
C.	Keller	Aix-en-Provence	France
P.	Lagacherie	Montpellier	France
B.	Laroche	Orléans	France
J.P.	Legros	Montpellier	France
B.	Lemercier	Rennes	France
F.	Macias Vasquez	St-Jacques de C.	Espagne
C.	Mathieu	Châteauneuf la Forêt	France
J.	Meersmans	Cranfield	Royaume Uni
J.P.	Montoroi	Bondy	France
R.	Moreau	Montpellier	France
J.L.	Morel	Nancy	France
J.	Moulin	Châteauroux	France
R.	Mrabet	Rabat	Maroc
V.	Parnaudeau	Rennes	France
S.	Recous	Laon	France
G.	Richard	Orléans	France
N.	Saby	Orléans	France
D.	Schwartz	Univ. Strasbourg	France
T.	Sterckeman	Nancy	France
E.	van Ranst	Gand	Belgique
F.	van Oort	Versailles	France
C.	Walter	Rennes	France

Sommaire

Contribution aux réflexions sur les concepts de fonctions des sols et de services écosystémiques, et leur évaluation.

Eglin T., Cousin I., Walter C. (2021)

Étude et Gestion des Sols. Vol. 28, pp. 143-146

Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire.

Rabot E., Keller C., Ambrosi J.-P., Robert S. (2017)

Étude et Gestion des Sols. Vol. 24, pp. 59-72

La biodiversité des sols urbains au service des villes durables.

Guilland C., Maron P.-A., Damas O., Ranjard L. (2018)

Étude et Gestion des Sols. Vol. 25, pp. 59-77

Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture.

Blanchart E., Trap J. (2020)

Étude et Gestion des Sols. Vol. 27, pp. 121-134

Friedrich Albert FALLOU (1794-1877) et sa « Pedologie » X - Chapitre 8 « Fonction du sol ».

Feller C., Aeschlimann J.-P., Frossard E. (2020)

Étude et Gestion des Sols, Vol. 27, pp. 135-145

Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse, et études de cas.

Ay J.-S., Pousse N., Rigou L., Thannberger L. (2020)

Étude et Gestion des Sols, Vol. 27, pp. 147-162

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.

Brauman A., Thoumazeau A. (2020)

Étude et Gestion des Sols. Vol. 27, pp. 289-303

La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification.

Barré P., Cécillon L., Chenu C., Martin M., Vidal-Beaudet L., Eglin T. (2020)

Étude et Gestion des Sols. Vol. 27, pp. 305-320

**Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains :
un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement.**

Lothodé M., Séré G., Blanchart A., Chérel J., Warot G., Schwartz C. (2020)

Etude et Gestion des Sols. Vol. 27, pp. 361-376

**Sensibiliser les acteurs de l'aménagement à l'importance des fonctions du sol et
des services rendus lors de projets de reconversion de friches urbaines :
retour d'expérience en métropole lilloise.**

Monfort D., Limasset E., Mossman J.-R., Lafeuille C., Demeyer L. (2020)

Etude et Gestion des Sols. Vol. 27, pp. 377-392

**Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques
associés ? Revue de la littérature et sélection de paramètres en ateliers participatifs.**

Calvaruso C., Blanchart A., Bertin S., Grand C., Pierart A., Eglin T. (2021)

Etude et Gestion des Sols. Vol. 28, pp. 3-29

**Evaluation des services écosystémiques fournis par les sols de micro-fermes urbaines :
méthodologie et retours d'expériences.**

Grard B.J.-P., Joimel S., Vieublé Gonod L., Giacche G., Aubry C., Consales J.-N., Séré G., Manouchehri N.,

Haudin C.-S., Auclerc A., Daniel A.-C., Houot S., Stella P., Lagneau A., Chenu C. (2021)

Etude et Gestion des Sols. Vol. 28, pp 31-47

**Évaluation des services écosystémiques fournis par les sols agricoles en appui à la
planification territoriale : cas des systèmes prairiaux du territoire de Nantes Saint-Nazaire.**

Fossey M., Martin R., Besse C., Von Fisher C., Ducommun C., Walter C. (2021)

Etude et Gestion des Sols. Vol. 28, pp. 113-142

Contribution aux réflexions sur les concepts de fonctions des sols et de services écosystémiques, et leur évaluation

T. Eglin⁽¹⁾, I. Cousin⁽²⁾, et C. Walter⁽³⁾

Éditeurs invités du numéro spécial « Fonctions des sols et services écosystémiques »

- 1) ADEME, Direction Bioéconomie et Énergies Renouvelables, Angers, France.
- 2) INRAE Orléans, UR SOLS Science du Sol, Centre Val de Loire, France.
- 3) Institut Agro, INRAE, UMR SAS, 35000 Rennes, France.

Auteurs correspondants : thomas.eglin@ademe.fr, Isabelle.Cousin@inrae.fr, christian.walter@agrocampus-ouest.fr

INTRODUCTION

Alors que les sols occupent une place centrale dans les différents enjeux globaux que sont la sécurité alimentaire, l'accès à l'eau potable, la régulation du climat, le développement des énergies renouvelables et la préservation de la biodiversité, ils peuvent être soumis à des dégradations liées à une mauvaise gestion, comme l'érosion, la perte de matière organique, la compaction ou l'imperméabilisation (Blum, 1990 ; IPCC, 2019).

Depuis presque deux décennies, les concepts de fonctions des sols et de services rendus (directement par le sol ou *via* leur contribution au fonctionnement des écosystèmes) sont mis en avant dans la littérature scientifique et dans les politiques publiques comme une approche pertinente pour sensibiliser les acteurs de la gestion des sols et les aider dans leurs prises de décision. Ils ont été développés pour souligner l'importance des sols et éviter qu'ils soient ignorés si l'on se plaçait uniquement à l'échelle plus globale de l'écosystème (Baveye *et al.*, 2016).

De nombreux travaux de recherche fondamentale et appliquée ont mobilisé ces notions de fonction et de service, en particulier dans les domaines de l'agriculture, de l'urbanisme et de l'aménagement du territoire, mais selon des approches et des terminologies très hétérogènes. Ce numéro spécial de la revue *Étude et Gestion des Sols* se propose d'illustrer les avancées dans ces différents domaines d'application en s'appuyant sur des travaux récents menés par des équipes françaises. Il compile des articles faisant suite à un appel à communication dédié et déjà publiés « au fil de l'eau » dans des numéros récents, et d'autres articles

Comment citer cet article :

Eglin T., Cousin I., et -Walter C., 2021 - Contribution aux réflexions sur les concepts de fonctions des sols et de services écosystémiques, et leur évaluation, *Étude et Gestion des Sols*, 28, 143-146

Comment télécharger cet article :

<http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-28-numero-1/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

publiés antérieurement sur la thématique de ce numéro spécial. Les articles rassemblés dans cet ouvrage présentent des réflexions conceptuelles et méthodologiques, des propositions d'indicateurs des fonctions et des services auxquels contribuent les sols, la mise au point de méthodologies d'évaluation et des exemples d'opérationnalisation de ces méthodes. Une diversité d'écosystèmes avec une forte intervention de l'homme est considérée, notamment les milieux urbains (Grard *et al.*, 2020 ; Guillard *et al.*, 2020 ; Lothodé *et al.*, 2020 ; Monfort *et al.*, 2020 ; Rabot *et al.*, 2017), les agro-écosystèmes (Blanchart et Trap, 2020 ; Fossey *et al.*, 2020), et également les écosystèmes forestiers (Ay *et al.*, 2020 ; Barré *et al.*, 2020).

QUELLES DÉFINITIONS DE FONCTIONS ET SERVICES ?

Bien que la terminologie et les périmètres respectifs des fonctions et services restent encore l'objet de débats, on s'accorde actuellement pour dire que les fonctions des sols existent indépendamment d'un bénéfice pour l'Homme. Les fonctions des sols sont « ce que fait le sol » (Calvaruso *et al.*, 2020), que celles-ci soient essentiellement écologiques (Blanchart et Trap, 2020) ou couvrent également des processus non biologiques (Calvaruso *et al.*, 2020, par exemple). Feller *et al.* (2020) nous rappellent d'ailleurs que Friedrich Albert FALLOU (1794-1877), créateur du terme pédologie, avait dès le XIX^e siècle mis en avant celui de fonction du sol. Dans le chapitre 8 « Fonction du sol » de son ouvrage « Pédologie », Friedrich Albert FALLOU indique ainsi que le sol n'est pas seulement important pour la production agricole, mais aussi comme fournisseur de matières premières (tourbe et sable), régulateur (cycle de l'eau) et substrat (plantes et autres organismes). Il observe également que ces fonctions dépendent de l'évolution de facteurs « naturels », comme les processus d'érosion-sédimentation, ou « artificiels » (anthropiques), *via* l'apport d'amendements. Les services écosystémiques, quant à eux, font explicitement référence à un bénéficiaire identifié (Baveye *et al.*, 2016 ; Walter *et al.*, 2014 ; Calvaruso *et al.*, 2020). Cette distinction entre fonctions et services est largement reprise par de nombreux auteurs de ce numéro spécial, même si, selon les auteurs, les définitions ne sont pas encore complètement stabilisées.

POURQUOI ÉVALUER LES FONCTIONS DES SOLS ET LES SERVICES ?

L'objectif est de permettre aux acteurs de mieux intégrer les sols dans une démarche de développement durable, notamment *via* des indicateurs de l'état des fonctions et des services. Cela permet également d'objectiver le niveau de dégradation des sols (Ay *et al.*, 2020) et, plus largement, d'intégrer les sols

dans les diagnostics de qualité environnementale (Brauman et Thomazeau, 2020), voire dans les documents de planification territoriale agricole (Fossey *et al.*, 2020) ou urbaine (Rabot *et al.*, 2017). Ces derniers peuvent notamment être utilisés pour la mise en œuvre de la démarche Eviter-Compenser-Réduire (Fossey *et al.*, 2020).

Blanchart et Trap (2020) proposent aussi leur utilisation dans la recherche et le conseil agronomique *via* un cadre méthodologique plaçant la biodiversité et les fonctions écologiques du sol au cœur de l'intensification écologique de l'agriculture. En situation de durabilité menacée, ils proposent de mettre l'accent sur une meilleure connaissance de la relation Biodiversité - Processus - Fonctions - Services, afin que soient développées des pratiques permettant de favoriser les interactions biotiques.

QUELS INDICATEURS ?

À travers une revue de littérature et plusieurs ateliers participatifs réunissant professionnels et chercheurs, Calvaruso *et al.* (2020) ont identifié une liste de paramètres (propriétés, processus) pouvant être évalués à l'échelle d'une parcelle (agricole, forestière ou urbaine) et conduire à un diagnostic de l'état des fonctions des sols et des services écosystémiques. Guillard *et al.* (2018) mettent en avant l'importance d'intégrer la biodiversité des sols. Ils précisent les outils disponibles aujourd'hui pour diagnostiquer la qualité biologique des sols urbains.

Dès lors qu'il s'agit de proposer des méthodes d'évaluation, les indicateurs proposés qualifient fréquemment la multifonctionnalité des sols ; nombre d'auteurs la relie au concept de qualité des sols (Rabot *et al.*, 2017 ; Blanchart et Trap, 2020), ou à celui de santé des sols (Brauman et Thomazeau, 2020). Le concept de fertilité, en revanche, mis en avant dès le XIX^e dans les travaux de Fallou (Feller *et al.*, 2020) qui concluait de manière optimiste sur l'action raisonnée de l'Homme et sa capacité à pérenniser la fertilité des sols, apparaît trop étroit pour traiter des fonctions rendues par les sols et des services associés.

Rabot *et al.* (2017) proposent ainsi une revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols. Cette qualité est définie comme l'aptitude des sols à accomplir différentes fonctions qu'il s'agit d'évaluer, et le cas échéant, d'agrèger sous forme d'un indice de qualité des sols (IQS). Les auteurs mettent en avant la sensibilité des méthodes au choix des propriétés considérées et à la manière de les agréger, et précisent que ces choix dépendent de l'utilisation finale de l'indice de qualité des sols. Ils soulignent qu'il est possible de passer outre certaines difficultés reconnues dans la conception de tels indices, en stratifiant judicieusement les usages et les fonctions du sol à prendre en compte selon l'échelle d'évaluation, et en évitant l'agrégation des indicateurs en une note unique.

QUELS DÉMARCHES ET OUTILS DISPONIBLES ? QUELS RETOURS D'EXPÉRIENCES ?

La mise au point d'indicateurs et d'outils est classiquement réalisée selon deux approches : d'une part, l'analyse de la littérature scientifique ou l'analyse de documents de planification, d'autre part, la co-construction - *via* des enquêtes ou des ateliers participatifs, d'indicateurs et d'outils par des acteurs du territoire et des spécialistes de l'évaluation des fonctions et des services. Ces approches sont parfois développées conjointement, mais sont toujours mises à l'épreuve avec des utilisateurs.

Braumann et Thoumazeau (2020) proposent un outil de terrain pour évaluer la « santé » des sols agricoles, basé sur l'évaluation de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. Cet outil intitulé Biofunctool® intègre neuf indicateurs de terrain, rapides et de faibles coûts, permettant d'évaluer trois fonctions principales du sol : la dynamique du carbone, le cycle des nutriments et le maintien de la structure du sol. Un index de qualité intégrant les indicateurs, et pouvant être décomposé de manière transparente entre les différentes fonctions, a été construit afin de synthétiser et faciliter l'appropriation de l'outil par des non-spécialistes du sol. La mise en œuvre de l'outil est illustrée sur deux cas d'étude en milieu tropical montrant sa capacité à discriminer l'impact de pratiques agricoles.

Au travers d'une étude croisée de documents d'urbanisme et la conduite d'entretiens, **Lothodé et al.** (2020) montrent que bien que le sol soit un compartiment sous-estimé dans l'aménagement urbain en France, il est considéré comme une ressource par les acteurs (maîtres d'ouvrage, maîtres d'œuvre et entreprises de terrassement). Les auteurs montrent qu'une approche *via* le concept de services écosystémiques permet de faire le lien entre les experts (pédologues, agronomes, paysagistes) et les décideurs, et de classer ou hiérarchiser les services à attendre du territoire selon les acteurs. **Monfort et al.** (2020) proposent ainsi une démarche de sensibilisation des acteurs de l'aménagement à l'importance des fonctions du sol et des services rendus lors de projets de reconversion de friches urbaines. Cette démarche permet de comparer de manière qualitative différents scénarios d'aménagement en s'appuyant sur une analyse documentaire et une visite de terrain, ceci sans échantillonnage de sol. Elle a pu être mise en œuvre par les agents des services techniques de la métropole européenne de Lille, et a permis d'élargir la vision des sols à d'autres aspects que celui de leur pollution. Les auteurs soulignent que cette première approche simplifiée peut être complétée par une approche plus quantitative, comme celle proposée par **Lothodé et al.** (2020) sur la base d'analyses de sol et d'une évaluation des fonctions.

Se plaçant à l'échelle du territoire, **Fossey et al.** (2020) proposent une démarche d'évaluation de la capacité des sols des

agroécosystèmes à fournir des services. Cette démarche est basée sur l'évaluation d'indicateurs de services par modélisation à l'aide de cartes pédologiques au 1:250 000. Elle permet de projeter l'évolution des indicateurs en fonction de choix de planification. Les auteurs l'ont testée à l'échelle du Pôle métropolitain de Nantes Saint-Nazaire correspondant au Schéma de Cohérence territoriale (SCoT), et discutent de son utilisation à l'échelle plus locale de l'intercommunalité et à l'échelle plus large du bassin hydrographique.

Enfin, **Grard et al.** (2020) proposent une méthodologie d'étude des services écosystémiques rendus par les micro-fermes urbaines. Cela les amène à identifier des services et des indicateurs adaptés à ces contextes et à impliquer les parties prenantes dans l'acquisition des données nécessaires à leur évaluation. Selon les auteurs, cette démarche participative facilite (i) l'acquisition de données qu'il aurait été difficile d'obtenir sans cette implication, en particulier dans des systèmes où les pratiques sont très diversifiées, et (ii) *in fine* l'interprétation des résultats.

VERS LA MONÉTARISATION ?

Alors que la majorité des articles portent sur l'évaluation conjointe de services ou de fonctions multiples, **Barré et al.** (2020) proposent un état des lieux sur l'évaluation et la quantification de la séquestration de carbone dans les sols, service aujourd'hui mis en avant par les politiques publiques en France et en Europe. Ils exposent que la quantification de la séquestration de carbone peut s'appuyer sur de la mesure directe, mais aussi de la modélisation, limitant ainsi les coûts de mise en œuvre. Ces méthodes sont particulièrement avancées pour les sols cultivés, ce qui laisse envisager la monétarisation de ce service, par exemple au travers de dispositifs de compensation carbone, comme le Label Bas Carbone mis en place par le ministère en charge de l'écologie.

Ay et al. (2020) proposent des éléments de cadrage sur la définition et la mesure du coût économique de la dégradation des fonctions des sols et des services qu'ils rendent. Ils en concluent que la traduction de la dégradation des sols en coûts économiques n'est pas en l'état opérationnelle pour guider les décisions privées et publiques. Ils proposent néanmoins un outil permettant de comparer les impacts des dégradations sur les différents services, et d'animer localement un collectif d'acteurs incluant experts et parties prenantes. Cette synthèse, en parallèle d'une meilleure quantification des liens entre dégradation et services, leur paraît un préalable nécessaire à toute analyse économique plus approfondie.

CONCLUSION / MESSAGES CLÉS

Les travaux présentés dans ce numéro spécial, sans être exhaustifs, illustrent bien la dynamique actuelle de mise au point de démarches d'évaluation des fonctions/services pour l'aide à la décision, en particulier dans le cadre de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme. Outre les besoins d'améliorer les bases scientifiques de la quantification de certains services, un des enjeux est de faciliter le transfert des démarches vers les professionnels et les décideurs publics, notamment les bureaux d'études et les collectivités. Il s'agit donc de renforcer l'expérimentation dans le cadre de démarches participatives avec ces acteurs, de capitaliser ces expériences pour faire émerger des consensus (ex : terminologie, propriétés du sol à considérer pour l'évaluation de telle ou telle fonction/service et méthodes d'acquisition associées) et de s'assurer de la comparabilité des approches (Paul *et al.*, 2020). La normalisation pourrait être un cadre adapté, si l'utilisation de ces méthodes se développe dans le cadre d'activités commerciales (ex : marché du carbone ; prestation de restauration de sols dégradés) ou de la réglementation (ex : planification urbaine). Enfin, un point essentiel pour le développement de ces démarches reste la sensibilisation des parties prenantes aux enjeux de la préservation des sols, et la formation des acteurs qui les mettront en œuvre ou les commanderont.

REMERCIEMENTS

Nous remercions ici tous les auteurs et auteures qui ont permis l'élaboration de ce numéro en y soumettant leurs travaux et leurs réflexions. Nous remercions également les très nombreux relecteurs et relectrices qui ont accepté de contribuer à améliorer ces manuscrits par leurs remarques et leurs propositions généralement très constructives. Nous remercions également l'ADEME pour son soutien financier à l'édition de ce numéro spécial.

BIBLIOGRAPHIE

- Ay J.-S., Pousse N., Rigou L., Thannberger L., 2020 - Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse, et études de cas. *Étude et Gestion des Sols*, Vol. 27, pp. 147-162.
- Barré P., Cécillon L., Chenu C., Martin M., Vidal-Beaudet L., Eglin T., 2020 - La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 27, pp. 305-320.
- Baveye P., Baveye J., Gowdy J., 2016 - Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Front. Env. Sci.* 4:41 DOI=10.3389/fenvs.2016.00041
- Blanchart E., Trap J., 2020 - Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 27, pp. 121-134.
- Blum W. E. H., 1990 - The challenge of soil protection in Europe. *Environmental Conservation* 17(1), pp. 72-74.
- 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*. Vol. 27, pp. 289-303.
- Calvaruso C., Blanchart A., Bertin S., Grand C., Pierart A., Eglin T., 2021 - Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques associés ? *Revue de la littérature et sélection de paramètres en ateliers participatifs*. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 28, pp. 3-29.
- Feller C., Aeschlimann J.-P., Frossard E., 2020 - Friedrich Albert FALLOU (1794- 1877) et sa « *Pédologie* » X - Chapitre 8 « *Fonction du sol* ». *Étude et Gestion des Sols*, Vol. 27, pp. 135-145.
- Fossey M., Martin R., Besse C., Von Fisher C., Ducommun C., Walter C., 2021 - Évaluation des services écosystémiques fournis par les sols agricoles en appui à la planification territoriale : cas des systèmes prairiaux du territoire de Nantes Saint- Nazaire. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 28, pp. 113-142.
- Grard B.J.-P., Joimel S., Vieublé Gonod L., Giacche G., Aubry C., Consaes J.-N., Séré G., Manouchehri N., Haudin C.-S., Auclerc A., Daniel A.-C., Houot S., Stella P., Lagneau A., Chenu C., 2021 - Evaluation des services écosystémiques fournis par les sols de micro- fermes urbaines : méthodologie et retours d'expériences. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 28. pp 31- 47.
- Guilland C., Maron P.-A., Damas O., Ranjard L., 2018 - La biodiversité des sols urbains au service des villes durables, *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 25, pp. 59-77.
- IPCC, 2019 - Climate change and Land. Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. <https://www.ipcc.ch/srcc/>
- Lothodé M., Séré G., Blanchart A., Chérel J., Warot G., Schwartz C., 2020 - Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains : un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 27, pp. 361-376.
- Monfort D., Limasset E., Mossman J.-R., Lafeuille C., Demeyer L., 2020 - Sensibiliser les acteurs de l'aménagement à l'importance des fonctions du sol et des services rendus lors de projets de reconversion de friches urbaines : retour d'expérience en métropole lilloise. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 27, pp. 377-392.
- Paul C., Kuhn K., Steinhoff- Kopp, Weissshun P., Helming K., 2020 - Towards a standardisation of soil- related ecosystem service assessments. *European Journal of Soil Science*, 1:16 DOI: 10.1111/ejss.13022.
- Rabot E., Keller C., Ambrosi J.- P., Robert S., 2017 - Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 24, pp. 59-72.

Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire

E. Rabot_(1, 2), C. Keller₍₁₎, J.-P. Ambrosi₍₁₎ et S. Robert₍₃₎

1) Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Coll France, CEREGE, 13545 Aix-en-Provence cedex 04, France

2) Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Department Soil System Science, Halle (Saale), Allemagne

3) Aix Marseille Université, Université Nice Sophia Antipolis, Avignon Université, CNRS, ESPACE, Nice, France

*: Auteur correspondant: keller@cerege.fr

RÉSUMÉ

L'étalement urbain affecte principalement les territoires agricoles, dont la plupart ont un fort potentiel agronomique. Afin de contribuer à une gestion durable des sols, les indices de qualité des sols pourraient permettre de caractériser l'adéquation des sols à leurs potentiels usages agricoles, forestiers ou urbains dans le cadre de l'aménagement du territoire. Les indices de qualité des sols ont pour principal objectif de fournir une information synthétique de l'état des sols. Cependant, leur mise en œuvre est confrontée à la difficulté de rendre compte de la complexité du sol à travers un seul indice. Il existe ainsi une multitude d'indices de qualité des sols. Le choix des propriétés du sol à intégrer est primordial et dépend souvent de l'utilisation finale de l'indice, mais la manière de combiner les propriétés du sol et le poids qui leur est donné est tout aussi important. L'objectif de cette synthèse est ainsi de présenter les méthodes d'évaluation de la qualité des sols, dans leur aspect technique, et d'engager une réflexion sur les avantages et les inconvénients de chacune de ces approches. La définition de la qualité des sols impliquant l'utilisation de propriétés physiques, chimiques et biologiques, nous traitons essentiellement des méthodes multiparamétriques. Cette synthèse bibliographique montre qu'il est possible de passer outre certaines difficultés reconnues dans la conception de tels indices, en stratifiant judicieusement les usages et les fonctions du sol à prendre en compte selon l'échelle d'évaluation et en évitant l'agrégation des indicateurs en une note unique.

Comment citer cet article:

Rabot E., Keller C., Ambrosi J.-P. et Robert S. - 2017 - Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire *Étude et Gestion des Sols*, 24, 59-72

Comment télécharger cet article:

www.afes.egs/EGS-2017-24-4-Rabot-59-72.pdf

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS:
www.afes/egs/

Mots clés

Aménagement du territoire, indice de qualité des sols, qualité intrinsèque, qualité dynamique, fonctions du sol, usages du sol.

SUMMARY**REVIEW OF THE MULTIPARAMETER METHODS FOR SOIL QUALITY ASSESSMENT IN THE CONTEXT OF LAND-USE PLANNING**

Urban sprawl mainly affects agricultural areas, most of them having a high agronomic potential. To contribute to a sustainable management of soils, soil quality indices could be used to characterize the suitability of soils for their potential agricultural, forested, or urban land uses as part of land-use planning. Soil quality indices are designed to provide synthetic information about soil condition. However, their implementation is faced to the difficulty of summarizing soil complexity through one single index. Therefore, a lot of soil quality indices can be found in the literature. The choice of the soil properties to include is essential and often depends on the end use of the index, but the way in which soil properties are combined and the weight given to them is also important. The main objective of this review is thus to examine methods of soil quality assessment, in their technical aspect, and to compare the advantages and disadvantages of each approach. Because the definition of soil quality involves physical, chemical, and biological properties, this review essentially deals with multiparameter methods. This review shows that it is possible to bypass some of the difficulties known to affect the design of soil quality indices, by stratifying wisely land uses and soil functions according to the evaluation scale, and by avoiding the aggregation of soil indicators in a single value.

Key-words

Land-use planning, soil quality index, inherent soil quality, dynamic soil quality, soil functions, land uses.

RESUMEN**REVISIÓN DE LOS MÉTODOS MULTIPARAMÉTRICOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS SUELOS EN EL CONTEXTO DE LA ORDENACIÓN DEL TERRITORIO**

La expansión urbana afecta principalmente a las tierras agrícolas, la mayoría de ellas con alto potencial agronómico. Para contribuir a una gestión sostenible de los suelos, se podrían utilizar índices de calidad de los suelos para caracterizar la adecuación de los suelos para potenciales usos agrícolas, forestales o urbanos como parte de la ordenación del territorio. Los índices de calidad de los suelos están diseñados para proporcionar información sintética sobre el estado de los suelos. Sin embargo, su aplicación se enfrenta a dificultades para dar cuenta de la complejidad del suelo a través de un único índice. Por lo tanto, una gran cantidad de índices de calidad de los suelos se puede encontrar en la bibliografía. La elección de las propiedades del suelo a utilizar es crítica y a menudo depende del uso final del índice, pero la forma en que se combinan las propiedades del suelo y el peso que se les da es tan importante. El principal objetivo de esta revisión es examinar los métodos de evaluación de la calidad de los suelos, en su aspecto técnico, y comparar las ventajas y desventajas de cada enfoque. Puesto que la definición de la calidad de los suelos implica el uso de propiedades físicas, químicas y biológicas, esta revisión trata esencialmente de los métodos multiparamétricos. Esta revisión muestra que es posible pasar por alto ciertas dificultades reconocidas en la concepción de estos índices, estratificando de manera eficaz los usos del suelo y las funciones según la escala de evaluación, y evitando la agregación de los indicadores en una nota única.

Palabras clave

Ordenación del territorio, índice de calidad de los suelos, calidad inherente, calidad dinámica, funciones del suelo, usos del suelo.

L'impact des activités humaines sur les sols constitue depuis quelques années un sujet de préoccupation grandissant et l'on voit apparaître de plus en plus d'incitations à la maîtrise de l'étalement urbain (ex.: Sommet de la Terre à Rio, loi française SRU, COP21). En effet, en France, entre 2006 et 2012, les sols artificialisés ont progressé de 0,49 % par an (Janvier *et al.*, 2015), si bien que le rythme d'artificialisation du territoire est aujourd'hui plus rapide que la dynamique démographique (Chevry et Gascuel, 2009 ; Prokop *et al.*, 2011). Ce phénomène affecte principalement des territoires agricoles, dont la plupart ont un fort potentiel agronomique (Antoni, 2011 ; Chéry *et al.*, 2014). Afin de répondre à cette problématique de la consommation des terres, il apparaît nécessaire de caractériser objectivement l'adéquation des sols à leurs potentiels usages agricoles, forestiers ou urbains, dans le cadre de l'aménagement du territoire. Depuis longtemps, des cartes thématiques traduisant l'aptitude des sols à la production agricole ont été déduites des cartes pédologiques (Begon *et al.*, 1978 ; Boiffin, 1980). Dans le même esprit, nous avons proposé de caractériser l'adéquation de sols pour de potentiels usages à l'aide d'un indice de qualité des sols (Keller *et al.*, 2012). En effet, les indices de qualité des sols (IQS) permettent de fournir une information synthétique de l'état des sols, et constituent à ce titre un outil directement utilisable pour la planification de l'espace.

Il existe à l'heure actuelle une multitude d'IQS, utilisant des approches et des données d'entrée variées. Une telle diversité démontre un intérêt certain de la part de la communauté scientifique et des utilisateurs du sol. C'est également un manque de consensus qui est ainsi illustré. Malgré cette abondance d'IQS, aucun indice n'a pu obtenir l'adhésion de tous. La mise en œuvre d'un IQS se veut volontairement simple, mais la démonstration de sa validité reste délicate. Sa mise en œuvre est, en particulier, confrontée à la difficulté de rendre compte de la complexité du sol à travers un seul indice. La notion d'IQS est ainsi soumise à critiques (Sojka et Upchurch, 1999 ; Letey *et al.*, 2003), conduisant à la création régulière de nouveaux indices. Par ailleurs, ces IQS ne se veulent pas toujours génériques, et sont conçus pour des conditions pédoclimatiques particulières et/ou ne sont pas adaptés à tous les types d'usages.

Afin de contribuer à une gestion plus durable des sols et à leur prise en compte dans l'aménagement du territoire, il nous semble nécessaire d'utiliser un IQS générique, adapté à la fois à des usages urbains, agricoles et forestiers. Nous pensons également que l'acceptation même du concept d'IQS doit passer par une recherche de méthodes d'évaluation scientifiquement robustes, compréhensibles par un public non éclairé et faciles à mettre en œuvre. Ainsi, à travers cette synthèse, nous nous proposons de recenser les différentes méthodes d'évaluation de la qualité des sols élaborées et utilisées jusqu'à aujourd'hui, dans leur aspect technique, et de mettre en évidence les avantages et les inconvénients de chacune d'elles. Nous nous baserons sur cette analyse pour proposer des pistes d'amélioration. Après

avoir rappelé quelques définitions concernant la qualité des sols, leurs fonctions, nous aborderons les méthodes de calcul des IQS en nous intéressant plus particulièrement aux méthodes multiparamétriques qui permettent de prendre en compte les propriétés physiques, chimiques et biologiques.

LE CONCEPT DE QUALITÉ DES SOLS

Définition de la qualité du sol

Il est tout d'abord nécessaire de s'entendre sur la notion de qualité du sol. Les différents auteurs s'accordent sur la définition proposée par l'association américaine de sciences du sol (SSSA, S-581): la qualité du sol est « la capacité d'un type de sol à fonctionner, au sein d'un écosystème naturel ou non, en satisfaisant la production animale et végétale, en maintenant ou améliorant la qualité de l'eau et de l'air et, en supportant la santé humaine et l'habitat humain » (Karlen *et al.*, 1997). Ainsi, Tóth *et al.* (2007), la décrivent comme une mesure de la capacité du sol à fournir des services écosystémiques, à travers son aptitude à accomplir des fonctions. La qualité du sol doit en particulier être vue comme une image composite des propriétés et processus physiques, chimiques et biologiques des sols (Karlen *et al.*, 1998).

Karlen *et al.* (2003) différencient une qualité du sol « intrinsèque » ou « statique » d'une qualité « dynamique ». La qualité intrinsèque est liée aux différents facteurs de la formation des sols. Elle n'est pas influencée par l'usage qui en est fait. Elle est souvent utilisée afin de comparer l'aptitude de sols entre eux ou pour évaluer l'adéquation d'un sol pour un usage spécifique (De la Rosa et Sobral, 2008). À l'inverse, la qualité dynamique reflète une évolution liée à l'usage et à la gestion actuelle du sol (Karlen *et al.*, 2003), souvent à une échelle plus fine, typiquement celle de la parcelle (Norfleet *et al.*, 2003). Elle permet d'observer la durabilité de l'usage, les processus concernés étant considérés comme réversibles à court terme. Ces deux types de qualité, bien qu'évalués avec des objectifs et des échelles distincts, sont néanmoins très liés. Comme le soulignent Norfleet *et al.* (2003), la gamme de variation des indicateurs de la qualité dynamique d'un sol est dépendante de sa qualité intrinsèque.

De multiples utilisations

Les problématiques ayant conduit à la conception des IQS relèvent pour la plupart de préoccupations anciennes. Les premiers travaux ayant trait à la productivité agricole argumentaient que maîtriser la qualité des sols devait permettre de minimiser l'impact de l'agriculture sur l'environnement et la santé humaine (National Research Council, 1993). Ainsi, ces études ont concerné les cultures annuelles, les prairies, les forêts ou plus rarement les cultures permanentes, et visaient à observer par exemple l'effet de pratiques culturales, telles que le travail du sol et la fertili-

sation (Shukla *et al.*, 2006 ; Mohanty *et al.*, 2007 ; Armenise *et al.*, 2013 ; de Paul Obade et Lal, 2016), l'impact de différents types de cultures (Diack et Stott, 2001 ; Ferraro, 2009) ou d'un changement d'usage des sols (Cherubin *et al.*, 2016). Les milieux urbains ont toutefois suscité un moindre intérêt (Laroche *et al.*, 2006 ; Rutgers *et al.*, 2008 ; Vrščaj *et al.*, 2008), avec des travaux ciblant principalement les problématiques de pollution des sols (Zornoza *et al.*, 2015). En général, la conception d'un IQS requiert un fort niveau de connaissance du fonctionnement des sols, en lien avec les pratiques de gestion. Le plus faible nombre d'IQS adaptés aux milieux urbains peut être attribué à l'état des recherches actuelles, moins avancées en ce qui concerne les sols artificialisés. Néanmoins, une demande d'apport de connaissances sur ces sols émerge, liée aux récentes préoccupations en matière d'aménagement durable des villes et de protection du patrimoine sol (Vrščaj *et al.*, 2008 ; Zornoza *et al.*, 2015). Si les travaux précédemment cités s'attachent à opérer des diagnostics à l'échelle de la parcelle, d'autres sont réalisés dans le cadre du suivi de la qualité des sols au niveau régional voire national (Kirchmann et Andersson, 2001 ; Loveland et Thompson, 2002 ; Lilburne *et al.*, 2004 ; Rutgers *et al.*, 2008). Plusieurs méthodes d'estimation de la qualité des sols sont même déjà opérationnelles, sous la forme de logiciels ou d'applications en ligne (Andrews *et al.*, 2004 ; De la Rosa *et al.*, 2004 ; Liebig *et al.*, 2004 ; Lilburne *et al.*, 2004 ; Bohanec *et al.*, 2007).

La notion de fonction du sol

Les sols sont régis par des processus complexes, d'ordre physique, chimique et biologique, qui interagissent et donnent au sol sa capacité à fonctionner. Cette « capacité à fonctionner » faisant appel au nombre et au type de fonctions qu'un sol est capable de réaliser (Tóth *et al.*, 2007), une majorité des IQS est fondée sur la notion de fonction du sol.

Le terme de fonction du sol peut être défini très simplement par « ce que fait le sol » (Seybold *et al.*, 1998). Les fonctions du sol correspondent ainsi au fonctionnement et processus intrinsèques du sol, indépendamment de tout intérêt humain (ex.: dynamique du carbone et des nutriments, rétention de l'eau, etc.). Les fonctions du sol prises en compte dans les IQS dépendent des objectifs de l'évaluation. Ces objectifs concernent, par exemple, l'aménagement de l'espace, la productivité agricole et forestière, la préservation de l'environnement ou la gestion de l'eau.

Si l'approche par les fonctions du sol est majoritairement choisie pour la conception d'IQS, c'est parce qu'elle est facile à appréhender pour un utilisateur non-scientifique, contrairement à certaines des propriétés mesurées dans le sol. Toujours par souci d'être aisément compris, certains IQS sont fondés sur les services écosystémiques (Velasquez *et al.*, 2007), tels que définis dans le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), et d'autres sur les menaces qui pèsent sur les sols (Tzivilakis *et al.*, 2005 ; Tóth *et al.*, 2007).

LES INDICATEURS: CARACTÉRISTIQUES ET DIVERSITÉ

Relation entre fonctions du sol et indicateurs

Les différentes fonctions du sol sont évaluées à l'aide de propriétés mesurées dans le sol. Les propriétés du sol les plus porteuses d'information sont alors dénommées « indicateurs ». Néanmoins, il n'existe pas de relation simple entre indicateurs et fonctions (Schoenholtz *et al.*, 2000). Souvent, un indicateur renseigne sur plusieurs fonctions et possède alors des valeurs optimales spécifiques à chacune d'elles (Vrščaj *et al.*, 2008). À l'inverse, une fonction peut être décrite par plusieurs indicateurs. Un bon indicateur doit être fiable, sa mesure aisée et reproductible, sensible aux différences de pratiques et facile à interpréter (Nortcliff, 2002). Il doit par ailleurs posséder des seuils connus et, si possible, être issu de bases de données déjà disponibles. La valeur de l'information fournie doit en effet être plus grande que le coût de son acquisition (Bremer et Ellert, 2004). Il serait irréaliste de mesurer l'ensemble des propriétés du sol et de l'écosystème, c'est pourquoi un jeu de données minimum (JDM), consistant en un nombre réduit d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques est défini (Larson et Pierce, 1991). Plusieurs JDM ont été proposés et le choix des indicateurs à intégrer dans un IQS a été discuté dans divers articles de synthèse (Karlen *et al.*, 1998 ; Doran et Zeiss, 2000 ; Schoenholtz *et al.*, 2000 ; Loveland et Thompson, 2002 ; Moffat, 2003 ; Schloter *et al.*, 2003 ; Gil-Sotres *et al.*, 2005). Plusieurs études comparatives ont par ailleurs montré des tendances similaires entre les résultats issus d'un jeu de données total et d'un JDM, même si ces résultats étaient statistiquement différents (Qi *et al.*, 2009 ; Mukherjee et Lal, 2014 ; Cherubin *et al.*, 2016).

Indices multiparamétriques versus monoparamétriques

Beaucoup d'IQS mêlent ces indicateurs physiques, chimiques et biologiques. Ce sont des indices globaux ou multiparamétriques. D'autres IQS n'abordent qu'un seul de ces domaines. C'est en particulier le cas dans le domaine de la biologie (Dawson *et al.*, 2007 ; Chaer *et al.*, 2009 ; Huerta *et al.*, 2009). Les indicateurs microbiologiques et biochimiques sont considérés suffisamment sensibles aux variations des conditions du milieu pour caractériser l'évolution de la qualité des sols (Franzluebbers *et al.*, 1995 ; Yakovchenko *et al.*, 1996). Cette sensibilité aux conditions du milieu peut néanmoins s'exprimer à l'échelle saisonnière, ce qui en fait l'inconvénient majeur (Gil-Sotres *et al.*, 2005). Ces méthodes, souvent à la pointe des avancées dans le domaine considéré, sont parfois difficilement généralisables et demandent un fort degré d'expertise, les données de référence pour des sols de bonne qualité n'étant pas

toujours disponibles (Gil-Sotres *et al.*, 2005). Certains indices, nommés indices monoparamétriques, cherchent même à synthétiser la qualité du sol à l'aide d'un unique indicateur. Gardi *et al.* (2002) utilisent par exemple les populations de microarthropodes ou de collemboles. Concernant la qualité physique du sol, Dexter (2004) a développé l'indicateur « S », déterminé comme la pente au point d'inflexion de la courbe de rétention en eau du sol. Laroche *et al.* (2006) proposent la réserve utile. Il est néanmoins difficile de concevoir que l'utilisation d'un unique indicateur permette de représenter le fonctionnement global d'un sol et être sensible à toutes les atteintes qu'il puisse subir (Gil-Sotres *et al.*, 2005).

Doran et Parkin (1994) ont ainsi défini les critères qu'un bon IQS devait respecter: représenter les processus actifs de l'écosystème étudié, intégrer les processus physiques, chimiques et biologiques, être accessible à des utilisateurs variés et, être sensible aux modifications du climat et de l'usage. Au final, la plupart des auteurs s'accorde sur le fait que la détermination d'un IQS doit être basée, telle que la définition l'exige, sur les fonctions du sol (Doran *et al.*, 1996 ; Carter *et al.*, 1997 ; Karlen *et al.*, 1997 ; Haygarth et Ritz, 2009), et doit refléter sa multifonctionnalité (Nortcliff, 2002). Il devient ainsi évident que les indices intégrant plusieurs indicateurs sont les plus appropriés. Le choix des gammes de valeurs acceptables pour chaque indicateur et la manière de les combiner et de les pondérer au sein d'un IQS sont néanmoins sujets à discussion.

TOUR D'HORIZON DES MÉTHODES MULTIPARAMÉTRIQUES

La mise en œuvre de méthodes multiparamétriques demande, par définition, de synthétiser l'ensemble des informations

portées par les différents indicateurs, sans altérer la réalité. Dans cette synthèse, nous classons les méthodes existantes en trois catégories: les méthodes arithmétiques, écart à la référence et qualitatives.

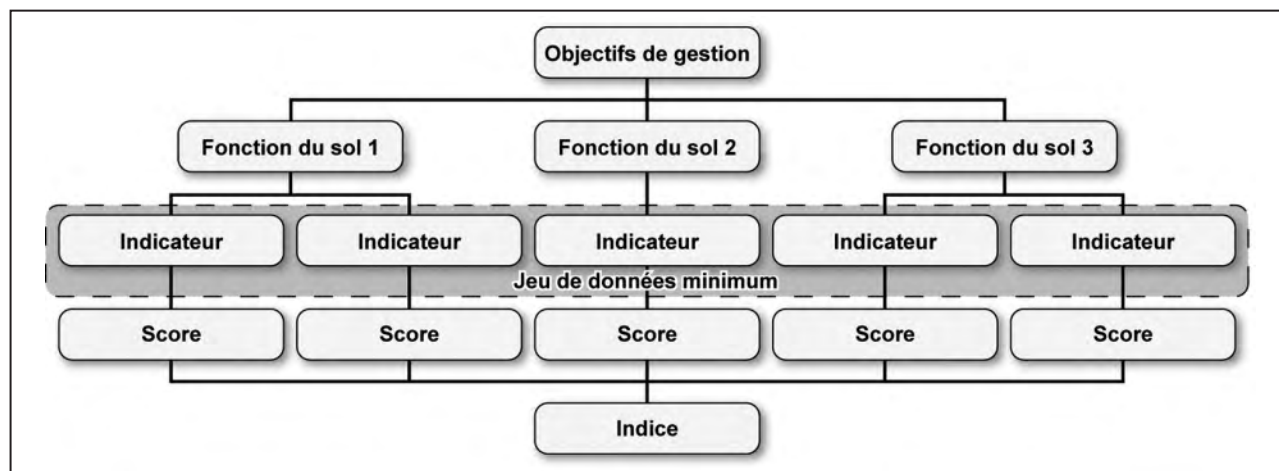
Les méthodes arithmétiques

Les méthodes arithmétiques se présentent essentiellement sous la forme d'un indice additif. C'est l'un des tous premiers IQS créé, à l'origine, pour des usages agricoles et une échelle parcellaire (Karlen *et al.*, 1994). Évaluer la gestion des sols à une échelle fine est en effet considéré comme plus aisé (Carter *et al.*, 1997). Il a ensuite été adapté à d'autres milieux, par l'utilisation d'indicateurs appropriés, et à des échelles d'évaluation plus larges, du bassin-versant à la région. L'indice additif est depuis lors couramment utilisé. Karlen *et al.* (2003) recommandent une démarche de construction en cinq étapes (figure 1).

La première étape consiste à identifier les fonctions du sol pertinentes pour les objectifs de gestion préalablement définis. Des indicateurs sont alors sélectionnés pour caractériser les fonctions du sol. L'ensemble de ces indicateurs constitue le JDM. À chaque indicateur est attribuée une note par l'intermédiaire de « fonctions score ». L'utilisation de scores permet l'agrégation d'indicateurs physiques, chimiques ou biologiques possédant des gammes de valeurs et des unités différentes. La dernière étape consiste à combiner ces valeurs en un indice unique. C'est une somme simple ou pondérée des scores obtenus par les différents indicateurs (Kelting *et al.*, 1999 ; Andrews *et al.*, 2004 ; Mohanty *et al.*, 2007 ; Marzaioli *et al.*, 2010). Une variante de cette démarche consiste à réaliser l'agrégation au niveau des fonctions du sol (Glover *et al.*, 2000 ; Diack et Stott, 2001). Nous pouvons également citer le calcul de l'IQS repris par Qi *et al.* (2009) et Rahmanipour *et al.* (2014) - dont l'utilisation est plus marginale - utilisant la moyenne et le minimum des scores

Figure 1 - Démarche de construction de l'indice additif (d'après Karlen *et al.*, 2003).

Figure 1 - General procedure for building the additive index (from Karlen *et al.*, 2003).



obtenus, afin de prendre en compte les facteurs limitants de la production agricole.

L'approche à dire d'experts

Les IQS les plus simples sur le modèle additif sont en grande partie conçus par expertise, notamment lors du choix d'un JDM, de la pondération ou lors de la définition de la fonction score. La méthode Delphi est en particulier utilisée afin d'accorder les points de vue d'un panel d'experts (Qi et al., 2009 ; Rodríguez et al., 2016).

Les fonctions score correspondent à des courbes de réponse indicateur/qualité, permettant d'évaluer la contribution d'un indicateur à la qualité du sol. Le score est normalisé, de 0 à 1, sans unité. Les fonctions score les plus fréquemment utilisées dans l'approche à dire d'experts sont les fonctions sigmoïdes, associées aux fonctions optimum, et les fonctions linéaires-plateau (figure 2) (Glover et al., 2000 ; Sun et al., 2003 ; Andrews et al., 2004 ; Bastida et al., 2006 ; Qi et al., 2009). La forme de la fonction score est basée sur la connaissance de la variation d'un indicateur par rapport à un objectif de gestion (environnemental, de productivité, etc.). Bien que s'appuyant sur des acquis scientifiques, les fonctions score sont par essence des approximations d'une réalité complexe. Lilburne et al. (2004) ont ainsi fait appel à un groupe d'experts pour concevoir des fonctions score « réalistes » se rapprochant au plus près de la réalité du milieu (figure 2). Outre la forme de la fonction score, l'expertise intervient dans le choix des seuils pour lesquels la valeur de l'indicateur est considérée comme acceptable. Ils sont définis à partir de limites biologiques et environnementales reconnues, ou de classes traditionnelles de la fertilité du sol (Kirchmann et Andersson, 2001). La construction de ces fonctions score demande en général une très bonne connaissance du comportement de chaque indicateur au sein de l'écosystème étudié (Andrews et al., 2002a).

L'approche statistique

Afin d'échapper à la subjectivité induite par l'expertise, certains auteurs construisent leur indice additif à partir de méthodes statistiques (Bastida et al., 2006), en s'appuyant sur la démarche conçue par Andrews et al. (2002b). Dans ce type d'approche, un grand nombre d'indicateurs est d'abord mesuré en différents sites d'étude. C'est le jeu de données total. À partir du jeu de données total, un ensemble de traitements statistiques est ensuite mis en œuvre pour sélectionner un JDM, pour l'attribution des scores et/ou pour la définition de la pondération.

Pour la sélection d'un JDM, les analyses en composantes principales et les analyses factorielles sont très souvent utilisées (Andrews et al., 2002b ; Lilburne et al., 2004 ; Bastida et al., 2006 ; Rezaei et al., 2006, Armenise et al., 2013). Andrews et al. (2002b) affirment, en effet, que les premières composantes issues de l'analyse en composantes principales permettent de représenter les caractéristiques du système sol. Une étape de présélection

des indicateurs est parfois réalisée. Par exemple, Andrews et al. (2002b), Sharma et al. (2005), Govaerts et al. (2006) et Armenise et al. (2013) ne retiennent que les indicateurs qui montrent des différences significatives entre les diverses pratiques culturales testées, à l'aide d'analyses de variance. Rezaei et al. (2006) retiennent les indicateurs qui montrent une forte corrélation avec des paramètres d'objectif (ex.: rendement). Au cours de ces traitements, les indicateurs sont injectés le plus objectivement possible. Certains sont donc potentiellement redondants et sont exclus à partir de paramètres statistiques (Andrews et al., 2002b ; Sharma et al., 2005 ; Li et al., 2007).

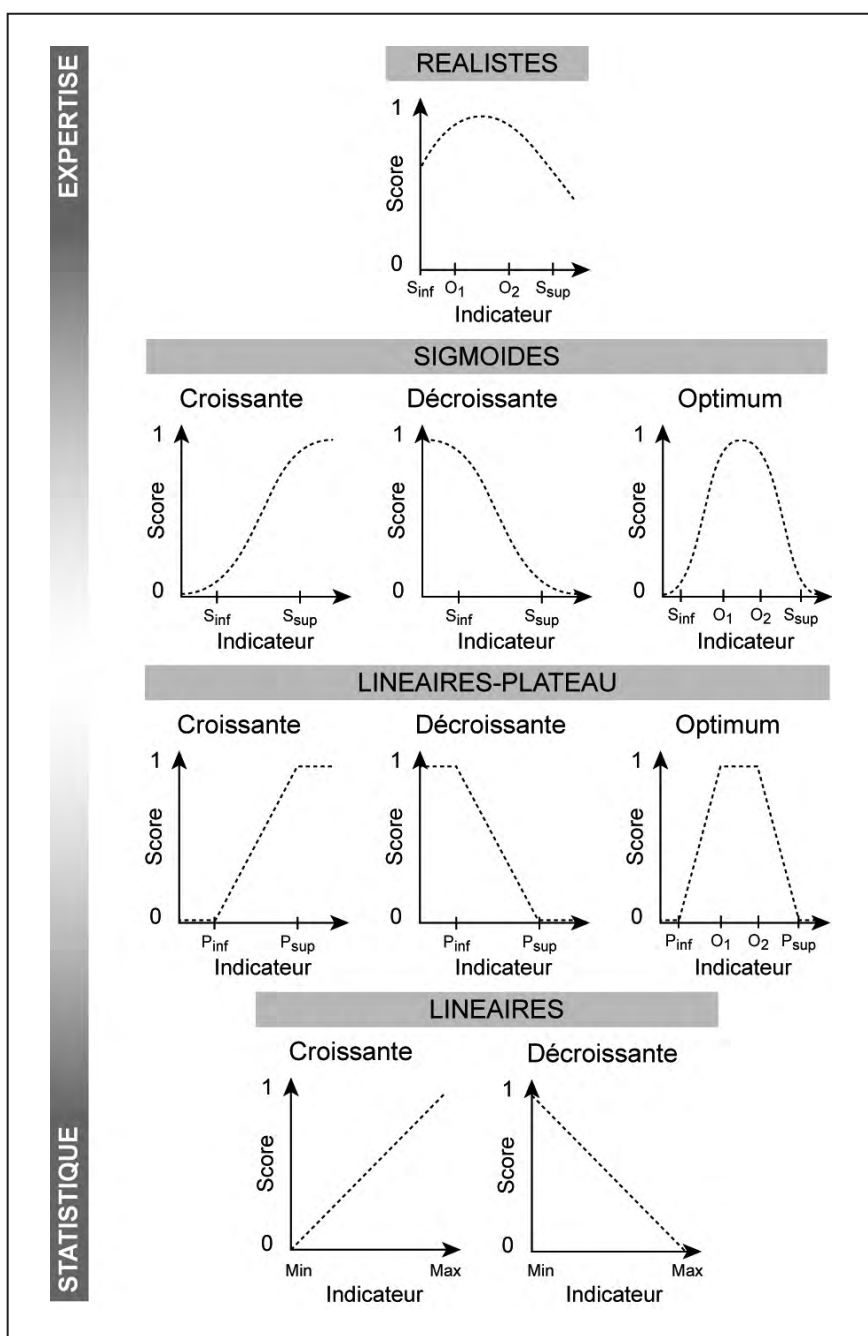
L'analyse statistique intervient parfois dans la définition des poids à accorder à chaque indicateur dans le calcul d'un indice additif pondéré. À titre d'exemple, Mohanty et al. (2007) ont utilisé les coefficients de détermination R^2 des régressions linéaires simples entre les différents indicateurs mesurés et le rendement des parcelles étudiées. En utilisant une analyse en composantes principales, la pondération a également été définie par le pourcentage de variance expliquée (Andrews et al., 2002b ; Sharma et al., 2005 ; Armenise et al., 2013). Afin d'introduire à la fois des variables qualitatives et quantitatives dans l'IQS, de Paul Obade et Lal (2016) dérivent la pondération d'une régression par les moindres carrés partiels. Lilburne et al. (2004) s'interrogent néanmoins sur la pertinence de la pondération statistique par rapport à la réalité du milieu et choisissent de ne pas l'appliquer.

Contrairement aux méthodes à dire d'experts utilisant des fonctions score non linéaires, des fonctions score linéaires sont définies dans le cas de l'approche statistique, en utilisant l'ensemble du jeu de données (Liebig et al., 2001 ; Sharma et al., 2005 ; Dawson et al., 2007 ; Marzaioli et al., 2010) (figure 2). Pour un indicateur donné et pour une fonction score croissante, chaque valeur du jeu de données est divisée par la valeur maximale mesurée et la valeur maximale obtient alors un score de 1. L'utilisation de fonctions score linéaires est largement dépendante du jeu de données initial et peut biaiser les scores si ce jeu de données contient des valeurs anormales (Andrews et al., 2002a). Afin de limiter l'effet de ces valeurs anormales, des fonctions score « linéaires-plateau » sont utilisées. Elles n'utilisent plus les valeurs extrêmes, mais les percentiles de la distribution du jeu de données (Idowu et al., 2008). La fonction score est alors linéaire croissante ou décroissante entre ces deux seuils (figure 2). Bastida et al. (2006) centrent quant à eux une courbe sigmoïde sur la valeur moyenne de leur jeu de données.

Ce type d'approche statistique nécessite un jeu de données total de taille conséquente, afin qu'il soit considéré comme représentatif des sols étudiés. Étant donné la méthode de construction de l'IQS, les résultats sont des valeurs relatives, représentatives d'un contexte pédoclimatique et d'usages spécifiques. Ainsi, Mukherjee et Lal (2014) considèrent qu'une fois le JDM établi, l'approche statistique permet d'observer des évolutions de la qualité des sols dans le temps, pour une combinaison sol/système de culture donnée. Les coûts liés à la mesure des

Figure 2 - Les différents types de fonctions score selon le degré d'expertise requis (S_{inf} : seuil inférieur, S_{sup} : seuil supérieur, O_1 - O_2 : gamme optimale, P_{inf} : percentile inférieur, P_{sup} : percentile supérieur). Synthétisé d'après Hussain *et al.* (1999), Glover *et al.* (2000), Andrews *et al.* (2002b), Lilburne *et al.* (2004) et Idowu *et al.* (2008).

Figure 2 - The different types of score functions depending on the level of expert knowledge required (S_{inf} : lower threshold, S_{sup} : upper threshold, O_1 - O_2 : optimal range, P_{inf} : lower percentile, P_{sup} : upper percentile). Summarized from Hussain *et al.* (1999), Glover *et al.* (2000), Andrews *et al.* (2002b), Lilburne *et al.* (2004), and Idowu *et al.* (2008).



propriétés du sol d'un jeu de données total s'en trouvent ainsi réduits (Mukherjee et Lal, 2014). Ces IQS ne peuvent donc pas être utilisés pour la comparaison de zones d'étude sans reprendre l'intégralité du traitement statistique. Le protocole statistique est quant à lui transférable à n'importe quel contexte, puisqu'il n'utilise aucun seuil ou valeur de référence. C'est la recherche d'une certaine objectivité qui a conduit à l'utilisation de méthodes statistiques. Cette objectivité totale n'est pourtant pas atteinte. En effet, des règles de décision sont préalablement établies et

un premier ensemble d'indicateurs à mesurer, le jeu de données total, est choisi avant la sélection statistique du JDM. Le fait d'obtenir des JDM différents selon la zone étudiée, avec une méthode de sélection similaire, démontre qu'il n'existe pas de JDM universel, valide en tout contexte, comme l'énoncent Brejda *et al.* (2000).

Les cartes de scores

La méthode des cartes de score constitue une variante de l'indice additif, car elle est basée sur une somme simple ou pondérée d'indicateurs issus uniquement d'observations de terrain (Ditzler et Tugel, 2002 ; Shepherd, 2009 ; Mueller et al., 2012). Elle est fondée sur le principe que de nombreux indicateurs physiques, biologiques et parfois chimiques peuvent être déterminés visuellement (Shepherd, 2000). Cette méthode vise en particulier les agriculteurs souhaitant évaluer la qualité de leurs sols et de leurs pratiques facilement, rapidement et à faible coût. C'est donc un contexte agricole et une échelle parcellaire qui sont concernés. Les utilisateurs sont guidés par des « cartes de scores », sur lesquels ils reportent les résultats. Des indicateurs sont choisis comme faciles à estimer sur le terrain de façon qualitative, nommés « indicateurs locaux », par opposition aux « indicateurs techniques » mesurés en laboratoire (Barrios et al., 2006). Les classes attribuées aux indicateurs sont volontairement simples (ex.: mauvais, moyen, bon). La sensibilité de ces indicateurs vis-à-vis d'un changement du milieu peut néanmoins être questionnée. Si un déclin de la qualité du sol est visible à l'œil nu, les processus de dégradation mis en cause sont probablement très avancés et il peut être déjà trop tard pour planifier des actions à mettre en œuvre pour y remédier (Nortcliff, 2002).

Les méthodes « écart à la référence »

Le second type d'IQS compare les sols évalués à un sol de référence, considéré comme de bonne qualité. Toute la difficulté réside alors dans la définition du sol de qualité optimale. De nombreuses recherches ayant porté sur la qualité des sols agricoles, la qualité d'un sol a souvent été reliée à une bonne productivité, pour une atteinte à l'environnement réduite (Gil-Sotres et al., 2005). Fedoroff (1987) a tenté d'introduire une approche plus objective, avec la notion de climax. Un sol est défini comme sol de référence s'il est en équilibre avec son environnement, c'est-à-dire sous une végétation climacique. L'impact anthropique y est minime. Ainsi, il existe plusieurs types de sols climaciques, en fonction de la zone géographique considérée. À partir de ce postulat, divers auteurs ont tenté de modéliser l'équilibre existant entre les différentes propriétés du sol à l'aide de régressions linéaires multiples (Trasar-Cepeda et al., 1998 ; Zornoza et al., 2008), principalement sous des usages forestiers (Zornoza et al., 2015). Ainsi, Zornoza et al. (2008) estiment les teneurs en azote et en carbone organique à partir de modèles établis sur des sols climaciques. La différence entre les teneurs estimées et réelles constitue l'IQS.

Afin de faciliter le diagnostic, certains auteurs introduisent la notion d'usage des sols. L'indice BISQ (*Biological Indicator for Soil Quality*), issu du réseau de surveillance de la qualité des sols néerlandais, est un exemple d'IQS de type « écart à la référence » (Rutgers et al., 2008). Afin d'établir cet IQS, des analyses chimiques et biologiques ont porté sur des combinaisons

d'usages forestiers, agricoles et urbains, et de types de sols à l'échelle nationale. Au sein de ce jeu de données, des experts ont identifié des sites de référence en termes de qualité du sol et de durabilité des pratiques culturales pour chaque combinaison usage/type de sol. Les résultats de l'IQS sont ainsi donnés sous forme de pourcentages par rapport à la valeur moyenne des sites de référence. L'utilisation de sols existants comme référence permet de prendre en compte les interactions entre les différents indicateurs, c'est-à-dire que les valeurs optimales de chaque indicateur sont cohérentes entre elles (ex.: la teneur en matière organique optimale est cohérente avec la texture). L'inconvénient majeur est que les sites choisis comme référence ne constituent pas nécessairement un optimum pour une combinaison usage/type de sol donnée et qu'il pourrait exister des combinaisons de meilleure qualité non échantillonnées (Rutgers et al., 2008). De plus, certaines pratiques modifient les propriétés du sol et conduisent au dépassement des valeurs du sol de référence. L'IQS établi par Vrščaj et al. (2008), adapté pour le milieu urbain, mesure un écart de classes d'indicateurs par rapport à la classe requise pour un usage donné. L'IQS final est une somme pondérée des écarts à la référence.

Les méthodes qualitatives

Les méthodes qualitatives sont des méthodes empiriques, construites à partir de règles de décision fondées sur la connaissance des processus naturels. Leur formalisme étant bien moins rigide que celui des méthodes arithmétiques, il existe une grande variété de méthodes. Nous présentons ici quelques exemples.

Facteurs limitant l'usage

Le système support de décision MicroLEIS DSS (De la Rosa et al., 2004) permet d'estimer l'adéquation entre les sols et des usages agricoles et forestiers sous climat méditerranéen. Il est construit avec une approche qualitative en utilisant la notion de facteur limitant. Si un seul des indicateurs n'est pas compris dans la gamme de valeurs permettant un bon développement végétal, cet indicateur est considéré comme un facteur limitant et il n'y a pas adéquation du sol avec le type de culture ou l'esèce végétale évaluée.

Dans l'approche utilisée par Halvorson et al. (1996) et Diodato et Ceccarelli (2004) sur des parcelles agricoles, les indicateurs du JDM sont comparés à des valeurs seuils, dépendantes de données réglementaires, environnementales ou de la distribution statistique du jeu de données. L'IQS est ensuite fourni sous la forme d'un nombre de dépassements de seuils. Il convient alors de définir le nombre de dépassements autorisés pour que la qualité du sol soit considérée comme acceptable.

Sanchez et al. (2003) proposent l'utilisation du système de classification des sols par aptitude à la fertilité de Buol et al. (1975). Selon une nomenclature bien définie, un code est attribué aux unités de sols cartographiées, indiquant clairement quel est

le facteur limitant de la croissance végétale. Ce type d'approche permet une vision globale et rapide des propriétés du sol, plus synthétique qu'une carte des sols accompagnée de sa notice. Aucune autre information n'étant apportée, c'est donc à l'utilisateur d'évaluer l'adéquation du sol avec l'usage envisagé au vu des contraintes identifiées. La méthode ainsi proposée est celle utilisée pour l'élaboration des cartes thématiques dérivées des cartes pédologiques (ex.: aptitude agricole, à l'irrigation, à l'épandage).

Les méthodes hiérarchiques

L'IQS développé par Bohanec *et al.* (2007) utilise une méthode hiérarchique, c'est-à-dire qu'il existe plusieurs niveaux emboîtés auxquels l'évaluation est réalisée. Il convient de noter qu'on ne parle pas ici des classifications ascendantes ou descendantes hiérarchiques utilisées en statistique et permettant de rassembler des individus en groupes homogènes. Dans l'IQS de Bohanec *et al.* (2007), les données brutes, au niveau le plus bas, sont de plus en plus agrégées jusqu'à déterminer la qualité du sol. L'agrégation est réalisée à l'aide de règles de décision établies par expertise, du type « si..., alors... », ce qui permet de prendre en compte l'interaction entre les indicateurs. Une note est exprimée à chaque niveau de ce modèle hiérarchique. L'utilisateur peut ainsi observer les résultats intermédiaires et identifier les facteurs limitants. Néanmoins, le nombre important d'agrégations (*i.e.*, 13) à réaliser avant d'obtenir le résultat de l'IQS peut entraîner une accumulation des approximations.

Kaufmann *et al.* (2009) et Ferraro (2009) enrichissent l'approche hiérarchique en mettant en pratique le concept de logique floue. Contrairement à la méthode hiérarchique qui manipule des classes, les systèmes experts flous permettent de prendre en compte les incertitudes sur la façon de représenter la contribution d'un indicateur à une fonction des sols et celle des fonctions à la qualité du sol (Kaufmann *et al.*, 2009).

VALIDATION DES INDICES DE QUALITÉ DES SOLS

Dans certains contextes, il est possible de valider la méthode mise en œuvre. Des données de terrain sont alors comparées aux résultats de l'IQS. Cette validation est souvent réalisée à l'aide de corrélations ou de régressions linéaires simples ou multiples sur des paramètres d'objectif (Andrews *et al.*, 2002b ; Andrews *et al.*, 2004 ; Rezaei *et al.*, 2006 ; Qi *et al.*, 2009 ; Mukherjee et Lal, 2014). Les régressions permettent également de tester la validité du JDM (Andrews *et al.*, 2002b ; Andrews *et al.*, 2004 ; Rezaei *et al.*, 2006), et l'efficacité des fonctions score est parfois observée à l'aide d'analyses de variance (Andrews *et al.*, 2004). Zornoza *et al.* (2008) vérifient que la calibration de leur indice « écart à la référence » est toujours valide après un an. Ils testent également la méthode sur d'autres sites d'étude, tout comme le réalisent

Andrews *et al.* (2004) avec changement d'échelle, Brejda *et al.* (2000) ou Velasquez *et al.* (2007). Ce travail de validation n'étant pas réalisé de façon systématique, les IQS proposés ne peuvent pas toujours être considérés comme entièrement opérationnels. En comparant plusieurs méthodes de construction d'IQS (*i.e.*, les indices additifs simples, pondérés et statistiques, utilisant un JDM ou un jeu de données total), Mukherjee et Lal (2014) et Cherubin *et al.* (2016) ont observé des résultats suffisamment corrélés pour recommander l'utilisation de la plus simple des méthodes. L'étude de Cherubin *et al.* (2016) a également conclu que la méthode additive pondérée, utilisant le jeu de données total, était la plus sensible aux changements d'usage des sols.

DISCUSSION

Les méthodes existantes sont-elles pertinentes ?

Les avantages et les inconvénients de chacune des méthodes d'estimation de la qualité des sols étudiées dans cette synthèse sont présentés dans le *tableau 1*. Une grande partie des IQS a été développée sur le modèle additif à dire d'experts. Il a démontré son caractère opérationnel, puisqu'il est d'ores et déjà adopté par une partie des utilisateurs visés grâce à la simplicité du concept et à la mise à disposition d'outils. Des réserves quant à sa validité ont néanmoins été émises. La pertinence d'une combinaison linéaire ne peut être établie qu'en opérant des régressions multiples sur des paramètres d'objectifs agronomiques ou environnementaux. La qualité d'un sol est alors souvent associée à une bonne productivité agricole et cette méthode n'est pas transposable en milieu non agricole. La recherche d'une certaine objectivité et d'un fondement scientifique plus robuste ont ensuite mené à l'utilisation de plus en plus courante d'indices additifs calculés sur des bases statistiques. Ces méthodes statistiques demandent un jeu de données important en termes d'indicateurs et de situations à décrire (*i.e.*, climat, usages, types de sols) pour être représentatives. L'objectivité de la démarche évite ainsi les raccourcis quant au déclassement des sols en milieu urbain. Un autre intérêt réside dans l'étape de présélection des indicateurs du JDM, car elle permet de ne retenir que les plus pertinents en fonction des objectifs de l'étude et d'éliminer les indicateurs redondants. Dans le cas de la surveillance d'une zone d'étude donnée au cours du temps, les coûts liés à la mesure des indicateurs s'en trouvent alors réduits. Si les résultats ne peuvent pas être comparés à d'autres zones d'étude, la méthode est quant à elle entièrement transférable à d'autres contextes pédologiques, climatiques ou d'usages, puisqu'elle ne contient aucune référence à un milieu spécifique. Cependant, comme la construction des axes de l'analyse en composantes principales est basée sur l'explication de la plus

Tableau 1 - Comparaison des différentes méthodes d'estimation de la qualité des sols.**Table 1** - Comparison of the different methods for soil quality assessment.

	Avantages	Inconvénients
Méthode arithmétique: à dire d'experts	<ul style="list-style-type: none"> - Nombreuses ressources bibliographiques - Concept simple 	<ul style="list-style-type: none"> - Pertinence d'une combinaison linéaire d'indicateurs ? - Demande une très bonne connaissance des indicateurs dans le milieu considéré pour le choix des fonctions score et de la pondération - Essentiellement utilisable en contexte agricole - Ne permet pas d'identifier les facteurs limitants
Méthode arithmétique: statistique	<ul style="list-style-type: none"> - Objectivité - Adaptable à tous contextes pédologiques, climatiques et d'usages - Permet d'éliminer les indicateurs redondants - Ne nécessite pas de connaissances approfondies en pédologie 	<ul style="list-style-type: none"> - Pertinence d'une qualité dérivée d'une variabilité statistique ? - Comparaisons entre sites d'étude impossibles si les résultats ne sont pas issus du même traitement statistique - Requier un jeu de données de taille importante - Résultat dépendant du jeu de données à disposition - Nécessite des connaissances en statistiques - Ne permet pas d'identifier les facteurs limitants
Cartes de scores	<ul style="list-style-type: none"> - Application rapide, faible coût 	<ul style="list-style-type: none"> - Uniquement adaptée à un contexte agricole et une échelle parcellaire - Faible sensibilité des indicateurs utilisés - Nécessite une formation sur le terrain - Nécessite d'être réalisée par le même opérateur pour des comparaisons temporelles et entre sites
Ecart à la référence	<ul style="list-style-type: none"> - Adaptée à tous contextes pédologiques, climatiques et d'usages - Permet de prendre en compte les interactions entre indicateurs 	<ul style="list-style-type: none"> - Pertinence de la comparaison d'un sol climacique avec des sols dédiés à d'autres usages ? - Difficulté pour la définition d'un sol de référence
Méthodes qualitatives	<ul style="list-style-type: none"> - Concept reconnu par les pédologues - Adaptée à tous contextes pédologiques, climatiques et d'usages - Permet d'identifier les facteurs limitants 	<ul style="list-style-type: none"> - Demande une très bonne connaissance des indicateurs dans le milieu considéré

grande proportion de variance, la définition de la qualité d'un sol ne semble associée qu'à la variabilité statistique du jeu de données. Andrews *et al.* (2002b) affirment que les facteurs identifiés sont représentatifs des caractéristiques du système sol, mais cela nous semble insuffisant pour en qualifier la qualité. Le résultat est donc largement dépendant du jeu de données à disposition et ces IQS ne semblent pas réellement opérationnels hors d'un contexte de recherche scientifique. Comme il n'est pas toujours aisé de relier le résultat d'une analyse statistique à la qualité du sol, ces méthodes se limitent parfois, à juste titre, à la sélection d'un JDM (Govaerts *et al.*, 2006 ; Rezaei *et al.*, 2006 ; Li *et al.*, 2007).

Les méthodes « écart à la référence » posent assez rapidement le problème de la définition de la référence. Un sol de référence, n'ayant subi aucune perturbation anthropique, reste rare et est parfois absent de la zone d'étude considérée (Gil-Sotres *et al.*, 2005). Nous pouvons par ailleurs nous interroger sur la pertinence et le réel apport d'information d'une comparaison entre un sol sous végétation climacique et un sol soumis à un autre usage.

La définition d'une référence pour une combinaison usage/type de sol demande quant à elle une très bonne connaissance de la zone d'étude, puisqu'il s'agit d'identifier les sols de la meilleure qualité ou, selon une approche plus holistique, les pratiques de gestion les plus durables, avant même de mettre en œuvre le diagnostic.

Enfin, les méthodes qualitatives utilisant la notion de contrainte en fonction de l'usage semblent représenter la meilleure alternative. Ces méthodes sont particulièrement adaptées lorsqu'il s'agit de définir l'adéquation entre un sol et un usage, qu'il soit urbain, agricole ou forestier. Cette démarche, se basant sur les facteurs limitants, se rapproche de celle des études d'aptitude des sols couramment établies en milieux agricoles et souvent associées à des propositions d'aménagement. Elle autorise l'identification facile des facteurs limitants, tout comme le permettent les méthodes hiérarchiques. Les méthodes qualitatives, entièrement construites par expertise, demandent une très bonne connaissance des propriétés du sol et de leurs interactions possibles dans le milieu considéré.

Vers une meilleure acceptation du concept d'IQS ?

Le concept de qualité des sols est confronté à de nombreuses difficultés de mise en œuvre, liées notamment à l'interaction des processus affectant les sols, ainsi qu'à la variabilité des propriétés les caractérisant à l'échelle spatiale et temporelle. À cette complexité, se superpose l'effet des activités humaines à travers de multiples utilisations du sol et techniques de gestion. Le concept d'IQS est ainsi soumis à critiques. Une meilleure acceptation apparaît pourtant essentielle si l'on souhaite utiliser un IQS dans le cadre de l'aménagement du territoire. Nous pensons qu'une meilleure acceptation du concept d'IQS peut être atteinte à l'aide de choix méthodologiques adaptés à la complexité du sol et de ses usages.

Les opposants à l'utilisation d'indices dans le diagnostic ou le suivi de la qualité des sols soulignent que le sol ne possède pas d'état « standard » ou « pur » contrairement à l'eau et à l'air, ce qui constitue une difficulté majeure pour la conception des IQS (Sojka et Upchurch, 1999 ; Letey *et al.*, 2003). L'eau et l'air peuvent être caractérisés par des propriétés physiques, chimiques ou biologiques, lesquelles sont comparées à des seuils à ne pas dépasser. Cette démarche n'est plus directement applicable dans le cas des sols, puisque les indicateurs mesurés présentent des gammes de valeurs très différentes selon les contextes pédoclimatiques et d'usages. Il existe, de plus, de nombreuses interactions entre ces différents indicateurs (Arshad et Martin, 2002). La difficulté réside alors dans le fait de pouvoir représenter une réalité complexe à partir de quelques propriétés du sol. Certains considèrent cette tâche impossible (Sojka et Upchurch, 1999 ; Letey *et al.*, 2003). À travers cette synthèse des méthodes de construction des IQS, nous avons pourtant identifié quelques approches judicieuses. En particulier, nous pensons comme certains auteurs que la notion de qualité des sols n'est pas dissociable de la notion d'usage (Sojka et Upchurch, 1999 ; Lilburne *et al.*, 2004 ; Vrščaj *et al.*, 2008). En reprenant la comparaison avec l'eau et l'air, l'apparente facilité dans le choix de leurs critères de qualité est liée au fait que l'eau et l'air sont essentiellement envisagés à travers leurs liens avec la santé humaine (Bispo *et al.*, 2011). Il existe ainsi des usages prépondérants de l'eau et de l'air, liés à la consommation humaine, sur lesquels sont fondés les diagnostics et les seuils. Sur le même principe pour les sols, avec une approche par les usages, les objectifs à atteindre sont plus clairement identifiés : quelles sont les fonctions à satisfaire pour avoir une adéquation de l'usage avec le sol considéré ? Les seuils à ne pas dépasser sont alors spécifiques d'un usage donné et plus faciles à établir. Cette approche permet également de reconnaître la diversité des usages que peut accueillir un sol afin de ne pas compromettre des usages futurs. De plus, en procédant de la sorte, l'estimation de la qualité du sol convient à des préoccupations situées aussi bien en contexte rural qu'en contexte urbain (Doran *et al.*, 1996 ; Carter *et al.*, 1997 ; Karlen *et al.*, 1997).

Un certain nombre de critiques liées aux IQS a également pu naître d'une trop faible conscience du rôle de l'échelle d'évaluation dans la résolution d'un tel indice. À titre d'illustration, dans le domaine agricole, un sol peut être de bonne qualité pour une culture, mais de mauvaise qualité pour une autre (Letey *et al.*, 2003). Mohanty *et al.* (2007) ont par exemple montré que des sols avec un IQS élevé fournissaient des rendements en blé élevés mais des rendements en riz faibles. Ce problème est en réalité inhérent à l'échelle d'évaluation et confirme la nécessité de raisonner en termes d'usages. Comme c'est le cas dans tout diagnostic, la finesse du résultat dépend de la finesse de la donnée d'entrée. Dans le cas d'une évaluation à l'échelle parcellaire en milieu agricole, les différents types de cultures devraient être considérés comme autant d'usages différents, tel que le réalise par exemple le système support de décision MicroLEIS DSS (De la Rosa *et al.*, 2004). L'étape du choix des indicateurs du JDM est alors d'une importance particulière, tout comme la liste des usages, découpée plus ou moins finement, sur laquelle porte l'évaluation.

Letey *et al.* (2003) relèvent par ailleurs qu'un sol « bon » pour une fonction peut être « mauvais » pour une autre. Il semble ainsi difficile d'attribuer une note de qualité à un tel sol. Ce problème naît de l'agrégation des indicateurs en une note unique. Nous regrettons ainsi le faible nombre d'IQS permettant de mettre en évidence les facteurs limitants en n'agrégeant pas les indicateurs. Certains auteurs ont pourtant mentionné une volonté de la part d'agriculteurs de pouvoir observer la complexité de leurs sols à travers un indice non agrégé (Ditzler et Tugel, 2002 ; Wander *et al.*, 2002). Nous proposons donc une solution alternative à l'agrégation : placer l'IQS à l'échelle des fonctions. Ainsi, chaque fonction est évaluée et un résultat global est éventuellement fourni sous la forme d'un nombre de fonctions satisfaites. C'est la multifonctionnalité du sol qui peut ainsi être évaluée. Dans le même esprit, Lilburne *et al.* (2004) ont choisi de fournir un IQS sous la forme de quatre composantes de la qualité (*i.e.*, ressource organique, état physique, fertilité et acidité). Velasquez *et al.* (2007) utilisent la notion de sous-indicateurs et Halvorson *et al.* (1996) parlent d'un nombre de dépassements de seuil. Bone *et al.* (2010) proposent même un diagnostic indépendant des fonctions du sol et sans agrégation, par l'utilisation d'indicateurs « transfonctionnels ». Dans tous les cas, l'avantage est de pouvoir identifier rapidement l'indicateur révélant la non-adéquation, voire de planifier des actions à mettre en œuvre pour y remédier.

CONCLUSION

Les IQS sont utilisés avec deux objectifs bien distincts : évaluer la capacité d'un sol à remplir des fonctions indépendamment d'un usage (qualité intrinsèque) et estimer l'efficacité et le caractère durable de son fonctionnement au sein de son écosystème

sous un certain usage (qualité dynamique). Diverses méthodes ont été développées, une grande majorité traitant de la qualité dynamique, notamment pour des usages agricoles. Peu sont dédiées à l'aménagement du territoire, permettant de réfléchir à l'adéquation de sols pour différents usages.

À l'heure actuelle, il n'existe pas d'IQS universel, applicable à tous contextes, objectifs et échelle d'évaluation. Il reste cependant une marge de manœuvre dans l'amélioration de l'adéquation des IQS à leur application. Il apparaît en particulier évident que la prise en compte de la qualité des sols dans l'aménagement du territoire implique des IQS adaptés et probablement plus polyvalents. Ainsi, le caractère générique d'un tel IQS devra sans doute passer par un indice méthodologiquement robuste mais modulable en termes d'usages, de types de sols et d'échelles d'étude (Keller et al., 2012). Dans ce sens, les méthodes qualitatives apparaissent les plus prometteuses. Elles répondent aux critères requis pour une utilisation dans le cadre de l'aménagement du territoire puisqu'elles s'avèrent faciles d'utilisation, adaptées à divers usages, utilisables par une diversité d'acteurs et proches de la réalité du milieu, bien que s'appuyant essentiellement sur la connaissance d'experts. Enfin, il semble possible de passer outre certaines difficultés reconnues dans la conception de tels indices, en stratifiant judicieusement les usages et les fonctions du sol à prendre en compte selon l'échelle d'évaluation et en évitant l'agrégation des indicateurs en une note unique.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Antonio Bispo et Joël Moulin pour leurs critiques très constructives d'une première version de cet article. Ce travail a été financé par le programme GESSOL (Fonctions environnementales et gestion du patrimoine sol) du ministère en charge de l'écologie et du développement durable et de l'ADEME (conventions S.7 0006897, S.7 0006898 et S.7 0006899) et par l'Observatoire Hommes-Milieus du bassin minier de Provence (OHM-BMP, CNRS).

BIBLIOGRAPHIE

- Andrews S.S., Karlen D.L. et Mitchell J.P., 2002a - A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90, 1, pp. 25-45.
- Andrews S.S., Mitchell J.P., Mancinelli R., Karlen D.L., Hartz T.K., Horwath W.R., Pettygrove G.S., Scow K.M. et Munk D.S., 2002b - On-farm assessment of soil quality in California's central valley. *Agronomy Journal*, 94, 1, pp. 12-23.
- Andrews S.S., Karlen D.L. et Cambardella C.A., 2004 - The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 6, pp. 1945-1962.
- Antoni V., 2011 - L'artificialisation des sols s'opère aux dépens des terres agricoles. Commissariat Général au Développement Durable, Service de l'observation et des statistiques, Le point sur, 4 p.
- Armenise E., Redmile-Gordon M.A., Stellacci A.M., Ciccarese A. et Rubino P., 2013 - Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 130, pp. 91-98.
- Arshad M.A. et Martin S., 2002 - Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88, 2, pp. 153-160.
- Barrios E., Delve R.J., Bekunda M., Mowo J., Agunda J., Ramisch J., Trejo M.T. et Thomas R.J., 2006 - Indicators of soil quality: A South-South development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. *Geoderma*, 135, pp. 248-259.
- Bastida F., Luis Moreno J., Teresa H. et García C., 2006 - Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 12, pp. 3463-3473.
- Begon J.C., Mori A. et Hardy R., 1978 - Un système de classement des terres suivant leur aptitude à la production agricole. Son application à une région de culture intensive dans le bassin parisien. *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, pp. 1274-1285.
- Bispo A., Blanchart E. et Delmas A.B., 2011 - Indicateurs de la qualité des sols, pp. 509-527. In: Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J. et Morel J.M. (Eds), Sols et environnement, Dunod, Paris.
- Bohanec M., Cortet J., Griffiths B., Znidarsic M., Debeljak M., Caul S., Thompson J. et Krogh P.H., 2007 - A qualitative multi-attribute model for assessing the impact of cropping systems on soil quality. *Pedobiologia*, 51, 3, pp. 239-250.
- Boiffin J., 1980 - Les bases agronomiques de l'évaluation des sols: appréciation et contrôle de la fertilité et des aptitudes culturales. Techniques Agricoles, Paris.
- Bone J., Head M., Barraclough D., Archer M., Scheib C., Flight D. et Voulvoulis N., 2010 - Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment International*, 36, 6, pp. 609-622.
- Brejda J.J., Moorman T.B., Karlen D.L. et Dao T.H., 2000 - Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and Southern High Plains. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 6, pp. 2115-2124.
- Bremer E. et Ellert K., 2004 - Soil quality indicators: A review with implication for agriculture ecosystems in Alberta. Alberta environmentally sustainable agriculture soil quality program, Alberta agriculture, food and rural development, Alberta, 32 p.
- Buol S.W., Sanchez P.A., Cate R.B. et Granger M.A., 1975 - Soil fertility capability classification, pp. 126-141. In: Bornemisza E. et Alvarado A. (Eds), Soil Management in Tropical America, North Carolina State University, Raleigh.
- Carter M.B., Gregorich E.G., Anderson D.W., Doran J.W. et Janzen H.H., 1997 - Concepts of soil quality and their significance, pp. 1-17. In: Gregorich E.G. et Carter M.R. (Eds), Soil quality for crop production and ecosystem health. Elsevier, Developments in Soil Science, Amsterdam.
- Chaer G.M., Myrold D.D. et Bottomley P.J., 2009 - A soil quality index based on the equilibrium between soil organic matter and biochemical properties of undisturbed coniferous forest soils of the Pacific Northwest. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 4, pp. 822-830.
- Cherubin M.R., Karlen D.L., Cerri C.E.P., Franco A.L.C., Tormena C.A., Davies C.A. et Cerri C.C., 2016 - Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. *PLoS ONE*, 11, 3.
- Chéry P., Lee A., Commagnac L., Thomas-Chery A.L., Jalabert S. et Slak M.F., 2014 - Impact de l'artificialisation sur les ressources en sol et les milieux en France métropolitaine. *Cybergeo: European Journal of Geography*, document 668.
- Chevry C. et Gascuel C., 2009 - Sous les pavés la terre. Omniscience, Montreuil, 208 p.
- Dawson J.J.C., Godsiffe E.J., Thompson I.P., Ralebitso-Senior T.K., Killham K.S. et Paton G.I., 2007 - Application of biological indicators to assess

- recovery of hydrocarbon impacted soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1, pp. 164-177.
- De la Rosa D., Mayol F., Diaz-Pereira E. et Fernandez M., 2004 - A land evaluation decision support system (MicroLEIS DSS) for agricultural soil protection. *Environmental Modelling & Software*, 19, 10, pp. 929-942.
- De la Rosa D. et Sobral R., 2008 - Soil quality and methods for its assessment, pp. 167-200. In: Braimoh A.K. et Vlek P.L.G. (Eds), *Land Use and Soil Resources*, Springer Netherlands, Dordrecht.
- de Paul Obade V. et Lal R., 2016 - Towards a standard technique for soil quality assessment. *Geoderma*, 265, pp. 96-102.
- Dexter A.R., 2004 - Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 120, 3-4, pp. 201-214.
- Diack M. et Stott D.E., 2001 - Development of a soil quality index for the Chalmers silty clay loam from the midwest USA, pp. 550-555. In: Stott D.E., Mohtar R.H. et Steinhardt G.C. (Eds), *Sustaining the global farm. Selected paper from the 10th international soil conservation organisation meeting, West Lafayette*.
- Diodato N. et Ceccarelli M., 2004 - Multivariate indicator kriging approach using a GIS to classify soil degradation for Mediterranean agricultural lands. *Ecological Indicators*, 4, 3, pp. 177-187.
- Ditzler C.A. et Tugel A.J., 2002 - Soil quality field tools: Experiences of USDA-NRCS Soil Quality Institute. *Agronomy Journal*, 94, 1, pp. 33-38.
- Doran J.W. et Parkin T.B., 1994 - Defining and assessing soil quality, pp. 3-21. In: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F. et Stewart B.A. (Eds), *Defining soil quality for a sustainable environment*, SSSA Inc., Madison, WI.
- Doran J.W., Sarrantonio M. et Liebig M., 1996 - Soil health and sustainability, pp. 1-54. In: Sparks D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Academic Press, San Diego.
- Doran J.W. et Zeiss M.R., 2000 - Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15, 1, pp. 3-11.
- Fedoroff N., 1987 - The production potential of soils. Part 1. Sensitivity of principal soil types to the intensive agriculture of north-western Europe, pp. 65-86. In: Barth E. et L'Hermite P. (Eds), *Scientific Basis for Soil Protection in the European Community*, Elsevier, London.
- Ferraro D.O., 2009 - Fuzzy knowledge-based model for soil condition assessment in Argentinean cropping systems. *Environmental Modelling & Software*, 24, 3, pp. 359-370.
- Franzluebbers A.J., Zuberer D.A. et Hons F.M., 1995 - Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil. *Biology and Fertility of Soils*, 19, 2-3, pp. 135-140.
- Gardi C., Tomaselli M., Parisi V., Petraglia A. et Santini C., 2002 - Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology*, 38, 1, pp. 103-110.
- Gil-Sotres F., Trasar-Cepeda C., Leirós M.C. et Seoane S., 2005 - Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 5, pp. 877-887.
- Glover J.D., Reganold J.P. et Andrews P.K., 2000 - Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80, 1-2, pp. 29-45.
- Govaerts B., Sayre K.D. et Deckers J., 2006 - A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil and Tillage Research*, 87, 2, pp. 163-174.
- Halvorson J.J., Smith J.L. et Papendick R.I., 1996 - Integration of multiple soil parameters to evaluate soil quality: A field example. *Biology and Fertility of Soils*, 21, 3, pp. 207-214.
- Haygarth P.M. et Ritz K., 2009 - The future of soils and land use in the UK: Soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land Use Policy*, 26, pp. 187-197.
- Huerta E., Kampichler C., Geissen V., Ochoa-Gaona S., de Jong B. et Hernandez-Daumas S., 2009 - Towards an ecological index for tropical soil quality based on soil macrofauna. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44, 8, pp. 1056-1062.
- Hussain I., Olson K.R., Wander M.M. et Karlen D.L., 1999 - Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil and Tillage Research*, 50, 3-4, pp. 237-249.
- Idowu O.J., van Es H.M., Abawi G.S., Wolfe D.W., Ball J.I., Gugino B.K., Moebius B.N., Schindelbeck R.R. et Bilgili A.V., 2008 - Farmer-oriented assessment of soil quality using field, laboratory, and VNIR spectroscopy methods. *Plant and Soil*, 307, 1-2, pp. 243-253.
- Janvier F., Nirascou F. et Sillard P., 2015 - L'occupation des sols en France: progression plus modérée de l'artificialisation entre 2006 et 2012. Commissariat Général au Développement Durable, Service de l'observation et des statistiques, Le point sur, 4 p.
- Karlen D.L., Wollenhaupt N.C., Erbach D.C., Berry E.C., Swan J.B., Eash N.S. et Jordahl J.L., 1994 - Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil and Tillage Research*, 31, pp. 149-167.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F. et Schuman G.E., 1997 - Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1, pp. 4-10.
- Karlen D.L., Gardner J.C. et Rosek M.J., 1998 - A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *Journal of Production Agriculture*, 11, 1, pp. 56-60.
- Karlen D.L., Ditzler C.A. et Andrews S.S., 2003 - Soil quality: Why and how? *Geoderma*, 114, 3-4, pp. 145-156.
- Kaufmann M., Tobias S. et Schulin R., 2009 - Quality evaluation of restored soils with a fuzzy logic expert system. *Geoderma*, 151, 3-4, pp. 290-302.
- Keller C., Lambert-Habib M.-L., Robert S., Ambrosi J.-P. et Rabot E., 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*, 33, pp. 11-24.
- Kelting D.L., Burger J.A., Patterson S.C., Aust W.M., Miwa M. et Trettin C.C., 1999 - Soil quality assessment in domesticated forests - A southern pine example. *Forest Ecology and Management*, 122, 1-2, pp. 167-185.
- Kirchmann H. et Andersson R., 2001 - The Swedish system for quality assessment of agricultural soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 72, 2, pp. 129-139.
- Laroche B., Thorette J. et Lacassin J.-C., 2006 - L'artificialisation des sols: pressions urbaines et inventaire des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 13, 3, pp. 223-235.
- Larson W.E. et Pierce F.J., 1991 - Conservation and enhancement of soil quality. In: *Proceedings of the International Workshop on Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. Vol. 2, Technical papers*. International Board for Soil Research and Management, Bangkok, pp. 175-203.
- Letey J., Sojka R.E., Upchurch D.R., Cassel D.K., Olson K., Payne B., Petrie S., Price G., Scott H.D., Smethurst, P. et Triplett G., 2003 - Deficiencies in the soil quality concept and its application. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58, 4, pp. 180-187.
- Li G., Chen J., Sun Z. et Tan M., 2007 - Establishing a minimum dataset for soil quality assessment based on soil properties and land-use changes. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 7, pp. 2715-2724.
- Liebig M.A., Varvel G. et Doran J., 2001 - A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agronomy Journal*, 93, 2, pp. 313-318.
- Liebig M.A., Miller M.E., Varvel G.E., Doran J.W. et Hanson J.D., 2004 - AEPAT: Software for assessing agronomic and environmental performance of management practices in long-term agroecosystem experiments. *Agronomy Journal*, 96, 1, pp. 109-115.

- Lilburne L., Sparling G. et Schipper L., 2004 - Soil quality monitoring in New Zealand: Development of an interpretative framework. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104, 3, pp. 535-544.
- Loveland P.J. et Thompson T.R.E., 2002 - Identification and development of a set of national indicators for soil quality. National Soil Resource Institute, R&D Technical report P5-053/2/TR, Bristol, 48 p.
- Marzaioli R., D'Ascoli R., De Pascale R.A. et Rutigliano F.A., 2010 - Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology*, 44, 3, pp. 205-212.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005 - Ecosystems and human well-being: Opportunities and challenges for business and industry. World Resources Institute, Washington, DC, 31 p.
- Moffat A.J., 2003 - Indicators of soil quality for UK forestry. *Forestry*, 76, 5, pp. 547-568.
- Mohanty M., Painuli D.K., Misra A.K. et Ghosh P.K., 2007 - Soil quality effects of tillage and residue under rice-wheat cropping on a Vertisol in India. *Soil and Tillage Research*, 92, 1-2, pp. 243-250.
- Mueller L., Schindler U., Shepherd T.G., Ball B.C., Smolentseva E., Hu C., Hennings V., Schad P., Rogasik J., Zeitz J., Schlindwein S.L., Behrendt A., Helming K. et Eulenstein F., 2012 - A framework for assessing agricultural soil quality on a global scale. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58, S1, pp. S76-S82.
- Mukherjee A. et Lal R., 2014 - Comparison of soil quality index using three methods. *PLoS ONE*, 9, 8.
- National Research Council, 1993 - Soil and water quality: An agenda for agriculture. National Academy Press, Washington, DC, 542 p.
- Norfleet M.L., Ditzler C.A., Puckett W.E., Grossman R.B. et Shaw J.N., 2003 - Soil quality and its relationship to pedology. *Soil Science*, 168, 3, pp. 149-155.
- Nortcliff S., 2002 - Standardization of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88, pp. 161-168.
- Prokop G., Jobstmann H. et Schönbauer A., 2011 - Overview of best practices for limiting soil sealing or mitigating its effects in EU-27. European Commission, 227 p.
- Qi Y., Darilek J.L., Huang B., Zhao Y., Sun W. et Gu Z., 2009 - Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, 149, 3-4, pp. 325-334.
- Rahmanipour F., Marzaioli R., Bahrami H.A., Fereidouni Z. et Bandarabadi S.R., 2014 - Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. *Ecological Indicators*, 40, pp. 19-26.
- Rezaei S.A., Gilkes R.J. et Andrews S.S., 2006 - A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma*, 136, 1-2, pp. 229-234.
- Rodríguez E., Peche R., Garbisu C., Gorostiza I., Epelde L., Artetxe U., Irizar A., Soto M., Becerril J.M. et Etxebarria J., 2016 - Dynamic quality index for agricultural soils based on fuzzy logic. *Ecological Indicators*, 60, pp. 678-692.
- Rutgers M., Mulder C., Schouten A.J., Bloem J., Bogte J.J., Breure A.M., Brussaard L., de Goede R.G.M., Faber J.H., Jagers op Akkerhuis G.A.J.M., Keidel H., Korthals G.W., Smeding F.W., Ter Berg C. et van Eederen N., 2008 - Soil ecosystem profiling in The Netherlands with ten references for biological soil quality. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Report 607604009/2008, 88 p.
- Sanchez P.A., Palm C.A. et Buol S.W., 2003 - Fertility capability soil classification: A tool to help assess soil quality in the tropics. *Geoderma*, 114, 3-4, pp. 157-185.
- Schlöter M., Dilly O. et Munch J.C., 2003 - Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 1-3, pp. 255-262.
- Schoenholtz S.H., Miegroet H.V. et Burger J.A., 2000 - A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138, 1-3, pp. 335-356.
- Seybold C.A., Mausbach M.J., Karlen D.L. et Rogers H.H., 1998 - Quantification of soil quality, pp. 387-404. In: Lal R., Kimble J.M., Follet R.F. et Stewart B.A. (Eds), Soil processes and the carbon cycle, CRC Press LLC, Boca Raton, FL.
- Sharma K.L., Mandal U.K., Srinivas K., Vittal K.P.R., Mandal B., Grace J.K. et Ramesh V., 2005 - Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil and Tillage Research*, 83, 2, pp. 246-259.
- Shepherd T.G., 2000 - Visual Soil Assessment. Vol. 1. Field guide for cropping and pastoral grazing on flat to rolling country. horizons.mw & Landcare Research, Palmerston North, 84 p.
- Shepherd T.G., 2009 - Visual Soil Assessment. Vol. 1. Field guide for pastoral grazing and cropping on flat to rolling country, 2nd ed. Horizons Regional Council, Palmerston North, 119 p.
- Shukla M.K., Lal R. et Ebinger M., 2006 - Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil and Tillage Research*, 87, 2, pp. 194-204.
- Sojka R.E. et Upchurch D.R., 1999 - Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63, pp. 1039-1054.
- Sun B., Zhou S. et Zhao Q., 2003 - Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. *Geoderma*, 115, 1-2, pp. 85-99.
- Tóth G., Stolbovoy V. et Montanarella L., 2007 - Soil quality and sustainability evaluation. An integrated approach to support soil-related policies of the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, EUR 22721 EN, Luxembourg, 40 p.
- Trasar-Cepeda C., Leirós C., Gil-Sotres F. et Seoane S., 1998 - Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 26, 2, pp. 100-106.
- Tzilivakis J., Lewis K.A. et Williamson A.R., 2005 - A prototype framework for assessing risks to soil functions. *Environmental Impact Assessment Review*, 25, 2, pp. 181-195.
- Velasquez E., Lavelle P. et Andrade M., 2007 - GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 12, pp. 3066-3080.
- Vrščaj B., Poggio L. et Ajmone-Marsan F., 2008 - A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 88, 2-4, pp. 81-94.
- Wander M.M., Walter G.L., Nissen T.M., Bollero G.A., Andrews S.S. et Cavanaugh-Grant D.A., 2002 - Soil quality: Science and process. *Agronomy Journal*, 94, 1, pp. 23-32.
- Yakovchenko V., Sikora L.J. et Kaufman D.D., 1996 - A biologically based indicator of soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 21, 4, pp. 245-251.
- Zornoza R., Mataix-Solera J., Guerrero C., Arcenegui V., Mataix-Beneyto J. et Gomez I., 2008 - Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based on natural forest soils under Mediterranean conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 9, pp. 2079-2087.
- Zornoza R., Acosta J.A., Bastida F., Domínguez S.G., Toledo D.M. et Faz A., 2015 - Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *SOIL*, 1, 1, pp. 173-185.

La biodiversité des sols urbains au service des villes durables

C. Guillard^(1, 2), P.-A. Maron⁽¹⁾, O. Damas⁽²⁾ et L. Ranjard^(1*)

1) INRA, UMR1347 Agroécologie, 17 rue de Sully, 21065, Dijon, France

2) Plante&Cit , Maison du Végétal 26 rue Jean Dixm ras, 49066 Angers CEDEX 1

*: Auteur correspondant: lionel.ranjard@inra.fr

RÉSUMÉ

Le siècle dernier a été marqué par une révolution démographique accompagnée du développement des environnements urbanisés, avec une population mondiale de 7,5 milliards d'humains qui vit aujourd'hui pour plus de 50 % dans les villes. Ce mouvement s'est traduit par de nombreuses externalités négatives menant à une dégradation de la qualité environnementale des espaces urbains. Dans ce contexte, les politiques d'aménagements s'orientent maintenant vers le retour de la nature en ville, ce qui requiert d'améliorer notre connaissance de l'écologie de l'environnement urbain. A ce niveau, un enjeu majeur est lié à la connaissance et à la gestion du sol, qui représente le support des activités humaines et d'une biodiversité déterminante pour la multifonctionnalité des systèmes urbains. Au-delà de sa dimension patrimoniale, la diversité des organismes vivants hébergés par le sol est fortement impliquée dans de nombreuses fonctions environnementales (*i.e.* dépollution, cycles biogéochimiques, fertilité, stockage du C)   la base de nombreux services indispensables au développement des villes durables. Toutefois, bien que l'accumulation des connaissances sur la biodiversité des sols ait connu une croissance exponentielle depuis les années 2000, il existe peu de travaux aux échelles nationale et internationale sur l'impact des multiples pressions anthropiques sur la biodiversité des sols urbains qui demeure largement méconnue. Cette revue bibliographique a pour objectif de réaliser un état de l'art afin de mieux définir la notion de sol urbain, de services rendus par ces sols mais aussi et principalement, d'établir un bilan des connaissances sur l'état de la qualité biologique des sols en fonction des différents types d'aménagements urbains. Un bilan est également fait

Comment citer cet article:

Guillard C., Maron P.-A., Damas O. et Ranjard L. - 2018 - La biodiversité des sols urbains au service des villes durables, 25, 59-77

Comment télécharger cet article:

<http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-25-numero-1/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS:
www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/

sur les outils modernes et opérationnels disponibles aujourd'hui pour diagnostiquer la qualité biologique des sols urbains. Enfin, une réflexion est fournie sur les vecteurs de communication et de transfert possibles pour améliorer la prise en compte de la qualité des sols dans les politiques d'aménagement urbain, orienter le conseil et éclairer les décisions des métropoles et urbanistes dans le cadre de la transition vers des modèles de ville durable.

Mots clés

Sol urbain, biologie, aménagement, biodiversité, ville.

SUMMARY

BIODIVERSITY OF URBAN SOILS FOR SUSTAINABLE CITIES

The last century was marked by a demographic revolution accompanied by the development of urban environments. Now more than 50 % of the world's 7.5 billion humans live in towns. This shift has resulted in numerous negative externalities and the degradation of environmental quality in urban areas. In this context, management policies are now being oriented towards the return of nature to towns, which is requiring a better understanding of the ecology of urban environments. At this level, a major challenge is linked to knowledge and management of the soil, which provides a support for human activities and the biodiversity crucial to the multifunctionality of urban systems. The diversity of living organisms harboured by soil, apart from the « heritage » aspect, is essential to many environmental functions (i.e. depollution, biochemical cycles, fertility, C storage) on which numerous services, indispensable to sustainable town development, are based. However, despite the exponential increase in data on soil diversity, since the year 2000, few studies have been carried out on the impact of the numerous anthropic pressures on the biodiversity of urban soils on national and international scales, so this aspect remains little known. Our aim in this bibliographic review is to better define the notion of urban soils and the services rendered by these soils, but primarily to summarize existing knowledge of soil biological quality as a function of different types of urban management. An outline of the modern, operational tools currently available for diagnosing the biological quality of urban soils is provided. Finally, possible vehicles of communication and transfer are discussed which could lead to a consideration of soil quality in urban management policies, orient subsequent recommendations and facilitate decision-making by urbanists in the transition towards models of sustainable town development.

Key-words

Urban soils; Biodiversity; Sustainable city.

RESUMEN

LA BIODIVERSIDAD DE LOS SUELOS URBANOS AL SERVICIO DE LAS CIUDADES SOSTENIBLES

El siglo pasado se marcó por una revolución demográfica acompañada del desarrollo de los medios urbanizados, con una población mundial de 7,5 mil millones de humanos que vive actualmente para más de 50 % en las ciudades. Este movimiento se tradujo por numerosas externalidades negativas que condujeron a una degradación de la calidad ambiental de los espacios urbanos. En este contexto, las políticas de planificación se orientan ahora hacia el retorno de la naturaleza en la ciudad, lo que requiere mejorar nuestro conocimiento de la ecología del medio ambiente urbano. A este nivel, un desafío mayor está ligado al conocimiento y a la gestión del suelo, que representa el soporte de las actividades humanas y de una biodiversidad determinante para la multifuncionalidad de los sistemas urbanos. Más allá de su dimensión patrimonial, la diversidad de los organismos vivientes alojada por el suelo está fuertemente implicada en numerosas funciones ambientales (i.e. descontaminación, ciclos biogeoquímicos, fertilidad, almacenamiento del C) en base a numerosos servicios indispensables al desarrollo de las ciudades sostenibles. Sin embargo, aunque la acumulación de los conocimientos sobre la biodiversidad de los suelos conoció un crecimiento exponencial desde los años 2000, existe pocos trabajos a los niveles nacionales e internacionales sobre el impacto de las múltiples presiones antrópicas sobre la biodiversidad de los suelos urbanos que queda muy poco conocida. Esta revista bibliográfica tiene como objetivo realizar un estado del arte afín de definir mejor la noción de suelo urbano, de servicios prestados por estos suelos pero también y principalmente, establecer un balance de los conocimientos sobre el estado de la calidad biológica de los suelos en función de los diferentes tipos de instalaciones urbanas. Se hizo también un balance sobre las herramientas modernas y operacionales disponibles actualmente para diagnosticar la calidad biológica de los suelos urbanos. En fin, se presenta una reflexión sobre los vectores de comunicación y de transferencia posibles para mejorar la toma en cuenta de la calidad de los suelos en las políticas de ordenación urbana, orientar el consejo y las decisiones de metrópoli y urbanistas en el cuadro de la transición hacia modelos de ciudades sostenibles.

Palabras clave

Suelos urbanos, biología, ordenación, biodiversidad, ciudad.

Le siècle dernier a été marqué par une véritable révolution démographique. De 3 milliards d'habitants en 1960 la population mondiale est passée à 7,5 milliards aujourd'hui, pour atteindre 9 milliards en 2050 selon les prévisions (Nations Unies, 2015). Dans le même temps, l'Homme est devenu une espèce principalement urbaine puisque plus de la moitié de la population mondiale (54 %) vit désormais dans des environnements urbanisés (Seto *et al.*, 2014). Cette évolution rapide a été accompagnée par de nombreuses externalités négatives, *i.e.* multiplication des déchets, pollution, artificialisation, extension des villes sur les terres arables, développement d'îlots de chaleur, réduction de la biodiversité, aléas et vulnérabilité des territoires au regard du changement climatique (McDonnell et Pickett, 1990; Forman, 1995; McDonnell *et al.*, 1997; Morel *et al.*, 1999; Schwartz *et al.*, 2001; Kaye *et al.*, 2006; Grimm *et al.*, 2008; Alberti, 2015). Pour exemple, les grandes métropoles d'Europe du Nord s'approprient pour leur consommation de ressources et le stockage de leurs déchets une surface forestière ou agricole 565 à 1 130 fois plus grande que la surface des villes elles-mêmes (Folke *et al.*, 1997). Ce constat d'une dégradation importante de la qualité de l'environnement urbain impose aujourd'hui un changement important des méthodes de conception et de gestion des espaces puisqu'elles entament la base même du potentiel de renouvellement. Afin de remédier à cette dégradation, les politiques d'aménagement urbain se sont orientées vers le « retour de la nature en ville », un mouvement qui s'inscrit dans le concept de « ville durable ». Longtemps opposées, la nature et la ville recherchent ainsi une nouvelle manière de coexister et la présence de la nature en ville s'impose aujourd'hui comme un facteur clé dans l'évaluation de la qualité de vie urbaine.

Pour relever ce défi, une meilleure connaissance de l'écologie de l'environnement urbain est indispensable (McDonnell et Pickett, 1990; Groffman *et al.*, 2017), et en particulier celle liée à l'écosystème sol qui reste peu pris en compte dans cette transition vers des modèles de ville durable (Pollak, 2006). Pourtant, le sol a un rôle crucial en raison de son positionnement en tant que i) support des activités humaines (construction, production végétale), ii) interface avec l'atmosphère et l'hydrosphère, et iii) source de fonctions et de services clés pour la durabilité des systèmes urbains (Jeffery *et al.*, 2010, Blanchart *et al.*, 2017). Parmi les fonctions et services que le sol peut fournir pour le bien-être des populations urbaines, ceux de production végétale ou d'habitat pour héberger de la biodiversité sont parmi les plus identifiés dans un contexte de développement de l'agriculture urbaine, d'aménagement de toits végétalisés ou encore de gestion plus extensive et écologique de jardins et d'espaces verts.

Les sols abritent une communauté biologique extrêmement riche en termes d'abondance et de diversité des organismes présents (Mummey *et al.*, 2006; Maron *et al.*, 2011). Ceci s'explique par la complexité et l'hétérogénéité de cette matrice environnementale qui offre une extraordinaire variété d'habitats. Depuis plusieurs décennies, de nombreux travaux scientifiques ont permis

de mieux décrire la biodiversité du sol et de classer cette matrice comme la « troisième frontière biotique » au même titre que les grands fonds océaniques et les canopées des forêts équatoriales (Eglin *et al.*, 2010). La biodiversité du sol représente à elle seule 25 % de la biodiversité totale déterminée à ce jour, ce qui confère à cette matrice un statut important de réservoir du patrimoine biologique et génétique de notre planète. Au-delà de cette dimension patrimoniale, la biodiversité joue un rôle clé dans de nombreuses fonctions environnementales (*i.e.* dépollution, cycles biogéochimiques, fertilité, stockage du C) à la base des services rendus par le sol (De Groot *et al.*, 2002; 2010; MEA, 2005).

Bien que l'accumulation des connaissances sur la biodiversité des sols ait connu une croissance exponentielle depuis les années 2000, les travaux se sont jusqu'à présent concentrés sur les milieux naturels ou agricoles (De Kimp et Morel, 2000) et les sols urbains ont fait l'objet de moins d'investigations (environ 1 % des travaux sur les sols concernent les sols urbains, enquête WOS octobre 2017). Il en résulte un manque de connaissances du patrimoine biologique présent dans ces sols (*i.e.* lombrics, arthropodes, nématodes, microorganismes, etc.) et de son rôle dans les fonctions d'intérêts pour le retour de la nature en ville et l'amélioration de la qualité de vie des citoyens (fertilité physique et biologique, barrière aux pathogènes, dégradation des polluants, atténuation du changement climatique par le stockage du carbone, (McDonnell et Hahs, 2008; Pataki *et al.*, 2011; Morel *et al.*, 2015)). La forte hétérogénéité des écosystèmes urbains amenant à la notion de « mosaïque urbaine » avec des sols fortement modifiés par les activités humaines, d'importants niveaux de dépôt en azote atmosphérique, des effets d'îlots de chaleur urbain mais également d'importants niveaux de contamination en agents polluants (notamment métaux lourds) et des changements hydrologiques, suggèrent une écologie particulière des communautés biologiques qui colonisent ces milieux. Il en résulte que la simple transposition des connaissances obtenues sur les sols ruraux et l'impact de leur usage n'est pas triviale et qu'il faut donc investir fortement sur la production de connaissances nouvelles propres à l'écologie des sols urbains (Schwartz *et al.*, 2015).

Dans ce contexte, cette revue bibliographique a pour objectif de réaliser un état de l'art afin de mieux définir la notion de sol urbain, de dresser un bilan des études scientifiques portant sur ces sols, d'aborder les services rendus par la biodiversité de ces sols, mais aussi et principalement, d'établir un bilan des connaissances sur l'état de la qualité biologique des sols en fonction des différents types d'aménagements urbains qui se sont développés ces dernières décennies. Cette revue sera organisée autour de la réponse à différentes questions importantes pour mieux connaître la qualité biologique des sols urbains :

- La biodiversité des sols est-elle différente entre les environnements ruraux et urbains ?
- Quel est l'impact des différentes pratiques d'aménagement urbain sur la biodiversité des sols ?

- Quels sont les outils modernes et opérationnels disponibles aujourd'hui pour diagnostiquer la qualité biologique des sols urbains ?
- Quels sont les vecteurs de communication et de transfert pour améliorer la prise en compte de la qualité des sols dans les politiques d'aménagement urbain ?

SOL URBAIN : TYPOLOGIE ET CARACTÉRISTIQUES

Le sol est un milieu structuré dont la formation et l'évolution sont des processus dynamiques sous l'influence de facteurs physiques, chimiques, biologiques et humains. Ainsi, la nature de la roche mère, le climat, la végétation, la topologie du terrain, mais aussi les activités humaines sont autant de facteurs qui déterminent les propriétés des sols dits « naturels » (*i.e.* ruraux et forestiers).

En milieu urbain, les sols sont façonnés durant le processus d'urbanisation et l'action de l'Homme apparaît comme le facteur déterminant pour leur genèse et leur évolution (Craul, 1985; Bullok et Gregory, 1991; Damas et Coulon, 2016). À ce titre, ces sols sont qualifiés de façon générique d'« anthropisés » (*i.e.* modifiés par les activités humaines) et sont fondamentalement différents des sols naturels. Leur classification plus fine dépend du référentiel utilisé. Dans le référentiel WRB (World Reference Base for Soil Resources) (Lehman, 2006; Rossiter, 2007), ils entrent pour la plupart dans la catégorie des Technosols qui désigne des sols contenant :

- (i) un nombre important d'artefacts (*i.e.* matériaux anthropiques de fabrication industrielle ou artisanale dans les 100 premiers centimètres),
- (ii) un scellement continu imperméable potentiellement d'origine anthropique (*e.g.* géomembrane construite),
- (iii) des matériaux rocheux techniques d'origine anthropique (*e.g.* pavés) (Rossiter, 2007).

Le référentiel pédologique français est quant à lui plus précis sur le sujet des sols anthropisés puisqu'il différencie cinq types d'anthrosols (Baize et Girard, 2008) :

- (i) les anthrosols transformés qui résultent de modifications volontaires, anciennes et de longues durées, le plus souvent pour améliorer la fertilité des sols et assurer une meilleure production alimentaire (*e.g.* rizières, zones maraîchères),
- (ii) les anthrosols artificiels qui résultent entièrement d'apports par l'Homme de matériaux d'origine non pédologique (*e.g.* déblais de carrières, gravats) à partir desquels il va se développer,
- (iii) les anthrosols reconstitués qui résultent de l'utilisation de matériaux pédologiques (*e.g.* terre végétale) transportés et/ou remaniés pour y installer une végétation pérenne ou non,
- (iv) les anthrosols construits qui sont le résultat d'une action

volontaire de construction d'un « sol » en utilisant des matériaux technologiques, le plus souvent considérés comme des déchets pour l'installation d'une végétation,

- (v) les anthrosols archéologiques qui ont subi des modifications anthropiques anciennes (sur plus de 50 cm), avec la présence de plus de 20 % de débris issus d'activités humaines.

La plupart des sols en milieu urbain, et en particulier ceux sur matériaux d'apport anthropiques et techniques, présentent un déficit en éléments nutritifs majeurs (*e.g.* N, P, K) (Schwartz et al., 2015). Ils sont également généralement très compactés et anoxiques, et donc peu aptes à la croissance et au développement du végétal. Face à cette faible valeur agronomique, les sols urbains dont la destination requiert une aptitude à supporter une forte productivité végétale sont généralement construits grâce à l'apport de terre végétale (*i.e.* horizon superficiel travaillé et enrichi d'anciennes zones agricoles) (Chevry et Gascuel, 2009). Il est ici important de mentionner ici que cette terre végétale utilisée pour les aménagements urbains est souvent importée d'espaces ruraux, ce qui pointe le lien étroit entre le développement du milieu urbain et la gestion des espaces ruraux. Ces Anthrosols reconstitués sont le support des « espaces verts » ou encore des « infrastructures vertes » dans le paysage urbain. Il existe de nombreuses typologies de ces espaces végétalisés, qui reposent souvent sur l'occupation et les fonctions attendues par les citadins (Koc et al., 2017). On peut citer pour exemple celle proposée par Vilmorin en 1976 ou par l'Association des Ingénieurs des Villes de France (l'AIVF) en 1995, ou encore par Clergeau en 2007. Classiquement, six grands types d'occupation des sols végétalisés sont considérés en contexte urbain :

Les surfaces enherbées : ces surfaces correspondent à une végétation herbacée sur un sol perméable en association ou non avec des strates arbustives (*e.g.* plates-bandes, parcs urbains). Créées volontairement par l'Homme et gérées de manière plus ou moins intensive selon leur destination, ces surfaces présentent différentes formes en contexte urbain. Les pelouses dites « classiques », présentes le plus souvent dans les parcs situés en centre-ville ou encore au niveau d'infrastructures telles que les voies de tram, se doivent d'être très structurées et bien entretenues au travers de tontes régulières, de fertilisation et d'arrosage notamment en période sèche. Les couverts fleuris, en plein essor en milieu urbain (ronds-points, accotements de voiries, parcs, jardins), s'inscrivent dans une démarche de gestion extensive, tout comme les prairies urbaines qui peuvent être présentes dans les parcs et espaces naturels aménagés.

Les arbres en ville (*i.e.* arbres d'alignement et forêts urbaines) : qu'ils soient pionniers ou spécifiquement choisis pour leur caractère esthétique, les arbres urbains symbolisent la diversité des enjeux sur la nature en ville : patrimoniaux, écologiques, sociaux, politiques et fonctionnels (*e.g.* confort thermique, dépollution) (MEA 2005; FAO 2016). La densité et la forme des plantations amènent à distinguer les arbres d'alignement de la forêt urbaine.

Les friches urbaines: cette dénomination correspond à des surfaces d'origines très diverses, mais qui ont toutes en commun d'être vacantes, c'est-à-dire non utilisées par l'Homme, au moins de façon temporaire (Gardiner *et al.*, 2013). Généralement développés sur un substrat sec, très hétérogène et de qualité variable (e.g. gravats, remblais, déchets, Morel *et al.*, 2015), ces milieux peuvent évoluer naturellement via la colonisation spontanée par des espèces végétales sauvages (Small *et al.*, 2002). Ces surfaces sont souvent ignorées dans les plans de conservation, bien qu'elles puissent constituer avec le temps d'importants réservoirs de biodiversité (Small *et al.*, 2002; Gardiner *et al.*, 2013).

Les terrains de sport: ces surfaces se développent en même temps que la ville pour répondre aux besoins des citoyens en termes de pratiques d'activités sportives en plein air (Girard *et al.*, 2005). Pour pouvoir être utilisées indépendamment des intempéries, les terrains de sports reposent généralement sur des sols filtrants assurant un drainage rapide.

Les jardins urbains (i.e. collectifs, familiaux): ces surfaces sont souvent localisées dans des environnements fortement modifiés par les activités humaines. Elles sont à l'interface d'usages agricole, périurbain, urbain et sont considérées soit comme des sols agricoles gérés de façon très intensive, soit comme des sols urbains à vocation de production végétale (ornementale ou alimentaire, Béchet *et al.*, 2009). Ces sols sont généralement très fertiles, avec un horizon de surface de 20 à 40 cm d'épaisseur de couleur sombre en raison de sa forte teneur en matières organiques (4 % plus élevée en moyenne par rapport à celle des sols agricoles cultivés, Schwartz, 2013). Ils présentent également de fortes teneurs en éléments nutritifs (e.g. N, P, K) liées à d'importants apports d'engrais azotés-phosphatés et potassiques. Selon leur localisation ou leur historique, ces sols peuvent contenir des niveaux élevés en métaux lourds ou pouvant représenter un risque pour les consommateurs (Schwartz, 2013).

Les toitures végétalisées: depuis le début des années 2000, la végétalisation des bâtiments connaît un développement très important. En France, la surface de toitures végétalisées installées annuellement est passée de moins de 100 000 m² en 2002 à plus d'un million en 2011 (Madre *et al.*, 2013). Historiquement, la végétalisation des toits a été mise en place pour augmenter la longévité des toitures, avec par exemple l'atténuation du phénomène de ruissellement qui reste la fonction la plus classiquement décrite actuellement (Oberndorfer *et al.*, 2007).

BILAN BIBLIOMÉTRIQUE DES ÉTUDES SCIENTIFIQUES SUR LES SOLS URBAINS

La bibliométrie sur l'état des connaissances scientifiques et techniques sur les sols urbains a été évaluée grâce à l'utilisation de deux moteurs de recherche: Web of Science et Medline. L'utilisation des mots-clés « soil », « urban soil », « soil biology », « urban soil biology » selon différentes combinaisons et la com-

paraison des résultats nous ont permis dans un premier temps d'analyser l'évolution de la prise en compte des études sur les sols urbains par rapport à l'ensemble des études sur les sols (figure 1).

L'analyse bibliométrique montre une augmentation de la prise en compte des sols dans les études scientifiques à partir des années 1990. Cette tendance est d'autant plus vraie pour les sols urbains puisque 99 % des publications sur ce sujet ont été publiées après 1990. Toutefois, les études concernant les sols urbains sont globalement très peu nombreuses puisqu'elles représentent moins de 1 % du nombre total de publications sur les sols. Il faut attendre les années 2000 pour voir cette part relative augmenter et atteindre 3 à 4 % de nos jours.

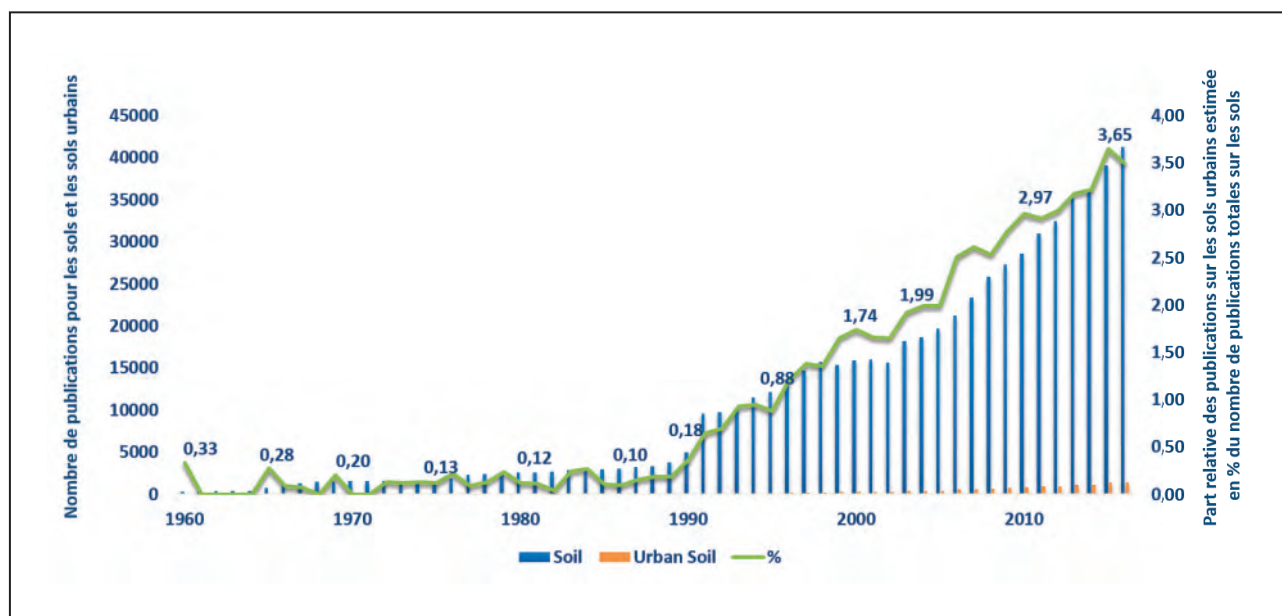
Le même travail a été effectué sur la base de mots-clés intégrant la biologie des sols mais le constat reste le même. La part relative des études portant sur la « biologie des sols urbains » au sein de « la biologie des sols » ne représente que 2 à 3 %, sans véritable augmentation au cours du temps. Enfin, cette analyse bibliométrique a été affinée, en mettant l'accent sur le patrimoine biologique. Dans ce sens, le terme « urban soil » a été associé avec les mots-clés les plus récurrents dans la littérature scientifique, c'est-à-dire « arthropods », « nematodes », « microorganisms » et « earthworms » dans les bases de données Web of Science et Medline. Sur les 685 articles répertoriés depuis 1990, 18 % ciblent les vers de terre, 21 % les arthropodes, 28 % les nématodes et 33 % les microorganismes. Toutefois, la plupart de ces publications décrivent des problématiques d'écotoxicologie, d'épidémiologie ou encore de bioaccumulation de contaminants (i.e. métaux lourds). Seulement une centaine d'articles traite des aspects écologiques et fonctionnels du sol sur la base des communautés biologiques et ces articles nous ont servi de base pour la suite de notre revue.

D'un point de vue géographique, la plupart des travaux sur la biologie des sols urbains est menée dans les pays développés de l'hémisphère Nord, puisque 48 % ciblent l'Amérique du Nord; 40 % l'Europe, 7 % l'Asie (en incluant la Russie), 4 % l'Australie et 1 % l'Amérique du Sud (Brésil). Deux études impliquent des données recueillies dans plusieurs pays différents comme la Finlande, la Bulgarie et le Canada (Niemelä *et al.*, 2002); ou encore le Japon, le Canada et plusieurs pays d'Europe (Magura *et al.*, 2010). Il apparaît important de noter qu'aucune étude n'a été référencée en Afrique.

La majorité des études (56 %) s'est focalisée sur un seul type d'occupation du sol. En effet, 27 % des articles ciblent uniquement des forêts en contexte urbain (e.g. Pouyat *et al.*, 1997), 8 % des pelouses urbaines (e.g. Pižl *et al.*, 2009), 9 % des toits végétalisés (e.g. Molineux *et al.*, 2014) et 8 % des parcs urbains (e.g. Vergnes *et al.*, 2017). Enfin, quelques travaux ont porté seulement sur les friches urbaines (3 %; e.g. Sharma *et al.*, 2015), les arbres d'alignement (3 %; e.g. Rota *et al.*, 2015) et les jardins en contexte urbains (2 %; e.g. Otoshi *et al.*, 2015). À l'inverse, 43 % des études ont comparé plusieurs types d'occupations de sols,

Figure 1 - Evolution du nombre de publications scientifiques annuelles sur les sols (histogramme bleu) et les sols urbains (histogramme orange) dans la littérature scientifique internationale sur la période 1960-2016. L'évolution de la part relative des publications sur les sols urbains est représentée par la courbe verte qui est estimée en % du nombre de publications totales sur les sols.

Figure 1- Evolution of the number of scientific publications on soils (blue histogram) and urban soils (orange histogram) published annually in the international scientific literature for the period 1960-2016. The green curve depicts the changes in the relative proportion of publications on urban soils, based on the estimated percentage of the total number of publications on soils.



allant de deux à huit occupations différentes (e.g. McGuire *et al.*, 2013; Do *et al.*, 2014). Concernant les terrains de sport, une seule étude a été référencée (Kutovaya *et al.*, 2014).

En ce qui concerne la diversité biologique des sols, 95 % des études n'ont examiné qu'un seul type d'organisme (*i.e.* vers de terre, arthropodes, nématodes, ou microorganismes) et seulement 5 % des travaux ont analysé plusieurs groupes simultanément (e.g. Amossé *et al.*, 2016, Francini *et al.*, 2018). Les arthropodes terrestres constituent le groupe le plus représenté avec 49 % des articles référencés. Ensuite, les microorganismes sont analysés dans 24 % des études et enfin, les vers de terres et les nématodes représentent respectivement, 15 % et 13 % des travaux dans la littérature scientifique internationale sur les sols urbains référencés dans notre revue.

LES FONCTIONS ET SERVICES RENDUS PAR LA BIODIVERSITÉ DES SOLS URBAINS

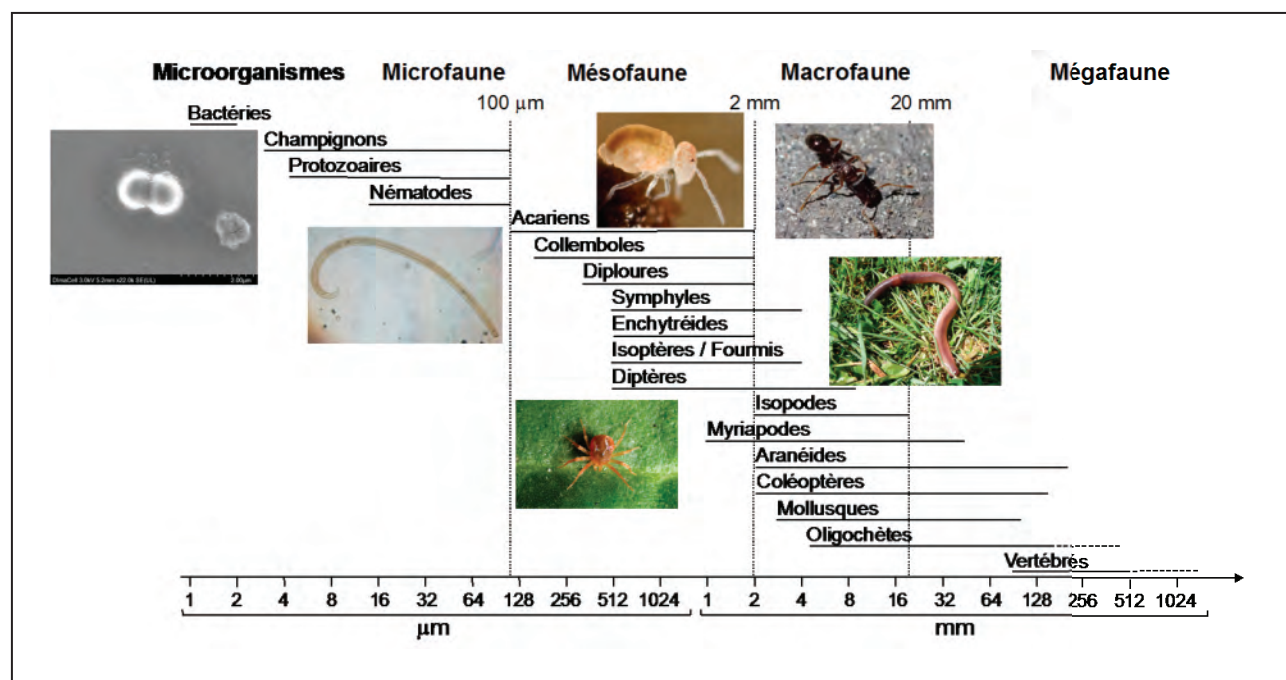
La diversité des organismes vivants du sol est généralement subdivisée en plusieurs familles en fonction de leur taille: la mégafaune (e.g. les taupes) et la macrofaune (e.g. les vers

de terre, les fourmis) visibles à l'œil nu, la mésofaune (e.g. les acariens et collemboles) visible à la loupe, la microfaune (e.g. protozoaires, nématodes) et les microorganismes (e.g. les bactéries, les champignons) visibles seulement au microscope (*figure 2*). Dans les sols, ce sont les organismes les plus petits qui sont les plus abondants et les plus diversifiés: il existerait plusieurs millions d'espèces de bactéries et de champignons dont seulement 5 à 10 % auraient été identifiées (Bouchez *et al.*, 2016).

Les organismes vivants du sol assurent de nombreuses fonctions indispensables au fonctionnement des écosystèmes terrestres et par conséquent au développement des sociétés humaines. Ils sont notamment à l'origine de la décomposition (e.g. bactéries et champignons), de la transformation et du transport de la matière organique (e.g. vers de terre), de la réalisation des cycles biogéochimiques et de la formation et du maintien de la structure des sols. Dans ce sens, ils sont indispensables à la productivité des écosystèmes terrestres (e.g. production primaire et alimentaire, MEA 2005). Bien que chacun de ces organismes vivants joue individuellement un rôle spécifique dans les fonctions et les propriétés du sol, c'est leur grande diversité et leurs interactions qui sont à l'origine du bon fonctionnement et des services rendus par les milieux terrestres (*figure 3*, Jeffery *et al.*, 2010).

Figure 2 - Classification des organismes du sol d'après leur taille (modifié d'après Swift *et al.*, 1979). Crédits photo : Bactéries : L. Ranjard, Nématodes : C. Menta, Acariens : K. Fjellheim, Collemboles : A. Murray, Fourmis : A. Vergnes et Vers de terre : A. Dewisme.

Figure 2 - Classification of soil organisms according to their size (modified from Swift and *al.*, 1979). Photo Credits : Bacteria : L. Ranjard, Nematode : C. Menta, Acari : K. Fjellheim, Collembola : A. Murray, Ant : A. Vergnes et Earthworm : A. Dewisme.



Par définition, les services écosystémiques ont un intérêt sociétal, car ils sont considérés comme les bénéfices que l'Homme tire des écosystèmes (Costanza *et al.*, 1997; MEA 2005). Les services rendus par le sol sont nombreux et sont classiquement identifiés dans quatre catégories (MEA 2005) : (1) les services de support (*i.e.* support pour le développement de la végétation ou support de construction), (2) d'approvisionnement (*i.e.* nourriture, fibres), (3) de régulation (*i.e.* qualité de l'air, climat), et (4) culturels et sociaux (*i.e.* valeurs éducatives, patrimoniales et sociales). Ces services sont le résultat des fonctions assurées par le sol (*e.g.* minéralisation de la matière organique), chacune déterminée par les interactions complexes entre les composantes biotiques (*i.e.* organismes vivants) et abiotiques (*i.e.* chimiques et physiques) du sol (De Groot *et al.*, 2002).

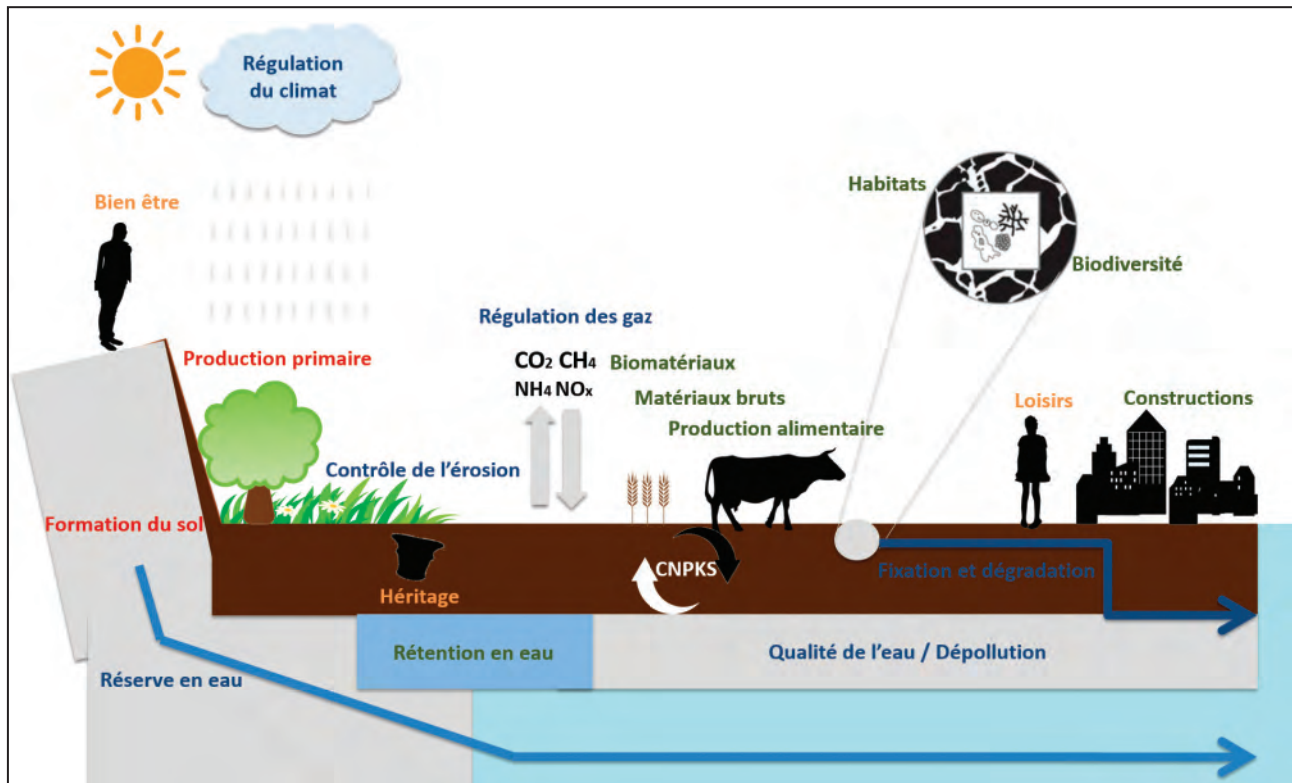
Les services écosystémiques ont essentiellement été décrits pour les systèmes agricoles et naturels. Ce n'est qu'à partir de 1999 et l'article fondateur de Bolund et Hunhammar que s'amorce leur prise en compte en milieu urbain. Parmi les services rendus par les écosystèmes urbains se trouvent l'approvisionnement en eau potable et en nourriture, l'atténuation de la pollution de l'air et la mitigation du climat local (De Groot *et al.*, 2002; MEA 2005). En contexte urbain, la majeure partie de ces services est assurée par les infrastructures vertes (McPhearson, 2011). Par conséquent, le sol est considéré comme un compartiment secondaire

par rapport à la végétation, bien qu'il soit essentiel au développement de cette dernière. Il représente une surface (vision en deux dimensions) pouvant accueillir les activités humaines, et surtout une ressource qui peut être modifiée pour répondre aux besoins des citoyens (Morel *et al.*, 2015).

Dans ce contexte, il est nécessaire d'identifier le rôle central de la biodiversité des sols dans la conception des villes durables. De plus, il est primordial de redéfinir la complexité du lien entre les fonctions biologiques assurées par le sol et le patrimoine biologique (*i.e.* microorganismes, nématodes, arthropodes) naturellement présent dans les sols. Dans cette optique, nous nous sommes attachés à définir l'implication du patrimoine biologique dans les différentes fonctions biologiques du sol, puis de traduire ces fonctions biologiques en fonctions urbaines. La *figure 4* schématise cette cascade de fonctions et permet de faire le lien entre le patrimoine biologique du sol, les fonctions biologiques qu'il porte et les problématiques d'aménagements urbains auxquelles il peut répondre dans un contexte de ville durable.

Figure 3 - Services écosystémiques rendus par le sol (modifié Jeffery et al., 2010).

Figure 3 - Soil ecosystem services (modified from Jeffery and al., 2010).



IMPACT DE LA VILLE ET DES AMÉNAGEMENTS URBAINS SUR LA BIODIVERSITÉ DES SOLS

Dans cette section, seuls les groupes d'organismes les plus récurrents dans la littérature scientifique vont être discutés (voir partie 2., page 63), à savoir la macrofaune (*i.e.* vers de terre (oligochètes)), les carabes (coléoptères), les araignées et les fourmis), la mésofaune avec les microarthropodes (*i.e.* collemboles et acariens), la microfaune avec les nématodes et les microorganismes (*i.e.* bactéries et champignons).

Pour comparer la diversité biologique entre les sols ruraux et les sols urbains, McDonnell et Pickett (1990) ont proposé dans les années 90, une approche basée sur un gradient d'urbanisation. Cette approche a été reprise par la suite et le gradient urbain-rural est le plus classiquement utilisé dans la littérature pour évaluer l'influence du degré d'urbanisation (*i.e.* urbain, suburbain, rural) sur les communautés d'organismes vivant dans un site donné. Au-delà de la prise en compte du gradient urbain-rural, la comparaison des données de biodiversité obtenues entre différents modes d'occupation en contexte intra-urbain (*i.e.* surfaces enherbées, arbres en ville, friches urbaines, terrains de sport, jar-

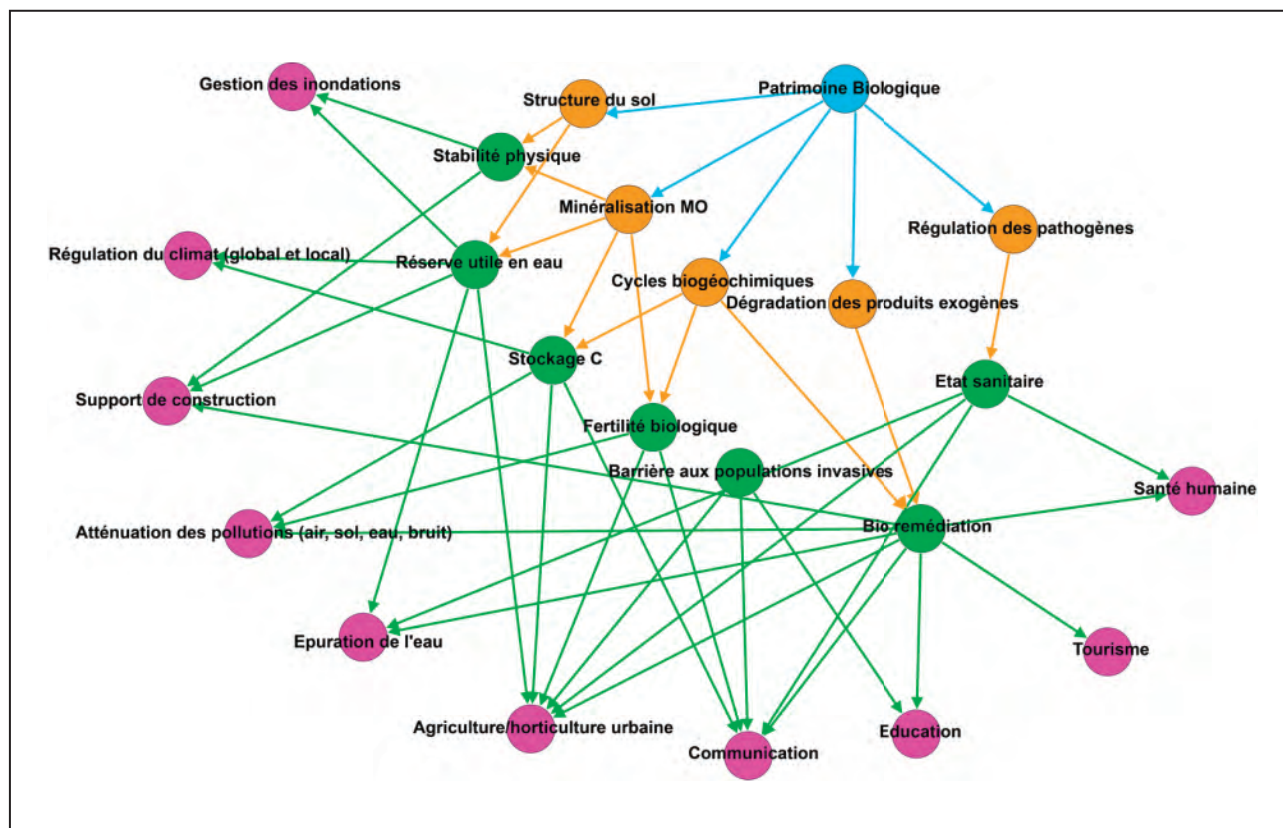
dins urbains, toitures végétalisées) fournit des informations complémentaires sur la variabilité des communautés d'organismes en réponse aux pratiques de gestion associées à la conduite de ces différents espaces urbains. Les sections suivantes font le point sur les résultats rapportés pour chacun des différents organismes précités.

Les lombrics

Les communautés lombriciennes ont été relativement peu étudiées en contexte urbain, et notamment selon l'approche prenant en compte un gradient urbain-rural. Les rares travaux ayant mis en œuvre cette approche fournissent des résultats contradictoires (Pižl et Josens, 1995; Steinberg et al., 1997; Szlavecsz et al., 2006; Smetak et al., 2007) (tableau 1). Ainsi, Szlavecsz et al. (2006) ont observé des valeurs d'abondance et de biomasse supérieures au niveau des sites les plus urbanisés (*e.g.* urbain vs. rural: 204 vs. 24 ind/m² et 107 vs. 17 g/m²) alors que Smetak et al. (2007) ont mesuré des abondances et des biomasses lombriciennes plus importantes dans les sites les moins urbanisés (*e.g.* urbain vs. rural: 26 vs 437 ind/m²). Ces résultats contradictoires montrent le manque de généralité lié en partie au très faible nombre d'études réalisées. Dans l'état, ils suggèrent également

Figure 4 - Représentation conceptuelle de la cascade de fonctions biologiques et urbaines assurées par le patrimoine biologique dans les sols urbains. Les cercles orange correspondent aux fonctions biologiques et les cercles verts aux fonctions urbaines. Les cercles roses sur le dernier niveau du schéma correspondent aux problématiques urbaines.

Figure 4 - Conceptual representation of the cascade of biological and urban functions ensured by the biological patrimony in urban soils. The orange circles correspond to biological functions and the green circles to urban functions. The pink circles on the last level of the diagram correspond to the urban issues.



que la variabilité des communautés lombriciennes selon le gradient urbain-rural est « ville dépendante ».

La comparaison des données collectées entre différents modes d'occupation urbaine suggère que c'est au niveau des jardins urbains que l'abondance et la diversité lombriciennes sont les plus élevées. Dans le cadre d'une étude réalisée sur les jardins de grandes métropoles françaises (*i.e.* Paris, Marseille, Nantes), les densités mesurées variaient ainsi de 100 à 700 ind/m² pour des diversités allant de 4,5 à 9,5 espèces différentes (Daniel Cluzeau, communication personnelle 2017, programme ANR JASSUR). Les forêts et parcs urbains apparaissent quant à eux comme des zones présentant des niveaux de colonisation sensiblement plus faibles en moyenne, avec respectivement entre 100 et 550 ind/m² et entre 100 et 450 ind/m² et entre 2 et 6 espèces différentes (Amossé *et al.*, 2016; Vergnes *et al.*, 2017). Enfin, les pelouses bordant les bords de routes et présentes dans les zones résidentielles semblent être les moins propices au développement des lombrics, puisque c'est dans

ces milieux que sont rapportés les niveaux d'abondances et de diversité les plus faibles (*e.g.* 26 ind/m² et entre 1 à 3 espèces différentes dans une zone résidentielle; Smetak *et al.*, 2007).

Les arthropodes

Contrairement aux lombrics, les arthropodes terrestres ont fait l'objet d'un nombre d'études plus conséquent s'appuyant sur un gradient urbain-rural (19 études référencées dans cette revue). La synthèse de ces travaux montre des variations importantes de l'abondance et de la diversité de ces organismes le long de ce gradient (*tableau 1*). Une baisse de l'abondance et de la diversité des espèces au cœur des systèmes urbanisés a été observée pour les macroarthropodes comme les carabes (Niemelä *et al.*, 2002) et les fourmis (Thompson et McLachlan, 2007), mais aussi pour les microarthropodes comme les collemboles et les acariens (Van Nuland et Whitlow, 2014). Les araignées semblent quant à elles être plus abondantes et diversifiées à des

Tableau 1 - Variations de la densité et de la diversité des organismes du sol en fonction d'un gradient d'urbanisation (urbain - suburbain - rural) tirées de différents travaux issus de la littérature (liste non exhaustive). Densité arthropodes totaux* (Van Nuland et Whitlow, 2014): Acariens, Aranéides, Chilopodes, Coléoptères, Collembolés, Diplopodes, Diptères, Formicidés, Isopodes, Isoptères, Opilions, Pseudoscorpions, Siphonaptères, et Symphytes.

Table 1 - Variations in the density and diversity of soil organisms as a function of a gradient of urbanization (urban - suburban - rural) compiled from different studies published in the literature (list non-exhaustive). Total arthropod density* (Van Nuland and Whitlow, 2014): Acari, Aranae, Chilopoda, Coleoptera, Diploda, Diptera, Formicidae, Isopoda, Isoptera, Opiliones, Pseudoscorpionida, Siphonaptera and Symphyta.

Organismes		Paramètres étudiés	Localisation	Urbain	Suburbain	Rural	Référence
Vers de terre		Densité (ind.m ⁻²) / biomasse (g.m ⁻²)	Etats-Unis, New York	25,1 / 2,16	7 / 0,01	2,1 / 0,05	Steinberg et al., 1997
		Densité (ind.m ⁻²) / biomasse (g.m ⁻²)	Etats-Unis, Baltimore	204 / 107	150 / 95	24 / 17	Szlavec et al., 2006
		Densité (ind.m ⁻²) / biomasse (g.m ⁻²) / diversité	Belgique, Bruxelles	96 / 42 / 3	200 / 81 / 6	592 / 113 / 5	Pižl et Josens, 1995
		Densité (ind.m ⁻²) / biomasse (g.m ⁻²)	Etats-unis, Moscow	26 / 4,69	121 / 28,08	437 / 94,12	Smetak et al., 2007
Nématodes		Densité totale (pour 10 g sol) / richesse générique	Etats-Unis, Asheville	≈ 450 / ≈ 17	≈ 550 / ≈ 17	≈ 600 / ≈ 17	Pavao-Zuckerman et Coleman, 2007
		Densité totale / richesse générique	Etats-Unis, Canton Massillon Wooster	≈ 150 / ≈ 15	NA	≈ 200 / ≈ 15	Park, 2009
		Densité totale / richesse générique	Chine, Shenyang	≈ 25 / ≈ 22	≈ 100 / ≈ 25	≈ 150 / ≈ 20	Li et al., 2011
Microorganismes		Biomasse microbienne C (μg.g sol ⁻¹)	Chine, Nanchang	497 / 45	395 / 31	189 / 23	Chen et al., 2010
		Biomasse microbienne C (μg.g sol ⁻¹)	Etats-Unis, Apalachicola	238 / 42	NA	135 / 16	Enloe et al., 2015
		Biomasse microbienne C (μg.g sol ⁻¹)	Etats-Unis, Asheville	574,7	346,1	443,7	Pavao-Zuckerman et Coleman, 2005
		Biomasse microbienne N (μg.g sol ⁻¹)	Etats-Unis, New York	117	168,5	262,3	Zhu et Carreiro, 2004
		Biomasse microbienne C / N (μg.g sol ⁻¹)	Inde, Varanasi	107,4 / 10,2	121 / 11,5	134,2 / 12,5	Rai et al., 2018
		Diversité bactérienne (nombre d'OTU)	Etats-Unis, New York	≈ 550	NA	≈ 600	Huot et al., 2017
		Diversité bactérienne (diversité phylogénétique)	Chine, Xiamen	≈ 550	≈ 575	≈ 700	Wang et al., 2017
		Diversité bactérienne (nombre d'OTU)	Finlande, Lahti	≈ 600	NA	≈ 850	Parajuli et al., 2018
	Diversité bactérienne (diversité phylogénétique)	Chine, Pékin	≈ 570	≈ 550	≈ 575	Yan et al., 2016	

Suite du tableau 1

Arthropodes		Densité arthropodes totaux*	Etat-Unis, Seattle	5049	4412	6722	Van Nuland et Whitlow, 2014	
		Densité / richesse spécifique en carabes et araignées	Finlande, Helsinki	Carabes : 537 / 18 Araignées : 907 / 59	Carabes : 905 / 24 Araignées : 997 / 55	Carabes : 1322 / 17 Araignées : 859 / 56	Alarukka <i>et al.</i> , 2002	
	Carabes		Densité / richesse spécifique	Finlande, Helsinki; Bulgarie, Sofia; Canada, Edmonton	333 / 18 1700 / 44 10559 / 25	703 / 16 3676 / 28 2210 / 36	1167 / 21 1308 / 29 3125 / 45	Niemelä <i>et al.</i> , 2002
			Densité / richesse spécifique	Japon, Hiroshima	287 / 13	458 / 21	882 / 23	Ishitani <i>et al.</i> , 2003
			Densité / richesse spécifique	Finlande, Helsinki	333 / 38	703 / 37	1167 / 44	Venn <i>et al.</i> , 2003
			Densité / richesse spécifique	Hongrie, Debrecen	477 / 43	457 / 26	1206 / 25	Magura <i>et al.</i> , 2004
			Densité / richesse spécifique	Allemagne, Berlin	250 / 32	460 / 24	209 / 23	Deischel, 2006
			Densité / richesse spécifique	Angleterre, Birmingham	3737 / 24	4130 / 26	2781 / 23	Sadler <i>et al.</i> , 2006
			Densité / richesse spécifique	Roumanie, Sfântu Gheorghe	300 / 25	2352 / 22	999 / 19	Máthé et Balázs, 2006
			Densité / richesse spécifique	Danemark, Sorø	4394 / 37	1670 / 24	4255 / 25	Elek et Lövei, 2005
			Densité / richesse spécifique	Belgique, Bruxelles	4502 / 31	3547 / 31	4047 / 36	Gaublomme <i>et al.</i> , 2008
	Araignées		Densité / richesse spécifique	Hongrie, Debrecen	176 / 15	88 / 8	145 / 6	Magura <i>et al.</i> , 2010b
			Densité / richesse spécifique	Hongrie, Debrecen	1802 / 46	1636 / 46	1521 / 40	Horváth <i>et al.</i> , 2012
			Densité / richesse spécifique	Danemark, Sorø	1098 / 47	1025 / 45	925 / 46	Horváth <i>et al.</i> , 2014
			Densité / richesse spécifique	Hongrie, Szeged	79 / 19	192 / 24	148 / 23	Tajthi <i>et al.</i> , 2017
			Densité / richesse spécifique	Hongrie, Debrecen	169 / 36	151 / 25	165 / 35	Nagy <i>et al.</i> , 2018
	Densité / richesse spécifique	Argentine, Córdoba	356 / 59	521 / 78	501 / 83	Argañaraz <i>et al.</i> , 2018		

niveaux d'urbanisation intermédiaires (Vergnes *et al.*, 2014). Ces résultats suggèrent que l'urbanisation, et en particulier l'agencement spatial de la mosaïque urbaine, agirait comme un filtre qui exclurait des espèces, notamment au travers de l'isolement géographique limitant les flux de populations ou/et de la fragmentation des habitats qui réduit la surface disponible pour les arthropodes (Magura *et al.*, 2004). Dans certains cas, des flux

d'espèces exogènes généralistes peuvent toutefois se produire, permettant ainsi un maintien du nombre d'espèces le long du gradient (Alarukka *et al.*, 2002).

Pour évaluer l'impact des différents modes d'occupation urbaine, il convient de distinguer les macroarthropodes des microarthropodes puisque ces deux groupes répondent différemment. Les macroarthropodes sont particulièrement abondants

et diversifiés dans les forêts et les friches urbaines. Ceci peut s'expliquer par la complexité des habitats générée par l'importante diversité végétale (Magura *et al.*, 2010; Do *et al.*, 2014), mais aussi par la diminution des perturbations anthropiques dans ces milieux. L'abondance des arthropodes apparaît plus importante dans les jardins urbains par rapport aux parcs urbains, notamment en réponse aux différences de pratiques de fertilisation, d'irrigation et de diversification du couvert végétal entre ces deux modes d'occupation (Philpott *et al.*, 2014; Otoshi *et al.*, 2015). Cependant, la diversité de ces organismes est plus importante dans les parcs urbains, probablement en raison de la plus grande stabilité de ces milieux (Philpott *et al.*, 2014). Les toits végétalisés, majoritairement de type extensif, ne semblent pas favorables au développement des macroarthropodes, tant en termes de densité (une baisse de l'ordre de 50 % en comparaison des parcs urbains a été constatée à New York (McIvor et Lundholm 2011)), que de diversité (Braaker *et al.*, 2014). La diversité végétale réduite au niveau de ces surfaces pourrait expliquer les faibles niveaux de colonisation observés. Enfin les pelouses situées en bordure d'axes routiers et dans les zones résidentielles représentent les milieux les moins riches en termes d'abondance et de diversité de macroarthropodes (e.g. Varet *et al.*, 2014; Devigne *et al.*, 2016), en raison notamment de niveaux de pollution (e.g. métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)) et de compaction généralement élevés.

Concernant les microarthropodes, et plus précisément les collemboles, c'est au niveau des toitures végétalisées que sont observés les plus hauts niveaux d'abondance et de diversité en milieu urbain, bien que variables en fonction des substrats et types de toitures (e.g. $19 \cdot 10^3$ ind/m² et 6 espèces différentes pour Rumble et Gange, 2013 et entre 37 et $51 \cdot 10^3$ ind/m² et 30 espèces différentes pour Joimel *et al.*, 2018). Les fortes abondances observées sur les toits végétalisés pourraient être dues à l'absence de lombrics et à la faible abondance de macroarthropodes prédateurs (i.e. carabes, araignées; Rumble et Gange, 2013), mais aussi à la dispersion « passive » à travers les airs et à l'apport de collemboles par les amendements et la plantation de végétaux sur ces structures (Joimel *et al.*, 2018).

Les parcs urbains présentent également des valeurs d'abondance et de diversité élevées (en moyenne $20 \cdot 10^3$ ind/m² et 22 espèces différentes; Fiera, 2009; Santorufo *et al.*, 2014; Rzeszowski et Sterzyńska, 2016). Bien que légèrement inférieures, l'abondance et la diversité de microarthropodes observées dans des jardins urbains à l'échelle du territoire français restent comparables aux valeurs recensées dans les parcs urbains (en moyenne $18 \cdot 10^3$ ind/m² et 21 espèces différentes; Joimel *et al.*, 2017). Les pelouses bordant des axes routiers très fréquentés abritent quant à elles des communautés de collemboles avec des abondances et des richesses plus faibles en réponse à l'augmentation des teneurs en métaux lourds par exemple ($3,5 \cdot 10^3$ ind/m² et 14 espèces différentes; Rzeszowski et Sterzyńska (2016)).

Les nématodes

Tout comme les lombrics, les nématodes ont été peu étudiés en termes d'abondance et de diversité le long de gradient urbain-rural. Li *et al.* (2011) rapportent dans leur étude une baisse de l'abondance totale des nématodes dans les sols ruraux par rapport aux sols urbains (tableau 1). Cette diminution de la densité totale en nématodes, observée dans d'autres travaux (Pouyat *et al.*, 1994; Sanchez-Moreno et Navas, 2007), est généralement interprétée comme une réponse à l'augmentation de la concentration en métaux lourds dans les sols urbains par rapport aux sols ruraux. Il convient toutefois d'être prudent sur ces conclusions car d'autres travaux rapportent des niveaux d'abondance totale équivalents entre sols urbains et sols ruraux (Park, 2009). Quoi qu'il en soit, tous les travaux s'accordent sur une chute de la densité des nématodes carnivores et omnivores (i.e. de haut niveau trophique) dans les sols urbains, ce qui est en accord avec les données de la littérature qui décrivent ces organismes comme étant les plus sensibles aux métaux lourds (Yeates *et al.*, 2003). Cette perturbation de la chaîne trophique se traduit dans les valeurs de l'indice de structure (SI) significativement plus faibles dans les sols urbains (45 vs. 75, Li *et al.*, 2011) qui rendent compte d'un milieu plus perturbé en contexte urbain (Georgieva *et al.*, 2002). Tout comme le SI, l'indice des voies de décomposition (IVD) (i.e. rapport nématodes fongivores/nématodes microbivores) est significativement plus faible en contexte urbain (Pouyat *et al.*, 1994; Pavao-Zuckerman et Coleman 2007; Park 2009), ce qui indique une décomposition de la matière organique principalement par voie bactérienne dans ces sols (Ferris *et al.*, 2001). Ceci ne semble toutefois pas modifier la disponibilité en nutriments et notamment en azote pour les organismes du sol si l'on s'en réfère à l'indice d'enrichissement (EI) qui présente des valeurs similaires entre les contextes urbain et rural (Pavao-Zuckerman et Coleman 2007; Park 2009; Li *et al.*, 2011).

Tout comme pour les lombrics et les arthropodes, les différents modes d'occupation urbaine impactent la diversité des communautés de nématodes. Les indices d'enrichissement et de structure des populations de nématodes indiquent que la stabilité du milieu augmente (valeur croissante du SI) selon un gradient allant des jardins aux forêts urbaines en passant par les friches urbaines et les parcs urbains (SI allant de 20 à 80) (Grewal *et al.*, 2011; Amossé *et al.*, 2016). A l'inverse, l'EI décroît selon ce gradient, passant de valeurs élevées, proches de 80 pour les jardins urbains, à des valeurs moyennes aux alentours de 50 pour les forêts urbaines (Li *et al.*, 2011; Reeves *et al.*, 2014). Cette synthèse des observations souligne l'effet bénéfique des pratiques de fertilisation qui favorisent la disponibilité en nutriments dans les sols de jardins, mais aussi l'effet négatif d'autres pratiques telles que le travail du sol qui impacte la stabilité du milieu, avec une récurrence très forte dans les jardins. Les sols de friches urbaines semblent être également très enrichis en nutriments, mais cependant plus stables que les jardins urbains même si, de par leur historique d'exploitation elles demeurent des milieux

plus perturbés que les parcs et les forêts urbaines (Sharma *et al.*, 2015). L'indice des voies de décomposition (IVD) est croissant selon le gradient évoqué plus haut, ce qui indique une décomposition de la matière organique principalement par voie fongique dans les sols sous forêts en contexte urbain (Pavao-Zuckerman et Coleman 2007; Li *et al.*, 2011).

Les microorganismes

En milieu urbain, la grande majorité des travaux sur les communautés microbiennes du sol porte sur l'étude de leur implication dans le fonctionnement biologique du sol, et notamment dans les transformations du cycle de l'azote (e.g. voir McDonnell *et al.*, 1997; Baxter *et al.*, 2002; Zhu et Carreiro 2004; Pavao-Zuckerman et Coleman 2005; Enloe *et al.*, 2015; Trammell *et al.*, 2017). L'objet de notre revue bibliographique étant d'évaluer l'impact de l'urbanisation sur l'abondance et la diversité des organismes du sol, nous ne détaillerons pas ici les conclusions de ces travaux. De même, nous ne considérerons que les travaux mettant en œuvre les approches moléculaires de caractérisation des acides nucléiques extraits du sol (*i.e.* ADN ou ARN) pour étudier la diversité des communautés microbiennes, ces approches étant les plus résolutes et prometteuses dans une optique de caractérisation et de suivi de la diversité de ces communautés dans les différents systèmes urbains (Mills *et al.*, 2017).

En comparaison des études sur le fonctionnement biologique, la bibliographie sur l'abondance et la diversité des communautés microbiennes du sol en milieu urbain est beaucoup plus pauvre et l'écologie de ces communautés reste donc encore mal connue. La majorité des études publiées porte sur des travaux réalisés aux Etats Unis, et plus précisément sur les systèmes urbains de la ville de New York (McGuire *et al.*, 2013; Ramirez *et al.*, 2014; Charlop-Powers *et al.*, 2016; Reese *et al.*, 2016; Gill *et al.*, 2017; Huot *et al.*, 2017), mais aussi sur des métropoles chinoises (Xu *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2015; Yan *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017). Dans ces travaux, les communautés bactériennes sont systématiquement prises en compte, contrairement aux communautés de champignons qui n'ont été que très peu caractérisées (McGuire *et al.*, 2013; Ramirez *et al.*, 2014; Reese *et al.*, 2016, Hui *et al.*, 2017).

Les données disponibles montrent que la biomasse microbienne est généralement plus faible dans les sols urbains par rapport aux sols ruraux (Zhu et Carreiro 2004; Yuangen *et al.*, 2006; Rai *et al.*, 2018) (*tableau 1*), probablement en raison de niveaux importants de perturbation de la texture et de la compaction du sol. Certains travaux rapportent également une baisse de la diversité bactérienne dans les systèmes urbains par rapport aux systèmes ruraux (Huot *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017; Parajuli *et al.*, 2018), mais d'autres n'observent pas de telles tendances (Reese *et al.*, 2016) (*tableau 1*). Toutes les études s'accordent toutefois sur le fait que l'urbanisation entraîne une modification de la composition des communautés. Si les groupes bactériens

dominants (*i.e.* phyla) sont similaires à ceux décrits dans les sols ruraux (Huot *et al.*, 2017, Ramirez *et al.*, 2014), l'abondance relative de ces groupes au sein de la communauté est modifiée par l'urbanisation et les pratiques de gestion des différents espaces urbains (e.g. Xu *et al.*, 2014; Yan *et al.*, 2016; Reese *et al.*, 2016). Comme généralement observé en milieu rural les propriétés physicochimiques du sol, et plus particulièrement le pH (Ramirez *et al.*, 2014; Yan *et al.*, 2016, Huot *et al.*, 2017; Hui *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017), ressortent de façon récurrente comme les principaux facteurs déterminant la diversité des communautés microbiennes en milieu urbain. En comparaison, l'urbanisation en tant que telle n'apparaît pas comme le déterminant principal de la diversité des communautés (Xu *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2016; Yan *et al.*, 2016). De même, la diversité du couvert végétal ne semble pas être un déterminant fort de la diversité microbienne du sol, que ce soit en milieu de parcs urbains ou de toitures végétalisées (McGuire *et al.*, 2013; Ramirez *et al.*, 2014). Les variations du microclimat ne semblent pas non plus influencer significativement la diversité des communautés à l'échelle d'une métropole (Ramirez *et al.*, 2014). Toutefois, une étude comparant 16 villes distribuées sur l'ensemble du territoire chinois montre qu'il peut contribuer au déterminisme de la diversité microbienne observée entre les parcs des différentes métropoles (Xu *et al.*, 2013).

Comme exposé dans les sections précédentes, les différents modes d'occupation urbaine impactent également la diversité des communautés de microorganismes du sol. Ramirez *et al.* (2014) rapportent ainsi une augmentation de la fréquence de populations potentiellement pathogènes dans le sol de Central Park, sans doute notamment en raison de la forte fréquentation des parcs ou encore de l'intensité et la récurrence des pressions anthropiques et des perturbations auxquels sont soumis ces espaces au cours de leur histoire (Abawi et Widmer, 2000). Des travaux comparant les communautés bactériennes entre des noues, des parcs et des pieds d'arbres du quartier du Bronx (NY, USA) (Gill *et al.*, 2017) montrent une augmentation de la diversité de ces communautés dans les sols construits (*i.e.* noues) par rapport aux parcs et pieds d'arbres. Ils mettent aussi en évidence une augmentation de la fonctionnalité de ces communautés (*i.e.* augmentation de gènes impliqués dans la dégradation de polluants, dans les transformations des cycles biogéochimiques...), probablement en réponse aux fortes concentrations d'éléments polluants. En termes d'ingénierie, ces résultats illustrent la possibilité d'orienter les communautés via la construction de structures/matrices qui peuvent stimuler la diversité microbienne et le développement de populations porteuses de fonctions d'intérêt pour les villes durables (dépollution, recyclage des nutriments...). Les substrats de toitures végétalisées, bien que souvent très artificiels, représentent également un habitat pour les communautés microbiennes (McGuire *et al.*, 2013). Ainsi, des travaux réalisés sur un réseau de toitures de la ville de New York montrent que ces substrats abritent d'importants niveaux de biomasse microbienne, toute-

fois inférieurs à ceux mesurés dans différents parcs de la même ville (McGuire *et al.*, 2013). Ils servent également d'habitat à une importante diversité de populations de champignons connues pour leurs aptitudes à survivre dans des environnements pollués et très perturbés (McGuire *et al.*, 2013), ce qui illustre l'écologie spécifique des communautés microbiennes se développant dans ces milieux fortement anthropisés.

QUELS SONT LES OUTILS DISPONIBLES POUR CARACTÉRISER LA BIODIVERSITÉ DES SOLS URBAINS

Bien que tous les groupes d'organismes soient reconnus comme étant des bioindicateurs de la qualité biologique des sols en contexte urbain (notamment pour évaluer l'impact de niveaux contaminations des sols en métaux lourds par exemple; e.g. Vers de terre: Nannoni et Protano, 2016; Arthropodes: Jones et Leather, 2012; Nématodes; Li *et al.*, 2011; Microorganismes: Hartley *et al.*, 2008), il n'existe pas encore de consensus et de standardisation des méthodes et protocoles à mettre en place pour évaluer leur dynamique. Néanmoins, certaines approches comme les méthodes de piégeages in situ utilisées pour l'échantillonnage des arthropodes (*i.e.* piège Barber) sont facilement transposables et largement utilisées à l'échelle de la planète dans des contextes urbains et ruraux (e.g. Magura *et al.*, 2010; <http://ephytia.inra.fr/fr/P/165/jardibiodiv>). Ces approches nécessitent peu de moyens financiers et humains, ce qui les rend attractives et opérationnelles. Le nombre d'individus et d'espèces d'arthropodes capturés dépendant de l'effort d'échantillonnage (*i.e.* nombre de pièges, durée de la capture), il est donc nécessaire de standardiser cette approche et d'avoir accès à cette information pour comparer de façon statistique les données obtenues et en déduire des tendances robustes.

De façon similaire, les méthodes déployées sur le terrain pour l'échantillonnage des vers de terre (*i.e.* protocole moutarde, test bêche) sont simples et peu coûteuses à mettre en place (voir: <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/>). Dans ce sens, l'échantillonnage de la macro et mésofaune peut être effectué de manière participative: « *Entre 2011 et 2016, l'OPVT (Observatoire Participatif des Vers de Terre) nous a permis de réaliser 4600 observations grâce aux participants dans tous les milieux à l'échelle nationale* » (Daniel Cluzeau, Université de Rennes, France). Cependant, la détermination fine des espèces taxonomiques et écologiques reste du ressort des experts.

Pour la microfaune et plus particulièrement les nématodes, les méthodes d'analyse déployées et les indices calculés dans les sols urbains (e.g. Knight *et al.*, 2013) sont les mêmes que ceux classiquement utilisés en contexte agricole ou naturel (Ferris *et al.*, 2001). Bien que l'identification des familles ou des genres de nématodes au laboratoire reste réservée à des experts, le prélè-

vement des individus semble quant à lui pouvoir être aussi effectué de manière participative.

Historiquement, l'étude des microorganismes du sol en contexte urbain se fait majoritairement sur la base de leur implication dans le fonctionnement biologique du sol (e.g. minéralisation de l'azote et nitrification) ou par la quantification de la biomasse microbienne *via* la technique de fumigation extraction (Vance *et al.*, 1987; Enloe *et al.*, 2015). Toutefois, depuis les années 2000 et l'avènement de la microbiologie moléculaire, de nouveaux outils, basés sur l'extraction et la caractérisation de l'ADN microbien des sols, sont disponibles pour appréhender l'abondance et la diversité microbienne des sols (Bouchez *et al.*, 2016). Même si ces techniques sont relativement récentes dans le monde de la recherche, elles sont appliquées sur les sols naturels ou agricoles depuis la fin des années 1990 (Ranjard *et al.*, 2000) et ont un potentiel analytique très fort en termes de standardisation, de débit et au final de coût de l'analyse. Toutefois, au niveau des sols urbains seulement une vingtaine d'études ont été menées sur les sols urbains ce qui démontre un manque d'appropriation de ces approches en contexte urbain.

Le bilan sur les outils techniques de caractérisation de l'abondance et de la diversité des organismes du sol en contexte urbain montre l'existence de techniques d'échantillonnage et d'analyses robustes mais qui manquent toutefois de standardisation et de consensus dans leur utilisation. De plus, deux points critiques sont à mettre en évidence:

- le manque de transfert des outils modernes issus de la recherche et relevant de la biologie moléculaire pour l'étude des communautés biologiques dans les sols urbains,
- le manque de référentiels d'interprétation pour tous les organismes des sols urbains, ce qui limite aujourd'hui la possibilité d'émettre un diagnostic robuste de leur qualité biologique.

Dans ce contexte, il faut donc que les acteurs de la recherche investissent plus sur la production de connaissances sur la biodiversité des sols urbains, à l'image de ce qui a été fait sur les sols agricoles ou naturels. Ceci est nécessaire pour transférer et valider l'utilisation des outils modernes disponibles pour la caractérisation des communautés biologiques dans les sols urbains. Cet effort est indispensable pour améliorer nos capacités à délivrer un diagnostic robuste de la qualité biologique de ces sols, sur lequel pourra se développer un conseil éclairé en termes d'aménagements urbains pour des villes durables.

COMMENT MIEUX INTÉGRER LA BIODIVERSITÉ DES SOLS DANS LA TRANSITION VERS DES VILLES DURABLES ?

Une enquête menée en 2017 à l'échelle de la France métropolitaine auprès de 7000 personnes (réseau de l'association Plante&Cité, <https://www.plante-et-cite.fr>) et ciblant les différents types d'acteurs de l'aménagement urbain (bureau d'étude, architecte, collectivités/municipalités, paysagiste, fournisseur de produits, établissement de formation, jardiniers privés et amateurs...) montre que le sol est unanimement perçu comme un enjeu environnemental primordial et un bras de levier pour limiter l'empreinte environnementale de la ville. Toutefois, l'enquête révèle aussi qu'il représente encore un enjeu d'ordre secondaire dans les politiques d'aménagements urbains. Ceci résulte essentiellement d'une méconnaissance scientifique et technique de cet écosystème par les acteurs du développement urbain. En réponse à cette méconnaissance autour de cette thématique naissante, un consensus émerge entre toutes les cibles sur la nécessité de communiquer, et ce dans un triple objectif : pédagogique (sensibilisation de tous les acteurs), opérationnel (comment mettre en œuvre) et politique (volonté de s'engager, notamment financièrement).

Cette revue souligne un paradoxe actuel entre l'émergence d'un besoin face à une méconnaissance importante de la qualité biologique des sols urbains. Il apparaît donc nécessaire de favoriser la communication entre les parties prenantes scientifiques et professionnelles en premier lieu, pour ensuite réussir à synchroniser tous les acteurs sur une thématique commune. Dans ce sens, une démarche pertinente serait la mise en place d'un projet participatif co-construit entre scientifiques, experts de la biologie des sols, et acteurs de l'aménagement urbain. Bien que la recherche mette en avant des effets contrastés de l'urbanisation sur les populations d'organismes vivants, l'impact de pratiques de gestion apparaît quant à lui plus limpide. Il convient donc d'assurer le transfert et le partage des pratiques les plus « durables », au cours notamment de journées de formation ou d'animation, de manière à sensibiliser les acteurs de l'aménagement urbain, et plus généralement les citoyens, à l'importance de la biologie du sol, mais aussi *in fine* à valoriser certaines pratiques et à en impulser d'autres. Ces formations devraient ainsi permettre de lever la méconnaissance et les incompréhensions liées à la thématique de la qualité biologique des sols urbains. Elles devraient aussi permettre aux chercheurs de collecter un nombre plus important de données précises et robustes *via* l'amélioration de la connaissance des organismes du sol par les personnes contribuant réseau d'observations participatif.

Pour répondre au besoin opérationnel formulé par les acteurs de l'aménagement urbain, il est nécessaire de standardiser certains outils, notamment les outils de biologie moléculaire pour

le moment réservés au monde de la recherche, afin de mettre en place un tableau de bord d'indicateurs éprouvés techniquement et scientifiquement pour permettre un diagnostic robuste de la qualité biologique des sols urbains. De plus, ces outils devront être accompagnés de préconisations, de manière à proposer une approche opérationnelle et concrète. Pour ce faire, l'acquisition de connaissances et la construction de référentiels sont nécessaires de manière à évaluer la qualité biologique des sols urbains par et pour les acteurs professionnels de l'aménagement urbain. La mise en place d'un tel projet participatif passera obligatoirement par l'engagement des parties prenantes scientifiques et professionnelles. Enfin elle est également conditionnée par un engagement en termes de moyens financiers et humains des métropoles et des acteurs professionnels.

BIBLIOGRAPHIE

- Abawi G.S. et Widmer T.L., 2000 - Impact of soil health management practices on soil borne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops. *Applied Soil Ecology*, 15, pp. 37-47.
- Alberti M., 2015 - Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, pp. 114-26.
- Alaruikka D., Kotze D.J., Matveinen K. et Niemelä J., 2002 - Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban-rural gradient in southern Finland. *Journal of Insect Conservation*, 6, pp. 195-206.
- Amossé J., Dózsa-Farkas K., Boros G., Rochat G., Sandoz G., Fournier B. et Le Bayon R.C., 2016 - Patterns of earthworm, enchytraeid and nematode diversity and community structure in urban soils of different ages. *European Journal of Soil Biology*, 73, pp. 46-58.
- Argañaraz, C. I., Rubio, G. D. et Gleiser, R. M., 2018 - Spider communities in urban green patches and their relation to local and landscape traits. *Biodiversity and Conservation*, 27, pp. 981-1009.
- Baize D. et Girard M.C., 2008 - Référentiel pédologique 2008. Quae, 6-26p.
- Barles, Breyse D., Guillaume A., Leyval C., 1999. *Le Sol urbain*. Collection VILLES, 131. 11. 137. 185. 16p.
- Baxter J.W., Pickett S.T., Dighton J. et Carreiro, M.M., 2002 - Nitrogen and phosphorus availability in oak forest stands exposed to contrasting anthropogenic impacts. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, pp. 623-633.
- Béchet B., Carré F., Florentin L., Leyval C., Montanarella L., Morel J.L., Raimbault G., Rodriguez F., Rossignol J.P. et Schwartz C., 2009 - Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains. In: Cheverry C. et Gascuel C. (Eds.), *Sous les pavés la terre*, Omniscience, Montreuil, pp. 45-74.
- Blanchart A., Sere G., Chérel J., Warot G., Stas M., Consales J.N. et Schwartz C., 2017 - Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain - une revue. *Environnement Urbain / Urban Environment*, 11, URL: <http://eue.revues.org/1809>.
- Bolund P. et Hunhammar S., 1999 - Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29, pp. 293-301.
- Bouchez T., Blioux A.L., Dequiedt S., Domaizon I., Dufresne A., Ferreira S., Godon J.J., Hellal J., Joulain C., Quaiser A., Martin-Laurent F., Mauffret A., Monier J.M., Peyret P., Schmitt-Koplin P., Sibourg O., D'oiron E., Bispo A., Deportes I., Grand C., Cuny P., Maron P.A. et Ranjard L., 2016 - Molecular microbiology methods for environmental diagnosis. *Environmental Chemistry Letters*, 14, pp. 423-441.
- Braaker S., Ghazoul J., Obrist M.K. et Moretti M., 2014 - Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology*, 95, pp. 1010-1021.

- Bullock P. et Gregory, P.J., 1991 - Soils in the urban environment. Bullock P. et Gregory, P.J. Eds., *In Soils: a neglected resource in urban areas*, pp. 1-4.
- Charlop-Powers Z., Pregitzer C.C., Lemetre C., Ternei M.A., Maniko J., Hovner B.M., Calle P.Y., McGuire K.L., Garbarino J., Forgione H.M., Charlop-Powers S. et Brady S.F., 2016 - Urban park soil microbiomes are a rich reservoir of natural product biosynthetic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113, pp. 14811-14816.
- Chen F., Fahey T.J., Yu M., et Gan L., 2010 - Key nitrogen cycling processes in pine plantations along a short urban-rural gradient in Nanchang, China. *Forest Ecology and Management*, 259, pp. 477-486
- Chevry C. et Gascuel, C., 2009 - Sous les pavés, la terre. *Ed. Omniscience*, 208 p.
- Clergeau P., 2007 - Une écologie du paysage urbain, Éditions Apogée, 136 p.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. et van den Belt, M., 1997 - The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253-260.
- Craul P.J., 1985 - A description of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture*, 11, pp. 330-339.
- Damas O. et Coulon A., - 2016 - Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine. Editions Le Moniteur, Antony, 336 p. (EAN: 9782281140965).
- Deichsel, R. 2006 - Species change in an urban setting ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. *Urban Ecosystems*, 9, pp. 161-178.
- De Groot R.S., Wilson M.A. et Boumans R. M., 2002 - A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, pp. 393-408.
- De Groot R.S., Alkenrade R., Braat L., Hein L. et Willems L., 2010 - Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, and decision making. *Ecological Complexity*, 7, pp. 260-272.
- De Kimpe C.R. et Morel J.L., 2000 - Urban soil management: A growing concern. *Soil Science*, 165, pp. 31-40.
- Do Y., Lineman M. et Joo, G.J., 2014 - Carabid beetles in green infrastructures: the importance of management practices for improving the biodiversity in a metropolitan city. *Urban ecosystems*, 17, pp. 661-673.
- Devigne C., Mouchon P. et Vanhee B., 2016 - Impact of soil compaction on soil biodiversity - does it matter in urban context?. *Urban Ecosystems*, 19, pp. 1163-1178.
- Eglin T., Blanchart E., Berthelin J., Stéphane C., Grolleau G., Lavelle P., Richaume-Jolion A., Bardy M. et Bispo A., 2010 - La vie cachée des sols, Paris, MEEDDM (Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer)
- Elek, Z. et Lövei, G.L. 2005 - Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanization gradient near Sorø, Zealand, Denmark. *Entomologiske Meddelelser*, 73, pp. 115-121.
- Enloe, H.A., Lockaby, B.G., Zipperer, W.C. et Somers G.L., 2015 - Urbanization effects on soil nitrogen transformations and microbial biomass in the subtropics. *Urban Ecosystems*, 18, pp. 963-976.
- FAO, 2016 - Benefits of urban trees. *Forest Assessment, Management and Conservation Division*, FAO, 1 p.
- Ferris H., Bongers T. et De Goede R.G.M., 2001 - A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied soil ecology*, 18, pp. 13-29.
- Fiera C., 2009 - Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44, pp. 868-873.
- Folke C., Jansson A. et Larsson J., 1997 - Ecosystem appropriation by cities. *Ambio*, 27, pp. 569-77.
- Forman R.T., 1995 - Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10, pp. 133-142.
- Francini, G., Hui, N., Jumpponen, A., Kotze, D.J., Romantschuk, M., Allen, J. A. et Setälä, H., 2018 - Soil biota in boreal urban greenspace: Responses to plant type and age. *Soil Biology and Biochemistry*, 118, pp. 145-155.
- Gardiner M.M., Burkman C.E. et Prajzner S.P., 2013 - The value of urban vacant land to support arthropod biodiversity and ecosystem services. *Environmental entomology*, 42, pp. 1123-1136.
- Gaublomme, E., Hendrickx, F., Dhuyvetter, H., et Desender, K. 2008 - The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological conservation*, 141, pp. 2585-2596.
- Georgieva S.S., McGrath S.P., Hooper D.J. et Chambers B.S., 2002 - Nematode communities under stress: the long-term effects of heavy metals in soil treated with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 20, pp. 27-42.
- Gill A.S., Lee A. et McGuire K.L., 2017 - Phylogenetic and Functional Diversity of Total (DNA) and Expressed (RNA) Bacterial Communities in Urban Green Infrastructure Bioswale Soils. *Appl. Environmental Microbiology*, 83, e00287-17.
- Girard M.C., Walter C., Remy J.C., Berthelin J. et Morel J.L., 2005 - Sols et environnement. *Dunod*, 776 p.
- Grewal S.S., Cheng Z., Masih S., Wolboldt M., Huda N., Knight A. et Grewal, P.S., 2011 - An assessment of soil nematode food webs and nutrient pools in community gardens and vacant lots in two post-industrial American cities. *Urban Ecosystems*, 14, pp. 181-194.
- Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X. et Briggs J.M., 2008 - Global change and the ecology of cities. *Science*, 319, pp. 756-60.
- Groffman, P.M., Cadenasso, M.L., Cavender-Bares, J., Childers, D.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., Hobbie, S.E., Hutyra, L.R., Darrel-Jenerette, G., McPhearson, T., Pataki, D.E., Pickett, S.T.A., Pouyat, R.V., Rosi-Marshall, E. et Rudell, B.L., 2017 - Moving towards a new urban systems science. *Ecosystems*, 20, pp 38-43.
- Hartley W., Uffindell L., Plumb A., Rawlinson H.A., Putwain P. et Dickinson, N.M., 2008 - Assessing biological indicators for remediated anthropogenic urban soils. *Science of the Total Environment*, 405, pp. 358-369.
- Horváth R., Magura T. et Tóthmérész B., 2012 - Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural-urban gradient in a lowland forest in Hungary. *Ecological research*, 27, pp. 1069-1077.
- Horvath R., Elek Z. et Lövei G.L., 2014 - Compositional changes in spider (Araneae) assemblages along an urbanisation gradient near a Danish town. *Bulletin of Insectology*, 67, pp. 255-264.
- Hui, N., Jumpponen, A., Francini, G., Kotze, D.J., Liu, X., Romantschuk, M., Strømmer R. et Setälä, H., 2017 - Soil microbial communities are shaped by vegetation type and park age in cities under cold climate. *Environmental microbiology*, 19, pp. 1281-1295.
- Huot H., Joyner J., Córdoba A., Shaw R.K., Wilson M.A., Walker R., Muth T.R. et Cheng Z., 2017 - Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities. *Journal of Soils and Sediments*, 17, pp 393-407.
- Ishitani, M., Kotze, D.J. et Niemelä, J. 2003 - Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography*, 26, pp. 481-489.
- Jeffery S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marmo L., Miko L., Ritz K., Peres G. et van der Putten W.H., 2010 - *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Jones A., Jeffery S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marmo L., Miko L., Ritz K., Peres G., Römbke J. et van der Putten W., 2010 - *European atlas of soil biodiversity*.
- Joimel S., Schwartz C., Hedde M., Kiyota S., Krogh P.H., Nahmani J. et Cortet J., 2017 - Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality

- than expected from physicochemical quality. *Science of the Total Environment*, 584, pp. 614-621.
- Joimel, S., Grard, B., Auclerc, A., Hedde, M., Le Doaré, N., Salmon, S., et Chenu, C., 2018. Are Collembola "flying" onto green roofs?. *Ecological Engineering*, 111, pp. 117-124.
- Jones E.L. et Leather, S.R., 2012 - Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology*, 109, pp. 463-478.
- Kaye J.P., Groffman, P.M., Grimm, N.B., Baker, L. et Pouyat R.V., 2006 - A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology et Evolution*, 21, pp. 192-199.
- Knight A., Cheng Z., Grewal S.S., Islam K.R., Kleinhenz, M.D. et Grewal P.S., 2013 - Soil health as a predictor of lettuce productivity and quality: A case study of urban vacant lots. *Urban Ecosystems*, 16, pp. 637-656.
- Koc, C.B., Osmond, P. et Peters A., 2017 - Towards a comprehensive green infrastructure typology: a systematic review of approaches, methods and typologies. *Urban Ecosystems*, 20, pp. 15-35.
- Kutovaya O.V., Zamotaev, I.V. et Belobrov, V.P., 2014 - Communities of microorganisms and invertebrates in soil-like bodies of soccer fields in Moscow oblast. *Eurasian Soil Science*, 47, pp. 1107-1115.
- Lehman A., 2006 - "Technosols and other proposals on urban soils" for the WRB (World Reference Base for Soil Resources)." *International Agrophysics*, 20, pp. 129-134.
- Li Q., Zhong S., Li F., Lou Y. et Liang, W., 2011 - Nematode community structure as bioindicator of soil heavy metal pollution along an urban rural gradient in southern Shenyang, China. *International Journal of Environment and Pollution*, 45, pp. 297-309.
- Li X., Hou L., Liu M., Zheng Y., Li Y. et Lin X., 2015 - Abundance and diversity of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation bacteria in urban roadside soils in Shanghai. *Applied Microbiology and Biotechnology* 99, pp. 3639-3649.
- MacIvor J.S. et Lundholm J., 2011 - Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystems*, 14, pp. 225-241.
- Madre F., Vergnes A., Machon N., et Clergeau P., 2013 - A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, pp. 109-117.
- Magura T., Tóthmérés B. et Molnár T., 2004 - Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology*, 19, pp. 747-759.
- Magura T., Lövei G.L. et Tóthmérés, B., 2010a - Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages?. *Global Ecology and Biogeography*, 19, pp. 16-26.
- Magura, T., Horváth, R., et Tóthmérés, B. 2010b - Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology*, 25, pp. 621-629.
- Maron P.A., Mougél C. et Ranjard, L., 2011 - Soil microbial diversity: methodological strategy, spatial overview and functional interest. *Comptes Rendus Biologies*, 334, pp. 403-411.
- Máthé, I. et Balázs, E. 2006 - Investigation of the effects of human disturbance on ground beetles in Transylvania [in Hungarian]. *Állattani Közlemények*, 91, pp. 57-68.
- McDonnell M. et Pickett S., 1990 - Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71, pp. 1232-1237.
- McDonnell M.J., Pickett S.T.A., Groffman P., Bohlen P., Pouyat R.V., Zipperer W.C., Parmelee R.W., Carreiro M.M. et Medley K., 1997 - Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1, pp. 21-36.
- McDonnell M.J. et Hahs A.K., 2008 - The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23, pp. 1143-1155.
- McPhearson, P.T., 2011 - Toward a sustainable New York City: Greening through urban forest restoration. *In Sustainability in America's Cities* (pp. 181-203). Island Press/Center for Resource Economics.
- McGuire K.L., Payne S.G., Palmer M.I., Gillikin C.M., Keefe D., Kim S.J., Gedalovich S.M., Discenza J., Rangamannar R., Koshner J.A., Massmann A.L., Orazi G., Essene A., Leff J.W. et Fierer N., 2013 - Digging the New York City Skyline: soil fungal communities in green roofs and city parks. *PLoS One*. 2013; 8(3):e58020.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005 - *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*.
- Mills J.G., Weinstein P., Gellie N.J.C., Weyrich L.S., Lowe A.J. et Breed M.F., 2017 - Urban habitat restoration provides a human health benefit through microbiome rewilding: the Microbiome Rewilding Hypothesis. *Restoration Ecology*, 25, pp. 866-872.
- Molineux C.J., Connop S.P. et Gange A.C., 2014 - Manipulating soil microbial communities in extensive green roof substrates. *Science of the Total Environment*, 493, pp. 632-638.
- Morel, J.L., Florentin L. et Schwartz C., 1999 - Définition, diversité et fonctions des sols urbains. *Comptes rendus des séances de l'Académie d'Agriculture de France, Séance du 10 mars 1999 - Écopédologie urbaine*, pp. 141-152.
- Morel J.L., Chenu C. et Lorenz K., 2015 - Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15, pp. 1659-1666.
- Mummey D., Holben W., Six J. et Stahl P., 2006 - Spatial stratification of soil bacterial populations in aggregates of diverse soils. *Microbial Ecology*, 51, pp. 404-411.
- Nagy D.D., Magura T., Horváth R., Debnár Z. et Tóthmérés B., 2018 - Arthropod assemblages and functional responses along an urbanization gradient: a trait-based multi-taxa approach. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, pp. 157-168.
- Nannoni F. et Protano G., 2016 - Chemical and biological methods to evaluate the availability of heavy metals in soils of the Siena urban area (Italy). *Science of The Total Environment*, 568, pp. 1-10.
- Niemelä J., Kotze D.J., Venn S., Penev L., Stoyanov I., Spence J. et De Oca E.M., 2002 - Carabid beetle assemblages (*Coleoptera, Carabidae*) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology*, 17, pp. 387-401.
- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H., Dunnett N. et Rowe, B., 2007 - Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57, pp. 823-833.
- Otoshi M.D., Bichier P. et Philpott S.M., 2015 - Local and landscape correlates of spider activity density and species richness in Urban Gardens. *Environmental Entomology*, 44, pp. 1043-1051.
- Parajuli A., Grönroos M., Siter N., Puhakka R., Vari H.K., Roslund M.I., Jumpsponen A., Nurminen N., Laitinen O.H., Hyöty H., Rajaniemi J. et Sinkkonen A., 2018 - Urbanization reduces transfer of diverse environmental microbiota indoors. *Frontiers in Microbiology*, 9, doi: 10.3389/fmicb.2018.00084.
- Park S.J., 2009 - Anthropogenic influence of urban development on the soil nitrogen fixing bacteria, nematode community, and nutrient pools. *The Ohio State University*, 166 p.
- .Pataki D.E., Carreiro M.M., Cherrier J., Grulke N.E., Jennings V., Pincett S. et Zipperer W.C., 2011 - Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, pp. 27-36.
- Pavao-Zuckerman M.A. et Coleman D.C., 2005 - Decomposition of chestnut oak (*Quercus prinus*) leaves and nitrogen mineralization in an urban environment. *Biology and fertility of soils*, 41, pp. 343-349.
- Pavao-Zuckerman M.A. et Coleman D.C., 2007 - Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community. *Applied Soil Ecology*, 35, pp. 329-339.

- Philpott S.M., Cotton J., Bichier P., Friedrich R.L., Moorhead L.C., Uno S. et Valdez M., 2014 - Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, 17, pp. 513-532.
- Pižl V. et Josens G., 1995 - Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environmental Pollution*, 90, pp. 7-14.
- Pižl V., Schlaghamerský J. et Tříška J., 2009 - The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals on terrestrial annelids in urban soils. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44, pp. 1050-1055.
- Pollak L., 2006 - The landscape for urban reclamation-infrastructures for the every days pace that includes nature. *Lotus International*, 128, pp. 32-45.
- Pouyat R.V., Parmelee R.W. et Carreiro M.M., 1994 - Environmental effects of forest soil invertebrate and fungal densities in oak stands along an urban-rural land use gradient. *Pedobiologia*, 38, pp. 385-399.
- Pouyat R.V., McDonnell M.J., Pickett S.T.A., 1997 - Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land-use gradient. *Urban Ecosystems*, 1, pp. 117-131.
- Rai, P. K., Rai, A., et Singh, S. 2018 - Change in soil microbial biomass along a rural-urban gradient in Varanasi (UP, India). *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2, pp. 15-21.
- Ramirez K.S., Leff J.W., Barberán A., Bates S.T., Betley J., Crowther T.W., Kelly E.F., Oldfield E.E., Shaw E.A., Steenbock C., Bradford M.A., Wall D.H. et Fierer N., 2014 - Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York City's Central Park are similar to those observed globally. *Proc Biol Sci*. 281, 1795. pii: 20141988. doi: 10.1098/rspb.2014.1988.
- Ranjard L., Poly F. et Nazaret S., 2000 - Monitoring complex bacterial communities using culture-independent molecular techniques: application to soil environment. *Research in Microbiology*, 151, pp. 167-177.
- Reese A.T., Savage A., Youngsteadt E., McGuire K.L., Koling A., Watkins O., Frank S.D. et Dunn R.R., 2016 - Urban stress is associated with variation in microbial species composition-but not richness-in Manhattan. *ISME J*, 10 pp. 751-60.
- Reeves J., Cheng Z., Kovach J., Kleinhenz M.D. et Grewal, P.S., 2014 - Quantifying soil health and tomato crop productivity in urban community and market gardens. *Urban Ecosystems*, 17, pp. 221-238.
- Rossiter D.G., 2007 - Classification of urban and industrial soils in the world reference base for soils resources. *Journal of Soils and Sediments*, 7, pp. 96-100.
- Rota E., Caruso T., Migliorini M., Monaci F., Agamennone V., Biagini G. et Bargagli R., 2015 - Diversity and abundance of soil arthropods in urban and suburban holm oak stands. *Urban Ecosystems*, 18, pp. 715-728.
- Rumble H. et Gange, A.C., 2013 - Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. *Ecological Engineering*, 57, pp. 197-204.
- Rzeszowski K. et Sterzyńska M., 2016 - Changes through time in soil Collembola communities exposed to urbanization. *Urban Ecosystems*, 19, pp. 143-158.
- Sadler J.P., Small E.C., Fiszpan H., Telfer M.G., et Niemelä, J. 2006 - Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. *Journal of Biogeography*, 33, pp. 1126-1138.
- Sánchez-Moreno, S. et Navas A., 2007 - Nematode diversity and food web condition in heavy metal polluted soils in a river basin in southern Spain. *European Journal of Soil Biology*, 43, pp. 166-179.
- Santorufó L., Van Gestel C.A. et Maisto G., 2014 - Sampling season affects conclusions on soil arthropod community structure responses to metal pollution in Mediterranean urban soils. *Geoderma*, 226, pp. 47-53.
- Seto K.C., Dhakal S., Bigio A., Blanco H., Delgado G.C., Dewar D., Huang L., Inaba A., Kansal A., Lwasa S., McMahon J.E., Müller D.B., Murakami J., Nagendra H. et Ramaswami A., 2014 - Human Settlements, Infrastructure and Spatial Planning. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Edenhofer O., Pichs-Madruga R., Sokona Y., Farahani E., Kadner S., Seyboth K., Adler A., Baum I., Brunner S., Eickemeier P., Kriemann B., Savolainen J., Schlömer S., von Stechow C., Zwickel T. et Minx J.C. (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Sharma K., Cheng Z. et Grewal P.S., 2015 - Relationship between soil heavy metal contamination and soil food web health in vacant lots slated for urban agriculture in two post-industrial cities. *Urban Ecosystems*, 18, pp. 835-855.
- Schwartz C., Florentin L., Charpentier D. et Muzika, S., 2001 - Le pédologue en milieux industriels et urbains. *Etude et Gestion Des Sols*, 8, pp. 135-148.
- Schwartz C., 2013 - Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 15).
- Schwartz C., Séré G., Stas M., Blanchart A., Morel J.L. et Consales J.N., 2015 - Quelle ressource sol dans les villes pour quels services et quels aménagements?. *Innovations Agronomiques*, 45 pp. 1-11.
- Sharma K., Cheng Z. et Grewal P.S., 2015 - Relationship between soil heavy metal contamination and soil food web health in vacant lots slated for urban agriculture in two post-industrial cities. *Urban Ecosystems*, 18, pp. 835-855.
- Small E.C., Sadler J.P. et Telfer M.G., 2002 - Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. *Journal of Insect Conservation*, 6, pp. 233-246.
- Smetak K.M., Johnson-Maynard J.L. et Lloyd J.E., 2007 - Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. *Applied Soil Ecology*, 37, pp. 161-168.
- Steinberg D.A., Pouyat R.V., Parmelee R.W. et Groffman P.M., 1997 - Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, pp. 427-430.
- Szlavec K., Placella S.A., Pouyat R.V., Groffman P.M., Csuzdi C. et Yesilonis I., 2006 - Invasive earthworm species and nitrogen cycling in remnant forest patches. *Applied Soil Ecology*, 32, pp. 54-62.
- Swift M.J.S., Heal O.W. et Anderson J.M., 1979 - *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, London, UK, pp. 67-117.
- Tajthi, B., Horváth, R., Mizser, S., Nagy, D. D. et Tóthmérész, B. 2017 - Spider assemblages in floodplain forests along an urbanization gradient. *Community Ecology*, 18, pp. 311-318.
- Thompson B. et McLachlan S., 2007 - The effects of urbanization on ant communities and myrmecochory in Manitoba, Canada. *Urban Ecosystems*, 10, pp. 43-52.
- Trammell T.L.E., Tripler C.E., Carper S.C. et Carreiro M.M., 2017 - Potential nitrogen mineralization responses of urban and rural forest soils to elevated temperature in Louisville, KY. *Urban Ecosystems*, 20, pp 77-86.
- United Nations, 2015 - *World Urbanization Prospects: the 2014 Revision*, (ST/ESA/SER.A/366). Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2015.
- Vance E.D., Brooks P.C. et Jenkinson D.S., 1987 - An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19, pp. 703-707.
- Van Nuland M.E. et Whitlow W.L., 2014 - Temporal effects on biodiversity and composition of arthropod communities along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 17, pp. 1047-1060.
- Varet M, Burel F. et Pétillon J., 2014 - Can urban consolidation limit local biodiversity erosion? Responses from carabid beetle and spider assemblages in Western France. *Urban Ecosystems*, 17, pp. 123-137.
- Venn, S.J., Kotze, D. et Niemelä, J. 2003 - Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. *European Journal of Entomology*, 100, pp. 73-80.

- Vergnes A., Pellissier V., Lemperiere G., Rollard C. et Clergeau, P., 2014 - Urban densification causes the decline of ground dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation*, 23, pp. 1859-1877.
- Vergnes A., Blouin M., Muratet A., Lerch T.Z., Mendez-Millan M., Rouelle-Castrec M. et Dubs F., 2017 - Initial conditions during technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning*, 159, pp. 32-41.
- Wang H., Marshall C.W., Cheng M., Xu H., Li H., Yang X. et Zheng T., 2017 - Changes in land use driven by urbanization impact nitrogen cycling and the microbial community composition in soils. *Scientific Reports*, 7:44049. doi: 10.1038/srep44049.
- Xu H.J., Li S., Su J.Q., Nie S., Gibson V., Li H., Zhu Y.G., 2014 - Does urbanization shape bacterial community composition in urban park soils? A case study in 16 representative Chinese cities based on the pyrosequencing method. *FEMS Microbiology Ecology*, 87, pp. 182-92.
- Yan B., Li J., Xiao N., Qi Y., Fu G., Liu G. et Qiao M., 2016 - Urban-development-induced changes in the diversity and composition of the soil bacterial community in Beijing. *Scientific Reports*, 6:38811. doi: 10.1038/srep38811.
- Yeates, G.W., 2003 - Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. *Biology and Fertility of Soils*, 37, pp. 199-210.
- Yuangena Y., Campbell C.D., Clark L., Cameron C.M. et Paterson E., 2006 - Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere*, 63, pp. 1942-1952.
- Zhu, W.X. et Carreiro, M.M., 2004 - Variations of soluble organic nitrogen and microbial nitrogen in deciduous forest soils along an urban-rural gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, pp. 279-288.

Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture

E. Blanchart et J. Trap

Eco&Sols, Univ Montpellier, IRD, Institut Agro, CIRAD, INRAe, 2 Place Viala, 34060 Montpellier, France.

Contacts : eric.blanchart@ird.fr - jean.trap@ird.fr

RÉSUMÉ

Avec le développement de l'agroécologie, le sol prend une place importante dans la réflexion sur la mise en place de pratiques agricoles durables. Le sol est le siège de nombreux processus opérés par des organismes vivants agissant de façon interactive. Ces processus sont indispensables pour la durabilité des services rendus par les agrosystèmes. Dans le cadre de la transition agroécologique, il devient alors nécessaire et urgent de promouvoir ces processus écologiques, de les intensifier par des pratiques adaptées et partagées avec d'autres contraintes socio-économiques, et enfin, de pouvoir les évaluer. Dans un premier temps, nous rappelons les théories écologiques du fonctionnement des écosystèmes pour améliorer notre prise en compte du sol dans la transition agroécologique. Puis, nous décrivons le besoin d'améliorer notre connaissance de la relation entre biodiversité, processus, fonctions agrégées et services rendus par les agrosystèmes dans un contexte mondial où la biodiversité, y compris celle du sol, est menacée. Cette approche théorique est illustrée par quatre études menées en zone tropicale démontrant la possibilité d'intensifier les processus du sol pour résoudre un dysfonctionnement agronomique, suite à un examen scientifique rigoureux du fonctionnement de l'agrosystème. Enfin, nous rappelons le besoin de définir des indicateurs fonctionnels des sols basés sur les processus écologiques pour une évaluation appropriée de cette intensification. En conclusion, nous proposons un cadre méthodologique permettant d'optimiser les fonctions écologiques du sol pour une fourniture durable des services rendus par les agrosystèmes.

Mots clés

Intensification écologique, service agrosystémique, co-construction, indicateur de fonctionnement, biodiversité, durabilité.

Comment citer cet article :

Blanchart E. et Jean Trap J. - 2020 - Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture, *Etude et Gestion des Sols*, 27, 121-134

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

SUMMARY**INTENSIFY THE SOIL ECOLOGICAL FUNCTIONS FOR A SUSTAINABLE SUPPLY OF ECOSYSTEM SERVICES IN AGRICULTURE**

With the development of agroecology, soil plays an important role in the design of sustainable agricultural practices. The soils are the place of many processes operated by living organisms interacting with one another. They also provide much needed services provided by agrosystems and enable their sustainability. In the context of the agroecological transition, it becomes urgent to promote these ecological processes, to intensify them by appropriate practices considering the socio-economic constraints, and finally, to be able to measure them. First, we recall the ecological theories of the terrestrial ecosystem functioning to improve our consideration of the soil in the agroecological transition. Then, we describe the need to improve our knowledge of the relationships between biodiversity, processes, aggregated functions and agrosystem services in a global context where biodiversity, including the soil one, is highly threatened. This theoretical approach is illustrated by four studies conducted in the tropics demonstrating the possibility to intensify the soil processes and to solve an agronomic dysfunction. Finally, we highlight the need to define soil indicators based on ecological processes for an appropriate measurement of this intensification. In conclusion, we propose a methodological framework to optimize the ecological functions of the soil for a sustainable supply of services provided by agrosystems.

Key-words

Ecological intensification, agrosystem service, co-construction, indicator of functioning, biodiversity, sustainability.

RESUMEN**INTENSIFICAR LAS FUNCIONES ECOLÓGICAS DEL SUELO PARA OFRECER PERMANENTEMENTE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN AGRICULTURA**

Con el desarrollo de la agroecología, el suelo toma un lugar importante en la reflexión sobre la instauración de prácticas agrícolas sostenibles. El suelo es la sede de numerosos procesos efectuados por organismos vivos que actúan de manera interactiva. Estos procesos son indispensables para la sostenibilidad de los servicios prestados por los agrosistemas. En el marco de la transición agroecológica, se hace necesario e urgente de promover estos procesos ecológicos, de identificarlos por prácticas adaptadas y compartidas con otras limitaciones socio-económicas, y en fin, de poder evaluarlos. En primer lugar, recordamos las teorías ecológicas del funcionamiento de los ecosistemas para mejorar nuestra toma en cuenta del suelo en la transición agroecológica. Luego, describimos la necesidad de mejorar nuestro conocimiento de la relación entre biodiversidad, procesos, funciones agregadas y servicios prestados por los agrosistemas en un contexto mundial donde la biodiversidad, incluida la del suelo, está amenazada. Este enfoque teórico está ilustrado por cuatro estudios llevados en zona tropical que demuestran la posibilidad de intensificar los procesos del suelo para resolver un disfuncionamiento agronómico, tras un examen científico riguroso del funcionamiento del agrosistema. En fin, recordamos la necesidad de definir indicadores funcionales de los suelos basados sobre los procesos ecológicos para una evaluación apropiada de esta intensificación. En conclusión, proponemos un cuadro metodológico que permite optimizar las funciones ecológicas para la prestación sostenible de los servicios prestados por los agrosistemas.

Palabras clave

Intensificación ecológica, servicio agrosistémico, co-construcción, indicador de funcionamiento, biodiversidad, sostenibilidad.

La transition de l'agriculture conventionnelle vers des pratiques agroécologiques plus respectueuses de l'environnement prenant mieux en compte les attentes liées à la durabilité et au développement a fait l'objet de très nombreux écrits (Pretty *et al.*, 2010). Dans cette dynamique agroécologique, le sol occupe une place très particulière, en accord avec les nombreux services écosystémiques (production de nourriture, régulation des maladies, régulation de l'érosion, régulation du climat, etc.) qu'il fournit (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Keesstra *et al.*, 2016). L'un des pionniers de cette vision fut Basil Belsin, promoteur au début du 20^e siècle du terme « agroécologie » qu'il positionnait comme science de la conservation du sol, insistant sur l'importance des adaptations des plantes aux conditions du milieu (dans Doré et Bellon, 2019). La nécessité de la prise en compte des processus écologiques pour favoriser la durabilité des agrosystèmes (synonyme ici d'écosystèmes agricoles, Theron *et al.*, 2017) a été prônée assez tôt par Miguel Altieri (2004). Parmi les cinq principes que cet auteur propose, le sol est omniprésent à travers la biodiversité, le recyclage des nutriments, la croissance des plantes, les interactions biologiques bénéfiques et la promotion des processus écologiques-clé. De nombreux ouvrages insistent sur la nécessité de promouvoir la biodiversité du sol dans les systèmes cultivés, d'assumer la complexité écologique des systèmes et de s'appuyer sur les processus écologiques (Altieri, 1999; Van der Putten *et al.*, 2004; Barrios, 2007; Brussaard *et al.*, 2007; Kibblewhite *et al.*, 2008). Cette intensification écologique se définit comme une approche alternative à l'intensification conventionnelle, avec pour objectif de maintenir ou d'accroître les rendements tout en minimisant les impacts négatifs sur l'environnement (Doré *et al.*, 2011; Bommarco *et al.*, 2013). Dans le contexte actuel de la sixième crise massive d'extinction de la biodiversité, caractériser, comprendre et optimiser les fonctions biologiques des sols au sein des agrosystèmes est une nécessité (Dirzo *et al.*, 2014; Seibold *et al.*, 2019).

Dans ce présent article, nous réaffirmons ici le besoin d'optimiser les fonctions et les interactions biotiques dans les sols pour la mise en place de multiples services agrosystémiques (services écosystémiques principalement attendus/fournis par les agrosystèmes) et la durabilité des systèmes. Le premier chapitre rappellera le cadre théorique qui positionne la place du sol en écologie des écosystèmes et dans la gestion conventionnelle des agrosystèmes. Le second chapitre s'attachera aux relations entre biodiversité (organismes)- processus- fonctions- services (BPFS). Le troisième chapitre montrera, à travers quatre cas d'étude, qu'il est possible d'optimiser, selon une démarche scientifique, les interactions écologiques dans les sols. Enfin, un dernier chapitre nous amènera à discuter de la nécessité d'évaluer l'intensification écologique de pratiques agroécologiques.

En conclusion, nous présenterons un cadre méthodologique qui propose un ensemble d'étapes à suivre pour aboutir à l'intensification des processus écologiques des sols pour une agriculture durable.

LES SOLS DANS LA SPHÈRE AGROÉCOLOGIQUE

Agronomie, écologie des écosystèmes et biologie des sols

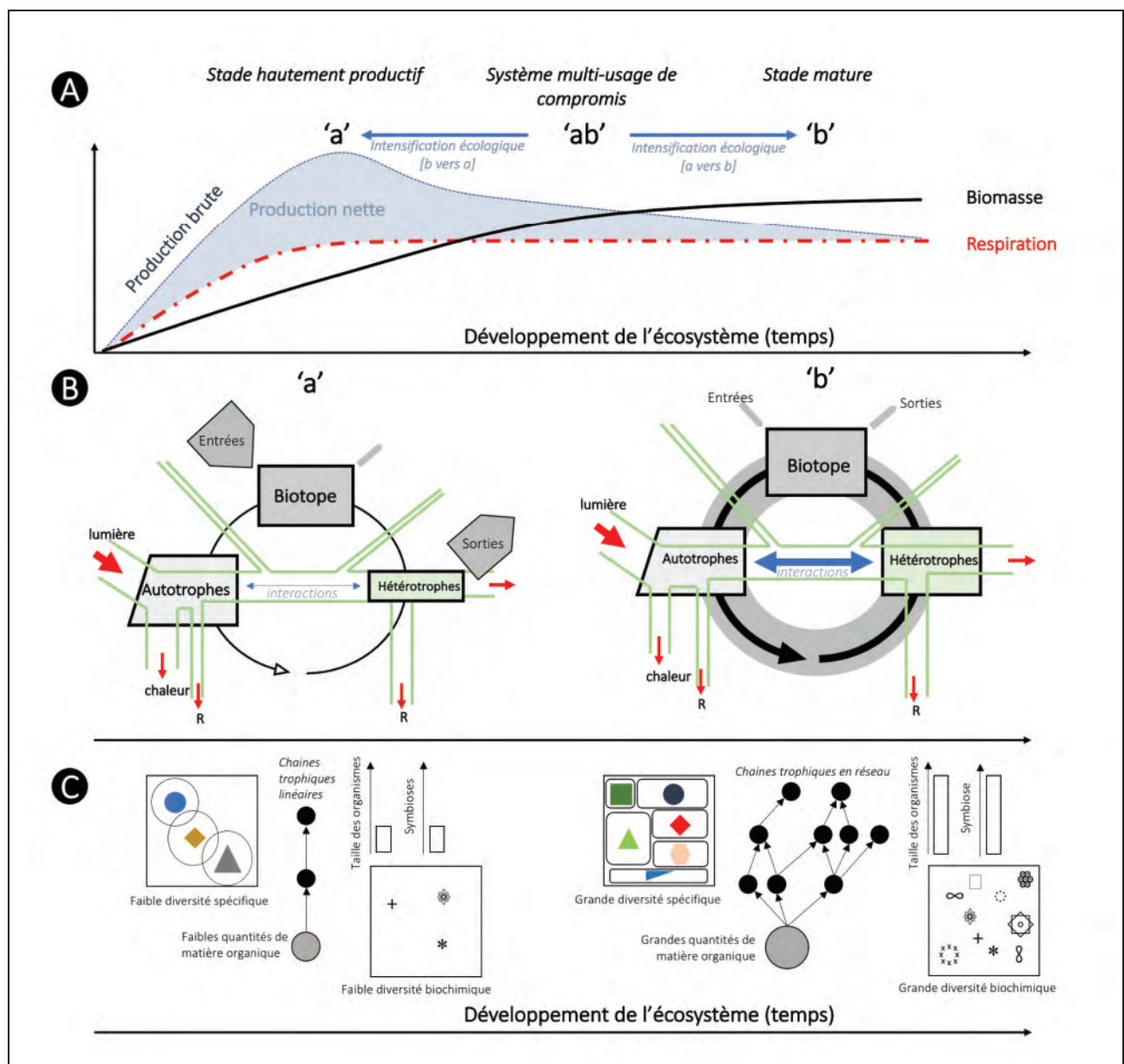
Dans le milieu du 20^e siècle, alors que l'agriculture productiviste se développe, l'écologie des écosystèmes et ses théories associées émergent. La théorie de la stratégie du développement des écosystèmes terrestres proposée par Eugene P. Odum en 1969 (Odum, 1969), au sein de laquelle les sols et leur biodiversité occupent une place majeure, décrit alors l'évolution au cours du temps des propriétés fonctionnelles des écosystèmes terrestres pas ou peu anthropisés. Ces propriétés, ou plus précisément « prédictions », ont été par la suite observées à de nombreuses reprises (Corman *et al.*, 2019). Brièvement, les stades pionniers laissent rapidement place aux stades les plus productifs, précoces donc, et transitoires, constitués d'espèces végétales à croissance rapide, puis à des stades matures à faible productivité composés d'espèces à croissance lente (*figure 1.A*). Bien que la littérature soit limitée, il est connu que la fertilité minérale du sol, la teneur en matières organiques et la composition taxonomique et fonctionnelle de la biodiversité édaphique évoluent également (Dequiedt *et al.*, 2020) (*figure 1.B*). Au cours de cette évolution, les interactions entre les organismes s'accroissent et la fermeture des cycles biogéochimiques se renforce (*figure 1.B*). De même, le réseau trophique se complexifie avec la présence accrue d'organismes hétérotrophes, la taille moyenne des organismes augmente, la complexité biochimique de la matière organique s'accroît, la voie énergétique fongique devient dominante et l'efficacité de prélèvement du carbone augmente (Maharning *et al.*, 2009; Morriën *et al.*, 2017; Corman *et al.*, 2019; Shelef *et al.*, 2019) (*figure 1.C*). L'ensemble des mécanismes écologiques impliqués dans ces successions écologiques épigées et souterraines (e.g. compétition, relations proie-prédateurs, exploitation des ressources, resserrement de niches) conduit inexorablement ces stades productifs vers des stades biostatiques (Oldeman, 1990) dont les propriétés fonctionnelles diffèrent donc nettement des stades initiaux (Corman *et al.*, 2019). Il apparaît donc que les règles écologiques imposent une opposition entre forte productivité transitoire et stabilité dynamique des écosystèmes naturels. Maintenir un écosystème terrestre hautement productif, c'est

donc s'opposer aux mécanismes écologiques successionnels. Pour lutter contre cette loi de la nature, il n'existe qu'une seule solution: injecter de l'énergie. Puisqu'une majorité des mécanismes écologiques impliqués dans les successions s'opèrent au sein des sols, la gestion des sols et l'injection

d'énergie au sein des sols en agronomie s'avèrent centrales dans l'objectif de maintenir une forte productivité (travail du sol, gestion des pathogènes et adventices par apport de pesticides, apports d'engrais minéraux ou organiques, etc.). La question de la durabilité de cette gestion se pose.

Figure 1 - Positionnement de l'intensification des processus des sols dans le cadre théorique du développement des écosystèmes terrestres, permettant de conjuguer productivité et durabilité. (A) Production de biomasse et respiration des écosystèmes terrestres se succédant au cours du temps. (B) Flux d'énergie et cycle de la matière pour les stades 'a' et 'b', R= respiration. (C) Propriétés biotiques des stades 'a' et 'b'. Modifié d'après Odum, 1969 ; Odum, 1993.

Figure 1 - Positioning intensification of soil processes in the theoretical framework of terrestrial ecosystem development., to combine productivity and sustainability. (A) Biomass production and respiration of terrestrial ecosystems succeeding one another over time. (B) Energy flow and cycle of matter for stages 'a' and 'b'. (C) Biotic properties of stages 'a' and 'b'. Adapted from Odum, 1969; Odum, 1993.



L'importance de l'intensification écologique des sols pour la durabilité de la fourniture des services rendus par les sols

L'énergie investie au sein des agrosystèmes permet donc de lutter temporairement contre l'ensemble des mécanismes écologiques qui conduirait inexorablement l'agrosystème vers un état de fonctionnement moins productif. Maintenir un apport énergétique continu ne suffit pas, néanmoins, pour atteindre les objectifs de production durable. Un apport continu, ou ponctuellement massif, d'énergie au sein de l'agrosystème peut durablement le perturber et favoriser des changements faibles ou drastiques des propriétés fonctionnelles de l'écosystème, pouvant conduire à d'importants « dysfonctionnements » sur le long terme (Reganold *et al.*, 1987 ; Pimentel, 2006). Ceci renvoie à la notion de résilience écologique des écosystèmes (Holling, 1996 ; Griffiths & Philippot, 2013). Par exemple, un usage excessif des fertilisants chimiques favorise une minéralisation accrue de la matière organique des sols, conduisant, entre autres, à une diminution de l'abondance relative de certaines souches mutualistes au profit de souches pathogènes (Johnson, 1993 ; Gryndler *et al.*, 2006). Ces pratiques, bien qu'initialement mises en place pour augmenter et maintenir la productivité des agrosystèmes, tendent à nuire à la durabilité de la fourniture des services agrosystémiques y compris celui de production. La stagnation des rendements de certaines grandes cultures (blé d'hiver, blé dur, orge, avoine, tournesol, vin) observées en Europe en témoigne (Schauberger *et al.*, 2018), alors que les rôles joués par les sols dans cette stagnation restent peu identifiés à l'exception de la baisse des teneurs en carbone (Brisson *et al.*, 2010). De ces constats, un changement radical de la gestion des sols au sein d'une nouvelle agriculture s'impose.

Les propriétés biologiques des sols observées au sein des écosystèmes biostatiques autorisent un fonctionnement durable dans le sens où elles ne s'opposent pas aux règles de la succession. Observer, analyser et décrire avec précision le fonctionnement des sols au sein de ces systèmes est donc central pour comprendre les liens entre les propriétés biologiques des sols et la durabilité du fonctionnement des écosystèmes. Il est important de souligner que la dynamique successioneuse ne conduit pas à une « optimisation » des processus des sols pour la production d'un service écosystémique souhaité (Odum, 1969). Ainsi, l'intensification écologique des sols pourrait se définir comme un ensemble de techniques s'attachant à maximiser la fourniture de services écosystémiques par la biodiversité des sols, tout en minimisant l'impact des mécanismes écologiques de la dynamique successioneuse, conférant aux agrosystèmes une meilleure résilience écologique et une plus grande durabilité (Yachi et Loreau, 1999). Pour cela, l'agro-écologue doit identifier les processus écologiques des sols potentiellement « intensifiables » au sein des agrosystèmes et posséder des leviers pour les mettre en œuvre et des outils pour les mesurer.

Un effort de la recherche scientifique doit être fait en écologie des sols pour identifier ces processus écologiques puis, avec les agronomes, pour proposer des leviers appropriés.

RELATIONS BIODIVERSITÉ – PROCESSUS – FONCTIONS – SERVICES (BDFS)

Les sols renferment une extraordinaire diversité d'organismes vivants impliqués dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres (Barrios, 2007 ; Berthelin *et al.*, 2018 ; Crowther *et al.*, 2019). Toutes les espèces présentes dans un sol réalisent, seules ou en interactions et sous l'influence des facteurs abiotiques, une variété de processus biologiques. L'agrégation de ces processus réalisés permet la mise en place de fonctions écologiques agrégées qui, au sens de Kibblewhite *et al.* (2008), sont au nombre de quatre : (i) la transformation des matières carbonées, (ii) le recyclage des nutriments, (iii) le maintien de la structure du sol et (iv) la régulation des populations. Ces fonctions sont fondamentales car elles servent de socles aux services écosystémiques et à la durabilité du fonctionnement des écosystèmes (Keesstra *et al.*, 2016). Les services d'approvisionnement (au sens du Millennium Ecosystem Assessment, 2005) reposent conjointement sur ces quatre fonctions, tandis que, par exemple, le service de régulation de l'érosion repose sur les fonctions (i) et (iii), et que le service de régulation de la qualité de l'eau repose préférentiellement sur les fonctions (ii) et (iii). Ainsi, la compréhension et le pilotage des processus biologiques des sols permettent de viser les fonctions qui délivrent les services écosystémiques souhaités. Nous résumons ci-dessous les principaux processus par lesquels les organismes des sols régulent les fonctions écologiques agrégées.

Biodiversité des sols et recyclage des nutriments

Les rôles joués par les organismes des sols et leurs multiples interactions sur le recyclage et la disponibilité des éléments nutritifs pour la plante cultivée ont fait l'objet de nombreuses études durant ces dernières décennies (Clarholm, 1985 ; Fierer, 2017 ; Crowther *et al.*, 2019). Voici brièvement quelques exemples. Les microorganismes minéralisent les matières organiques des sols en libérant des enzymes extracellulaires (Caldwell, 2005 ; Karaca *et al.*, 2011), participant directement aux flux biogéochimiques majeurs (Gil-Sotres *et al.*, 2005). Certains microorganismes des sols forment des symbioses mutualistes avec les racines des plantes, telles que les mycorhizes (Cardoso et Kuyper, 2006) ou les nodules rhizobiens (Mylona *et al.*, 1995), permettant d'accroître l'acquisition des nutriments à partir de réservoirs non accessibles aux racines. En consommant les microorganismes, les protistes, les nématodes et les collembolles

libèrent des quantités importantes d'éléments minéraux via la boucle microbienne (Bonkowski et Clarholm, 2012). Ils sont également responsables de profonds changements de la composition microbienne des sols et de l'architecture racinaire des plantes (Trap *et al.*, 2016). La mésofaune et les macro-invertébrés jouent également des rôles-clés en minéralisant les matières organiques à la surface du sol (Bardgett et Chan, 1999; David, 2014) et en consommant les microorganismes (McGonigle, 1995). Les ingénieurs des sols tels que les vers de terre ou les termites peuvent fortement stimuler le recyclage des nutriments en enfouissant les matières organiques dans les horizons plus profonds et en stimulant l'activité microbienne (Chapuis-Lardy *et al.*, 2011). Les multiples interactions entre les micro-, méso- et macro-organismes des sols favorisent le recyclage des biomasses végétales restituées au sol. Ce réseau d'interaction doit donc être géré stratégiquement afin d'orienter la résultante fonctionnelle des processus des sols vers l'objectif d'accroître durablement la disponibilité des nutriments pour la plante cultivée.

Biodiversité des sols et transformations des matières carbonées

La majorité des organismes des sols sont hétérotrophes. Les matières organiques qui se déposent dans le sol via la litière aérienne ou racinaire constituent donc des sources d'énergie et de carbone pour la biodiversité souterraine. À travers leurs activités de consommation et de digestion, de fragmentation et de bioturbation, les invertébrés des sols sont responsables des différentes étapes de transformation et de l'enfouissement des matières carbonées dans les horizons organo-minéraux et de la formation d'humus (Nielsen *et al.*, 2011). Les enzymes produites par les microorganismes sont capables de dégrader des composés carbonés plus ou moins récalcitrants et les animaux, en interaction étroite avec les microorganismes, stimulent la décomposition des matières carbonées (Bernard *et al.*, 2012). Alors qu'une partie du carbone organique est minéralisée par respiration, le carbone restant est soit incorporé dans la biomasse, soit stabilisé dans le sol (Cotrufo *et al.*, 2013). Les différentes transformations biochimiques, parfois nommées « *altérations (bio)chimiques* » (Jastrow *et al.*, 2007) et de protection physique, en partie sous la régulation des organismes (Fonte *et al.*, 2007), assurent le stockage du carbone dans les sols. La vitesse de décomposition des matières carbonées et les proportions relatives de carbone minéralisé ou stabilisé dépendent d'un ensemble de processus impliquant les multiples interactions entre les organismes des sols et leurs habitats au sein d'un contexte pédoclimatique donné. Bien que la richesse taxonomique ait été identifiée comme un déterminant majeur de ces processus, les attributs des communautés (identité et composition spécifique, diversité spécifique, équitabilité, traits et dissimilarité fonctionnelle,

etc.) responsables de la régulation du cycle du carbone demeurent peu connus (Nielsen *et al.*, 2011).

Biodiversité des sols et maintien de la structure du sol

La structure des sols représente l'organisation physique du sol, en agrégats et en pores. Cet arrangement spatial des particules et des vides confère aux sols de nombreuses propriétés comme la rétention ou la circulation de l'eau, la résistance à l'érosion, la croissance racinaire, le déplacement d'organismes du sol, etc. Cette fonction écologique de maintien de la structure du sol repose sur différents processus impliquant de façon conjointe de nombreux organismes (Blanchart *et al.*, 1999). Les activités des bactéries, des champignons, des racines de plantes et des invertébrés ingénieurs comme les vers de terre conduisent à la formation d'agrégats biogéniques (Young *et al.*, 1998; Six *et al.*, 2002). Les bactéries, ainsi que la matière organique colloïdale ou figurée, contribuent à la formation de microagrégats, tandis que les ingénieurs du sol modifient et maintiennent la structure en macroagrégats. Enfin, les hyphes mycéliens, à l'instar de la matière organique du sol et divers éléments chimiques (e.g. calcium échangeable), contribuent à la stabilité de la structure (Chenu et Cosentino, 2011). Cette fonction est très étroitement liée à celle du devenir des matières carbonées car les matières organiques partiellement décomposées par les organismes participent à la structure et à la stabilité du sol; les agrégats ainsi formés peuvent favoriser la protection physique de la matière organique contre la minéralisation. Ceci montre que, comme pour les autres fonctions écologiques intégrées, cette fonction de maintien de la structure du sol repose sur de nombreux processus interactifs et réalisés par de nombreux organismes. À notre connaissance, aucune étude ne montre un lien positif entre la diversité taxonomique et la structure du sol. Ce sont plus généralement des groupes fonctionnels d'espèces qui régulent cette fonction; par exemple, la présence des vers de terre compactant et décompactant (Blanchart *et al.*, 1997) ou l'occurrence d'organismes producteurs d'exopolysaccharides (Chenu, 1993; Czarnes *et al.*, 2000).

Biodiversité des sols et régulation des populations

La littérature montre que les interactions entre les organismes permettent une régulation des populations; cela peut se faire principalement par prédation, compétition ou parasitisme (régulation top-down) ou par modification de l'habitat et de l'accès aux ressources (régulation bottom-up). Ce point est central en écologie du sol. De nombreuses études montrent les relations trophiques et les conséquences sur les populations consommées. Les interactions peuvent bien entendu être positives, certaines populations pouvant être stimulées par

d'autres, par exemple des vers de terre stimulant certains groupes bactériens (Bernard *et al.*, 2012). Enfin, de nombreux processus écologiques du sol sont basés sur du mutualisme entre deux ou plusieurs organismes variés (Lavelle *et al.*, 1995).

D'un point de vue agronomique, la lutte contre les pathogènes des plantes prend alors tout son sens. De nombreux travaux montrent que des organismes du sol peuvent limiter le développement de maladies chez les plantes, et notamment le développement de maladies sur les parties aériennes des plantes. Parmi les organismes du sol, les vers de terre sont cités comme des acteurs pouvant limiter certaines maladies (Lavelle *et al.*, 2006; Jana *et al.*, 2010; Wurst, 2010; Blouin *et al.*, 2013; Blanchart *et al.*, 2020). Les organismes des sols peuvent également impacter les relations de compétition ou de facilitation entre les plantes (Coulis *et al.*, 2014). Ces résultats suggèrent qu'optimiser la fonction de régulation des populations, en particulier des pathogènes, permettrait de réduire la sévérité de différentes maladies tout en limitant l'usage de pesticides. Pour atteindre cet objectif, il faut néanmoins accroître nos connaissances sur les multiples processus et les facteurs de contrôle qui restent mal identifiés : stimulation de bactéries PGPR (Blouin, 2018), modification de l'habitat (Wurst, 2010), expression de gènes de défense chez la plante (Blouin, 2018), acquisition de silice (Blanchart *et al.*, 2020).

Accroître nos connaissances scientifiques sur les relations BPFs est une nécessité

Cette synthèse succincte des rôles joués par les organismes sur le fonctionnement du sol souligne l'importance du réseau d'interactions entre les organismes entre eux et leurs milieux comme une composante majeure de la biodiversité du sol, assurant la réalisation des fonctions agrégées et des services écosystémiques qui en découlent (Kibblewhite *et al.*, 2008; Thakur *et al.*, 2020). Aussi, les fonctions agrégées, bien qu'étant définies indépendamment les unes des autres, sont intimement liées. Compte tenu de ce degré élevé d'interdépendance existant entre les fonctions, l'utilisation d'énergie pour contourner ou modifier une fonction biologique particulière peut également avoir des conséquences importantes sur d'autres fonctions non ciblées. Ces conséquences sont actuellement peu prédictibles car nos connaissances sur les relations Biodiversité-Processus-Fonctions restent fragmentaires.

COMMENT OPTIMISER LES INTERACTIONS ÉCOLOGIQUES DANS LES SOLS ?

Deux approches sont actuellement proposées pour favoriser les interactions biotiques dans les sols. La première, la plus courante, consiste à mettre en place des systèmes de

culture perçus comme durables ou agroécologiques et à faire un diagnostic de la biodiversité et/ou de l'activité biologique du sol pour vérifier qu'elle répond positivement dans les pratiques durables. Dans cette approche, la biodiversité du sol et ses fonctions ne sont pas les cibles de la conception de systèmes mais une réponse non gérée de ces pratiques agricoles; on les considère alors comme des indicateurs de l'état du sol. Une autre approche, moins courante, consiste à intensifier, de façon ciblée, des processus écologiques du sol défaillants. La restauration des fonctions écologiques des sols sous-entend en effet qu'un dysfonctionnement est observé dans l'agrosystème, c'est-à-dire qu'un service (ou plusieurs) n'est (ne sont) pas fourni(s) et/ou que les pratiques ne sont pas durables. Il s'agit alors de piloter les fonctions écologiques des sols, véritables cibles des pratiques, pour atteindre un fonctionnement souhaité. Pour être en mesure de proposer des alternatives de gestion, il est alors nécessaire de comprendre et d'étudier les liens Biodiversité-Processus-Fonctions-Services. Quatre études de cas issues des travaux des auteurs et ayant utilisé cette approche sont présentées ci-dessous.

Cas d'étude sur la fonction de recyclage des nutriments

La culture du riz pluvial sur les plateaux des Hautes-Terres malgaches se heurte à la faible fertilité minérale des sols ferrallitiques (Raminoarison *et al.*, 2019). La croissance et la nutrition de la plante sont fortement conditionnées par la minéralisation des matières organiques des sols. Or, dans ces sols, la capacité des vers de terre à accroître la phyto-disponibilité des nutriments, en particulier le phosphore, à partir de la matière organique des sols est très significative (Ratsiatosika, 2018). L'interaction entre les plantes et les vers de terre doit donc être optimisée. Néanmoins, les variétés de riz qui ont permis l'essor de la culture pluviale à Madagascar sont issues de programmes de sélection principalement axés sur la tolérance de la plante au froid ou à certains pathogènes, dans des conditions fortement fertilisées. Il est possible que la sélection de certains traits agronomiques modifie la valeur des traits fonctionnels et d'interaction de la plante cultivée impliqués dans les relations plante-organismes des sols (Litrico et Violle, 2015). Il est alors probable que la sélection de variétés de riz efficaces pour l'utilisation d'éléments en forte concentration dans la solution du sol altère l'interaction entre le riz et les organismes des sols. Une expérience en mésocosmes sous serre a récemment testé cette hypothèse en examinant la capacité de six variétés de riz à interagir avec le ver de terre endogé *Pontoscolex corethrurus*. Après 2 mois de croissance, toutes les variétés de riz ont répondu positivement à la présence du ver de terre, aussi bien en termes de croissance que de nutrition, par rapport aux situations sans vers de terre. Cependant, l'amplitude de la réponse est hautement variable.

La présence du ver de terre augmente de 40 % à 130 % la croissance du riz selon les variétés. Une variabilité de la réponse du riz à la présence de l'ingénieur en fonction des variétés a également été observée pour la nutrition en azote (de 116 % à 355 %) ou en phosphore (de 48 % à 147 %). Ces résultats supposent que la sélection variétale, en favorisant des génotypes efficaces vis-à-vis d'un critère agronomique particulier, pourrait fortement diminuer la capacité de la plante à interagir avec la biodiversité du sol et à exploiter de manière optimale les processus impliqués dans la fourniture d'éléments nutritifs. Dans le cadre de l'intensification écologique du sol, il est nécessaire d'intégrer ces interactions sol-plante dans les programmes de sélection ou dans le choix des variétés.

Cas d'étude sur la fonction de transformations des molécules carbonées

Dans les sols pauvres, la gestion des matières organiques exogènes apparaît comme un moyen d'améliorer de nombreuses fonctions du sol. Pourtant, la littérature montre que des apports de matières organiques fraîches (MOF) peuvent occasionner des pertes de carbone par le phénomène du 'priming effect' (PE) (Kuz'yakov, 2002). Le PE résulte de différents processus impliquant des acteurs microbiens, leurs propres déterminants physico-chimiques, et ciblant différents compartiments de matières organiques (Fontaine *et al.*, 2003 ; Bernard *et al.*, 2012). Ce manque de compréhension claire des mécanismes limite l'intégration du PE dans les modèles de prédiction de flux de carbone. Cela constitue une carence significative pour la gestion des matières organiques dans le sens où selon les processus impliqués, le PE pourrait stimuler soit la voie de l'humification (enrichissement, stockage), soit favoriser le déstockage de matières carbonées stabilisées dans des compartiments caractérisés par des temps de résidence plus long (Razanamalala *et al.*, 2018). Par exemple, la littérature montre que la décomposition d'une matière organique du sol non encore stabilisée peut être stimulée par un surcroît d'enzymes libérées suite à l'apport de la MOF qui arrive (« PE dit stœchiométrique »). En revanche, les MOF peuvent également servir de source d'énergie pour des populations microbiennes ayant la capacité d'immobiliser des nutriments à partir d'une MO biochimiquement récalcitrante et donc protégée (« nutrient mining »). Enfin, la décomposition de la MOF peut également libérer des acides organiques, ions citrates et oxalates, qui pourraient se substituer à la MO stabilisée chimiquement par adsorption sur la phase minérale du sol (Derrien *et al.*, 2016).

À Madagascar, sur les sols ferrallitiques des Hautes-Terres, la pratique d'amendement organique par du fumier ou des résidus de culture est largement utilisée par les agriculteurs. Des études récemment menées dans ce contexte ont permis d'améliorer notre compréhension des déterminants du PE et

les acteurs microbiens impliqués (Razanamalala *et al.*, 2018). Suite à ces travaux (Razanamalala *et al.*, 2017), pour éviter le PE par « nutrient mining » et favoriser le PE « stœchiométrique », il a été proposé qu'un apport régulier (à l'inverse d'un apport unique, traditionnel, en début de saison) de MO évoluée de type compost (riche en azote par unité de carbone) pouvait entretenir l'activité de la communauté des décomposeurs et limiter ainsi la stimulation du déstockage du carbone plus ancien par la communauté de microorganismes qualifiés de mineurs (Razanamalala *et al.*, 2018). La connaissance des processus écologiques et des groupes fonctionnels en jeu ainsi que leurs déterminants ont permis de faire cette proposition de pratiques potentiellement plus durables.

Cas d'étude sur la fonction de maintien de la structure des sols

Les Vertisols du Sud de la Martinique (Petites Antilles), calcocalcico-magnésio-sodiques, sont naturellement physiquement fragiles et très sensibles à l'érosion. La mise en culture maraîchère de ces sols a entraîné des pertes en terre importantes tandis que les cultures prairiales (à graminées pérennes) limitent considérablement l'érosion. Les chercheurs ont été mobilisés pour comprendre l'origine du problème et proposer des solutions. Pendant une dizaine d'années, ceux-ci ont étudié ces sols, leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Les études ont permis de montrer, tout d'abord, que dans ces sols, la sensibilité à l'érosion est très dépendante des teneurs en matières organiques, un sol riche en matières organiques étant peu sensible à l'érosion (Albrecht *et al.*, 1992). Les chercheurs ont alors étudié les déterminants d'un stockage de carbone dans ces sols que ce soit *via* les organismes du sol ou *via* les pratiques de gestion. Les résultats de ces études ont montré la grande capacité des Graminées à injecter du carbone dans le sol et ainsi à contenir l'érosion (Chevallier *et al.*, 2001), ceci à l'inverse des apports organiques exogènes. Cette action des Graminées se fait par divers processus écologiques notamment une forte exsudation racinaire et la stimulation de bactéries productrices d'exopolysaccharides ce qui favorise la micro-agrégation. Dans ces sols, les vers de terre dont les biomasses peuvent être très élevées sous prairies (jusqu'à 4 t/ha) n'ont pas d'action notable, ni sur la dynamique du carbone, ni sur la sensibilité des sols à l'érosion (Blanchart *et al.*, 2004). Ces études ont permis d'aboutir à une bonne compréhension des processus biologiques dans la sensibilité à l'érosion (Blanchart *et al.*, 2000) et dans la disponibilité de l'eau pour les plantes (Cabidoche *et al.*, 2000). Elles ont ainsi débouché sur des recommandations pratiques liées à cette connaissance, notamment : (i) travailler le sol le plus superficiellement possible et alterner les cultures avec des phases de cultures de Graminées, (ii) gérer l'espace en alternant des lignes de cultures maraîchères (labourées superficiellement) et des lignes de cultures prairiales.

Cas d'étude sur la fonction de régulation des populations de pathogènes

Sur les Hautes-Terres de Madagascar, la production du riz est limitée en partie en raison d'une maladie, la pyriculariose, causée par le champignon *Pyricularia oryzae*. Les pertes causées par cette maladie peuvent être importantes malgré le développement de variétés résistantes ou tolérantes (Raboin *et al.*, 2014). Ce champignon a une grande capacité à contourner les défenses des plantes (Sester *et al.*, 2019) et se développe notamment dans les systèmes caractérisés par de fortes applications d'azote (phénomène de 'N-induced susceptibility') (Ballini *et al.*, 2013). La gestion de la fertilité minérale, en particulier azotée, de ces sols pauvres doit donc permettre de lever les carences minérales sans favoriser la pullulation du champignon. Les chercheurs étudient cette maladie sous différents aspects proposant notamment des pratiques pour réduire la sévérité de la maladie (Raboin *et al.*, 2012; Raveloson *et al.*, 2018). Une étude a été menée récemment pour mieux comprendre les interactions entre les vers de terre et la silice dans la réduction de cette maladie aérienne en condition fertilisée en azote ou non. La silice est connue pour améliorer la résistance des plantes aux pathogènes; son rôle prophylactique a été très étudié (Coskun *et al.*, 2019). Dans les Ferralsols de Madagascar, cette silice est néanmoins peu disponible pour les plantes. Les vers de terre sont également connus pour améliorer la croissance des plantes et réguler les interactions plantes-pathogènes (voir §2.4). L'un des nombreux processus en cause est l'augmentation de la phyto-disponibilité de la silice par les vers de terre (Bityutskii *et al.*, 2016). Une expérimentation en microcosmes a été menée pour tester l'hypothèse selon laquelle l'interaction entre les vers de terre et la silice permettait une réduction de la pyriculariose tout en favorisant la croissance de la plante comparativement à une fertilisation azotée (Blanchart *et al.*, 2020). L'étude a confirmé que la fertilisation azotée entraînait, outre une croissance végétale accrue, une augmentation très significative de la sévérité de la maladie, favorisant la multiplication du pathogène. Parmi les situations expérimentales non fertilisées en azote, celles avec vers de terre (avec ou sans silice) sont celles qui permettent une forte croissance végétale tout en montrant des signes très faibles de la maladie. Parmi toutes les situations testées, la présence conjointe de vers de terre et de silice, sans fertilisation azotée, est celle qui donne le meilleur rapport entre gain de biomasse de la plante et sévérité de la maladie. L'étude a mis en évidence une valeur-seuil du rapport C/N de la plante en-dessous de laquelle la maladie est très sévère alors qu'au-dessus de ce seuil, la maladie diminue fortement. Finalement, dans une optique de gestion de la maladie et de la prolifération de souches pathogènes sur le long terme, l'étude suggère la substitution de pratiques se basant sur une utilisation excessive d'azote minéral par des pratiques agricoles qui vont favoriser l'usage d'intrants organo-minéraux riches en silice telles que les cendres de balles de riz ainsi que le

développement des populations de vers de terre, par exemple en apportant des matières organiques évoluées, en limitant le travail du sol, en favorisant la diversité végétale, ou par biofertilisation.

ÉVALUER L'EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LES PROCESSUS ÉCOLOGIQUES DES SOLS

Pour évaluer l'effet des pratiques agricoles sur les processus écologiques des sols, il est nécessaire de développer des outils nous permettant d'accéder à la mesure des processus impliqués dans les fonctions, et ainsi identifier les leviers les plus appropriés. Comme discuté précédemment, les fonctions agrégées résultent de processus distincts, et non exclusifs. Par exemple, dans le cas du phosphore, la phyto-disponibilité des ions orthophosphates en solution résulte d'un ensemble de processus biologiques et physico-chimiques, e.g. minéralisation du P organique, solubilisation des ions orthophosphates, diffusion, modification des cinétiques de sorption-désorption, exploration du sol, etc. (Fardeau *et al.*, 1991; Chapuis-Lardy *et al.*, 1998; Oehl *et al.*, 2001; Khan *et al.*, 2009; Achat *et al.*, 2013; Plassard *et al.*, 2017). Il existe des outils standardisés qui mesurent la concentration de ces ions dans la solution du sol à l'aide d'une extraction saline (Olsen, 1954), ou en utilisant des résines échangeuses d'ions. Ces outils, bien que couramment utilisés, ne permettent pas d'identifier le ou les processus mis en jeu mais d'accéder à une quantification d'un compartiment de phosphore. En revanche, il existe d'autres outils (Achat *et al.*, 2010; Frossard *et al.*, 2011) qui permettent d'accéder aux différents flux du cycle du phosphore et d'identifier précisément les processus impliqués ou défaillants.

Un autre exemple concerne la disponibilité des nutriments régulée par les relations trophiques décrites au sein de la boucle microbienne des sols (Clarholm, 1985). Cette dernière correspond à un ensemble de processus résultant des interactions entre les racines, les microorganismes rhizosphériques et les microbivores tels que les protistes ou les nématodes, et conduisant à la libération des nutriments immobilisés par les microorganismes (Anderson *et al.*, 1983). Les processus sont multiples et le déterminisme est multifactoriel. La contribution de la boucle microbienne à la nutrition de la plante peut atteindre 30 % (Trap *et al.*, 2016). Intensifier la boucle microbienne des sols est donc primordial dans un objectif de durabilité du recyclage des nutriments. Caractériser l'abondance des microbivores dans les sols est une méthode courante permettant d'estimer l'occurrence de la boucle microbienne. Bien que très informative, cette méthode ne mesure pas la résultante fonctionnelle des interactions mais suppose une relation linéaire entre densité et fonction. A Madagascar, l'effet d'un nématode bactériophage du genre *Acroboloides* sur la nutrition et la croissance du riz pluvial a été testé en serre sur des sols ferrallitiques provenant d'un panel

de 17 parcelles de riz pluvial qui diffèrent par leurs pratiques (Ranoarisoa *et al.*, 2017). Brièvement, des carottes de sol non perturbé ont été échantillonnées au sein des parcelles puis les nématodes ont été éliminés par fumigation au chloroforme. Une population du nématode *Acrobeloides* a ensuite été réintroduite dans la moitié des microcosmes, tous semés avec du riz. La différence de biomasse végétale produite après 6 semaines de croissance, sans et avec nématodes, permet d'estimer l'impact de pratiques agricoles sur l'intensité de la boucle microbienne du sol. Les résultats montrent que, selon les parcelles, les interactions entre la plante, les microorganismes et les nématodes aboutissent à une croissance végétale similaire, plus faible (jusqu'à 19 % de diminution), ou (et le plus souvent) accrue (jusqu'à 75 % d'augmentation) par rapport à celle des situations sans nématodes (Trap *et al.*, données non publiées). Comparativement aux monocultures, la majorité des parcelles issues de pratiques favorisant la diversité végétale optimise la boucle microbienne du sol. La densité finale de nématodes dans les microcosmes ne présente aucune relation avec la réponse de la plante à l'inoculation des nématodes. Ces résultats soulignent que ces bio-essais constituent des méthodes prometteuses pour mesurer l'intensification écologique des processus des sols par des pratiques agricoles.

CONCLUSIONS

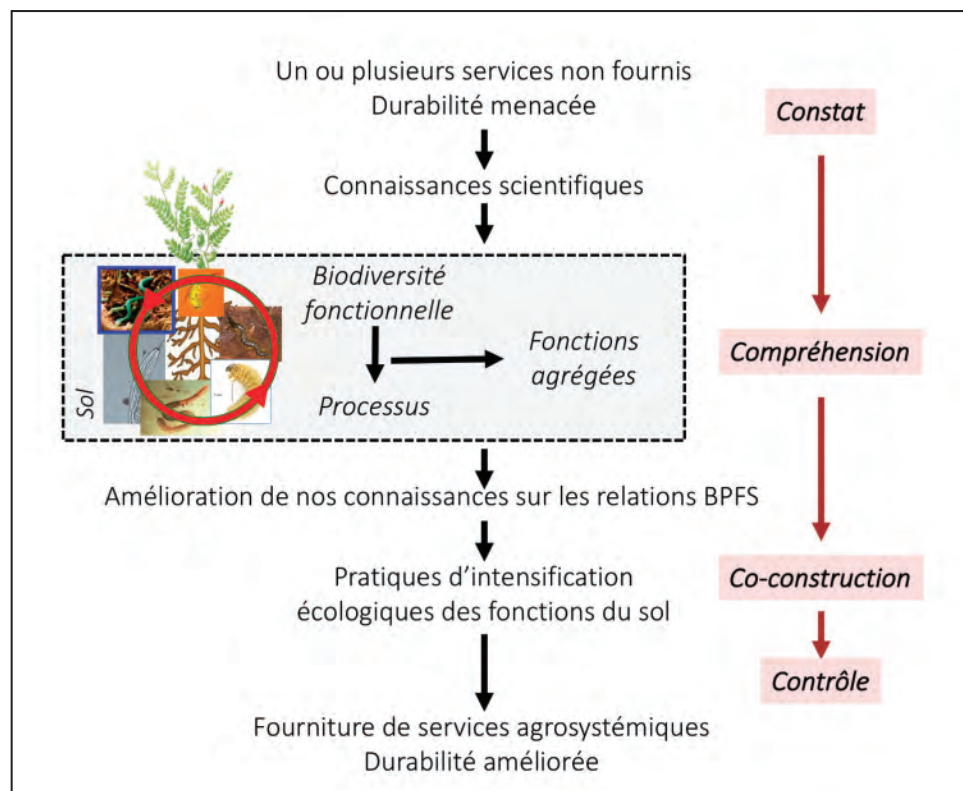
Les organismes des sols, libres ou symbiotiques, jouent des rôles majeurs pour le fonctionnement des agrosystèmes et la durabilité de la fourniture des services écosystémiques. Les fonctions jouées par ces organismes résultent de multiples processus et interactions avec leur habitat qui structurent les réseaux écologiques des sols. Dans le contexte d'érosion de la biodiversité mondiale, il apparaît urgent (i) d'améliorer notre compréhension du fonctionnement des sols et du déterminisme des fonctions agrégées, (ii) d'identifier les leviers agronomiques qui permettent de piloter ces interactions dans le cadre de l'intensification écologique des fonctions des sols et dans le maintien de la fourniture des services écosystémiques, et (iii) de développer des méthodes pour évaluer cette intensification écologique.

Pour cela, une approche séquentielle en 4 étapes, nommée SE-CURE (pour Soil Ecology intensification – Cure) est proposée afin de s'assurer du succès de l'intensification des processus et fonctions écologiques du sol (*figure 2*):

- (1) un diagnostic local des dysfonctionnements (Constat). Cette démarche impose une action locale aussi bien dans le diagnostic que dans la compréhension des processus écologiques du sol et dans le déploiement des outils appropriés. En effet, l'aboutissement finalisé des études permettant de répondre aux dysfonctionnements est

Figure 2 - Diagramme illustrant la démarche méthodologique SE-CURE permettant d'optimiser les fonctions écologiques du sol pour une fourniture durable des services agrosystémiques (services rendus par les écosystèmes agricoles). Légende : Relations BPFs = relations Biodiversité-Processus-Fonctions-Services

Figure 2 - Diagram illustrating the SE-CURE methodological approach allowing to optimize the soil ecological functions for the sustainable provision of agrosystem services (services provided by agricultural ecosystems). Legend: Relations BPFs = links between Biodiversity-Processes-Functions-Services



contextuel et ne tend pas vers une généralité de la ou des pratiques.

- (2) une compréhension fine et intégrative des processus dans les fonctions écologiques en lien avec le (ou les) dysfonctionnement(s) diagnostiqué(s).
- (3) une co-construction, avec les agronomes et les agriculteurs, de pratiques agricoles permettant cette intensification. Le gain de connaissances scientifiques sur le fonctionnement du sol croisé avec les contraintes socio-économiques et agronomiques locales est exploité pour co-construire, avec les utilisateurs, des pratiques agricoles alternatives innovantes. Ainsi, les pratiques d'intensification écologique des sols ne sont pas exclusives d'autres pratiques agro-écologiques et nécessitent une ingénierie de pointe combinant plusieurs disciplines (agronomie, écologie, pédologie, génétique, physiologie, microbiologie, etc.).
- (4) enfin, des méthodes d'évaluation de l'intensification écologique du sol sont déployées pour mesurer (contrôler) l'effet des pratiques sur les processus écologiques du sol à long terme.

Pour atteindre cet objectif finalisé, des moyens financiers sont nécessaires pour que la recherche en écologie des sols progresse, en particulier sur la mesure des processus et la quantification des flux avec des outils appropriés, sur les relations biodiversité-fonctions, sur la compréhension des interactions structurant les réseaux écologiques, sur l'identification des facteurs de contrôle et à travers des expérimentations de longue durée impliquant les utilisateurs.

REMERCIEMENTS

Les deux auteurs remercient toutes les personnes avec qui des discussions ont permis d'avancer dans la réflexion. Les échanges avec les chercheurs de l'UMR Eco&Sols impliqués dans les recherches sur le fonctionnement des réseaux biologiques des sols ont été particulièrement fructueux. Nous remercions particulièrement le Dr. Laetitia Bernard pour sa contribution au chapitre 3.2. Les auteurs remercient également les structures qui ont financé les recherches présentées dans ce travail, notamment la Fondation Agropolis (Investissements d'Avenir Programme, ANR-10-LABX-0001-01, dans le cadre de l'I-SITE MUSE, ANR-16-IDEX-0006) à travers les projets Indice (ID 1403-031) et SECuRE (ID 1605-007), la Fondation Française pour la Recherche sur la Biodiversité à travers le projet CAMMISOLE (FRB- AAP-SCEN-2013 II) et enfin, l'IRD.

BIBLIOGRAPHIE

- Achat D.L., Bakker M.R., Augusto L., Morel C., 2013 - Contributions of microbial and physical-chemical processes to phosphorus availability in Podzols and Arenosols under a temperate forest. *Geoderma*, 18, pp. 211-212.
- Achat D.L., Morel C., Bakker M.R., Augusto L., Pellerin S., Gallet-Budynek A., Gonzalez M., 2010 - Assessing turnover of microbial biomass phosphorus: Combination of an isotopic dilution method with a mass balance model. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, pp. 2231-2240.
- Albrecht A., Rangon L., Barret P., 1992 - Effets de la matière organique sur la stabilité structurale et la détachabilité d'un vertisol et d'un ferrisol (Martinique). *Cah. Orstom. Ser. Pedofil*, 27, pp. 121-133.
- Altieri M.A., 1999 - The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, pp. 19-31.
- Altieri M.A., 2004 - Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, pp. 35-42.
- Anderson R., Gould W., Woods L., Cambardella C., Ingham R., Coleman D., 1983 - Organic and inorganic nitrogenous losses by microbivorous nematodes in soil. *Oikos*, pp. 75-80.
- Ballini E., Nguyen T.T., Morel J.-B., 2013 - Diversity and genetics of nitrogen-induced susceptibility to the blast fungus in rice and wheat. *Rice*, 6, pp. 32.
- Bardgett R.D., Chan K.F., 1999 - Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, pp. 1007-1014.
- Barrios E., 2007 - Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64, pp. 269-285.
- Bernard L., Chapuis-Lardy L., Razafimbelo T., Razafindrakoto M., Pablo A.L., Legname E., Poulain J., Bruls T., O'Donohue M., Brauman A., Chotte J.L., Blanchart E., 2012 - Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *Isme Journal*, 6, pp. 213-222.
- Berthelin J., Blanchart E., Trap J., Munch J.C., 2018 - Soils are Biosystems, Habitats and Reserves of Biodiversity. *Soils as a Key Component of the Critical Zone 1: Functions and Services*, 1, pp. 117-145.
- Bityutskii N., Kaidun P., Yakkonen K., 2016 - Earthworms can increase mobility and bioavailability of silicon in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, pp. 47-53.
- Blanchart E., Lavelle P., Braudeau E., LeBissonnais Y., Valentin C., 1997 - Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Cote d'Ivoire. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, pp. 431-439.
- Blanchart E., Albrecht A., Alegre J., Duboiset A., Gilot C., Pashanas B., Lavelle P., Brussaard L., 1999 - Effects of earthworms on soil structure and physical properties. *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*, pp. 149-172.
- Blanchart E., Achouak W., Albrecht A., Barakat M., Bellier G., Cabidoche Y., Hartmann C., Heulin T., Larré-Larrouy M., Laurent J., 2000 - Déterminants biologiques de l'agrégation dans les vertisols des Petites Antilles. *Etude et Gestion des Sols*, 7, pp. 329-352.
- Blanchart E., Albrecht A., Chevallier T., Hartmann C., 2004 - The respective roles of roots and earthworms in restoring physical properties of Vertisol under a *Digitaria decumbens* pasture (Martinique, WI). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103, pp. 343-355.
- Blanchart E., Ratsiatosika O., Raveloson H., Razafimbelo T., Razafindrakoto M., Sester M., Becquer T., Bernard L., Trap J., 2020 - Nitrogen supply reduces the earthworm-silicon control on rice blast disease in a Ferralsol. *Applied Soil Ecology*, pp. sous presse.
- Blouin M., 2018 - Chemical communication: An evidence for co-evolution between plants and soil organisms. *Applied Soil Ecology*, 123, pp. 409-415.
- Blouin M., Hodson M.E., Delgado E.A., Baker G., Brussaard L., Butt K.R., Dai J., Dendooven L., Pérès G., Tondoh J., Cluzeau D., Brun J.J., 2013 - A review

- of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64, pp. 161-182.
- Bommarco R., Kleijn D., Potts S.G., 2013 - Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, pp. 230-238.
- Bonkowski M., Clarholm M., 2012 - Stimulation of plant growth through interactions of bacteria and protozoa: Testing the auxiliary microbial loop hypothesis. *Acta Protozoologica*, 51, pp. 237-247.
- Brisson N., Gate P., Gouache D., Charmet G., Oury F.-X., Huard F., 2010 - Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. *Field Crops Research*, 119, pp. 201-212.
- Brussaard L., de Ruiter P.C., Brown G.G., 2007 - Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121, pp. 233-244.
- Cabidoche Y.-M., Guillaume P., Hartmann C., Ruy S., Blanchart E., Albrecht A., Mahieu M., Achouak W., Heulin T., Villemin G., 2000 - Déterminants biologiques du système poral de Vertisols cultivés (Petites Antilles): conséquences sur la disponibilité de l'eau des sols pour les plantes. *Etude et Gestion des Sols*, 7, pp. 329-352.
- Caldwell B.A., 2005 - Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. *Pedobiologia*, 49, pp. 637-644.
- Cardoso I.M., Kuyper T.W., 2006 - Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116, pp. 72-84.
- Chapuis-Lardy L., Brossard M., Lavelle P., Schouller E., 1998 - Phosphorus transformations in a ferral soil through ingestion by *Pantosex corethurus*, a geophagous earthworm. *European Journal of Soil Biology*, 34, pp. 61-67.
- Chapuis-Lardy L., Le Bayon R.-C., Brossard M., López-Hernández D., Blanchart E., 2011 - Role of soil macrofauna in phosphorus cycling. *Phosphorus in Action*, pp. 199-213. Springer.
- Chenu C., 1993 - Clay—or sand—polysaccharide associations as models for the interface between micro-organisms and soil: water related properties and microstructure. *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*, pp. 143-156. Elsevier.
- Chenu C., Cosentino D., 2011 - Microbial regulation of soil structural dynamics. *The architecture and biology of soils: life in inner space*, pp. 37-70.
- Chevallier T., Blanchart E., Girardin C., Mariotti A., Albrecht A., Feller C., 2001 - The role of biological activity (roots, earthworms) in medium-term C dynamics in vertisol under a *Digitaria decumbens* (Gramineae) pasture. *Applied Soil Ecology*, 16, pp. 11-21.
- Clarholm M., 1985 - Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil-nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 17, pp. 181-187.
- Corman J.R., Collins S.L., Cook E.M., Dong X., Gherardi L.A., Grimm N.B., Hale R.L., Lin T., Ramos J., Reichmann L.G., 2019 - Foundations and Frontiers of Ecosystem Science: Legacy of a Classic Paper (Odum 1969). *Ecosystems*, 22, pp. 1160-1172.
- Coskun D., Deshmukh R., Sonah H., Menzies J.G., Reynolds O., Ma J.F., Kronzucker H.J., Bélanger R.R., 2019 - The controversies of silicon's role in plant biology. *New Phytologist*, 221, pp. 67-85.
- Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E., 2013 - The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19, pp. 988-995.
- Coulis M., Bernard L., Gerard F., Hinsinger P., Plassard C., Villeneuve M., Blanchart E., 2014 - Endogeic earthworms modify soil phosphorus, plant growth and interactions in a legume-cereal intercrop. *Plant and Soil*, 379, pp. 149-160.
- Crowther T.W., Van den Hoogen J., Wan J., Mayes M.A., Keiser A., Mo L., Averill C., Maynard D.S., 2019 - The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science*, 365, pp. eaav0550.
- Czarnes S., Hallett P., Bengough A., Young I., 2000 - Root-and microbial-derived mucilages affect soil structure and water transport. *European Journal of Soil Science*, 51, pp. 435-443.
- David J., 2014 - The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: a reappraisal of common views. *Soil Biology and Biochemistry*, 76, pp. 109-118.
- Dequiedt S., Karimi B., Chemidlin Prévost-Bouré N., Terrat S., Horigue W., Djemiel C., Lelievre M., Nowak V., Wincker P., Jolivet C., Saby N.P.A., Arrouays D., Bispo A., Feix I., Eglin T., Lemanceau P., Maron P.A., Ranjard L., 2020. *Le RMQS au service de l'écologie microbienne des sols français. Etude et Gestion des Sols*, 27, pp. 51-71.
- Derrien D., Barot S., Chenu C., Chevallier T., Freschet G., Garnier P., Guenet B., Hedde M., Klumpp K., Lashermes G., 2016 - Stocker du C dans les sols. Quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs? *Étude et Gestion des Sols*, 23, pp. 193-223.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J. and Collen, B., 2014 - Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345, pp. 401-406.
- Doré T., Bellon S., 2019 - Les mondes de l'agroécologie. *Quae, Versailles*, 176 pages.
- Doré T., Makowski D., Malézieux E., Munier-Jolain N., Tchamitchian M., Titonell P., 2011 - Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34, pp. 197-210.
- Fardeau J., Morel C., Boniface R., 1991 - Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol : paramètres caractéristiques. *Agronomie*, 11, pp. 787-797.
- Fierer N., 2017 - Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*, 15, pp. 579-590.
- Fontaine S., Mariotti A., Abbadie L., 2003 - The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry*, 35, pp. 837-843.
- Fonte S.J., Kong A.Y.Y., van Kessel C., Hendrix P.F., Six J., 2007 - Influence of earthworm activity on aggregate-associated carbon and nitrogen dynamics differs with agrosystem management. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, pp. 1014-1022.
- Frossard E., Achat D.L., Bernasconi S.M., Bunemann E.K., Fardeau J.C., Jansa J., Morel C., Rabeharisoa L., Randriamanantsoa L., Sinaj S., Tamburini F., Oberson A., 2011 - The Use of Tracers to Investigate Phosphate Cycling in Soil-Plant Systems. *Phosphorus in Action: Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling* (eds E.K. Bunemann, A. Oberson & E. Frossard), pp. 59-91.
- Gil-Sotres F., Trasar-Cepeda C., Leiros M.C., Seoane S., 2005 - Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, pp. 877-887.
- Griffiths B.S., Philippot L., 2013 - Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiology Reviews*, 37, pp. 112-129.
- Gryndler M., Larsen J., Hřšelová H., Řezáčová V., Gryndlerová H., Kubát J., 2006 - Organic and mineral fertilization, respectively, increase and decrease the development of external mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment. *Mycorrhiza*, 16, pp. 159-166.
- Holling C.S., 1996 - Engineering Resilience versus Ecological Resilience. *In: Schulze, P.E., Ed., Engineering within Ecological Constraints*, National Academy Press, Washington DC, 31-43.
- Jana U., Barot S., Blouin M., Lavelle P., Laffray D., Repellin A., 2010 - Earthworms influence the production of above-and belowground biomass and the expression of genes involved in cell proliferation and stress responses in *Arabidopsis thaliana*. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, pp. 244-252.
- Jastrow J.D., Amonette J.E., Bailey V.L., 2007 - Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climatic Change*, 80, pp. 5-23.

- Johnson N.C., 1993 - Can fertilization of soil select less mutualistic mycorrhizae? *Bulletin of the Ecological Society of America*, 3, pp. 749-757.
- Karaca A., Cetin S.C., Turgay O.C., Kizilkaya R., 2011 - Soil enzymes as indication of soil quality. *Soil enzymology* (eds G. Shukla & A. Varma), pp. 119-148. Springer, New York.
- Keesstra S.D., Bouma J., Wallinga J., Titttonell P., Smith P., Cerdà A., Montanarella L., Quinton J.N., Pachepsky Y., Van Der Putten W.H., 2016 - The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil*, 2, pp. 111-128.
- Khan A.A., Jilani G., Akhtar M.S., Naqvi S.M.S., Rasheed M., 2009 - Phosphorus solubilizing bacteria: occurrence, mechanisms and their role in crop production. *J agric biol sci*, 1, pp. 48-58.
- Kibblewhite M.G., Ritz K., Swift M.J., 2008 - Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363, pp. 685-701.
- Kuzyakov Y., 2002 - Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernahrung und Bodenkunde*, 165, pp. 382-396.
- Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Margerie P., Mora P., Rossi J.-P., 2006 - Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42, pp. S3-S15.
- Litrico I., Violle C., 2015 - Diversity in plant breeding: a new conceptual framework. *Trends in Plant Science*, 20, pp. 604-613.
- Maharning A.R., Mills A.A., Adl S.M., 2009 - Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. *Applied Soil Ecology*, 41, pp. 137-147.
- McGonigle T.P., 1995 - The significance of grazing on fungi in nutrient cycling. *Canadian Journal of Botany*, 73, pp. 1370-1376.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC., 155 pages.
- Morriën E., Hannula S.E., Snoek L.B., Helmsing N.R., Zweers H., De Hollander M., Soto R.L., Bouffaud M.-L., Buée M., Dimmers W., 2017 - Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nature communications*, 8, pp. 14349.
- Mylona P., Pawlowski K., Bisseling T., 1995 - Symbiotic nitrogen fixation. *The Plant Cell*, 7, pp. 869.
- Nielsen U.N., Ayres E., Wall D.H., Bardgett R.D., 2011 - Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships. *European Journal of Soil Science*, 62, pp. 105-116.
- Odum E.P., 1969 - The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, pp. 262-270.
- Odum E.P., 1993 - *Ecology and our Endangered Life-Support Systems*. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates Inc., 283 pages.
- Oehl F., Oberson A., Sinaj S., Frossard E., 2001 - Organic phosphorus mineralization studies using isotopic dilution techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 65, pp. 780-787.
- Oldeman R.A.A., 1990 - *Forests: Elements of Sylvology*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 645 pages.
- Olsen S.R. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Department Of Agriculture; Washington.
- Pimentel D., 2006 - Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, 8, pp. 119-137.
- Plassard C., Trap J., Ranoarisoa P., Irshad U., Villenave C., Brauman A., 2017 - Les relations trophiques microfaune-bactéries rhizosphériques-mycorrhizes : quel rôle dans le recyclage des nutriments (N et P) ? *In* : J.F. Briat et D. Job (Eds) *Les sols et la vie souterraine : des enjeux majeurs en agroécologie*, Quae, Versailles, pp. 133-154.
- Pretty J., Sutherland W.J., Ashby J., Auburn J., Baulcombe D., Bell M., Bentley J., Bickersteth S., Brown K., Burke J., Campbell H., Chen K., Crowley E., Crute I., Dobbelaere D., Edwards-Jones G., Funes-Monzote F., Godfray H.C.J., Grifon M., Gypmantisiri P., Hadda L., Halavatau S., Herren H., Holderness M., Izac A.M., Jones M., Koohafkan P., Lal R., Lang T., McNeely J., Mueller A., Nisbett N., Noble A., Pingali P., Pinto Y., Rabbinge R., Ravindranath N.H., Rola A., Roling N., Sage C., Settle W., Sha J.M., Shiming L., Simons T., Smith P., Strzepeck K., Swaine H., Terry E., Tomich T.P., Toulmin C., Trigo E., Twomlow S., Vis J.K., Wilson J., Pilgrim S., 2010 - The top 100 questions of importance to the future of global agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 8, pp. 219-236.
- Raboin L.-M., Ramanantsoanirina A., Dusserre J., Razasolofonahary F., Tharreau D., Lannou C., Sester M., 2012 - Two-component cultivar mixtures reduce rice blast epidemics in an upland agrosystem. *Plant Pathology*, 61, pp. 1103-1111.
- Raboin L.-M., Randriambololona T., Radanielina T., Ramanantsoanirina A., Ahmadi N., Dusserre J., 2014 - Upland rice varieties for smallholder farming in the cold conditions in Madagascar's tropical highlands. *Field Crops Research*, 169, pp. 11-20.
- Raminoarison M., Razafimbelo T., Rakotoson T., Becquer T., Blanchart E., Trap J., 2019 - Multiple-nutrient limitation of upland rainfed rice in ferralsols: a greenhouse nutrient-omission trial. *Journal of Plant Nutrition*, pp. 1-15.
- Ranoarisoa M.P., Blanchart E., vom Brocke K., Ramanantsoanirina A., Sester M., Plassard C., Cournac L., Trap J., 2017 - Attractancy of bacterivorous nematodes to root-adhering soils differs according to rice cultivars. *Rhizosphere*, 3, pp. 128-131.
- Ratsiatosika O.H., 2018 - *Vers de terre et services écosystémiques en riziculture pluviale à Madagascar. Connaissances des processus et propositions d'innovations agricoles. Thèse de doctorat de l'Université d'Antananarivo*. 218 pages.
- Raveloson H., Ratsimala Ramonta I., Tharreau D., Sester M., 2018 - Long-term survival of blast pathogen in infected rice residues as major source of primary inoculum in high altitude upland ecology. *Plant Pathology*, 67, pp. 610-618.
- Razanamalala K., Razafimbelo T., Maron P.-A., Ranjarid L., Chemidlin N., Lelièvre M., Dequiedt S., Ramarison V.H., Marsden C., Becquer T., 2017 - Soil microbial diversity drives the priming effect along climate gradients: a case study in Madagascar. *The ISME journal*, 12, pp. 451.
- Razanamalala K., Fanomezana R.A., Razafimbelo T., Chevallier T., Trap J., Blanchart E., Bernard L., 2018 - The priming effect generated by stoichiometric decomposition and nutrient mining in cultivated tropical soils: Actors and drivers. *Applied Soil Ecology*, 126, pp. 21-33.
- Reganold J.P., Elliott L.F., Unger Y.L., 1987 - Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature*, 330, pp. 370.
- Schauberger B., Ben-Ari T., Makowski D., Kato T., Kato H., Ciais P., 2018 - Yield trends, variability and stagnation analysis of major crops in France over more than a century. *Scientific Reports* 8: 18665. doi.org/10.1038/s41598-018-35351-1.
- Seibold S., Gossner M.M., Simons N.K., Blüthgen N., Müller J., Ambarli D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J.C., 2019 - Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574, pp. 671-674.
- Sester M., Raveloson H., Tharreau D., Becquer T., 2019 - Difference in blast development in upland rice grown on an Andosol vs a Ferralsol. *Crop Protection*, 115, pp. 40-46.
- Shelfel O., Hahn P.G., Getman-Pickering Z., Martinez Medina A., 2019 - Coming to common ground: the challenges of applying ecological theory developed aboveground to rhizosphere interactions. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, pp. 58.
- Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K., 2002 - Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, pp. 155-176.

- Thakur M.P., Phillips H.R.P., Brose U., De Vries F.T., Lavelle P., Loreau M., Mathieu J., Mulder C., Van der Putten W.H., Rillig M.C., Wardle D.A., Bach E.M., Bartz M.L.C., Bennett J.M., Briones M.J.I., Brown G., Decaëns T., Eisenhauer N., Ferlian O., Guerra C.A., König-Ries B., Orgiazzi A., Ramirez K., Russell D.J., Rutgers M., Wall S.H., Cameron E.K. 2020. Towards an integrative understanding of soil biodiversity. *Biological Reviews*, 95, pp. 350-364.
- Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., Bohan D., Bonaudo T., Boval M., Cahuzac E., Casellas E., Chauvel B., Choler P., Constantin J., Cousin I., Daroussin J., David M., Delacote P., Derocles S., De Sousa L., Domingues Santos J.P., Dross C., Duru M., Eugène M., Fontaine C., Garcia B., Geijzendorffer I., Girardin A., Graux A-I., Jouven M., Langlois B., Le Bas C., Le Bissonnais Y., Lelièvre V., Lifran R., Maigné E., Martin G., Martin R., Martin-Laurent F., Martinet V., McLaughlin O., Meillet A., Mignolet C., Mouchet M., Nozières-Petit M-O., Ostermann O.P., Paracchini M.L., Pellerin S., Peyraud J-L., Petit-Michaut S., Picaud C., Plantureux S., Poméon T., Porcher E., Puech T., PUILLET L., Rambonilaza T., Raynal H., Resmond R., Ripoche D., Ruget F., Rulleau B., Rush A., Salles J-M., Sauvant D., Schott C., Tardieu L., 2017 - Volet «écosystèmes agricoles» de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude, Inra (France), 966 pages.
- Trap J., Bonkowski M., Plassard C., Villenave C., Blanchart E., 2016 - Ecological importance of soil bacterivores for ecosystem functions. *Plant and Soil*, 398, pp. 1-24.
- Van der Putten W.H., Anderson J., Bardgett R., Behan-Pelletier V., Bignell D., Brown G., Brown V., Brussaard L., Hunt H., Ineson P., 2004 - The sustainable delivery of goods and services provided by soil biota. *Sustaining biodiversity and ecosystem services in soils and sediments*, pp. 15-43.
- Wurst S., 2010 - Effects of earthworms on above-and belowground herbivores. *Applied Soil Ecology*, 45, pp. 123-130.
- Yachi S., Loreau M., 1999 - Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96, pp. 1463-1468.
- Young I.M., Blanchart E., Chenu C., Dangerfield M., Fragoso C., Grimaldi M., Ingram J., Monrozier L.J., 1998 - The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Global Change Biology*, 4, pp. 703-712.

Friedrich Albert FALLOU (1794-1877) et sa « Pedologie »¹

X - Chapitre 8 « Fonction du sol »

C. Feller^(1*), J.-P. Aeschlimann⁽²⁾, et E. Frossard⁽³⁾

- 1) Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR Eco&Sols (Ecologie Fonctionnelle & Biogéochimie des Sols), INRA-IRD-SupAgro, Place Viala (Bt. 12), F-34060 Montpellier Cedex 1, France
- 2) AGROPOLIS-MUSEUM, 66 allée Mac Laren, F-34090 Montpellier, France
- 3) Swiss Federal Institute of Technology (ETH Zurich), Institute of Agricultural Sciences, Group of Plant Nutrition, Postfach 185, Eschikon 33, 8315 Lindau, Suisse

* : Auteur correspondant : christian.feller@ird.fr

RÉSUMÉ

Neuf articles (Feller *et al.*, 2008, 2015, 2019; Frossard *et al.*, 2009, 2011, 2019; Aeschlimann *et al.*, 2010, 2018, 2020) ont été consacrés à la publication commentée de la traduction française intégrale (ou d'extraits pour le Chapitre 2) de la Préface, de l'Introduction et des sept premiers Chapitres d'un ouvrage (1862) publié en allemand ancien par F.A. Fallou (1794-1877) à qui on doit notamment l'introduction du terme de « Pedologie ». Les Chapitres 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7 concernaient respectivement « Genèse », « État », « Nature », « Espace », « Stratification », « Diversité » et « Classification » des sols, alors que la présente contribution comprend la version française intégrale du Chapitre 8 intitulé « Fonction du sol ». Ces dernières pages montrent que Fallou avait une vue très moderne du concept de fonction du sol. Il indique ainsi que le sol n'est pas seulement important pour la production agricole, mais aussi comme fournisseur de matières premières (tourbe et sable), régulateur (cycle de l'eau) et substrat (plantes et autres organismes). Il observe ensuite que ces fonctions dépendent de l'évolution de facteurs « naturels » (mécaniques par érosion-sédimentation ou chimiques par altération organique et minérale) ou « artificiels » (anthropiques) et décrit la mise en solution par le sol des éléments nutritifs de la plante. Ces réflexions amènent Fallou à évoquer le rôle de ce qu'il nomme "engrais" (fumier, marne et chaux) et à développer un point de vue optimiste quant à la pérennité de la fertilité du sol sous l'action raisonnée de l'Homme. Ainsi se clôt la

Comment citer cet article:

Feller C., Aeschlimann J.-P., et Frossard E. - 2020 - Friedrich Albert FALLOU (1794-1877) et sa « Pedologie » X - Chapitre 8 « Fonction du sol », *Etude et Gestion des Sols*, 27, 135-145

Comment télécharger cet article:

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS:
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

1 Nous conservons ici le terme original allemand « Pedologie » (Fallou, 1862), de préférence au français « Pédologie ».

série d'articles consacrés à la première partie de l'ouvrage de Fallou, le texte original étant accompagné de quelques commentaires critiques sur ce Chapitre.

Mots clés

Pédologie, fonction du sol, histoire, Fallou.

SUMMARY

FRIEDRICH ALBERT FALLOU (1794-1877) AND HIS « PEDOLOGIE »

X. Chapter 8 «Function of the soil»

In nine previous papers (Feller et al., 2008, 2015, 2019; Frossard et al., 2009, 2011, 2019; Aeschlimann et al., 2010, 2018, 2020) a complete (except for Chapter 2 with extracts only) French translation of Fallou's Foreword, Introduction and Chapters 1, 2, 3, 4, 5, 6, and 7, i.e. respectively "Genesis", "State", "Nature", "Extension", "Stratification", "Diversity", and "Classification" of the soil was published and analyzed. The present contribution provides a full French version, this time of Chapter 8 titled "Function of the Soil ». In these last pages Fallou shows that he has developed a very modern conception of the functions of the soil. He first emphasizes that the soil is important not only for the agricultural production, but also as provider of raw materials (peat and sand), as regulator (water cycle), and as substrate for all plants and other organisms. He also notes that these functions depend on the evolution of "natural" (i.e. either mechanical due to erosion-sedimentation, or chemical through organic and mineral weathering) as well as "artificial" factors, and describes how nutrients are being dissolved in the soil to feed the plants. He finally evokes the role played by what he calls "fertilisers" (manure, marl and lime) and argues that the soil fertility is likely to be sustainable provided human actions remain appropriate. This Chapter represents the end of the first part of Fallou's book and is accompanied by some critical comments.

Key-words

Pedology, function of the soil, history, Fallou.

RESUMEN

FRIEDRICH ALBERT FALLOU (1794-1877) Y SU « PEDOLOGIE»

X. Capítulo 8 «Función del suelo »

Ya se dedicaron nueve artículos (Feller et al., 2008, 2015, 2019; Frossard et al., 2009, 2011, 2019; Aeschlimann et al., 2010, 2018, 2020) a la publicación comentada de la traducción francesa integral (o de extractos para el capítulo 2) del prefacio, de la introducción y de los siete primeros Capítulos de una obra (1862) publicada en alemán antiguo por F.A. Fallou (1794-1877) a quién se debe en particular la introducción del término de «Pedologie»1. Los capítulos 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 7 abarcaban respectivamente «Génesis», «Estado», «Naturaleza», «Espacio», «Estratificación», «Diversidad» y «Clasificación». La presente contribución comprende la versión francesa integral del Capítulo 8 intitulado «Función del suelo». Estas últimas páginas muestran que Fallou tenía una vista muy moderna del concepto de funciones del suelo. Indica así que el suelo no es solamente importante para la producción agrícola, pero también como abastecedor de materias primas (turba e arena), regulador (ciclo del agua) y substrato (plantas e otros organismos). Luego observa que estas funciones dependen de la evolución de factores «naturales» (mecánicos por erosión-sedimentación o químicos por intemperización orgánica y mineral) o «artificiales» (antrópicos) y describe la liberación en solución por el suelo de los elementos nutritivos de la planta. Estas reflexiones llevan Fallou a mencionar el papel de lo que él llama «abonos» (estiércol, marga y cal) y a desarrollar un punto de vista optimista acerca de la perennidad de la fertilidad del suelo bajo acción razonada del Hombre. Así se cierra la serie de artículos dedicados a la primera parte de la obra de Fallou; el texto original está acompañado de algunos comentarios críticos sobre este capítulo.

Palabras clave

Pedología, función del suelo, historia, Fallou.

Avec le présent Chapitre 8 se termine la première partie intitulée
« Science du sol générale » (Feller *et al.*, 2008) de la *Pedologie* de Fallou.

Une traduction française complète en est donnée ci-dessous, accompagnée de quelques commentaires critiques².

HUITIÈME CHAPITRE

FONCTION DU SOL

*Dass der Mensch zum Menschen werde
Stift' er einen ew'gen Bund
Gläubig mit der frommen Erde
Seinem mütterlichen Grund'.³
Schiller*

Aucun être n'existe par sa seule volonté propre, il est un membre de la grande chaîne et ne sert donc, comme tout autre membre, qu'à la préservation de l'ensemble, dans la nature rien n'est dépourvu de sens et le sol, par conséquent, doit aussi avoir une raison d'être.

Voilà une déclaration de portée générale bien dans la veine de l'esprit naturaliste qui prévaut à l'aube du XIX^e siècle chez les romantiques germanophones en particulier et laisse déjà augurer l'émergence de ce qui deviendra bientôt l'écologie.

Il semble donc absurde de se demander : pour quoi ? Car tout champ emblavé nous en fournit une réponse, et dit : « le sol est présent pour notre survie, il n'est apparemment là que pour l'Homme ». Nous ne voyons pas que des champs tout autour de nous, même pas des forêts ; il se trouve encore sur cette terre des surfaces incommensurables avec du sol, certes, mais

même pas recouvert de mousse et encore moins de céréales frémissantes ou d'arbres fruitiers, il nous suffit de penser aux déserts de sable brûlants d'Afrique et d'Asie, au désert du Sahara, Mojave, Sind et Gobi, aux steppes de gravier et de sel désolées d'Iran et de Perse, aux sinistres solitudes glacées de Sibérie comme au déserts d'Atacama et de Sechura en Amérique du Sud, qui tous additionnés surpassent le double de la surface totale de l'Europe et même sur notre continent d'origine il ne manque pas de déserts car des étendues inimaginables de marécage, sable et lande, des versants de débris privés d'arbre et d'herbe, des champs de glace et de neige, des falaises rocheuses entièrement nues, et des volcans en éruption avec leurs amas de scories et de cendres déposés alentour accaparent encore en Russie, Finlande, Suède, Norvège, Islande, Hongrie, Hanovre, France et Italie des milliers de lieues carrées et jusque dans les plus belles campagnes à céréales, la véritable terre arable n'est que la plus petite partie du sol, car celle-ci n'est souvent que la mince couverture d'un banc de gravier tout à fait stérile.

Le sol ne peut donc être destiné qu'à la seule et unique agriculture et n'être présent que pour l'Homme, dans la nature il doit encore avoir une autre finalité plus générale, car même le sol mort, calciné et gelé de ces déserts ne peut être totalement inutile.

Le sol remplit donc un ensemble de fonctions autres qu'agricoles dans le grand système de la nature, ce qui, de nos jours, renvoie un peu à la notion des « services écosystémiques » fournis par les sols.

La fonction première et générale qu'il accomplit est sans conteste le cycle éternel et régulier des eaux, qu'il régule de manière telle qu'il serve à toute la création animée, et non seulement à l'Homme, mais aussi aux animaux et plantes. Le champ emblavé a besoin de pluie et de soleil, et par conséquent aucune agriculture n'a été possible avant que toute l'économie de la nature soit organisée de ce point de vue. Par rapport

² La traduction française du texte original, y compris les notes de bas de page de Fallou, figurent ici en *italique*, les commentaires variés et les notes infrapaginales des auteurs sont en caractères romains.

³ Cette strophe est extraite d'un long poème intitulé *La fête d'Eleusis* (1798), lieu où les Grecs célébraient la déesse de l'agriculture et des moissons. En traduction française proposée par les auteurs :

Afin que l'Homme devienne Homme

Il établit un lien éternel

Permanent avec la terre sacrée,

Son origine maternelle,

Le poème de Schiller se poursuit ainsi « (Et) respecte la loi du temps et la marche sacrée des astres... ».

à ce cycle des eaux, terre et mer représentent un tout inséparable, elles sont entre elles dans un échange permanent. L'eau qui s'évapore en continu de l'océan s'élève dans l'atmosphère, s'y condense en nuages, passe sous cette forme en nous survolant très haut vers l'intérieur des terres et se dépose ensuite à nouveau à terre tantôt comme brouillard, tantôt en pluie ou neige en fonction des différents air, température et gravité. Le sol reçoit toutes ces précipitations et les amène peu à peu vers la roche sous-jacente, comme à travers un filtre. Celle-ci n'a, certes, pas de pores comme le sol, mais une quantité de fentes et crevasses. Petit à petit, l'eau infiltrée se rassemble à nouveau dans ces étroits canaux, les innombrables fins ruissellements se réunissent en rigoles plus importantes qui finalement surgissent des montagnes sous forme de sources jaillissantes.

Sur leur cours, les sources se combinent en ruisseaux, ceux-ci en rivières et les rivières en fleuves puissants et ainsi toute eau que le sol a captée retourne enfin par de vastes détours dans le grand bassin de l'océan duquel elle a été conçue par l'intermédiaire de l'atmosphère. De cette manière, le monde de la mer obtient en retour non seulement l'eau qui lui a été soutirée par évaporation, mais encore également un ajout considérable de substances minérales que les sources ont dissoutes et extraites du sein des montagnes. Nous ne voulons rappeler ici qu'en passant l'énorme quantité de matières solides que le Rhin charrie en un seul jour sur son cours vers la mer.

On tient là une belle description du rôle que le sol est appelé à jouer dans le cycle global de l'eau, y compris dans sa dimension géochimique.

Si la terre ferme de notre planète consistait partout en roche pelée et nue, il n'y aurait pas de sources et donc pas de fleuves, nous n'aurions que des cascades périodiques, gonflées par un temps de pluie qui surgiraient alors des montagnes en flots tumultueux et inonderaient très loin les vallées et plaines en les dévastant, mais se tariraient à nouveau peu après, tous les lacs des plaines deviendraient des nappes puantes, il n'y aurait pas de cycle permanent et continu de l'eau, celui-ci se créa seulement parce que la roche sous-jacente de cette terre se couvrit de sol qui retient les précipitations atmosphériques un certain temps, à la manière d'une éponge, et même le sol apparemment le plus inutile remplit ainsi sa fonction, le cycle régulier des eaux.

Encore une vision bien actuelle du rôle absorbant et infiltrant du sol vis-à-vis de l'eau (« à la manière d'une éponge »),

permettant d'éviter ruissellement (« les flots tumultueux ») et inondations.

La deuxième fonction générale, encore que conditionnée par la précédente, est la conservation du monde animal et végétal, car avant qu'un être vivant puisse survivre, il fallait bien d'abord que son alimentation soit assurée. Aucun animal ni plante ne vit d'air et d'eau seulement, mais l'animal de la plante, le prédateur aussi indirectement, la plante en revanche du sol.

En écrivant « Aucune plante ne vit d'air et d'eau seulement... », idée qu'il développe encore par la suite, Fallou montre, comme déjà souligné dans plusieurs Chapitres précédents, que sa conception de la nutrition des plantes en reste à la « théorie de l'humus » selon Thaer (1809), à savoir que les végétaux tirent l'essentiel de leur carbone des matières nutritives présentes dans le sol et non du CO₂ atmosphérique. Certes, il reconnaît l'importance des apports minéraux pour la plante, et va le démontrer par la suite de ce Chapitre, mais il n'en fait pas le processus principal de la nutrition végétale, à l'opposé de son contemporain germanophone Liebig avec sa « théorie minérale » (1840, 1841) qu'il semble négliger.

Pourtant l'Homme entend vivre aussi, bien que la nature ne lui offre pas toujours assez pour apaiser sa faim, il n'y avait pas partout et en tout temps des fruits comestibles, le gibier diminuait peu à peu dans les bois et les eaux étaient gelées en hiver. La nécessité le força à mettre la main à la charrue, il apprit à cultiver le champ. Ainsi le sol hérita de sa dernière et suprême fonction, la culture du champ. De ce point de vue, il n'est toutefois disponible que pour l'Homme ; comme terre arable il n'a de sens que pour lui, pour lui il ne saurait y avoir plus important, c'est une tâche d'ampleur incalculable, car que serait encore aujourd'hui l'humanité sans agriculture ?

Le frisson nous saisit lorsque nous nous trouvons plongés dans la nature sauvage et ne pouvons percevoir la moindre trace de présence humaine autour de nous. Le sol cultivé, les épis mouvants d'un champ, le sentier, la haie d'un jardin ou l'arbre fruitier nous montre alors que nous ne sommes pas seuls et abandonnés. Seule la culture du sol fait de cette terre un lieu d'habitation agréable, c'est la semence germant qui a lié le nomade à la glèbe, c'est l'agriculture qui a assemblé les Hommes, les a réunis en famille et état, tout ce que nous avons aujourd'hui, notre culture et civilisation, nous le devons au seul lien que l'Homme a conclu avec sa mère terre, car c'est par l'agriculture que l'Homme devint l'Homme.

Ainsi la nécessité, qui lui apprit à cultiver le sol, ne fut pas un malheur pour lui, et la malédiction qui, selon le mythe hébraïque, affecta le premier Homme: « Tu

gagneras ton pain à la sueur de ton front ! » est devenue un bienfait pour toute l'humanité.

On va revenir ensuite sur les multiples utilisations auxquelles se prête le sol dans tous les domaines d'activité humaine : construction, chauffage, industrie, commerce, etc.

Nous comprenons maintenant que même le sol apparemment inutile ait sa finalité, il nous procure tant de profits divers par ailleurs, même si n'est comme champ, que nous pouvons le considérer au même titre que le sol arable fertile, car en raison justement de notre culture, nous avons maintenant plus de besoins que le pain quotidien. Combien de travailleurs ne sont-ils pas occupés dans les sablières et les gravières, à extraire le sol totalement dépourvu de valeur arable pour le propriétaire, mais tellement indispensable à la construction de maisons et de routes comme à de bien d'autres arts et métiers ! En d'autres temps, quel bien inestimable est devenue la tourbe pour de nombreux pays, l'enfant de la forêt primitive n'en avait pas la moindre idée, et tous les avantages que même le sol tout à fait désert et infertile procure à l'Homme, quelle valeur il a pour l'industrie et le commerce et ainsi pour le bien-être général, cela ne pouvait lui apparaître avant qu'existe un état avec une industrie et un commerce. Cependant, dans la nature rien n'est définitif, ses forces et lois seules sont éternelles. Avec le temps, tout se transforme dans sa substance et forme, comme dans le monde organique, dans l'inorganique aussi, sans cesse des régénérations ont lieu, les éléments se combinent sans arrêt en nouveaux corps et sont continuellement en transition d'un état à un autre. Héraclite le dit déjà par les mots : « à part le feu, il n'y a rien d'éternel, tout est dans un flux permanent d'un état à un autre », et son contemporain, Pythagore, enseignait : « tout dans la nature est soumis au changement et à la modification, les corps se transforment incessamment en d'autres apparences ».⁴

Le sol aussi est le résultat d'un remodelage et d'une transformation car, au tout début, il était roche ferme. Ce que plantes et animaux ont apporté ne peut s'être ajouté qu'une fois du sol déjà présent. La question se pose alors : restera-t-il ce qu'il est maintenant, conservera-t-il à jamais sa fonction de sol arable ? Cette question vaut bien la peine d'être examinée et ce d'autant plus qu'on n'a pas du tout oublié l'idée : « comme toute chose en ce monde, le sol ne rajeunit pas, mais vieillit et à la fin il perdra complètement son énergie créatrice » déjà largement répandue dans

l'Antiquité et, qui, bien au contraire, ressort à nouveau aujourd'hui, mais sous une autre forme.

Dans le grand cycle de la nature, le sol est susceptible de se transformer sous l'effet de forces naturelles d'ordre physique (érosion, transport, dépôt) ou chimique (altération minérale).

Encore que le sol subisse les modifications que les forces de la nature provoquent en lui, l'Homme a également le pouvoir de l'améliorer et de le détériorer, les modifications auxquelles il est exposé sont donc ainsi pour partie naturelles, pour partie artificielles.

Les premières se scindent en outre en mécaniques et chimiques. Le sol n'est modifié mécaniquement que de l'extérieur par les inondations persistantes de la mer et des fleuves, par formation de tourbe et de marécage ainsi que par les retombées de poussière et de cendres lors d'éruptions volcaniques. Cette croissance ne peut naturellement se produire que dans des vallées et des plaines, non sur des pentes raides de montagne, ici le sol décroît plus qu'il ne croît. Du sol nouveau est en revanche sans cesse ajouté à de larges vallées fluviales et sur des rivages marins plats. À l'embouchure des fleuves, dans les baies qui sont protégées de la houle violente et du ressac par la présence de bancs de sable ou d'isthmes, des estrans nouveaux se forment encore de nos jours, par place, presque à vue d'œil, avec du sol fertile et dans un temps si bref, qu'il est déjà recouvert du plus beau tapis herbeux après peu d'années. En conséquence, les modifications mécaniques consistent surtout en une augmentation du sol, il croît en général en étendue et épaisseur.

Le sable soulevé et emmené ici ou là est toutefois une augmentation très peu réjouissante pour maint pays côtier, où il a déjà enseveli des villages entiers avec leur campagne, comme dans le Jutland et les Landes dans le golfe de Gascogne ; mais ces menées de sable ont par ailleurs aussi eu leur avantage, car elles ont sûrement rempli et transformé au moins en forêt de pins maint étang et plaine marécageuse, comme dans la région entre Elbe et Oder toujours richement pourvue en lacs et failles. Les ravages des fleuves dans les vallées alpines par remblayage de zones fertiles avec leurs débris sont comme les ensablements des dunes mouvantes. Ceci en particulier dans le val d'Adige, du Passeier et de Salzach. Entre Zell et Mittersill, la Salzach a modifié son lit à plusieurs endroits de telle manière qu'elle s'est frayé un cours entre champs et prairies et couvert le fond de la vallée des deux côtés de sable et de débris.⁵

4 Ovide, *Métamorphoses*, livre XV, v.165-265.

5 Il existe aujourd'hui encore une stèle à l'endroit où l'empereur François II

Quant aux modifications que le sol subit par des processus chimiques, celles-ci consistent surtout en décompositions, qui se produisent en son sein, et concernent ainsi davantage une restructuration et transformation et en même temps indirectement la consistance de celui-ci. La modification la plus importante et la plus favorable de cette sorte est la dissolution progressive du minéral encore non décomposé, et dans cet état tout à fait inutile pour la plante, qui y est contenu. De même que l'oxygène de l'air et l'eau a déjà transformé en sol une part considérable de l'écorce solide de notre planète, ainsi ronge-t-il aussi continuellement les ruines qui y demeurent, elles aussi doivent être à la fin complètement transformées en terre, et ceci d'autant plus vite qu'elles sont déjà davantage fragmentées, car un pouce cube⁶ de roche solide réduit en 100 pouces linéaires offre naturellement une surface bien plus grande à l'attaque de l'oxygène que ce même pouce cube entier.

Remarques intéressantes sur le potentiel d'altération des roches en fonction (i) des surfaces spécifiques développées, (ii), du facteur temps dans l'altération et (iii) de la nature de la roche (cf. infra, à propos de la vitesse de dissolution des roches par l'acide carbonique dissout).

Cette décomposition à l'intérieur est, certes, encore bien moins visible que l'altération par l'extérieur, dans maint sol une génération humaine ne suffira pas à observer la moindre modification, il est pourtant hors de doute que même la roche de quartz subit une décomposition progressive et que les débris inertes de granite désagrégé peuvent devenir, ne serait-ce qu'après des millénaires, un sol limoneux compact dans l'aspect extérieur duquel on ne serait plus en mesure de reconnaître sa roche initiale et son origine. En revanche, toutes les matières organiques se décomposent d'autant plus vite dans le sol et c'est justement cette décomposition qui en fait une terre arable. Par leur pourrissement, des restes de plantes, cadavres et excréments d'animaux deviennent humus (Moder) et le sol, un corps jusqu'ici encore purement minéral devient de cette manière un mélange de substances corruptibles et incorruptibles, il devient terre végétale et arable.

a fait aux pauvres gens la promesse consolatrice : « Oui, enfants, il faut que vous soyez aidés ! ». Ils n'ont aujourd'hui encore pas été aidés, et il ne sera assurément pas si facile d'aider ici.

⁶ Soit 16,387 cm³ ou 0,0164 l.

Le rôle des matières organiques dans les forces naturelles chimiques est ensuite évoqué.

Mais pour cette dernière en particulier, la plus importante modification est la dissolution des substances nutritives minérales qui y sont, car celles-ci ne peuvent venir en aide à la plante tant qu'elles ne sont pas rendues tout à fait libres et liquides. Il est bien connu que le solvant le plus efficace est l'acide carbonique et celui-ci d'autant plus abondant dans la terre arable que celle-ci est pourvue en humus (Moder), par la putréfaction duquel elle se forme tout d'abord. Plus il se développe d'acide carbonique dans la terre arable, plus vite doivent aussi se dissoudre les substances minérales nutritives de la plante contenues dans cette dernière. Il est établi que l'eau contenant de l'acide carbonique dissout, à partir de la roche compacte, en général une fois plus de terre de silice, calcaire et de magnésie (Talkerde⁷) que l'eau distillée et, à partir du basalte, bien plus du double de ces matières.

Le discours concernant les processus pédogénétiques est intéressant ici à plus d'un titre ; il montre que Fallou envisage bien la matière organique comme un acteur important dans l'altération des roches permettant la libération d'éléments disponibles pour les plantes. Mais aussi que cette mise en solution des minéraux peut conduire à des accumulations minérales dans les sols sous forme soit carbonatée, soit ferrugineuse :

Cependant, la dissolution accélérée de telles substances nutritives des plantes ou d'autres peut parfois avoir son inconvénient, dans la mesure où ces dernières sont perdues avant le temps pour les plantes, ou entrent à nouveau dans d'autres liaisons stables, de la terre peut redevenir roche compacte. De petits dépôts de tuf calcaire se forment aujourd'hui encore dans des fonds de prairie marécageux sous eaux calcaires stagnantes, du fait que la terre calcaire dissoute dans l'eau précipite et recouvre de sa vase roseau, herbe et mousse avec leurs flegmatiques habitants, les escargots et vers, jusqu'à ce que tout soit coagulé en une motte solide et

⁷ Le mot allemand utilisé par Fallou est « Talkerde » ; terme qui peut se traduire par « terre de talc », mais correspond probablement plutôt à une autre traduction, celle de « magnésie », « oxyde de magnésium » <https://fr.langenscheidt.com/allemand-anglais/talkerde> ; voir aussi <https://www.yumpu.com/de/document/read/5018328/10721-Alte-Mineralnamen-und-Synonyme>, pour « magnésit ». De même, il sera question plus loin de « kohlen-saure Talkerde », qui correspondrait donc à « magnésie carbonatée », un des constituants de la dolomie (calcaire double de calcium et de magnésium). En conséquence, « Talkerde » a été traduite ici en français par « magnésie » tout en conservant (entre parenthèses) l'original allemand.

pétrifiée ; les concrétions dites réniformes ou cylindres stalactitiques de sphaérosidérite ne s'en forment pas moins dans le limon, là où il contient beaucoup d'oxyde de fer, parce que les racines nécrosées sont peu à peu couvertes et incrustées d'ocre ferreux, de la même manière également les concrétions de marne calcaire présentes dans la marne ; dans l'ensemble ces métamorphoses sont toutefois de peu de poids face à l'énorme masse du sol déjà existant, infiniment plus de roche est devenue et devient terre maintenant encore que celle-ci ne se transforme en sens inverse à nouveau en roche.

À propos des aspects agronomiques relevant de la pédogenèse, on relèvera ici quelques remarques tout à fait pertinentes sur les racines nécrosées et les pertes comparées d'éléments minéraux utiles à la plante par lixiviation (ici « lessivage »).

Bien plus préoccupantes semblent les modifications que le sol subit par lessivage, car les nutriments requis pour la végétation peuvent lui en être retirés ainsi en un temps très bref.⁸ La terre calcaire semble être plus spécialement soustraite au sol de cette façon, car elle constitue toujours la part la plus importante des substances que les fleuves transportent des montagnes vers la mer. Puis viennent les sels de potasse et phosphore et, sur sol fortement fumé, l'azote sous forme d'acide nitrique qui, lessivés par l'eau de pluie absorbée, lui sont à nouveau retirés. Cependant, une grosse portion de ces matières et notamment potasse, sodium, terre carbonatée de calcaire et de magnésie (kohlensaure Talkerde), est déjà perdue au moment de la décomposition de la roche sous-jacente, donc non pas pour le sol déjà présent, mais bien pour celui en train de se créer. Le schiste de mica calcaire des Alpes salzbourgeoises fraîchement taillé contient autour de 30, parfois même apparemment 80 % de calcaire carbonaté, mais le sol qui en résulte directement ou plus exactement encore en cours de formation, souvent à peine 1 %, en sorte que pendant sa transformation ou sa conversion de roche ferme en gravier et sable celui-ci doit déjà avoir perdu la plupart de sa terre calcaire, la désagrégation seule ayant déclenché le lessivage de cette dernière.

Judicieuse remarque ci-dessus concernant l'existence de sols issus de roches calcaires mais qui ne sont plus eux-mêmes carbonatés et sur la disparition d'autres éléments nutritifs pour les plantes comme le potassium, le phosphore et l'azote.

⁸ En fait pour ceux qui sont déjà dissous, un lessivage étant impossible pour ceux qui ne le sont pas.

Cependant, que cette excrétion et disparition de certaines substances élémentaires suite à de permanentes décomposition et dissolution ne puisse se produire dans les mêmes proportions en tout sol ni à travers la masse entière de celui-ci, le sol de marne de loess le démontre, qui, dans ses couches supérieures, contient souvent plus de calcaire et magnésie carbonatés⁹ (kohlensaure Talkerde) que dans les inférieures, et déjà pour cette raison il serait faux de prétendre que le limon qui le recouvre a autrefois aussi été du loess. Toutes les substances ne sont pas lessivées en même temps, l'une plus tôt que l'autre et de l'une davantage que de l'autre, le sodium avant la potasse et celle-ci avant la silice dont seules de très faibles quantités sont dissoutes. Le surplus de ces matières dissoutes lui-même, c. à d. ce que les plantes en laissent après saturation, ne va certes pas passer immédiatement dans les eaux souterraines, il en reste en tout cas une partie liée au tissu racinaire.

Le passage ci-dessus est particulièrement remarquable pour diverses raisons, à savoir que Fallou : (i) semble associer à un même niveau la dynamique du calcium (calcaire) et du magnésium (magnésie), (ii) va différencier nettement la dynamique de solubilisation et de pertes par lixiviation d'autres éléments des roches et des sols avec des exportations plus rapides du sodium que du potassium mais nettement plus lentes pour la silice, et enfin (iii) montre que l'on peut appréhender les processus d'altération et les cycles géochimiques par l'« analyse des eaux souterraines » (ci-dessus, nommées aussi « eaux de drainage » ci-après) ce qui est sûrement une idée très novatrice pour l'époque. Quant aux actions de l'Homme sur les modifications des sols, Fallou constate les bienfaits de l'agriculture en termes d'amélioration, mais s'interroge aussi sur la possibilité que le sol en vienne à perdre sa fertilité.

Parfois aussi le lessivage est un bienfait pour le champ, notamment quand il contient un excès de l'une ou l'autre matière, ou des substances vraiment toxiques (poisons), en sorte qu'elles ont un effet défavorable sur les plantes, comme p.e. le sodium dans les nouvelles terres gagnées sur les estrans du littoral de la mer du Nord, ou l'oxydure de fer et le fer phosphorique dans le sol des marécages et tourbières asséchés et la terre dite pulvérulente, ou le fer sulfurique dans le sol tourbeux des marais.

⁹ Fallou tient visiblement à souligner que la magnésie peut être carbonatée (cf. note 7) ; il est cependant curieux qu'il évoque à plusieurs reprises des « calcaires carbonatés ». Il sait forcément que les calcaires sont carbonatés mais insiste peut-être sur l'intérêt agricole des roches riches en carbonates qui servent de « solvants » dans le sol par leur acide carbonique qui va stimuler la mise à disposition de substances minérales essentielles pour la plante (cf. les « engrais » p. 143).

Comme prévu d'ailleurs, les modifications naturelles ci-devant mentionnées ne se prêtent pas à notre observation, justement parce qu'elles ne se produisent qu'à l'intérieur, dans la profondeur ténébreuse du sol, mais que pour autant des processus chimiques doivent y avoir lieu sans cesse découle déjà des analyses des eaux de drainage.¹⁰ Sous la quiétude apparente de sa masse morte inerte, les éléments y sont en effet en mouvement incessant, au cours du temps des liaisons se créent par oxydation et excrétion, exclusion et échange dans cette masse, par lesquelles elle est modifiée non seulement dans sa forme, mais aussi dans sa substance. Dans ce sens on peut dire que la terre arable n'est pas seulement remodelage, mais refonte complète.

Quant aux modifications artificielles que le sol subit sous l'emprise de l'Homme par sa culture, on peut les qualifier en partie d'améliorations, en partie de détériorations. Elles ne concernent que le sol cultivable, et là aussi seulement la composition et la nature, le savoir-faire humain étant incapable de rien changer aux position et hauteur, étendue et importance. Mais le sol inculte ne devient fertile que par la culture, donc grâce à la main de l'Homme. Abandonné à la nature, il ne produit que des plantes sauvages, pour fournir des végétaux plus nobles, des fruits, légumes et céréales, il doit tout d'abord être préparé artificiellement, l'arbre fruitier, la pomme de terre, les céréales et légumineuses et toutes les plantes des jardins et champs quel que soit leur nom, ne s'accommodent pas des arbres de la forêt, ils exigent un sol meilleur, défriché, ils ne croissent que grâce à l'entretien et au soin humains, la terre cultivée ne peut ainsi exister que par l'action, par le labour, l'Homme ne doit son champ emblavé qu'à sa seule activité propre, à ses travail et amélioration adéquats du sol.

Pourtant, tout comme le sol brut intact, qui dans son état naturel n'a porté pendant des millénaires que forêt et lande, joncs et laïches, par la culture se transforme peu à peu dans sa nature, en quelque sorte s'anoblit et devient ainsi seulement vrai sol arable, de même celui-ci peut-il aussi redevenir passagèrement friche et désert du fait de traitement inapproprié et négligence, l'Homme a les deux en main, amélioration et détérioration. On devrait certes croire que son propre intérêt l'oblige déjà à se préoccuper toujours uniquement de la première, cependant il se laisse aussi souvent abuser par de fausses promesses et à l'encontre de milliers d'années d'expériences on

essaie toujours à nouveau de récolter sans frais, peine et travail particulier, jusqu'à ce qu'il n'y ait plus rien d'autre à récolter que mousse et mauvaise herbe.

Ce sont ces détériorations en particulier qui nous amènent à la question : avec le temps, le sol perdra-t-il sa fertilité et ainsi sa fonction de sol cultivable, ou restera-t-il ce qu'il est ?¹¹

On a prétendu voici 2000 ans déjà que le sol s'épuisait peu à peu de par la culture, vieillissait et devenait invalide comme l'Homme lorsqu'il parvient au grand âge, et les maîtres de l'agriculture rationnelle répètent aujourd'hui cette antienne en formulant la phrase :

par la culture continue du sol, ses substances nourricières non seulement organiques, mais aussi minérales sont à la fin totalement épuisées par les plantes, elles doivent donc lui être à nouveau restituées s'il doit rester fertile.

Fallou aurait pu citer ici les travaux de Sprengel (1826), ce précurseur de Liebig à l'origine de la « loi du minimum », qu'il a pourtant mentionné précédemment à propos de la classification des terres (Aeschlimann et al., 2020). Mais en considérant les « substances nourricières » comme à la fois « organiques » et « minérales », il se situe à nouveau dans le contexte de la « théorie de l'humus » de Thaer. Sur le plan des bilans minéraux, Fallou explique ensuite que les réserves en éléments nutritifs minéraux pour la plante sont tellement importantes dans ses débris de roches et/ou ses fragments organiques qu'un sol n'est jamais épuisable. En revanche, si ces éléments ne sont pas immédiatement disponibles, c'est à l'Homme de mettre en oeuvre les techniques adéquates pour les mobiliser, ce qui le conduit à aborder la notion d'« engrais ».

Columelle déjà répond à cette admonition par les termes :

le sol ne subit pas la fatigue ni la vieillesse, mais répond naturellement à notre stupide inertie par des champs moins généreux.¹²

Si l'on croit qu'il doit être rendu au sol après chaque récolte in natura la même quantité de matières minérales que les plantes lui ont prélevée pour qu'il reste fertile, c'est sans aucun fondement. Excepté le sol de tourbe, et nonobstant le lessivage, le sol ne souffre, en règle générale, d'aucun manque en ces matières, il en est si richement pourvu, la terre de silice tout au moins, qu'elles suffiront encore pour des millénaires; en général elles sont simplement liées à

¹¹ Phrases soulignées par les auteurs de l'article.

¹² Dans l'original (liv. II, chap. 1) il est dit : *Non igitur fatigatio, nec senio, sed nostra scilicet inertia minus benigne nobis avia respondent.* (Nouvelle traduction française qui diffère du texte allemand, mais en garde le sens).

ses composantes massives, aux débris encore non décomposés et même jusqu'aux fragments minéraux réduits en sable le plus fin, et restent ainsi inaccessibles pour l'heure à la plante. Le sol primitif de granite et gneiss consiste très souvent presque entièrement en fine roche sous-jacente désagrégée et à moitié altérée et ses matières élémentaires sont ainsi pour l'essentiel encore non dissoutes. Il serait donc bien difficile de tenter d'évaluer quand la réserve de nutriments minéraux des plantes contenue ici sera épuisée.

La plante ne peut naturellement pas en consommer plus qu'il ne lui en est offert sous une forme acceptable pour elle, de la roche compacte encore non décomposée et non dissoute présente dans le sol (gravier et sable), elle ne peut rien tirer, si elle ne trouve plus l'aliment requis, elle doit bien s'étioler, ce n'est donc pas surprenant si un champ non pas cultivé mais surexploité par semis et fauche ininterrompus devient à la fin stérile et aride, car les aliments prélevés dans le sol par la plante ne sont pas remplacés par la nature aussi vite que l'Homme l'exige, il ne peut demeurer fertile que grâce à un traitement naturel et une utilisation soignée. Soit il doit donc être laissé en paix un certain temps en sorte que les substances maintenant encore liées se dissolvent d'elles-mêmes, soit l'Homme doit venir en aide à la nature avec son savoir-faire, il doit éveiller les forces encore endormies dans le sol et tenter d'accélérer la dissolution des substances désirées par des moyens appropriés, de manière qu'elles puissent aussi devenir liquides et circuler, car la plante ne peut les absorber sous forme solide, mais seulement liquide avec l'aide de l'eau.

Sous l'appellation d'« engrais », la chaux et la matière organique pourrissante (Moder) sont expérimentées depuis longtemps comme de tels solvants. La première décompose et dissout non seulement les composants minéraux du sol, mais elle favorise aussi la décomposition des matières organiques dans l'engrais végétal, la marne¹³ aussi, plus ou moins. Pour l'essentiel toutefois c'est l'humus animal et végétal (fumier) qui favorise la dissolution des matières nutritives minérales, par l'acide carbonique, le plus puissant solvant de ces matières, qui se forme lors de sa propre décomposition, il restera par conséquent le meilleur moyen de maintenir le champ en l'état fertile. Il est particulièrement nécessaire au sol primitif des

montagnes auquel la dent du temps doit encore ronger longtemps avant de le transformer en terre arable, alors que le sol déjà riche en humus des plaines basses peut tout à fait s'en passer. Ici, un tel sol ne manque pas, il y a du sol, si bien pourvu de toutes les matières nutritives que les plantes peuvent toujours s'en régaler en abondance, que l'Homme peut parfaitement se dispenser de toute aide artificielle, car dans les plaines du Nil, de Volga, Danube, Elbe et Weser, la nature pourvoit elle-même à la fertilisation par les inondations annuelles de ces fleuves.

Chaux, marne et matières organiques en décomposition constituent donc les « engrais » qui, selon Fallou, ne sont pas destinés à apporter eux-mêmes des éléments nutritifs, mais à fonctionner comme des solvants, des produits qui, par leur action chimique corrosive alcaline (la chaux) ou acide (l'humus par son acide carbonique) vont contribuer à libérer les substances nutritives contenues dans le sol, ou tout au moins en accélérer la dissolution. En d'autres termes, il voit l'engrais comme permettant de valoriser plus rapidement les réserves contenues dans les débris organiques et rocheux qui, sinon, relâchent très lentement les éléments nutritifs nécessaires aux plantes. Cette théorie est bien éloignée de celles qui prévalent à son époque sans même vouloir évoquer Liebig. Ainsi Gasparin (1843, tome 1, 9^e partie, pp. 523-720) avait déjà développé une tout autre approche du mode opératoire de l'engrais, beaucoup plus proche de notre perception actuelle. Autrement dit Fallou fait ici preuve d'originalité, il se veut novateur tout en ignorant délibérément les travaux d'agrorologie de ses contemporains. Par ailleurs son analyse des processus géochimiques qui conduisent à la libération sous forme soluble d'éléments minéraux nécessaires à l'alimentation de la plante est remarquable.

C'est donc une peur infondée si l'on croit que le sol s'épuise et devient stérile avec le temps, cela ne lui arrive pas en utilisation rationnelle, il demeure pour les Hommes ce à quoi il était destiné par la nature, il reste sol cultivé, les lieux de production pour les besoins de son existence.

En conclusion, pour Fallou, un épuisement des sols en éléments nutritifs pour les plantes n'est pas à craindre, simplement, « l'Homme doit venir en aide à la nature avec son savoir-faire » (voir supra).

Des doutes s'élèvent quant au climat, certes, ne va-t-il pas réduire la culture avec le temps et repousser peu à peu de sa patrie le paysan du nord et l'obliger à émigrer dans des régions méridionales avec sa charrue. L'évidence que la côte est du Groenland (pays vert), sur laquelle il y avait encore 190 villages en l'an 1406, soit devenue depuis totalement inhabitable et

13 Le marnage des champs était déjà courant dans l'Antiquité. Varron découvrit déjà cette habitude en Gaule, lorsqu'il s'y trouva, sous Pompée le Grand, en guerre contre César. De même la vase de la mer et des fleuves était déjà utilisée comme engrais dans la préhistoire.

Palladius de re rust. liv. I. tit. 33.

presque inabordable sous la glaciation, que l'Islande couvrirait ses besoins en céréales sur son propre sol au Moyen Âge et n'ait plus aujourd'hui que tout juste assez de pâturage pour ses rares troupeaux d'ovins et de bovins et, tout comme l'est du Groenland, puisse anticiper sa complète désertification, que la Norvège eut autrefois un climat plus doux qu'aujourd'hui, qu'en Allemagne du Nord la vigne ne croisse plus comme jadis jusqu'à 52° Lat. N., qu'en maints endroits il ne reste plus de viticulture que le nom de « Vigne », que même en Allemagne méridionale la vendange doive être repoussée au mois d'octobre alors qu'au 14e siècle elle commençait déjà au mois d'août, que le nombre de jours maussades et pluvieux augmente et les hivers deviennent toujours plus longs sinon plus froids, qu'en Suisse les glaciers s'étendent toujours plus bas dans les vallées et chassent les bergers de leurs pâturages et dans les Alpes salzbourgeoises beaucoup de mines d'ancienne extraction d'or locale sont aujourd'hui enfouies sous la neige éternelle au Brennkogl, au Rathhausberg, à Rassfeld, et à Fusch et ont dû être abandonnées, constitue en effet autant de signes inquiétants. Sur le Brennkogl, trois loges de mineurs qui avaient été enfouies sous les neiges en l'an 1777 et complètement recouvertes par les glaces par la suite ne sont réapparues qu'à l'été 1857 avec les squelettes de tous leurs mineurs.

Il est avéré que les glaciers de la Suisse ont eu une ampleur considérablement plus importante dans la préhistoire qu'aujourd'hui, il a dû même y avoir un temps où l'Allemagne aussi était un unique immense champ de neige ; c'est précisément pourquoi un tel état de choses peut à nouveau se produire ultérieurement, il est ainsi possible qu'une grosse partie de l'Europe se couvre à nouveau de glace comme elle l'était autrefois, possible que la Terre se dirige de cette manière vers une autre époque de l'histoire de sa formation, on peut d'ailleurs attribuer ces modifications à des causes telluriques ou cosmiques, à une fluctuation de la température atmosphérique, voire à une autre position de la Terre elle-même, ce que nous laisserons aux naturalistes le soin de décider.

Dans les lignes ci-dessus, Fallou s'inquiète vivement d'une continuation du refroidissement climatique général que l'Europe a effectivement connu jusqu'au XVIII^e siècle au cours du « petit âge glaciaire »¹⁴. Il est loin de pouvoir s'imaginer qu'à

peine 40 ans plus tard un réchauffement climatique va débiter qui, lui, n'a plus rien de naturel !

De même les craintes quant aux erreurs de l'économie industrielle ou rationnelle actuelle et à leurs atteintes perturbantes sur le développement naturel de la vie animale et végétale, si elles étaient fondées, ne porteraient ni sur la substance du sol ni sur le fait que celui-ci pourrait être ruiné pour l'éternité par des pratiques irrationnelles, mais bien sur des détériorations seulement temporaires. Certains secteurs pourraient, certes, être ruinés et dévastés de cette façon, comme il se produit lors d'événements naturels, mais la fonction générale du sol n'en sera pas pour autant abolie. L'agriculture est certes pratiquée aujourd'hui comme une usine et avec une spéculation si raffinée et industrielle comme elle n'a jamais été opérée, le sol est exploité autant que possible et cependant pour le moment aucun mouvement régressif des rendements n'a été à observer, au contraire, la production est toujours en croissance, elle ne peut non plus diminuer aussi longtemps que le sol augmente en extension et importance et est encore maintenu en bon état cultivable.

En conclusion à sa présentation générale, Fallou se montre résolument optimiste quant à l'augmentation à venir de la productivité agricole. S'il s'avère étrangement clairvoyant à l'égard des risques environnementaux que pourraient engendrer « des pratiques irrationnelles » sur les règnes animal et végétal, il considère en revanche que celles-ci ne sauraient affecter le sol, ou au pire, que de manière temporaire, car il a la conviction que la « production [sera] toujours en croissance ». Il ne pouvait guère soupçonner que l'accumulation de ces dernières allait entraîner des problèmes majeurs à commencer par une dégradation générale de la qualité des terres cultivées.

14 À propos de l'origine supposée naturelle du « petit âge glaciaire », il est intéressant de rappeler ici l'hypothèse émise par Ruddiman (2003) sur une origine anthropique du refroidissement observé. Il serait dû à une diminution drastique des populations mondiales suite aux grandes pandémies en cours depuis le XIII^e siècle, ce qui aurait conduit à l'abandon massif de

terres cultivées et donc à une reforestation globale s'accompagnant d'une séquestration massive du carbone atmosphérique dans le système sol-plante, d'où, par conséquent, un refroidissement du climat. L'hypothèse de Ruddiman inverse complètement le raisonnement sur les conséquences des interactions pandémies-climat : au lieu qu'un refroidissement « naturel » induise les pandémies, ce sont les pandémies qui provoqueraient un refroidissement.

BIBLIOGRAPHIE

- Aeschlimann J.P., Frossard E., Feller C., 2010 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». III. Chapitre 1 « Genèse du sol ». Étude et Gestion des Sols, 17 : 255-262.
- Aeschlimann J.P., Feller C., Frossard E., 2018 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». VI. Chapitre 4 « Espace du sol ». Étude et Gestion des Sols, 25 : 43-58.
- Aeschlimann J.P., Feller C., Frossard E., 2020 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». IX. Chapitre 7 « Classification des sols ». Étude et Gestion des Sols, 27 : 91-111.
- Fallou F.A., 1862 - Pedologie oder allgemeine und besondere Bodenkunde. Schönfeld, Dresden, 487 p.
- Feller C., Aeschlimann J.P., Frossard E., Lutz V., 2008 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». La Préface de l'ouvrage. Étude et Gestion des Sols, 15 : 131-137.
- Feller C., Aeschlimann J.P., Frossard E., 2015 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». V. Chapitre 3 « Nature du sol ». Comparaison avec Gasparin. Étude et Gestion des Sols, 22 : 59-75.
- Feller C., Aeschlimann J.P., Frossard E., 2019 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». VII. Chapitre 5 « Stratification du sol ». Étude et Gestion des Sols, 25 : 9-19.
- Frossard E., Aeschlimann J.P., Lutz V., Feller C., 2009 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». 2. L'Introduction de l'ouvrage. Étude et Gestion des Sols, 15 : 255-267.
- Frossard E., Aeschlimann J.P., Feller C., Strigens A., 2011 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». IV. Chapitre 2 « État du sol ». Étude et Gestion des Sols, 18 : 109-123.
- Frossard E., Aeschlimann J.P., Feller C., 2019 - Friedrich Albert Fallou (1794-1877) et sa « Pedologie ». VIII. Chapitre 6 « Diversité du sol ». Étude et Gestion des Sols, 26 : 21-29.
- Gasparin, comte de, 1843 - Cours d'agriculture. Tome 1. La maison rustique, Paris, 732 p.
- Liebig J., 1840 - Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie. Vieweg, Braunschweig.
- Liebig J., 1841 - Chimie organique appliquée à la Physiologie végétale et à l'Agriculture. Fortin Masson, Paris, 437 p.
- Ploeg R.R. van der, Böhm W., Kirkham M.B., 1999 - On the origin of the theory of mineral nutrition of plants and the law of the minimum. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 1055-1062.
- Ruddiman W.F., 2003 - The anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. Climatic Change 61: 261-293.
- Sprengel C., 1826 - Ueber Pflanzenhumus, Humussäure und humussäure Salze. Archiv für die Gesamte Naturlehre, 8, 145-220. (Cf. Ploeg *et al.*, 1999).

Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols :

Éléments de cadrage, outil d'analyse et études de cas

J.-S. Ay^(1*), N. Pousse⁽²⁾, L. Rigou⁽³⁾ et L. Thannberger⁽⁴⁾

- 1) CESAER, AgroSup Dijon, INRAE, Université de Bourgogne Franche-Comté, 26 boulevard du Docteur Petitjean, 21000 Dijon, France
- 2) ONF, Département RDI, Pôle Recherche Développement et Innovation d'Avignon, 1175 chemin du Lavarin, 84000 Avignon, France
- 3) ASUP, Atelier Sols, Urbanisme et Paysages, 12 rue de l'église, 65690 Angos, France
- 4) VALGO, Laboratoire VALGO – PIC, 72 rue Aristide Briand, 76650 Petit-Couronne, France

* : Auteur correspondant : jean-sauveur.ay@inrae.fr

RÉSUMÉ

La dégradation d'un sol regroupe l'ensemble des modifications physiques, chimiques et biologiques qui nuisent aux fonctions et services qu'il peut potentiellement fournir. Nous présentons dans cet article des éléments de cadrage sur la définition et la mesure du coût économique de la dégradation des sols, nous proposons un outil permettant de comparer les différentes dégradations de manière unifiée et nous illustrons ces éléments sur des études de cas. Le focus sur les fonctions et services rendus par les sols permet de faire apparaître, dans une analyse multi-dimensionnelle, la grande variété des impacts que les dégradations entraînent. Cette variété implique toutefois que la traduction en coûts économiques n'est pas en l'état opérationnelle pour guider les décisions privées et publiques. Nous proposons des recommandations pour avancer sur ce point en conclusion.

Mots clés

Évaluation économique, aide à la décision, impact multi-factoriel, perception du sol.

Comment citer cet article :

Ay J.-S., Pousse N., Rigou L. et Thannberger L. - 2020 - Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse et études de cas, *Étude et Gestion des Sols*, 27, 147-161

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

SUMMARY**TOWARD AN ASSESSMENT OF THE COSTS OF SOIL DEGRADATION:****Framework, analytical tool, and case studies**

Soil degradation brings together all the physical, chemical and biological modifications that impair the functions and services that soils can potentially provide. We present in this article framing elements on the definition and the measurement of the economic cost of soil degradation, we propose an analytical tool allowing to compare the different degradation in a unified way, and we illustrate these elements on case studies. The focus on the functions and services provided by soils allows us to show in a multi-dimensional analysis the wide variety of impacts. With the current level of knowledge, this variety implies that the assessment of economic costs is not yet operational to guide private and public decisions. We offer recommendations for advancing on this point in conclusion.

Key-words

Economic evaluation, decision science, meta-indicators, stakeholders' perceptions.

RESUMEN**HACIA UNA EVALUACIÓN DE LOS COSTOS DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS:****Elementos de encuadramiento, herramienta de análisis y estudios de casos**

La degradación de un suelo agrupa el conjunto de las modificaciones físicas, químicas y biológicas que perjudican a las funciones y servicios que él puede potencialmente abastecer. Presentamos en este artículo elementos de encuadramiento sobre la definición y la medición del costo económico de la degradación de los suelos, proponemos una herramienta que permite comparar las diferentes degradaciones de manera unificada e ilustramos estos elementos por estudios de casos. El focus sobre las funciones y servicios prestados por los suelos permite hacer aparecer en un análisis multidimensional la gran diversidad de los impactos que las degradaciones provocan. Sin embargo, esta diversidad implica que la traducción en costos económicos no es en su forma actual operacional para guiar las decisiones privadas y públicas. Proponemos recomendaciones para progresar sobre este punto en conclusión.

Palabras clave

Evaluación económica, ayuda a la decisión, conjuntos de indicios, percepciones de actores..

De nombreuses activités humaines impactent les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, et modifient ainsi leur capacité à remplir des fonctions au sein des écosystèmes et à fournir des services pour la société. La notion de dégradation est habituellement utilisée pour désigner les modifications qui nuisent à la fourniture de ces fonctions et services (FAO et ITPS, 2015). Limiter la dégradation des sols est une préoccupation récurrente dans les politiques nationales et internationales de développement durable, qui peine cependant à se traduire en mesures efficaces.

À l'échelle mondiale, la FAO considère en 2015 que 40 % des surfaces actuellement cultivées sont soumises à des processus de dégradation. Le rapport IPBES (2018) évalue à 10 % du produit intérieur brut mondial le coût de la dégradation des terres. Le rapport IPCC (2019) montre que la dégradation des terres impacte les conditions de vie sur environ un quart de la surface émergée de la terre (hors glaciers). Les données sont néanmoins encore trop insuffisantes pour qualifier finement l'évolution de l'état global des sols en France.¹ En 2016, 1,6 milliard d'euros (près de 3,4 % de la dépense nationale française consacrée à la protection de l'environnement) sont destinés à des actions de protection des sols (MTES, 2019), en termes de dépollution (52,4 %), de prévention des infiltrations polluantes (38,4 %), de mesure et surveillance de l'état des milieux (5,2 %) et de protection des sols contre l'érosion et autres dégradations physiques (4,0 %). Ces dépenses sont en légère baisse par rapport à 2012 (-2,6 %), mais restent globalement stables depuis une dizaine d'années (+0,6 % en moyenne annuelle depuis 2006).

Alors que la nécessité du maintien de la capacité des sols à remplir des fonctions et à fournir des services fait l'objet d'un consensus à de nombreuses échelles décisionnaires, la multiplication des cadres conceptuels différents (quelquefois incompatibles) fait qu'il n'existe pas de consensus sur l'évaluation des coûts de la dégradation des sols (Robinson *et al.*, 2009 ; Dominati *et al.*, 2010).² Cette évaluation économique est pourtant un préalable nécessaire pour appréhender le niveau du préjudice, le comparer aux impacts positifs qu'ont eu ces mêmes modifications des sols au cours de l'histoire et envisager des solutions correctives. Elle passe en particulier par la confrontation des indicateurs usuels sur l'état des sols aux fonctions et services rendus (Blanchart *et al.*, 2019). De plus, l'intérêt de disposer de valeurs économiques se situe à deux niveaux qu'il convient de distinguer. D'un côté, elles permettent de juger l'intérêt de limiter ou de renverser les processus de

modifications (les bénéfiques sont-ils supérieurs aux coûts ?) et d'un autre côté elles permettent de prioriser les actions à mettre en œuvre (quelles dégradations ont le plus fort impact négatif et doivent être traitées en priorité ?) Les difficultés associées à l'évaluation de ces coûts sont d'ordre théorique, technique et pratique.

D'un point de vue théorique, une clarification terminologique et conceptuelle se révèle nécessaire pour harmoniser les différentes acceptions de la notion de coût qui, bien qu'utilisée dans le langage courant, revêt des définitions différentes selon les approches (par exemple, le coût comptable diffère du coût économique, tout comme le coût privé du coût social). Il s'agit également de préciser le statut juridico-économique des ressources en sols, en particulier le régime de propriété qui articule les causes et les conséquences des dégradations, en lien avec les relations qui existent entre les fonctions des sols et les services qu'ils rendent aux sociétés humaines. Nous prendrons alors appui sur la littérature économique en lien avec les 9 fonctions du sol reportées dans le rapport du *Joint Research Center* à l'Agence Européenne de l'Environnement (Jones *et al.*, 2012)³ et les 11 services écosystémiques décrits par le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005)⁴ qui constituent le dénominateur commun que l'on retrouve dans des approches plus récentes comme l'évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques (EFESE, 2017) ou la *common international classification of ecosystem services* (CICES, Haines-Young et Potschin, 2018). L'outil d'analyse que nous proposons permet de combiner, pour chaque service, l'ensemble des fonctions correspondantes et ainsi déterminer des impacts par dégradation (Graves *et al.*, 2015) qui pourront servir de base à l'analyse économique (l'outil est disponible en matériel additionnel, accessible sur :

<https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2020/05/CaMPISol.xlsx>)

D'un point de vue technique, la difficulté majeure provient de la prise en compte de la diversité et des interactions entre les processus qui relient les dégradations des sols aux fonctions que ces derniers remplissent. Il apparaît alors une forte hétérogénéité des connaissances scientifiques disponibles pour mesurer ces impacts. Différents indicateurs pertinents mais partiels existent pour chaque impact identifié. Cette hétérogénéité est complexifiée par la nécessité de comparer les fonctions entre elles, face à une ou des dégradations qui en impactent plusieurs. Nous avons pour cela recours au concept de potentiel estimé pour chacune des fonctions et chacun des services afin

1 Dans la littérature scientifique sur la dégradation des sols, la France se positionne à la 14^e position des pays producteurs d'articles entre 1990 et 2019 (Xie *et al.*, 2020).

2 Pour se faire une idée des différences qui existent entre les cadres conceptuels, voir le commentaire à l'article de Dominati *et al.* (2010) ainsi que la réponse des auteurs dans la revue *Ecological Economics*.

3 Nous ne considérons pas la désertification pour sa faible menace actuelle en France métropolitaine. Ces fonctions se retrouvent, en plus détaillées, dans le rapport sur l'état des sols mondiaux (FAO et ITPS, 2015).

4 Pour l'évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques, les services écosystémiques (non limités aux sols) sont classés de manière différente, plus cohérente sur certains points pour une évaluation. Dans la précision du cadre conceptuel (EFESE, 2017), les auteurs proposent une table de correspondance avec le MEA. Robinson *et al.* (2017) proposent une revue de la littérature plus extensive.

de pouvoir comparer des sols aux capacités différentes dans un référentiel cohérent. Nous illustrons cela sur un cas d'étude en forêt où des nombreuses mesures scientifiques permettent de construire des indicateurs sur les effets du tassement des sols. Nous démontrons l'utilité de la matrice des impacts pour lister les effets de la dégradation des sols en vue d'une évaluation économique. Elle permet en particulier de présenter de manière exhaustive les impacts et ainsi de limiter les biais dans l'évaluation.

D'un point de pratique, notre outil d'analyse de la dégradation des sols a été confronté aux perceptions des acteurs sur le terrain, dans des territoires agricoles ruraux sur diverses problématiques actuelles (urbanisation, inondation, diversification). Les sols agricoles étant majoritairement sous le régime de la propriété privée, l'applicabilité d'un outil doit correspondre, entre autres, aux attentes et aux perceptions des agriculteurs et gestionnaires comme cela est désormais bien établi (EFESE, 2017). De fortes hétérogénéités existent entre les perceptions des impacts des différentes dégradations sur les différentes fonctions remplies par les sols. L'outil d'analyse développé et les représentations graphiques qu'il permet se révèlent déterminants pour communiquer sur les impacts de la dégradation des sols. La référence à l'exhaustivité des fonctions et services remplis par les sols permet aux acteurs de se questionner sur un large panel d'impacts de leurs pratiques, alors que la traduction en termes économiques pourrait se révéler opérationnelle pour orienter leurs choix.

Notre approche contribue à renforcer les interfaces entre l'utilisateur final (gestionnaire et/ou l'exploitant) et l'expert du sol, entre la recherche et l'opérationnalité, afin d'aider au choix, à la mise en œuvre et à l'interprétation des paramètres pour la réalisation d'un diagnostic qui soit adapté aux contextes et aux objectifs posés. En ce sens, elle complète les travaux récents reportés dans Blanchart *et al.* (2019) [voir Calvaruso *et al.* (soumis)] qui développent une approche similaire pour évaluer les fonctions « stockage et séquestration du carbone », « rétention, circulation et infiltration de l'eau » et « rétention et fourniture des nutriments » dans un contexte similaire (en milieu agricole sur une aire de captage) et dans un contexte différent (en milieu urbain pour intégrer la qualité des sols dans un projet urbain). Le chemin à parcourir pour dresser un inventaire systématique de la dégradation des sols pour orienter les politiques publiques en connaissance de cause est encore long, nous proposons alors quelques perspectives basées sur l'évaluation économique en conclusion.

Nous présentons dans la section 2 suivante des éléments de cadrage théoriques sur l'évaluation que nous proposons. La section 3 contient la présentation de l'outil d'analyse que nous proposons, suivie des deux études de cas présentées dans la section 4, et la dernière section 5 conclue.

ÉLÉMENTS DE CADRAGE

Nous posons la question de l'évaluation des coûts de la dégradation des sols en termes économiques. Cela permet d'aborder cette question sous l'angle des effets sur la société et de pouvoir comparer ces dégradations avec d'autres aspects de la vie humaine. La démarche que nous proposons ici est néanmoins pluripartite (elle a été développée par un travail joint entre des chercheurs travaillant dans des instituts publics et des praticiens travaillant dans des bureaux d'étude privés) afin de dépasser les limites propres à cette approche disciplinaire, tout en nous attachant à préserver sa cohérence interne. La littérature économique contient de nombreuses contributions sur l'évaluation des coûts de la dégradation des sols, à la fois sous forme d'articles académiques (Greenstone et Gallagher, 2008 ; Linn, 2013 ; Taylor *et al.*, 2016 ; Timmins, 2017) et de rapports (EPA, 2011 ; Nkonya *et al.*, 2016 ; ADEME, 2018). Dans la continuité de cette littérature, les éléments de cadrage ci-dessous visent à clarifier (i) les différentes définitions du coût de la dégradation des sols, (ii) les différents statuts juridico-économiques qui leur sont associés, (iii) les différentes relations entre fonctions des sols et services rendus, (iv) la différence entre dégradation des sols et dégradation des fonctions ou services rendus par les sols, et (v) les différents degrés de réversibilité de ces dégradations.

(i) Quelle définition pour le coût de la dégradation des sols ?

La notion de coût en économie est différente de la notion de coût en comptabilité, cette dernière correspondant à une dépense associée à une action. Ainsi, le coût comptable de la dégradation d'un sol peut se définir comme le coût de sa réhabilitation, uniquement lorsque cette réhabilitation est techniquement faisable.⁵ Cette mesure est d'une grande importance pour décider des choix de gestion et les mettre en œuvre concrètement. En revanche, l'acception économique se focalise sur les opportunités que la dégradation empêche (le manque à gagner, ou coût d'opportunité). Le coût de la dégradation d'un sol se définit alors comme l'ensemble des valeurs associées à la ressource qui n'existent plus suite à la dégradation. Il s'agit d'une mesure brute de ce que la société perd, indépendamment des possibilités de réhabilitation. Le coût économique se base sur la différence entre une valeur potentielle et une valeur réalisée telle que nous le présenterons par la suite dans notre outil d'analyse. Cette définition de la dégradation n'est par ailleurs pas la seule qui découle de l'approche économique. La comparaison entre les coûts de l'action et les coûts de l'inaction peut être également mobilisée (Nkonya *et al.*, 2016) bien que cette définition ne soit pertinente que pour

⁵ À notre sens, le terme réhabilitation inclut la restauration dans sa définition, et donc la réparation.

des fonctions des sols qui peuvent être réhabilitées, une limite que notre approche permet de dépasser.⁶

(ii) Quel statut juridico-économique pour les sols ?

Le coût de la dégradation d'un sol n'a pas les mêmes causes et conséquences selon le statut juridico-économique de la ressource à un moment donné, selon son régime de propriété en particulier. Le propriétaire d'un sol, par les droits d'usage souvent associés, contrôle à des degrés variables les causes de sa dégradation alors qu'il ne subit souvent qu'une partie des conséquences. C'est pour cela qu'il convient de distinguer les coûts privés qui correspondent aux coûts supportés par le propriétaire des coûts sociaux qui correspondent à ce que le reste de la société supporte (aujourd'hui et demain). Typiquement, ces coûts sociaux ne sont pas pris en compte dans les choix individuels et nécessitent une régulation externe de type politique publique pour être pris en considération par les individus. Les méthodes d'évaluation des coûts vont être sensiblement différentes selon leur nature privée ou sociale, nous attacherons une importance particulière à les distinguer dans la mesure des impacts.

La distinction entre les coûts privés et sociaux trouve un certain écho dans le statut de bien commun souvent attribué au sol (Creutzig, 2017 ; Pétel et Potier, 2018), bien qu'elle s'en écarte sensiblement. La notion de bien commun a différentes significations selon les disciplines (et selon les langues), mais le sol n'est pas généralement un bien commun (*common good*) au sens de l'économie.⁷ Pour la discipline, un bien commun est un bien dont l'accès est libre, au sens où l'on ne peut pas exclure d'autres usagers. Un parcours collectif de type alpage est un bien commun emblématique où il y a un libre accès. Il y a par ailleurs une rivalité dans l'usage qui est la deuxième condition que doit remplir un bien commun. Cela signifie que son usage par une personne contraint l'usage pour d'autres personnes (la quantité d'herbe disponible à un moment donné pour le pâturage est limitée). Une terre agricole est un bien privé dont l'accès est limité et l'usage rival, même s'il produit des coûts sociaux externes aux intérêts du propriétaire. Un paysage n'est pas non plus un bien commun, c'est un bien

public car l'accès est libre et l'usage est non-rival: regarder un paysage n'empêche pas que d'autres personnes le regardent (ce qui n'empêche pas la présence d'effets de congestion). Cette distinction public/privé/commun est pertinente car les différents statuts amènent des régulations différentes. Nous préférons donc considérer le sol comme un bien privé dont la dégradation présente des coûts sociaux externes aux intérêts des propriétaires, qu'il convient de prendre en compte dans le coût économique de la dégradation. De même, un coût social tel que celui attribué à la perte de biodiversité peut devenir un coût privé si, par exemple, les prix des produits agricoles sont différenciés selon leur impact sur la biodiversité. Notons que notre cadre d'analyse du coût de la dégradation est valable pour un statut juridico-économique donné qui prévaut en France actuellement. L'évaluation des coûts que nous proposons n'implique pas de changement de ce côté (Donadieu *et al.*, 2016).

(iii) Fonctions des sols ou services rendus par les sols ?

La distinction entre les fonctions des sols et les services qu'ils rendent est en revanche peu effectuée en économie, où la notion de service rendu est privilégiée. La pertinence de la notion de « fonctions remplies par les sols » pour leur gestion est également questionnée dans des publications en sciences de l'environnement (p. 11-15, Baveye *et al.*, 2016) car elle n'est pas centrale pour statuer sur la « bonne » décision (faut-il réhabiliter un sol ? Faut-il contraindre sa dégradation ?). Elle possède néanmoins une certaine opérationnalité (sur quelles fonctions agit la dégradation ?) et l'action de rétablir un service rendu par un sol s'effectue typiquement par le rétablissement d'une ou plusieurs de ses fonctions. La notion de causalité des fonctions des sols sur les services rendus peut être pertinente pour comparer les bénéfices issus des services rendus par les sols aux coûts de réhabilitation de leurs fonctions. Par contre, il y a une certaine asymétrie entre ces deux approches car l'identification des fonctions dégradées est un préalable à l'analyse des services, alors que la réciproque n'est pas vraie. Nous choisissons de retenir le concept de fonction des sols afin de les relier plus facilement à la dégradation physique, chimique et biologique des sols, par contre nous nous limitons aux fonctions qui produisent un service au sens du MEA (2005). De manière similaire au cadre conceptuel retenu pour l'EFESE en 2017, nous considérons que les fonctions sont internes aux écosystèmes, alors que les services se définissent par rapport aux sociétés humaines (*figure 1.1* dans EFESÉ, 2017). Plus concrètement, nous faisons référence aux fonctions des sols afin de gagner en précision sur les origines des services rendus (voir l'outil dans le matériel additionnel). La distinction entre fonctions et service apparaît surtout au moment de leur mesure, car les unités de compte sont fondamentalement différentes. Ainsi, au niveau de quantification auquel notre travail a abouti, cette distinction n'est pas fondamentale.

6 L'acceptation économique permet d'inclure le coût des actions de prévention sans modification majeure du cadre conceptuel (par le concept du coût d'opportunité). Il s'agit d'évaluer la différence entre une situation avec et une situation sans prévention. Par contre, concrètement, l'outil d'analyse que nous proposons ne se révèle pas approprié pour la prévention : la notion de dégradation fait seulement référence à un état potentiel maximum.

7 Il n'y a pas véritablement de statut « naturel », indépendant du contexte. Selon les législations ou les niveaux technologiques, une même ressource peut être privée, commune, ou publique. En outre, la notion de patrimoine commun est présente dans le code de l'environnement français pour le sol et sa biodiversité mais les valeurs patrimoniales peinent à être reconnues dans les interprétations (Desrousseaux, 2014). Le caractère opérationnel de notre approche nous amène à négliger les valeurs patrimoniales.

(iv) Dégradation des sols ou des fonctions des sols ?

Dans le même ordre d'idée, la littérature économique distingue usuellement la valeur d'usage d'une ressource de sa valeur d'existence (ou, similairement, de sa valeur de non-usage). La valeur d'usage renvoie typiquement aux services rendus par la ressource qu'elle soit utilisée directement (production de biomasse, de matériaux bruts pour le cas des sols) ou indirectement (stockage de carbone, habitats pour la biodiversité⁸). La valeur d'existence est la valeur que les individus ou la société attribuent aux sols indépendamment des services qu'ils rendent. C'est cette valeur d'existence qui semble également justifier la différence entre une dégradation des fonctions d'un sol et des services qu'il remplit, certaines fonctions remplies par les sols ne constituant pas des services de manière constante dans le temps.⁹ Nous ne retenons pas dans notre approche les fonctions qui ne produisent pas de services actuellement valorisés. Notons également que cette distinction implique des méthodes d'évaluation économique différentes, évaluer la valeur d'existence est moins consensuel dans la littérature mais il existe certaines pistes que nous mentionnerons dans la conclusion.

(v) Quelle réversibilité pour les dégradations des sols ?

Les caractéristiques des sols, en tant que ressource naturelle, qui sont mises en avant dans la littérature économique sont l'immobilité et la non-reproductibilité (Duke et Wu, 2014). Le sol est ainsi généralement considéré comme une ressource renouvelable, ce qui n'est pas la même chose que reproductible.¹⁰ Il existe de nombreux usages renouvelables de la ressource, au sens où son usage d'aujourd'hui ne remet pas en cause son usage demain, bien que certaines dégradations soient très peu réversibles (comme la construction d'un bâtiment ou l'érosion).¹¹ Il apparaît généralement des niveaux différents de réversibilité associés aux différents usages des sols (avec des coûts plus ou moins élevés). La problématique même de la dégradation et de la réhabilitation d'une ressource ne se pose que si la ressource est partiellement renouvelable. On ne parle pas de dégradation ou de réhabilitation du charbon, gaz ou pétrole qui sont des ressources non-renouve-

lables emblématiques. Par contre, considérer le sol comme une ressource renouvelable ne doit pas occulter le temps long souvent nécessaire pour sa réhabilitation (lorsqu'elle est techniquement faisable), une dimension qui sera peu abordée dans notre travail mais dont nous présenterons certains éléments en conclusion (en particulier en lien avec la notion de capital-sol, Dominati et al., 2010).

PROPOSITIONS POUR UN OUTIL D'ANALYSE

La pertinence discutable d'une mesure agrégée du coût de la dégradation des sols

Un certain nombre d'ouvrages et de rapports récents proposent des quantifications économiques pour les coûts de la dégradation des sols à l'échelle globale ou pour différentes régions du monde (FAO: Rodríguez et al., 2018 ; IPBES, 2018 ; Banque mondiale: Lange et al., 2018). Même si les contextes locaux sont de mieux en mieux intégrés (Diaz et al., 2018), la pertinence de telles valeurs proposées à des échelles agrégées doit être questionnée. En effet, ce type d'évaluations n'explicite pas les états du monde auxquels elles font référence. En fait, ces mesures agrégées de la dégradation des sols font implicitement référence à un état du monde sans aucune dégradation des sols. Cette situation contre-factuelle n'est ni nécessairement un objectif atteignable, ni nécessairement un objectif souhaitable socialement (l'homme a toujours eu, et aura toujours un impact sur son environnement). À l'inverse, les choix de société quant à la gestion des sols s'effectuent sur des actions plus restreintes, mais plus concrètes, qu'il convient d'évaluer économiquement (par exemple, l'objectif zéro artificialisation nette, les contraintes sur le retournement des prairies permanentes, les mesures de réhabilitation). Face aux difficultés terminologiques et méthodologiques pour prendre en compte l'ensemble des services privés et sociaux rendus par les sols (Small et al., 2017), il est préférable de poser des questions plus concrètes en termes d'actions privées ou publiques en direction de la réhabilitation des sols.

Vers une méthode globale d'évaluation locale de la dégradation des sols

Mesurer implique de définir une dimension et une échelle pour la quantifier. Chercher à définir « qu'est-ce qu'un bon sol ? » suscite immédiatement une question en guide de réponse « pour quoi faire ? ». Les géotechniciens savent bien quantifier les vertus des sols à accueillir des constructions, les agronomes mesurent la capacité des sols à produire de la biomasse pour l'énergie, l'alimentation, ou des matériaux, les écologues considèrent une zone humide comme porteuse d'une grande richesse floristique et

8 Une évaluation économique des services rendus par la biodiversité des sols, en termes de régulation et de support est disponible dans Pascual et al. (2015). Pour les services écosystémiques rendus par les invertébrés du sol (mais sans évaluation économique), un exemple est disponible dans Lavelle et al. (2006).

9 C'est le cas du service « régulation du climat » dans les sociétés pré-industrielles. Dans un monde sans réchauffement climatique, ce service peut être considéré comme ayant une valeur négligeable.

10 Même si de nombreux travaux attestent de la possibilité de « produire » des sols (Damas et Coulon, 2016 ; Vidal-Beaudet, 2018). Les évaluations économiques de telles pratiques ne sont pas encore disponibles.

11 Voir en particulier Pimentel (2006) sur l'érosion.

Figure 1 : Les fonctions et services rendus par les sols (Millenium Ecosystem Assessment 2005, FAO 2015).

Figure 1: Functions and services provided by soils (Millenium Ecosystem Assessment, 2005, FAO 2015).



faunistique. De nombreuses connaissances existent sur les fonctions remplies par les sols. Mais, avec des considérations aussi diverses, comment agréger ces dimensions dans une valeur? Comme détaillé plus haut, nous avons rapidement choisi de nous focaliser sur la valeur économique de ces services, sans chercher à la convertir en valeur comptable. Malgré cela, certaines qualités des sols semblent antinomiques: constructibilité et biodiversité par exemple. D'où notre choix de créer une mesure à plusieurs échelles et multidimensionnelle.

Parmi les inventaires de services rendus, nous avons choisi les 11 services écosystémiques détaillés par le MEA (2005), parce qu'ils couvrent les différents piliers du développement durable, économique, social et environnemental, et parce que leur détail fait autant consensus que l'émetteur autorité (figure 1). Cette catégorisation des services écosystémiques, reconnue au niveau international, nous paraît plus simple à utiliser comme base pour opérer une quantification dans la suite de cet exposé, que celles proposées, par exemple par la CICES et l'EFESE, tout en couvrant un champ plus exhaustif. Le classement CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*), avec ses 4

niveaux hiérarchiques, aboutit à un très grand nombre de catégories, qui complique les graphiques de comparaison. L'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques est, quant à elle, plutôt articulée autour de bouquets de services interdépendants au sein d'une typologie d'écosystèmes (EFESE, 2017),¹² que comme une catégorisation thématique des services rendus par les sols. Nous combinons, pour chacun de ces 11 services, l'ensemble des fonctions correspondantes, comme cela apparaît dans le matériel additionnel.¹³ Pour agréger ces approches différentes, nous avons choisi d'utiliser une méthode indiciaire, de 1 à 5, qui peut produire des valeurs décimales lorsqu'elles sont issues d'une moyenne (enquête, travaux

¹² La segmentation de l'analyse selon six écosystèmes représentatifs, chacun faisant l'objet d'une évaluation séparée fait apparaître la dégradation des sols comme un élément transversal présent dans chacune des évaluations (<https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/evaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques>).

¹³ Comme indiqué dans la Notice d'utilisation située dans l'onglet Lisez-moi, les détails des impacts se font apparaître pour chaque service écosystémique, en cliquant sur le + correspondant dans la marge de gauche.

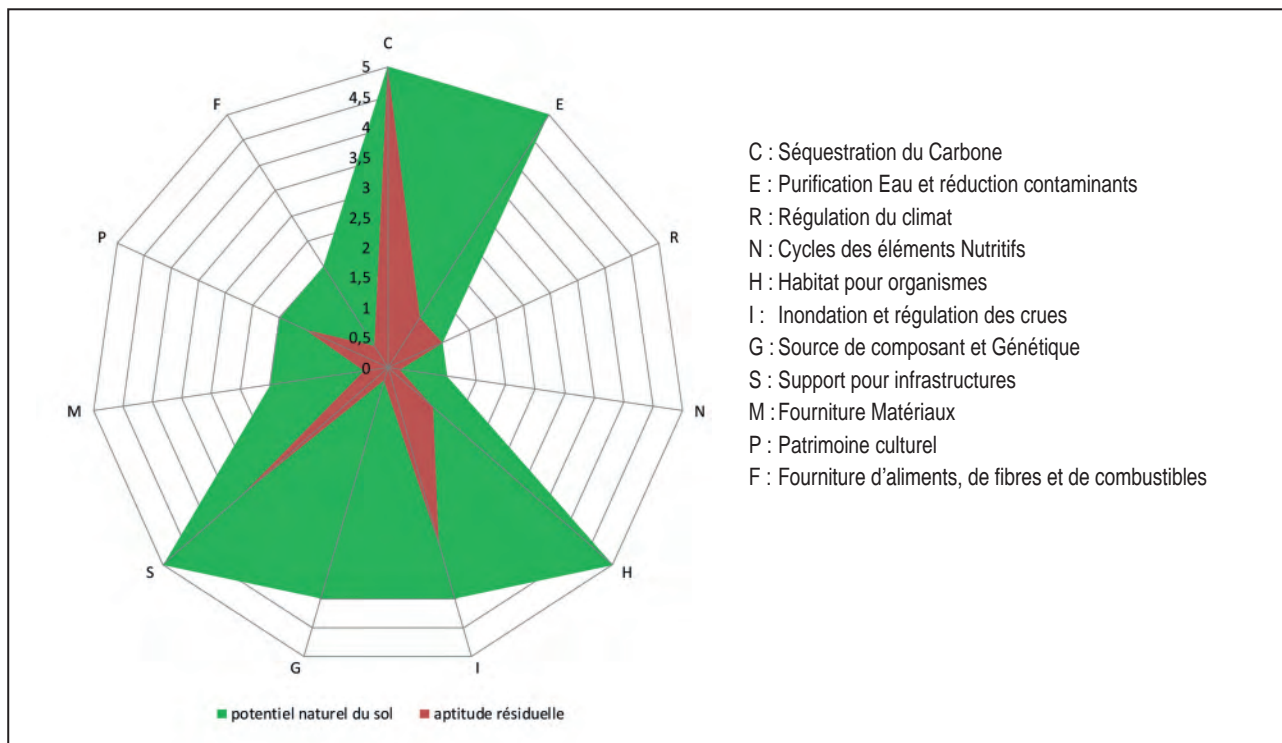
de groupes, par exemple). Les sources de dégradation identifiées sont l'érosion, la perte de matière organique, l'imperméabilisation, la pollution, la salinisation, la compaction, la baisse de la biodiversité, les inondations, les glissements de terrain et la perte ou accumulation d'éléments nutritifs. Dans une recherche d'exhaustivité, la matrice questionne systématiquement les impacts des dégradations des sols sur les fonctions remplies. Cette matrice représente par ailleurs un niveau de connaissance et de hiérarchie au moment de l'écriture de l'article, elle peut être amenée à évoluer à l'usage.

Dans son utilisation, la première étape consiste à définir la valeur potentielle du sol, sur chacun des 11 services. La dimension unitaire dépend de l'unité fonctionnelle de la surface considérée ; elle peut être une parcelle au sens agricole, cadastral, foncier, ou autre. Pour ce faire, il faut envisager la valeur du sol avant toute dégradation, notamment en s'appuyant sur des parcelles voisines et similaires, toutes grandeurs confondues. Ensuite, il convient d'estimer quelles sont les qualités de ce sol qui sont altérées par les dégradations dont on veut évaluer l'impact. Nous proposons d'analyser l'effet des altérations en détaillant les impacts fonctionnels par lesquels elles modifient les propriétés du sol ; pour exemple, un glissement de terrain provoque une perte de matière dans la parcelle de départ et une accumulation en aval.

Cet outil permet donc d'envisager 10 dégradations principales sous 11 angles différents. Il convenait de produire une représentation graphique synthétisant ces points de vue multiples. Un graphe en radar à 11 secteurs permet de visualiser d'un coup les 11 services rendus par un sol. Ce graphe est d'un usage commun dans les milieux scientifique et économique ; pour des communications grand public, nous proposons une version qui reprend la « roue » des 11 services écosystémiques, dans laquelle chaque secteur de couleur verte représente un niveau potentiel de service et la partie rouge représente le niveau résiduel suite à la dégradation (figure 2, où des valeurs arbitraires ont été données à titre d'illustration). L'avantage de cette approche globale et multifonctionnelle est qu'elle ne nécessite pas forcément de hiérarchiser entre les différentes fonctions : on peut à la fois regarder l'ensemble des paramètres et chacun d'entre eux individuellement (ou des combinaisons particulières de certains d'entre eux selon l'objectif et le point de vue adopté).

Figure 2 : Représentation graphique simulée de la dégradation des sols.

Figure 2: Simulated graphical representation of soil degradation [C: carbon sequestration ; E: water purification and contaminants reduction ; R: climate regulation ; N: nutrient cycle ; H: habitat for organisms ; I: flooding and flood control ; G: genetic material ; S: infrastructure support ; M: materials ; P: cultural heritage ; F: food, fiber, and fuel production].



ÉTUDES DE CAS

Cas n° 1 : Mesures de la dégradation des sols forestiers liée à la compaction

Nous présentons ici une première étude de cas sur l'utilisation de l'outil pour deux sites expérimentaux de suivi à long terme des effets du tassement en forêt mis en place par l'INRAE et l'ONF, qui ont fait l'objet d'un suivi intensif et multicritère depuis 2007 (Goutal *et al.*, 2012, 2013a, 2013b ; Bottinelli *et al.*, 2014a ; 2014b ; Epron *et al.*, 2016 ; Goutal-Pousse *et al.*, 2016 ; Bonnaud *et al.*, 2019). Ils permettent de tester la quantification, par fonction et service, des pourcentages de dégradation causée par l'aller-retour du même porteur forestier de 25 t en charge. Les deux sites sont établis sur des sols similaires: une texture à dominance limoneuse de 0 à 50 cm de profondeur et présence d'un engorgement temporaire limité à la base de la couche limoneuse dû à la présence d'un substrat beaucoup plus argileux et imperméable à partir de 50 cm de profondeur.

Le pourcentage de dégradation établi pour une fonction et un service donnés varie en fonction du site et de l'indicateur choisi pour le quantifier. Par exemple, si on regarde le taux de survie des chênes sessiles plantés après tassement par rapport au témoin (zone non tassée), l'impact est très variable en fonction des sites (2 à 4 fois plus de mortalité dans le traitement tassé que dans le traitement témoin) et est différent de l'impact sur la croissance en hauteur (-10 % dans le tassé par rapport au témoin). Il est ainsi très difficile de quantifier les pourcentages de dégradation pour chaque fonction et service, même dans le cadre d'une dégradation de même nature sur des sols similaires. Il est également difficile de noter le potentiel intrinsèque des sols avant compaction. Par exemple, les deux sites sont situés sur des sols pauvres avec toutefois de fortes productivités liées à un intense recyclage des éléments nutritifs d'origine biologique (Bedel *et al.*, 2016). On peut donc les noter comme ayant un bon potentiel en termes de cycles des éléments nutritifs alors qu'il faudrait les amender lourdement si on voulait produire d'autres matières végétales que du bois.

Cependant, l'ensemble des données collectées sur les sites expérimentaux peut aider à noter qualitativement le potentiel et le pourcentage de dégradation par fonction afin de visualiser les impacts environnementaux et socio-économiques de la compaction de sols forestiers (*tableau 1* et *figure 3*). Nous aborderons les perspectives en termes de quantification économique dans la conclusion.

Cette étude permet de synthétiser des données pluri-disciplinaires de manière certes imparfaite car l'expertise des données est toujours nécessaire pour agréger, par fonction, les impacts mesurés par différents indicateurs: il reste ainsi une part de subjectivité. Cependant, l'outil permet une prise de conscience globale de l'impact d'une pratique sur les fonctions des sols. Cette étude montre qu'il est essentiel de développer un cadre métho-

dologique commun à tout type de sol et d'usage concernant l'agrégation des impacts mesurés par différents indicateurs pour chacune des fonctions. L'exhaustivité des impacts envisagés au travers de la matrice est pertinente pour orienter les recherches futures en identifiant les lacunes dans les connaissances. Visuellement, la *figure 3* permet de faire apparaître d'un coup d'œil l'état global de dégradation des sols étudiés.

Cas n° 2 : Perceptions de la dégradation des sols agricoles au sein de territoires ruraux

En complément de l'utilisation scientifique basée sur des indicateurs, nous avons confronté notre outil d'analyse de la dégradation des sols à trois reprises à l'occasion d'enquêtes et d'ateliers destinés à produire des diagnostics agricoles sur des territoires très divers. Dans un premier cas, il s'agissait d'un territoire de 29 communes aveyronnaises où l'agriculture est principalement de type polyculture-élevage, avec des enjeux forts de pérennisation de l'activité dans un contexte d'urbanisation des terres. Le deuxième cas se focalisait sur la question de l'amélioration de la qualité de l'eau brute, dans un contexte de maïsiculture irriguée sur une aire d'alimentation de captage dans la plaine de l'Adour. Le troisième cas concernait une problématique de diversification et de mutation agricole dans des communes du carmausin. Ces études ont permis de mobiliser des agriculteurs, tous volontaires pour venir débattre de multiples questions liées au fonctionnement de leur activité (par exemple environ 300 exploitants dans le cas de l'étude aveyronnaise, de statuts, expériences et aux productions très variées, mais représentatifs du contexte local agricole) en tant qu'experts de leurs territoires et de confronter leurs perceptions à celles d'élus, de techniciens de syndicats, de personnels de l'état, de scientifiques. Il s'agit de territoires situés hors des sphères urbaines des métropoles, que l'on pourrait donc qualifier de « ruraux » au sens de l'interface étroite entre paysage agricole et habitat.

Ces diverses expériences montrent qu'il n'est pas possible d'aborder frontalement la question des sols et, en corollaire, celle de la dégradation des sols, pour plusieurs raisons: (i) le vocabulaire n'est pas partagé par tous, (ii) l'échelle d'appréhension des phénomènes diffère selon les préoccupations des uns et des autres, (iii), les représentations scientifiques du sol sont complexes pour les non-pédologues, (iv) les sols sont perçus avant tout au travers d'un type de fonctionnement agricole et non pas pour leurs caractéristiques fonctionnelles propres.

Il nous semble plus efficace d'aborder ces questions en adoptant une méthode « prudente » qui conduit les intervenants à s'approprier très progressivement les différentes notions liées aux sols: un premier temps est destiné à élaborer le champ lexical qui sera adopté par tous autour des sols ; un deuxième temps permet de formaliser une ou plusieurs répartitions des sols préalablement définis sur le territoire en abordant les notions d'échelle ; un troisième temps est destiné à expliciter la notion de services écosys-

Tableau 1 : Évaluation du potentiel intrinsèque et de l'aptitude résiduelle après dégradation sur deux sites expérimentaux de suivi à long terme des effets du tassement en forêt.

Table 1: Assessment of intrinsic potential and residual suitability after degradation at two experimental sites for long-term monitoring of the effects of settlement in the forest.

Service écosystémique impacté		Potentiel naturel du sol	Aptitude résiduelle	Source de données
C	Séquestration du carbone	5	4,8	Pas de différences significatives de teneur en carbone organique 3 ans après tassement (baisse des flux de CO ₂ mais productivité végétale moindre => compensation?, effets à plus long terme?), modifications de la teneur en carbone dissous dans l'eau du sol
E	Purification de l'eau et réduction des contaminants du sol	5	2,5	Goutal <i>et al.</i> , 2013 et Bonnaud <i>et al.</i> , 2019 : conditions anaérobiques => mobilité Fe, Zn et Mn, changement composition de l'eau du sol
R	Régulation du climat	5	4,0	Epron <i>et al.</i> , 2016 : diminution de la capacité du sol forestier à absorber le méthane. Goutal <i>et al.</i> , 2013: taux de survie et productivité moindre du peuplement forestier (stockage moindre de carbone, évapotranspiration réduite, modification de l'albédo)
N	Cycles des éléments nutritifs	4	0,8	Bottinelli <i>et al.</i> , 2014b : modification de la structure du sol => modification de la dynamique et de la composition chimique de l'eau du sol (Bonnaud <i>et al.</i> , 2019) + modification de l'aération du sol (Goutal <i>et al.</i> , 2013) => modification de l'enracinement et la circulation des éléments nutritifs dans l'écosystème
H	Habitats pour une multitude d'organismes	4	0,8	Bottinelli <i>et al.</i> , 2014a et b, Goutal <i>et al.</i> , 2012 : perte de 90% des vers de terre et diminution de la respiration du sol
I	Régulation des crues	4	2,0	Bonnaud <i>et al.</i> , 2019 : dans le témoin, la nappe temporaire est entre 40 et 50cm de profondeur, dans le tassé la nappe perchée temporaire est en surface, plus fréquente et dure plus longtemps (imperméabilisation du sol <i>via</i> la compaction et l'orniérage)
G	source de composants pharmaceutiques et de matériel génétique	non déterminé	0	Pas de données
S	Fondement pour les infrastructures humaines	3	1,2	Goutal-Pousse <i>et al.</i> , 2016 : effet de la compaction sur le gonflement-retrait, prise en masse de sol limoneux après tassement (site de Clermont-en-Argonne)
M	Fourniture de matériaux de construction	5	2,5	Diminution du taux de survie après plantation et diminution de la croissance en hauteur (Goutal <i>et al.</i> , 2013)
P	Patrimoine culturel	non déterminé	0	Pas de données
F	Fourniture d'aliments, de fibre et de combustibles	5	2,5	Diminution du taux de survie après plantation et diminution de la croissance en hauteur (Goutal <i>et al.</i> , 2013)

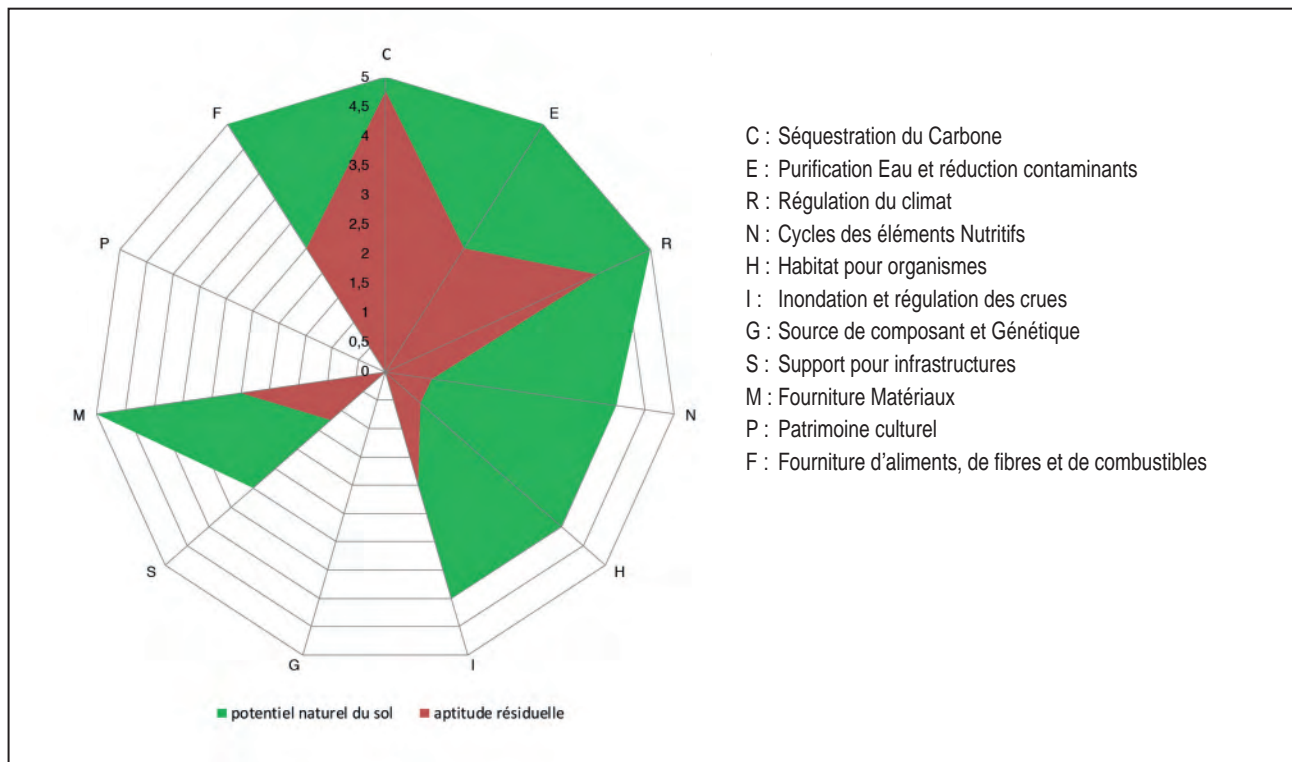
témiques grâce à la représentation du MEA ; un quatrième temps positionne enfin ces services sur le territoire en faisant la liaison entre sols identifiés et services. C'est seulement alors que la notion de dégradation peut être abordée, d'abord par les aspects typologiques puis comme une des conséquences de processus naturels ou liés à l'activité humaine, donc par l'aspect des facteurs.

Le *tableau 2* et la *figure 4* donnent un exemple de travail en atelier sur la notation spontanée des fonctions impactées d'un même type de sol de la plaine de l'Adour, par des inondations, sous deux occupations différentes (prairie naturelle et culture annuelle).

Le processus de dégradation des sols identifié spontanément par tous les acteurs de ces ateliers est celui de l'érosion. Les exploi-

Figure 3 : Représentation graphique de la dégradation des sols forestiers par tassement.

Figure 3: Graphical representation of degradation of forest soils by settlement [C: carbon sequestration; E: water purification and contaminants reduction; R: climate regulation; N: nutrient cycle; H: habitat for organisms; I: flooding and flood control; G: genetic material; S: infrastructure support; M: materials; P: cultural heritage; F: food, fiber, and fuel production].



tants y assignent une valeur économique liée à la perte de terre et de travail accompli, les élus émettent des coûts de travaux et de réhabilitation, les techniciens de rivière identifient les coûts liés à l'entretien de la qualité piscicole des rivières. C'est en outre un processus que les agriculteurs spatialisent très bien ; les cartes des sols qui résultent des travaux en atelier mentionnent souvent les secteurs sensibles vis-à-vis de l'érosion. Les facteurs de dégradation sont abordés également assez spontanément, mais plutôt sous l'angle positif de la remédiation : on voit bien ici l'ancrage récent dans les mentalités des programmes de réhabilitation des haies comme facteur de remédiation aux processus d'érosion, notamment.

L'autre processus qui apparaît assez nettement au cours des discussions est lié à la dégradation des teneurs en matières organiques dans les sols. Les agriculteurs sont les seuls intervenants à mentionner ce processus, car on sait désormais mieux quantifier son impact sur les coûts de production. Il est également très bien situé dans un discours ambiant lié aux changements de pratiques et à une transition agro-écologique, ce qui signifie que les relations entre dégradations et facteurs sont de mieux en mieux maîtrisées, quels que soient les types de production agricole. Là

encore, l'aspect positif de la remédiation permet de discuter sereinement des processus de dégradation.

Dans les deux processus évoqués, c'est donc le service de production alimentaire du sol qui est touché. Mais c'est aussi le service que les intervenants agricoles assignent en priorité aux sols. Cette portion de la représentation du MAE semble en effet la mieux comprise et interprétée. En revanche, les autres processus de dégradation ne sont quasiment jamais mentionnés spontanément. En particulier, personne ne perçoit réellement les processus d'imperméabilisation ou d'artificialisation des sols, que ce soit les élus ou les agriculteurs. Le sol est en effet considéré « par défaut » comme un potentiel support de construction, y compris s'il est agricole. Par conséquent, les impacts de la construction sur les sols sont niés, de même que les facteurs. D'autres processus de dégradation tels que la baisse de la biodiversité, l'acidification, la pollution ou le tassement ne sont pas évoqués, sauf par certaines catégories d'agriculteurs, déjà engagés dans des changements radicaux de pratiques ; dès lors, ces processus peuvent devenir une préoccupation majeure qui rentre même dans un processus décisionnel économique (notamment sur les aspects de tassement des sols). Ainsi, les notions de dégradation des sols

Tableau 2 : Évaluation des perceptions de dégradation de sols pour deux usages agricoles.**Table 2:** Assessment of perceptions of soil degradation for two agricultural uses.

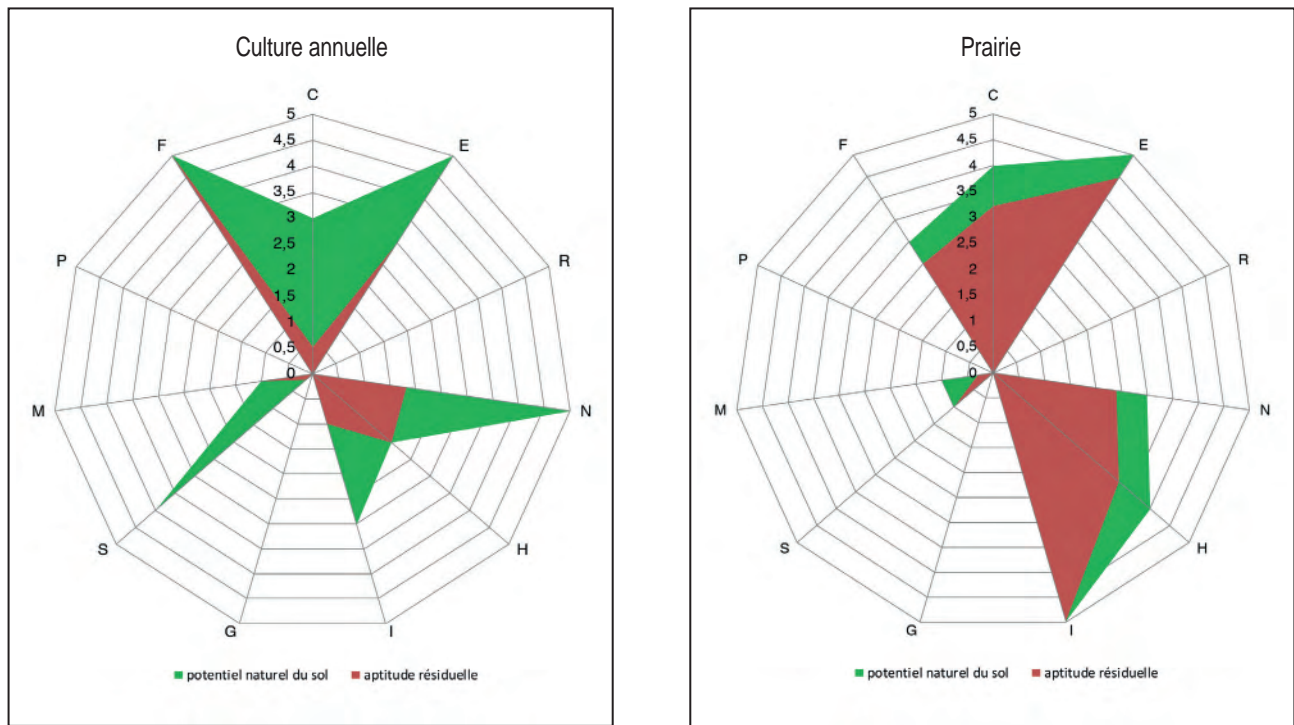
Service écosystémique impacté		Culture annuelle (maïs)		Prairie		Explications données par les agriculteurs en atelier de travail
		potentiel naturel du sol	dégradation	potentiel naturel du sol	dégradation	
C	Séquestration du carbone	3	70%	4	10%	L'inondation provoque une érosion importante de l'horizon de surface dans les parcelles sans couverture permanente : il y a une perte de matière organique
E	Purification de l'eau et réduction des contaminants du sol	5	50%	5	10%	La dégradation des propriétés filtrantes des parcelles cultivées annuellement est plus durable après une inondation. Les prairies résistent mieux.
R	Régulation du climat	non déterminé				
N	Cycles des éléments nutritifs	5	40%	3	10%	Les sols sous prairie sont moins sensibles au lessivage lié à l'inondation, mais ils sont aussi moins fournisseurs d'éléments fertilisants
H	Habitats pour une multitude d'organismes	2	0%	4	20%	Pas à peu de diminution des populations de vers de terre après passage d'une lame d'eau ; mais ces populations sont initialement moins importantes sous cultures annuelles
I	Régulation des crues	3	60%	5	0%	Après une inondation, le flacage résiduel est plus important et la saturation des sols est plus longue en parcelle de cultures annuelles
G	source de composants pharmaceutiques et de matériel génétique	non déterminé				
S	Fondement pour les infrastructures humaines	4	90%	1		Les parcelles en cultures annuelles sont plus impactées après des inondations, car elles sont moins stables, mais ce sont néanmoins les plus aptes à la construction (position dans le paysage, topographie...)
M	Fourniture de matériaux de construction	1	0%	1	0%	Ces parcelles ont globalement peu de potentiel pour la fourniture en matériaux de construction
P	Patrimoine culturel	non déterminé				
F	Fourniture d'aliments, de fibre et de combustibles	5	0%	3	10%	Dans le cas des productions annuelles, les pratiques culturales utilisées permettent de revenir rapidement à un bon niveau de rendement après une phase d'inondation

deviennent des moteurs d'innovation en matière de remédiation. Les représentations en radar, avec des systèmes de notation relative, ont été testées une seule fois dans le contexte de la plaine de l'Adour. Ce système est très bien perçu dès lors qu'il permet de comparer deux parcelles, des consensus se font même assez

facilement autour de l'attribution de notes, qui sont pourtant très subjectives. Même en présence de certaines « données manquantes » ou imprécises, l'outil permet d'illustrer les points sur lesquels il y a encore du travail à faire. Cette facilité d'appropriation est sans doute due au fait que le procédé est déjà largement

Figure 4 : Représentation graphique de la dégradation perçue des sols agricoles (à gauche pour une culture annuelle ; à droite pour une prairie) [C : Séquestration du Carbone ; E : purification Eau et réduction contaminants ; R : Régulation du climat ; N: cycle pour les éléments Nutritifs ; H : Habitat pour organismes ; I : Inondation et régulation des crues ; G : source de composant Génétique ; S : Support pour infrastructures ; M : fourniture Matériaux ; P : Patrimoine culturel ; F : Fourniture d'aliments, de fibres et de combustibles".]

Figure 4: Graphical representation of the perception of agricultural soil degradation (left panel for annual crops; right panel for pastures) [C: carbon sequestration; E: water purification and contaminants reduction; R: climate regulation; N: nutrient cycle; H: habitat for organisms; I: flooding and flood control; G: genetic material; S: infrastructure support; M: materials; P: cultural heritage; F: food, fiber, and fuel production].



utilisé pour la prise de décisions foncières (échanges, remembrements, restructurations). Il faut aussi voir dans ces exemples de perception des dégradations des sols une hiérarchisation des représentations du sol et de ses services qui est sans doute fonction du type de territoire. Il serait ainsi intéressant de tester les méthodes évoquées dans d'autres types de territoires, plus urbains par exemple.

CONCLUSION

Nous avons présenté des éléments théoriques, techniques et pratiques pour avancer sur une évaluation économique des coûts de la dégradation des sols. Nous avons en particulier proposé un outil d'analyse exhaustif, en l'état actuel des connaissances, des effets de la dégradation des sols sur les fonctions et services qu'ils remplissent, que nous avons ensuite confronté à des indicateurs scientifiques et des perceptions d'acteurs. Ce travail

constitue une étape en vue d'une évaluation économique de la dégradation pour de meilleures décisions sur l'usage des sols et une meilleure prise en compte dans les politiques publiques.

Plutôt qu'une valeur agrégée des coûts de la dégradation, nous avons présenté une approche multi-dimensionnelle qui permet d'analyser conjointement les différents impacts des dégradations sur les fonctions et services rendus par les sols. Cette synthèse est un préalable nécessaire à toute analyse économique plus extensive, il nous semble en effet important de pouvoir disposer d'un état du système afin de circonscrire et d'évaluer la complexité des processus. Ce préalable doit désormais être pratiqué et enrichi d'informations locales sur la distribution des coûts, leurs variances et corrélations dans l'espace en particulier. Les cas d'étude que nous avons proposés s'intéressent à différentes échelles géographiques qu'il conviendrait d'articuler dans des travaux futurs, en lien avec l'information disponible aux décideurs

et la manière de prioriser localement l'action (Ay, 2015).¹⁴ Les valeurs de non-usage n'ont pas été abordées car elles entrent en contradiction avec la notion de services rendus par les sols, des méthodes quantitatives (par des expériences de choix ou des enquêtes auprès de la population) existent pour évaluer ces valeurs. Par contre, l'horizon temporel de la dégradation et de la restauration est un élément de première importance que nous avons négligé ici. Pour une dégradation donnée, il convient d'évaluer sa persistance temporelle, qui peut être abordée sous l'angle de la résilience des sols à partir des dynamiques naturelles. La traduction en coûts économiques (d'opportunité) doit prendre en compte cette dimension temporelle de la dégradation. De nombreuses connaissances sur les dynamiques internes aux sols pourraient être incorporées à l'analyse afin de faire apparaître la réhabilitation des sols comme un investissement (voir Issanchou *et al.*, 2019, pour le cas des sols agricoles). Les dynamiques associées à la dégradation des sols pourraient également être étudiées par le prisme de la notion de capital naturel (Palm *et al.*, 2017, Lange *et al.*, 2018).

Dans le cadre de notre approche pluripartite, les concepts économiques ont été confrontés à des questions techniques et des études de cas. Nous avons présenté la méthode, deux cas d'étude, ce qui nous amène à un outil avec pour avantages d'avoir une vision globale et partagée entre acteurs avec encore des inconvénients associés à la part d'expertise et donc de subjectivité. Nous pensons néanmoins que renseigner la matrice des impacts requiert de mettre autour de la table différents spécialistes et acteurs pour qualifier les impacts pour toutes les fonctions et dégradations sur tous les territoires, et éventuellement d'étudier avec différentes méthodes d'évaluation les dégradations et les fonctions qui se révéleraient moins documentées. Se posera alors la question de la capitalisation et de la mise à disposition de bases de données pour la notation des potentiels intrinsèques, afin de limiter le côté subjectif de la notation.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les participants au groupe de travail « coût de la dégradation des sols » dans le conseil scientifique et technique du réseau RNEST. Nous remercions plus particulièrement Patrick Charbonnier et Yves Le Bissonais pour la relecture d'une version précédente de notre article, ainsi que Claire Chenu, Thomas Eglin, Isabelle Feix, Vincent Martinet et Flavien Poinçot pour leur aide et leurs encouragements.

¹⁴ Notre premier cas d'étude est à l'échelle de la parcelle forestière, surtout utile aux gestionnaires (ici gestionnaire forestier, mais cela aurait pu être un aménageur, un agriculteur, ou autre). Le cas 2 est à une échelle plus large, plus pertinente quand il s'agit de questions touchant l'eau (qualité des ressources en eau, inondations) et qui intéresse plusieurs groupes d'acteurs (les gestionnaires de chaque parcelle, plus les bénéficiaires des services ou les « victimes » des dits-services).

BIBLIOGRAPHIE

- ADEME, 2018 - La reconversion des friches polluées au service du renouvellement urbain : Enseignements technico-économiques. Rapport d'analyse, 125 p.
- Ay J.-S., 2015 - Information sur l'hétérogénéité de la terre et délégation de la régulation foncière. *Revue d'Économie Politique*, 125(3) : 453-474.
- 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) : 49 p.
- Bedel L., Poszwa A., van der Heijden G., Legout A., Aquilina L., Ranger J., 2016 - Unexpected calcium sources in deep soil layers in low-fertility forest soils identified by strontium isotopes (Lorraine plateau, eastern France). *Geoderma*, 264 : 103-116.
- Blanchart A., Calvaruso C., Eglin T., Pierart A., Grand C., 2019 - Méthodologies d'évaluation des fonctions et des services écosystémiques rendus par les sols, Synthèse séminaire du 12 juin 2019, INRA Orléans. 31 p.
- Bonnaud P., Santenoise P., Tisserant D., Nourrisson G., Ranger J., 2019 - Impact of compaction on two sensitive forest soils in Lorraine (France) assessed by the changes occurring in the perched water table. *Forest Ecology and Management*, 437, 380-395.
- Bottinelli N., Capowiez Y., Ranger J., 2014a - Slow recovery of earthworm populations after heavy traffic in two forest soils in northern France. *Applied Soil Ecology*, 73, 130-133.
- Bottinelli N., Hallaire V., Goutal N., Bonnaud P., Ranger J., 2014b - Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma*, 217-218, 10-17.
- Calvaruso C., Blanchart A., Bertin S., Grand C., Pierart A., Eglin T., Soumis - Quels paramètres pour l'évaluation des fonctions et des services rendus par les sols ? *Revue de la littérature et ateliers de co-construction. Etude et Gestion des Sols*.
- Creutzig F., 2017 - Govern land as a global commons. *Nature*. p. 28- 29, v. 546, i. 7656.
- Damas O., Coulon A., 2016 - Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine. Paris, Editions Le Moniteur, 335 p.
- Desrousseaux M., 2014 - La patrimonialisation des sols affectés à la production de denrées alimentaires. INIDA. Penser une démocratie alimentaire volume II, pp.169-175.
- Dominati E., Patterson M., Mackay A., 2010 - A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological economics*, 69(9), 1858-1868.
- Donadieu P., Rémy É., Girard M.-C., 2016 - Les sols peuvent-ils devenir des biens communs ? *Natures Sciences Sociétés*, 24, 261-269.
- Duke J. M., Wu J. (Eds.), 2014 - *The Oxford Handbook of Land Economics*. Oxford University Press.
- EFESE, 2017 - Le cadre conceptuel. Rapport d'analyse THEMA du service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, 88 p.
- EPA, 2011 - Environmental Protection Agency : Handbook on the Benefits, Costs and Impacts of Land Cleanup and Reuse. Office of Policy and Office of Solid Waste and Emergency Response. 127 p.
- Epron D., Plain C., Lerch T., Ranger J., 2016 - Les sols forestiers, puits de méthane : un service écosystémique méconnu. *Revue Forestière Française*, LXVIII, 313-322.
- FAO et ITPS, 2015 - Status of the World's Soil Resources (SWSR)-Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- Goutal N., Bottinelli N., Gelhaye D., Bonnaud P., Nourrisson G., Demaison J., Brêthes A., Capowiez Y., Lamy F., Johannes A., Boivin P., Ranger J., 2013a - Le suivi de la restauration du fonctionnement de deux sols fores-

- tiers après tassement dans le Nord Est de la France. *Étude et Gestion des Sols*, 20, 163-177.
- Goutal N., Parent F., Bonnaud P., Demaison J., Nourrisson G., Epron D., Ranger J., 2012 - Soil CO₂ concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. *European Journal of Soil Science*, 63, 261-271.
- Goutal N., Renault P., Ranger J., 2013b - Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France. *Geoderma*, 193-194, 29-40.
- Goutal-Pousse N., Lamy F., Ranger J., Boivin P., 2016 - Structural damage and recovery determined by the colloidal constituents in two forest soils compacted by heavy traffic. *European Journal of Soil Science*, 67, 160-172.
- Graves A.R., Morris J., Deeks L.K., Rickson R.J., Kibblewhite M.G., Harris J.A., Farewell T.A., Truckle I., 2015 - The total costs of soil degradation in England and Wales. *Ecological Economics*, 119, 399-413.
- Greenstone M., Gallagher J., 2008 - Does hazardous waste matter? Evidence from the housing market and the superfund program. *The Quarterly Journal of Economics*, 123(3), 951-1003.
- Haines-Young R., Potschin M.B., 2018 - Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- IPBES, 2018 - The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 p.
- IPCC, 2019 - Climate Change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 1542 p.
- Issanchou A., Daniel K., Dupraz P., Ropars-Collet C., 2019 - Intertemporal soil management: revisiting the shape of the crop production function, *Journal of Environmental Planning and Management*, 62:11, 1845-1863.
- Jones A., Panagos P., Barcelo S., Bouraoui F., Bosco C., Dewitte O., Gardi C., Erhard M., Hervás J., Hiederer R., Jeffery S., Lükewille A., Marmo L., Montanarella L., Olazábal C., Petersen J.-E., Penizek V., Strassburger T., Tóth G., Van Den Eeckhaut M., Van Liedekerke M., Verheijen F., Viestova E., Yigini Y., 2012 - The state of soil in Europe. A Contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report. (European Commission: Luxembourg).
- Lange G. M., Wodon Q., Carey K. (Eds.), 2018 - The changing wealth of nations 2018: Building a sustainable future. The World Bank.
- Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Margerie P., Mora P., Rossi J.-P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, vol. 42, p. S3-S15.
- Linn J., 2013 - The effect of voluntary brownfields programs on nearby property values: Evidence from Illinois. *Journal of Urban Economics*, 78, 1-18.
- MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC, USA, 164 p.
- MTEs, 2019 - L'environnement en France. Rapport de Synthèse. La Documentation Française. 220 p.
- Nkonya E., Mirzabaev A., Von Braun J. (Eds.), 2016 - Economics of land degradation and improvement: a global assessment for sustainable development (p. 686). Cham, Switzerland: Springer International Publishing.
- OECD, 2020 - Towards Sustainable Land Use: Aligning Biodiversity, Climate and Food Policies, OECD Publishing, Paris.
- Palm C., Sanchez P., Ahamed S., Awiti A., 2007 - Soils: A contemporary perspective. *Annual Review of Environmental Resources*, 32, 99-129.
- Pascual U., Termansen M., Hedlund K., Brussaard L., Faber J.H., Foudi S., Lemanceau P., Jorgensen S.L., 2015 - On the value of soil biodiversity and ecosystem services. *Ecosystem Services*, 15, 11-18.
- Pimentel D. (2006). Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, development and sustainability*, 8(1), 119-137.
- Robinson D. A., Lebron I., Vereecken H., 2009 - On the definition of the natural capital of soils: A framework for description, evaluation, and monitoring. *Soil Science Society of America Journal*, 73(6), 1904-1911.
- Robinson David A., Seaton F., Sharps K., Amy T., Parry R.F., van der Ploeg M., Jones L., Stolte J., de la Bellacasa M.P., Harrison P., 2017 - Soil resources, the delivery of ecosystem services and value. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*.
- Small N., Munday M., Durance I., 2017 - The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. *Global Environmental Change*, 44, 57-67.
- Taylor L. O., Phaneuf D. J., Liu X., 2016 - Disentangling property value impacts of environmental contamination from locally undesirable land uses: Implications for measuring post-cleanup stigma. *Journal of Urban Economics*, 93, 85-98.
- Timmins C., 2017 - Measuring the Value of Cleanup at Federal Facility National Priorities List Sites. Working paper, 72 p.
- Vidal-Beaudet L., 2018 - Du déchet au Technosol fertile: l'approche circulaire du programme français de recherche SITERRE. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 31).
- Xie H., Zhang Y., Wu Z., Lv T., 2020 - A Bibliometric Analysis on Land Degradation: Current Status, Development, and Future Directions. *Land*, 9(1), 28.

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

A. Brauman⁽¹⁾ et A. Thoumazeau^(2, 3)

- 1) Eco&Sols, Univ Montpellier, CIRAD, INRAE, IRD, Montpellier SupAgro, Montpellier, France.
- 2) CIRAD, UPR Systèmes de Pérennes, F-34398 Montpellier, France.
- 3) Systèmes de Pérennes, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France.

* : Auteur correspondant : alain.brauman@ird.fr ; alexis.thoumazeau@cirad.fr

RÉSUMÉ

L'évaluation de la santé des sols devient un enjeu sociétal important, notamment dans le cadre de la transition agroécologique. Cependant, la notion de santé des sols et les moyens pour la mesurer ne font pas consensus au sein de la communauté scientifique. La définition la plus partagée est celle basée sur sa capacité à fonctionner (Karlen *et al.*, 1997) et à fournir des services écosystémiques. Pourtant, les méthodes actuelles sont basées principalement sur des indicateurs de stocks (C, N, biomasse microbienne etc.) et n'intègrent pas, ou très peu, d'indicateurs fonctionnels basés sur le rôle des organismes du sol. Lorsqu'elles existent, les mesures fonctionnelles sont effectuées majoritairement en conditions de laboratoire sur des sols secs et tamisés limitant notre capacité à prendre en compte la réalité de la fonction sur le terrain. Pour pallier ces limites méthodologiques, une nouvelle méthode d'évaluation fonctionnelle de la santé des sols est proposée selon une approche intégrative prenant en compte les liens entre les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique des sols. Cette méthode intitulée Biofunctool® intègre neuf indicateurs de terrain, rapides et de faibles coûts, permettant d'évaluer trois fonctions principales du sol : la dynamique du carbone, le cycle des nutriments et le maintien de la structure du sol. La capacité de l'ensemble des indicateurs à évaluer l'impact de la gestion des terres sur la santé des sols a été validée sur de nombreux terrains (> 600 points) principalement tropicaux et dans des contextes pédoclimatiques divers. Un index de qualité intégrant les indicateurs a été construit afin de synthétiser l'impact global de la gestion des terres sur la santé du sol. L'objectif est que Biofunctool® puisse être utilisé par des utilisateurs non spécialisés. Nous illustrons cette approche par deux exemples de mesure de la santé des sols effectués en milieu tropical (Thaïlande) au sein (i) d'associations culturales (légumineuses, manioc) dans des plantations d'hévéa (*Hevea brasiliensis*) (ii) de monoculture d'hévéa de différents âges dans divers contextes pédoclimatiques. Les avantages et limites de l'approche sont discutés et des voies d'amélioration de l'outil sont exposées. Biofunctool® devrait permettre de mieux appréhender l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions du sol associées à la biodiversité et pourrait servir de base pour intégrer la santé des sols dans les analyses environnementales.

Mots-clés

Qualité des sols, biodiversité du sol, carbone, cycle des nutriments, structure du sol.

Comment citer cet article :

Brauman A. et 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, *Etude et Gestion des Sols*, 27, 289-303

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

SUMMARY

BIOFUNCTOOL, AN IN FIELD APPROACH TO ASSESS SOIL HEALTH RELATED TO FUNCTIONS PROVIDED BY SOIL BIOTA ACTIVITIES

The assessment of soil health is becoming an important societal issue, particularly in the context of the agroecological transition. However, the concept of soil health does not reach consensus within the scientific community. The most shared definition is based on the ability of soil to function (Karlen et al., 1997) and to provide ecosystem services. However, most current methods focus on stock measurements (C, N, microbial biomass, etc.) and rarely include a true measurement of functions driven by soil biota. When they exist, the functions measured are performed on soil which has previously been sieved and dried, rather reflecting a potential level of the function than the reality in the field. To overcome these methodological limitations, a new framework based on functional evaluation of soil health is proposed using an integrative approach, considering the links between physicochemical properties and the biological activity of soils. This method, namely Biofunctool[®], incorporates nine rapid and low-cost field indicators to evaluate three main soil functions: carbon transformation, nutrient cycling, structure maintenance. The capacity of all the indicators to assess the impact of land management on soil health has been validated on various tropical and pedoclimatic contexts. A quality index integrating the indicators was constructed to synthesize the overall impact of land management on soil health. The final objective is that Biofunctool[®] could be used by non-experts. In this study, we illustrate this approach with two examples of soil health measurement carried out in tropical environments (Thailand) within (i) cultural associations (legumes, cassava) in rubber plantations (*Hevea brasiliensis*) (ii) monocultures of *Hevea* of different ages in various pedoclimatic contexts. The advantages and limitations of Biofunctool[®] are discussed and ways to improve the tools are exposed. Biofunctool[®] may allow a better understanding of the impact of agricultural practices on soil functions provided by soil biodiversity and could be in the future included in larger environmental assessment frameworks.

Key-words

Soil quality, soil biodiversity, carbon, nutrient cycling, soil structure.

RESUMEN

BIOFUNCTOOL[®] : UNA HERRAMIENTA DE CAMPO PARA EVALUAR LA SALUD DE LOS SUELOS, BASADA SOBRE LA MEDICIÓN DE FUNCIONES RESULTANTES DE LA ACTIVIDAD DE LOS ORGANISMOS DEL SUELO

La evaluación de la salud de los suelos llega a ser un desafío societal importante, en particular en el marco de la transición ecológica. Sin embargo, la noción de salud de los suelos y los medios para medirla no hacen consenso en el seno de la comunidad científica. La definición más compartida se basa sobre su capacidad para funcionar (Karlen et al., 1997) y abastecer servicios ecosistémicos. No obstante los métodos actuales están basados principalmente sobre indicadores de stock (C, N, biomasa microbiana, etc...) y no integran, o muy poco, indicadores funcionales basados sobre el papel de los organismos del suelo. Cuando existen, las mediciones funcionales se efectúan mayormente en condiciones de laboratorio sobre suelos secos y tamizados limitando nuestra capacidad a tomar en cuenta la realidad de la función en el campo. Para paliar estas limitaciones metodológicas, se propone un nuevo método de evaluación funcional de la salud de los suelos según un enfoque integrador que toma en cuenta los vínculos entre las propiedades físico-químicas y la actividad biológica de los suelos. Este método titulado Biofunctool[®] integra nueve indicadores de campo, rápidos y de bajos costos, que permite evaluar tres funciones principales del suelo: la dinámica del carbono, el ciclo de los nutrientes y el mantenimiento de la estructura del suelo. La capacidad del conjunto de los indicadores para evaluar el impacto de la gestión de las tierras sobre la salud de los suelos se evaluó en numerosos terrenos (> 600 puntos) principalmente tropicales y en contextos pedoclimáticos diversos. Se construyó un índice de calidad que integra los indicadores para sintetizar el impacto global de la gestión de las tierras sobre la salud del suelo. El objetivo es que Biofunctool[®] pudiera ser utilizado por usuarios no especializados. Ilustramos este enfoque por dos ejemplos de medición de la salud de los suelos efectuados en medio tropical (Tailandia) en el seno (i) de asociaciones de cultivos (leguminosas, yuca) en plantaciones de hevea (*Hevea brasiliensis*) (ii) de monocultivo de hevea de diferentes edades en diversos contextos pedoclimáticos. Se discuten ventajas y limitaciones del enfoque y de las vías de mejoramiento de la herramienta. Biofunctool[®] debería permitir encarar mejor el impacto de las prácticas agrícolas sobre las funciones del suelo asociadas a la biodiversidad y podría servir de base para integrar la salud de los suelos en los análisis ambientales.

Palabras clave

Calidad de los suelos, biodiversidad, carbono, ciclo de nutrientes, estructura del suelo.

Les notions de qualité environnementale, que ce soient celles de l'air ou de l'eau, sont liées à la notion de santé humaine ou animale (niveau de pollutions chimiques ou biologiques). En revanche, la notion de qualité ou santé des sols est plus multidimensionnelle et sa définition fait encore débat au sein de la communauté scientifique (Bünemann *et al.*, 2018 ; Rinot *et al.*, 2019). Or la caractérisation de cette qualité devient un enjeu sociétal face aux menaces qui pèsent sur les sols (artificialisation, dégradation des terres) mais aussi aux attentes liées à son rôle dans la production de services écosystémiques variés (production alimentaire, filtration de l'eau, service récréatif etc.). Cette nouvelle vision du rôle des sols a entraîné une évolution du concept de qualité, qui d'une vision très agronomique est passé à celle d'une vision plus agro-environnementale prenant en compte les multiples fonctions et services écosystémiques portés par le sol (Bastida *et al.*, 2008). C'est cette vision d'un sol multifonctionnel, dont le fonctionnement est issu des interactions entre son compartiment biotique et abiotique (Wagg *et al.*, 2014) qui explique l'émergence du concept de santé des sols (Ng et Zhang, 2019). Cette dernière est préalablement définie par Karlen *et al.* (1997) comme « la capacité d'un sol vivant à fonctionner, dans les limites des écosystèmes naturels ou gérés, pour soutenir la productivité des plantes et des animaux, pour maintenir ou accroître la qualité de l'air et de l'eau et améliorer la santé des plantes et des animaux ». Pourtant cette vision fonctionnelle de la qualité se reflète peu dans la littérature sur la qualité des sols (Pheap *et al.*, 2019 ; Wienhold *et al.*, 2004). En effet, la majorité des études est basée sur une vision additive des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Ces mesures sont ensuite souvent agrégées grâce aux dires d'experts, ou d'analyses statistiques multivariées (Velasquez *et al.*, 2007). Cependant, certains auteurs relèvent que ces méthodes additives, basées sur les propriétés des sols, ne permettent pas de capter et d'évaluer le fonctionnement dynamique d'un sol (Kibblewhite *et al.*, 2008 ; Vogel *et al.*, 2018). Des approches plus intégrées prenant en compte les fonctions portées par les assemblages biologiques du sol doivent être développées. Ces méthodes d'évaluations intégrées ne permettent pas d'estimer le rôle spécifique de chaque taxon, elles évaluent juste le résultat de leurs interactions. Ainsi, par exemple, la stabilité des agrégats dépend à la fois de la composition des assemblages biologiques comme les vers de terre (Lavelle *et al.*, 2006), les champignons et les bactéries (Maron *et al.*, 2018) mais aussi de leurs interactions avec le milieu sol (structure, pH etc.). Pour répondre à cette vision fonctionnelle proposée par Kibblewhite *et al.* (2008), nous avons développé un set d'indicateurs pour évaluer les fonctions portées par les assemblages biologiques des sols. La sélection des indicateurs s'est faite aux champs lors d'un atelier thématique organisé à Chachoengsao en Thaïlande en 2015 réunissant un panel d'experts (10) représentatif des différents champs disciplinaires des sciences du sol (physicien du sol, écologue, microbiologiste, biogéochimiste, cf. liste dans remerciements). Cette sélection s'est faite sur la base des critères suivants : (i) ils devaient être liés à au moins une des 3 fonctions exposées par Kibblewhite *et al.* (2008) : dynamique du carbone,

maintien de la structure du sol et recyclage des nutriments (ii) ils devaient pouvoir être mis en place sur le terrain (*in situ*) pour capter les dynamiques des processus sur un sol non perturbé ; ce point est crucial car le respect de l'intégrité physique du sol permet de mieux prendre en compte le fonctionnement réel et non pas potentiel (cas des mesures enzymatiques par exemple) du système sol, (iii) les indicateurs devaient être à la fois simples d'emploi et rapides à mettre en œuvre pour pouvoir facilement transférer les outils aux différents acteurs de terrain. Ces critères excluaient des indicateurs très utilisés comme le pH (il n'est pas lié à une fonction précise), le carbone organique (lié au stock et pas à la dynamique du C) ou les sacs à litière ou sachets de thé (temps d'incubation trop long). La connaissance complémentaire du contexte pédologique (texture notamment) est cependant importante pour l'interprétation des résultats. Un autre avantage de la simplicité d'emploi et du faible coût est de pouvoir multiplier les répétitions, pour prendre en compte la variabilité spatiale du système, souvent minorée dans les prises d'échantillons composites. La plupart des indicateurs choisis provenait de méthodes connues dans la littérature. D'autres ont nécessité un développement méthodologique, à l'image du développement de la méthode SituResp® pour évaluer la respiration basale du sol *in situ* (Thoumazeau *et al.*, 2017). Sur la base de ces différents critères, un set de neuf indicateurs de terrain intitulé Biofunctool® a été proposé. Ce set a été validé sur de nombreux terrains (Thoumazeau *et al.*, 2019b, 2019a) et sur différents systèmes agricoles pérennes (*ibid*) et annuels (Pheap *et al.*, 2019). Il a été aussi comparé aux autres méthodes classiques d'évaluation de la qualité des sols (Renevier *et al.*, en préparation). Dans cet article, nous illustrons l'approche Biofunctool® à travers un exemple de mesure de la santé des sols au sein de plantations d'hévéa (*Hevea brasiliensis*) en milieu tropical (Thaïlande). Nous discuterons ensuite des avantages et limites de cette approche et des voies d'amélioration potentielles de l'outil.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Principe expérimental des indicateurs

La démarche Biofunctool® vise à comparer l'impact d'usages des terres ou pratiques agricoles sur la santé des sols. Elle est donc adaptée à des comparaisons dans un même contexte pédo-climatique dans lequel les paramètres intrinsèques du sol (ex : texture) sont relativement homogènes. Toutes les mesures sont aussi effectuées dans un laps de temps court pour éviter un co-effet des pluies sur les mesures. L'ensemble des indicateurs et leur complémentarité pour évaluer les trois fonctions du sol sont représentés dans le *tableau 1* et illustrés en *figure 1*. L'ensemble des protocoles est décrit en français dans le matériel

supplémentaire¹ (et bientôt sur le site web de Biofunctool <https://www.biofunctool.com/>) et en anglais dans l'article Thoumazeau *et al.* (2019b).

Maintien de la structure du sol

Stabilité des agrégats (AggSoil et AggSurf)

La stabilité des agrégats est étroitement liée à de nombreux services du sol tels que la séquestration du carbone, la rétention des nutriments et la limitation de l'érosion. Pour un contexte pédo-climatique donné, la stabilité des agrégats dépend du contexte physique du sol, de la teneur en matière organique et des interactions des organismes vivants du sol qui, par leur digestion, agrègent les particules organiques et minérales. (Amézqueta, 1999). La méthode utilisée (Herrick *et al.*, 2001) repose sur l'attribution d'un score lié à la stabilité des agrégats dans l'eau (slack test). Les agrégats sont prélevés à deux profondeurs : 0-2 cm (AggSurf) et 2-10 cm (AggSoil). Le score est attribué en fonction de la désagrégation ou de la dispersion de l'agrégat dans l'eau au cours du temps à travers deux étapes successives. Tout d'abord, les agrégats, auparavant séchés à l'air, sont immergés dans l'eau durant 5 minutes (étape 1). Ensuite, ils sont sortis-immersés à travers un mouvement de va-et-vient dans l'eau (étape 2).

Vitesse d'infiltration (Beerkan)

La capacité du sol à infiltrer l'eau est particulièrement importante dans les agrosystèmes car elle limite largement les processus d'érosion et de saturation en eau lors de précipitations importantes (Ilstedt *et al.*, 2007). La vitesse de déplacement de l'eau dans le sol affecte aussi le cycle des nutriments et leur disponibilité pour la plante. L'infiltration est largement favorisée par l'activité des organismes du sol, et particulièrement les ingénieurs du sol (Lavelle *et al.*, 2006). La méthode « Beerkan », adaptée de la méthode proposée par Lassabatère *et al.* (2006) a pour but de mesurer le potentiel d'infiltration du sol *in situ*. Un volume d'eau fixe de 1 cm de hauteur d'eau (310 ml pour cylindre de diamètre de 20 cm) est versé sur la surface du sol. Le temps d'infiltration dans le sol est mesuré pour chaque volume d'eau. Il est alors possible de calculer le taux d'infiltration de l'eau en ml par minute grâce à la courbe d'infiltration de l'eau à son état d'équilibre (voir figure dans protocole Beerkan au sein du matériel supplémentaire).

Évaluation visuelle de la structure (VESS)

Cet indicateur, proche de l'indicateur issu du test bêche, propose d'évaluer la structure du sol liée à l'activité biologique et à la culture étudiée (racines) en considérant la forme, la taille, la facilité à briser les agrégats de différentes profondeurs d'un

bloc de sol (Guimarães *et al.*, 2011). La méthode VESS (Visual Evaluation of Soil Structure) se base sur une description visuelle de la structure des différentes couches de sol entre 0 et 25 cm. La description est guidée par une fiche descriptive (voir "matériel supplémentaire" p. 300) comprenant des photos de différentes typologies d'agrégats et de mottes. Cette description permet d'attribuer un score global entre 1 (sol très friable sans structure) et 5 (sol très compact). Des mesures de pénétrométrie peuvent aider à la distinction des couches et à la mesure de la compaction du sol.

Cycle de nutriments

Dynamique des nutriments (AEMNO3)

La disponibilité des nutriments dans le sol est une fonction à l'interface du compartiment biotique et abiotique et est liée à l'activité de l'ensemble des organismes participant aux cycles des nutriments. La méthode des membranes échangeuses d'ions évalue la dynamique des nutriments dans le sol (Qian et Schoenau, 2002). La capacité d'adsorption des membranes des cations et anions disponibles dans le sol est considérée comme mimant l'action des racines des plantes (Le Cadre *et al.*, 2018). Les membranes anioniques et cationiques de 6x2 cm sont préalablement chargées avec des solutions ionisées puis déposées dans le sol entre 15 et 20 jours. Au cours de cette période, elles peuvent adsorber soit les cations, soit les anions disponibles dans le sol. Les membranes sont ensuite éluées et les ions fixés sur la membrane sont mesurés au laboratoire (unité : $\mu\text{g cm}^{-2}\text{j}^{-1}$). Pour notre étude, seules les membranes anioniques ont pu être mises en place.

Mesure de l'azote assimilable (Nmin)

Le cycle de l'azote est l'un des rares flux de nutriment sous la dépendance quasi exclusive des bactéries du sol et qui résultent des très fortes interactions entre la composante biotique et abiotique du sol (Graham *et al.*, 2014; van Groenigen *et al.*, 2015). La mesure s'intéresse à la quantification de diverses formes azotées (NO_3^- et NH_4^+) disponibles dans les sols suite à une extraction du sol dans une solution de KCl.

Dynamique du carbone

Activité de la faune du sol (Lamina)

La méthode des bait lamina permet de mesurer le degré d'activité de consommation d'un substrat organique par la mésofaune du sol (organismes de 200 μm à 2 mm) dont le rôle est majeur sur le cycle du carbone (Wall *et al.*, 2008). Cette méthode a été développée par von Törne (1990) et cet indicateur a été reconnu comme un indicateur biologique prometteur (Griffiths *et al.*, 2016). Les bait lamina sont des languettes en PVC composées de seize trous remplis avec un substrat organique qui peut être fabriqué ou fourni (Terra Protecta, Allemagne). Sept bait lamina par point

¹ Site de téléchargement des protocoles : https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2020/06/Protocoles_BIOFUNCTOOL.pdf

Tableau 1 : Présentation des indicateurs Biofunctool®, des variables mesurées et des assemblages biologiques ciblés.**Table 1:** List of biofunctool indicators, measured variables and biologic assemblage targeted.

Fonction du sol	Nom de l'indicateur	Variable mesurée	Assemblages biologiques	Référence
Maintien de la structure	AggSoil	Stabilité des agrégats (2-10 cm)	Macrofaune, champignons	Herrick <i>et al.</i> , 2001
	AggSurf	Stabilité des agrégats (0-2 cm)	Macrofaune, champignons	Herrick <i>et al.</i> , 2001
	Beerkan	Vitesse d'infiltration	Ingénieurs du sol	Adapté de Lassabatère <i>et al.</i> , 2006
	VESS	Evaluation visuelle de la structure du sol	Ingénieurs du sol	Guimarães <i>et al.</i> , 2011
Cycle des nutriments	AEMNO3	NO ₃ ⁻ fixé sur membranes échangeuses d'ions	Tous les micro-organismes	Le Cadre <i>et al.</i> , 2018 ; Qian et Schoenau, 2002
	NminSoil	Azote disponible (NO ₃ ⁻ and NH ₄ ⁺)	Tous les micro-organismes	Maynard et Kalra, 1993
Dynamique du carbone	Cast	Densité de turricules de vers de terre	Vers de terre	Appliqué dans Thomas <i>et al.</i> , 2008
	Lamina	Lamina baits	Mésafaune	Von Törne <i>et al.</i> , 1990
	POXC	Carbone oxidable au permanganate	Tous les micro-organismes	Weil <i>et al.</i> , 2003
	SituResp	Respiration basale du sol	Micro-organismes	Thoumazeau <i>et al.</i> , 2017
	COMPLEMENT SYST. PERENNES	Fragment	Biomasse de litière fragmentée	Macrofaune
Skeleton		Biomasse de litière skeletonisée	Macrofaune/Mésafaune	

d'échantillonnage sont enfouies dans le sol durant une période d'incubation à déterminer en fonction des conditions environnementales (1 à 3 semaines en général). L'activité des organismes du sol est évaluée à travers la consommation de ce substrat, en comptant le nombre de trous ayant subi une dégradation visible du substrat suite à la période d'incubation dans le sol.

Pool de carbone labile (POXC)

Le POXC, Permanganate Oxydizable Carbon, consiste à mesurer le pool de carbone labile du sol, qui correspond à la matière organique accessible par les microorganismes hétérotrophes (Culman *et al.*, 2012). La teneur en carbone labile du sol (mgC kg⁻¹ sol) est quantifiée à travers une oxydation partielle de la matière organique par le permanganate de potassium. La lecture du résultat se fait par colorimétrie à l'aide d'un spectrophotomètre de terrain, qui permet d'estimer la concentration restante de la solution en KMnO₄ qui n'a pas été réduit par la matière organique (Weil *et al.*, 2003).

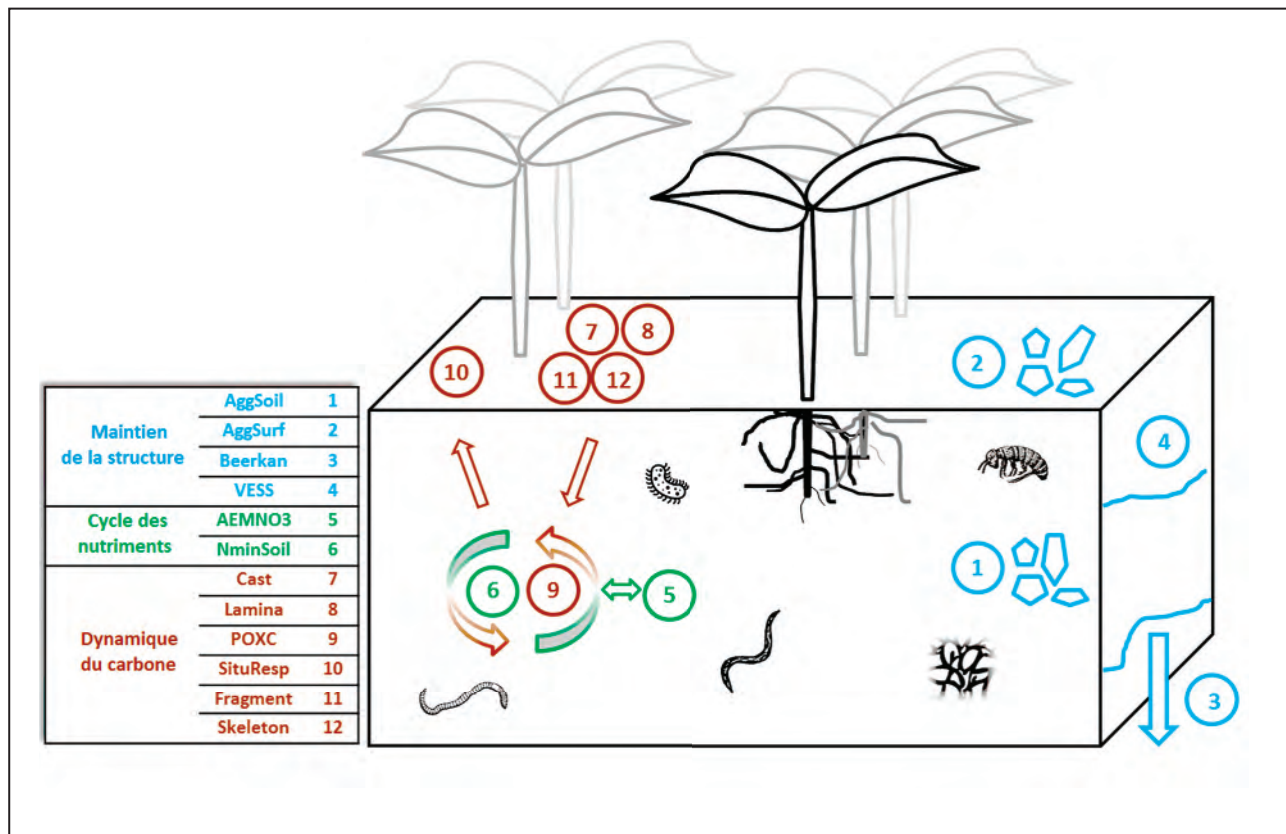
Respiration basale (SituResp®)

La respiration du sol est liée à la minéralisation de la matière organique du sol par l'activité des micro-organismes. Le CO₂ dégagé dans l'atmosphère constitue la dernière étape du cycle du carbone dans le sol. La technique SituResp® permet d'évaluer la respiration basale du sol sur le terrain. Un gel coloré, contenant un indicateur pH (rouge de crésol), va changer de couleur suite à l'acidification par le CO₂ émis par le sol. La lecture de la densité optique (DO) du gel, effectuée par spectrophotométrie, permet une évaluation de l'activité métabolique des micro-organismes du sol (Thoumazeau *et al.*, 2017) (unité : do correspondant à la différence d'absorbance entre T0 et T24h).

Complément - Masse de turricules de vers de terre (Cast)

Les vers de terre sont reconnus pour leur rôle important dans le cycle de la matière organique du sol (Blouin *et al.*, 2013; Jégou *et al.*, 1998; Lavelle *et al.*, 2004). À travers les turricules qu'ils

Figure 1 : Représentation schématique de la cohérence et la complémentarité des indicateurs sélectionnés dans le set Biofunctool®
Figure 1: Schematic drawing of Biofunctool® indicators showing their consistence and complementarities.



produisent, les vers de terre participent à la fragmentation, la transformation et le stockage de carbone organique dans les sols (Thomas *et al.*, 2008). Bien que des travaux de validation soient encore à mener, nous proposons d'utiliser la masse de turricules à la surface du sol comme un bio-indicateur de l'activité des vers de terre. Il est obtenu en collectant les turricules dans une surface donnée (quadrat) et en pesant la masse sèche (48 heures à 60 °C) de ces turricules. Cette mesure est un complément et ne fait pas partie des 9 indicateurs Biofunctool® « de base ». En effet, l'observation des turricules à la surface des sols nécessite, dans certaines conditions, une expertise pour reconnaître les turricules des agrégats de sols issus d'autres transformations.

Complément pour les cultures pérennes – Niveau de dégradation de la litière

La litière à la surface du sol constitue une ressource majeure pour les organismes décomposeurs (Loranger *et al.*, 2002; Ponge *et al.*, 2002; Zanella *et al.*, 2018). L'index litière est un index morpho-fonctionnel de l'état de la litière à la surface du sol. Cette méthode consiste en la classification de l'état de dégra-

duction de la litière à la surface du sol en deux catégories: la litière fragmentée et la litière squelettisée (dont il ne reste que la nervure). Le ratio entre la biomasse sèche de feuilles squelettisées ou fragmentées par la biomasse totale de litière est alors utilisé comme indicateur de l'activité des organismes décomposeurs. Comme la mesure des turricules, cet indicateur ne fait pas partie du set de base de Biofunctool®, et n'est utilisé que dans les milieux contenant de la litière (forestiers ou contenant des cultures pérennes notamment).

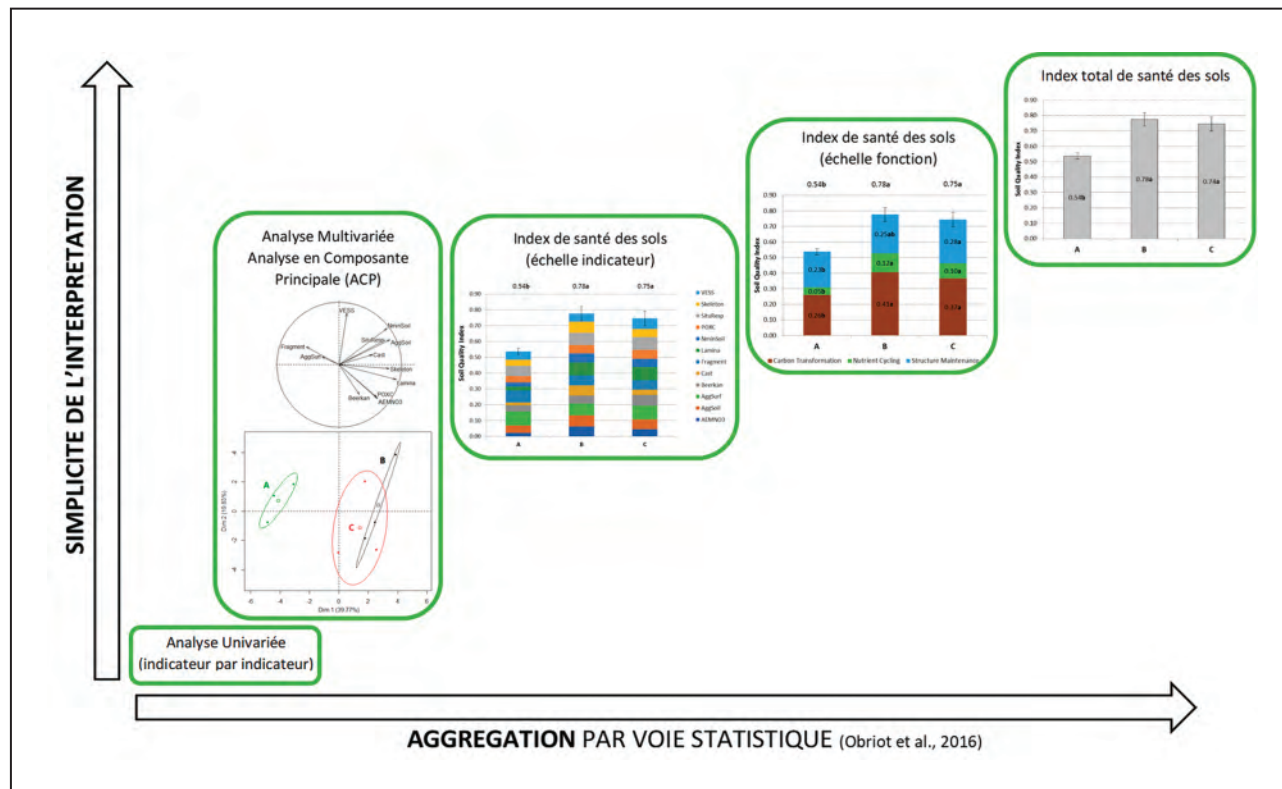
Analyse statistique et agrégation

Dans un contexte donné et pour un jeu de comparaison de pratiques agricoles donné, l'ensemble des mesures obtenues sur le terrain peut être analysé avec différents niveaux d'agrégation (figure 2).

Le niveau d'agrégation doit correspondre au public ciblé et au niveau de complexité requis pour analyser l'agrosystème. Dans le cas où l'utilisateur souhaite comprendre l'intégralité des évolutions des indicateurs en fonction des pratiques testées (A, B, C et l'exemple en figure 2), il devra traiter l'ensemble des données de manière indépendante (analyse univariée) ou de

Figure 2 : Différents niveaux d'agrégation des données Biofunctool®

Figure 2: Different levels of data aggregation from Biofunctool® indicators.



manière combinée (analyse multivariée, ACP). Ces analyses peuvent cependant être complexes à interpréter, et demandent une bonne connaissance des outils statistiques. Pour faciliter l'analyse et produire un indicateur de santé des sols compréhensible par tous, nous avons produit un index synthétique de santé des sols. La méthode d'agrégation pour transformer les données repose sur une analyse statistique proposée par Obriot *et al.* (2016). À partir de données extraites de l'analyse multivariée (ACP), un index synthétique est calculé. Ce calcul s'établit en différentes étapes. Tout d'abord, les données sont normalisées entre 0 et 1. Dans le cadre de cette normalisation des données, il est nécessaire de déterminer le type d'évolution de chaque paramètre favorisant la santé des sols. Cette étape fait appel à des dires d'experts et aux connaissances extraites de la littérature. Deux cas de figure sont utilisés pour Biofunctool® : i) pour la majorité des indicateurs (tous sauf un), une évolution du type « plus grand, mieux c'est » est suivie ; par exemple, pour le POXC, nous considérons que plus il y a de POXC dans le sol, plus ce sera favorable pour sa santé ; ii) pour l'indicateur VESS, une évolution du type « plus petit, mieux c'est » a été suivie dans cette étude. De récentes références indiquent néanmoins qu'un optimum au score 2,5 pourrait être plus adapté (Johannes *et al.*, 2019). Ensuite, les contributions des variables à la construc-

tion des axes et les pourcentages d'inertie de l'ACP sont utilisés pour calculer les valeurs de l'index. Différents niveaux d'agrégation des contributions des indicateurs sont ensuite possibles, en fonction du niveau de précision requis (cf. figure 2 : échelle indicateur, échelle fonction, score total). Une simple addition des contributions au score total est alors mise en œuvre. Dans la plupart des analyses, on privilégie l'agrégation à l'échelle « fonction » dans l'objectif d'adopter une approche multifonctionnelle. Les index obtenus pour une pratique donnée varient entre 0 et 1 et permettent d'avoir une image synthétique de la santé des sols plus simple à interpréter et qui correspond aux attentes des praticiens de terrain.

EXEMPLES DE CAS D'ÉTUDE

Échelle locale : impact d'associations en plantations d'hévéa, Thaïlande

L'exemple proposé s'intéresse à l'effet de l'intégration de cultures en associations dans des plantations d'hévéa (*Hevea brasiliensis*) en Thaïlande. Cette étude a eu lieu dans la province

de Buriram (15°13'N ; 103°18'E) dans un contexte tropical (précipitations annuelles 1400 mm, température annuelle 27 °C). La texture du sol est sableuse (68 % sable, 24 % limon, 8 % argile) et le carbone total relativement faible (<10 g kg⁻¹ de sol). Ces travaux sont issus de l'article Thoumazeau *et al.* (2019a). Cinq traitements ont été testés : dans des plantations de 4 ans, les hévéas ont été plantés seuls (T1), ou en association avec une légumineuse (*Mucuna bracteata*) (T2), ou en association avec du manioc (*Manihot esculenta*) (T3). Ensuite, les plantations d'hévéa de 9 ans étaient soit en monoculture (T4), soit associées avec du *Mucuna* (T5). L'ensemble des indicateurs Biofunctool® ont été appliqués sur ces sites.

La *figure 3* présente les résultats de l'analyse en composante principale (ACP) avant la transformation des variables à travers leur courbe de réponse au fonctionnement du sol. Sur le graphique des individus, nous pouvons observer que les dimensions des deux premiers axes sont assez équilibrées (32,34 % - 22,83 %). Les individus se distinguent globalement les uns des autres avec quatre clusters principaux : plantations de 4 ans avec légumineuses (T2), plantations de 4 ans sans légumineuse (avec ou sans manioc) (T1 et T3), plantations de 9 ans sans légumineuse (T4) et plantations de 9 ans avec légumineuses (T5) (*figure 3*).

Les variables permettant d'expliquer ces distinctions peuvent être regroupées selon les propriétés fonctionnelles du sol. Ces observations se reflètent dans l'index de santé des sols. À l'âge de 4 ans, l'association de légumineuses (T2) favorise l'infiltration ainsi que le maintien de la structure des premiers centimètres du sol. Ce résultat peut s'expliquer par le rôle des légumineuses sur l'infiltration des sols *via* leur influence sur la structure du sol (Broughton, 1976 ; Unger et Vigil, 1998). Les plantations de 9 ans (T4 et T5) se distinguent des plus jeunes par une amélioration de la dynamique du carbone du sol, qui peut être liée à la phénologie des arbres, et principalement à la chute de litière plus importante dans les plantations de 9 ans (Blagodatsky *et al.*, 2016). Enfin, le *Mucuna* intensifie le cycle des nutriments dans les plantations de 9 ans (T5) grâce à sa capacité à fixer l'azote. L'approche Biofunctool® permet donc d'avoir une évaluation multifonctionnelle des sols, et de comprendre les compromis entre l'évolution des fonctions du sol, plus ou moins affectées par les traitements étudiés.

Échelle régionale, impact de l'âge des hévéas, Thaïlande

Afin de déterminer le degré de généralité des résultats acquis localement, nous avons regroupé les résultats obtenus dans trois sites étudiés le long d'un gradient pédoclimatique en Thaïlande (*figure 4*).

Le long de ce gradient, les précipitations moyennes annuelles varient de 1 149 mm à 1 390 mm et le pourcentage d'argile dans les sols varie de 8 % à 21 %. Même si l'âge des arbres étudiés

varie d'un site à l'autre, on constate sur tous les sites une évolution positive de la santé des sols en fonction de l'âge des arbres (*figure 4*). L'âge des plantations où on constate une amélioration significative de la santé des sols est compris entre 6-9 ans et 15 ans environ (*figure 4*), ce qui correspond au stade de maturité (arrêt d'association de culture, fermeture de la canopée et démarrage de la saignée des arbres). La contribution respective des fonctions du sol à la construction de l'index de santé des sols (SQI) montre que c'est la fonction liée à la dynamique du carbone qui explique le plus cette amélioration. Les fonctions liées au cycle des nutriments et au maintien de la structure contribuent de manière moins prononcée aux phases d'évolution de la santé des sols. L'entrée de carbone liée à la chute de la litière au sol qui augmente avec l'âge des arbres semble être le facteur prépondérant expliquant l'évolution positive de la santé des sols en hévéaculture. La généralité des résultats obtenus indique que Biofunctool® est une méthode robuste et adaptée à l'étude de transitions dans divers contextes (*figure 4*).

DISCUSSION

Les exemples de cet article illustrent les avantages de l'approche multifonctionnelle de la santé des sols. Ses avantages sont (i) la mesure concomitante de plusieurs fonctions : ainsi Biofunctool® (*figure 3*) a permis de montrer des compromis entre fonctions à travers l'étude de la légumineuse d'inter-rang qui influe à la fois sur les fonctions de maintien de la structure du sol et de la dynamique des nutriments mais pas sur celles liées à la dynamique du carbone ; (ii) sa sensibilité aux pratiques agricoles, car l'impact de la légumineuse se distingue rapidement et distinctement dans un même contexte pédoclimatique ; (iii) la généralité potentielle de certains résultats : l'impact positif de l'âge des arbres sur la santé des sols se vérifie dans des contextes pédoclimatiques variés.

Depuis cette étude séminale de 2019, Biofunctool® a été utilisé dans différents contextes agro-écologiques et géographiques (plus de 600 points sur 4 continents ; Europe, Afrique, Asie, Océanie). Cette approche a permis de déterminer l'effet de diverses pratiques agricoles sur la santé des sols comme l'agriculture de conservation au Cambodge et en Nouvelle Calédonie (Pheap *et al.*, 2019 ; Kulagowski *et al.*, submitted), les rotations culturales en France, l'agroforesterie en Thaïlande, les blocs agro-écologiques à Madagascar... Si Biofunctool® a été mis au point dans des contextes tropicaux, son transfert au contexte tempéré pour évaluer différentes pratiques (agroforesterie, rotations culturales etc.) n'a pas nécessité de changement de variables ou de protocoles. La variété des contextes agro-pédologiques étudiés, couplée à celle des utilisateurs (étudiants, partenaires académiques, instituts techniques, ONG, fondations, etc.) nous permet après 4 ans d'utilisation de faire un premier bilan opérationnel de l'approche proposée et d'en cerner les avantages et les limites opérationnelles.

Figure 3 : Analyse multivariée des indicateurs Biofunctool® pour évaluer l'impact de différentes associations culturales avec des hévéas sur la santé des sols. Données issues de l'article Thoumzeau *et al.* (2019a).

Figure 3: Multivariate analysis of Biofunctool® indicators to assess the impact of different crops associations with rubber trees on soil health. Data issue from Thoumzeau *et al.* (2019a).

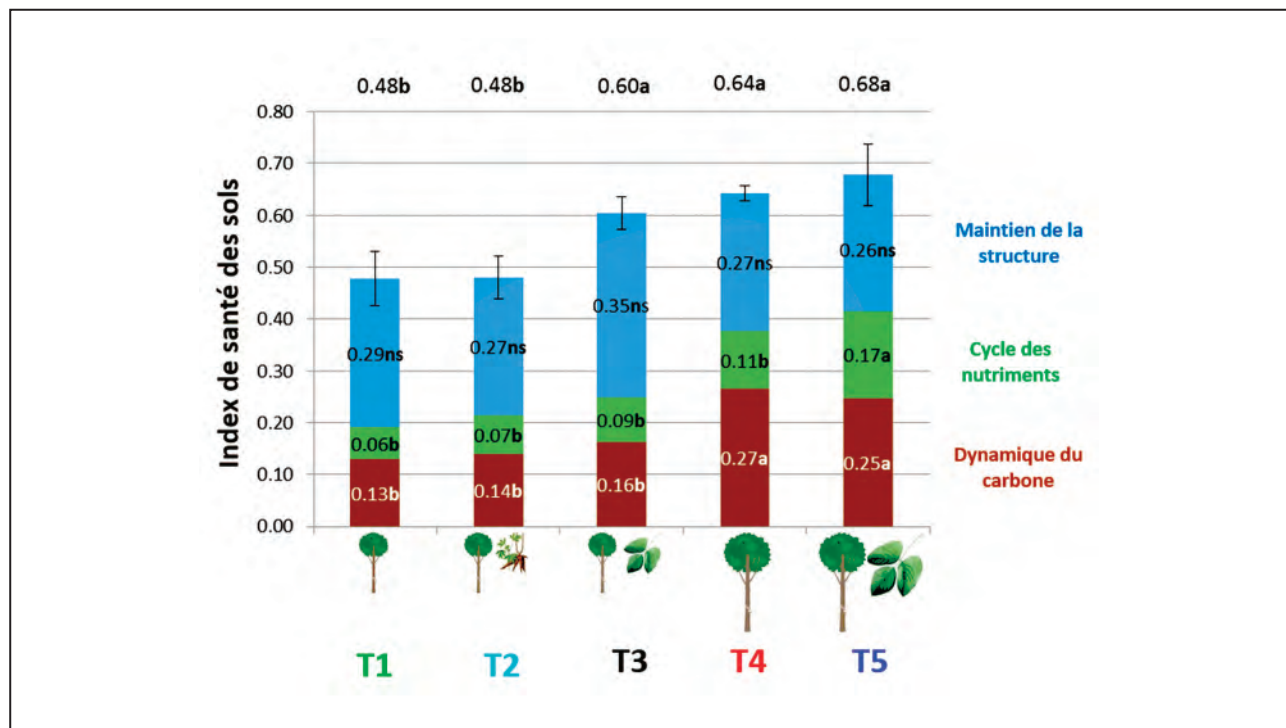
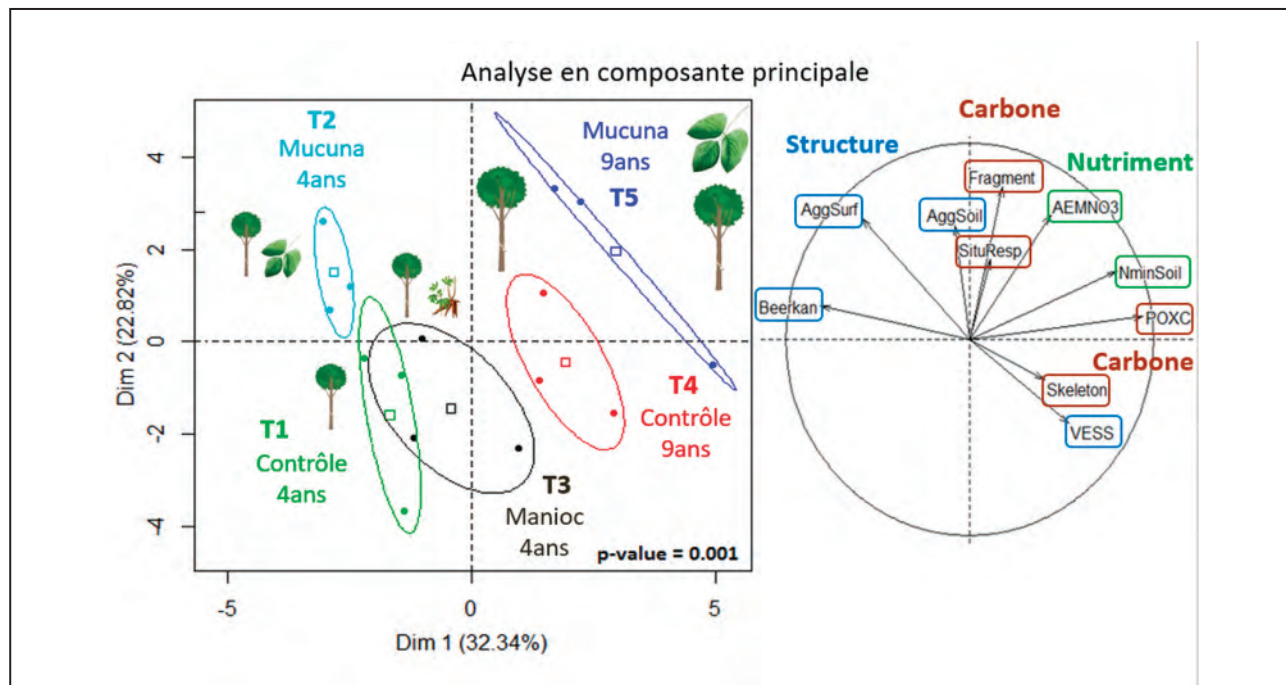
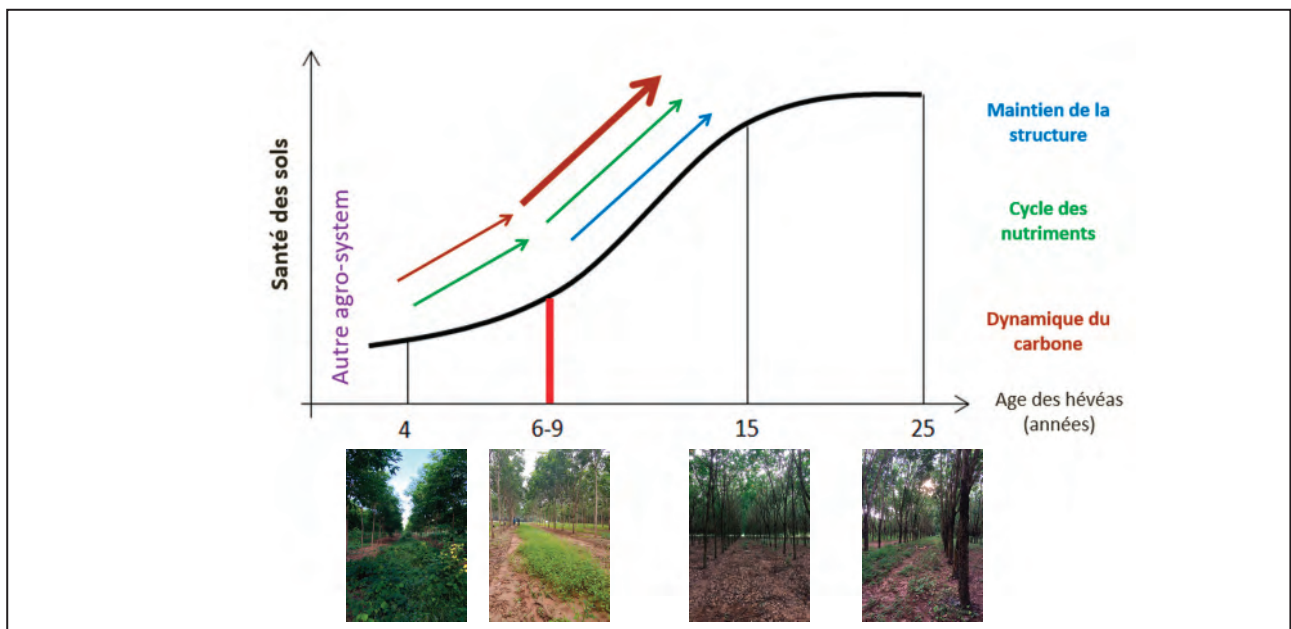
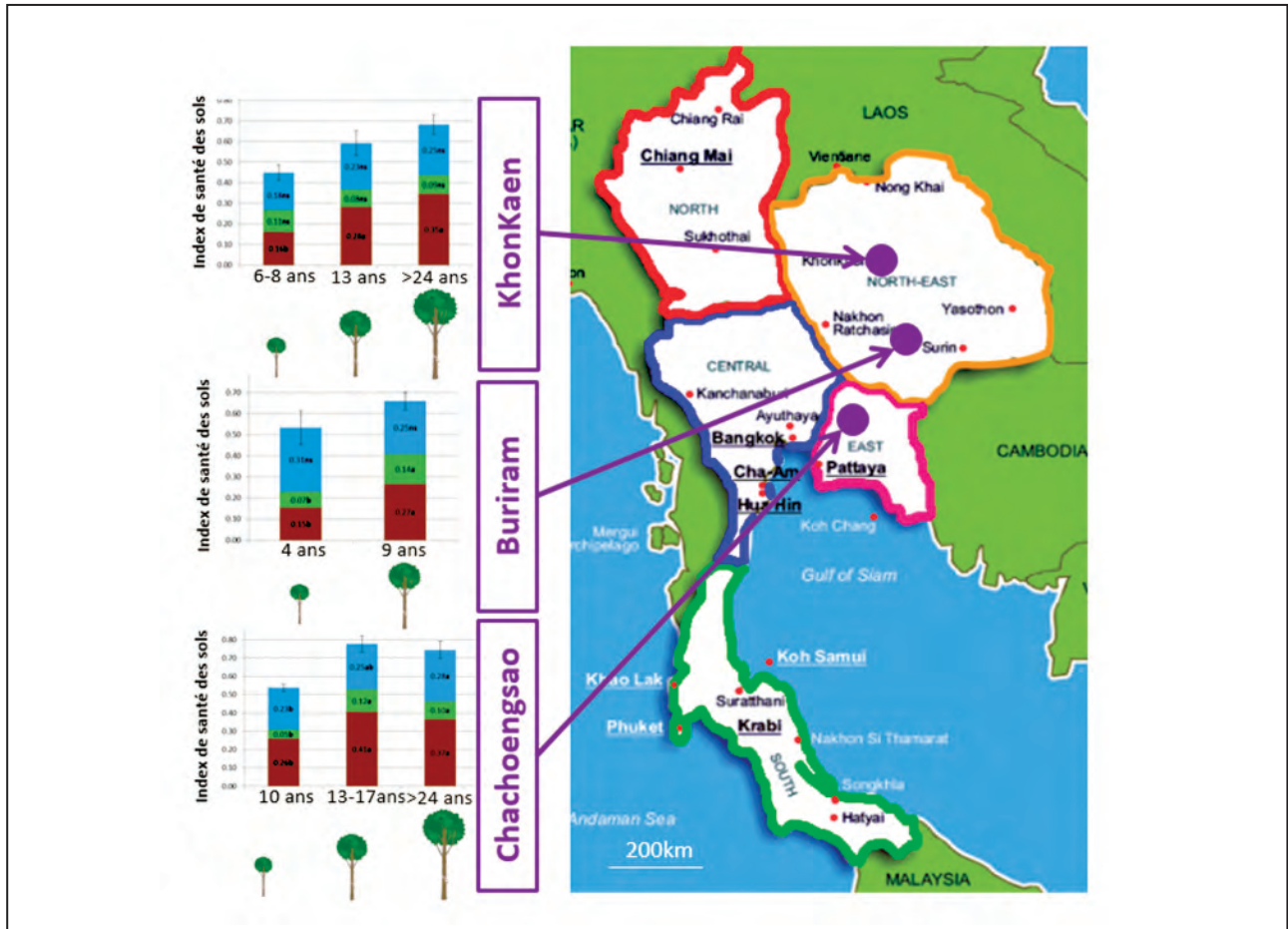


Figure 4 : Analyse régionale des données de Biofunctool® en Thaïlande : impact de l'âge des hévéas sur la santé de sols.

Figure 4: Impact of stand age of Rubber on soil health; a regional analysis of Biofunctool® data.



Biofunctool® est-il restreint à une approche comparative ?

L'ensemble des études effectuées avec Biofunctool® a été basé sur une approche relative où une pratique était comparée soit à une référence non anthropisée (cas de la forêt), soit à une autre pratique (cas des pratiques conventionnelles pour l'évaluation des systèmes agroécologique). Cette comparaison ne pouvait avoir lieu qu'au sein d'un contexte pédoclimatique cohérent. Pour sortir de cette approche comparative, il s'avère nécessaire de construire un référentiel comme établi dans le cadre du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (<http://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmqqs>) pour certains indicateurs physico-chimiques ou biologiques (Horrigue *et al.*, 2016). Ce référentiel, pour être exploitable, devra inclure des données complémentaires comme le contexte pédoclimatique et la description des pratiques culturales. La construction de ce référentiel est actuellement en cours à travers (i) le déploiement de partenariats à la fois publics et privés, (ii) la digitalisation de l'outil qui permettra de construire une base de données pour comparer les résultats obtenus aux références existantes. Le partage de ces données, que l'on souhaite, sera cependant subordonné à la volonté des utilisateurs ainsi qu'à l'origine des bailleurs (public-privé). Cependant l'analyse de la santé du sol sera toujours plus précise avec l'approche relative car la modélisation générique ne pourra jamais prendre en compte l'ensemble des co-variables (texture, climat, pratiques, topographie etc.) qui impactent la santé des sols à des degrés divers.

Est-il toujours nécessaire d'utiliser les 9 outils ?

L'utilisation d'un set de 9 indicateurs peut sembler complexe et chronophage, elle demande environ 1h30 par parcelle incluant 3 répétitions internes, avec une équipe d'environ 3 à 4 personnes. Nos études montrent clairement l'absence de redondance entre les résultats des 9 outils, ou quand ces redondances existent, elles sont ponctuelles et dépendent du site d'étude (Thoumazeau *et al.*, 2019b). Chacun des 9 outils apporte donc, au moins dans un contexte, une information importante à intégrer dans l'évaluation de la santé des sols. De plus, l'intérêt de cette approche multifonctionnelle réside dans la prise en compte des synergies/compromis entre les fonctions du sol ; restreindre le set d'indicateurs ne serait donc plus compatible avec le concept initial de l'approche Biofunctool®. En revanche, en fonction des questions posées, il peut être important de compléter ces mesures par des mesures de biodiversité du sol si l'utilisateur est intéressé par le lien entre assemblages biologiques et fonctionnement du sol ou des mesures plus agronomiques pour expliciter le lien entre santé du sol et performances agronomiques.

Pourquoi ne mesurer que 3 fonctions ? Peut-on inclure d'autres fonctions ?

Biofunctool® a été élaboré pour répondre au besoin d'évaluation multifonctionnelle de la santé des sols (Bünemann *et al.*, 2018). Nous avons sélectionné les trois fonctions clés du sol selon Kibblewhite *et al.* (2008). Cependant, d'autres fonctions importantes ne sont pas prises en compte, comme la régulation des ravageurs (bio contrôle) ou la dynamique des polluants dans les sols. S'il existe des outils ou techniques pour caractériser ces fonctions, aucun ne s'avère être compatible avec les critères de sélection de Biofunctool® (généricité, facilité d'emploi, mesures de terrains, faible coût etc.). Ainsi la pression des pathogènes des sols dépend fortement du type de plante traité, ce qui limite la potentialité générique des indicateurs. Les mesures du degré de pollution ne rentrent pas dans le cadre de l'approche fonctionnelle mais le degré de pollution d'un sol à des conséquences fonctionnelles (Gall *et al.*, 2015; Giller *et al.*, 2009). C'est pourquoi, dans le cas où ces paramètres sont prégnants (ex : cas des friches industrielles pour la pollution des sols), la mesure de ces paramètres pourrait servir de co-variables explicatives des mesures fonctionnelles effectuées.

Existe-t-il une période privilégiée de mesures ?

Comme les mesures fonctionnelles sont très fortement liées au degré d'activité de la composante biotique des sols, qui dépend fortement des conditions climatiques (température et humidité du sol notamment), il est important de cibler une période de mesure qui permette l'expression de cette activité. La période favorable dépend des contextes climatiques locaux mais, en milieu tropical, nos mesures ont été effectuées en grande majorité à la fin de la saison des pluies et en milieu tempéré à l'intersaison (printemps ou automne). Il est aussi important de mesurer la température et l'humidité du sol en complément des mesures Biofunctool®. Ces variables servent de co-variable d'ajustement notamment pour d'éventuelles comparaisons inter-sites.

Peut-on mesurer une évolution temporelle de la santé des sols avec Biofunctool® ?

L'ensemble des exemples donnés dans cet article concerne des approches comparatives de pratiques et synchroniques (mesures à un temps t , comparant des parcelles d'âges différents le long d'une chronosequence). Pour sortir de cette approche relative, il est possible de suivre l'évolution temporelle de la santé des sols d'une même parcelle selon une approche dite diachronique. Cette approche est actuellement testée avec succès en Côte d'Ivoire. Les premiers résultats sur deux années d'expérimentation démontrent la robustesse de cette approche (mêmes tendances sur divers sites pédologiquement différents).

Cette approche par l'évaluation de fonctions du sol semble donc pertinente pour évaluer des phases de transitions agricoles (ex: transitions agroécologiques) car elle permettrait de suivre l'aggradation fonctionnelle du système sol soumis aux changements de pratiques.

Biofunctool®, un outil de terrain utilisable par tous ?

Dans la sélection des indicateurs, les critères liés à la facilité d'emploi sur le terrain et le faible coût étaient des critères primordiaux. Biofunctool® devait, en priorité, être transférable à des non spécialistes de terrain. Les nombreuses formations effectuées autour de cet outil vers des étudiants, instituts techniques, ONG ont démontré que Biofunctool® répondait bien à cet objectif de transférabilité et d'opérationnalité de terrain avec cependant certaines limites :

1. Disposer d'un laboratoire de base (balance, étuve, agitateur etc.) pour la préparation de certains outils, comme SituResp® (pour mesurer la respiration du sol), les solutions de POXC (mesure de C labile), le remplissage des lamina baits et le chargement des membranes échangeuses d'ions.
2. Accéder à un laboratoire d'analyse des sols. Même si la grande majorité des données est issue des mesures directes sur le terrain, celles liées à la mesure du cycle des nutriments (azote minéral) issues de la désorption des membranes échangeuses d'ions (nitrates, ammonium, etc.) nécessitent encore l'accès à un laboratoire d'analyses.
3. Avoir des connaissances en statistiques unies et multivariées. En effet, si les mesures de terrain restent à la portée de tous les utilisateurs, les analyses du jeu de données obtenues pour l'obtention de l'index de qualité du sol nécessitent une bonne connaissance des outils statistiques.

L'objectif à court et moyen termes est de pallier ces limites pour, *in fine*, se passer du laboratoire (au moins en aval) et d'experts pour l'analyse des résultats. Pour ce faire, nous sommes en train de tester des solutions permettant l'analyse directe extemporanément et sur le terrain de la concentration des solutions en nutriments ciblés. Pour l'analyse statistique des résultats, la stratégie adoptée est de développer une application numérique sur tablette ou smartphone permettant l'obtention directe des résultats et de l'index de qualité.

Biofunctool®, un outil pédagogique pour initier les étudiants ou le grand public à la préservation des sols ?

L'expérience acquise au cours des diverses formations de terrain nous a démontré la force pédagogique de l'outil *via* sa simplicité d'utilisation sur le terrain. L'obtention rapide (dans la journée) de la majorité des résultats permet d'enrichir les échanges avec les différents utilisateurs (étudiants, agriculteurs, techniciens

de terrains, etc.) Ces échanges permettent une appréhension partagée des facteurs potentiellement explicatifs des résultats obtenus. La méthode est donc une excellente entrée pour sensibiliser les utilisateurs à l'importance de la vie des sols sous un angle fonctionnel et facilement compréhensible.

CONCLUSION - PERSPECTIVES

Biofunctool® est une méthode d'évaluation de la multifonctionnalité des sols. Son premier intérêt est de pouvoir faire une évaluation de l'impact de pratiques agricoles ou de divers agroécosystèmes sur le fonctionnement des sols. Biofunctool® peut aussi être combiné à d'autres méthodes d'évaluation pour mieux comprendre certains mécanismes du sol, ou apporter une évaluation plus exhaustive des systèmes. D'un point de vue écologique, il peut participer à une meilleure compréhension du lien biodiversité-fonctionnement du sol (Lavelle *et al.*, 2006) en mettant en lien les fonctions mesurées avec les différents assemblages ou réseaux d'interactions (Delgado-Baquerizo *et al.*, 2020). D'un point de vue plus agronomique, Biofunctool® peut être utilisé comme un outil d'évaluation voire de conception d'agrosystèmes. Par exemple, la méthode peut être combinée avec d'autres indicateurs environnementaux (biodiversité, pertes en nutriments, utilisation de pesticides...), agronomiques (rendements, état nutritionnel des plantes...), socio-économiques (profitabilité, main-d'œuvre...) pour fournir une évaluation multicritère des agrosystèmes à l'échelle du système de culture. L'évaluation multicritère permettra alors de caractériser la complexité des compromis entre les composantes de l'agrosystème. Enfin, Biofunctool® enrichit le set de méthodes potentiellement intégrables dans les méthodes d'évaluation environnementales. Des freins méthodologiques sont actuellement rencontrés dans divers cadres méthodologiques, comme l'Analyse Cycle de Vie (Garrigues *et al.*, 2012). À travers des changements d'échelles et la création de référentiels, Biofunctool® pourrait contribuer à la définition de nouveaux facteurs, intégrant la santé des sols dans l'ACV. Ces facteurs seraient alors basés sur la dérivation de données de terrain, à l'inverse des modèles empiriques actuellement proposés qui rencontrent, dans le cadre de l'ACV, de nombreuses limites de sensibilité et robustesse (Thoumazeau *et al.*, 2019c).

MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE

L'outil est téléchargeable sur : https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2020/06/Protocoles_BIOFUNCTOOL.pdf

REMERCIEMENTS

Le développement de l'outil a été financé dans le cadre du LMI LUSES, le projet ANR HEVEAADAPT (ANR-14-CE03-0012) et le projet HEVEABIODIV, financé par les professions hévéicoles et l'Institut Français du Caoutchouc. Nous tenons à remercier Nancy Rakotondrazafy (IRD, UMR Eco&Sols) pour son aide indispensable dans le déploiement de l'outil et pour la rédaction des protocoles en annexe de cet article. Nous remercions l'ensemble des experts ayant participé au workshop organisé en 2015 pour la sélection des outils Biofunctool®: Thibaud Decaëns et Raphaël Marichal (écologie du sol), Nicolas Bottinelli, Jean-Luc Maeght, Benoît Jaillard (physique du sol), Louis Mareschal (biogéochimie), Philippe Thaler, Nopmanee Suvannang (cycle du carbone), Alain Brauman, Pascal Alonso (microbiologie). Nous remercions nos partenaires thaïlandais, en particulier les chercheurs du Land Development Department, Nopmanee Suvannang, Phantip Panklang, Audjima Phongjinda et Prapatsorn Polwong, pour leurs aides techniques et opérationnelles, Teerawit Aungpadorn pour son apport dans les mesures de terrains. Merci également à nos collègues du Cirad: Frédéric Gay, Philippe Thaler (UMR Eco&Sols), Cécile Bessou, Victor Baron et Thibaut Perron (UPR Systèmes de pérennes) et nos collègues de l'IRD Jean-Louis Janeau (IESS Paris), Jean Trap, Claude Hammecker (UMR Eco&Sols) pour leur aide dans la conception du set. Enfin, un grand merci aussi à l'ensemble des étudiants de Master qui ont contribué à la validation de cet outil dans différents contextes (Marie-Sophie Renevier et Aurore Béral en Thaïlande, Clara Lefèvre au Cambodge, Tobias Sturm en Nouvelle-Calédonie, Julia Denier à Madagascar et Charlotte Simon en Côte d'Ivoire). Les auteurs remercient aussi les deux relecteurs, Guenola Peres et Antonio Bispo qui ont contribué à l'amélioration de l'article.

BIBLIOGRAPHIE

- Amézqueta E., 1999 - Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 83–151. https://doi.org/10.1300/J064v14n02_08
- Bastida F., Zsolnay A., Hernández T., García C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Blagodatsky S., Xu J., Cadisch G., 2016 - Carbon balance of rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations: A review of uncertainties at plot, landscape and production level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221, 8–19. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.025>
- Blouin M., Hodson M.E., Delgado E.A., Baker G., Brussaard L., Butt K.R., Dai J., Dendooven L., Peres G., Tondoh J.E., Cluzeau D., Brun J.-J., 2013 - A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science* 64, 161–182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Broughton W.J., 1976 - Effect of various covers on soil fertility under *Hevea brasiliensis* muell. arg. and on growth of the tree. *Agro-Ecosystems* 3, 147–170. [https://doi.org/10.1016/0304-3746\(76\)90113-X](https://doi.org/10.1016/0304-3746(76)90113-X)
- Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., De Deyn G., de Goede R., Flesskens L., Geissen V., Kuyper T.W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., van Groenigen J.W., Brussaard L., 2018 - Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Culman S.W., Snapp S.S., Freeman M.A., Schipanski M.E., Beniston J., Lal R., Drinkwater L.E., Franzluebbers A.J., Glover J.D., Grandy A.S., Lee J., Six J., Maul J.E., Mirksy S.B., Spargo J.T., Wander M.M., 2012 - Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. *Soil Science Society of America Journal* 76, 494–504. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0286>
- Delgado-Baquerizo M., Reich P.B., Trivedi C., Eldridge D.J., Abades S., Alfaro F.D., Bastida F., Berhe A.A., Cutler N.A., Gallardo A., García-Velázquez L., Hart S.C., Hayes P.E., He J.-Z., Hseu Z.-Y., Hu H.-W., Kirchmair M., Neuhauser S., Pérez C.A., Reed S.C., Santos F., Sullivan B.W., Trivedi P., Wang J.-T., Weber-Grullon L., Williams M.A., Singh B.K., 2020 - Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nat Ecol Evol* 4, 210–220. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1084-y>
- Gall J.E., Boyd R.S., Rajakaruna N., 2015 - Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environ Monit Assess* 187, 201. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4436-3>
- Garrigues E., Corson M.S., Angers D.A., van der Werf H.M.G., Walter C., 2012 - Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological Indicators* 18, 434–442. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.014>
- Giller K.E., Witter E., McGrath S.P., 2009 - Heavy metals and soil microbes. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 2031–2037. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.026>
- Graham E.B., Wieder W.R., Leff J.W., Weintraub S.R., Townsend A.R., Cleveland C.C., Philippot L., Nemergut D.R., 2014 - Do we need to understand microbial communities to predict ecosystem function? A comparison of statistical models of nitrogen cycling processes. *Soil Biology and Biochemistry* 68, 279–282. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.023>
- Griffiths B.S., Römbke J., Schmelz R.M., Scheffczyk A., Faber J.H., Bloem J., Pérès G., Cluzeau D., Chabbi A., Suhadolc M., Sousa J.P., Martins da Silva P., Carvalho F., Mendes S., Morais P., Francisco R., Pereira C., Bonkowski M., Geisen S., Bardgett R.D., de Vries F.T., Bolger T., Dirilgen T., Schmidt O., Winding A., Hendriksen N.B., Johansen A., Philippot L., Plassart P., Bru D., Thomson B., Griffiths R.I., Bailey M.J., Keith A., Rutgers M., Mulder C., Hannula S.E., Creamer R., Stone D., 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>
- Guimarães R.M.L., Ball B.C., Tormena C.A., 2011 - Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management* 27, 395–403. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x>
- Herrick J.E., Whitford W.G., de Soya A.G., Van Zee J.W., Havstad K.M., Seybold C.A., Walton M., 2001 - Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *CATENA, Soil aggregation in arid and semi-arid environments* 44, 27–35. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00173-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00173-9)
- Horrigue W., Dequiedt S., Chemidlin Prévost-Bouré N., Jolivet C., Saby N.P.A., Arrouays D., Bispo A., Maron P.-A., Ranjard L., 2016 - Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators* 64, 203–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- Ilstedt U., Malmer A., Verbeeten E., Murdiyarso D., 2007 - The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management, Planted Forests and Water* 251, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.014>

- Jégou D., Cluzeau D., Balesdent J., Tréhen P., 1998 - Effects of four ecological categories of earthworms on carbon transfer in soil. *Applied Soil Ecology* 9, 249–255. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(97\)00057-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00057-7)
- Johannes A., Weisskopf P., Schulin R., Boivin P., 2019 - Soil structure quality indicators and their limit values. *Ecological Indicators* 104, 686–694. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.040>
- 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.
- Kibblewhite M.G., Ritz K., Swift M.J., 2008 - Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.* 363, 685–701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Lassabatère L., Angulo-Jaramillo R., Soria Ugalde J.M., Cuenca R., Braud I., Haverkamp R., 2006 - Beerkam Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments—BEST. *Soil Science Society of America Journal* 70, 521–532. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>
- Lavelle P., Charpentier F., Villenave C., Rossi J.-P., Derouard L., Pashanasi B., André J., Ponge J.-F., Bernier N., 2004 - Effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics at a landscape scale over decades, in: Edwards, C.A. (Ed.), *Earthworm Ecology*, 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 145–160. <https://doi.org/10.1201/9781420039719.pt4>
- Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Margerie P., Mora P., Rossi J.-P., 2006 - Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, ICSZ 42, S3–S15. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>
- Le Cadre E., Kinkondi M., Koutika L.-S., Epron D., Mareschal L., 2018 - Anionic exchange membranes, a promising tool to measure distribution of soil nutrients in tropical multispecific plantations. *Ecological Indicators* 94, 254–256. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.041>
- Loranger G., Ponge J.-F., Imbert D., Lavelle P., 2002 - Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. *Biol Fertil Soils* 35, 247–252. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0467-3>
- Maron P.-A., Sarr A., Kaisermann A., Lévêque J., Mathieu O., Guigue J., Karimi B., Bernard L., Dequiedt S., Terrat S., Chabbi A., Ranjard L., 2018 - High Microbial Diversity Promotes Soil Ecosystem Functioning. *Appl Environ Microbiol* 84. <https://doi.org/10.1128/AEM.02738-17>
- Ng E.L., Zhang J., 2019 - The Search for the Meaning of Soil Health: Lessons from Human Health and Ecosystem Health. *Sustainability* 11, 3697. <https://doi.org/10.3390/su1133697>
- Obriot F., Stauffer M., Goubard Y., Cheviron N., Peres G., Eden M., Revallier A., Vieublé-Gonod L., Houot S., 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>
- Pheap S., Lefèvre C., Thoumazeau A., Leng V., Boulakia S., Koy R., Hok L., Lienhard P., Brauman A., Tivet F., 2019 - Multi-functional assessment of soil health under Conservation Agriculture in Cambodia. *Soil and Tillage Research* 194, 104349. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104349>
- Ponge J.-F., Chevalier R., Loussot P., 2002 - Humus Index: an integrated tool for the assessment of forest floor and topsoil properties. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1996–2001. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1996>
- Qian P., Schoenau J.J., 2002 - Practical applications of ion exchange resins in agricultural and environmental soil research. *Can. J. Soil. Sci.* 82, 9–21. <https://doi.org/10.4141/S00-091>
- Rinot O., Levy G.J., Steinberger Y., Svoray T., Eshel G., 2019 - Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of The Total Environment* 648, 1484–1491. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259>
- Swift M.J., Heal O.W., Anderson J. M., Anderson J. M., 1979 - *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. University of California Press.
- Thomas F., Rossi J.-P., Decaëns T., Grimaldi M., Lavelle P., Fernando da Silva Martins P., Garnier-Zarli E., 2008 - Comparative analysis of *Andiodrilus pachoensis* casts in forests and pastures of South-Eastern Amazon (Brazil). *European Journal of Soil Biology*, Special Section of the 7th International Apterygota Seminar 44, 545–553. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.09.003>
- Thoumazeau A., Bessou C., Renevier M.-S., Panklang P., Puttaso P., Peerawat M., Heepgoen P., Polwong P., Koonklang N., Sdoodee S., Chantuma P., Lawongsa P., Nimkingrat P., Thaler P., Gay F., Brauman A., 2019a - Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part B: investigating the impact of land management of rubber plantations on soil quality with the Biofunctool® index. *Ecological Indicators* 97, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.028>
- Thoumazeau A., Bessou C., Renevier M.-S., Trap J., Marichal R., Mareschal L., Decaëns T., Bottinelli N., Jaillard B., Chevallier T., Suvannang N., Sajjaphan K., Thaler P., Gay F., Brauman A., 2019b - Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators* 97, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.023>
- Thoumazeau A., Bustany C., Rodrigues J., Bessou C., 2019c - Using the LANCA® Model to Account for Soil Quality Within LCA: First Application and Approach Comparison in Two Contrasted Tropical Case Studies. *Indonesian Journal of Life Cycle Assessment and Sustainability* 3.
- Thoumazeau A., Gay F., Alonso P., Suvannang N., Phongjinda A., Panklang P., Chevallier T., Bessou C., Brauman A., 2017 - SituResp®: A time- and cost-effective method to assess basal soil respiration in the field. *Applied Soil Ecology* 121, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.006>
- Unger P.W., Vigil M.F., 1998. Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 53, 200–207.
- van Groenigen J.W., Huygens D., Boeckx P., Kuyper T.W., Lubbers I.M., Rütting T., Groffman P.M., 2015 - The soil N cycle: new insights and key challenges. *SOIL* 1, 235–256. <https://doi.org/10.5194/soil-1-235-2015>
- Velasquez E., Lavelle P., Andrade M., 2007 - GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 3066–3080. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.013>
- Vogel H.-J., Bartke S., Daedlow K., Helming K., Kögel-Knabner I., Lang B., Rabot E., Russell D., Stössel B., Weller U., Wiesmeier M., Wollschläger U., 2018 - A systemic approach for modeling soil functions. *SOIL* 4, 83–92. <https://doi.org/10.5194/soil-4-83-2018>
- von Törne E., 1990. Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests. *Pedobiologia* 34, 89–101.
- Wagg C., Bender S.F., Widmer F., van der Heijden M.G.A., 2014 - Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *PNAS* 111, 5266–5270. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>
- Wall D.H., Bradford M.A., John M.G.S., Trofymow J.A., Behan-Pelletier V., Bignell D.E., Dangerfield J.M., Parton W.J., Rusek J., Voigt W., Wolters V., Gardel H.Z., Ayuke F.O., Bashford R., Beljakova O.I., Bohlen P.J., Brauman A., Flemming S., Henschel J.R., Johnson D.L., Jones T.H., Kovarova M., Kranabetter J.M., Kutny L., Lin K.-C., Maryati M., Masse D., Pokarzhevskii A., Rahman H., Sabará M.G., Salamon J.-A., Swift M.J., Varela A., Vasconcelos H.L., White D., Zou X., 2008 - Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biology* 14, 2661–2677. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01672.x>
- Weil R.R., Islam I.R., Stine M.A., Gruver J.B., Samson-liebig S.E., 2003 - Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture* 3–17.
- Wienhold B.J., Andrews S.S., Karlen D.L., 2004 - Soil Quality: A Review of the Science and Experiences in the USA. *Environmental Geochemistry and Health* 26, 89–95. <https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c>

Zanella A., Ponge J.-F., Jabiol B., Sartori G., Kolb E., Gobat J.-M., Bayon R.-C.L., Aubert M., Waal R.D., Delft B.V., Vacca A., Serra G., Chersich S., Andreetta A., Cools N., Englisch M., Hager H., Katzensteiner K., Brêthes A., Nicola C.D., Testi A., Bernier N., Graefe U., Juilleret J., Banas D., Garlato A., Obber S., Galvan P., Zampedri R., Frizzera L., Tomasi M., Menardi R., Fontanella F., Filoso C., Dibona R., Bolzonella C., Pizzeghello D., Carletti P., Langohr R., Cattaneo D., Nardi S., Nicolini G., Viola F., 2018 - Humusica 1, article 4: Terrestrial humus systems and forms—Specific terms and diagnostic horizons. *Applied Soil Ecology, HUMUSICA 1 - Terrestrial Natural Humipedons* 122, 56–74. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.005>

La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification

P. Barré^(1*), L. Cécillon^(1, 2), C. Chenu⁽³⁾, M. Martin⁽⁴⁾, L. Vidal-Beaudet⁽⁵⁾ et T. Eglin⁽⁶⁾

- 1) Laboratoire de Géologie de l'ENS, Université PSL, UMR8538 du CNRS, Paris, France
- 2) Normandie Univ, UNIROUEN, INRAE, ECODIV, 76000 Rouen, France
- 3) Université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech, UMR ECOSYS, 78850 Thiverval-Grignon, France
- 4) INRAE, Unité InfoSol, US 1106, F-45075, Orléans, France
- 5) EPHor, Agrocampus Ouest, l'institut Agro, 49045 Angers, France
- 6) ADEME, Direction Bioéconomie et Energies Renouvelables, Angers, France

* : Auteur correspondant : barre@geologie.ens.fr

RÉSUMÉ

La séquestration de carbone, c'est-à-dire la capture et le maintien de carbone en dehors de l'atmosphère, contribue à la régulation du climat. Dans les classifications existantes (EFESE, CICES), ce rôle est défini à la fois comme une fonction de l'écosystème et un service rendu à l'homme. Depuis plusieurs années, la séquestration de carbone dans les sols est promue au niveau international comme national dans la lutte contre le changement climatique. De nombreux acteurs, dont les collectivités territoriales, les agriculteurs et les forestiers, sont en demande de méthodes pour évaluer, et si possible quantifier, ce service dans le cadre de leur activité. Dans cet article, nous faisons un point sur les approches déjà disponibles et en émergence et leur déploiement dans les sols forestiers, agricoles et urbains. Des méthodes sont aujourd'hui proposées par les acteurs de la recherche pour quantifier les stocks de carbone organique des sols (COS) et leur stabilité, prédire les évolutions de ces stocks et en estimer le potentiel d'accroissement. Ces approches s'appuient sur des mesures directes et/ou de la modélisation, et sont particulièrement avancées pour les sols agricoles. Une partie des méthodes est normalisée ou en cours de normalisation au niveau international afin d'en faciliter le transfert vers les professionnels (laboratoires d'analyses, bureau d'études etc.). Néanmoins, il apparaît nécessaire de poursuivre l'effort de construction de référentiels pour permettre une meilleure interprétation des résultats en termes de potentiel

Comment citer cet article :

Barré P., Cécillon L., Chenu C., Martin M., Vidal-Beaudet L. et Eglin T., 2020 - La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification, *Etude et Gestion des Sols*, 27, 305-320

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

d'accroissement ou de risque de déstockage. Cet état des lieux montre que ces référentiels sont particulièrement peu développés en ce qui concerne les sols urbains. Nous discutons également des limites des méthodes qui appellent des efforts de recherche et de développement pour les prochaines années.

Mots-clés

Carbone organique du sol, stockage, dynamique du carbone, modèle.

SUMMARY

INVENTORY OF METHODS FOR EVALUATING AND QUANTIFYING CARBON SEQUESTRATION IN AGRICULTURAL, FOREST AND URBAN SOILS

Carbon sequestration, that is, capturing and keeping carbon out of the atmosphere, contributes to climate regulation. In existing classifications (EFESE, CICES), carbon sequestration is defined both as a function of the ecosystem and as an ecosystem service delivered to human societies. For several years, carbon sequestration in soils has been promoted at international and national level in the context of climate change mitigation. Many stakeholders, including cities, farmers and foresters, are in demand for methods to assess, and if possible, quantify this service in the context of their activity. In this article, we inventory the already available and emerging approaches as well as their deployment in forest, agricultural and urban soils. Currently, methods are proposed by researchers to quantify soil organic carbon (SOC) stocks and their stability, predict SOC stocks evolution and estimate the potential for increasing SOC stocks. These approaches are based on direct measurements and/or modeling, and are particularly advanced for agricultural soils. Some of the methods are standardized or in the process of standardization at an international level in order to facilitate their transfer towards professionals (soil laboratory analysis etc.). Nevertheless, it seems necessary to continue the effort to build benchmarks to allow a better interpretation of the results in terms of SOC storage potential or conversely on the estimation of the risk of destocking SOC. This inventory shows that such benchmarks are particularly poorly developed in urban soils. We also discuss the limitations of the methods that call for sustained research and development efforts for the next few years.

Key-words

Soil organic carbon sequestration, soil carbon dynamics, model.

RESUMEN

LA SECUESTACIÓN DEL CARBONO EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS, FORESTALES Y URBANOS: inventario de los métodos de evaluación y de cuantificación

La secuestación del carbono, es decir la captura y el mantenimiento del carbono fuera de la atmosfera, contribuye a la regulación del clima. En las clasificaciones existentes (EFESE, CICES), este papel se define a la vez como una función del ecosistema y un servicio prestado al hombre. Desde varios años, se promueve la secuestación del carbono en los suelos al nivel internacional y nacional en la lucha contra el cambio climático. Numerosos actores, cuyos las colectividades territoriales, los agricultores y forestales, tienen demanda de métodos para evaluar, y si posible cuantificar, este servicio en el marco de su actividad. En este artículo, hacemos un punto sobre los enfoques ya disponibles y en emergencia y sus desarrollos en los suelos forestales, agrícolas y urbanos. Actualmente, los actores de la investigación proponen métodos para cuantificar los stocks de carbono orgánico de los suelos (COS) y su estabilidad, predecir las evoluciones de estos stocks y estimar el potencial de crecimiento. Estos enfoques se apoyan sobre mediciones directas y/o de modelización y están particularmente avanzados para los suelos agrícolas. Una parte de estos métodos está normalizada o en curso de normalización al nivel internacional a fin de facilitar la transferencia hacia los profesionales (laboratorios de análisis, oficinas de estudios, etc...). Sin embargo, aparece necesario proseguir el esfuerzo de construcción de referenciales para permitir una mejor interpretación de los resultados en términos de potencial de aumento o de riesgo de reducción. Esta situación actual muestra que estos referenciales están poco desarrollados en los suelos urbanos. Discutimos igualmente de las limitaciones de los métodos que piden esfuerzos de investigación para los próximos años..

Palabras clave

Carbón orgánico del suelo, almacenamiento, dinámica del carbono, modelos

INTRODUCTION

La matière organique joue un rôle primordial pour le fonctionnement des sols. En effet, elle contribue fortement à la structure du sol, sa fertilité chimique, sa capacité à retenir l'eau et constitue la source principale de matière et d'énergie pour les organismes vivants du sol (Calvet *et al.* 2011). De plus, la matière organique du sol, constituée à plus de 50 % de carbone, est un réservoir de carbone de première importance qui participe à l'évolution de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère. Comme l'intensité du changement climatique dépend principalement de l'évolution de la concentration en CO₂ atmosphérique, une augmentation des stocks de carbone organique des sols (COS) pourrait contribuer à atténuer le changement climatique alors qu'inversement une baisse de ces stocks l'aggraverait immanquablement (Lal *et al.*, 2004).

Dans le contexte de dégradation croissante des sols et du dérèglement climatique, l'intérêt pour la thématique du COS a augmenté, cette thématique apparaissant notamment à l'agenda politique ces dernières années. Ceci s'est traduit, entre autres, par le lancement, par la France, de l'initiative 4 pour 1000 lors de la COP21 (<https://www.4p1000.org/>; Soussana *et al.*, 2019). L'objectif de cette initiative est de promouvoir la mise en place d'actions concrètes visant à préserver et augmenter les stocks de carbone organique dans les sols pour contribuer à la sécurité alimentaire tout en luttant contre le réchauffement climatique. Au niveau national, les évolutions des stocks de COS des sols doivent désormais être prises en compte dans les Plans Climat-Air-Energie Territoriaux (PCAET), où sont définis les objectifs stratégiques et opérationnels des collectivités sur la lutte contre le changement climatique et l'adaptation à ses effets.

Le service de séquestration de carbone fait aussi l'objet d'une attention particulière dans les classifications des fonctions et services rendus par les écosystèmes. Il est ainsi défini comme un service de régulation du climat global dans le cadre de la démarche française d'évaluation des services écosystémiques (EFESE ; <https://www.ecologie-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques>) (Tibi et Thérond, 2018). Pour la version 5.1 de la classification internationale « Common International Classification of Ecosystem Services » (CICES ; <https://cices.eu/>) parue le 18 mars 2018, la séquestration de carbone est une fonction écologique de l'écosystème. Néanmoins, son évaluation contribue également à l'évaluation du service de régulation de la composition chimique de l'atmosphère, et donc du climat. Ce rôle-clé du COS se retrouve aussi dans d'autres services écosystémiques auquel le sol contribue (Walter *et al.*, 2015). En effet, un sol plus riche en matière organique aura généralement une meilleure résistance à l'érosion, une plus grande infiltrabilité, une plus grande réserve utile, une meilleure fertilité chimique et une capacité accrue à retenir les polluants. De ce fait, augmenter les stocks de COS améliore les services d'approvisionnement,

de régulation (de manière plus large que la seule régulation climatique) et d'auto-entretien.

Pour répondre à la demande sociétale croissante d'actions d'atténuation et d'adaptation au changement climatique et d'évaluation des services écosystémiques, les scientifiques doivent fournir des méthodes opérationnelles, fiables, rapides et peu coûteuses pour évaluer le service de séquestration dans les sols. Dans cet article, nous établissons un état des lieux des approches permettant de l'évaluer au travers du niveau de stock de COS, de sa stabilité, de sa dynamique et de son potentiel d'accroissement dans les sols agricoles, forestiers et urbains.

Quantifier le niveau de stock

Mesures directes et indirectes des teneurs en carbone organique et calculs des stocks de carbone organique du sol

La mesure d'un stock de carbone organique pour une couche de sol donnée s'exprime généralement en une unité de masse par unité de surface. Par exemple, de nombreuses cartes présentent les stocks de COS sur la couche 0-30 cm en tC.ha⁻¹ (voir par exemple, Arrouays *et al.*, 2001 ; Martin *et al.*, 2011 ; Meersmans *et al.*, 2012 et Mulder *et al.*, 2016 pour la France ; de Brogniez *et al.*, 2015, pour l'Europe et la compilation proposée par le Partenariat Mondial sur les Sols de la FAO pour le monde (Global Soil Partnership, 2011, <http://www.fao.org/globalsoilpartnership/>)). La mesure d'un stock de COS est classiquement réalisée en deux étapes : (1) détermination par analyse de la concentration en carbone organique (typiquement en gC.kg⁻¹ sol) d'un échantillon de terre fine (c'est-à-dire un échantillon dont les éléments de taille supérieure à 2 mm ont été retirés par tamisage) et (2) mesure de la masse volumique apparente sèche (typiquement en g.cm⁻³) de terre fine par unité de surface sur la couche considérée. La valeur de stock est obtenue en multipliant la concentration en C organique par la masse de terre fine sur le volume considéré. Ce volume correspond à l'unité de surface choisie (généralement l'hectare pour les sols agricoles et forestiers) multipliée par la profondeur retenue (par exemple 0-30 cm). Cette mesure s'appuie donc sur l'hypothèse raisonnable que les éléments grossiers (>2 mm) contiennent une quantité négligeable de carbone organique par rapport à la terre fine.

La concentration en carbone organique peut être mesurée directement par combustion sèche à l'aide d'un analyseur de type CHN (après décarbonatation de l'échantillon si nécessaire) ou après une oxydation par voie humide dans le cas des méthodes « Anne » ou « Walkley-Black ». La mesure par combustion sèche est aujourd'hui la plus utilisée dans les laboratoires de recherche et a été normalisée (ISO-10694:1995), tandis que la méthode « Anne », également normalisée (NF-ISO-14235:1998) est toujours très utilisée dans les laboratoires régionaux d'analyses

de sol français. La méthode Walkley-Black reste utilisée mais elle a tendance à sous-estimer la teneur en COS car elle ne permet pas l'oxydation de la matière organique difficilement oxydable. Cette sous-estimation est particulièrement forte dans les horizons profonds (Nelson et Sommers, 1996).

Depuis quelques années, des mesures indirectes par spectroscopies visible et infrarouge (IR) se développent, car elles sont rapides et peu coûteuses. Ces méthodes nécessitent de disposer d'un jeu substantiel d'échantillons de sol de calibration (*a minima* une centaine) dont la concentration en carbone organique a été déterminée par une « méthode de référence » (e.g. méthode « Anne » ou combustion sèche). Ces échantillons sont ensuite analysés en spectroscopie visible et/ou IR (proche ou moyen IR). La mise en relation des données de concentration en C avec les spectres visible ou IR permet alors la construction d'un modèle statistique multivarié permettant de déterminer la concentration en COS d'un échantillon inconnu à partir de son spectre visible ou IR (e.g. Viscarra-Rossel *et al.*, 2006). Cette méthode a l'avantage d'être beaucoup plus rapide que la combustion sèche, une fois le modèle construit. En revanche, cette méthode est un peu moins précise que les méthodes de référence (par construction, une mesure IR de concentration en COS ne peut être plus précise qu'une mesure de COS par la méthode de référence, car la méthode IR incorpore l'erreur de la méthode de référence). L'erreur standard de prédiction des modèles de régression utilisant des spectres visibles ou IR comme prédicteurs de la concentration en COS est de l'ordre de 2,6 gC.kg⁻¹ sol pour la spectroscopie moyen infrarouge, 4,4 gC.kg⁻¹ sol pour la spectroscopie proche infrarouge et 4,8 gC.kg⁻¹ sol pour la spectroscopie visible et proche infrarouge ; ces valeurs ayant été obtenues sur le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS du GIS Sol) donc pour des concentrations majoritairement comprises entre 10 et 25 gC.kg⁻¹ sol (Clairotte *et al.*, 2016). Des précautions d'utilisation des modèles basés sur la spectroscopie visible ou IR doivent également être prises : il faut veiller à ne les utiliser que pour des échantillons de sol proches de ceux utilisés pour construire le modèle de calibration et préparés selon le même protocole avant l'analyse spectroscopique. La méthode de détermination de la concentration en COS par spectroscopie IR a également été normalisée (ISO-17184:2014).

Plusieurs méthodes directes sont couramment utilisées pour mesurer la masse volumique de terre fine d'un sol. La méthode directe la plus correcte consiste à prélever un échantillon de volume connu (par exemple en déterminant le volume du trou creusé en le remplissant d'une quantité d'eau connue dans le cas de la « méthode à l'eau ») puis à peser la terre fine contenue dans cet échantillon après tamisage à 2 mm et séchage à 105°C (Poeplau *et al.*, 2017). Cette méthode, faussement simple, est parfois très difficile à mettre en œuvre avec précision, surtout si le sol contient une quantité élevée d'éléments supérieurs à 2 mm qui perturbent le prélèvement. Dans ce cas, une possibilité

est d'estimer la pierrosité dans la fosse, de quantifier le stock de COS des zones pour lesquelles le prélèvement est possible et de corriger ce stock calculé afin de tenir compte de la contribution des zones trop caillouteuses pour être prélevées. Par exemple, si un opérateur estime la pierrosité à 60 % et mesure un stock égal à 60 tC.ha⁻¹ dans la couche 0 – 30 cm là où le prélèvement est possible, le stock de la zone considéré est donc d'environ 24 tC.ha⁻¹ (40 % de 60 tC.ha⁻¹).

Des méthodes indirectes comme la gamma-densimétrie sont également parfois utilisées. Cette méthode repose sur le fait que l'atténuation des rayons γ par un sol est proportionnelle à sa densité. En pratique, une source de photons γ et un détecteur sont introduits dans deux trous parallèles verticaux préalablement forés. Le comptage de photons γ par le détecteur et l'étalonnage préalable au laboratoire de l'instrument permet alors de connaître la masse volumique du sol. Si le sol est caillouteux, il est nécessaire, comme pour les méthodes directes, de déterminer la pierrosité dans une fosse pour corriger la masse volumique mesurée. Du fait de ses risques potentiels pour l'opérateur, la gamma-densimétrie ne peut être utilisée que par des personnels qualifiés. De plus, les méthodes indirectes nécessitent un appareillage relativement coûteux. Pour ces raisons, elles sont donc rarement mises en œuvre pour des campagnes systématiques de grande envergure comme celles du RMQS ou des campagnes européennes LUCAS-SOIL.

Pour que la mesure du stock soit représentative, il faut que les prélèvements pour les mesures de concentration et de masse volumique soient représentatifs de la couche étudiée. Le manuel de prélèvement pour les sites retenus pour le RMQS donne un bon exemple de la stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre (Jolivet *et al.*, 2018). La stratégie de prélèvement doit être adaptée à la question posée et à l'hétérogénéité du milieu. Il sera ainsi probablement nécessaire d'échantillonner de manière plus fine un sol fortement anthropisé ou un sol forestier pour avoir une bonne représentation de ces sols généralement plus hétérogènes. De la même manière, pour bien connaître la distribution verticale d'un stock de COS, il sera nécessaire d'échantillonner un sol de prairie de manière plus resserrée vers la surface qu'un sol labouré dont la teneur en C organique sera homogène dans la couche de labour. La mesure d'un stock de COS, allant du prélèvement aux mesures de concentration et de masse volumique fait l'objet d'un projet de norme qui devrait voir le jour dans les prochaines années (ISO DIS 23400).

Il faut également noter qu'il y a des précautions à prendre lorsque l'on souhaite comparer les stocks de COS de parcelles adjacentes ayant reçu des traitements différents ou suivre l'évolution d'un stock de COS avec le temps. Si les masses volumiques ne changent pas, la comparaison peut être réalisée simplement. Si le traitement considéré induit des changements de masses volumiques, ce qui est généralement le cas, il faut déterminer si l'on est intéressé par la comparaison des valeurs de stock de COS sur une profondeur donnée ou sur une masse

de sol équivalente. En effet, si le sol est compacté, sa masse volumique va augmenter ce qui va mécaniquement augmenter le stock de COS dans un horizon donné. Pour autant, conclure que la compaction est une bonne méthode pour augmenter les stocks de COS serait une conclusion erronée. Pour remédier à cela, Ellert et Bettany (1995) ont proposé de comparer les stocks de COS sur la base de « masses de sol équivalentes » lorsque les traitements comparés induisent des différences de masses volumiques. C'est cette approche qui est généralement préconisée pour comparer les stocks et leurs évolutions dans des essais agronomiques de long terme (par exemple Virto *et al.*, 2012). Pour effectuer cette correction, on prend alors comme référence le sol avec la masse volumique la plus grande. On détermine par différence la quantité de terre fine qu'il faudrait ajouter pour avoir autant de terre fine dans le prélèvement effectué dans la parcelle la moins compacte que dans celui réalisé dans la parcelle avec la masse volumique la plus élevée. On multiplie alors cette masse de terre fine par la concentration en COS dans la couche sous-jacente. La somme de cette quantité de C et du stock de COS mesurée dans la parcelle la moins compacte correspond au stock à « masse équivalente » pour la parcelle la moins compacte. Par exemple, si on souhaite comparer le stock de COS dans la couche 0-30 cm dans une parcelle labourée de masse volumique 1 200 kg.m⁻³ avec le stock de COS dans une parcelle adjacente convertie au non-labour avec une masse volumique de 1 280 kg.m⁻³, il est intéressant de travailler à « masse équivalente » pour ne pas risquer de conclure à un effet stockant du non-labour qui ne serait dû qu'à un effet de compaction. En supposant que ces parcelles ne contiennent pas d'éléments grossiers, la masse de terre fine à l'hectare est de 3 600 t par hectare dans la parcelle labourée et 3 840 t par hectare pour la parcelle en non-labour. Pour travailler à « masse équivalente », il faut donc ajouter la quantité de C contenue dans 240 t de terre fine de la couche directement sous 30 cm. Ceci peut être réalisé en mesurant la teneur en COS dans la couche 30-35 cm et en multipliant cette teneur (en gC.kg⁻¹ de sol) par la masse de sol à ajouter (ici 240 t). Il est à noter que, dans cet exemple, travailler à masse équivalente revient à comparer le stock de COS contenu dans la couche 0-30 cm de la parcelle non-labourée avec la couche 0-32 cm de la parcelle labourée conventionnellement.

Pour se donner la possibilité de comparer des stocks de COS contenus dans des masses équivalentes et pas seulement dans des volumes équivalents de sol, il est donc nécessaire de disposer d'échantillons prélevés en dessous de la couche d'intérêt. En effet, comme on ne connaît pas *a priori* la masse volumique du sol et qu'on ne sait pas si celle-ci va augmenter ou diminuer au cours du temps, disposer de la masse volumique et de la concentration en C organique de la couche sous-jacente permettra au besoin de corriger le stock pour travailler à masse équivalente. Par exemple, si la masse volumique du sol

a diminué pour certains sites entre la première et la seconde campagne d'échantillonnage du RMQS, ajouter la quantité de C contenue dans la fraction de sol qui était dans la couche 0-30 cm lors de la première campagne et qui se retrouve désormais dans la couche 30-50 cm (décompactation du sol) permettra d'évaluer les évolutions de stock de COS à masse équivalente. Les expériences de longue durée ou les réseaux d'échantillonnage qui ne réalisent pas de tels prélèvements n'offrent donc pas la possibilité de travailler à masse équivalente.

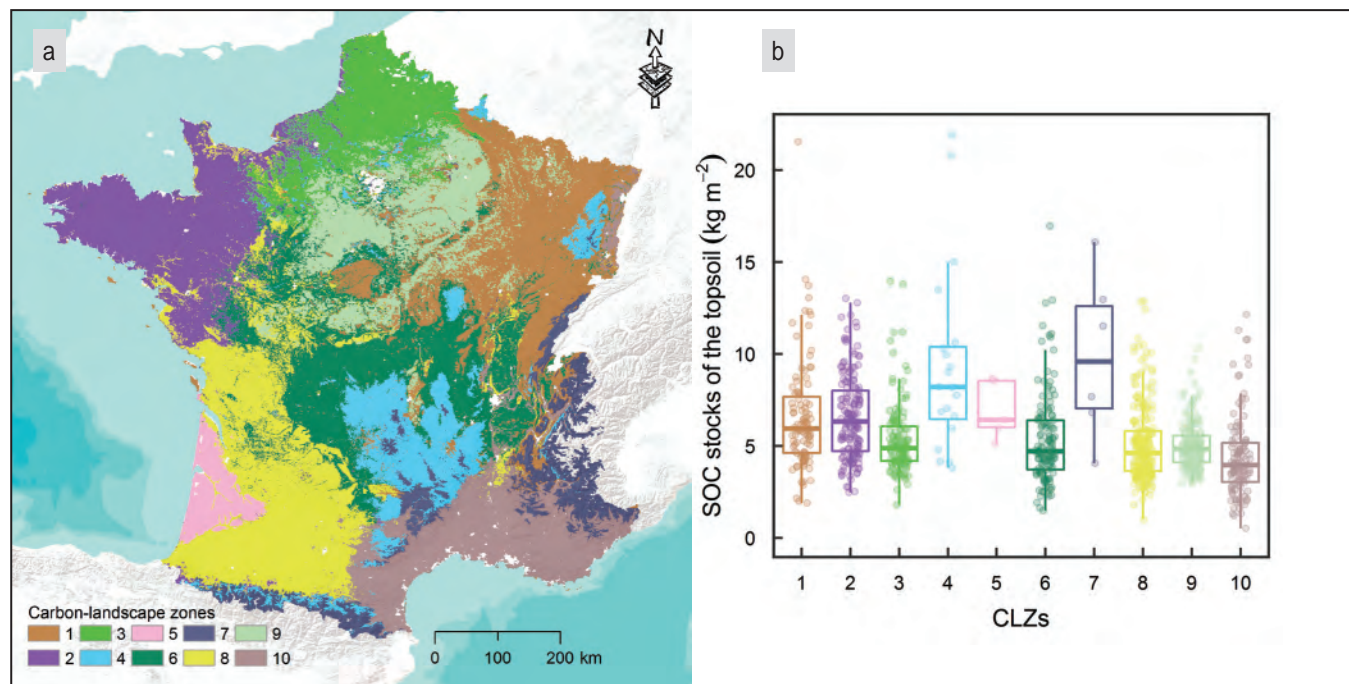
Vers des mesures plus rapides et moins coûteuses des stocks de COS ?

Les mesures de stock de COS prennent un temps certain. Il faut réaliser un prélèvement représentatif, puis mesurer la concentration en carbone organique dans la terre fine et la masse de terre fine par volume de sol. Plusieurs travaux sont en cours pour essayer de développer des mesures rapides et peu coûteuses des stocks de C. Ainsi, plusieurs équipes travaillent au développement de spectromètres visibles et/ou IR permettant de réaliser des mesures de concentration et de stock de COS directement sur le terrain (Cardinael *et al.*, 2015 ; Cambou *et al.*, 2016 ; Allory *et al.*, 2019). Cambou *et al.* (2016) ont ainsi obtenu, à partir de spectres visibles et proche infrarouge mesurés *in situ* sur des carottes de sol (dont la structure a été perturbée), une erreur standard de prédiction de 2,0 gC.dm⁻³ pour le stock de COS de Luvisols agro-forestiers peu caillouteux. D'autres travaux visent à mesurer de manière conjointe la masse volumique du sol et sa teneur en carbone organique. Ainsi, Viscarra Rossel *et al.* (2017) ont développé le « soil core sensing system » qui mesure, notamment de manière automatique et sur une même carotte de sol préalablement excavée, sa masse volumique (à l'aide d'un densitomètre mesurant l'atténuation des rayons γ) et sa teneur en COS par spectrométrie UV-proche IR (vis-NIR). La précision de cette méthode prometteuse dépend évidemment de la qualité des modèles de calibration utilisés, comme discuté précédemment.

Par ailleurs, l'utilisation de l'imagerie multispectrale ou hyperspectrale ouvre la voie à une détermination des concentrations en COS par télédétection (Vaudour *et al.*, 2019 ; Chabrilat *et al.*, 2019). Cependant, en raison de contraintes physiques, de telles mesures ne peuvent concerner que les premiers millimètres de sols nus. Ces méthodes en développement n'ont pour l'instant pas la même précision que les méthodes classiques de mesures des concentrations en COS mais offrent des perspectives pour obtenir des mesures à haut débit et spatialisées. Elles devront néanmoins être associées à des mesures directes et à une bonne connaissance des évolutions des pratiques, en particulier de celles qui ont un effet sur la distribution verticale des teneurs en matières organiques dans le sol comme le semis direct (Angers et Eriksen-Hamel, 2008 ; Virto *et al.*, 2012 ; Pellerin *et al.*, 2019).

Figure 1 : (a) carte des « Carbon Landscape Zones » (CLZ) distinguées par Chen *et al.* (2019). Ces zones sont définies à l'aide des données pédo-climatiques et de productivité primaire ; (b) stocks de COS mesurés dans la couche (0 – 30 cm) des 10 zones. Figures issues de Chen *et al.* (2019). Avec l'autorisation d'Elsevier.

Figure 1: (a) map of the Carbon Landscape Zones (CLZ) distinguished in Chen *et al.* (2019). These zones are defined using pedo-climatic and net primary production data ; (b) SOC stocks measured in the surface layer (0 – 30 cm) for the 10 zones. Figures from Chen *et al.* (2019). With permission from Elsevier.



Référentiels d'interprétation

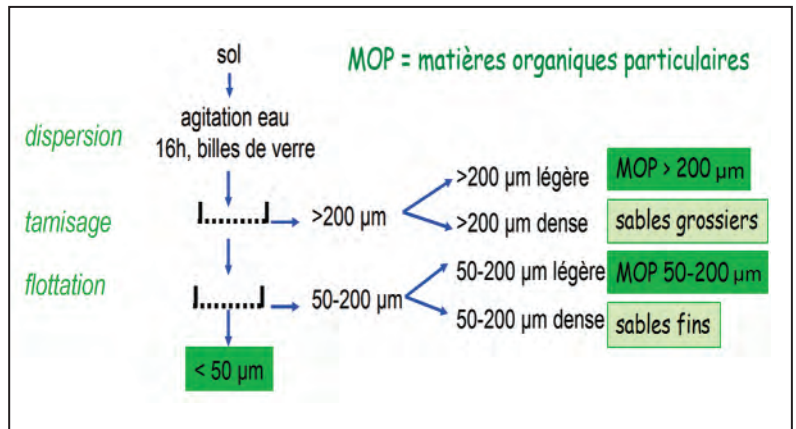
Les valeurs de stock de COS varient en fonction de l'usage des sols, du climat et des propriétés du sol. Il peut être intéressant de déterminer si une valeur de stock de COS donnée est plutôt forte ou faible pour un contexte donné. Les données du RMQS constituent une base très solide pour construire un tel référentiel pour la France métropolitaine. Ainsi, Chen *et al.* (2019) ont divisé la France en plusieurs régions pédo-climatiques et établi la distribution des stocks de COS pour les sols cultivés dans ces régions (*figure 1*). Il est ainsi possible pour un sol prélevé en France métropolitaine, de déterminer si le stock est plutôt fort ou faible par rapport aux sols prélevés dans la même zone pédo-climatique lors de la première campagne d'échantillonnage du RMQS. Le travail de Chen *et al.* (2019) pourrait être généralisé aux forêts et prairies mais pas aux sols urbains qui ont été très peu échantillonnés dans le cadre du RMQS. Il peut aussi être développé à une échelle spatiale plus fine, par exemple celle de petites régions, en tenant compte plus finement du type de sol (travaux en cours dans le cadre du projet StoreSoilC). La Base de Données d'Analyses des Terres (BDAT), qui regroupe plus de 20 millions de résultats d'analyses réalisées à la demande des agriculteurs par des laboratoires agréés par le ministère

chargé de l'Agriculture, donne des valeurs de concentrations en COS agrégées par canton (Saby *et al.*, 2014 ; <https://www.gissol.fr>). Ces données sont spatialement distribuées de manière très hétérogène. Cependant, en vertu du grand nombre de résultats qu'elle contient, la BDAT est un outil intéressant pour positionner une teneur de COS mesurée dans un sol agricole par rapport aux valeurs observées dans un canton donné. La BDAT est aussi précieuse pour évaluer les évolutions temporelles de teneur en COS dans les sols agricoles français, lorsque ces évolutions sont suffisamment importantes (e.g. Saby *et al.*, 2008). Le développement des mesures de stock de COS dans les sols urbains (Cambou *et al.*, 2018) et leur capitalisation dans les bases de données nationales pourraient permettre de construire un référentiel des valeurs de stock de COS pour ces derniers dans les prochaines années. Il est à noter que du fait de leur grande diversité (sols en place, sols excavés, technosols construits...) et de leur forte hétérogénéité, la construction de référentiels fiables pour les sols urbains va nécessiter un effort d'échantillonnage et de caractérisation soutenu.

Des référentiels d'interprétation ont été proposés pour les teneurs en COS. Ainsi, dans le « diagnostic humus » développé par l'association Terre de Liens en collaboration avec un collectif

Figure 2 : Schéma du protocole de fractionnement proposé par la norme française (Norme AFNOR NF X 31-516). Les temps moyens de résidence du carbone dans les fractions sont de l'ordre de 2 à 5 ans pour les MOP > 200 μm , 10 à 20 ans pour les MOP 50-200 μm , et > 50 ans pour la fraction organo-minérale < 50 μm .

Figure 2: Schematic representation of the fractionation protocol of the French norma (Norme AFNOR NF X 31-516). C mean residence times are ca. 2 to 5 years for > 200 μm POM, ca. 10 to 20 years for 50-200 μm POM, and > 50 years for > 50 μm organo-mineral complexes.



de chercheur.e.s de l'Ensaia, de l'actuelle Agence normande de la biodiversité et du développement durable et de l'Association Française pour l'Etude du Sol (AFES), les teneurs en matières organiques du sol font l'objet d'une notation entre 0 et 5 en fonction de la valeur de la teneur en COS et de la texture du sol (<https://terredeliens.org/la-notice-du-diagnostic-humus-fait.html>). Des abaques ont été aussi proposés par Rémy et Marin-Laflièche (1974).

Quantifier la stabilité du stock

Mesures de la stabilité du stock de COS

Les matières organiques ont des temps de résidence très contrastés dans les sols. Il est intéressant de savoir si un stock de COS est plutôt stable ou si, au contraire, il risque d'être rapidement minéralisé et donc de décroître à court terme. Les deux méthodes les plus classiquement utilisées pour évaluer la stabilité des stocks de COS sont les fractionnements physiques du sol et les incubations en conditions contrôlées des échantillons de terre avec suivi de la minéralisation du COS. Ces deux méthodes visent à donner une information qualitative sur la stabilité biogéochimique du COS.

Il existe une très grande diversité de protocoles de fractionnement des échantillons de terre. Ces protocoles peuvent viser à séparer les échantillons par classe de taille de particules (fractionnement granulométrique), par densité (fractionnement densimétrique) ou par taille et densité (fractionnement granulodensimétrique) (Moni *et al.*, 2012 ; Chenu *et al.*, 2015 ; Poeplau *et al.*, 2018). Les matières organiques des sols (MOS) associées aux particules minérales et notamment aux particules minérales les plus fines (argiles, limons fins) ont des temps de résidence dans le sol en moyenne plus élevés que les matières organiques plus grossières, les matières organiques particulaires (MOP), qui sont des débris végétaux en cours de décomposition (Balesdent, 1996). En conséquence, plus la proportion de carbone organique associée aux particules fines est forte, plus

le COS sera considéré comme stable. Inversement, plus la proportion de COS dans les matières organiques non associées aux minéraux (proportion de MOP) est élevée, plus le COS est considéré comme labile. Un protocole de fractionnement granulodensimétrique a fait l'objet d'une norme française AFNOR (figure 2). L'échantillon est fractionné en 5 classes de taille, puis les matières organiques particulaires (MOP) de taille > 200 μm et de taille comprise entre 50 et 200 μm , dont la densité est inférieure ou proche de 1, sont séparées par flottation dans l'eau.

Des protocoles d'incubation en conditions contrôlées ont également été proposés pour estimer la stabilité du COS. Ces protocoles proposent de placer une masse de terre (par ex. 10 – 50 g) dont la concentration en C a été précédemment déterminée, dans un flacon d'incubation fermé hermétiquement. L'échantillon de terre est maintenu à l'obscurité et dans des conditions d'humidité et de température favorables à l'activité des micro-organismes (par exemple 20°C à pF 2,5). Au cours de l'incubation, la quantité de CO₂ présente dans l'atmosphère du flacon est suivie (piégeage dans la soude ou mesure directe par chromatographie en phase gazeuse) pendant quelques jours à quelques mois. Plus la proportion de C minéralisé est forte, plus la MOS est considérée comme labile. Comme pour le fractionnement, un protocole d'incubation a fait l'objet d'une normalisation (ISO-16072:2002). Il n'est pas rare que la proportion de C minéralisée dans les incubations et la proportion de C dans la fraction matière organique particulaire ne soient pas très bien corrélées lorsque l'on considère différents sites (par ex. Janzen *et al.*, 1992 ; Soucémariadin *et al.*, 2018). Ceci s'explique sans doute par le fait que les expériences d'incubation renseignent sur la quantité de C minéralisable à très court terme (quelques mois), alors que les fractionnements renseignent sur la quantité de C présente dans des compartiments de stabilité intermédiaire (quelques années à quelques décennies). De plus, les atomes de C minéralisables à très court terme peuvent faire partie de molécules contenant d'autres atomes de C qui pourraient, eux, être remobilisés par les micro-organismes du sol et se retrouver sous une forme stabilisée après biotransformation (Cotrufo *et*

al., 2013). Ceci pourrait contribuer à expliquer les difficultés à relier cinétique de minéralisation du C à court terme avec des observations sur la dynamique du C à plus long terme.

Vers une mesure quantitative de la stabilité du stock de COS par analyse thermique

Rock-Eval®

Les protocoles de fractionnement et d'incubation ont deux limites. Ils sont relativement lourds à mettre en œuvre et donnent une information qualitative sur la stabilité du COS. Depuis quelques années, des méthodes d'analyses thermiques se développent pour évaluer de manière rapide la stabilité du COS. Des résultats récents suggèrent que ces méthodes peuvent permettre une évaluation quantitative de la stabilité du COS. A l'instar des autres méthodes de fractionnement, les méthodes d'analyses thermiques ne permettent pas de *séparer matériellement* des fractions de COS homogènes en termes de temps de résidence du carbone dans le sol (*i.e.* des fractions non-composites ; Balesdent, 1996 ; Smith et al., 2002). Mais la corrélation forte qui existe entre stabilité thermique et

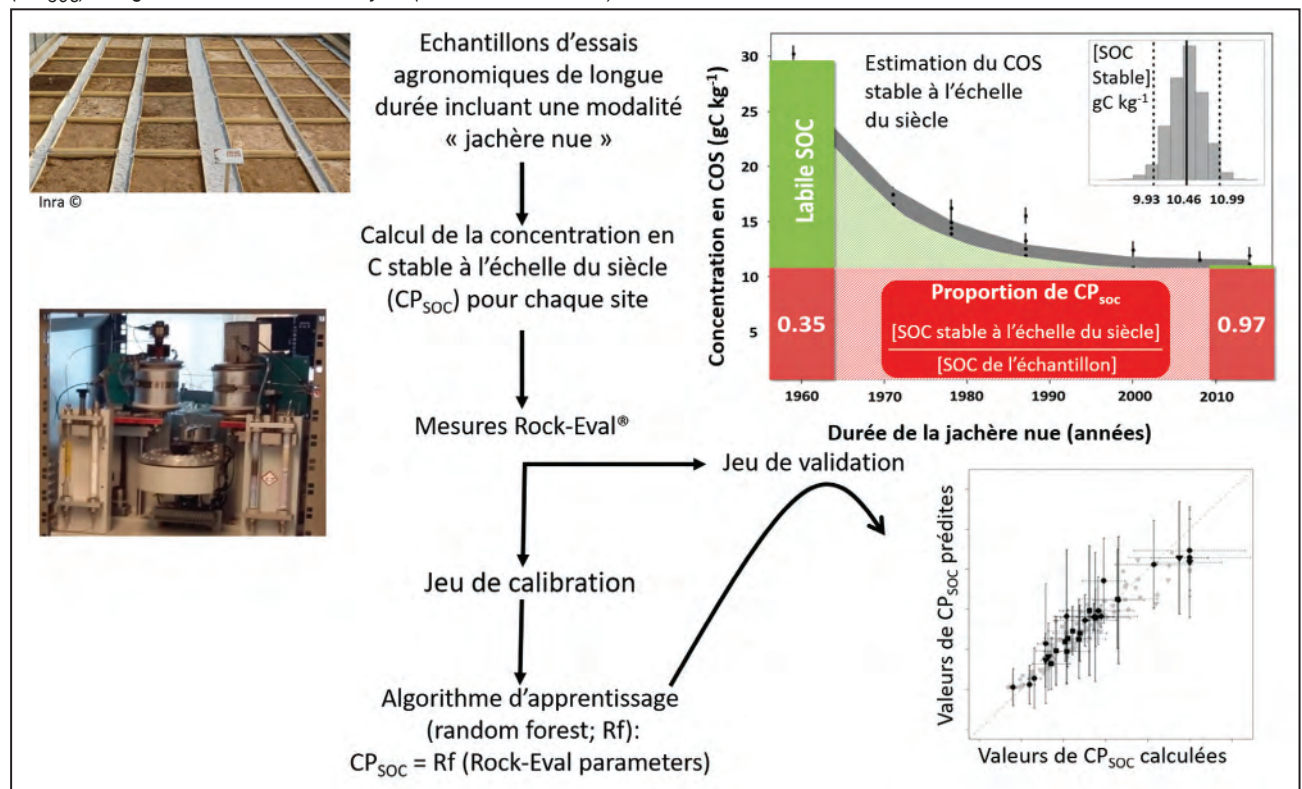
biogéochimique du COS (Cécillon et al., 2018 ; Sanderman et Grandy, 2020) permet d'envisager de déterminer la quantité de COS stable du sol par analyse thermique.

Il existe plusieurs types d'analyses thermiques appliquées à l'étude des MOS. Elles consistent à suivre la perte en masse, le dégagement d'énergie ou les gaz générés lorsque l'échantillon est chauffé en présence ou non d'oxygène. Par exemple, lors d'une analyse thermique Rock-Eval®, l'échantillon de terre est d'abord chauffé entre 200 et 650°C sans oxygène (phase de pyrolyse) puis entre 300 et 850°C en présence d'oxygène (phase d'oxydation). Le CO, le CO₂ et les hydrocarbures craqués pendant la phase de pyrolyse sont mesurés ; lors de la phase d'oxydation, le CO et le CO₂ sont suivis. Soucémarianadin et al. (2018) ont montré que les résultats de l'analyse en Rock-Eval® sont bien corrélés avec les résultats de fractionnement granulométrique, au moins sur des sols forestiers français.

En analysant en Rock-Eval® les échantillons de jachère nue de longue durée (sols maintenus sans végétation pendant des décennies et dans lesquels les entrées de C ont été extrêmement réduites), Cécillon et al. (2018) ont construit un modèle d'apprentissage permettant de prédire par Rock-Eval®

Figure 3 : Représentation schématique de la méthode de détermination de la quantité (proportion) de COS stable à l'échelle du siècle (CP_{SOC}) par analyse thermique Rock-Eval® calibrée sur des essais agronomiques de long terme ayant un traitement de jachères nues de longue durée (Cécillon et al., 2018).

Figure 3: Schematic representation of the method allowing to calculate the proportion of persistent COS at the centennial timescale (CP_{SOC}) using Rock-Eval thermal analysis (Cécillon et al., 2018).



la proportion de C « stable » à 100 ans dans les sols de jachère nue et les essais agronomiques adjacents (figure 3). Cette étude ouvre la perspective de déterminer assez rapidement et de manière quantitative la stabilité du COS. Ce travail est en train d'être consolidé pour que ce modèle puisse être utilisé dans des sols agricoles qui ne soient pas à proximité de jachères nues (cf. section 3.3). Des mesures pour estimer la quantité de C « labile » par Rock-Eval® sont également en cours.

Quantifier la dynamique du stock

Mesures directes

Pour connaître l'évolution d'un stock de COS, la méthode la plus intuitive est de mesurer le stock de COS à un temps « t » puis de remesurer ce stock après plusieurs années. Ceci donne une indication sur la dynamique du stock entre les deux dates de prélèvement. Cependant, les évolutions de stocks ne sont pas nécessairement linéaires donc on ne peut pas inférer parfaitement la dynamique du stock de COS entre deux points de mesure. En conséquence, un suivi régulier de l'évolution des stocks de COS permet d'avoir une bonne idée de la dynamique du stock. Ceci est réalisé dans de nombreuses expériences agronomiques de longue durée partout dans le monde. Dans de telles expériences, les stocks de COS sont mesurés périodiquement pour évaluer l'effet des facteurs expérimentaux testés sur l'évolution du stock de COS. Dans certains sites, les évolutions de stocks ne sont pas inférées de mesures répétées sur la même parcelle mais en comparant les stocks de parcelles adjacentes, identiques à l'origine de la période considérée, mais ayant subi des histoires différentes depuis. Cette méthode de « pseudo-chronoséquence » est régulièrement utilisée. Par exemple, Arrouays et Péliissier (1994) ont utilisé cette méthode pour établir les conséquences sur les stocks de COS d'une coupe rase de forêt et son remplacement par une monoculture de maïs dans trois sites du Sud-Ouest de la France. Dans ce travail, les auteurs ne disposaient pas d'échantillons prélevés au moment de la conversion et après différentes périodes de culture sur la même parcelle, mais ils ont pu échantillonner des parcelles adjacentes maintenues en forêt ou converties depuis des durées variables. En faisant l'hypothèse raisonnable que les stocks de COS étaient similaires avant conversion, les prélèvements ont permis de proposer une évolution des stocks de COS.

Des mesures d'évolution des stocks de COS peuvent également être réalisées à différentes échelles territoriales. Ainsi, Ellili *et al.* (2019) ont ré-échantillonné les stocks de COS après 7 ans au sein d'un paysage de la Zone Atelier Armorique pour cartographier les changements de stocks et déterminer les facteurs explicatifs de leur évolution. De la même manière, le second échantillonnage des 102 sites du réseau RENECOFOR (environ 1 site par département de France métropolitaine)

entre 2007 et 2012 a permis d'évaluer l'évolution des stocks de carbone organique dans les sols des forêts gérées par l'ONF depuis le premier échantillonnage réalisé entre 1993 et 1995 (Ulrich, 1995 ; Jonard *et al.*, 2017 ; <http://www.onf.fr/renecofor>). Au niveau national, l'arrivée prochaine des résultats de la deuxième campagne du RMQS permettra d'estimer l'évolution des stocks de COS à l'échelle de la France métropolitaine.

Ces mesures, visant à évaluer l'évolution des stocks de COS à différentes échelles spatiales sont irremplaçables pour quantifier et comprendre les facteurs influençant les évolutions de stocks. Elles peuvent également être utilisées pour construire, ajuster ou valider des modèles statistiques (Ellili *et al.*, 2019) ou mécanistes (Ogle *et al.*, 2010) visant à prévoir les évolutions de stocks. Cette approche est cependant limitée, d'une part par la quantité de travail nécessaire et, d'autre part, par la lente variation des stocks de carbone, ce qui fait que plusieurs années (≥ 5 ans) doivent séparer deux prélèvements consécutifs.

Lorsque l'estimation directe des changements de stock de carbone dans les sols n'est pas envisageable, d'autres méthodes, reposant sur la modélisation ou l'utilisation de règles empiriques, sont appliquées. Les lignes directrices du GIEC (2006) définissent trois méthodes (ou « Tiers »), de complexité croissante, à savoir : le Tier 1 (utilisation de facteurs d'émissions de référence, donnés dans les lignes directrices), le Tier 2 (utilisation de facteurs d'émissions adaptés au territoire d'étude) et le Tier 3 (utilisation de modèles ou de réseaux de suivi).

Estimation de la dynamique du stock de COS à l'aide des méthodes Tier 1 et Tier 2

Dans le cas du Tier 1, méthode la plus couramment utilisée au niveau national, le calcul de la variation annuelle des stocks de COS des sols organo-minéraux (hors tourbières) se fait de la manière suivante :

$$\Delta C_{\text{Minéraux}} = \frac{\text{COS}(t_f) - \text{COS}(t_i)}{(t_f - t_i)} \quad (\text{eq 1})$$

avec $\Delta C_{\text{Minéraux}}$ les variations annuelles des stocks de carbone ($tC \text{ an}^{-1}$), $\text{COS}(t_f)$ le stock de COS dans la dernière année d'une période d'étude (tC), $\text{COS}(t_i)$ le stock de COS au début de la période d'étude et $(t_f - t_i)$ la période de temps pour la transition entre les valeurs de COS équilibrées, généralement considérée égale à 20 ans (GIEC, 2006). Le stock de COS des sols, seule variable de l'équation précédente qui est calculée, est déterminé selon l'équation suivante :

$$\text{COS}(t) = \text{COS}_{\text{REF}} \times F_{\text{LU}} \times F_{\text{MG}} \times F_1 \quad (\text{eq 2})$$

avec $\text{COS}(t)$ le stock de carbone organique ($tC \cdot \text{ha}^{-1}$) pour une année t , COS_{REF} le stock de COS, dans les conditions de référence (c'est-à-dire celles de la productivité primaire de la végétation naturelle dans la zone climatique et sur le type de sol

considéré), dans la couche de 0 à 30 cm de profondeur ($tC \cdot ha^{-1}$), FLU le facteur d'affectation des sols, qui reflète l'influence de l'occupation du sol (ex : cultures, prairie, forêt) sur les niveaux de stocks de COS associés, FMG le facteur de gestion, reflétant l'effet des modalités de travail du sol et FI reflétant l'effet du niveau d'apports organiques et de fertilisants.

La méthodologie Tier 1 est appliquée dans le cadre de l'inventaire national français d'émissions de gaz à effet de serre réalisé par le CITEPA pour la comptabilisation de l'évolution des stocks de carbone lié à l'évolution des pratiques agricoles (CITEPA, 2019). Ces estimations restent néanmoins entachées de fortes incertitudes, car les paramètres du Tier 1, même s'ils sont déclinés pour des grands types de sol et des grands types de climat, sont issus d'observations réalisées sur un nombre très limité de sites de suivi, et peuvent induire des erreurs dans le cas d'utilisations locales (Smith *et al.*, 2012). A titre d'exemple, l'inventaire national estime aujourd'hui que les terres cultivées sont un puits de carbone en raison du développement récent du semis direct occasionnel alors que la littérature scientifique récente met en évidence, pour le contexte climatique français, un effet faible, voire nul, de cette pratique sur le stockage de carbone (Virto *et al.*, 2012 ; Dimassi *et al.*, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2019).

La méthode dite Tier 2 est strictement identique à la méthode Tier 1, à l'exception des valeurs des facteurs d'émission utilisés dans l'équation (2). En effet, ceux-ci sont alors régionalisés, c'est-à-dire adaptés à la zone d'étude, afin de refléter les particularités des relations entre affectation des sols, modes de gestion, nature des sols et climat. Certains travaux ont déjà proposé des facteurs de stockage Tier 2 adaptés à la France (Chenu *et al.*, 2014 ; Pellerin *et al.*, 2019) et d'autres études sont en cours pour affiner ces facteurs grâce à l'utilisation conjointe des bases de données nationales (suivis expérimentaux de longues durées et Réseau de Mesures de la Qualité des Sols) et de modèles mécanistes (Martin *et al.*, 2019).

Utilisation de modèles de dynamique du COS (Tier 3)

Des modèles mécanistes peuvent également être utilisés pour évaluer la dynamique des stocks de carbone. Il existe une grande diversité de modèles de dynamique du C du sol. Dans les modèles de dynamique du carbone, le stock de carbone du sol est généralement divisé en plusieurs compartiments présentant des cinétiques de décomposition différentes. Le compartiment « labile » contient 1 à 5 % du COS et a un temps de résidence de l'ordre de l'année, le compartiment « intermédiaire » contient 30 à 70 % du COS et a un temps de résidence de l'ordre de quelques décennies, le compartiment « stable » contient également 30 à 70 % du COS et a un temps de résidence de l'ordre de quelques siècles. Dans certains modèles, et c'est le cas du modèle AMG et sa version en ligne SIMEOS, très utilisés

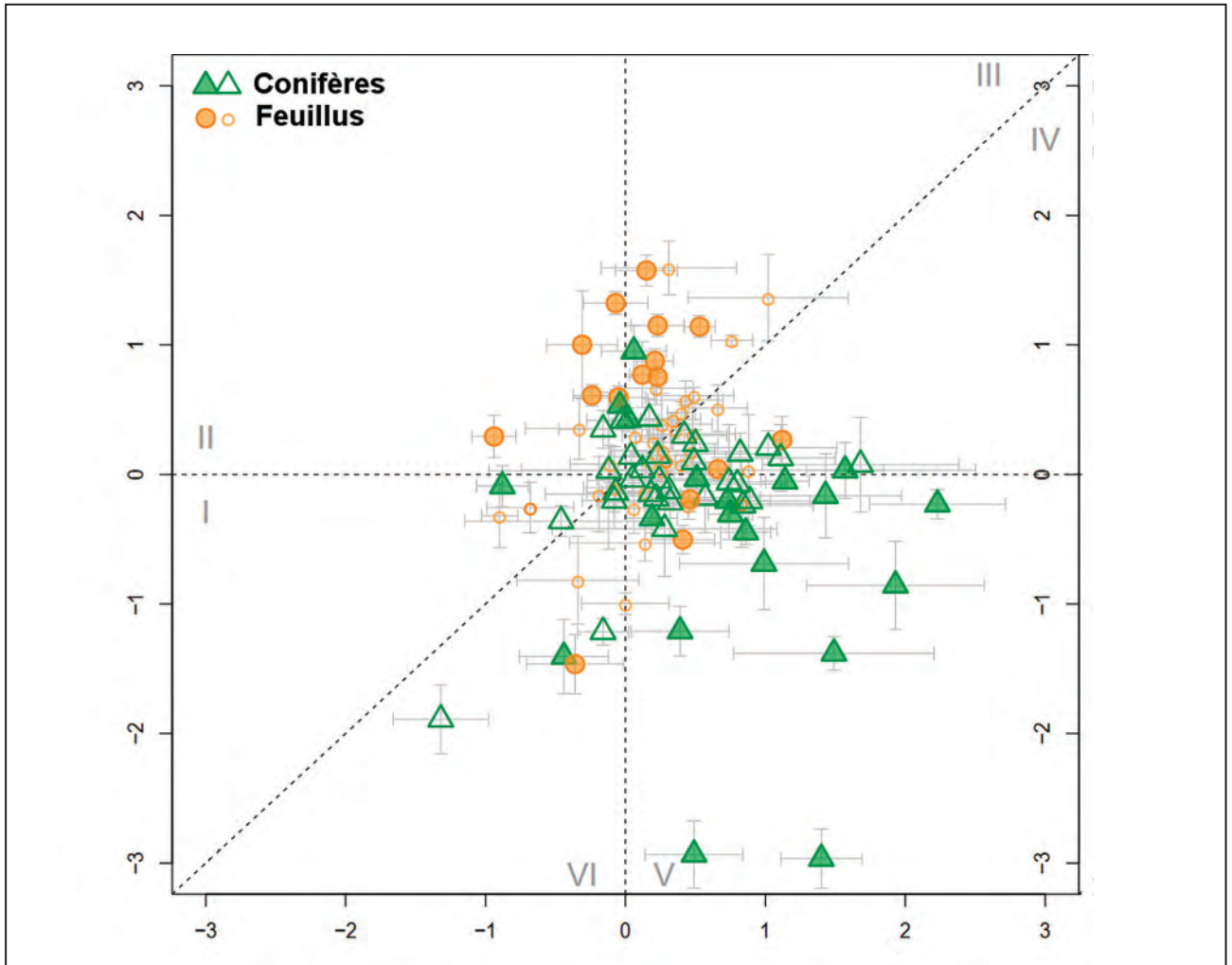
en France (<http://www.simeos-amg.org/>), le compartiment « stable » est considéré comme « inerte » (invariant) à l'échelle de la simulation. Cette approximation est acceptable pour un compartiment avec un temps de résidence de quelques siècles pour des simulations se déroulant sur 10 à 50 ans.

Ces modèles visent à reproduire les évolutions des stocks de COS dans des conditions pédo-climatiques variées. Le paramétrage de ces modèles est réalisé par calibration sur un nombre limité de sites de suivi (Smith *et al.*, 1997). L'évaluation de ces modèles est ensuite réalisée sur des jeux de données indépendants, c'est-à-dire qui n'ont pas servi à la calibration. En conditions françaises métropolitaines, Martin *et al.* (2019) ont testé différents modèles présentant un niveau de complexité variable, sur une base de données issue d'un réseau de sites de suivi de longue durée. Seuls les modèles AMG (Clivot *et al.*, 2019 ; Levavasseur *et al.*, 2020) et Roth-C (Coleman et Jenkinson, 1996), parmi les plus simples testés, permettent de prédire de façon convenable l'évolution des stocks de COS dans les sols cultivés français. Diggers *et al.* (2019) et Dechow *et al.* (2019) ont réalisé le même type d'évaluation, sur un réseau de mesure des sols en grande culture allemand pour les premiers et sur un ensemble de sites de suivis de longue durée représentatifs de l'Europe du nord pour les seconds. Diggers *et al.* (2019) ont mis en évidence des biais systématiques pour certains modèles et certaines fonctions d'estimation du carbone entrant, alors que Dechow *et al.* (2019) se sont concentrés sur l'amélioration de l'estimation de l'effet de la nature du carbone entrant, notamment la fertilisation organique. L'un des points saillants de ces études en grandes cultures est de montrer qu'une estimation correcte des entrées de carbone est cruciale, laquelle est possible notamment à partir des rendements qui restent la donnée la plus fréquemment disponible. Cette estimation, contrainte par des observations, semble plus précise qu'une estimation directe par les modèles eux-mêmes, à moins que les modules de production végétale de ces derniers ne soient correctement paramétrés, ce qui reste un champ de recherche considérable, du fait de la diversité des cultures et des variétés. Zhun *et al.* (2019) ont tenté de modéliser l'évolution des stocks de COS en forêt sur les sites du réseau RENECOFOR. Leur tentative avec le modèle YASSO montre qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de modèle permettant de prédire l'évolution des stocks de COS dans les écosystèmes forestiers français (figure 3). Concernant les sols urbains, les recherches démarrent et les modèles développés pour les sols naturels ou cultivés demandent une recalibration voire une adaptation des paramètres (Cambou, 2018). Par exemple, le modèle Roth-C ne permet pas de simuler le comportement de sols urbains construits avec un fort apport initial de matière organique exogène (Cambou, 2018).

Les difficultés que rencontrent les modèles de dynamique du COS pour reproduire l'évolution des stocks de COS proviennent pour partie de l'initialisation de la taille des

Figure 4 : Comparaison des variations de stock de COS annuelles mesurées et modélisées avec Yasso07 pour 101 sites du réseau RENECOFOR. La corrélation (r^2) entre valeurs mesurées et modélisées est $< 0,1$ (Zhun *et al.*, 2019).

Figure 4: Comparison of the annual SOC stock variations measured and modelled using Yasso07 for 101 sites of the RENECOFOR network. Correlation (r^2) between measured and modelled values is $< 0,1$ (Zhun *et al.*, 2019).



compartiments cinétiques (Luo *et al.*, 2016 ; Clivot *et al.*, 2019). En effet, il n'existe pas de méthodes satisfaisantes pour déterminer quel pourcentage du COS doit être alloué à chaque compartiment. Or, si on surestime la quantité de COS dans le compartiment le plus stable, on risque de surestimer la quantité de COS présent dans le sol à moyen terme. Inversement, si on surestime la quantité de COS dans les compartiments les plus labiles, on risque de sous-estimer le stock de COS à moyen terme. A ce titre, la méthode de quantification de la stabilité du COS par analyse thermique Rock-Eval[®] est prometteuse. En effet, des travaux en cours (Barré *et al.*, 2019) suggèrent qu'il est possible de déterminer la taille du compartiment de C le plus stable du modèle AMG (Cs) à l'aide d'analyse Rock-Eval[®]

et que l'initialisation de la taille des compartiments par Rock-Eval[®] améliore effectivement la précision des simulations. Ces travaux doivent être consolidés et l'initialisation des tailles des compartiments cinétiques de COS par Rock-Eval[®] pourrait également être envisagée pour d'autres modèles de dynamique du COS. Par ailleurs, plusieurs équipes travaillent sur l'initialisation des tailles de compartiments de SOC par fractionnement granulo-densimétrique ou par spectroscopie IR (Zimmermann *et al.*, 2007 ; Zimmermann *et al.*, 2008 ; Viscarra-Rossel *et al.*, 2019). L'avenir dira si une initialisation par spectroscopie IR permet également d'améliorer la précision des prévisions d'évolution de stock de COS des modèles.

Quantifier le potentiel d'accroissement des stocks de COS

On peut définir le potentiel de stockage comme étant la différence entre le stock mesuré et le stock maximal qui pourrait être atteint (Chenu *et al.*, 2019). La difficulté est alors de quantifier le stock qui pourrait être atteint. Cette valeur n'est pas simple à estimer et dépend des usages et pratiques. En effet, le potentiel de stockage d'un sol cultivé sera élevé si l'on considère que le stock maximal atteignable correspond au stock mesuré sur le même sol en prairie permanente ou en forêt depuis plusieurs siècles. Au contraire, si on raisonne à usage constant, le potentiel de stockage sera plus faible.

Facteurs de stockages de COS du GIEC

Pour évaluer le potentiel de stockage de COS d'un sol, au premier ordre, les facteurs de stockage du GIEC utilisés pour évaluer la dynamique des stocks de carbone (cf. §3.2) peuvent être employés si l'on souhaite quantifier l'effet d'un changement de pratique favorable au stockage de carbone. Les limites décrites pour l'utilisation de facteurs de stockage restent alors les mêmes.

Potentiel de stockage absolu de COS estimé par approches statistiques basées sur les données

Chen *et al.* (2019) ont utilisé les données des stocks de COS mesurés dans le cadre de la première campagne du RMQS pour estimer le potentiel de stockage dans les sols cultivés français. Chen *et al.* (2019) se sont fixé un certain nombre de règles pour déterminer le stock de COS maximum atteignable : (1) des sols cultivés sans changement d'usage et (2) des valeurs mesurées dans les sols cultivés uniquement. De plus, comme les conditions pédoclimatiques influencent fortement les stocks de COS, le territoire de la France métropolitaine a été divisé en 10 zones ayant des conditions pédoclimatiques similaires. Plutôt que de ne considérer que la valeur maximale du stock de COS observée au sein de chacune des zones climatiques, ce qui aurait pu conduire à choisir une valeur non représentative du maximum atteignable (sol avec des apports très importants d'amendements organiques ou forêt récemment défrichée par exemple), Chen *et al.* (2019) ont fixé la valeur maximale atteignable du stock de COS aux valeurs correspondant au 80^e, 85^e, 90^e ou 95^e percentile. Ils ont ensuite calculé pour chaque point l'écart entre la valeur de stock de COS mesuré avec la valeur du 80^e, 85^e, 90^e ou 95^e percentile de la zone pédoclimatique considérée. Le potentiel de stockage dans les sols agricoles à l'échelle de la France métropolitaine est obtenu en agrégeant la somme des potentiels de stockage mesurée en chaque point. La valeur du potentiel de stockage dépend fortement du percentile retenu (336 MtC dans la couche 0-30 cm pour le 80^e percentile et 1020 MtC pour le 95^e percentile). Ce travail est une première tentative pour estimer le potentiel

de stockage de C absolu dans les sols agricoles d'un pays. La qualité et la quantité des données fournies par le RMQS rendent cette estimation pertinente mais l'écart entre les valeurs calculées pour le 80^e et le 95^e percentile illustre l'incertitude actuelle sur l'évaluation du potentiel de stockage en C des sols. Cette démarche est actuellement développée à l'échelle d'une petite région (la Plaine de Versailles et plateau des Alluets, soit 220 km²) dans le cadre du projet StoreSoilC (Crème *et al.*, 2019). Le climat est alors considéré comme constant et plusieurs types de sols sont étudiés.

Potentiel de stockage de COS « additionnel » dérivé de résultats de modélisation

Le potentiel de stockage des sols peut également être évalué à l'aide de modèles. L'utilisation de modèles permet de comparer l'évolution des stocks modélisés avec l'implémentation de pratiques stockantes avec l'évolution de ces stocks sans modification des pratiques actuelles. En effet, les stocks de COS sont rarement à l'équilibre et même sans action volontariste, il est probable qu'ils évoluent. La différence entre le stock de COS simulé après implémentation de pratiques stockantes et celui simulé en poursuivant les pratiques ou usages tels qu'ils étaient avant le début de la simulation est appelée stockage additionnel. Le potentiel de stockage « additionnel » peut donc être assez différent du potentiel de stockage tel que calculé précédemment dans les approches basées sur les données. En effet, si une parcelle cultivée est sur une trajectoire de déstockage fort (par exemple s'il s'agit d'une prairie récemment retournée), on peut observer un déstockage net, même après implémentation d'une pratique stockante, mais un stockage additionnel positif (la décroissance du stock de COS est plus faible qu'elle ne l'eût été sans implémentation de la pratique stockante). Cette approche d'évaluation de stockage relatif par rapport à une trajectoire de référence est à privilégier lorsque les modèles ont été validés sur leur capacité à représenter l'effet de changements de pratiques ou d'usages plus que sur leur capacité à représenter les évolutions absolues de stocks de COS (Pellerin *et al.*, 2019). Cependant, l'évaluation d'un potentiel de stockage relatif à une trajectoire et non de manière absolue a l'inconvénient de compliquer fortement la possibilité de vérifier que ce potentiel de stockage a effectivement été, au moins partiellement, atteint.

Plusieurs approches de modélisation ont été utilisées pour estimer le potentiel de stockage additionnel. Par exemple, Lugato *et al.* (2014) ont comparé les résultats de simulations (modèle CENTURY) suivant différents scénarii de pratiques culturales par rapport à un scénario « business as usual » pour estimer le potentiel de stockage dans les sols agricoles européens. Lugato *et al.* (2014) ont considéré les pratiques suivantes : (i) la conversion en prairie, (ii) la restitution des pailles, (iii) la réduction du travail du sol et (iv) l'introduction de cultures intermédiaires. Ils ont estimé dans un premier temps le « potentiel technique » de stockage du COS de chaque pratique en considérant la

conversion de l'intégralité des sols agricoles européens à chacune des pratiques. Dans un second temps, Lugato *et al.* (2014) ont proposé des scénarii plus réalistes en considérant que les modifications de pratiques n'allaient concerner que quelques pourcents des sols agricoles européens. Suivant les scénarii, le potentiel de stockage additionnel dans les sols européens a été estimé entre 27 et 91 Mt C entre 2013 et 2020 et de 149 à 578 MtC à l'horizon 2100.

Dans le cadre de l'étude 4pour1000 France, Pellerin *et al.* (2019) ont réalisé un travail analogue mais plus complet à l'échelle de la France. Ils ont comparé les valeurs de stocks simulés en prairie (modèle PaSim) (Calanca *et al.*, 2007) et grandes cultures (modèle STICS) (Brisson *et al.*, 2003) à usages et pratiques constantes et climat actuel, aux valeurs simulées avec différents scénarii d'implémentation de pratiques stockantes, toujours sous climat actuel. Pour les pratiques non simulées par STICS, telles que l'agroforesterie intra-parcellaire, les haies et l'enherbement inter-rang des vignobles, ils ont complété le calcul du potentiel de stockage additionnel en affectant des valeurs de stockage additionnel dérivées de la littérature (une approche de Tier 2). Ce travail a permis d'estimer le potentiel « technique » de stockage additionnel de COS dans les sols français métropolitains et il s'est avéré important, correspondant à 5,78 MtC/an pendant 30 ans. Cependant, l'implémentation de pratiques stockantes a un coût (positif ou négatif) qui peut être un frein fort à l'adoption de telles pratiques. C'est pourquoi, dans l'étude 4pour1000 France, les auteurs ont également évalué le coût de la tonne de C stockée de manière additionnelle suivant les pratiques et la région pour déterminer des potentiels de stockage « technico-économiques ». Ces potentiels « technico-économiques » correspondent aux potentiels de stockage additionnel de carbone dans les sols français suivant le prix de la tonne de C considérée. Ainsi, si le potentiel « technique » de stockage additionnel dans les sols français a été estimé à 5,78 MtC/an, le potentiel technico-économique n'est que de 0,66 MtC/an en l'absence d'incitation au stockage de COS. Il faut donc bien garder à l'esprit que le potentiel de stockage « technique » discuté dans notre article est toujours supérieur au potentiel « technico-économique ». La différence entre les deux est d'autant plus forte que l'incitation au stockage de COS est faible.

Même si les sols artificialisés métropolitains représentent 10 % du territoire, les bases de données mises en place sur les sols urbains sont pour l'instant très récentes et restreintes à quelques métropoles. L'utilisation des modèles de dynamique du COS dans les sols urbains en fonction des modes de gestion est en cours d'évaluation. Cependant, l'estimation du potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols urbains français apparaît comme un horizon encore assez lointain.

DISCUSSION/CONCLUSION

Notre état des lieux des méthodes d'évaluation du niveau de stocks de COS, de stabilité du COS, de dynamique du stock de COS et du potentiel d'accroissement des stocks de COS dans les sols agricoles, forestiers et urbains montre un champ thématique en pleine expansion.

Un certain nombre de ces méthodes s'appuie sur des mesures directes. Ainsi, le niveau de stock est mesuré directement. Les nombreux travaux déjà menés et en cours de réalisation donnant des valeurs de stocks permettent de construire et d'affiner des référentiels d'interprétation permettant de déterminer pour une région et un usage donnés si la valeur de stock mesurée est plutôt élevée ou plutôt basse. De tels référentiels sont encore à construire pour les sols urbains.

Des méthodes proposent de qualifier indirectement la stabilité du COS et d'évaluer les risques de déstockage rapide en cas de diminution des restitutions végétales ou de matières organiques au sol. Par exemple, les méthodes de fractionnement permettent d'obtenir une proportion de COS dans la fraction « matière organique particulaire ». Plus cette fraction est abondante plus il est probable que le carbone organique présent dans ce sol soit décomposé rapidement. Toutefois, les méthodes de fractionnement restent qualitatives et ne permettent pas d'indiquer quelle proportion du stock de COS sera minéralisée sur un pas de temps donné. A ce titre, les travaux montrant que l'analyse thermique Rock-Eval® couplée à un modèle d'apprentissage statistique basé sur les analyses d'échantillons de sol d'essais de jachères nues permet d'estimer en routine la proportion de COS stable dans une large gamme de sols en Europe du Nord-Ouest sont particulièrement prometteurs.

La dynamique du stock de COS peut dans certains cas être mesurée directement ou, de manière bien plus simple, être renseignée par des facteurs de stockage de COS. Les progrès des modèles de dynamique du COS et le développement des bases de données pour les valider permettent de proposer des estimations plus fines de la dynamique des stocks de COS en sols agricoles. En particulier, l'évaluation de la stabilité du COS par analyse Rock-Eval® apparaît prometteuse pour mieux prédire les évolutions du COS pour les sites dont l'historique d'usage est mal connu. Des progrès analogues seraient nécessaires pour que l'on soit capable de simuler convenablement la dynamique des stocks de COS dans les sols forestiers et urbains.

L'estimation d'un potentiel de stockage de carbone dans les sols peut être faite en mobilisant différentes méthodes, qui mériteraient d'ailleurs d'être comparées. Quelle que soit la méthode, le potentiel de stockage estimé dépend fortement du cadre que l'on se donne : changer les pratiques à usage constant ou changer l'usage de sols, par exemple l'afforestation de sols cultivés. L'atteinte ou non du potentiel technique dépendra bien entendu d'autres facteurs dont les contraintes socio-

économiques liées à la mise en œuvre des changements. Enfin, à ce jour, le contrôle de la réalisation du potentiel de stockage, et donc du service effectif de séquestration, nécessite un suivi dont on voit mal à l'heure actuelle comment il pourrait s'affranchir de mesures de stock de COS sur le terrain.

Les méthodes présentées dans cet état des lieux mobilisent une diversité de techniques analytiques et utilisent des modèles statistiques ou mécanistes (*tableau 1*). Des développements à venir permettront sans doute des approches plus rapides à mettre en œuvre et/ou plus fiables (Smith *et al.*, 2020). Ces développements stimulent également des travaux de normalisation, facilitant leur transfert auprès des acteurs hors recherche. La poursuite de l'effort de construction de référentiels d'interprétation robustes en s'appuyant sur des bases de données fiables est également primordiale. Le manque de données dans les sols urbains est, à ce titre, criant. Le respect des engagements pris par les pays dans le cadre des accords de Paris de 2015 ou dans le cadre européen en ce qui concerne leur bilan de gaz à effet de serre suppose de se doter de méthodes permettant de mesurer les stocks de carbone des sols, d'en prévoir les évolutions et d'en vérifier les changements. Le développement, l'harmonisation et la standardisation des méthodes présentées ici sont cruciales à cet égard.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Safya Menasseri et Dominique Arrouays, relecteurs de cet article ainsi qu'Isabelle Cousin, éditrice, pour leurs remarques pertinentes qui ont permis d'améliorer notre article.

BIBLIOGRAPHIE

- Allory V., Cambou A., Moulin P., Schwartz C., Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Barthès B.G., 2019 - Quantification of soil organic carbon stock in urban soils using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in situ or in laboratory conditions. *Science of the Total Environment*, 686, pp. 764–773.
- Angers D.A., Eriksen-Hamel N.S., 2008 - Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72, pp. 1370-1374.
- Arrouays D., Pélessier P., 1994 - Changes in carbon storage in temperatehumic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant & Soil*, 160, pp. 215-223.
- Arrouays D., Deslais W., Bateau V., 2001 - The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*, 17, pp. 7–11.
- Balesdent J., 1996 – The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 47, pp. 485-493.
- Barré P., Cécillon L., Baudin F., Soucémariadin L., Kanari E., Chenu C., 2019 – Quantifying the stable soil organic carbon : towards more accurate soil carbon models ? *Geophysical Research Abstracts*, 21, EGU2019-14493.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussiere F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillere J.P., Henault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H., 2003 - An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18, 3-4, pp. 309-332.
- Calanca P., Vuichard N., Campbell C., Viovy N., Cozic A., Fuhrer J., Soussana J.F., 2007 - Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121, 1-2, pp. 164-174.
- Calvet R., Chenu C., Houot, S., 2011. Les matières organiques des sols. Rôles agronomiques et environnementaux. Editions France Agricole.
- Cambou A., 2018 - Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains. Thèse de doctorat Agrocampus Ouest. 293pp.

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des méthodes d'évaluation des stocks, de la stabilité, de la dynamique et du potentiel d'accroissement des stocks de carbone organique du sol présentées dans l'article.

Table 1: Summary table of the indicators of SOC stock, stability, dynamic and storage potential presented in this article.

	Méthode	Protocole/Norme	Référentiel d'interprétation
Stock	Mesure directe: CHN + Masse volumique apparente Spectroscopies IR	ISO-10694:1995 ISO -17184:2014 ISO TC 190	Chen <i>et al.</i> (2019) pour les sols agricoles français
Stabilité	Fractionnement Incubations Rock-Eval®	AFNOR NF X 31-516 ISO 16072 :2002 En projet	Balesdent 1996; Cécillon <i>et al.</i> (2018)
Dynamique	Delta stock Facteurs de stockage Modélisation	Norme ISO en développement Tier 1, 2, IPCC 2006 Tier 3	IPCC 2006
Potentiel	Facteurs de stockage Approche statistique Modélisation	Tier 1, 2, IPCC 2006 Tier 3 -	IPCC 2006 Chen <i>et al.</i> (2019) Pellerin <i>et al.</i> (2019)

- Cambou A., Cardinael R., Kouakoua E., Villeneuve M., Durand C. et Barthès B.G., 2016 - Prediction of soil organic carbon stock using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in the field. *Geoderma*, 261, pp. 151–159.
- Cambou A., Shaw R.K., Huot H., Vidal-Beaudet L., Hunault G., Cannavo P., Nold F. et Schwartz C., 2018 - Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of the Total Environment*, 686, pp. 764–773.
- Cardinael R., Chevallier T., Barthès B., Saby N., Parent T.O., Dupraz C., Bernoux M., Chenu C., 2015. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon - a case study in a Mediterranean context. *Geoderma*, 259–260, pp. 288–299.
- Cécillon L., Baudin F., Chenu C., Houot S., Jolivet R., Kätterer T., Lutfalla S., Macdonald A.J., van Oort F., Plante A.F., Savignac F., Soucémarianadin L.N., Barré P., 2018 - A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences*, 15, pp. 2835–2849.
- Chabrilat S., Ben-Dor E., Cierniewski J., Gomez C., Schmid T., van Wesemael B., 2019 - Imaging spectroscopy for soil mapping and monitoring. *Surveys in Geophysics*, 40, pp. 361–399.
- Chen S., Arrouays D., Angers D.A., Chenu C., Barré P., Martin M.P., Saby N.P.A., Walter C., 2019 - National estimation of soil organic carbon storage potential for arable soils : A data-driven approach coupled with carbon-landscape zones. *Science of the Total Environment*, 666, pp. 355–367.
- Chenu C., Klump K., Bispo A., Angers D., Colnenne C., Métay A., 2014 - Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37, pp. 23–37.
- Chenu C., Rumpel C., Lehmann J., 2015 – Methods for studying soil organic matter: nature, dynamics, spatial accessibility and interactions with minerals. In: Paul E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, 4th ed. Academic Press, San Diego, pp. 383–419.
- Chenu C., Angers D.A., Barré P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J., 2019 - Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, pp. 41–52.
- CITEPA, 2019 - OMINEA – 16ème édition - Organisations et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France. 922p. Téléchargeable sur : https://citepa.org/images/III-1_Rapports_Inventaires/OMINEA/OMINEA2019.pdf
- Clairotte M., Grinand C., Kouakoua E., Thébault A., Saby N.P.A., Bernoux M., Barthès B.G., 2016 - National calibration of soil organic carbon concentration using diffuse infrared reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 276, pp. 41–52.
- Clivot H., Mouny J.-C., Duparque A., Dinh J.-L., Denoroy P., Houot S., Vertès F., Trochard R., Bouthier A., Sagot S., Mary B., 2019 - Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling and Software*, 118, pp. 99–113.
- Coleman K., Jenkinson, D. S., 1996 - RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil, in: *Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets*, edited by: Powlson D. S., Smith P., and Smith J. U., NATO ASI Series I, Springer, Berlin, 38, pp. 237–246.
- Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E., 2013 - The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19, pp. 988–995.
- Crème A., Vaudour E., Chenu C., 2019 – Assessing the potential of organic carbon storage in soils: A case study over a small agricultural region. *Colloque 4 pour mille de Poitiers*, pp115.
- De Brogniez D., Ballabio C., Stevens A., Jones R.J.A., Montanarella L., van Wesemael B., 2015 - A map of topsoil organic carbon content of Europe generated by a generalized additive model. *European Journal of Soil Science*, 66, pp. 121–134.
- Dechow R., Franko U., Kätterer T., Kolbe H., 2019 - Evaluation of the RothC model as a prognostic tool for the prediction of SOC trends in response to management practices on arable land. *Geoderma*, 337, pp. 463–478.
- Diggers C., Poeplau C., Don A., Bamminger C., Höper H., Dechow R., 2019 - Multi-model ensemble improved the prediction of trends in soil organic carbon stocks in German croplands. *Geoderma*, 345, pp. 17–30.
- Dimassi B., Cohan J.P., Labreuche J., Mary B., 2013 - Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 169, pp. 12–20.
- Ellert B.H., Bettany J.R., 1995 - Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75, pp. 529–538.
- Ellili Y., Walter C., Michot D., Pichelin P., Lemerancier B., 2019 - Mapping soil organic carbon stock change by soil monitoring and digital soil mapping at the landscape scale. *Geoderma*, 351, pp. 1–8.
- GIEC, 2006 - Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, préparé par le Programme pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K. (éds). Publié: IGES, Japon
- Janzen H.H., Campbell C.A., Brandt S.A., Lafond G.P., Townley-Smith L., 1992 - Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal*, 56, pp. 1799–1806.
- Jolivet C., Almeida-Falcon J.-L., Berché P., Boulonne L., Fontaine M., Gouny L., Lehmann S., Maître B., Ratié C., Schellenberger E., Soler-Dominguez N., 2018 - Manuel du Réseau de mesures de la qualité des sols. RMQS2: deuxième campagne métropolitaine, 2016 –2027, Version 3, INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, France
- Jonard M., Nicolas M., Coomes D.A., Caignet I., Saenger A., Ponette Q., 2017, Forests soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574, 616–628.
- Lal R., 2004 Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, pp. 1623–1627.
- Levasseur F., Mary B., Christensen B.T., Duparque A., Ferchaud F., Kätterer T., Lagrange H., Montenach D., Resseguier C., Houot S., 2020 - The simple AMG model accurately simulates organic carbon storage in soils after repeated application of exogenous organic matter. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, sous presse.
- Lugato E., Panagos P., Bampa F., Jones A., Montanarella L., 2014 - A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology*, 20, pp. 313–326.
- Luo Y., Ahlström A., Allison S.D., Batjes N.H., Brovkin V., Carvalhais N., Chappell A., Ciais P., Davidson E.A., Finzi A., Georgiou K., Guenet B., Hararuk O., Harden J.W., He Y., Hopkins F., Jiang L., Koven C., Jackson R.B., Jones C.D., Lara M.J., Liang J., McGuire A.D., Parton W., Peng C., Randerson J.T., Salazar A., Sierra C.A., Smith M.J., Tian H., Todd-Brown K.E.O., Torn M., van Groenigen K.J., Wang Y.P., West T.O., Wei Y., Wieder W.R., Xia J., Xu X., XU X., Zhou T., 2016 - Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by Earth system models, *Global Biogeochemical Cycles*, 30, pp. 40–56.
- Martin M.P., Wattenbach M., Smith P., Meersmans J., Jolivet C., Boulonne L., Arrouays D., 2011 - Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8, 5, pp. 1053–1065.
- Martin M., Dimassi B., Millet F., Picaud C., Bounoua E.-M., Bardy M., Bispo A., Boulonne L., Bouthier A., Duparque A., Eglin T., Guenet B., Huard F., Mary B., Mathias E., Mignolet C., Robert C., Saby N., Sagot S., Schott C., Toutain B., Trochard R., 2019. Méthodes de comptabilisation du stockage de carbone organique des sols sous l'effet des pratiques culturales (CSopra). 71p. Référence disponible sur demande auprès de l'ADEME.
- Meersmans J., Martin M.P., Lacarce E., De Baets S., Jolivet C., Boulonne L., Lehmann S., Saby N.P.A., Bispo A., Arrouays, D., 2012 - A high reso-

- lution map of French soil or-ganic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 4, pp. 841–851.
- Moni C., Derrien D., Hatton P.-J., Zeller B., Kleber M., 2012 - Density fractions versus size separates: does physical fractionation isolate functional soil compartments? *Biogeosciences*, 9, pp. 5181-5197.
- Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P., Arrouays D., 2016 - National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263, pp. 16-34.
- Nelson D.W., Sommers L.E., 1996 - Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. et al. (Editors), *Methods of Soil Analysis. Part 3, Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series No. 5. Soil Science Society of America – American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 961–1010.
- Ogle S.M., Breidt F.J., Easter M., Williams S., Killian K., Paustian K., 2010 - Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. *Global Change Biology*, 16, pp. 810-822.
- Pellerin S. et Bamière L. (pilotes scientifiques), Launay C., Martin R., Schiavo M., Angers D., Augusto L., Balesdent J., Basile-Doelsch I., Bellassen V., Cardinael R., Cécillon L., Ceschia E., Chenu C., Constantin J., Darroussin J., Delacote P., Delame N., Gastal F., Gilbert D., Graux A.I., Guenet B., Houot S., Klumpp K., Letort E., Litrico I., Martin M., Menasseri S., Mazière D., Morvan T., Mosnier C., Roger-Estrade J., Saint-André L., Sierra J., Théron O., Viaud V., Grateau R., Le Perchec S., Savini I., Réchauchère O. (coordinateur), 2019 - Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 114p.
- Poeplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo F., Derrien D., Giocchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuz'yakov Y., Kühnel A., Macdonald L.M., Soong J., Trigalet S., Vermaire M.-L., Rovira P., van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R., 2018 - Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, pp. 10-26.
- Poeplau C., Vos C., Don A., 2017 - Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil*, 3, pp. 61-66.
- Remy J.C., Marin-Laféche A., 1974 - L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Annales Agronomiques*, 25, 4, pp. 607-632.
- Saby N.P.A., Arrouays D., Antony V., Lemerrier B., Follain S., Walter C., Schwartz C., 2008 – Changes in soil organic carbon in a mountainous French region, 1990 – 2004. *Soil Use and Management*, 24, pp.254-262.
- Saby N.P.A., Lemerrier B., Arrouays D., Leménager S., Louis B.P., Millet F., Paroissien J. B., Schellenberger E., Squidant H., Swiderski C., Toutain B., Walter C., Bardy M., 2014 - Le programme Base de Données des Analyses de Terre (BDAT) : Bilan de 20 ans de collecte de résultats d'analyses, *Etude et Gestion des Sols*, 21, pp. 25-36.
- Sanderman J., Grandy A.S., 2020 – Ramped thermal analysis for isolating biologically meaningful soil organic matter fractions with distinct residence times. *SOIL*, 6, pp. 131-144.
- Smith P., Smith J.U., Powlson D.S., McGill W.B., Arah J.R.M., Chertov O.G., Coleman K., Franko U., Folking S., Jenkinson D.S., Jensen L.S., Kelly R.H., Klein-Gunnewiek H., Komarov A.S., Li C., Molina J.A.E., Mueller T., Parton W.J., Thornley J.H.M., Whitmore A.P., 1997 - A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81, pp. 153-225.
- Smith J.U., Smith P., Monaghan R., MacDonald A.J., 2002 – When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science*, 53, pp. 405-416.
- Smith P., Davies C.A., Ogle S., Zanchi G., Bellarby J., Bird N., Boddey R.M., McNamara N.P., Powlson D., Cowie A., van Noordwijk M., Davis S.V., Richter D.E.B., Kryzanowski L., van Wijk M.T., Stuart J., Kirton A., Eggar D., Newton-Cross G., Adhya T.K., Braimoh A.K., 2012 - Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision. *Global Change Biology*, 18, pp. 2089-2101.
- Smith P., Soussana J.F., Angers D., Schipper L., Chenu C., Rasse D.P., Batjes N.H., van Egmond F., McNeill S., Kuhnert M., Arias-Navarro C., Olesen J.E., Chirinda N., Fornara D., Wollenberg E., Alvaro-Fuentes J., Sanz-Cobena A., Klumpp K., 2020 - How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26, pp. 219-241.
- Soucémarianadin L.N., Cécillon L., Chenu C., Baudin F., Nicolas M., Girardin C., Barré P., 2018 - Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability? – A method-comparison study in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 117, pp. 108-116.
- Soussana J.-F., Lutfalla S., Ehrhardt F., Rosenstock T., Lamanna C., Havlik, P., Richards M., Wollenberg E., Chotte J.L., Torquebiau E., Ciais P., Smith P., Lal R., 2019 - Matching policy and science: rationale for the '4 per 1000 – soils for food security and climate' initiative. *Soil and Tillage Research*, 188, pp. 3–15.
- Tibi A., Therond O., 2018 - Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. Caractériser et évaluer. Editions Quae, 186 pp.
- Ulrich E., 1995 - Le réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française* 47, 107–124.
- Vaudour E., Gomez C., Fouad Y., Lagacherie P., 2019 - Sentinel-2 image capacities to predict common topsoil properties of temperate and Mediterranean agroecosystems. *Remote sensing of Environment*, 223, pp. 21-33.
- Virto I., Barré P., Burlot A., Chenu C., 2012 - Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, 108, pp. 17–26.
- Viscarra Rossel R.A., Walvoort D.J.J., McBratney A.B., Janik L.J., Skjemstad J.O., 2006 - Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131, pp. 59-75.
- Viscarra Rossel R.A., Lobsey C.R., Sharman C., Flick P., McLachlan G., 2017 - Novel proximal sensing for monitoring soil organic C stocks and condition. *Environmental Science and Technology*, 51, pp. 5630-5641.
- Viscarra Rossel R.A., Lee J., Behrens T., Luo Z., Baldock J., Richards A., 2019 – Continental-scale soil carbon composition and vulnerability modulated by regional environmental controls. *Nature Geoscience*, 12, pp. 547-552.
- Walter C., Bispo A., Chenu C., Langlais-Hesse A., Schwartz C., 2015 - Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorization. *Cahier – Club Demeter*, 15, pp. 52-68.
- Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I., Smith P., Fuhrer J., 2007 – Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58, pp. 658-667.
- Zimmermann M., Leifeld J., Fuhrer J., 2008 - Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, pp. 224-231.
- Zhun M., Derrien D., Didion M., Liski L., Eglin T., Nicolas M., Jonard M., Saint-André L., 2019 - Modeling soil organic carbon dynamics in temperate forests using Yasso07. *Biogeosciences*, 16, pp. 1955-1973.

Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains :

Un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement

M. Lothodé^(1*), G. Séré⁽²⁾, A. Blanchart⁽³⁾, J. Chérel⁽¹⁾, G. Warot⁽¹⁾ et C. Schwartz⁽²⁾

- 1) SCE Aménagement et Environnement, 44262 Nantes, France.
- 2) Laboratoire Sols et Environnement, Université de Lorraine-INRAE, UMR 1120, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy, France.
- 3) Sol &co, 54500 Vandœuvre-lès-Nancy, France.

* Auteur correspondant : maiwenn.lothode@sce.fr

RÉSUMÉ

Dans un contexte mondial d'urbanisation croissante et d'intensification des pressions sur les ressources naturelles, la prise en compte des sols dans l'aménagement urbain devient un enjeu incontournable pour rendre les villes plus durables. Cet article se propose de préciser la définition du terme de sol urbain en décrivant la variabilité de ce qu'il recouvre et en le confrontant à ses représentations par les acteurs du monde de l'aménagement. Au travers d'une étude croisée de documents d'urbanisme et la conduite d'entretiens avec ces acteurs, il apparaît que les sols sont un compartiment des écosystèmes urbains dont le potentiel est méconnu et sous-estimé, mais qu'ils sont néanmoins considérés comme une ressource par les maîtres d'ouvrage, les maîtres d'œuvre et les entreprises de terrassement. Les services écosystémiques qu'ils peuvent rendre apparaissent comme un concept central qui permet de faire le lien entre les experts (pédologues, agronomes, paysagistes) et les décideurs. Sur ces bases, nous formulons un certain nombre de suggestions pour le développement d'outils d'aide à la décision permettant de prendre en compte les potentialités des sols à l'échelle d'un projet d'aménagement. Inspirée de la démarche mise en œuvre dans le projet Destisol, nos propositions se basent notamment sur l'évaluation des services écosystémiques des sols urbains à partir de l'analyse de leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques.

Mots-clés

Sol urbain, services écosystémiques, aménagement, outil d'aide à la décision, artificialisation, fertilité, contamination.

Comment citer cet article :

Lothodé M., Séré G., Blanchart A., Chérel J., Warot G. et Schwartz C., 2020 - Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains : un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement, *Etude et Gestion des Sols*, 27, 361-376

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

SUMMARY**TAKING INTO CONSIDERATION ECOSYSTEM SERVICES PROVIDED BY URBAN SOIL TO IMPROVE URBAN PLANNING**

To face global urbanization and increasing pressure on natural resources, taking into account soil in city construction is becoming an unavoidable challenge towards more sustainable cities. This paper first aims at redefining the term urban soil by describing its variability and by assessing its representations by the stakeholders. Through a cross-study of urban planning documents on the one hand and interviews with these stakeholders on the other hands, it appears that soils are an overlooked part of urban ecosystems. However, they are actually considered as a resource by project owners, project managers and earthwork companies. The ecosystem services they can provide also emerge as a central concept linking experts (soil scientists, agronomists, urban designers) and decision-makers. Based on that, several proposals are made for the development of decision support tools to take into account the opportunities provided by soils at the scale of a project. Enriched by the latest advances of the Destisol project, the authors described a framework based on the evaluation of the ecosystem services potentially provided by urban soils, through the measurement of their physical, chemical, and biological properties..

Key-words

Urban soils; ecosystem services; planning; decision support tool; artificialization; fertility; contamination.

RESUMEN**TOMAR EN CUENTA LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PRESTADOS POR LOS SUELOS URBANOS:
una palanca para optimizar las estrategias de ordenación**

En el contexto mundial de urbanización creciente y de intensificación de las presiones sobre los recursos naturales, la toma en cuenta de los suelos en la ordenación urbana llega a ser un desafío imprescindible para producir ciudades más sostenibles. Este artículo propone precisar la definición del término de suelo urbano describiendo la variabilidad de lo que abarca y confrontándolo a sus representaciones por los actores del mundo del ordenamiento. A través de un estudio cruzado de documentos de urbanismo y la realización de entrevistas con estos actores, aparece que los suelos son un compartimiento de los ecosistemas urbanos cuyo el potencial es desconocido y subestimado, pero que son no obstante considerados como un recurso por los coordinadores de obras, los contratistas y las empresas de movimiento de tierra. Los servicios ecosistémicos que pueden prestar aparecen como un concepto central que permite hacer el vínculo entre los expertos (pedólogos, agrónomos, paisajistas) y los decisores. Sobre estas bases, formulamos una serie de sugerencias para el desarrollo de herramientas de ayuda a la decisión que permite tomar en cuenta las potencialidades de los suelos a escala del proyecto de ordenamiento. Inspirado del enfoque desarrollado en el proyecto Destisol, nuestras propuestas se basan en particular sobre la evaluación de los servicios ecosistémicos de los suelos urbanos a partir del análisis de sus características físicas, químicas y biológicas.

Palabras clave

Suelo urbano; servicios ecosistémicos; ordenamiento; herramienta de ayuda a la decisión; artificialización; fertilidad; contaminación.

Si les sols urbains ont été longtemps un sujet d'étude « exotique » dans le paysage scientifique, ils font aujourd'hui l'objet d'un intérêt croissant (de Kimpe et Morel, 2000; Schwartz *et al.*, 2001; Morel *et al.*, 2005). Les sols des territoires très anthropisés sont en effet au cœur d'enjeux sanitaires, environnementaux, fonciers et économiques majeurs. Cependant, il y a quelques décennies, les sols urbains et industriels étaient encore largement ignorés par les sciences du sol et parfois qualifiés de non-sols. La gestion des sols urbains s'est historiquement focalisée sur des approches sanitaires et économiques, respectivement en réponse à des crises sanitaires majeures induites par des contaminations des sols dues à des activités industrielles et en réponse à des pressions foncières. Ces démarches sont indispensables, en particulier afin de connaître et de limiter les risques de dissémination des polluants, dans un objectif de préservation de la santé humaine et des écosystèmes. Il ne s'agit alors pas de remettre en cause cette logique d'évaluation des risques liés à la contamination/pollution des sols, mais de l'étendre à des approches plus intégratrices de la qualité et de la multifonctionnalité des sols urbains.

Si les sols sont incontestablement un compartiment des écosystèmes urbains, la ville a évidemment besoin de sols fonctionnels. Un enjeu est alors d'intensifier la prise en compte des sols qui, au-delà de leur surface, constituent des volumes vivants et potentiellement fertiles pour la construction de la ville. Il apparaît alors nécessaire de dépasser les approches quasi-exclusivement limitées à une vision foncière, de surface. Le concept de service écosystémique est ainsi proposé comme un point de convergence et un élément de langage commun, compréhensible et appropriable par l'ensemble des acteurs concernés et impliqués dans la gestion des territoires urbains.

Dans ce contexte, plusieurs projets récents ont eu pour ambition de promouvoir une prise en compte de la qualité des sols en amont des projets d'aménagement, pour tendre vers une adéquation entre qualité des sols, couverture et usage (*e.g.* Uqualisol-ZU; Destisol; Destisol/AU; MUSE; SUPRA). Pour cela, la démarche adoptée s'appuie sur une traduction de paramètres d'état des sols en fonction des sols puis en services écosystémiques potentiellement rendus. Cette approche apparaît à la fois intégratrice de la complexité de l'objet sol, mais aussi comme une manière pertinente de communiquer sur leurs potentialités auprès des décideurs. Après avoir précisé la définition des sols urbains et les services écosystémiques qu'ils rendent, cet article analyse la prise en compte des sols dans les documents de planification et par les acteurs de l'aménagement, ainsi que les opportunités offertes par un outil d'aide à la décision qui permet d'intégrer tous les éléments présentés précédemment.

SOLS URBAINS ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Les sols urbains, un potentiel méconnu et sous-estimé

La polysémie du terme "sol urbain" rend son appréhension complexe. Avec une entrée spatiale, il peut décrire la couverture pédologique du milieu urbain; on considérera alors que tout sol situé dans une aire urbaine fait référence à un sol urbain. De manière complémentaire, le terme "sol urbain" est aussi fréquemment utilisé comme un synonyme de "sol anthropisé"; Anthroposol, selon le Référentiel Pédologique Français (Baize et Girard, 2009) et Technosol selon la base de référence mondiale (IUSS Working Group, 2014). En ce sens, le sol urbain est la résultante à la fois d'activités anthropiques sur une certaine profondeur (apport de matériaux exogènes, décapage, compaction, contamination, fertilisation intense) et des facteurs de la pédogenèse (*e.g.* temps, climat, activité biologique, topographie). Plus précisément, et à des niveaux variables en fonction des référentiels ou classification, l'adjectif "anthropisé" ou "urbain" requiert un niveau d'anthropisation significatif du sol (que ce soit en termes d'abondance de matériaux d'origine anthropique ou exogène rapportés, ou d'intensité de l'anthropisation). Afin d'éviter le plus possible toute confusion, nous suggérons ici de distinguer de manière explicite le "sol urbain: couverture pédologique des aires urbaines" du "sol anthropisé: sol avec forte influence humaine". Il est alors possible d'affirmer que les sols urbains sont fréquemment des sols anthropisés, mais peuvent également être des sols (pseudo) naturels dans le sens où ils ont été très peu modifiés par l'Homme (*figure 1*). La proportion de sols anthropisés et naturels parmi les sols urbains peut varier significativement d'une aire urbaine à l'autre comme l'illustrent différents exemples européens (Schleuß *et al.*, 1998; Stroganova *et al.*, 1998; Sobocka, 2010; Nehls *et al.*, 2013; Hulisz *et al.*, 2018; Blanchart, 2018).

Les sols urbains se caractérisent par une forte diversité des usages: support de bâtiments (*e.g.* d'habitation, commerciaux, industriels), d'infrastructures (*e.g.* routières, ferroviaires), d'installations de loisirs (*e.g.* sportives, récréatives) ou encore production de biomasse (*e.g.* jardins potagers, parcs) sur une zone restreinte. Il apparaît alors que, malgré une forte proportion de sols scellés, ils se distinguent aussi par une gamme large de couvertures, partiellement scellées et/ou végétalisées (*figure 1*). Ces nombreux usages, fréquemment superposés dans le temps, peuvent se traduire par des modifications profondes de l'état initial du sol (Baumgartl, 1998). Il en résulte une forte hétérogénéité spatiale (de l'échelle centimétrique à décimétrique) à la fois verticale et horizontale de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques (Craul, 1992; Schwartz *et al.*, 2001; Morel *et al.*, 2005; Béchet *et al.*, 2009; Blanchart, 2018). Cette hétérogénéité

Figure 1 - Illustration de la diversité des sols rencontrés en milieu urbain : a) Sol pseudo-naturel en espace vert urbain surplombé d'une couverture naturelle ; b) Profil de Technosol urbain présentant plusieurs couches d'apports anthropiques ainsi qu'une couverture scellée (enrobé bitumineux, assise de chaussée et couche de forme). Crédit photographique : C. Schwartz, UL-INRAE.

Figure 1 - Illustration of the diversity of soils from urban areas: a) Pseudo-natural soil in urban green space with a natural cover; b) Urban Technosol profile with several layers of anthropogenic inputs with a sealed cover (asphalt mix, pavement base and sub-base layer). Photo credit : C. Schwartz, UL-INRAE.



implique une bien plus grande variété de sols en milieu urbain que dans d'autres milieux.

Au regard de leur fertilité, les sols urbains se singularisent à nouveau par une très forte dispersion des caractéristiques observées ou mesurées. En effet, si les concentrations moyennes de phosphore disponible et d'azote total des sols anthropisés sont peu différentes de celles des sols plus naturels, notamment forestiers et agricoles, elles présentent des amplitudes beaucoup plus fortes, témoignant des contrastes très marqués entre eux (Joimel *et al.*, 2016). Ceci est également vrai pour le carbone organique, mais dans ce cas, il est à noter que la valeur moyenne mesurée sur les sols anthropisés est supérieure à celle de tous les autres sols (Joimel *et al.*, 2016; Cambou *et al.*, 2020). Le recours massif au béton et autres liants hydrauliques explique qu'une très large majorité des sols anthropisés présente des pH nettement alcalins (Morel *et al.*, 2005). En effet, les sols urbains ont, en moyenne, des pH supérieurs à la neutralité (pH moyen = 7,6), avec une dispersion limitée, au contraire des sols agricoles (pH moyen = 7), des sols de prairie (pH moyen = 6) et forestiers

(pH moyen = 5) (Joimel *et al.*, 2016). En milieu urbain, il n'est pas rare de rencontrer des zones de scellement (béton, matériaux compactés) en surface ou en profondeur (Baumgartl, 1998). Les valeurs de masse volumique apparente rencontrées y sont extrêmes (moins de $0,5 \text{ g.cm}^{-3}$ jusqu'à plus de 2 g.cm^{-3}) (Morel *et al.*, 2005). L'incorporation de matériaux d'origine anthropique ainsi que le support ou la proximité d'activités humaines polluantes entraînent une pollution fréquente des sols urbains (Béchet *et al.*, 2009; El Khalil *et al.*, 2013), à la fois dans la fraction grossière et dans la terre fine (El Khalil *et al.*, 2008). Plusieurs travaux témoignent de concentrations moyennes en éléments traces métalliques supérieures dans les sols urbains par rapport aux autres sols (Ajmone-Marsan et Biasoli, 2010; Johnson et Ander, 2008; El Khalil *et al.*, 2008; El Khalil *et al.*, 2013; El Khalil *et al.*, 2016; Joimel *et al.*, 2016). Enfin, de récents travaux indiquent que les sols urbains présentent de réelles potentialités, sous-estimées, aussi bien en termes d'habitat pour la biodiversité (Joimel *et al.*, 2017) que pour le stockage de carbone (Cambou *et al.*, 2018; Cambou *et al.*, 2020).

Figure 2 - Chantier d'aménagement urbain avec terrassement, excavation et remaniement engendrant une importante déstructuration du sol en place. Crédit photographique : C. Schwartz, UL-INRAE.

Figure 2 - Urban construction site with earthworks, excavation and reshaping resulting in a significant degradation of the existing soil. Photo credit : C. Schwartz, UL-INRAE.



Les services écosystémiques rendus par les sols urbains

Les bénéfices que les populations humaines peuvent tirer des écosystèmes ou services écosystémiques (Costanza *et al.*, 1997) font l'objet d'études de plus en plus nombreuses car la gestion raisonnée et optimisée des écosystèmes apparaît indispensable à la viabilité de nos sociétés (Gómez-Baggethun et Barton, 2013 ; Boyd et Banzhaf, 2007). Malgré les impacts générés par les activités humaines (*figure 2*), les sols urbains peuvent contribuer à rendre des services écosystémiques essentiels à la viabilité des sociétés humaines. Pourtant, ils restent une ressource insuffisamment reconnue pour la conception et la construction de la ville durable (Morel *et al.*, 2014).

Étant donné que plus de 80 % de la population française vit en milieu urbain (INSEE, 2019), ceux-ci concentrent de nombreux enjeux environnementaux (e.g. atténuation de l'îlot de chaleur urbain, régulation du risque inondation, autosuffisance alimentaire, épuration des eaux pluviales) (Craul, 1992 ; Jenerette *et al.*, 2011 ; ONU, 2014). L'attention portée aux questions environnementales

est donc grandissante dans les zones urbaines (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Chambers *et al.*, 2016). Ceci se traduit de manière emblématique par la place de plus en plus forte donnée au végétal en ville. Il y joue un rôle social, culturel et écologique (Nielsen et Hansen, 2007). Support de croissance des végétaux, le sol est donc un compartiment essentiel de l'écosystème urbain, contribuant directement ou indirectement à notre qualité de vie (de Hollander et Staatsen, 2003 ; van Kamp *et al.*, 2011). Toutefois, les sols urbains sont rarement perçus comme étant multifonctionnels et par là même une ressource potentielle de services écosystémiques. Les travaux menés jusqu'à présent se réfèrent à des sujets spécifiques, tels que le stockage du carbone dans les sols urbains (Davies *et al.*, 2011 ; Jim et Chen, 2009 ; Pouyat *et al.*, 2006 ; Cambou *et al.*, 2020) ou la régulation de l'îlot de chaleur urbain (Cameron *et al.*, 2012 ; Jenerette *et al.*, 2011 ; Lehmann *et al.*, 2014 ; Norman *et al.*, 2012). Le rôle du sol en milieu urbain, en tant qu'écosystème capable de fournir un plus large éventail de services écosystémiques, est aujourd'hui peu abordé dans la littérature scientifique (Morel *et al.*, 2014 ; Schwartz *et al.*, 2015 ; Blanchart *et al.*, 2018). Cependant, dans une logique de gestion

raisonnée des sols et en vue d'une optimisation de l'organisation territoriale, il apparaît nécessaire dans le développement des villes de tirer avantage de tous les écosystèmes, y compris des environnements fortement anthropisés (Gómez-Baggethun et Barton, 2013 ; Damas et Coulon, 2016).

Vers une proposition de classification des services écosystémiques fournis par les sols urbains

En vue de concilier à la fois les « services urbains » rendus par la ville (e.g. activité économique, transports, services de santé) et les « services écosystémiques » rendus par les écosystèmes, les sols des milieux urbains nécessitent fréquemment d'être aménagés, c'est-à-dire modifiés par l'Homme. Une proposition de classification des services écosystémiques des sols urbains a été précédemment faite au sein du projet Destisol et reprise par Blanchart *et al.* (2017) (*tableau 1*) qui se sont appuyés sur les recommandations de nombreux auteurs (Escobedo *et al.*, 2011). Ils ont en particulier avancé une adaptation des listes de services écosystémiques proposées dans la littérature en y intégrant ceux qui sont jugés pertinents au regard des enjeux spécifiques de l'espace urbain et des rôles du sol dans ces milieux (Costanza *et al.*, 1997 ; de Groot *et al.*, 2002 ; MEA, 2005 ; Wallace, 2007 ; Fisher et Turner, 2008 ; Fisher *et al.*, 2009 ; Walter *et al.*, 2015 ; Adhikari et Hartemink, 2016). Cette liste se compose de trois catégories de services écosystémiques (régulation, approvisionnement et culture) en excluant la mention de services supports. Cela se justifie par la proposition faite par la classification internationale commune des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2011), qui prend en considération les services de support comme des prestations écosystémiques intermédiaires en ne les incluant pas de fait dans l'inventaire de services écosystémiques finaux. De plus, cette liste a été adaptée au contexte urbain ce qui a conduit à ouvrir la catégorie des services d'approvisionnement à des services tels que l'accueil d'activités humaines, le support d'infrastructures ou la fourniture de ressources ornementales qui sont des questions essentielles en matière d'urbanisme. Chacun des services écosystémiques fournis directement par le sol, et souvent par le couple sol-végétation en milieu urbain, est détaillé par Blanchart *et al.* (2017).

Cette classification a ensuite été confrontée à la perception qu'ont les acteurs de l'aménagement en ville. Cette confrontation a conduit à une simplification (qui fût notamment utilisée dans le projet Destisol, *tableau 2*) basée sur : i) la compréhension que pouvaient avoir les acteurs de l'aménagement urbain de cette classification en tant qu'outil d'aide à la décision ii) la capacité à traduire une observation et/ou des analyses pédologiques et une occupation du sol en services écosystémiques avec une approche semi-quantitative. En effet, aujourd'hui plusieurs études tendent à une quantification d'un niveau de services écosystémiques rendus par les sols via l'utilisation de proxy

ou d'indicateurs (morphologiques, physiques ou chimiques) témoignant des fonctions des sols (ou processus) (Fossey *et al.*, 2020).

QUELLE PERCEPTION PAR LES ACTEURS DE L'AMÉNAGEMENT DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES RENDUS PAR LES SOLS

Dans les documents d'urbanisme

Les documents de planification sont considérés en France comme le reflet direct de la vision politique que portent les collectivités territoriales sur leur territoire et des moyens et décisions qu'elles mettent en œuvre pour agir (Blanchart, 2018). Ce sont des documents publics, régissant l'aménagement d'un territoire à une échelle définie (e.g. Région, Département, intercommunalité, commune, bassin versant) et permettant de garantir un équilibre « entre le renouvellement urbain, un développement urbain maîtrisé, le développement de l'espace rural, d'une part, et la préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières et la protection des espaces naturels et des paysages, d'autre part, en respectant les objectifs du développement durable » (Code de l'Urbanisme, article L.121-1). Ces documents ont également des objectifs définis : certains traitent du logement à l'instar du programme local de l'habitat (PLH), des transports comme le plan de déplacements urbains (PDU), de la biodiversité comme le schéma régional des cohérences écologiques (SRCE), du climat comme le schéma régional du climat, de l'air et de l'énergie (SRCAE) ou encore de l'eau à l'instar du schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE). Enfin, en plus d'être liés à une échelle et une thématique précise, une des spécificités de ces documents de planification est qu'ils sont soumis entre eux à un rapport normatif (*figure 3*). Selon les cas, ces documents doivent être conformes (niveau d'opposabilité le plus contraignant), compatibles ou prendre en compte (niveau d'opposabilité le moins contraignant) les documents d'échelle supérieure (*figure 3*).

Une analyse lexicale de documents de planification au sein de 15 aires urbaines françaises a permis de quantifier les occurrences du mot "sol" et de préciser quelle considération y était systématiquement rattachée : à un sol-surface (approche foncière dans l'aménagement du territoire, où le sol est une surface qui permet d'accueillir différents usages) ou à un sol-ressource (sol entendu du point de vue du pédologue et de l'agronome : comme volume en trois dimensions, un système ayant des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques variables dans le temps et l'espace et ayant la capacité de fournir des bienfaits aux sociétés humaines) (Blanchart, 2018).

Tableau 1 - Proposition de classification des services écosystémiques rendus par les sols urbains (Blanchart *et al.*, 2017)**Table 1:** Classification proposal for ecosystem services provided by urban soils (Blanchart *et al.*, 2017)

Classes	Services	Catégories de services	
Régulation	Régulation de la qualité de l'air	CO ₂	
		O ₃	
		Particules fines (poussières)	
	Régulation du climat	Pluies acides	
		Climat local	
		Climat global	
	Traitement des déchets	Climat d'intérieur	
		Stockage	
	Purification de l'eau	Recyclage	
		Dégradation des polluants	
	Régulation des aléas naturels	Tempêtes	
		Inondations	
		Séismes, mouvements de terrains	
Erosion			
Parasites et maladies			
Approvisionnement	Aliments	Céréales et légumes	
		Fruits	
		Viande	
		Poissons et fruits de mer, crustacés	
		Champignons	
	Energie	Solaire	
		Eolien	
		Biomasse	
		Géothermie autre	
	Habitat pour la faune	Géothermie (puits provençaux/canadiens)	
		Habitat pour la biodiversité	
	Support physique d'infra/super structures	Réservoir de ressources génétiques	
		Voirie super lourde	
		Voirie lourde	
		Voirie légère	
		Voie ferrée	
		Réseaux VRD	
		Espaces publics (places, parcs...)	
		Bâtiment sans fondation	
		Bâtiment léger avec fondations	
		Bâtiments "lourds" avec fondations	
	Accueil d'activités humaines	Activités très sensibles (e.g. école, centre de soins)	
		Activités sensibles (e.g. résidentiel, agriculture)	
		Activités peu sensibles (e.g. commerce, industrie)	
	Ressources ornementales	Pelouses	
		Arbustes	
		Arbres	
		Fleurs	
	Culturel	Conservation patrimoine / histoire	Patrimoine / histoire / archéologie / pédagogie / symbolique/ mémoire
		Attrait de l'environnement	Activités sportives et de loisirs en extérieur
Paysage / Contemplation / esthétique / aménités liées à la présence de la nature			
Tourisme			
Spirituel / culturel			

Tableau 2 - Proposition de classification des services écosystémiques rendus par les sols urbains susceptibles d'être évalués dans le cadre de la création d'un outil d'aide à la décision.

Table 2 - A proposed classification of the ecosystem services provided by urban soils that can be evaluated as part of the development of a decision-support tool.

Classes	Services	Catégories de services
Régulation	Régulation de la qualité de l'air	
	Régulation du climat	Climat local Climat global
	Régulation des aléas naturels	Inondations Erosion
	Stockage des déchets	
	Purification de l'eau	
Approvisionnement	Habitat pour la biodiversité	
	Aliments	
	Ressources ornementales	Herbacées / Fleurs
		Arbustes
		Arbres
	Energie	Production de biomasse
	Support physique d'infrastructures / superstructures	Voirie légère / stationnement
		Voirie lourde
		Bâtiment
		Réseaux VRD
Support d'activités humaines	Activités sensibles et très sensibles (e.g. école, centre de soins, résidentiel)	

Figure 3 - Hiérarchie des documents d'urbanisme français et liens d'opposabilité, d'après l'Agence Scalen - Blanchart, 2018.

Figure 3 - Hierarchy of French urban planning documents and opposability links, according to the Scalen Agency - Blanchart, 2018.

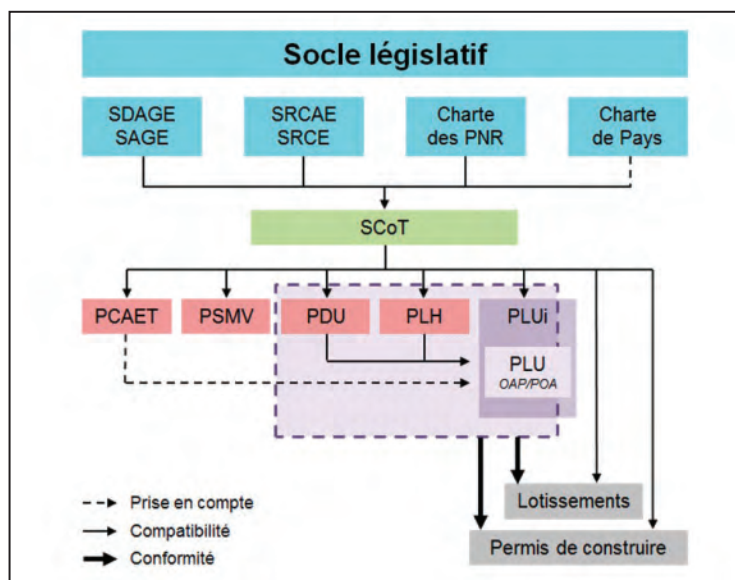


Tableau 3 - Liste des documents de planification étudiés pour l'analyse lexicale - Blanchart, 2018.**Table 3** - List of planning documents considered for lexical analysis - Blanchart, 2018.

Document de planification	Portée principale	Thématique principale	Echelle d'application
PLU : Plan local d'urbanisme	Principal document de planification de l'urbanisme, niveau communal ou intercommunal	Occupation du sol	Locale
PDU : Plan de déplacements urbains	Document de planification qui détermine l'organisation du transport des personnes et des marchandises, la circulation et le stationnement	Transport	
PLH : Programme local de l'habitat	Principal dispositif en matière de politique du logement au niveau local	Habitat	
ScoT : Schéma de cohérence territoriale	Document de planification qui détermine, à l'échelle de plusieurs communes ou groupements de communes, un projet de territoire visant à mettre en cohérence l'ensemble des politiques sectorielles notamment en matière d'habitat, de mobilité, d'aménagement commercial, d'environnement et de paysage	Occupation du sol	Intercommunale
SRCAE : Schéma régional du climat, de l'air et de l'énergie	Il décline aux échelles régionales une partie du contenu de la législation européenne sur le climat et l'énergie	Climat, air et énergie	Régionale
SRCE : Schéma régional de cohérence écologique	Schéma d'aménagement du territoire et de protection de certaines ressources naturelles (biodiversité, réseau écologique, habitats naturels) et visant le bon état écologique de l'eau imposé par la directive cadre sur l'eau	Ecologie	
SDAGE : Schéma d'aménagement et de gestion des eaux	Document de planification ayant pour objet de mettre en œuvre les grands principes de la loi sur l'eau du 03/01/92	Eau	Bassin versant

L'analyse lexicale générale se voulait la plus exhaustive possible, afin d'être représentative de l'ensemble des documents afférents aux politiques publiques locales. A cet égard, ce sont 7 documents de planification qui ont été sélectionnés, correspondant chacun à une échelle de territoire et une thématique d'étude différente (tableau 3).

Enfin, la sélection des aires urbaines s'est faite en considérant les 20 plus grandes aires urbaines de France (INSEE, 2016) ainsi que leurs communes. Ce panel d'aires urbaines a l'avantage de présenter des caractéristiques démographiques, géographiques, climatiques différentes, reflétant ainsi l'hétérogénéité des aires urbaines françaises. Cinq aires urbaines ont dû être retirées de l'analyse car leurs documents d'urbanismes n'étaient pas consultables en ligne.

Cette analyse lexicale révèle que la moyenne d'occurrence du terme « sol » est beaucoup plus faible que les moyennes d'occurrences des termes « transport », « logement », « eau » et « végétation » dans les documents étudiés (figure 4).

Elle a également permis de mettre en exergue le fait que le SCoT, le SRCAE ou encore le SDAGE appréhendent majoritaire-

ment le sol en tant que ressource (figure 5). À l'inverse, certains documents de planification, et notamment ceux ayant trait à la planification locale, appréhendent majoritairement le sol comme une surface foncière (figure 5).

Révélee par une démarche quantitative, cette différence de considération du « sol-ressource » dans les documents d'urbanisme se retrouve également dans leur analyse qualitative. Dans les PLU, le terme « sol » est fortement lié aux notions d'occupation et d'utilisation du sol, de coefficient d'emprise au sol, d'aptitude des sols à recevoir un système d'assainissement des eaux usées, d'artificialisation des sols ou encore de pollution des sols. Dans les ScoT, il est fait référence à la protection des sols agricoles et forestiers. La lecture des SRCAE indique que, dans ces documents, le terme sol est principalement lié à la notion d'adaptation au changement climatique et de pollution du sol dans une logique de préservation de la qualité de l'air. Le terme « sol » au sein du SRCE concerne principalement l'idée que les sols sont des supports d'habitats pour la biodiversité. Enfin, dans les SDAGE, ce terme renvoie principalement à la notion de service que rend le sol pour la régulation des eaux (e.g. « quantité d'eau

Figure 4 - Indices d'occurrences des mots étudiés dans l'analyse lexicale de 105 documents d'urbanisme français - Blanchart, 2018.

Figure 4 - Occurrence Indices for the words studied in the lexical analysis of 105 French urban planning documents - Blanchart, 2018.

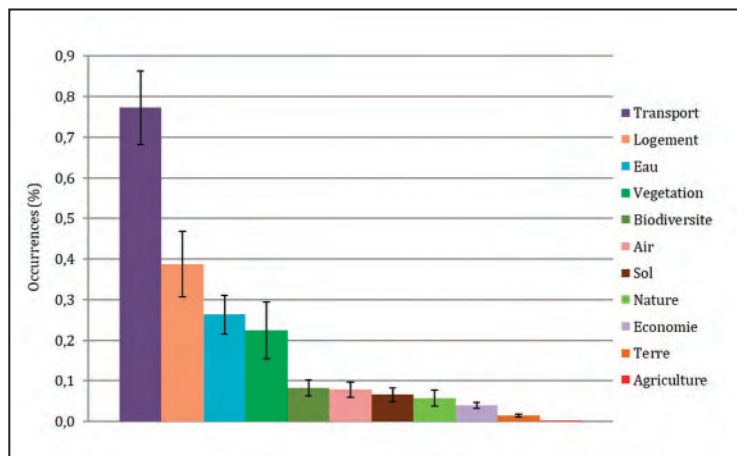
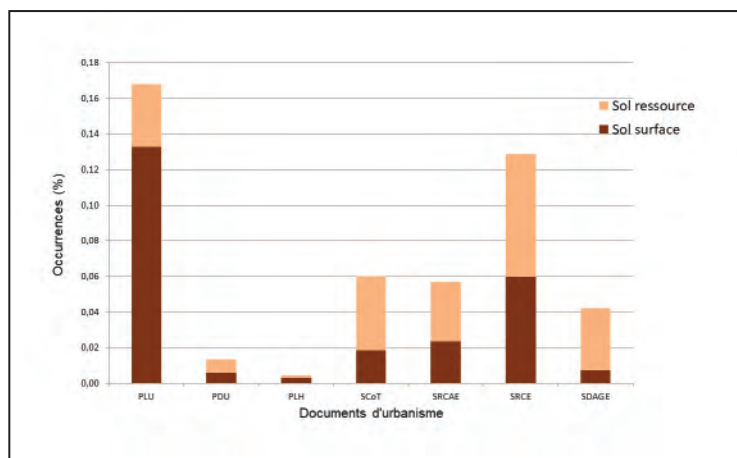


Figure 5 - Indices d'occurrences de « sol-surface » et « sol-ressource » par document d'urbanisme pour les 105 documents de planification étudiés - Blanchart, 2018.

Figure 5 - Indexes of "soil-surface" and "soil-resource" occurrences per planning document for the 105 planning documents studied - Blanchart, 2018.



dans les sols », « absorber l'eau du sol ») et pour la purification des eaux (e.g. « fixation des polluants ») dans un contexte de préservation de la qualité de l'eau d'un point de vue de la santé humaine.

Dans l'urbanisme opérationnel

Cette analyse des documents d'urbanisme a été complétée par une enquête dans le secteur de l'urbanisme opérationnel réalisée sous la forme d'entretiens auprès d'acteurs provenant de différents corps de métiers dans différents secteurs (société d'aménagement, maîtrise d'ouvrage (MOA), maîtrise d'œuvre (MOE) et BTP), dans des régions différentes (Marseille, Nantes, Nancy) et travaillant sur différents projets d'urbanisme (écoquartier, rénovation urbaine et extension urbaine) (Blanchart, 2018). Cette enquête a montré que les acteurs de l'urbanisme opérationnel n'ont pas tous la même perception du sol en fonction de leur profession. En effet, les acteurs de chantier (BTP), de la maîtrise d'ouvrage (MOA) et les aménageurs présentent tendanciellement une plus faible considération du sol comme ressource que les

acteurs de la maîtrise d'œuvre (MOE). L'analyse des entretiens a fait apparaître que les acteurs intervenant sur des projets urbains de rénovation urbaine ont une plus forte considération du sol en tant que ressource que les acteurs intervenant sur des projets d'écoquartiers et d'extension urbaine. Lorsqu'il a été proposé aux acteurs de l'aménagement d'énumérer eux-mêmes les services rendus par les sols urbains qu'ils jugent prioritaires lors du développement d'un projet urbain, ce sont le support au développement des végétaux, le support de ce qu'ils ont appelé le « système géographique » (e.g. paysage, espaces verts, espaces publics, espaces privés, infrastructures) et la gestion de l'eau, ainsi que la régulation du climat local qu'ils ont mis en avant.

Lorsqu'une liste de services écosystémiques potentiellement rendus par les sols en milieu urbain leur est proposée afin qu'ils leur attribuent une note (Blanchart, 2018), les acteurs interrogés allèguent alors majoritairement que le sol urbain peut: (i) participer à la régulation des aléas naturels (érosion, inondation), (ii) permettre le développement de ressources ornementales, (iii) garantir le support d'infrastructures et (iv) le support des activités

humaines, (v) être un lieu d'habitat pour la biodiversité et enfin (vi) permettre la bonne gestion des eaux (figure 6). D'autres services leur semblent beaucoup plus secondaires: (i) la production d'énergie, (ii) la production de biomasse, (iii) la régulation de la qualité de l'air et iv) la régulation du climat global. Il apparaît que ces services sont beaucoup moins connus que les précédents par les acteurs de projets urbains.

Les résultats de cette étude menée aux échelles de la planification du territoire et de l'urbanisme opérationnel tendent à indiquer que les professionnels de l'aménagement du territoire ont su développer une vision du sol comme système fonctionnel au cours de ces dernières années, capable notamment de répondre à des objectifs réglementaires (e.g. trame verte et bleue, protection de la biodiversité, risques d'inondation) ou en voie de développement (e.g. jardins partagés, familiaux). Cependant, cette approche systémique ne semble pas encore leur permettre d'appréhender l'intégralité des bienfaits offerts par les sols urbains lors du développement d'un projet urbain (Blanchart *et al.*, 2018).

Il est donc important de proposer un outil qui aide les acteurs à appréhender les systèmes complexes que sont les sols et les services qu'ils offrent dans le cadre d'un projet d'aménagement.

VERS UNE PROPOSITION D'OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION

Philosophie de l'outil d'aide à la décision

A partir de l'ensemble des éléments précédemment exposés, il apparaît nécessaire de favoriser le développement d'une ville durable en valorisant au mieux les possibilités offertes par les sols dans l'aménagement urbain. Ceci peut alors se traduire - comme c'est le cas notamment dans les projets Uqualisol-ZU (Robert, 2012), Destisol, Destisol'AU, MUSE et SUPRA - par une méthode d'évaluation des potentialités des sols en termes d'usages et de

services écosystémiques. À l'échelle d'un projet d'aménagement, il s'agit alors, non seulement de prendre en compte la compatibilité entre usages et qualité des sols en place, mais aussi de montrer l'apport d'un projet en termes de services écosystémiques, voire de comparer plusieurs projets entre eux.

Un tel outil doit guider les aménageurs en amont de leurs projets sans être une contrainte (financière et technique), mais plutôt une opportunité (réduction des intrants notamment en terre végétale, réduction des coûts de traitement ou des travaux sur les sols). Il peut alors dans un premier temps être utilisé pour des projets d'aménagement de l'échelle de l'ilot à celle du quartier. Cette échelle permet en effet une certaine flexibilité dans la conception du projet, là où l'échelle territoriale induit de fait une complexité en termes de gouvernance et d'ingénierie, et là où l'échelle du projet immobilier présente moins de possibilités d'adaptation (taille du terrain, contraintes urbanistiques, porteur de projet...).

Dans cette logique, il est alors possible d'envisager une estimation du niveau de services écosystémiques rendus sur un site aménagé. Dans un premier temps, notre recommandation serait de se tourner vers une évaluation semi-quantitative, considérant les nombreuses difficultés et écueils encore aujourd'hui inhérents à l'évaluation des services écosystémiques (comme la monétarisation, pour citer la plus controversée (Ay *et al.*, 2020)). Nos réflexions nous ont aussi amenés à proposer une évaluation systématique en notes allant de 0 à 3. Les règles de décision offrent alors la possibilité d'avoir 4 niveaux d'interprétation, mais, bien sûr, dans les calculs, des valeurs intermédiaires peuvent être obtenues. Quatre nous a semblé un compromis intéressant entre l'expression de la complexité des questions posées (e.g. interpréter en termes de fertilité des valeurs de pH, exprimer la compatibilité entre un sol donné et une occupation recherchée, évaluer la capacité d'un sol donné à rendre plus ou moins bien un service écosystémique) et la facilité de mise en œuvre (e.g. déterminer des gammes de valeur au sein d'un référentiel, réaliser des calculs, fixer des règles de décision). Cette évaluation devrait

Figure 6 - Services considérés comme importants par les acteurs de projets urbains (services notés) - Blanchart, 2018.

Figure 6 - Services considered important by urban project actors (rated services) - Blanchart, 2018.

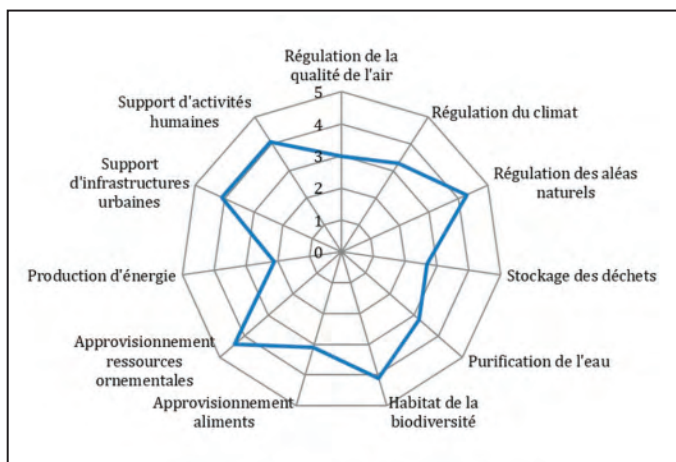


Figure 7 - Présentation de la démarche d'évaluation de services écosystémiques mise en œuvre dans le projet Destisol.

En haut à droite de la figure, intitulé « Projet 1 », il s'agit du plan masse d'un projet sur un site à aménager sans tenir compte d'un outil d'aide à la décision.

Le concept de l'outil d'aide à la décision est décrit dans l'encadré orange à gauche.

Cela débute en :

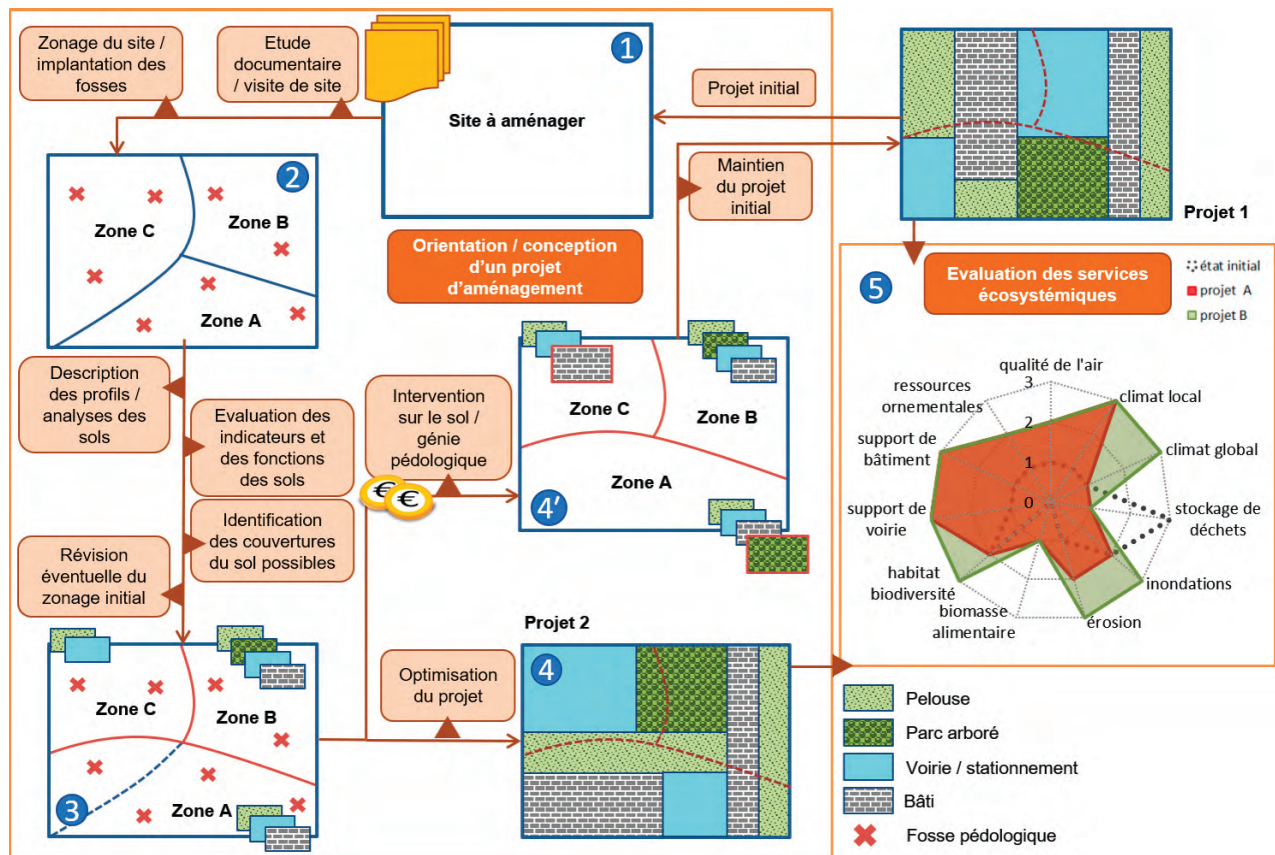
- (1) par l'étude d'un site à aménager (cf. partie 4.2 : Étape 1) permettant de proposer un zonage.
- (2) pour chaque zone, plusieurs fosses pédologiques sont ouvertes, un profil de sol moyen est décrit, des analyses sont effectuées. Les indicateurs sont mesurés et les fonctions des sols sont calculées (cf. partie 4.3 : Étape 2). Cela permet d'obtenir (3) les couvertures compatibles avec les propriétés du sol (cf. partie 4.4 : Étape 3).
- (4) l'aménageur peut alors décider d'optimiser son projet en fonction des couvertures conseillées ou (4') d'intervenir sur le sol pour le rendre compatible à son projet d'aménagement.
- (5) Les services écosystémiques sont calculés en fonction du projet d'aménagement choisi. Les projets peuvent être comparés les uns aux autres.

Figure 7 - Presentation of the ecosystem services valuation approach implemented in the Destisol project.

In the upper right-hand corner of the figure, entitled "Project 1", it is the blueprint of a project on a site scheduled for construction, without consideration a decision-support tool.

The concept of the decision support tool is described in the orange box on the left.

- (1) Study of the site (cf. part 4.2: Step 1) and site zoning
- (2) or each zone several soil pits are opened, an average soil profile is described, and soil sample analyses are carried out. Indicators are assessed or measured and soil functions are computed (see part 4.3: Step 2). This allows to obtain (3) the covers compatible with the soil properties (cf. part 4.4: Step 3).
- (4) can then decide to optimize his project according to the suggested covers or (4') to intervene on the soil to make it compatible with his initial project.
- (5) Ecosystem services are computed according to the selected project. Projects can be compared with one another.



être conduite sur la base d'indicateurs¹ des sols acquis aussi bien que par des observations/descriptions sur le terrain que sur l'analyse de paramètres bio-physico-chimiques d'échantillons représentatifs de la diversité de la couverture pédologique du site d'étude. Les interactions existantes entre indicateurs du sol, fonctions du sol, couvertures du sol et services écosystémiques doivent ensuite être retranscrites dans un outil de calcul ou par un système de notation dûment référencés (c'est-à-dire avec un référentiel explicite associant des gammes de valeurs à des notes) et justifiés (c'est-à-dire supportés par des références bibliographiques ou par des dires d'expert). Dans la logique de notre proposition, plusieurs étapes sont nécessaires à la mise en œuvre de cette méthode (figure 7).

Étape 1 : Etude et diagnostic

La première est une phase d'étude et de diagnostic qui doit permettre de définir des zones de sol homogènes à l'échelle du site et d'obtenir les indicateurs du sol à saisir dans l'outil (figure 7). Ce travail s'effectue tout d'abord par la collecte de données documentaires (e.g. historique, contexte géologique, hydrogéologique, topographie, analyse de photos aériennes). Cette recherche « au bureau » est alors complétée par une visite de site qui doit permettre de compléter les premières informations recueillies par, notamment, des observations sur la densité et la nature de la végétation, les traces visibles en surface d'activités biologiques, l'observation d'échantillons de sol prélevés par exemple à la tarière à main ou encore la réalisation de mesures de terrain simples et rapides (Béchet *et al.*, 2018). Ceci permet alors de pré-positionner des zones de sol homogènes. Sur chacune de ces zones, nous recommandons alors de réaliser *a minima* 3 profils de sol par l'ouverture de fosses pédologiques dont les caractéristiques sont décrites sur le terrain et pour lesquelles des échantillons sont prélevés afin de réaliser des analyses en laboratoire (figure 7). Une étape délicate est évidemment la réalisation d'une synthèse générant un profil de sol modèle par zone sur la base de l'ensemble des profils réalisés. Il nous semble également pertinent, dans un premier temps, de choisir de manière avisée les indicateurs retenus afin que les coûts d'investigation soient acceptables pour une étude intervenant à un stade amont de projets d'aménagement. En effet, la mobilisation de nombreux indicateurs augmente la fiabilité du diagnostic mais augmente également le coût et la complexité de la mise en œuvre de l'outil.

Étape 2: Transformation des indicateurs en fonctions

Cette première phase d'obtention des indicateurs peut alors être suivie d'une phase de calcul/détermination en quatre étapes. Dans un premier temps, les fonctions rendues par le sol en lui-même sont évaluées sur la base d'un référentiel d'interprétation de paramètres d'état - ici appelés indicateurs - adaptés à chaque fonction (figure 7), chaque fonction étant l'agrégation d'un certain nombre d'indicateurs. Par exemple, la fonction infiltration de l'eau pourrait - *a minima* - dépendre des indicateurs suivants: pente, profondeur du sol, hydromorphie, puis intégration pour les différents horizons de la structure pédologique, de la texture, de la compacité et de la charge en éléments grossiers. Il est important de souligner ici qu'un même paramètre peut disposer d'un référentiel différent selon la fonction considérée (e.g. une structure de sol particulière est très favorable à l'infiltration de l'eau, mais défavorable à la rétention d'eau utile pour les plantes). Une question ouverte est ici celle de la pondération de certains indicateurs pour l'évaluation des fonctions. Nous recommandons pour l'instant de se contenter d'avoir des indicateurs dits « déclassant » (i.e. si la note de cet indicateur est nulle, ceci annule la note de la fonction, quelles que soient les notes des autres indicateurs).

Étape 3: Évaluation des couvertures compatibles

À ce stade, nous suggérons l'implémentation d'une étape rarement considérée dans les travaux que nous avons recensés. Nous proposons en effet, sur la base des notes des fonctions obtenues lors de l'étape précédente, d'évaluer les occupations de sol - que nous appellerons « couvertures de sol » - compatible avec l'état des sols (figure 7). Pour cela, nous avons établi une liste de neuf couvertures, sur la base de classifications existantes. Elles sont classées en fonction du degré d'imperméabilité du sol (bâti, voies de circulation, sol nu, pelouse et prairies urbaines, jardin potager et ornemental, arbustes, arbres...). Les couvertures dites « compatibles » sont des couvertures que le sol peut accueillir en l'état, sans modification de ses caractéristiques intrinsèques. À titre d'exemple, un sol fertile mais peu profond peut, *a priori*, accueillir une couverture du type « pelouse ». En revanche, fortement limité en termes de capacités offertes pour l'enracinement, il ne constitue pas un substrat éligible pour l'accueil d'espèces arborées.

Étape 4: Prise en compte de l'influence des couvertures sur les fonctions

Il est évident que la couverture du sol influence la nature et le fonctionnement de l'écosystème. Par exemple, l'imperméabilisation d'un sol par un bâtiment ou une voirie annule la fonction « infiltration de l'eau » initialement remplie par ce sol, alors

¹ Indicateur : paramètre d'état assorti d'un référentiel d'interprétation

que cette dernière est améliorée par l'implantation d'un couvert végétal. La phase suivante consiste donc à une réévaluation des notes attribuées à certaines fonctions du sol. En d'autres termes, il s'agit d'évaluer les fonctions remplies par chaque couple [sol ; couverture]. Il nous semble ici pertinent d'affecter des règles de décision en détaillant comment chaque fonction du sol est affectée par chaque couverture. Une matrice peut alors être produite qui s'appliquera à toutes les couvertures dites compatibles. À nouveau, les règles à appliquer peuvent être discutées. Dans le cadre du projet Destisol, nous proposons 4 règles : i) la couverture annule la fonction ; ii) la couverture divise par deux la note de la fonction ; iii) la couverture ne modifie pas la note de la fonction ; iv) la couverture multiplie par deux la note de la fonction.

Étape 5 : Évaluation des services écosystémiques fournis par un couple sol-couverture

Les services écosystémiques peuvent alors être estimés pour chaque couple [sol ; couverture]. Par agrégation, une évaluation peut même être faite à l'échelle de tout le site aménagé (figure 7). Nous recommandons que cette étape soit effectuée encore une fois par agrégation des notes des fonctions corrigées par les couvertures pour chaque service écosystémique. À titre d'exemple, le service de régulation du climat local, directement relié à la capacité d'un site à contribuer à l'atténuation de l'îlot de chaleur urbain, pourrait être approché par les processus d'évaporation et de transpiration ; ce service pourrait donc être estimé sur la base de la note de la fonction « fertilité » (décrivant la capacité du sol à permettre le développement de la végétation) et de la fonction « rétention de l'eau » (décrivant la capacité du sol à retenir de l'eau susceptible d'être évaporée). Notre expérience durant le projet Destisol nous amène à suggérer à de potentiels développeurs qu'il peut être pertinent d'effectuer une pondération des fonctions dans cette nouvelle étape d'évaluation. Dans l'exemple précédent, nous avons par exemple considéré que le poids de la fonction « fertilité » était plus fort que celui de la fonction « rétention de l'eau », ce que nous avons traduit par l'utilisation de différents facteurs multiplicatifs au moment du calcul du service.

Quelles fonctionnalités offertes par un tel OAD* ?

Il nous semble alors possible qu'un OAD développé dans le cadre décrit ci-dessus puisse en premier lieu constituer une aide à la décision portant sur le choix de la couverture du sol, c'est-à-dire sur la nature des aménagements et surtout sur

leur localisation sur le site. L'OAD peut en effet indiquer à son utilisateur si, en l'état, les sols de chacune des zones identifiées sur le site permettent ou non d'assurer telle ou telle couverture. Deux stratégies s'offrent alors à l'aménageur :

- Maintenir le projet initial, sous réserve d'intervenir sur le sol afin d'en modifier les caractéristiques (e.g. apport de terre végétale, chaulage, dépollution) en cas d'incompatibilité entre le sol en place et la couverture envisagée (figure 7).
- Modifier le projet en prenant en compte les résultats de l'OAD et en modifiant la localisation de ces aménagements afin d'exploiter les potentialités des sols en place conduisant ainsi à limiter le coût de l'aménagement (figure 7).

De plus, un tel OAD peut contribuer à modifier la manière d'appréhender l'aménagement. En effet, en appréhendant le projet sous l'angle de niveaux de services écosystémiques rendus, l'aménageur peut chercher à optimiser certains services qui paraissent prioritaires au regard d'enjeux locaux (e.g. limiter les risques d'inondations, créer du bâti pour le logement ou les activités économiques) ou pour traduire les ambitions stratégiques du projet en termes de développement durable (e.g. favoriser la biodiversité, lutter contre l'îlot de chaleur urbain).

Nous faisons l'hypothèse que ce type de démarche peut être déployé par les maîtrises d'ouvrages, mais aussi les maîtrises d'œuvre pour la conception d'une ville durable dans laquelle le sol est valorisé comme une ressource et non plus comme une surface foncière ou - comme c'est fréquemment le cas en milieu urbain - un déchet dont il faudrait se débarrasser pour le remplacer par de la terre végétale provenant des zones rurales plus ou moins éloignées.

CONCLUSION

Au moment où la prise de conscience environnementale est en plein essor dans la société française, la nécessité de mieux gérer les espaces urbains pour limiter leurs impacts négatifs sur les écosystèmes constitue aussi une réelle opportunité de s'intéresser aux sols urbains. Les sols urbains doivent désormais être définis comme étant la couverture pédologique localisée dans l'aire urbaine. Ils intègrent de ce fait des sols anthropisés mais aussi des sols (pseudo-)naturels. Invisibles dans leur profondeur bien sûr - comme tous les sols -, mais surtout hétérogènes compte tenu de la complexité de l'histoire et des changements d'usages et de couvertures qui les ont façonnés. Les sols urbains ne doivent surtout plus être considérés *de facto* comme dégradés ou contaminés comme c'est trop fréquemment le cas actuellement, conduisant à les décaper et à les envoyer en centre de stockage de déchets inertes. Les propositions que nous formulons ici, et qui ont été conduites dans le cadre du projet Destisol, se fondent sur une classification des services écosystémiques rendus par les sols urbains. Une étude réalisée à partir de l'analyse de nombreux documents d'urbanisme et auprès des acteurs de l'aména-

* OAD : Outil d'Aide à la Décision

gement urbain a permis de mettre en exergue une hétérogénéité de la prise en compte de la ressource sol au sein des documents de planification et une perception variable des services rendus par les sols par les acteurs de l'urbanisme opérationnel. Cependant, notre travail a aussi permis de montrer une attente et une adhésion au fait que les sols des milieux urbains représentent un compartiment indispensable à considérer pour construire des villes plus durables. Dans ce cadre, la démarche décrite ici vise à dépasser les *a priori* souvent négatifs qui leur sont attachés pour évaluer de manière objective leurs potentialités dans la démarche d'aménagement urbain. Plus globalement, l'enjeu est alors, par l'usage de concepts nouveaux, d'approches et d'outils, de créer une acculturation, de permettre à d'autres disciplines que la pédologie de s'approprier le sol en tant qu'écosystème fonctionnel. Il est alors possible de se prendre à rêver à ce que serait la ville durable de demain si la qualité de ses sols était le fil conducteur de la stratégie de son développement.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier l'ADEME, la Région Grand-Est, l'INRAE et l'Université de Lorraine pour leur soutien dans les projets Destisol (convention de financement n°1372C0059 et n°1972C002), Destisol/AU (projet soutenu par INRAE, prématuration 2019-2020) et SUPRA (convention ADEME-Graine n°1772C0035). Notre reconnaissance va également à l'ensemble des partenaires de ces projets.

BIBLIOGRAPHIE

- ADEME, 2020 - Destisol - Les sols, une opportunité pour un aménagement durable : <https://www.ademe.fr/destisol-sols-opportunit-e-amenagement-urbain-durable>
- Adhikari K., Hartemink A.E., 2016 - Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma*, 262, pp. 101-111.
- Ajmone-Marsan F., Biasoli M., 2010 - Trace elements in soils of urban areas. *Water, Air & Soil, Pollution*, v.213, pp. 121-143.
- Ay J.-S., Pousse, N., Rigou L., Thannberger, L., 2020 - Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse et études de cas. *Etude et Gestion des Sols*, 27 (1), pp. 147-162.
- Baize D., Girard M. C., 2009 - Référentiel pédologique 2008. Editions Quae.
- Baumgartl Th., 1998 - Physical soil properties in specific fields of application especially in anthropogenic soils. *Soil & Tillage Research*, v.47, pp.51-59.
- Béchet B., Carré F., Florentin L., Leyval C., Montanarella L., Morel J.L., Raimbault G., Rodriguez F., Rossignol J.P., Schwartz C., 2009 - Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains, Sous les pavés la terre, Cheverry et Gascuel éd., Omniscience, Montreuil, pp. 45-74.
- Béchet B., Joimel S., Jean-Soro L., Hursthouse A., Agboola A., Leitão T.E., Costa H., Cameira M., Le Guern C., Schwartz C., Lebeau T., 2018 - Spatial variability of trace elements in allotment gardens of four European cities: assessments at city, garden and plot-scale. *Journal of Soils and Sediments*, DOI 10.1007/s11368-016-1515-1
- Blanchart A., Séré G., Chérel J., Stas M., Consalès J.N., Warot G., Schwartz C., 2017 - Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain - une revue. *Environnement Urbain / Urban Environment*, Volume 11. I 2017, mis en ligne le 12 juillet 2017, consulté le 25 août 2020. URL : <http://journals.openedition.org/eue/1809>
- Blanchart A., Séré G., Stas M., Consalès J.N., Morel J.L., Schwartz C., 2018 - Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning*, 176, pp. 1-9.
- Blanchart A., 2018 - Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnel. Thèse Université de Lorraine.
- Bolund P., Hunhammar S., 1999 - Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, v. 29, pp. 293-301.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007 - What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, v. 63, pp. 616-626.
- Cambou A., Shaw R. K., Huot H., Vidal-Beaudet L. Hunault G., Cannavo P., Nold F., Schwartz C., 2018 - Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of The Total Environment*, vol.644, pp. 452-464.
- Cambou A., Vidal-Beaudet L., Cannavo P., Schwartz C., 2020 - Stockage du carbone dans les sols urbains, bilan et perspectives. *Techniques de l'Ingénieur*, GE-1 072, 16 p.
- Cameron RWF., Blanusa T., Taylor J.E., Salisbury A., Halstead A.J., Henricot B., Thompson K., 2012 - The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 11, pp. 129-137.
- Chambers L.G., Chin Y.-P., Filippelli G.M., Gardner C.B., Herndon E.M., Long D.T., Lyons W.B., Macpherson G.L., McElmurry S.P., McLean C.E., Moore J., Moyer R.P., Neumann K., Nezat C.A., Soderberg K., Teutsch N., Widom E., 2016 - Developing the scientific framework for urban geochemistry. *Applied Geochemistry*, vol. 67, pp. 1-20.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1997 - The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253-260.
- Craul P.J., 1992 - Urban soil in landscape design, John Wiley & Sons.
- Davies Z.G., Edmondson J.L., Heinemeyer A., Leake J.R., Gaston K.J., 2011 - Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, pp. 1125-1134.
- de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. (2002). À typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v. 41, pp. 393-408.
- De Hollander A.E.M., Staatsen B.A.M., 2003 - Health, Environment and Quality of Life: An Epidemiological Perspective on Urban Development. *Landscape and Urban Planning*, vol. 65, pp. 53-62.
- De Kimpe C.R., Morel J.L., 2000 - Urban soil management: A growing concern. *Soil Science*, 165, pp. 31-40.
- Damas O., Coulon A., 2016 - Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine, Editions Le Moniteur, Antony, 336 p.
- Destisol/AU : <https://www.inrae.fr/actualites/Destisol%27AU>
- El Khalil H., Schwartz C., El Hamiani O., Kubiniok J., Morel J.L., Boularbah A., 2013 - Distribution of major elements and trace metals as indicators of technosolisation of urban and suburban soils. *Journal of Soils & Sediments*, v.13, pp.519-530.
- El Khalil H., Schwartz C., El Hamiani O., Kubiniok J., Morel J.L., Boularbah A., 2008 - Contribution of technic materials to the mobile fraction of metals in urban soils in Marrakech (Morocco). *Journal of Soils and Sediments*, 8, pp. 17-22.
- El Khalil H., Schwartz C., El Hamiani O., Sirguey C., Kubiniok J., Boularbah A., 2016 - How physical alteration of technic materials affects mobility and phytoavailability of metals in urban soils? *Chemosphere*, 152, pp. 407-414.

- Escobedo F. J., Kroeger T., Wagner J. E., 2011 - Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental pollution*, 159(8-9), pp. 2078-2087.
- Fisher B., Turner R.K., 2008 - Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, v. 141, pp. 1167-1169.
- Fisher B., Turner R. K., Morling P., 2009 - Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, v. 68, pp. 643-653.
- Fossey M., Angers D., Bustany C., Cudennec C., Durand P., Gascuel-Odoux C., Jaffrezic A., Pérès G., Besse C., Walter C., 2020 - À Framework to consider soil ecosystem services in territorial planning. *Frontiers in Environmental Science*, 8, pp. 28.
- Gomez-Baggethun E., Barton D.N., 2013 - Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, v.86, pp.235-245.
- Haines-Young R., Potschin M., 2011 - Common international classification of ecosystem services (CICES): 2011 Update. Nottingham: Report to the European Environmental Agency.
- Hulisz P., Charzynski P., Greinert A., 2018 - Urban soil resources of medium-sized cities in Poland: a comparative case study of Toruń and Zielona Góra. *Journal of Soils and Sediments*, v.18, pp.358-372.
- INSEE, 2016 - <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4277602?sommaire=4318291&q=population+urbaine>
- INSEE, 2019 - <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4252859>
- IUSS Working Group, 2014 - World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Jenerette G.D., Harlan S.L., Stefanov W.L., Martin C.A., 2011 - Ecosystem services and urban heat riskscape moderation: Water, green spaces, and social inequality in Phoenix, USA. *Ecological Applications*, v.21, pp. 2637-2651.
- Jim C.Y., Chen W.Y., 2009 - Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities*, v. 26, pp. 1887-194.
- Johnson C.C., Ander E.L., 2008 - Urban geochemical mapping studies: How and why we do them. *Environmental Geochemistry and Health*, v.30, pp.511.
- Joimel S., Cortet J., Jolivet C.C., Saby N.P.A., Chenot E.D., Branchu P., Consalès J.N., Lefort C., Morel J.L., Schwartz C., 2016 - Physico-Chemical Characteristics of Topsoil for Contrasted Forest, Agricultural, Urban and Industrial Land Uses in France. *Science of The Total Environment*, v. 545, pp. 40-47.
- Joimel S., Schwartz C., Hedde M., Kiyota S., Krogh P.H., Nahmani J., Pérès G., Cortet J., 2017 - Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality, *Science of the Total Environment*, v.584-585, pp.614-621.
- Lehmann I., Mathey J., Rossler S., Brauer A., Goldberg V., 2014 - Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services - Application to the analysis of micro-climatic effects. *Ecological Indicators*, v. 42, pp. 58-72.
- MEA, 2005 - Ecosystems and Human Well-being: Synthesis, Washington DC, Island press.
- Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., de Kimpe C., 2005 - Urban soils. In D. Hillel (ed.) *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Ltd., Academic Press, London, pp. 202-208.
- Morel J.L., Séré G., Auclerc A., Schwartz C., Leguedois S., Watteau F., 2014 - Les sols de l'environnement urbain: Caractéristiques, services et problèmes liés à leur étude. *Bulletin BGS*, pp.49-54.
- MUSE - Intégrer la multifonctionnalité des sols dans les documents d'urbanisme (2017-2020) : <https://www.cerema.fr/fr/actualites/projet-muse-integrer-multifonctionnalite-sols-documents>
- Nehls T., Rokia S., Mekiffer B., Schwartz C., Wessolek G., 2013 - Contribution of bricks to urban soil properties. *Journal of Soils and Sediments*, 13, pp. 575 - 584.
- Nielsen T.S., Hansen K.B., 2007 - Do green areas affect health? Results from Danish survey on the use of green areas and health indicators. *Health Place*, vol. 13, n° 4, pp. 839-850.
- Norman L.M., Villarreal M.L., Lara-Valencia F., Yuan YP., Nie W.M., Wilson S., Amaya G., & Sleeter R., 2012 - Mapping socio-environmentally vulnerable populations access and exposure to ecosystem services at the U.S.-Mexico borderlands. *Applied Geography*, v. 34, pp. 413-424.
- ONU, Department of Economic and Social Affairs, 2014 - World urbanization prospects: the 2014 Revision: Highlights, 978-92-1-151517-6.
- Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D. J., 2006 - Carbon Storage by Urban Soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, pp. 1566-1575.
- Robert S., 2012 - UQUALISOL-ZU. Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine. <https://www.ademe.fr/uqualisol-zu-preconisation-dutilisation-sols-qualite-sols-zone-urbaine-peri-urbaine>
- Schleuß U., Wu Q., Blume H.P., 1998 - Variability of soils in urban and periurban areas in northern Germany. *Catena*, 33, pp. 255-270.
- Schwartz C., Gérard E., Perronnet K., Morel J.L., 2001 - Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Science of the Total Environment* v.279, p. 215-221.
- Schwartz C., Séré G., Stas M., Blanchart A., Morel J.L., Consalès J.-N., 2015 - Quelle ressource Sol dans les villes pour quels services et quels aménagements? *Innovations Agronomiques*, 45, pp. 1-11.
- Sobocka J., 2010 - Specifics of urban soils (Technosols) survey and mapping, WCSS Brisbane
- Stroganova M., Miagkova A., Prokofieva T., Skvortsova I., 1998 - Soils of Moscow and urban environment. Ed. PAIMS, Moscou, 178 p.
- SUPRA - Sols Urbains et Projets d'Aménagement : de l'échantillonnage des sols à l'outil d'aide à la décision (2017-2020) : <https://urbasol.agrocampus-ouest.fr/fr/projets>
- UQUALISOL-ZU -Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine (2010-2012) : <https://www.ademe.fr/uqualisol-zu-preconisation-dutilisation-sols-qualite-sols-zone-urbaine-peri-urbaine>
- Van Kamp I., Leidelmeijer K., Marsman G., de Hollander A., Vauramo S., 2011 - Urban ecosystem services at the plant-soil interface. Department of Environmental Science. Faculty of biological and environmental science. University of Helsinki. Finland, 28 p.
- Wallace K.J., 2007 - Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, v. 139, pp. 235-246.
- Walter C., Bispo A., Langlais A., Schwartz C., Chenu C., 2015 - Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation. *Cahier - Club Demeter*, 15, pp. 51-68.

Sensibiliser les acteurs de l'aménagement à l'importance des fonctions du sol et des services rendus lors de projets de reconversion de friches urbaines : Retour d'expérience en métropole lilloise

D. Monfort^(1*), E. Limasset⁽¹⁾, J.-R. Mossman⁽²⁾, Ch. Lafeuille⁽³⁾ et L. Demeyer⁽³⁾

1) BRGM DEPA, 3 avenue C. Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2, France.

2) BRGM DAT Hauts-de-France, 2 rue des Peupliers, 59810 Lesquin, France.

3) Métropole Européenne de Lille (MEL), 1 rue du Ballon, 59800 Lille, France.

* Auteur correspondant : D.monfortcliment@brgm.fr

RÉSUMÉ

Le foncier est souvent considéré comme un bien indéfiniment renouvelable, au détriment du sol, qui lui, ne l'est pas. Les collectivités françaises s'intéressent ainsi de plus en plus à la qualité des sols de leur territoire, notamment aux fonctions des sols et les services associés rendus à l'homme et ce même dans des contextes fortement urbanisés. La Métropole Européenne de Lille (MEL) et le Bureau des Recherches Géologiques et Minières (BRGM) ont travaillé ensemble sur plusieurs illustrations génériques de ces concepts adaptés au milieu urbain avec des sols dégradés. Dans un premier temps, une revue a été réalisée sur les concepts de fonctions des sols et de services écosystémiques, et les cadres conceptuels proposés pour les évaluer dont celui de l'Évaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques dite EFES (MEEM et FRB, 2017). S'inspirant de cette revue, une classification de fonctions et services adaptés les plus appropriés au territoire de la MEL est proposée. Un cadre conceptuel est également développé pour permettre aux agents de l'urbanisme de la MEL d'identifier à l'échelle d'une parcelle via une analyse documentaire et une visite de site, les fonctions des sols qui sont présentes ou qui pourraient se développer ainsi que les services générés associés. Le cadre conceptuel encourage une démarche de comparaison entre « l'état zéro » de la parcelle, et « son état reconverti », c'est-à-dire son usage pressenti. La démarche permet d'identifier les nouveaux services qu'un changement d'usage générerait mais également d'identifier la perte ou la dégradation de services. Pour appuyer la visite de site et la consultation documentaire, une grille de repérage est proposée. La démarche proposée a été testée sur deux parcelles de

Comment citer cet article :

Monfort D., Limasset E., Mossman J.-R., Lafeuille Ch. et Demeyer L., 2020 - Sensibiliser les acteurs de l'aménagement à l'importance des fonctions du sol et des services rendus lors de projets de reconversion de friches urbaines : retour d'expérience en métropole lilloise *Etude et Gestion des Sols*, 27, 377-392

Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

friches de l'agglomération lilloise avec des scénarios hypothétiques de reconversion. On constate que chaque scénario de conversion permet une amélioration globale des services générés quelle que soit la parcelle, mais les fonctions à rétablir pour atteindre les objectifs de reconversion visés et les efforts à faire (travaux, apports exogènes, investissements) ne sont pas les mêmes. La démarche qualitative proposée rencontre toutefois des nombreuses limites lorsqu'il s'agit de comparer des solutions mais elle permet une appropriation du sujet par des équipes (services urbanisme) qui n'avaient pas cette expertise sur la multifonctionnalité des sols.

Mots-clés

Services écosystémiques, fonctions du sol, reconversion de friches, sites et sols pollués, aménagement, Métropole Européenne Lilloise (MEL).

SUMMARY

RAISING AWARENESS OF STAKEHOLDERS INVOLVED IN URBAN DEVELOPMENT ON THE IMPORTANCE OF SOIL FUNCTIONS AND ASSOCIATED SERVICES IN THE CONTEXT OF URBAN BROWNFIELDS REHABILITATIONS:

Feedback from Lille metropolis experience

Land is often considered an indefinitely renewable property, to the detriment of the underlying soil, which is not a renewable resource. French local authorities are more and more interested in the soil quality within their territory, in particular soil functions and associated services to humans, even in highly urbanised contexts.

The Métropole Européenne de Lille (MEL) and the Bureau des Recherches Géologiques et Minières (BRGM) worked together on several generic illustrations using these concepts in the context of degraded soils in urban areas.

First of all, a review on the concepts of soil functions and of ecosystem services is conducted. The review also looks into existing conceptual frameworks developed so far for the evaluation of soil functions and related services, including the French Framework called EFES (Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques, MEEM and FRB, 2017). Based on this review, a classification of functions and related services that were the most appropriate to the MEL territory is proposed. A conceptual framework is also being developed. It helps to identify and assess at site level, with desktop studies and site visit, soil functions that are already present or that could be developed and their associated services. This conceptual framework encourages a comparison between an "initial state" for a specific site and its "converted state", i.e. its intended use. The approach allows the identification of any new services that a change in use would generate, but also the loss or degradation of services. To support the site visit and the desktop study, a "checklist matrix" is proposed. The proposed approach has been tested on two brownfield sites within the Lille metropolitan area using hypothetical rehabilitation scenario for each of the sites. We see that each scenario allows for an overall improvement in the services regardless of the site being looked at, but the functions to be restored and the efforts to do so are not the same (works, exogenous contributions, investments). However, this qualitative approach has many limitations when it comes to comparing solutions. However, it helps planning department teams assimilate the subject, especially those who do not have prior knowledge on soil multifunctionality.

Key-words

Ecosystem services, soil functions, brownfields requalification, contaminated land, urban development, Métropole Européenne Lilloise (MEL)

RESUMEN

SENSIBILIZAR A LOS ACTORES DEL DESARROLLO URBANO SOBRE LA IMPORTANCIA DE LAS FUNCIONES DEL SUELO Y LOS SERVICIOS PRESTADOS EN PROYECTOS DE RECONVERSIÓN DE TERRENOS BALDÍO:

Experiencia en el area urbana de Lille

La propiedad a menudo se percibe como un recurso renovable indefinidamente, en detrimento del suelo, que no lo es. Las administraciones y territorios franceses están cada vez más interesados en la calidad de los suelos de su territorio, en particular las funciones del suelo y los servicios asociados prestados a la sociedad, incluso en contextos muy urbanizados. Como parte de un acuerdo de I+D, la área metropolitana de Lille y el BRGM (servicio geológico nacional) trabajaron juntos en varios ejemplos genéricos de estos conceptos adaptados al entorno urbano. En un primer momento se realizó un estado del arte de los conceptos de funciones del suelo y servicios ecosistémicos dentro del marco del programa francés de evaluación de éstos, EFES (MEEM y FRB 2017). Inspirados por este estado del arte, se propuso una clasificación de funciones y servicios adaptada al contexto urbano de Lille. También se propuso un marco conceptual que permite, a la escala de una parcela, identificar y apreciar las funciones del suelo que habría que re-movilizar en el marco de una reconversión urbana sin recurrir a diagnósticos más aprofundados. Este marco conceptual consiste en comparar entre "estado inicial" y "estado después reconversión", es decir, el estado necesario para un uso del suelo deseado. Así mismo también se identifican los nuevos servicios creados y aquellos que se degradarían o se

perderían definitivamente. Esta metodología pasa por dos etapas: 1) visita de la parcela y análisis documental para identificar las funciones/servicios existentes y 2) identificación y evaluación cualitativa de las funciones y servicios movilizados (estado inicial y estado reconvertido). Para apoyar la visita de campo, una checklist de las principales informaciones a retener se ha desarrollado. La metodología se probó en dos parcelas baldías y degradadas de la área metropolitana de Lille con escenarios hipotéticos de reconversión. Para cada escenario se constata una mejora en términos de servicios pero las funciones a restaurar y los esfuerzos logísticos y económicos (aporte de suelos exteriores, obras, inversión) para hacerlo no serían los mismos. Sin embargo con esta evaluación cualitativa se encuentran varios límites cuando hay que comparar soluciones, pero permite una apropiación por parte de los técnicos del servicio del urbanismo que no disponían de tal bagaje sobre la multifuncionalidad de los suelos.

Palabras clave

Servicios ecosistémicos, funciones del suelo, suelos contaminados, urbanismo, Métropole Européenne Lilloise (MEL)

INTRODUCTION : Une demande sociétale pour une meilleure prise en compte des sols dans l'aménagement urbain

Le foncier est souvent considéré comme un bien indéfiniment renouvelable, au détriment du sol, qui lui, ne l'est pas (Jouve et Vianey 2012). Définir le foncier par rapport au sol reste complexe et multidisciplinaire comme l'expose Joseph Comby (Comby, 2018) : « le foncier c'est le terrain », tandis que tous les dictionnaires définissent le foncier par son étymologie, comme étant « ce qui a rapport à un fonds de terre ». L'expertise collective autour du sujet foncier fait appel généralement à des sociologues, des économistes, des historiens, des politologues et des géographes et paradoxalement interviennent très peu les sciences du sol et du sous-sol : la pédologie et la géologie.

En France, il n'existe pas à l'heure actuelle de législation unifiée sur les sols. En effet, les cadres législatifs sont plutôt bâtis autour des usages (agriculture, aménagement urbain, exploitation industrielle, etc.) ou autour de quelques lois globales pour la protection de l'environnement (risques naturels et eau principalement). Les collectivités approchent donc le sol par le prisme des lois et règlements se rapportant à la protection de l'environnement, notamment l'eau et la biodiversité, à la santé *via* les risques liés à la pollution des sols. Les mesures, qui se concrétisent souvent par des restrictions d'usage, sont insérées dans les documents de planification desquels découle une stratégie foncière visant à la mise en œuvre du projet de territoire. Selon Blanchart (2018) : « compte tenu des enjeux économiques, sociaux et sanitaires majeurs, l'être humain est habitué à intervenir, parfois de manière intense, sur la couverture pédologique, en particulier à l'échelle du site à aménager, afin de rendre compatibles les propriétés du sol avec les usages attendus ». Ainsi la plupart des urbanistes et aménageurs consi-

dèrent le sol principalement au travers de sa dimension foncière et de ses capacités à accueillir des aménagements et des constructions. Il en résulte que la stratégie foncière des villes françaises est encore trop souvent approchée du seul point de vue de l'immobilier et ne considère le sol que comme un bien économique remplaçable et un support du développement des activités urbaines. Or, le sol et le sous-sol au sein d'écosystèmes bien définis (MEEM et FRB, 2017), ont la capacité d'assurer de nombreuses fonctions ; par exemple habitat des espèces, support pour la végétation, infiltration des eaux, réservoir de ressources (eau, matières minérales...), etc. (Blanchart, 2018 ; EC DG ENV, 2018). Ces fonctions, lorsqu'elles sont rendues par les sols, peuvent permettre de rendre des services à la société tels que la nourrir, lui permettre de se déplacer, la préserver des inondations ou des sécheresses, la rafraîchir, lui fournir de l'énergie pour se chauffer, travailler ou créer, s'instruire et s'éduquer sur son passé... On entend ici par sol comme le propose l'Association Française d'Étude des Sols (AFES, 2018), « le 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 pédogenèse » ; et par sous-sol on entend l'ensemble des formations géologiques sous-jacentes.

La protection de la biodiversité consacrée par la loi OI n° 2016-1087 du 8 août 2016 (loi biodiversité, 2016) pour la reconquête de la biodiversité de la nature et des paysages apporte une nouvelle dimension à la prise en compte du sol par le champ foncier. Face au déclin massif de la biodiversité constaté ces dernières années, l'artificialisation des terres joue un rôle essentiel dans ce phénomène (constructions, infrastructures routières, parkings, etc.) entraînant la destruction d'habitats naturels et de continuités écologiques (France Stratégie, 2019). Néanmoins, la définition de sol artificialisé actuellement utilisée pour construire

des indicateurs nationaux ou européens (par exemple, Corine Land Cover qui considère comme artificialisé tout sol au sein d'une parcelle en milieu urbain) est piégeuse car elle peut cacher des sols d'une grande qualité pédologique dans des jardins urbains par exemple. Béchet *et al.* (2017) mettent en avant que c'est l'imperméabilisation des sols qui est le mécanisme le plus dommageable pour toutes les fonctions du sol, biologiques, chimiques ou hydrologiques. L'urbanisation et plus largement l'aménagement de l'espace sont clairement identifiés comme les causes de cette disparition. Aujourd'hui, plusieurs projets et initiatives nationales et internationales semblent également indiquer une prise de conscience des rôles du sol en ville, d'abord du monde académique et de certaines parties prenantes. On citera par exemple les projets de recherche nationaux DESTI-SOL (Lothodé *et al.*, 2020), SUPRA (Séré *et al.*, 2018) ou MUSE (coordonné par le CEREMA) qui ont l'objectif d'outiller les collectivités et aménageurs pour prendre en compte les fonctions du sol dans les documents d'urbanisme et dans les projets d'aménagement ou le projet européen MAES (EC DG ENV 2019). De plus, on peut citer les très nombreuses études récentes autour de la définition et la mesure de l'artificialisation des sols, notamment commanditées par l'état (Béchet *et al.*, 2017).

Aujourd'hui, pour bénéficier à la fois d'un cadre de vie plus agréable, d'aménités et d'équipements urbains, mais aussi pour recréer une certaine mixité sociale, les politiques urbaines tendent vers une densification des espaces déjà urbanisés, tout en essayant de réintroduire la nature en ville. En effet, le plan biodiversité de 2018 (MTES, 2018) recommande de ralentir l'artificialisation et prévoit d'atteindre à terme l'objectif de « zéro artificialisation nette » (MTES, 2018). On observe que les attentes de la société se font plus complexes dans ce contexte, recherchant des formules permettant de bénéficier à la fois des avantages d'une vie « à la campagne » et de ceux d'une vie en milieu urbain. Il ne s'agit plus simplement de disposer de surfaces d'habitation, mais également d'un cadre plus aéré. Le confinement associé à la crise sanitaire du COVID-19 n'a fait que confirmer ce besoin (Muller *et al.*, 2020). Et cette tendance pourrait se renforcer dans l'avenir, avec la quête de circuits d'approvisionnement de plus en plus courts, cherchant à privilégier ou à introduire une agriculture péri-urbaine, voire urbaine, en plus des objectifs des territoires dans le cadre de la transition énergétique (production d'énergie décentralisée par exemple). Ces évolutions, attendues dans un contexte de limitation de l'étalement urbain, reposeraient sur la mobilisation de fonctions ou services supplémentaires associés aux sols urbains. Certaines fonctions ont pu disparaître ou nécessitent des moyens techniques pour les restaurer (Taugourdeau *et al.*, 2020), par exemple, la fertilité, qui contribue au service d'approvisionnement en nourriture. Comme le souligne l'EFESE¹ (MEEM et FRB, 2017), « les poli-

tiques de densification de la ville, apportées en réponse à la consommation des sols, sont mises à l'épreuve par cette vision de ville verte, vivable et respirable pour les citoyens, vivante pour la biodiversité et économiquement attractive » (CGDD, 2018). L'artificialisation des sols, si elle a tendance à ralentir ces dernières années, se poursuit néanmoins. Béchet *et al.* (2017) recensent plusieurs estimations de l'artificialisation des sols en France où l'on observe ce phénomène, 33 000 ha.an⁻¹ artificialisées entre 2000 et 2006 et 16 000 ha.an⁻¹ entre 2006 et 2012.

C'est dans ce contexte que certaines collectivités françaises dont la Métropole Européenne de Lille (MEL) font évoluer l'intérêt qu'elles portent à la qualité des sols de leur territoire. Cette nouvelle tentative d'approcher le sol vise à établir de la manière la plus exhaustive possible, un lien entre problématique foncière et les fonctions des sols et les services associés rendus à l'homme, en allant au-delà d'une réponse à une obligation réglementaire. Sur le territoire de Lille Métropole, l'artificialisation des sols est estimée à 264 ha.an⁻¹ en moyenne pour la période de 2001 à 2013.

SENSIBILISER LES ACTEURS AUX FONCTIONS DES SOLS ET AUX SERVICES RENDUS : un objectif de la Métropole Européenne de Lille (MEL)

La direction Stratégie et Opérations Foncières, de la Métropole Européenne de Lille (MEL) souhaite sensibiliser les acteurs publics et privés de son territoire sur l'importance de la prise en compte des fonctions du sol, plus particulièrement sur les services rendus par les sols, le plus en amont possible lors de projets de réaménagement pour anticiper la réponse à des obligations réglementaires d'une part, et intégrer les fonctions et services identifiés aux études d'aménagement et d'urbanisme, d'autre part. Dans le cadre d'une convention de recherche, la MEL et le Bureau des Recherches Géologiques et Minières (BRGM) ont travaillé ensemble sur plusieurs illustrations génériques de ces concepts adaptés au milieu urbain dégradé à destination des agents de la MEL mais aussi des acteurs du territoire de Lille (Monfort *et al.*, 2019). L'idée était d'aider les acteurs de la ville à s'approprier ces nouvelles approches, en proposant une démarche pour identifier et qualifier les fonctions et services mobilisés pour en tenir compte dans les politiques d'urbanisme. La commande était de produire une démarche simple, globale et accessible à tous. Dans un premier temps, une revue a été réalisée sur les concepts des fonctions des sols et des services écosystémiques (SE), ainsi que les cadres conceptuels proposés en R&D pour les évaluer. Une attention particulière a été portée aux réflexions apportées par l'EFESE (MEEM et FRB, 2017). S'inspirant de cette revue, un récapitulatif des concepts clés les plus appropriés au territoire de la MEL a été proposé, notamment avec une classification *ad hoc* de fonctions et services.

¹ EFESSE : Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques

REVUE DE LITTÉRATURE ET ADAPTATION DES CONCEPTS AU TERRITOIRE DE LA MEL

Notions de fonctions écologiques et liens avec le sol et le sous-sol

Selon l'EFESE (MEEM et FRB, 2017), les fonctions écologiques correspondent à des phénomènes propres à l'écosystème qui résultent de la combinaison de l'état des écosystèmes, des structures et des processus écologiques et qui se déroulent avec ou sans la présence de l'homme. Trois grandes catégories de fonctions sont généralement distinguées (Baptist *et al.*, 2018) :

- Les fonctions hydrogéomorphologiques : elles comprennent l'ensemble des fonctions liées au cycle de l'eau (rétention, infiltration de l'eau/recharge de nappes, ralentissement du ruissellement, stabilisation des sols contre l'érosion) ;
- Les fonctions biogéochimiques : ensemble des fonctions épuratoires (recyclage et rétention de la matière organique, élimination de polluants, rétention de particules), mais aussi la séquestration du carbone, la fertilité ;
- Les fonctions biologiques : elles comprennent les fonctions supports d'habitats et la connectivité écologique.

Dans le cadre de ce projet, il est proposé d'avoir recours à une classification des fonctions selon 4 grandes catégories (tableau 1), inspirée par des classifications des fonctions écologiques (par ex. celle de Baptist *et al.*, 2018) et celle des services du sous-sol de Cleen *et al.* (2016). La quatrième catégorie (fonctions géotechniques) n'est pas une fonction écologique *stricto sensu* mais il est proposé de la prendre en compte dans le contexte de réaménagement urbain où la géologie du sous-sol va jouer un rôle. On peut alors parler de fonctions du sous-sol géotechniques ou support des activités humaines.

Notions de services écosystémiques et lien avec le sol et le sous – sol

Les services écosystémiques (SE) sont reconnus comme les bénéfices que les individus obtiennent directement ou indirectement à partir des écosystèmes et leurs fonctions (Constanza *et al.*, 1997 ; MEA 2005 ; Baptist *et al.*, 2018). Pour l'EFESE, le fonctionnement des écosystèmes permet aux sociétés humaines d'en retirer un ensemble d'avantages sous la forme de biens et de SE (MEEM et FRB, 2017). Communément admise, cette définition des SE est volontairement anthropocentrée : elle place l'homme au centre de l'analyse et considère qu'un SE existe dès lors qu'il est utile à l'homme. Si elle favorise une prise de conscience de la contribution des écosystèmes à l'économie et aux sociétés humaines, cette vision utilitariste est toutefois critiquée par certains auteurs (Dufour *et al.*, 2016) qui lui reprochent d'évacuer de fait les contributions sans intérêts pour l'homme, notamment les contributions fonctionnelles des écosystèmes qui profitent pourtant aux systèmes naturels. Il est à noter que l'EFESE définit un « écosystème urbain » comme un « méta-écosystème composé d'une juxtaposition d'écosystèmes élémentaires sur un territoire urbain défini administrativement ». Le bâti et l'humain n'en font pas partie. *A contrario*, l'UICN² (2013) le définit comme « l'ensemble des zones où des constructions humaines ont été réalisées et où la surface de ces infrastructures est supérieure à celle des zones naturelles présentes dans le périmètre ». De plus, pour l'EFESE (MEEM et FRB, 2017), il convient de noter que les écosystèmes ne sont pas uniquement sources d'avantages pour les sociétés humaines à travers la production de biens et de services, ils peuvent également être à l'origine de contraintes : présence de pathogènes, de ravageurs des cultures, d'espèces exotiques envahissantes, lixiviation des polluants retenus dans le sol, etc. Tout comme un SE est défini en rapport à des bénéficiaires, une contrainte est contingente à un ensemble d'acteurs. Cependant l'EFESE ne retient pas la notion de « disservice » dans son approche globale.

2 UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

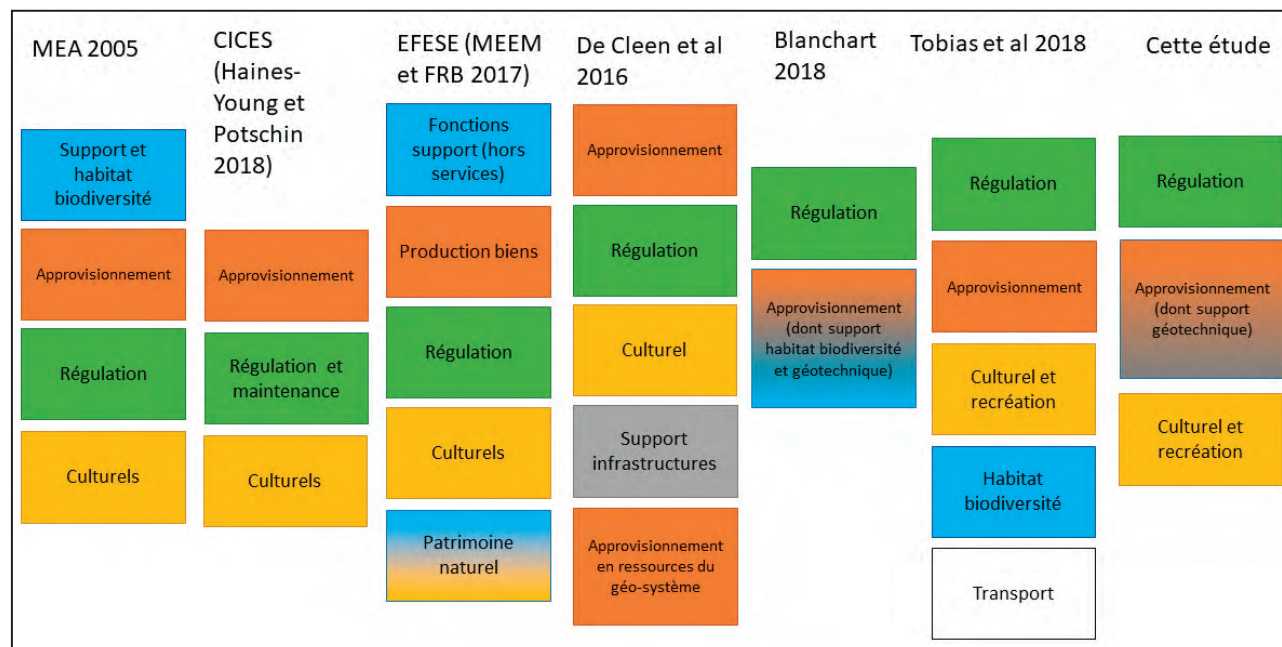
Tableau 1 - Les 4 catégories de fonctions liées au sol et au sous-sol en milieu urbain proposées dans le cadre de ce projet.

Table 1 - Four categories of urban soil functions proposed in the framework of this project.

Fonctions hydro-géo-morphologiques	Fonctions biogéochimiques	Fonctions biologiques	Fonctions géotechniques
Infiltration et rétention de l'eau	Séquestration du carbone	Habitat	Support physique bâtiments et infrastructures
Stabilisation contre l'érosion	Recyclage et rétention de la matière organique	Connectivité écologique	
Ralentissement de l'écoulement	Rétention et fourniture des nutriments (fertilité)		
	Rétention, stabilisation ou dégradation de polluants		

Figure 1 - Synthèse des grandes catégories de services écosystémiques issues de plusieurs travaux. En orange les services d'approvisionnement, en vert les services de régulation, en jaune les services culturels, en gris les services de support d'infrastructures et en bleu les fonctions/services de support.

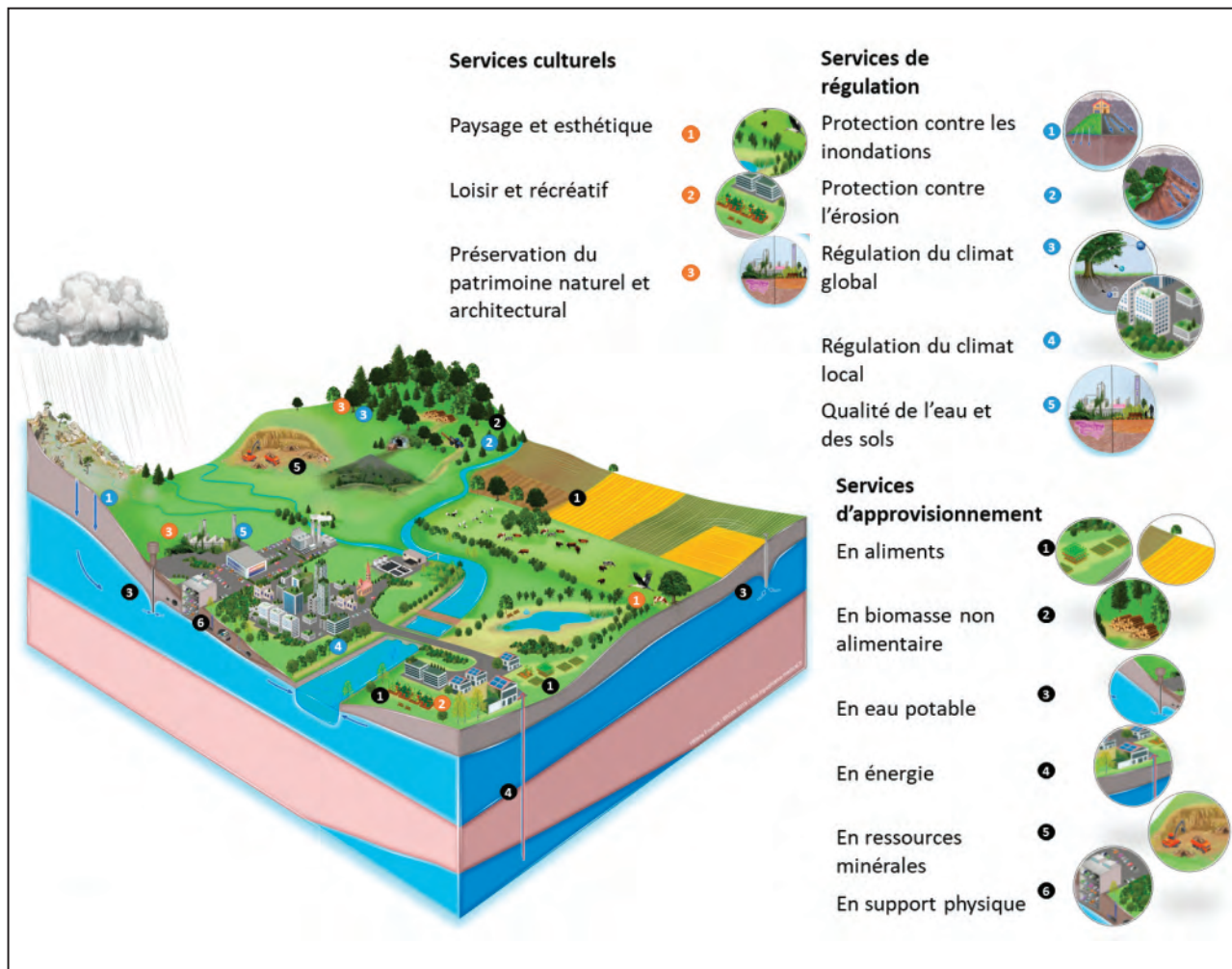
Figure 1- Summary of the major categories of ecosystem services resulting from several works. in orange supply services, in green regulation services, in yellow cultural services, in gray infrastructure support services and in blue support functions / services.



Les grandes familles de services recensées lors de la revue du projet sont illustrées en *figure 1*. On observe que les services d'approvisionnement et régulation sont repris par tous les auteurs, même si certains en font des distinctions ou des fusions. Les auteurs de l'approche DESTISOL (Blanchart, 2018 ; Lothodé et al., 2020) proposent de ne pas inclure une catégorie « services culturels » pour les sols en contexte urbain car ils considèrent ne pas pouvoir évaluer ce service uniquement avec le compartiment sol sans intégrer la végétation et le paysage. En effet, un bon nombre de services ne sont pas spécifiques au sol, ils s'évaluent avec ce qu'ils supportent (végétation, infrastructures...). Le sol est malgré tout indispensable. L'EFESE distingue le « patrimoine naturel » qui se caractérise par un non-usage (identification, legs, altruisme). La synthèse en *figure 1* illustre par ailleurs que le service altruiste de patrimoine naturel mis en avant par l'EFESE n'est pas très éloigné de la catégorie « habitat pour la biodiversité » considéré par d'autres auteurs (Blanchart, 2018 ; Tobias et al., 2017 ; MEA, 2005). Le support physique des activités et infrastructures (lié au sous-sol) est explicitement identifié par de Cleen et al. (2016) comme une catégorie à part et pour Blanchart (2018), le support physique lié au sous-sol entre dans l'approvisionnement. La synthèse montre bien le caractère évolutif et ouvert des classifications de SE qui permet aux auteurs de l'adapter par rapport à l'objet d'étude.

Ainsi les services type qui sont déjà mobilisés ou attendus potentiellement à terme sur le territoire de la MEL sont illustrés par la *figure 2* et repris plus loin dans le *tableau 2*. Ces services types concernant le sol et le sous-sol sont classés selon trois grandes catégories : les services de régulation, les services d'approvisionnement et les services culturels et récréatifs (*figure 1*). Cette classification se distingue légèrement des autres classifications. Elle est adaptée aux sols urbains et aux services les plus importants qui peuvent en être attendus sur le territoire de la MEL en appui à sa stratégie foncière. Les services « support de biodiversité » sont considérés comme des fonctions et n'apparaissent pas dans cette classification comme il est proposé aussi par l'EFESE. Le support physique de bâtiments et infrastructures qui n'est pas proposé par la classification CICES comme un service (Haines-Young et Potschin, 2018) et certains auteurs qui le traitent comme une catégorie à part est proposé ici dans la catégorie des services d'approvisionnement, comme le fait aussi Blanchart (2018).

Cette classification et les services attendus sont proposés comme un premier périmètre d'analyse de services produits par des écosystèmes et en lien avec le sol et le sous-sol dans un milieu urbain comme celui de la MEL. Une telle classification ne s'appliquerait pas sur des villes littorales qui peuvent avoir d'autres services en lien avec le milieu marin.

Figure 2 - Les 3 catégories de services rendus par le sol et le sous-sol en milieu urbain, proposés dans le cadre du projet.**Figure 2** - Categories of services provided by soil and underground in urban areas, proposed in the framework of the project.

Notions de bénéficiaires de services – quels liens avec la collectivité ?

La notion de SE doit être nécessairement associée à la notion de bénéficiaires de ces services. Cette notion est importante lorsqu'on va identifier des familles de bénéficiaires pour une reconversion d'un site (tableau 2) que l'on peut associer à des échelles géographiques, qui vont du très local et proche au site à l'échelle globale. Ainsi on peut dénombrer les groupes suivants :

- Les exploitants ou occupants des parcelles : par exemple des agriculteurs qui produisent de la biomasse alimentaire.
- Les consommateurs des biens produits dès lors qu'on parle des services d'approvisionnement.
- Les riverains, qui s'intéressent à leur cadre de vie et donc aux services associés à ce cadre. Ils peuvent bénéficier de

certains services de par leur proximité. Des visiteurs occasionnels ou des touristes peuvent être considérés comme bénéficiaires potentiels des services dont bénéficient les riverains.

- La collectivité, en tant que garante d'une série de services publics s'intéresse plus particulièrement aux services de régulation. Par exemple, une collectivité doit assurer la gestion des eaux pluviales qui est associée en partie au service de régulation du cycle de l'eau.
- La société ou le monde dans son ensemble sont considérés comme bénéficiaire de « services dont le bénéfice est global ». Par exemple, le stockage de carbone dans les sols et la lutte contre le changement climatique bénéficient théoriquement à l'ensemble de la société.

Tableau 2 - services rendus en lien avec les sols proposés pour l'étude et familles de bénéficiaires.**Table 2** - Proposed list of services provided by soils and families of beneficiaries.

Famille de services	Services	Principaux groupes de bénéficiaires
Services de régulation	Protection contre les inondations	Riverains et collectivité
	Protection contre l'érosion	
	Régulation du climat local	Riverains et collectivité
	Régulation du climat global	Monde
	Qualité de l'eau et des sols	Exploitant, riverains et collectivité
Services d'approvisionnement	En aliments	Exploitants et consommateurs selon bassin de consommation
	En biomasse non alimentaire (bois, chauffage, textile)	Exploitants et consommateurs selon bassin de consommation
	Stock et approvisionnement d'eau potable	Exploitants, riverains et collectivité
	En énergie (hors biomasse)	Exploitants et consommateurs
	Support physique bâtiment et infrastructures	Exploitants ou occupants
Services culturels	Paysage et esthétique	Riverains et visiteurs
	Loisir et récréatif	Exploitants, riverains et visiteurs
	Préservation patrimoine naturel et architectural	Riverains, visiteurs, collectivité et monde

PROPOSITION D'UNE DÉMARCHE POUR L'IDENTIFICATION DES FONCTIONS ET UNE PREMIÈRE ÉVALUATION DES SE MOBILISÉS LORS DE LA RECONVERSION D'UNE FRICHE

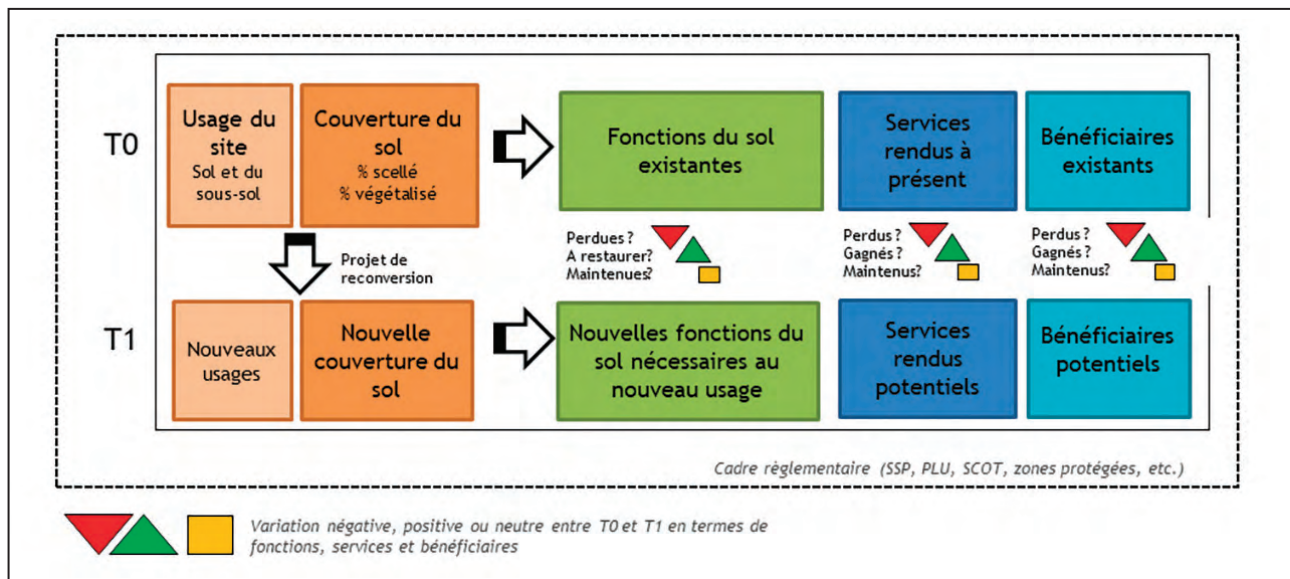
Plusieurs auteurs proposent ou tentent de développer des méthodes d'évaluation des SE en contexte urbain. Certains proposent, en s'appuyant sur le concept des SE, des évaluations pour approcher l'état du milieu à un instant donné. D'autres proposent des approches pour évaluer voire mesurer le potentiel de reconversion d'une friche de grande étendue, et d'autres cherchent à évaluer et comparer plusieurs options techniques au sein d'outils intégrés. Comme il a été mis en avant précédemment, les SE liés aux sols dépendent de l'état des fonctions écologiques des sols, et seront très dépendants de la couverture et de l'usage des sols. En conséquence, dans la littérature, on observe des évaluations sous forme de matrices à double entrée « usages (du sol) *versus* services attendus » ou parfois « fonctions (liées au sol) *versus* services associés ». Morel *et al.* (2015) proposent une grille d'évaluation semi-quantitative des SE en milieu urbain pour 4 types de couvertures du sol : un sol scellé, une décharge, un sol végétalisé construit et un sol végétalisé pseudo-naturel. L'évaluation se fait selon une échelle entre 0 (service nul pour un usage du sol donné) et +++ (service très mobilisé pour un usage donné). Cette grille est une des premières bases de travail pour une hiérarchisation des services selon des

usages. Le projet DESTISOL (Blanchart, 2018) propose une méthodologie avec un calcul d'indicateurs qui cherche à trouver des solutions en aménagement qui maximisent l'obtention de services. En Flandres, le projet « Nature Value Explorer » (Vito, 2020) propose un outil d'évaluation qualitative, quantitative et monétaire des bénéfices de plusieurs solutions de conversion écologique de sites basé sur une série de bases de données cartographiques d'occupation et usages du sol.

Dans le cadre du travail avec la MEL, une approche simplifiée d'identification et d'appréciation des fonctions écologiques liées au sols et services rendus associés a été proposée. Elle se veut complémentaire aux travaux français et européens qui traitent de ce sujet en milieu urbain. La mise en place d'outils numériques ou cartographiques pour évaluer les services mobilisés peut donner l'impression de complexité pour les parties prenantes de la ville et être coûteuse à mettre en place. Ainsi, la démarche proposée encourage l'appréhension des fonctions et des services rendus par le sol d'une manière très intuitive et qualitative. Elle repose sur un cadre conceptuel visant à caractériser à l'échelle d'une parcelle, de manière qualitative, les fonctions des sols qui sont existantes ou qui devraient être restaurées pour atteindre l'objectif de reconversion visé et les services associés (figure 3). Le cadre conceptuel encourage une démarche de comparaison entre « l'état zéro » d'une parcelle, et « son état reconverti ». Pour un usage pressenti, s'identifient les services qui seraient maintenus, générés ou perdus par le sol en cas de changement d'usage du site et de couverture de sol. La comparaison en termes de fonctions fait appel aux efforts à fournir (en termes de chantier, perméabili-

Figure 3 - cadre conceptuel pour identifier à l'échelle d'une parcelle, les fonctions des sols existantes ou à restaurer et les services associés. Les triangles représentent le delta, c'est-à-dire, le gain ou la perte.

Figure 3 - Conceptual framework for identifying at the scale of a plot, the existing soil functions or functions to be restored soils and the associated services. triangles represent delta, which is, gain or loss.



sation, fonctionnalisation des sols, apports des terres, conditionnement géotechnique, etc.). Logiquement toute reconversion de site cherche une amélioration des services rendus et du nombre de bénéficiaires. Les fonctions peuvent être considérées comme les moyens et les potentialités que le sol donne à la société pour y arriver.

L'approche recommande deux étapes à suivre pour une première appréciation des fonctions du sol et des services associés, en appui à la stratégie foncière de la MEL : 1) visite de la parcelle concernée et reconnaissance documentaire pour une première identification des fonctions du sol (plus le sous-sol par l'analyse documentaire) et 2) une appréciation qualitative globale des fonctions du sol et des services pour l'état actuel de la parcelle et un état reconverti hypothétique. Pour appuyer la visite de site et la consultation documentaire, une grille de repérage est proposée. C'est principalement une checklist de questions à se poser pour les agents de la MEL ou les acteurs du territoire, pour identifier les fonctions à l'état présent d'une parcelle et les services qui peuvent y être associés (tableau 3). Les éléments de cette grille servent à la fois à décrire la couverture du sol, l'usage, les fonctions du sol présentes et les services qui sont rendus. Ces éléments correspondent à des grandes catégories d'items les plus factuels possibles et parlants pour des agents peu initiés d'une collectivité. Une information repérée par une analyse documentaire ou *in situ* donne des renseignements à la fois de l'état des fonctions et des services rendus. Ainsi une information sur un taux de sols scellés est avant tout une information sur le type de couverture du sol,

mais également sur les fonctions hydro-morphologiques de celui-ci qui sont dégradées voire disparues et en conséquence des services de régulation du cycle de l'eau qui sont altérés ou inexistantes. La grille permet de faire le lien entre les informations à recueillir et les familles de fonctions écologiques et SE qui pourraient être rendues (ou sont déjà rendues) si les fonctions sont mobilisées.

In fine, la mise en pratique de la grille de repérage couplée avec une évaluation des changements dans le temps des fonctions et services mobilisés pour un site donné est un premier support pédagogique pour les acteurs du territoire. La grille a été élaborée en lien avec les agents du service stratégie foncière de la MEL. Avant l'existence de cette grille, situation qu'on pourrait qualifier de *business as usual*, l'observation était naturellement portée sur les capacités du site à recevoir de nouveaux usages (résidentiel, tertiaire, espaces verts...) au regard de sa situation géographique et de son environnement socio-économique, en faisant abstraction à ce stade d'une observation attentive, par exemple de la présence de faune, de végétation, ces aspects pouvant être vus lors des études réglementaires à mener en vue de l'obtention des autorisations de construire. L'observation et le remplissage de la grille leur ont permis d'aborder autrement la parcelle et notamment d'envisager des possibilités d'usages transitoires, de valorisation de fonctions existantes, mais aussi de constater l'apport important des informations récoltées dans la définition des usages possibles du site. Le recours à cette grille de repérage vise avant tout à orienter très en amont les choix de la stratégie foncière d'une métropole tout en permettant

Tableau 3 - Eléments de la grille de repérage proposée aux agents de la Métropole Européenne de Lille.**Table 3** - Checklist proposed to the agents of the european metropole of Lille.

Ce que l'on cherche à appréhender	Source d'information et items à caractériser		Ce que l'on cherche à identifier		
	Analyse documentaire	Visite de site	Couverture du sol	Informations sur les fonctions mobilisées actuellement	Informations sur les services qui peuvent être rendus actuellement
Environnement du site	Cartes topo IGN Vestiges historiques à proximité	Accessibilité Relation avec les parcelles voisines	/	/	Services culturels 1 ^{ère} appréciation des bénéficiaires de services de proximité (rayon d'influence du site à considérer)
Historique du site (quel(le)s activités/ usages par le passé)	Anciennes cartes / images aériennes, Basias, BASOL, SIS	Vestiges de l'histoire du site sur place (bâtiments, etc.)	Historique de la couverture du sol du site	Fonctions pouvant être dégradées selon l'historique, pollutions	Historique des services rendus par le passé
Topographie et gestion des eaux de surface	Cartes topo IGN, MNT	Pente générale, Présence de mares/flaques Exutoires des eaux de ruissellement	Présence de zones humides	Zones d'infiltration, transfert vers la nappe	Services de régulation en lien avec les eaux de surface/ruissellement/érosion Usages/exploitation de l'eau en aval du site
Sols et couverture	Urban Atlas, Corine Land Cover BDD sols : nature du sol	% sol scellé (et type) % sol végétalisé sur la parcelle	Couverture du sol	Etat des fonctions hydro-morphologiques et géotechniques, perméabilité	Services de régulation et d'approvisionnement
Eaux souterraines	BD Lisa, BSS Eau, Infoterre, Aires Alimentation Captages	Piézométrie (si possible) Présence de puisards, bétoires ou cavités	/	Zones d'infiltration vers la nappe	Services approvisionnement ➔ Usages/exploitation de l'eau souterraine sur site/ en aval
Pollutions, déchets et matériaux d'apport	Pollutions des sols : Basias (potentielle), Basol (avérée, dépollution ?)	Présence de déchets ou tout matériau exogène	/	Dégradation des fonctions par les pollutions	Services d'approvisionnement limités ou impossibles selon pollution et mode de gestion de la pollution.
Végétation	Corine Land Cover	Type de végétation (herbacée, arbustes, arbres) Présence de cultures Variété des espèces Espèces envahissantes	Couverture du sol selon espèces végétales	Fertilité des sols	Services rendus par la végétation (approvisionnement, régulation...)
Faune	Atlas de la biodiversité	Traces ou Présence de faune dans le sol (escargots, vers de terre) et hors sol	/	« macro-indicateurs » des fonctions biologiques et biochimiques	Services rendus par la faune (régulation)
Espaces verts proches	Carte de la trame verte et bleue Corine Land Cover	Espaces verts du même type à proximité	/	Fonction connectivité écologique	Services culturels en lien avec la préservation de la biodiversité
Patrimoine architectural, archéologique et naturel. Esthétisme	Sites protégés : monumentum.fr	Présence de bâtiments, de ruines Évaluation subjective du esthétisme du site	/	/	Services culturels

de prendre conscience du rôle d'interface joué par le sol et des responsabilités qui peuvent en découler pour le chargé de projet selon qu'il décide de mettre en lumière ou pas le rôle joué par le sol.

APPLICATIONS SUR DEUX CAS D'ÉTUDE EN MÉTROPOLE LILLOISE.

Une démonstration de la démarche a été réalisée sur plusieurs friches du territoire de la MEL en attente de reconversion, mettant en avant les notions de couverture et d'usage du sol, de diversité des fonctions qui leur sont associées et des services rendus à la société. Une comparaison a été proposée entre un « état zéro » pour chaque friche (état actuel dans le cadre des études réalisées) et un « état reconverti » correspondant à l'usage pressenti ou plausible et qui, dans certains cas, incluait des solutions fondées sur la nature (appelées aussi NBS, de l'anglais *Nature Based Solutions* et visant à la préservation, l'amélioration, la restauration ou la création d'écosystèmes). Ainsi par exemple une NBS est un mode de gestion des eaux pluviales par noues et revêtements perméables, d'autres bénéfiques de la nature en ville sont identifiés par l'ADEME (2018). Les comparaisons permettent de mettre en avant, suivant l'usage actuel ou envisagé de chaque site, d'une part, les fonctions à restaurer ou à maintenir, et d'autre part les services écosystémiques obtenus. Les démonstrations d'appréciation des services rendus à partir de la grille ont été alimentées à partir de visites de terrain, le recours à des données publiques et accessibles et des échanges avec des agents de la direction Stratégie et Opérations Foncières de la MEL. Deux parcelles sont données en exemple ici, les parcelles B1 et B2.

Parcelle (B1), friche d'un ancien terrain de sport d'une usine présentant un espace de végétation très dense

La parcelle B1 correspond à un ancien terrain de sport situé à côté d'une usine chimique aujourd'hui démolie. Les sols de la parcelle sont pollués en métaux lourds selon BASOL³ et aucune dépollution n'a été faite à ce jour. Le site est bordé de grands arbres et présente également une végétation très dense sur le terrain de sport. On pourrait qualifier cette végétation de forêt urbaine, comme c'est également le cas sur d'autres friches localisées à proximité. Cette situation très végétalisée suscite au premier abord une estimation de l'état des fonctions écologiques liées au sol plutôt bon, à moduler bien sûr par la pollution en métaux du sol qui rend impossible certains usages de la parcelle

en l'état. L'appréciation de l'état des fonctions et services rendus associés actuellement est illustrée en *tableau 4*. Un scénario de réaménagement hypothétique est proposé : le maintien de la forêt urbaine avec un accès au public limité par des passerelles surélevées ne permettant le contact avec les sols. Ce scénario permettrait de préserver les fonctions du sol existantes qui rendent principalement des services de régulation et permettrait de gagner des services de type culturel, récréatif et éducatif par l'attrait de la population locale pour traverser cette forêt actuellement inaccessible et accéder plus rapidement à des points stratégiques du quartier. En plus d'un évident caractère *low-tech*, c'est une option de reconversion optimale en termes de services car il ne dégraderait pas les fonctions existantes. La faisabilité de cet aménagement est bien sûr à nuancer en fonction des caractéristiques de la pollution (métaux lourds, non volatiles) et de l'exposition à éviter des futurs usagers (éviter tout risque d'ingestion des terres par exemple). L'appréciation de l'état des fonctions et services rendus associés pour la reconversion est illustrée en *tableau 4* et *tableau 5*.

Parcelles (B2), friche industrielle polluée

Cette parcelle était anciennement occupée par une usine chimique qui a été démolie. Au nord de la parcelle, se trouvent des restes archéologiques d'une ancienne abbaye médiévale. Comme le stade de la parcelle B1, les sols présentent une pollution aux métaux lourds. Une première dépollution a déjà été faite après la cessation d'activité, mais le site reste encore pollué. Le site – en friche – présente très peu de végétation, indicateur sans doute de la forte dégradation des fonctions du sol. L'appréciation de l'état des fonctions mobilisées et services rendus associés actuellement est illustrée en *tableau 6* et *tableau 7* respectivement. À différence de la parcelle B1 qui même en friche rend des services à la collectivité et riverains, la parcelle B2 ne rend aucun service dans son état actuel. Un scénario de reconversion hypothétique assez classique est proposé : aménagement de bâtiments résidentiels et tertiaires, et des espaces verts. Cette reconversion reposerait sur une dépollution des sols adaptée aux usages futurs et probablement un apport des terres végétales de l'extérieur pour les espaces verts. Ainsi l'aménagement devrait restituer ou restaurer de nombreuses fonctions pour qu'ils contribuent à de nouveaux services. En conséquence et sans surprise, étant donné les fonctions initiales assez dégradées des sols, toute reconversion irait vers une amélioration des SE rendus pour les bénéficiaires locaux. Appliquée à d'autres scénarii de gestion, la grille devrait servir à nuancer le mode de développement classique en résidentiel ou tertiaire de ce type de terrains, par exemple avec l'évaluation d'usages temporels et la possibilité de ré-fonctionnalisations peu onéreuses. À terme, le projet d'un quartier devrait trouver un équilibre entre le développement des nouvelles surfaces bâties et surfaces imperméabilisées par la voirie, générateurs d'une valeur immobilière

3 **Base de données Basol** : les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif.

Tableau 4 - Appréciation des fonctions des sols entre l'état actuel et l'état de reconversion hypothétique pour la parcelle B1 à l'issue de la visite de terrain et de l'étude documentaire (source : BRGM)

Table 4 - Assessment of the soil functions variation between the current state and the hypothetical reconversion state for plot B1 after the field visit and the documentary study.

Famille de fonctions	Fonctions	État de la fonction sur le site B1	Delta avec la reconversion B1
Fonctions hydro-géomorphologiques	Ralentissement des eaux de ruissellement	Fonctions existantes	Fonctions préservées
	Stabilisation des sols		
	Rétention des écoulements		
	Recharge des nappes	Fonction existante (mais la nappe est polluée)	
	Soutien d'étiage	Fonction existante	
Fonctions biochimiques	Restauration ou maintien de la matière organique (MO)	Fonction existante Besoin diagnostic complémentaire fertilité/pédologie	Fonctions préservées
	Rétention, transformation et élimination des polluants	Fonction existante Présence de plusieurs polluants (métaux) dans les sols.	
	Séquestration de carbone	Fonction existante	
Fonctions biologiques	Habitat d'espèces	Fonction existante Variété d'espèces végétales.	Fonctions préservées
	Connectivité	Fonction existante Proximité cours d'eau et autres espaces verts	
Fonctions géotechniques	Support géotechnique	Fonction dégradée Anciens remblais	Sans impact

Tableau 5 - Services développés dans le scénario de conversion de la parcelle B1. Les + indiquent un service qui s'est développé, les = un service maintenu et les / un service inexistant.

Table 5 - Services developed in the plot conversion scenario B1. the + indicate a developed service, the = a maintained service and the / a non-existing service.

Famille de services	Services écosystémiques	Services développés B1: reconversion en parc
Services de régulation	Protection contre les inondations	=
	Protection contre l'érosion	
	Régulation du climat local	
	Régulation du climat global	
	Qualité de l'eau et des sols	= Suivi des pollutions dans les sols
Services d'approvisionnement	En aliments	/
	En biomasse non alimentaire (bois, chauffage, textile)	
	Stock et approvisionnement d'eau potable	
	En énergie	
	Support physique bâtiment et infrastructures	
Services culturels	Paysage et esthétique	=
	Loisir et récréatif	+ Ouverture d'une passerelle, création d'un espace de loisirs
	Préservation patrimoine naturel et architectural	=

Tableau 6 - Appréciation des fonctions des sols entre l'état actuel et l'état de reconversion hypothétique pour la parcelle B2 à l'issue de la visite de terrain et étude documentaire.

Table 6 - Assessment of the soil functions between the current state and the hypothetical reconversion state for plot B2 after the field visit and documentary study.

Famille de fonctions	Fonctions	État de la fonction sur le site B2	Delta avec la reconversion B2
Fonctions hydro-géomorphologiques	Ralentissement des eaux de ruissellement	Fonctions dégradées Sols scellés	Fonctions à restaurer Desceller
	Stabilisation des sols		
	Rétention des écoulements		
	Recharge des nappes	Fonction dégradée par les sols scellés (la nappe est polluée)	
	Soutien d'étiage	Fonction peu importante	/
Fonctions biochimiques	Restauration ou maintien de la MO	Fonction dégradée	Fonction à restaurer
	Rétention, transformation et élimination des polluants	Fonction dégradée Site pollué mais les sols sont scellés et peu végétalisés	Fonction à restaurer Sol à dépolluer
	Séquestration de carbone	Fonction dégradée par les sols scellés et peu végétalisés	Fonction à restaurer
Fonctions biologiques	Habitat d'espèces	Fonction dégradée	Fonction à restaurer
	Connectivité	Fonction inexistante	Fonction à rétablir selon le niveau
Fonctions géotechniques	Support géotechnique	Fonction dégradée Anciens remblais, anciennes fondations	Fonction à restaurer Conditionnement géotechnique du site à faire avant le chantier

de l'aménagement, et surfaces végétalisées et perméables sur l'ensemble de cet aménagement qui apporteraient des bénéfices plutôt liés aux services écosystémiques, tout en évitant au maximum un apport massif des terres végétales provenant d'ailleurs. Ainsi une approche d'évaluation quantitative des services pourrait être pertinente pour comparer quels scénarios seraient plus avantageux sur un même site avec par exemple une approche monétaire de type coût-bénéfice ou des approches comme celles développées par DESTISOL qui évalue les services compte tenu des propriétés du sol (Blanchart, 2018 ; Lothodé *et al.*, 2020).

Discussions sur les cas d'étude

Sans surprise, on constate que chaque scénario de reconversion hypothétique permet une amélioration globale des services rendus que ce soit sur la parcelle B1 ou B2. L'application de la démarche et les comparaisons pour chacune des deux parcelles étudiées permettent de mettre en avant selon l'usage actuel ou envisagé, l'état des fonctions, celles à restaurer ou à maintenir. Elle a également permis de comparer le bénéfice potentiel en termes des services rendus par les sols après le changement d'usage et ce pour des familles de bénéficiaires qui vont des riverains à l'ensemble de la société. La démarche qualitative

proposée rencontre toutefois des nombreuses limites lorsqu'il s'agit de comparer des solutions. Les fonctions ne sont recensées et évaluées que par simple visite de terrain et consultation documentaire sans diagnostics sur le sol. Il faudrait raisonner avec des couvertures du sol le plus homogènes possibles or ce n'était pas le cas de chaque parcelle. Comme Béchet *et al.* (2017) le soulignent, des sols artificialisés mais avec des surfaces perméables et vertes rendent des services importants à la société. Une cartographie de plus en plus fine sur l'imperméabilisation et la couverture des sols permettrait d'aller plus loin dans l'évaluation qualitative et quantitative des services. Cependant, dans un second temps, on pourrait imaginer qu'une étude des sols (allant au-delà de la géotechnique) soit intégrée aux études urbaines, ce qui en pratique n'intervient que lorsqu'on est en présence de sols potentiellement pollués. Des outils comme DESTISOL (Lothodé *et al.*, 2020) pourraient intervenir à ce stade. De plus, il conviendrait de favoriser l'interdisciplinarité et sur ce plan, l'urbaniste ensemblier d'un projet apparaît être le bon interlocuteur mais comme l'ont évoqué les agents du service leur vision des sols s'est faite par le prisme de la pollution, ce qui est réducteur, d'où leur souhait d'élargir leur appréhension par le biais des fonctions et services rendus.

Le travail réalisé a permis aux agents de l'urbanisme de se rendre compte que les connaissances générales concernant le

Tableau 7 - Services développés dans le scénario de conversion de la parcelle B2. Les + indiquent un service qui s'est développé, les = un service maintenu et les / un service inexistant.

Table 7 - Services developed in the plot conversion scenario B2. the + indicate a developed service, the = a maintained service and the / a non-existing service.

Famille de services	Services écosystémiques	Services développés B2 : résidentiel + tertiaire
Services de régulation	Protection contre les inondations	+ Plus d'espaces verts et perméables qu'actuellement
	Protection contre l'érosion	/
	Régulation du climat local	+ Espaces verts
	Régulation du climat global	+ Plus de surface végétalisée
	Qualité de l'eau et des sols	+ Dépollution et apport des terres de l'extérieur. Amélioration de la qualité des sols
Services d'approvisionnement	En aliments	/
	En biomasse non alimentaire (bois, chauffage, textile)	
	Stock et approvisionnement d'eau potable	
	En énergie	+ Construction de bâtiments, voiries et réseaux
	Support physique bâtiment et infrastructures	
Services culturels	Paysage et esthétique	+ La reconversion sera une amélioration de l'esthétisme du site
	Loisir et récréatif	+ Les espaces verts vont être un espace de loisir pour les riverains
	Préservation patrimoine naturel et architectural	+ Muséification de l'abbaye

sol étaient assez pauvres et que les notions les plus évidentes pour un géologue ou un pédologue étaient mal connues y compris pour les acteurs de l'urbanisme et de l'aménagement, exception faite de la géotechnique ou dans une moindre mesure de la question des sites et sols pollués. L'unité stratégie foncière de la MEL construit une base des fonciers potentiellement mutables et il est envisagé de compléter la grille d'évaluation pour chaque site, afin de l'ajouter aux renseignements classiques tels que le zonage du Plan Local d'Urbanisme, la superficie de la parcelle, etc. Un atelier interne a également été organisé pour partager la grille de repérage et l'expérimenter. Il est prévu de poursuivre ces initiatives pour que peu à peu le réflexe d'utilisation de la grille se mette en place. Ce premier atelier a suscité beaucoup de questions de la part des agents quant à l'intérêt d'y participer ou pas. En effet, comme cela a déjà été exposé, la relation entre le foncier et le sol n'est pas évidente et beaucoup d'entre eux s'interrogent encore sur « l'obligation » d'intégrer des connaissances générales relatives au sol pour exercer leur mission. Un autre aspect est l'appropriation par le grand public et des associations, étant donné que le rapport a été diffusé publiquement. Le rapport étant public, il a été diffusé à l'extérieur

de la MEL à l'issue du projet. Il a été porté à notre connaissance que certaines associations se sont montrées très intéressées par la grille et les concepts proposés. Ces initiatives semblent relever plutôt du tâtonnement et d'une prise de connaissance du sol en milieu urbain.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La lutte contre l'artificialisation des sols oblige les territoires à dépasser une vision linéaire de l'aménagement et la construction des villes. Il faut réfléchir aujourd'hui de manière plus globale aux services que le sol urbain pourrait ou devrait pouvoir offrir et identifier les fonctions à préserver ou rétablir pour en assurer la fourniture, tout en tenant compte des contraintes techniques et économiques. On pourra ainsi distinguer les fonctions du sol qu'il est relativement aisé de rétablir (par exemple, le fait de re-perméabiliser un sol pour faciliter l'infiltration des eaux météoriques et permettre ainsi la régulation du cycle de l'eau), de fonctions nécessitant un effort technologique et/ou économique important (par exemple, une excavation de sols pollués accom-

pagnée d'un traitement de dépollution hors site pour reconstituer un nouveau sol non pollué et le rendre « vivant ») et enfin de fonctions qu'il sera très difficile de rétablir (par exemple, et suivant les cas, la fertilité qui permettrait la production d'aliments). Pour aller plus loin dans cette approche et pouvoir comparer différents scénarios, une option est l'évaluation économique de type analyse coût-bénéfice. Les coûts seraient associés aux travaux de re-fonctionnalisation au sens large et l'estimation des bénéfices, locaux et globaux, se ferait par une grille de lecture de type SE combinée avec des indicateurs de monétarisation (par ex. Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009, ou les travaux récents de l'EFESE et la séquestration carbone des écosystèmes français (EFESE, 2019)). L'analyse de cette fonctionnalisation des sols ainsi que celle des services associés pourrait être menée d'une manière plus systématique dans le cadre de la démarche de gestion des sites dégradés en milieu urbain. Ainsi, la caractérisation des fonctions et services écosystémiques du sol/sous-sol pourrait être menée au même titre que l'inventaire de l'état des milieux dans l'application de la méthodologie nationale de gestion des sites pollués (BRGM, 2017), afin de redéfinir des usages des sols en lien avec la planification urbaine et les processus d'urbanisation. Cette caractérisation et la définition des indicateurs adaptés nécessitent encore des développements afin d'en améliorer la pertinence et le caractère opérationnel. C'est là une des conditions d'une meilleure appropriation de ces approches et outils par les différents acteurs de la ville durable.

Enfin, l'unité stratégie foncière réfléchit à une communication adaptée autour de l'ensemble des travaux qu'elle a menés sur les sols, au regard du retour d'expérience d'utilisation et de valorisation des travaux menés.

REMERCIEMENTS

Ces travaux ont été financés par la convention R&D 2018 entre la MEL et le BRGM. Ils ont reçu un appui des experts impliqués dans le projet interne du BRGM Urban-SE (2016-2019). Ils ont été présentés aux agents de la MEL lors d'un séminaire ouvert au public en mars 2019 et lors d'un séminaire interne en septembre 2019. Les auteurs tiennent à remercier les agents de la MEL pour leur intérêt dans cette démarche et également la relecture de l'article par Cécile Grand, Thomas Eglin et Geoffroy Séré.

BIBLIOGRAPHIE

Ademe, 2018 - Aménager avec la nature en ville. Des idées préconçues à la caractérisation des effets environnementaux, sanitaires et économiques. ISBN 979 1 02971 180 0. <https://www.ademe.fr/amenager-nature-ville>

AFES, 2018 - Sols et Définitions. <https://www.afes.fr/sols-et-definitions>. Dernière consultation en mai 2020.

Baptist F., Disca T., Hellal J., Limasset E., Hortio M. et Binet T., 2018 - Mesure de la biodiversité et évaluation des services écosystémiques des milieux

restaurés. Méthodes et retours d'expériences. RECORD 17-1021/1A. Blanchart A., Séré G., Cherel J., Warot G., Stas M., Consalès J.-N., Morel J.-L., Schwartz Ch., 2018 - Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban planning*, 176, pp 1-9.

Béchet B., Le Bissonnais Y., Ruas A., Aguilera A., Andrieu H., Barbe E., Billet P., Cavaillès J., Cohen M., Cornu S., Dablanç L., Delolme C., Géniaux G., Hedde M., Mering C., Musy M., Polèse M., Christiane Weber C., Frémont A., Le Perchec S., Schmitt B., Savini I., Desrousseaux M., 2017 - Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, Ifsttar-Inra (France).

Blanchart A., 2018 - Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnel. *Agronomie*. Université de Lorraine. Français.

BRGM, 2017 - Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués <http://ssp-infoterre.brgm.fr/methodologie-nationale-gestion-sites-sols-pollues>

CGDD, 2018 - Les écosystèmes Urbain - L'Évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques (CEREMA) Analyse Théma et Rapport technique http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/epub/efese_ecosystemes_urbains_cle2e6fdf.epub

Chevassus-au-Louis, B., Salles J.M. et Pujol J.M., 2009 - Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Centre d'analyse stratégique.

Comby, J., 2018 - C'est quoi le foncier ? <https://fonciers-en-debat.com/cest-quoi-le-foncier/> Dernière consultation en mai 2020.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997 - The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 : pp 253-260.

de Cleen M., Molenaar C. Masson J., 2016 - Background paper, Soil Stakeholders' Conference, 5th December 2016. https://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/soil%20conference%20december%202016/background_paper_towards_societal_benefits_by_soil_services.pdf

Dufour S., Arnault de Sartre X., Castro M., Oszwald J., Rollet A.J., 2016 - Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes. *Vertigo*, la revue électronique en sciences de l'environnement. <https://doi.org/10.4000/vertigo.17435>

EC DG ENV, 2018 - Providing support in relation to the implementation of the EU Soil Thematic Strategy - Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Soil ecosystems Lead, Report 1.2, 139p. https://www.deltares.nl/app/uploads/2019/02/Soils4EU_D1.2_ecosystemservices_MAESversion_final-DEF.pdf

EFESE, 2019 - La séquestration de carbone par les écosystèmes en France. Théma Analyse.

France stratégie, 2019 - Objectif « zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ?

Haines-Young R., Potschin M., 2018 - Common International Classification of Ecosystem Services. (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure.

Jouve A.M., Vianey G., 2012 - « Le foncier, une ressource territoriale difficile à construire en périurbain », *Économie rurale*, 330-331 | 2012, pp 27-41.

Loi biodiversité, 2016 - Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages.

Lothodé M., Séré G., Blanchart A., Chérel J., Warot G., Schwartz C., 2020 - Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains : un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement. *Etude et Gestion des Sols*, 27, pp 361-376.

MEA, 2005 - Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1, Island Press, Washington D.C.

- MEEM et FRB, 2017 - EFESE Cadre Conceptuel. Balises Théma Biodiversité. <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Thema%20-%20Efese%20-%20Le%20cadre%20conceptuel.pdf>
- Monfort D., Limasset, E., 2019 - Etude des interactions entre fonctions du sol et stratégie foncière en contexte urbain dégradé. Rapport final BRGM/RP-68659-FR
- Morel J.L., Chenu C., Lorenz K., 2015 - Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* 15, pp 1659-1666.
- MTES, 2018 - Plan Biodiversité, Comité interministériel biodiversité – 4 juillet 2018. <https://biodiversitetousvivants.fr/le-plan-biodiversite-pour-la-france-metropolitaine-et-loutre-mer>
- Muller S., Marchand D., Bailly E., Consaes J.N., Clergeau P. et Bonnaud X., 2020 - Confinement en ville : pourquoi l'accès à la nature est tout simplement vital. *The Conversation*. <https://theconversation.com/confinement-en-ville-pourquoi-lacces-a-la-nature-est-tout-simplement-vital-137500>
- Séré G., Chérel J., Blanchart A., Warot G. et Schwartz C., 2018 - Prise en compte des potentialités des sols dans l'aménagements urbain : du projet à la planification. Destisol & SUPRA. Séminaire ICGS.
- Taugourdeau O., Harris-Hellal J., Monfort D., Limasset E. et Chauvin C., 2020 - Enjeux de la reconversion d'une friche et comment évaluer la réhabilitation écologique d'un sol dégradé. Evaluation des services et des fonctions lors de la restauration écologique d'une friche Projet Bio-TUBES. <https://www.ademe.fr/enjeux-reconversion-dune-friche-comment-evaluer-rehabilitation-ecologique-dun-sol-degrade>
- Tobias S., Conen F., Duss A., Wenzel L., Buser C. et Alewell C., 2017 - Soil sealing and unsealing : State of the art and examples. *Land Degrad Dev.* 2018 ; 29 :2015–2024. DOI : 10.1002/ldr.2919
- UICN France, 2013 - Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.3 : les écosystèmes urbains. Paris, France.
- VITO, 2020 - Nature value explorer. <https://natuurwaardeverkenner.be/#/>

Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques associés ?

Revue de la littérature et sélection de paramètres en ateliers participatifs

Ch. Calvaruso^(1*) et A. Blanchart^(2*), S. Bertin⁽³⁾, C. Grand⁽⁴⁾, A. Pierart⁽⁴⁾
et T. Eglin⁽⁴⁾

- 1) EcoSustain, Bureau d'études et conseils en diagnostic environnemental et gestion des écosystèmes, Recherche et Développement, 31, rue de Volmerange, Kanfen, 57330, France.
- 2) Sol &co, Bureau d'études et de conseils en gestion des sols urbains, 2 avenue de la Forêt de Haye, 54500 Vandœuvre-lès-Nancy, France.
- 3) Ekolog, Société de conseil, recherche et formation en environnement, Plateforme 39, 39 boulevard de Magenta, 75010 Paris, France.
- 4) ADEME, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 20 avenue du Grésillé, 49000 Angers, France.

* Ces deux auteurs ont contribué de manière équivalente à la rédaction de cet article
Auteur correspondant : chriscalva@hotmail.com

RÉSUMÉ

Le sol est une ressource non renouvelable et limitée qui assure des bienfaits essentiels à la viabilité des sociétés humaines (e.g. production de denrées alimentaires, régulation du changement climatique, habitat pour la biodiversité). Mais le sol est un milieu fragile, menacé en de nombreux endroits, principalement du fait des activités humaines (e.g. aménagements fonciers, pratiques sylvicoles et agricoles, pollutions) qui peuvent modifier son état, dégrader certaines de ses fonctions et affecter les services qu'il peut fournir. Il est donc urgent d'agir pour préserver cette ressource. Le présent article vise à encourager le déploiement à large échelle d'outils de diagnostic permettant d'évaluer l'état et le fonctionnement des sols et de guider les gestionnaires des sols forestiers, agricoles et urbains vers le choix d'usages et de pratiques adaptés et durables. Les objectifs sont d'identifier et d'analyser les différents paramètres de la qualité des sols puis de construire de manière collaborative un outil de diagnostic pour l'évaluation de l'ensemble des fonctions qu'ils fournissent et des services qui y sont liés. Dans cette optique, un recueil de la connaissance existante sur ces thématiques a été réalisé grâce à une analyse de la littérature et des entretiens avec différents experts. En parallèle, une articulation de ces connaissances scientifiques dans un dialogue pluridisciplinaire et interactif avec des professionnels et des acteurs de la recherche et du développement a été conduite lors d'ateliers de

Comment citer cet article :

Calvaruso Ch. et Blanchart A., Bertin S., Grand C., Pierart A. et Eglin T., 2021 - Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques associés ? Revue de la littérature et sélection de paramètres en ateliers participatifs Etude et Gestion des Sols, 28, 3-29

Comment télécharger cet article :

<http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-28-numero-1/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

co-construction, afin d'élaborer des outils qui soient pertinents pour l'évaluation de la qualité multifonctionnelle des sols et qui répondent également aux besoins des utilisateurs potentiels de ces outils. Un jeu de paramètres pouvant être mobilisé lors de la réalisation d'un diagnostic de la qualité des sols et pouvant se décliner sous la forme de différents outils de diagnostic en fonction du contexte et des objectifs de gestion est proposé.

Mots-clés

Multifonctionnalité des sols, paramètres du sol, atelier participatif, sol urbain, sol agricole, sol forestier

SUMMARY

WHICH SOIL PARAMETERS TO MEASURE FOR ASSESS SOIL FUNCTIONS AND ASSOCIATED ECOSYSTEM SERVICES? LITERATURE REVIEW AND PARAMETER SELECTION THROUGH PARTICIPATORY WORKSHOPS

The soil is a non-renewable and limited resource that fulfils a multitude of functions and contributes to a range of environmental services essential for the sustainability of human societies (e.g. food production, climate change regulation, biodiversity habitat). Soil is now threatened in many places, mainly due to human activities (e.g. land use, forestry and agricultural practices, pollution) that can change this state, degrade some of its functions and affect the ecosystem services provided. It is urgent to take action to preserve this resource. This paper is in line with this objective and aims to promote the wide-scale deployment of diagnostic tools that make it possible to assess the condition and functioning of soils and to guide soil stakeholders towards the choice of adapted and sustainable land-use and practices. The objectives of this paper are to identify and analyze the different indicators of the soil quality then to build in a collaborative way a diagnostic tool to assess all soil functions. To meet these objectives, a collection of existing knowledge on these themes was compiled through a literature review and interviews. In parallel, an articulation of this scientific knowledge in a multidisciplinary and co-constructed dialogue with "field actors" was conducted during workshops, in order to build tools that are both relevant for the evaluation of the overall functioning of the soil and that meet the needs of potential users of these tools. A set of soil parameters that can be mobilized for a diagnosis of the multifunctional soil quality and that can take the form of different diagnostic tools depending on the context and management objectives is proposed.

Key-words

Soil multifunctionality, soil parameters, participatory workshops, urban, agricultural and forest soils

RESUMEN

¿QUÉ PARÁMETROS DEL SUELO MEDIR PARA EVALUAR LAS FUNCIONES Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ASOCIADOS? REVISTA DE LA LITERATURA Y SELECCIÓN DE PARÁMETROS EN TALLERES PARTICIPATIVOS.

El suelo es un recurso no renovable y limitado que asura beneficios esenciales a la viabilidad de las sociedades humanas (e.g. producción de bienes alimenticios, regulación del cambio climático, hábitat para la biodiversidad). Pero el suelo es un medio frágil, amenazado en numerosos lugares, principalmente del hecho de las actividades humanas (e.g. ordenación de tierras, prácticas silviculturas y agrícolas, contaminaciones) que pueden modificar su estado, deteriorar ciertas de sus funciones y afectar los servicios que pueden prestar. Es urgente actuar para preservar este recurso. El presente artículo quiere fomentar el despliegue a larga escala de herramientas de diagnóstico que permite evaluar el estado y el funcionamiento de los suelos y guiar los gestores de los suelos forestales, agrícolas y urbanos hacia la elección de usos y de prácticas adaptados y sostenibles. Los objetivos son identificar y analizar los diferentes parámetros de la calidad del suelo luego construir de manera colaborativa una herramienta de diagnóstico para la evaluación del conjunto de las funciones que prestan y de servicios relacionados. En esta óptica, se realizó una recopilación del conocimiento existente sobre estas temáticas mediante un análisis de la literatura y entrevistas con diferentes expertos. En paralelo, se desarrolló una articulación de estos conocimientos científicos en un dialogo pluridisciplinario e interactivo con profesionales y actores de la investigación y del fomento durante talleres de co-construcción, para elaborar herramientas que sean pertinentes para la evaluación de la calidad multifuncional de los suelos y que responden igualmente a las necesidades de los usuarios potenciales de estas herramientas. Se propone un juego de parámetros que pueden ser movilizados durante la realización de un diagnóstico de la calidad de los suelos y que pueden declinarse bajo forma de diferentes herramientas de diagnóstico en función del contexto y de los objetivos de gestión.

Palabras clave

Multifuncionalidad de los suelos, parámetros del suelo, talleres participativos, suelos urbanos, agrícolas y forestales

INTRODUCTION

Le sol est un maillon central du fonctionnement des écosystèmes et des cycles de l'eau, de l'air et des éléments, et est un écosystème en tant que tel (Tilman, 1999). Il est porteur de multiples fonctions (e.g. rétention de l'eau et des nutriments) qui sont à l'origine de nombreux services pour les sociétés humaines (e.g. approvisionnement) (de Groot *et al.*, 2002; Schindelbeck *et al.*, 2008; Dominati *et al.*, 2010; Adhikari et Hartemink, 2015). À l'échelle de la vie humaine, le sol est une ressource non renouvelable et menacée, principalement du fait des activités humaines. Le rapport du GIEC « Changement climatique et terres émergées » rappelle que les trois quarts de la surface du sol subissent notre exploitation et/ou notre occupation et qu'un quart est déjà considéré comme dégradé (IPCC, 2019). La Food and Agriculture Organisation (FAO) parle même de 33 % des terres dégradées (FAO et ITPS, 2015). Dix menaces majeures pèsent ainsi actuellement sur les sols : l'érosion (éolienne et hydrique), la perte de biodiversité et de carbone organique, la pollution, l'imperméabilisation, la compaction, la salinisation, l'engorgement, l'acidification et le déséquilibre des éléments nutritifs (FAO et ITPS, 2015).

Cette dégradation des sols pourrait être stoppée voire inversée pour certaines d'entre elles, telles que la perte de carbone organique ou l'imperméabilisation, si les politiques publiques prennent l'initiative de promouvoir des pratiques de gestion durable de cet écosystème (IPCC, 2019). En effet, si l'eau et l'air font l'objet de directives cadres au niveau européen, il n'existe pas d'équivalent pour les sols. Bien que la préservation des sols soit parfois considérée dans les politiques visant à lutter contre le changement climatique et à améliorer la qualité de l'air, et que les lois et les objectifs d'aménagement évoluent, force est de constater que la considération des sols se limite le plus souvent à leur caractère pollué (Yoshida, 2002), s'abstrayant de leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques (Blanchart, 2018). Dans l'optique de promouvoir une gestion durable des sols, il est indispensable de proposer aux gestionnaires et propriétaires des sols à enjeux de production de biomasse (dont alimentaire) et à enjeux environnementaux, des méthodes permettant d'évaluer l'état des fonctions de leurs sols et des services écosystémiques auxquels ils contribuent pour *in fine* adapter leurs pratiques et leur mode de gestion. Ces notions pourraient ainsi être mobilisées pour orienter les pratiques agricoles ou sylvicoles (Schulte *et al.*, 2015) mais également au niveau de l'affectation des sols à tel ou tel usage, par exemple *via* les documents d'urbanisme (Keller *et al.*, 2012).

Cet article synthétise les résultats présentés dans deux études complémentaires menées pour l'ADEME (Blanchart *et al.*, 2019 ; Calvaruso *et al.*, 2019) visant (i) à faire un état des lieux des démarches de diagnostics de la qualité des sols applicables en parcelles forestières, agricoles et urbaines, en identifiant les paramètres du sol les plus consensuels et (ii) à préciser les stratégies pour favoriser le déploiement de ces démarches. Le cadre de l'étude est une approche multifonctionnelle de la qualité des sols,

c'est-à-dire visant à diagnostiquer l'état des différentes fonctions du sol. Les études ont été conduites en deux étapes :

- une revue de la littérature internationale sur les paramètres mesurables du sol et les démarches de diagnostic proposés pour l'évaluation des fonctions des sols et des services écosystémiques associés ;
- des ateliers participatifs visant à préciser la terminologie sur les fonctions et services, et à identifier une liste commune de paramètres déjà utilisables. Ces ateliers ont impliqué une diversité de professionnels et de chercheurs travaillant sur les sols forestiers, agricoles et urbains au niveau français.

En l'absence d'une terminologie stabilisée dans le domaine de l'évaluation de la qualité des sols, l'*encadré 1* propose des définitions pour les principaux termes utilisés dans cet article.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Cadre d'analyse

Pour identifier les fonctions et les services rendus par les sols ainsi que les paramètres pertinents pour évaluer ces fonctions, nous nous sommes appuyés sur le cadre conceptuel développé par le TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), en complément de celle du Millenium Ecosystem Assessment (MEA). Celui consiste à lier des propriétés (chimiques, physiques et biologiques) et des processus clés du sol à des fonctions du sol qui sont elles-mêmes liées aux services écosystémiques et aux bénéfices induits (*figure 2*).

Revue de littérature

La revue de littérature a porté sur plus de 200 articles (voir liste dans Calvaruso *et al.*, 2019 ; <https://www.ademe.fr/diagnostic-qualite-sols-agricoles-forestiers/>), dont plusieurs synthèses bibliographiques, et plus de 50 projets (achevés ou en cours) ont été consultés. La liste des projets analysés est présentée en *annexe 1*. Plus de détails sont disponibles dans Blanchart *et al.* (2019) et Calvaruso *et al.* (2019).

Ateliers de co-construction

Ateliers de co-construction avec des acteurs professionnels de la gestion des sols agricoles et des sols forestiers

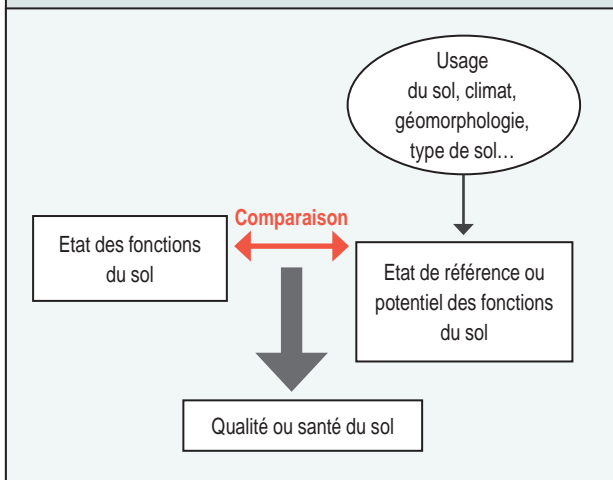
Ces ateliers avaient pour principal objectif d'identifier un jeu ou plusieurs jeux de paramètres minimum pouvant être mobilisés par les professionnels dans une démarche de diagnostic des fonctions des sols agricoles et forestiers. Dans l'objectif de regrouper un panel très divers de participants (type d'acteurs et origine géographique), une trentaine d'acteurs sensibilisés aux sols et intervenant dans différentes régions de France et en

Encadré 1 : Définitions

Qualité d'un sol : la qualité d'un sol est un concept qui n'a pas de définition consensuelle (Rabot *et al.*, 2017) et dont l'appréciation peut varier selon les attentes (e.g. potentiel agronomique, réservoir de biodiversité, capacité à réguler les flux d'eau, stockage de carbone). Dans cet article, nous la définissons comme la capacité d'un sol à soutenir des services écosystémiques à travers le bon état des fonctions du sol associées (Tóth *et al.*, 2007). Cette approche rejoint le concept de santé des sols défini par Kibblewhite *et al.* (2008) pour un sol agricole, comme l'aptitude du sol à réaliser et maintenir des fonctions clés (recyclage des nutriments, régulations des populations biologiques, maintien de la structure du sol, transformation des matières organiques) pour la fourniture des services écosystémiques. Cette aptitude est à considérer selon le contexte pédoclimatique et d'usage du sol (figure 1).

Figure 1 : Concept de qualité des sols utilisé dans cet article (d'après Calvaruso *et al.*, 2019). Cette approche reprend celle de l'écart à la référence décrit dans Rabot *et al.* (2017) ou proposée par Ay *et al.* (2020) pour évaluer la contribution des sols aux services écosystémiques. Il nécessite de définir un état de référence pour un sol donné. Celui-ci-peut-être construit à partir d'analyses de bases de données sur les propriétés des sols (e.g. Brauman et Thoumzeau, 2020), de dires d'experts (e.g. Debeljak *et al.*, 2019) voire être co-construit avec les acteurs en absence de données objectives (e.g. Ay *et al.*, 2020).

Figure 1: Soil quality concept used in this article (based on Calvaruso *et al.*, 2019). This approach echoes that of the deviation from the baseline described in Rabot *et al.* (2017) or proposed by Ay *et al.* (2020) to assess the contribution of soils to ecosystem services. It requires defining a reference state for a given soil. It may be built from analyses of databases on soil properties (e.g. Brauman and Thoumzeau, 2020), according to experts (e.g. Debeljak *et al.*, 2019) or even be co-built with actors in the absence of objective data (e.g. Ay *et al.*, 2020).



Fonctions du sol : les fonctions du sol peuvent être définies comme « ce que fait le sol » (Seybold *et al.*, 1998), indépendamment de tout intérêt humain (Rabot *et al.*, 2017). Un exemple de fonction du sol est le recyclage des nutriments. Selon Kibblewhite *et al.* (2008), les fonctions du sol sont la manifestation de processus résultant des interactions entre les organismes du sol et leur environnement (composantes physiques et chimiques du sol). On parle de multifonctionnalité des sols car un sol a au sein des écosystèmes un nombre important de fonctions induites par ses propriétés et les processus qui y règnent (voir également figure 3).

Services écosystémiques : les services écosystémiques se définissent comme les services que les populations humaines obtiennent directement ou indirectement des fonctions des écosystèmes (Constanza *et al.*, 1997 ; MEA, 2005 ; Puydarrieux et Beyou, 2017). Un exemple de service écosystémique est la « régulation du climat ». Pour la version 5.1 de la classification internationale « Common International Classification of Ecosystem Services » (CICES ; <https://cices.eu/>) parue le 18 mars 2018, ce service écosystémique s'appuie sur la fonction de « séquestration de carbone » des écosystèmes, notamment dans les sols (Barré *et al.*, 2020).

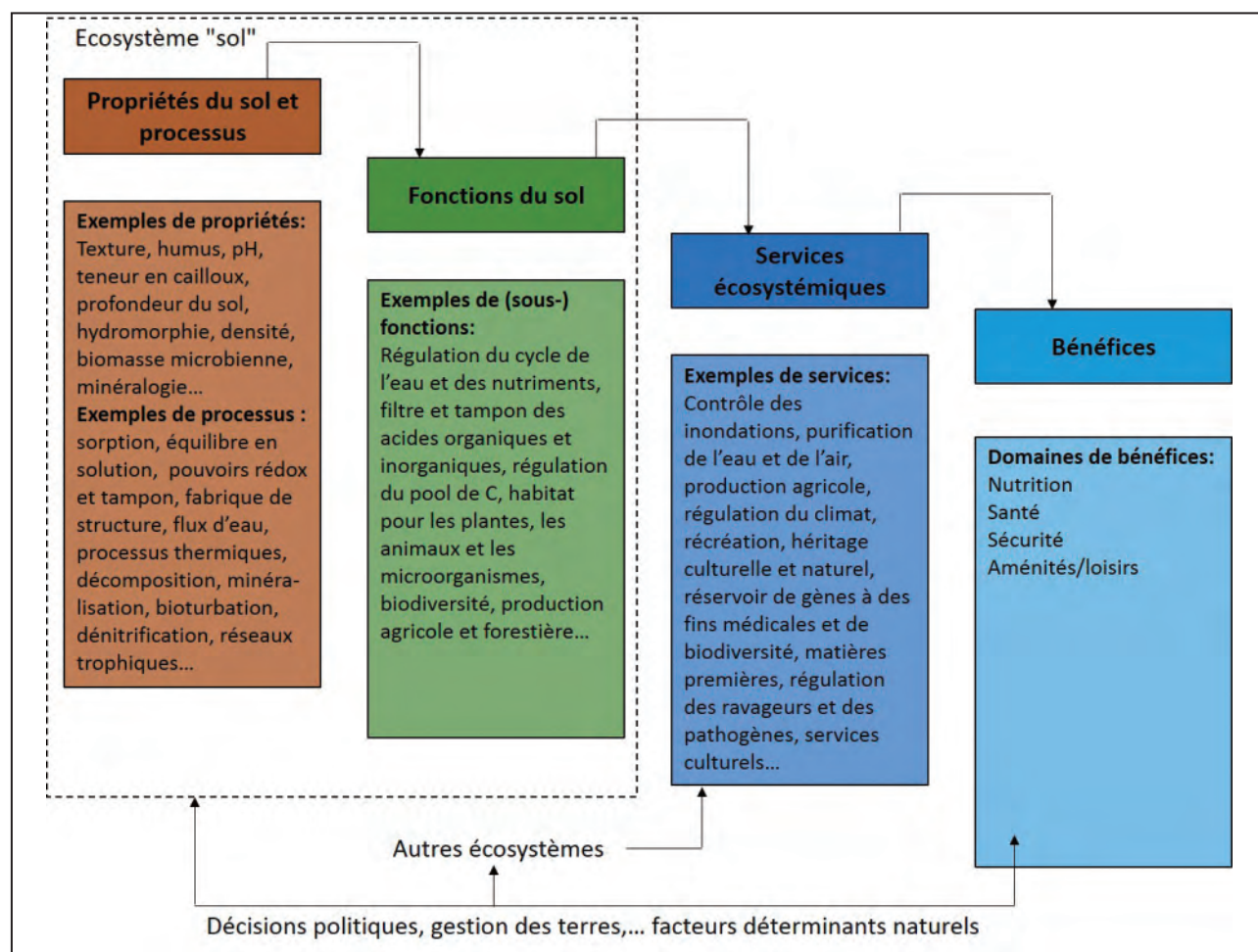
Paramètres et indicateurs : mesures qualitatives ou quantitatives qui permettent d'évaluer l'état des fonctions des sols à un instant t et ses variations dans le temps. Dans cet article, le terme de « paramètre » renvoie à la fois à la mesure de propriétés (e.g. texture, pierrosité) et de processus (e.g. infiltration de l'eau). Dans la littérature, un paramètre peut être utilisé, seul ou agrégé, comme un indicateur de l'état des fonctions des sols s'il suit les critères suivants (Nortcliff, 2002 ; Bremer et Ellert, 2004) :

- il permet de représenter une ou des fonctions importantes ;
- il est fiable, précis et standardisé ;
- il est adossé à un référentiel d'interprétation solide ;
- sa mesure est facile à mettre en œuvre et à interpréter et son coût raisonné : la valeur de l'information fournie est supérieure au coût de son acquisition ;
- sa mesure, si elle est réalisée *ex situ*, traduit le fonctionnement « *in situ* » du sol (notamment pour les paramètres biologiques très sensibles au changement de conditions) ;
- il est sensible aux changements de pratiques et permet ainsi d'évaluer les résultats de choix de gestion ;

Référentiel (d'interprétation) : document technique servant de référence (*i.e.* valeur moyenne d'état) pour interpréter les paramètres (ou indicateurs) et *in fine* évaluer les résultats d'un diagnostic par rapport à la référence. Plus la base de données composant le référentiel est grande et intègre des contextes pédoclimatiques et usages diversifiés, plus le référentiel est robuste. Le référentiel peut être amendé au cours du temps (recherche, acquisition de nouvelles données).

Figure 2 : Evaluation des contributions des fonctions du sol aux services écosystémiques suivant le modèle en cascade de Haines-Young et Potschin (2010). Notre étude est centrée sur les relations propriétés/processus du sol et fonctions du sol (intérieur du cadre en pointillés).

Figure 2: Assessment of contributions of soil functions to ecosystem services using the Haines-Young and Potschin (2010) cascading model. Our study focuses on the relationships of soil properties/processes and soil functions (inside the dotted frame).



Belgique (Wallonie) ont été impliqués. Plusieurs acteurs avaient un périmètre d'action national (ex : laboratoire d'analyse de sol, entreprise agro-alimentaire). Quelques acteurs avaient déjà collaboré dans le cadre de projets de recherche, mais cela constituait une minorité. La typologie des acteurs est présentée dans le *tableau 1*.

L'étude comprenait quatre étapes conduites chacune sous forme d'un atelier. La description précise du contenu et de l'organisation de ces quatre ateliers est proposée dans le rapport de Calvaruso *et al.*, 2019 (disponibles en ligne sur le site de l'Ademe : <https://www.ademe.fr/diagnostic-qualite-sols-agricoles-forestiers>). Brièvement, les quatre ateliers se décomposaient successivement en :

- i. un questionnaire en ligne visant à recueillir le point de vue des participants sur l'intérêt du diagnostic de la qualité des sols à des fins de gestion durable des sols, les fonctions du sol à

enjeux, les paramètres qu'ils connaissent, utilisent et/ou qu'ils souhaiteraient voir se développer, et les stratégies à mettre en œuvre pour favoriser le déploiement des démarches de diagnostic à l'échelle du territoire français. Un glossaire, basé sur la revue de littérature, était fourni aux participants afin qu'ils puissent s'approprier et avoir une compréhension commune de la terminologie ;

- ii. deux ateliers en présentiel pour co-construire collectivement les jeux de paramètres constitutifs de la démarche de diagnostic, sur la base des informations collectées dans la littérature et de l'expertise propre aux différents participants ;
- iii. des échanges en ligne (webinaire) sur les résultats clés de l'étude et les recommandations issues des ateliers.

Sur les bases des résultats du questionnaire, les ateliers de co-construction ont été conduits de manière séparée entre

Tableau 1 : Typologie des acteurs participant aux 4 ateliers et répartis selon leurs champs d'activités.**Table 1:** *Typology of actors participating in the 4 workshops and divided according to their fields of activity.*

Acteurs des sols agricoles	Acteurs des sols forestiers	Acteurs transverses
<ul style="list-style-type: none"> - Propriétaire foncier privé - Exploitant agricole - Conseiller agricole / pédologue (public et privé) - Laboratoire d'analyse agricole - Coopérative agricole - Entreprises agro-alimentaires - Enseignement agricole et laboratoire de recherche 	<ul style="list-style-type: none"> - Propriétaire foncier privé et public - Gestionnaire forestier privé et public - Entreprise de travaux forestiers - Conseiller forestier - Associations opératrices de projets 	<ul style="list-style-type: none"> - Organisme de financement de projets - Société de conseils et opérateur en agriculture et foresterie pour le compte de clients

acteurs des sols forestiers et des sols agricoles, en raison de perceptions et de pratiques jugées différentes. Deux ou trois sous-groupes ont été formés au sein de chaque atelier pour que chacun des acteurs puisse bénéficier d'une prise de parole aisée.

Pour la co-construction des jeux de paramètres, l'animation des ateliers s'est appuyée sur un jeu de cartes, créé pour l'occasion, présentant l'ensemble des paramètres retenus à l'issue de l'état de l'art, ainsi que, sur un plateau de jeu, une ligne temporelle en abscisse et les fonctions du sol en ordonnée. Les cartes paramètres précisaient la/les fonction(s) évaluée(s) par le paramètre, le niveau d'expertise requis pour l'utiliser et l'interpréter, l'existence ou non d'un référentiel et sa robustesse (estimée à dire d'expert), la méthodologie et le matériel nécessaire pour sa mise en œuvre, le coût de son utilisation. Ces différents documents ont été distribués aux participants avec une carte contexte qui précisait les conditions dans lesquelles devait se dérouler le diagnostic. Deux contextes issus d'échanges lors des premiers ateliers ont ainsi été proposés : pour les sols agricoles, l'intégration d'un diagnostic dans le cadre du bail rural et pour les sols forestiers, dans le cadre des plans de gestion (*annexe 2*). Chaque groupe a ensuite proposé une démarche de diagnostic (i) selon les pratiques actuellement utilisées en termes de diagnostic, et (ii) dans le cadre d'une approche de diagnostic visant à évaluer l'ensemble des fonctions du sol, telles que définies dans la *figure 2* (dite multifonctionnelle). Ces démarches ont été inscrites dans une chronologie (suivi temporel) et les coûts de leur mise en œuvre ont été évalués.

Ateliers de co-construction avec des acteurs de la recherche et du développement sur les sols agricoles et urbains (Blanchart et al., 2019)

Une cinquantaine d'acteurs œuvrant dans le domaine agricole et dans le domaine de l'aménagement du foncier (e.g. organismes de recherche, centres d'étude et de conseil, société d'ingénierie du paysage, bureau d'études sites et sols pollués, laboratoire d'analyses) impliqués dans l'évaluation des fonctions et des services des sols ont été réunis pour (i) mieux caractériser l'opérationnalité des méthodes de diagnostics de l'état des

fonctions des sols et (ii) identifier les verrous scientifiques et/ou techniques qui persistent sur le sujet. Des ateliers de co-construction ont été mis en place pour identifier les services, les fonctions et les paramètres essentiels à leur évaluation. Deux contextes ont été prédéfinis (*Annexe 3*) : un contexte agricole de protection d'une aire de captage et un contexte urbain de réaménagement intégrant les fonctions des sols. Les participants ont été répartis en deux ateliers (agricole et urbain) selon leurs compétences respectives, et en trois groupes au sein de chaque atelier. Au sein de chaque groupe, les compétences techniques ont été croisées (e.g. physique, chimie et biologie des sols). Comme pour les ateliers précédents, l'animation s'est appuyée sur un jeu de cartes prédéfini à partir de l'état de l'art et constitué de cartes « paramètres du sol », « fonctions du sol » et « services écosystémiques auxquels contribuent les sols ». Une fiche présentant le contexte de l'évaluation a été fournie à chaque groupe.

RÉSULTATS

Etat de l'art

Définition des fonctions des sols et des services écosystémiques auxquels ils contribuent

La littérature scientifique montre un fort consensus sur les fonctions des sols à considérer quel que soit l'usage du sol, i.e., forestier, agricole, urbain (Bünemann et al., 2018 ; Blanchart et al., 2018), même si les formulations et le grain (niveau de regroupement) peuvent varier. Dans le cadre de ce travail, 7 fonctions ont été retenues suite à l'état de l'art. Celles-ci n'ont pas été remises en cause ni complétées dans les différents ateliers (*figure 3*). Contrairement aux fonctions, force est de constater l'absence de consensus concernant les services auxquels contribuent les sols. Si la notion de services écosystémiques a été clarifiée dans le cadre de l'étude EFESE (Puydarrieux et Beyou, 2017), l'identification des services écosystémiques dans la littérature diverge suivant l'usage du sol et les enjeux de son

mode de gestion comme par exemple le rôle du sol dans sa capacité à stabiliser les polluants ou à favoriser l'infiltration de l'eau. L'information collectée dans la littérature a été synthétisée pour aboutir à la sélection de 9 services écosystémiques (figure 3).

Les démarches et outils d'évaluation

Les démarches d'évaluation des fonctions et des services s'appuient généralement sur la mesure ou l'observation de paramètres (propriétés et/ou processus du sol) qui sont reliés de manière qualitative ou quantitative aux fonctions. La figure 4 synthétise les liens possibles entre paramètres, fonctions et ser-

vices identifiés dans le cadre de la bibliographie (Blanchart *et al.*, 2019). Les paramètres du sol peuvent être appréhendés à partir de mesures ou d'observations du sol (Baize et Jabiol, 2011). Les fonctions du sol peuvent à leur tour être évaluées par une mesure/observation directe d'un ou plusieurs paramètres (agrégation) (Schindelbeck *et al.*, 2008), ou encore *via* la modélisation. Enfin, les services écosystémiques peuvent être évalués par une mesure/observation directe d'un ou plusieurs paramètres (agrégation), l'agrégation de plusieurs fonctions ou encore *via* la modélisation (de Groot *et al.*, 2002 ; Tibi et Thérond, 2017).

Il s'avère que parmi les projets de recherche étudiés (annexe I), retenus parce que traitant des méthodes d'évaluation de

Figure 3 : Identification des fonctions du sol et leur rôle dans les services rendus par les écosystèmes. Les liens « majeurs » entre ces fonctions et services sont également proposés. Le lien entre les fonctions du sol et le service « Patrimoine-Culture » est encore peu décrit dans la littérature. Les fonctions sont interconnectées ; cela est représenté par la flèche circulaire gris-clair reliant les différentes fonctions (Calvaruso *et al.*, 2019, adapté de Bünemann avec notamment la reformulation du nom de certaines fonctions et services et l'ajout de la fonction « contrôle de la composition chimique de l'atmosphère et contribution aux processus climatiques » et des services « Régulation de la qualité de l'air » et « Régulation de la gestion des déchets et effluents »).

Figure 3: Identification of soil functions and their role in ecosystem services. The "main" links between these functions and services are also proposed. The link between soil functions and the "Heritage-Culture" service is still little described in the literature. The functions are interconnected; this is represented by the light grey circular arrow linking the different functions (Calvaruso *et al.*, 2019, adapted from Bünemann with in particular the modification of the name of certain functions and services and the addition of the function of « control of the chemical composition of the atmosphere and contribution to climate processes », and the services of « Regulation of air quality » and of « Regulation of Waste and Effluent Management »).

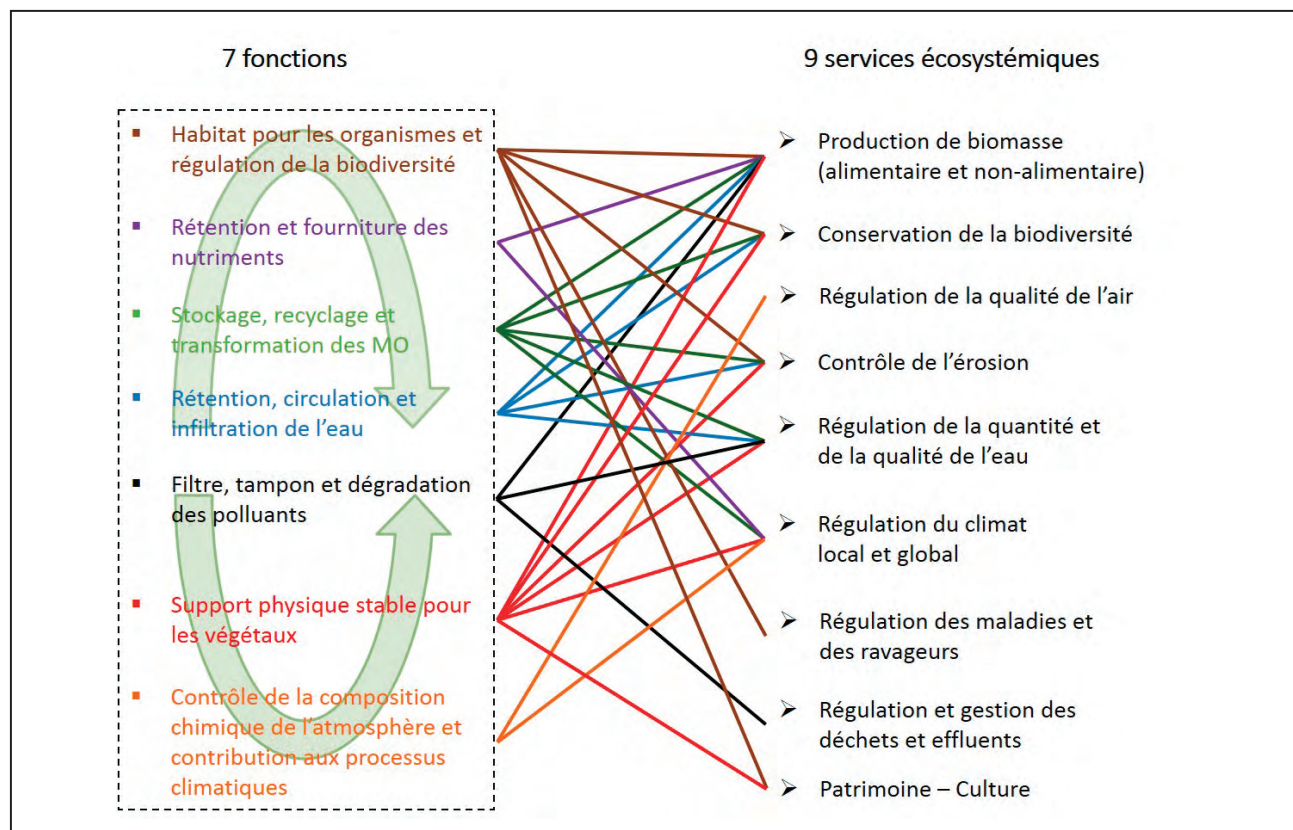
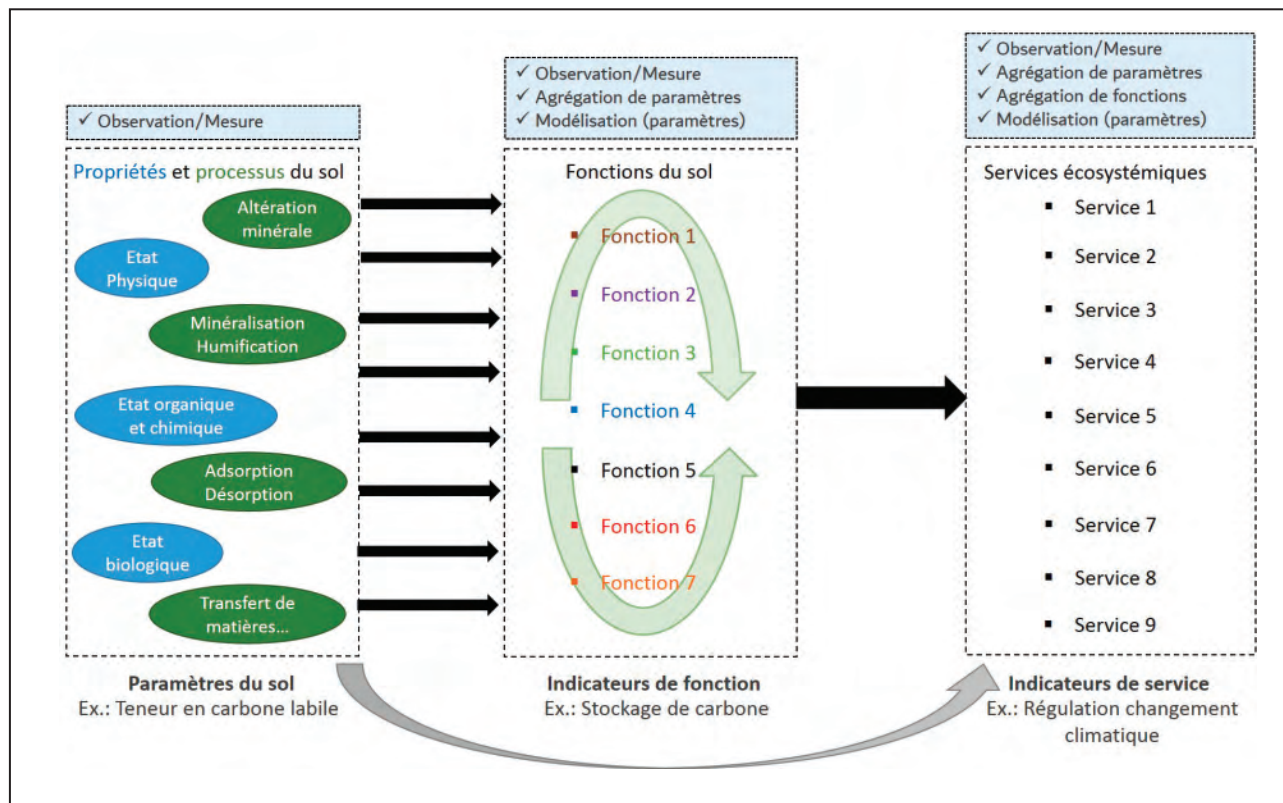


Figure 4 : Liens paramètres du sol - fonctions du sol - services écosystémiques et méthodes d'évaluation (Blanchart et al., 2019).

Figure 4: Links soil parameters - soil functions - ecosystem services, and assessment methods (Blanchart et al., 2019).



la qualité des sols, peu vont jusqu'à l'évaluation d'un service écosystémique, la plupart se limitent à l'évaluation des fonctions. Les projets de recherche visant à l'évaluation des services écosystémiques intègrent généralement une étape intermédiaire d'évaluation des fonctions. Quelques projets tels qu'EFESE-EA (Tibi et Therond, 2017) et Soilserv (<https://www6.inra.fr/soilserv/site>) proposent quant à eux des modélisations permettant l'évaluation des services sans passer explicitement par celle de fonctions, et pouvant s'appuyer directement sur les paramètres du sol.

En contextes agricole et urbain, on observe l'apparition de nouveaux outils de diagnostics qui proposent d'évaluer des fonctions du sol en agrégeant plusieurs paramètres, sous forme d'un tableau de bord (par exemple, le Soil Navigator proposé par Debeljak et al. (2019) pour évaluer 5 fonctions d'un sol agricole ou l'outil Destisol proposé pour les projets d'aménagement en milieu urbain par Blanchart et al. (2018)). Certains de ces outils proposent des règles d'agrégation jusqu'à aboutir à une notation de la qualité globale des sols (exemple du Global Indice of Soil Quality - GISQ (Velasquez et al., 2007)) ou à des indices synthétiques (par exemple la « Fertilité biologique » et le « Patrimoine biologique - Assurance écologique » développés par Cannavacchio et al. (2019)). Les agrégations et notations, que ce soit au

niveau des fonctions ou des indices synthétiques, impliquent généralement une part importante de dire d'experts. L'outil Biofunc-tool® (Thoumazeau et al., 2019 ; Brauman et Thoumazeau, 2020) propose de s'affranchir de cette limite en calculant les facteurs de pondération à partir d'une analyse en composante principale de plusieurs milliers de mesures obtenues sur une gamme de conditions pédo-climatiques et agronomiques. Le *tableau 5* du rapport Calvaruso et al. (2019) fournit davantage de détails sur ces outils agrégés.

En contexte forestier, aucun outil dédié à l'évaluation de plusieurs fonctions des sols n'a été identifié. En revanche, des démarches de diagnostics ont vu le jour depuis quelques années pour répondre spécifiquement à une menace et guider les gestionnaires forestiers dans le choix des pratiques durables. Peuvent par exemple être cités les outils d'aide à la décision décrits dans le guide PRATIC'SOLS (ONF, FNEDT, 2017) pour évaluer la sensibilité de parcelles forestières au tassement et IN-SENSE (Augusto et al., 2018) pour évaluer la sensibilité à l'exportation de rémanents.

Sélection des paramètres pour l'évaluation des fonctions et des services

L'analyse de la littérature a permis d'identifier plus de 100 paramètres dans les différents projets et outils analysés (Annexe 4). Une grande diversité de paramètres en termes d'approche de mise en œuvre (e.g. mesures de terrain, analyse en laboratoire, expérimentation, modélisation), de domaine d'application (paramètre spécifique à un usage/contexte/objectif jusqu'à des paramètres ubiquistes) et d'opérationnalité technique (phase de recherche à utilisation en conseil) peut être citée. Les travaux visant à évaluer les fonctions des sols considèrent tous les paramètres physiques, chimiques et, de plus en plus, biologiques des sols. Les 10 paramètres physiques, chimiques et biologiques des sols les plus fréquemment cités dans les projets de recherche nationaux et internationaux étudiés sont présentés en *tableau 2*. Ce résultat est en accord avec la synthèse de la littérature la plus récente à ce sujet (Bünemann *et al.*, 2018).

Si on interclasse les paramètres, les 12 premiers paramètres qui ressortent comme étant les plus utilisés dans les projets étudiés sont : le pH, la biomasse microbienne et la diversité microbienne, l'abondance et la diversité des communautés lombriciennes, la compacité (ou la densité apparente), le ratio C/N, l'abondance, la diversité et la structure des nématodes, la teneur en ETM totaux, le taux de matière organique, la teneur en éléments échangeables, la capacité d'échange cationique et la texture. Comparativement à la synthèse de Bünemann *et al.* (2018), les paramètres biologiques sont davantage utilisés dans les projets de recherche récents (français et internationaux) intégrés dans notre analyse. Cela traduit un intérêt accru

de la recherche, notamment française sur le sujet de l'évaluation biologique des sols au cours de ces dernières années, avec la constitution d'équipes de recherche très actives dans ce domaine en lien avec la mise en place de programmes de recherche (par exemple, en 2004 le programme Bio-indicateurs de la qualité des sols porté par l'ADEME). Cet intérêt résulte de la prise en compte du rôle central des organismes et de leur activité dans le fonctionnement des sols, de la sensibilité des organismes face aux modifications des conditions du milieu qui en font des candidats potentiels pour une évaluation précoce de la dégradation du fonctionnement des sols (bien que les liens qualitatifs et quantitatifs avec les fonctions soient encore à établir et à valider), et le développement de technologies d'analyses, en particulier de l'ADN du sol (Bouchez *et al.*, 2016, Dequiedt *et al.*, 2020), qui proposent une évaluation de l'abondance des organismes microbiens, la caractérisation des interactions entre organismes (réseaux trophiques, symbiose par exemple) et leur activité (décomposition, altération...) pour des coûts de plus en plus abordables.

Quarante-quatre paramètres (physiques, chimiques et biologiques) ont finalement été retenus pour les ateliers de co-construction (Annexe 5). Cette sélection s'est réalisée en concertation avec plusieurs experts en sciences du sol et a tenu compte de leur niveau d'opérationnalité pour une mise en œuvre par les professionnels (actuellement ou à court terme pour les paramètres en développement). Évidemment le niveau d'opérationnalité des paramètres résulte d'un compromis entre plusieurs critères, dans notre étude, la facilité de mise en œuvre et d'interprétation dans divers contextes, la fiabilité de sa mesure (et donc du référentiel associé) et son coût (ou plutôt le ratio coût/bénéfice de l'information). Ainsi ont été exclus les para-

Tableau 2 : Liste des 10 paramètres physiques, chimiques et biologiques les plus fréquemment utilisés dans les projets de recherche étudiés. Les paramètres en rouge sont fréquemment cités dans les projets de recherche étudiés, mais le sont moins dans la synthèse du projet ISQAPER (Bünemann *et al.*, 2018).

Table 2: List of the 10 most frequently used physical, chemical and biological parameters in the research projects studied. The red parameters are frequently cited in the research projects studied, but less represented in the synthesis of the ISQAPER project (Bünemann *et al.*, 2018).

Physique	Chimique	Biologique
Compacité	pH	Biomasse moléculaire microbienne
Texture	Teneur en ETM totaux	Abondance/diversité/structure vers de terre
Structure	Teneur en éléments assimilables	Abondance/diversité/structure nématodes
Épaisseur de sol	Ratio C/N	Diversité microbienne
Infiltration de l'eau	Teneur en CTO totaux	SET escargots
Réserve utile en eau	Teneur en oligo-éléments	Indice oméga-3
Stabilité des agrégats	Capacité d'échange cationique	Densité racinaire
Hydromorphie	Teneur en matière organique	Activités enzymatiques
Porosité	Stockage de C organique	Biomasse microbienne
Etat d'humidité	Teneurs en C organique et en N total	Respiration basale

mètres très coûteux/complexes à mettre en œuvre en milieu agricole et forestier, ne possédant pas de référentiel d'interprétation et/ou sans potentiel de développement fort comme par exemple la perméabilité ou la conductivité hydraulique. À titre d'exemple, plusieurs paramètres biologiques (e.g. activités enzymatiques, diversité taxonomique microbienne) ou le pool de carbone stable ont été conservés en raison des perspectives actuelles de développement de référentiels au niveau national dans le cadre du GIS Sol, et d'industrialisation des analyses via le projet AgroEcoSol porté par le laboratoire d'analyse et de conseil agro-environnemental Auréa en partenariat avec l'INRA (UMR Agroécologie, UMR ECOSYS, US Infosol) et l'Institut du végétal Arvalis, dans le cadre du programme des investissements d'avenir.

Ateliers de co-construction

Ateliers de co-construction avec des acteurs professionnels de la gestion des sols agricoles et des sols forestiers (Calvaruso *et al.*, 2019)

Lors de ces ateliers, les participants ont dû associer à chaque fonction les paramètres qui leur paraissaient essentiels à leur évaluation. Les paramètres sélectionnés par fonction sont présentés dans le *tableau 3*. Toutes les fonctions ont pu être associées à des paramètres. Pour l'atelier « sols agricoles », chaque groupe a sélectionné entre 18 à 24 paramètres. 15 paramètres sont communs à tous les groupes. Les plus cités et ceux qui font le plus consensus, sont relatifs aux propriétés physiques et chimiques des sols. Les paramètres biologiques sont principalement sélectionnés en lien avec la fonction « Habitat d'organismes et régulation de la biodiversité » (indice vers de terre) et la fonction « Filtre, Tampon et Dégradation des polluants » (diversité taxonomique bactérienne). L'évaluation des paramètres s'appuie sur des observations et des mesures de terrain (e.g. pierrosité, traces d'hydromorphie (couleur), vitesse d'infiltration de l'eau, épaisseur du sol, traces d'érosion, utilisation du test-bêche) ainsi que sur des analyses en laboratoire (e.g. teneur en C organique, CEC). Les participants de l'atelier « sols forestiers » ont sélectionné 16 paramètres communs aux deux groupes. Leur évaluation s'appuie principalement sur des observations de terrain (e.g. forme d'humus, bio-indicateurs végétaux, traces d'hydromorphie, effervescence à l'acide), et quelques analyses biologiques (e.g. microfaune, biomasse microbienne) pour les fonctions « Habitat pour les organismes et régulation de la biodiversité » et « Filtre, Tampon et Dégradation des polluants ». 10 paramètres sont communs avec l'atelier « sols agricoles ». Enfin, quel que soit le milieu, les participants ont rappelé que le contexte stationnel et l'historique des parcelles doivent être un premier niveau de diagnostic afin de définir des potentiels risques et les paramètres à évaluer. Par exemple, les participants du groupe « forêt » estiment qu'il est inutile de faire des

analyses de polluants dans des sols forestiers dont l'historique d'usage est uniquement l'exploitation forestière.

Ateliers de co-construction avec des acteurs de la recherche et du développement sur les sols agricoles et urbains (Blanchart *et al.*, 2019)

Dans le cadre des ateliers de co-construction, les participants (répartis en trois groupes par atelier) ont d'abord identifié les services, puis les fonctions, et enfin les paramètres à leur associer. Les résultats sont présentés par fonction dans le *tableau 4*. La plupart des fonctions proposées à l'issue de l'état de l'art et utilisées dans les ateliers avec les professionnels ont été reprises, sauf la fonction « Contrôle de la composition chimique de l'atmosphère et contribution aux processus climatiques » pour l'atelier « Sols agricoles » en raison du contexte ne mettant pas en avant cet enjeu. Les participants de l'atelier « Sols urbains » ont quant à eux ajouté une fonction « Altération et formation du sol ». Les services sélectionnés sont plus divers, et ont été parfois renommés/complétés par rapport à la proposition initiale, traduisant l'importance du contexte dans leur sélection et leur définition, ce qui est cohérent avec l'absence de consensus identifié dans la littérature sur leurs définitions et appellations. À l'issue de ces ateliers, l'association des fonctions aux services a été disparate (données non présentées). 22 paramètres ont été sélectionnés par au moins deux groupes de l'atelier « Sols agricoles ». Cette sélection intègre des paramètres physiques, chimiques et biologiques. Elle est très proche de celle obtenue avec les professionnels, malgré la différence de contexte. En contexte urbain, 18 paramètres ont été cités par au moins 2 groupes dans les ateliers. Ceux retenus sont principalement d'ordre physiques et chimiques, proches de ceux retenus en contexte agricole. Les paramètres biologiques sont moins considérés que dans l'atelier « Sols agricoles ». La contamination des sols par des polluants (mobilité des ETM) est davantage prise en compte.

DISCUSSION

L'objectif de cette étude, à savoir proposer aux gestionnaires des sols forestiers et agricoles et aux aménageurs urbains un jeu de paramètres à mesurer pour évaluer les fonctions des sols et services écosystémiques associés, était ambitieux car les préoccupations sont très diverses suivant l'usage mais également suivant le contexte pédoclimatique, social et économique. Pour répondre au mieux à cet objectif, la stratégie menée a consisté dans un premier temps en une revue de littérature internationale la plus exhaustive possible des méthodologies d'évaluation. Dans un second temps, des ateliers participatifs avec un large panel d'acteurs des secteurs forestier, agricole et urbain, ont eu pour objectif d'identifier un jeu de paramètres communs. Cependant, cette approche par ateliers a pu présenter certains biais, en particulier car tous les usages n'ont pas pu être intégrés, par exemple

Tableau 3 : Paramètres sélectionnés par les acteurs professionnels pour les ateliers « sols agricoles » et « sols forestiers ». Les paramètres en italique sont communs aux deux ateliers. Entre parenthèses est précisé le nombre de groupes ayant sélectionné le paramètre dans la fonction ciblée.

Table 3: Parameters selected by the professional actors for the workshops « agricultural soils » and « forest soils ». The parameters in italics are common to both workshops. In parentheses is specified the number of groups that selected the parameter in the targeted function.

		Atelier «Sols agricoles»	Atelier «Sols forestiers»
Contexte		Bail rural à clauses environnementales	Plan simple de gestion
Nombre de groupes		3	2
Fonctions	Rétention et fourniture de nutriments	Capacité d'échange cationique et taux de saturation en cations échangeables (3) pH _{eau/KCl} (3) Teneurs en éléments échangeables (3) <i>Teneur en Calcaire total et actif (3)</i> Teneur en éléments assimilables (1)	Forme d'humus (2) <i>Calcaire actif (effervescence) (2)</i> <i>Texture du sol (2)</i> <i>NB : ces trois paramètres permettent notamment d'évaluer la sensibilité aux exportations de minéraux</i>
	Support physique stable pour les végétaux	<i>Epaisseur du sol (3)</i> <i>Texture du sol (3)</i> <i>Pierrosité (3)</i> Structure/porosité (3) Compacité (3) Stabilité des agrégats (1)	<i>Epaisseur de sol (2)</i> <i>Texture du sol (2)</i> <i>Pierrosité (2)</i> <i>Traces d'hydromorphie (2)</i> Etat d'humidité du sol (2) <i>NB : Texture, pierrosité, traces d'hydromorphie et état d'humidité du sol permettent d'évaluer la sensibilité à la compaction</i>
	Stockage, recyclage et transformation des matières organiques	<i>Teneur en Corg et MO (3)</i> <i>Teneur en Ntotal (3)</i> Rapport C/N (3) Pools C labile et stable (1) Vitesse décomposition MO (1) Teneur en N potentiellement minéralisable (1)	Forme d'humus (2)
	Rétention, Circulation et Infiltration de l'eau	<i>Réserve utile en eau (2)</i> Etat de surface : Traces d'érosion et croûte de battance (2) <i>Traces d'hydromorphie (2)</i> Vitesse d'infiltration de l'eau (2)	<i>Réserve utile en eau (2)</i> Bioindicateurs réponse végétation (= plantes bio-indicatrices) (2) <i>Traces d'hydromorphie (2)</i>
	Habitat pour les organismes et régulation de la biodiversité	Abondance et diversité des vers de terre (3) <i>Abondance et diversité microfaune (nématodes) (3)</i> <i>Densité, état racines et profondeur d'enracinement (2)</i> Biomasse moléculaire microbienne (2) Vitesse décomposition MO (1) Diversité taxonomique microbienne (1)	<i>Densité, état racines et profondeur d'enracinement (2)</i> <i>Abondance et diversité microfaune (nématodes) (2)</i>
	Filtre, tampon et dégradation des polluants	Teneurs en contaminants (2) Diversité taxonomique microbienne (1)	Biomasse moléculaire microbienne (2) Teneurs en contaminants (2) Mobilité des éléments traces métalliques (2)
	Contrôle de la composition chimique de l'atmosphère et contribution aux processus climatiques	<i>Evolution des teneurs et des stocks de C (modélisation) (3)</i> Stock de C (1) Pools C labile et stable (1)	<i>Evolution des teneurs et des stocks de C (2)</i>

Tableau 4 : Services écosystémiques, fonctions et paramètres sélectionnés par les acteurs des ateliers « sols agricoles » et « sols urbains ». Seuls sont présentés les paramètres ayant fait l'objet d'une sélection par au moins deux groupes. Les éléments communs aux deux ateliers sont en italique. Les contextes sont présentés en *Annexe 2*.

Table 4: *Ecosystem services, functions and parameters selected by the actors of the workshops « agricultural soils » and « urban soils ». Only parameters that have been selected by at least two groups are presented. The elements common to both workshops are in italics. The contexts are presented in Appendix 2.*

	Atelier «Sols agricoles»	Ateliers «Sols urbains»
Contexte	Protection d'une aire de captage	Renouvellement urbain
Services	<i>Production de biomasse (alimentaire et non alimentaire)</i> <i>Contrôle de l'érosion</i> <i>Régulation des maladies et des ravageurs</i> <i>Gestion des déchets et des effluents</i>	<i>Production de biomasse (alimentaire)</i> Support de construction et d'infrastructure <i>Régulation des zoo et phytopathogènes et espèces invasives</i> Régulation de la qualité des écosystèmes Régulation climat local Régulation de la quantité et de la qualité de l'eau <i>Contrôle érosion / glissements de terrain</i> <i>Gestion des déchets et des effluents</i> Régulation qualité de l'air Services culturels (loisirs, esthétique, éducation)
Fonctions	<i>Stockage, recyclage et transformation des matières organiques</i> <i>Support physique stable pour les végétaux</i> <i>Rétention, circulation et infiltration de l'eau</i> <i>Habitat pour les organismes et contrôle de la biodiversité</i> <i>Rétention et fourniture de nutriments</i> <i>Filtre, tampon et dégradation des polluants</i>	<i>Support physique stable pour les végétaux</i> <i>Filtre, tampon et dégradation des polluants</i> <i>Rétention et fourniture de nutriments</i> <i>Habitat pour les organismes et contrôle de la biodiversité</i> <i>Rétention, circulation et infiltration de l'eau</i> <i>Stockage, recyclage et transformation des matières organiques</i> Altération et formation de sol Contrôle composition chimique de l'atmosphère et contribution aux processus climatiques
Paramètres	<i>Epaisseur du sol</i> <i>Texture du sol</i> <i>Pierrosité</i> <i>Réserve utile en eau</i> <i>Traces d'hydromorphie</i> <i>Vitesse d'infiltration de l'eau</i> <i>Teneur en N total et disponible</i> <i>Teneur en MO et C organique</i> <i>Teneur en éléments assimilables (K, Mg, Ca, Na, P...)</i> <i>Capacité d'échange cationique et taux de saturation en cations échangeables</i> <i>pH_{eau/KCl}</i> <i>Etat de surface : traces d'érosion...</i> Rapport C/N N et C labiles Compacité/densité apparente <i>Densité, état racines et profondeur d'enracinement</i> <i>Abondance et diversité vers de terre</i> <i>Diversité taxonomique microbienne</i> <i>Abondance et diversité microfaune (nématodes)</i> <i>Biomasse (moléculaire) microbienne</i> <i>Abondance et diversité macrofaune (cloportes)</i> <i>Teneurs en contaminants (ETM, pesticides)</i>	<i>Epaisseur du sol</i> <i>Texture du sol</i> <i>Pierrosité</i> <i>Réserve utile en eau</i> <i>Traces d'hydromorphie</i> <i>Vitesse d'infiltration de l'eau</i> <i>Humidité du sol</i> <i>Perméabilité</i> Densité apparente/compacité Stabilité des agrégats Structure/porosité <i>Etat de surface : traces d'érosion, ...</i> <i>Teneur en MO et C organique</i> <i>Teneur en N total et disponible</i> <i>pH_{eau/KCl}</i> <i>Teneur en éléments assimilables (K, Mg, Ca, Na, P...)</i> <i>Capacité d'échange cationique et taux de saturation en cations échangeables</i> Teneur en calcaire total et actif <i>Densité, état, racines et profondeur d'enracinement</i> <i>Abondance et diversité des vers de terre</i> <i>Teneurs en contaminants</i> Mobilité des ETM

avec l'absence de professionnels de la viticulture, et car la sélection des paramètres s'est appuyée sur des mises en situation contextualisées (bail rural, plan de gestion forestier, aménagement urbain, protection d'une aire de captage) orientant le choix des participants vers des paramètres adaptés à ces problématiques. Bien que le panel des sondés et des contextes pourrait être enrichi, l'approche multifonctionnelle du diagnostic consistant en une évaluation de l'ensemble des 7 fonctions du sol pré-identifiées à partir la littérature permet de s'affranchir en grande partie de ces biais. Par ailleurs, la cohérence des paramètres identifiés dans le cadre des deux ateliers menés sur les sols agricoles rassure sur la représentativité des résultats.

Un nombre croissant de travaux de recherche développe des approches d'évaluation des fonctions des sols et des services auxquels ils contribuent. Ils s'appuient généralement sur des propriétés observables ou mesurables du sol. Certains projets, portant sur les sols agricoles et/ou urbains, ont abouti à la proposition d'outils d'aide à la décision à destination des gestionnaires, avec des paramètres physiques, chimiques et biologiques permettant d'évaluer plusieurs fonctions. L'analyse de la littérature a permis de lister un nombre important de paramètres proposés dans ces approches, récemment complété avec l'introduction de nouveaux paramètres biologiques. Il est à noter que le mode d'agrégation de ces paramètres en indicateurs de fonctions diffère entre les outils et intègre une part importante de subjectivité liée au dire d'experts encore indispensable dans l'interprétation des résultats. Sur le sujet, Rabot *et al.* (2017) réalise une revue des méthodes multiparamétriques permettant l'estimation d'indices de la qualité des sols (IQS), dans un contexte d'aménagement territorial.

Des ateliers de co-construction avec des professionnels et des acteurs de la recherche et du développement ont ensuite été conduits afin d'identifier les paramètres qui peuvent dès aujourd'hui être utilisés pour l'évaluation des fonctions et services liés aux sols en milieux agricole, forestier et urbain. Le nombre de paramètres issus de ces ateliers reste important (> 30). Les paramètres physiques font pour la plupart l'objet d'un consensus, quel que soit le milieu. Les analyses chimiques sont principalement mises en avant en milieux agricole et urbain, alors que les acteurs forestiers s'appuient principalement sur des observations de terrain intégrant de la bioindication (e.g. végétaux, forme d'humus). Une récente étude de Hanson *et al.* (2020) sur une large gamme de sols acides semble donner raison à ces derniers en démontrant que les analyses chimiques de sols forestiers sont de mauvais indicateurs pour prédire la productivité d'un peuplement forestier. Enfin, l'utilisation des paramètres biologiques est plus variable et discutée. Elle est principalement identifiée dans les groupes « sols agricoles » pour évaluer les fonctions « Habitat d'organisme et régulation de la biodiversité » et « Filtre, tampon et dégradation des polluants ». Ceci dénote un déficit de connaissance et de recul sur l'interprétation de ces paramètres encore très récents, et pour lesquels on manque de référentiels. Il paraît donc important de poursuivre les travaux de R&D sur les référen-

tiels d'interprétation et les méthodes d'intégration des paramètres, notamment biologiques, pour évaluer les fonctions et les services.

Une première liste restreinte de paramètres est proposée (Figure 5) combinant des paramètres qui ont fait l'objet d'un consensus à la fois dans le domaine agricole, forestier et de l'aménagement urbain, et de paramètres plus prospectifs mais dont le potentiel paraît fort à moyen terme (< 5 ans) avec l'industrialisation en cours des analyses biologiques (par exemple le projet AgroEcoSol) et le développement de nouveaux référentiels, notamment grâce à la mise en place du Réseau de Mesure de la Biodiversité des sols (Imbert *et al.*, 2020) et d'un référentiel sur la stabilité du carbone (analyses thermiques par pyrolyse Rock-Eval) dans le cadre du GIS Sol. Comme l'ont illustré les travaux menés dans le cadre de ces études, l'utilisation des paramètres est à moduler notamment en fonction du contexte (e.g. caractéristiques stationnelles, occupation du sol, historique des pratiques), des objectifs du diagnostic et des moyens disponibles. Un point clé du diagnostic est la représentativité de l'échantillon collecté ou de la zone étudiée compte tenu de la potentielle forte variabilité spatiale des sols. C'est pourquoi il est indispensable de s'appuyer sur des normes d'échantillonnage comme la série des normes ISO 18400 relative l'échantillonnage des sols ou la norme AFNOR NF X31-100 relative aux méthodes de prélèvement d'échantillons de sol pour analyses physico-chimiques en vue d'une interprétation agronomique.

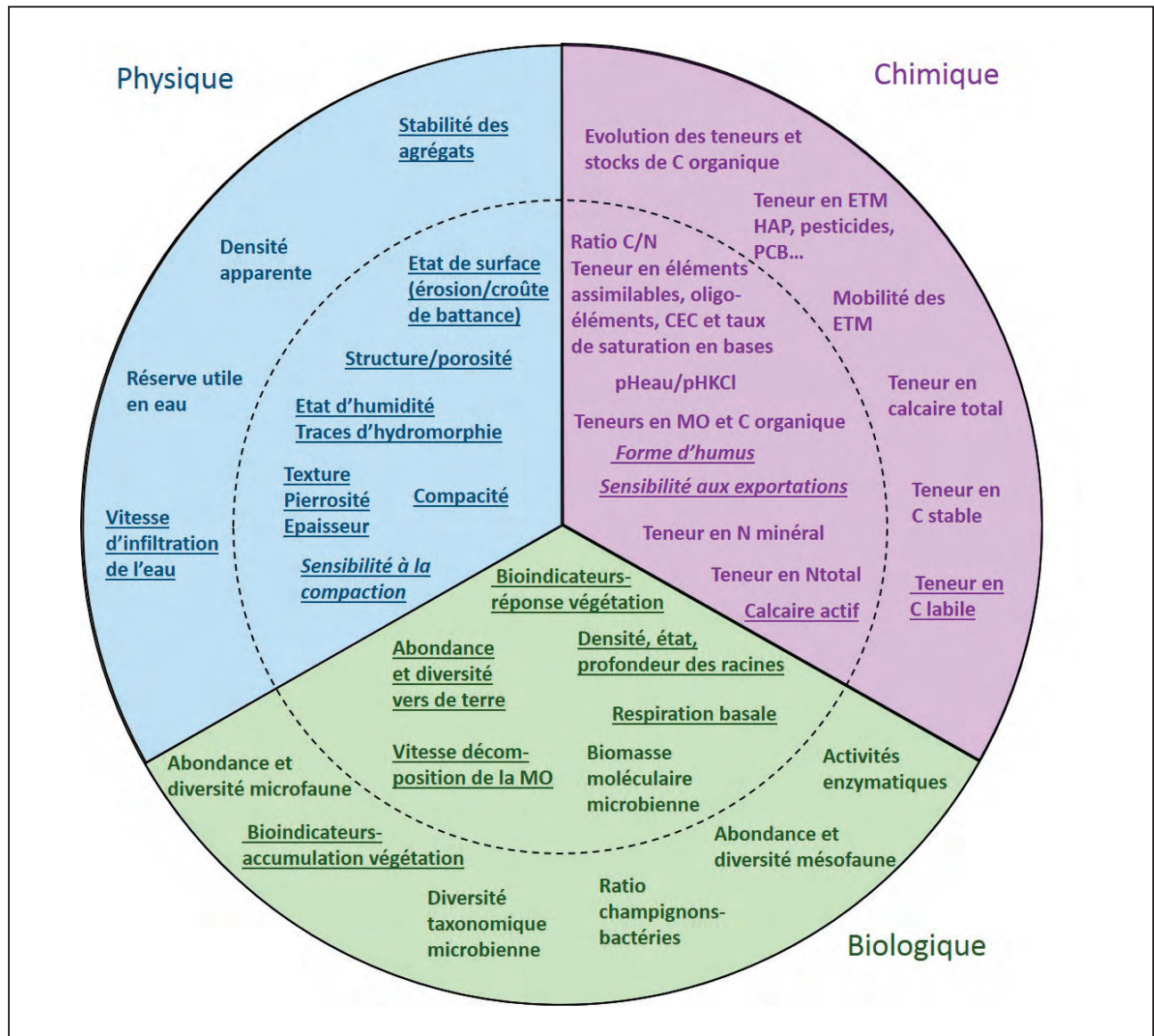
À titre d'exemple, l'utilisation de ce jeu de paramètres dans le cadre des baux ruraux à clauses environnementales ou des plans de gestions en forêt pourrait être menée comme suit :

- Un premier niveau de diagnostic avec une sélection de paramètres (20 en milieu agricole et 23 en milieu forestier) peu coûteux à évaluer, principalement de terrain, avec peu d'analyses en laboratoire, faciles à mettre en œuvre et permettant de renseigner l'ensemble des fonctions du sol. Le coût d'un diagnostic de la qualité des sols basé sur ce jeu simple est inférieur à 500 euros par unité de sol homogène (incluant l'analyse d'un échantillon composite de sol), et nécessite entre une demie et une journée de travail en fonction de la surface de l'unité.
- Un second niveau de paramètres complémentaires mobilisables en cas de problème identifié à partir du premier niveau de diagnostic ou dans le cas d'une problématique spécifique (e.g. évaluation du stockage de carbone, contaminations potentielles).

Évidemment compte tenu des nombreux projets de recherche sur le sujet et des avancées technologiques rapides, ce jeu de paramètres est destiné à évoluer pour intégrer de nouveaux paramètres plus robustes, plus précis, moins coûteux. Une baisse du coût du diagnostic permettrait par exemple d'augmenter la fréquence des mesures et/ou de multiplier les points de mesures avec ainsi une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale du sol.

Figure 5 : Paramètres retenus par Calvaruso *et al.* (2019) pour l'évaluation de l'état des fonctions des sols avec un jeu simple (paramètres à l'intérieur du cercle pointillé) et un jeu plus complet (paramètres complémentaires à l'extérieur du cercle pointillé). Les paramètres soulignés sont des paramètres de terrain qui ne nécessitent pas d'équipements spécifiques pour la mesure. Les mesures de C labile et de respiration basale peuvent également se faire sur le terrain mais nécessitent l'utilisation d'un spectrophotomètre portable. Les paramètres en italique sont utilisés spécifiquement en milieu forestier.

Figure 5: Parameters selected by Calvaruso *et al.* (2019) for assessing the state of soil functions with a simple set (parameters inside the dotted circle) and a more complete set (complementary parameters outside the dotted circle). The underlined parameters are field parameters that do not require specific equipment for the measurement. Labile C and basal respiration measurements can also be performed in the field but require the use of a portable spectrophotometer. The parameters in italics are used specifically in the forest environment.



CONCLUSION

Il ne fait aujourd'hui plus aucun doute que les usages et pratiques inadaptés aux propriétés des sols aboutissent à des dégradations potentiellement irréversibles de cette ressource fondamentale. Quel que soit le milieu, *i.e.*, forestier, agricole, urbain, les attentes sont fortes en ce qui concerne la mise à disposition de démarches d'évaluation de la qualité des sols à la fois robuste, facile à mettre en œuvre et à coût raisonné, et qui permette aux différents acteurs de gérer durablement les sols mais également de répondre à leurs attentes en termes de connaissances des sols.

La notion de qualité de sol est reliée dans la littérature à la notion de « fonctions du sol » qui est une notion moins bien connue mais qui est plus explicite et qui renvoie aux bénéfices environnementaux (et par conséquent aux services) liés à une gestion des sols adaptée à son usage. Cet article résume deux études menées pour l'Ademe, reposant toutes deux sur une analyse bibliographique et sur des ateliers de co-construction avec des acteurs des sols forestiers, agricoles et urbains. Ces études ont souligné la forte dynamique de la recherche sur cette thématique, particulièrement par des équipes françaises, avec notamment un grand nombre de projets de recherche visant à développer des paramètres robustes pour évaluer la qualité (et les fonctions) des sols. L'amélioration des diagnostics s'oriente vers la conciliation de mesures physiques, chimiques et biologiques. Dans le cadre de ce travail, un jeu de paramètres minimal qui permet d'appréhender un ensemble de 7 fonctions des sols pour un coût raisonné (environ 500 euros) a été proposé.

Pour favoriser la réalisation de diagnostics de la qualité des sols à grande échelle, la constitution de ce jeu de paramètres est une première étape. Elle doit être combinée à la mise en œuvre de diverses stratégies de promotion à destination des acteurs des sols forestiers, agricoles et urbains. Les échanges issus des ateliers de co-construction ont à ce titre montré que la formation et la sensibilisation des acteurs (et plus généralement du Grand Public en ce qui concerne le rôle des sols et l'importance de leur préservation) sont des paramètres clés car elles favoriseraient d'une part l'acceptabilité de la réalisation du diagnostic et d'autre part leur fourniraient les connaissances préalables nécessaires pour comprendre la pertinence de ce type de diagnostic. Lors de ces ateliers de co-construction, cinq grandes stratégies de déploiement ont également pu être identifiées en complément des approches de conseil : intégration de diagnostic de qualité des sols dans les transactions foncières, dans les baux ruraux, comme conditionnalité à des aides publiques, dans les contractualisations privées (ex : compensation carbone ou biodiversité) et dans la planification territoriale (Calvaruso *et al.*, 2019). Ces différentes stratégies sont déjà explorées dans le cadre de plusieurs initiatives comme le diagnostic « Humus » expérimenté par Terres de Liens dans le cadre des baux ruraux à clauses environnementales ou en lien avec le développement de référentiels territoriaux de la qualité des sols à l'échelle de communautés de communes

(par exemple, Dijon Métropole dans le cadre du projet « Vers un système alimentaire durable pour 2030 », lauréat de l'appel à projet « Territoire d'Innovation de Grande Ambition », ou le SCOT du Grand Rovaltain Drôme-Ardèche, qui développe un observatoire de la santé des sols Rovalterra™). Les participants aux ateliers ont ainsi mis en avant l'intérêt d'une coordination accrue au niveau national, qui intégrerait plusieurs axes : le développement de la sensibilisation et de la formation, la reconnaissance de démarches de diagnostics et le partage de référentiels en particulier sur les paramètres clés (ex : bases de données, référentiels d'interprétation des valeurs) mais aussi sur la terminologie (ex : fonctions, services), et le développement d'une plateforme d'innovation nationale pour animer le réseau d'acteurs, tout en capitalisant expertises et retours d'expériences.

Ces deux études ont également mis en exergue quelques pistes de développement à moyen terme. Par exemple, il a été jugé nécessaire de faire un effort sur la clarification de la terminologie relative à l'évaluation des fonctions et des services rendus par les sols, et sur l'intégration des paramètres en indicateurs de fonctions et de services. Un des points essentiels d'amélioration des outils est le besoin d'acquiescer des retours d'expériences sur la mise en œuvre des méthodes « émergentes » de caractérisation des sols, et ce quel que soit le milieu. L'intégration de ces retours d'expérience devrait avoir lieu dans un cadre coopératif en impliquant le plus en amont possible l'ensemble des parties prenantes. Plusieurs démarches coopératives de co-construction de jeux et impliquant professionnels et acteurs de la recherche et du développement sont déjà en cours, principalement dans le milieu agricole : on peut citer le réseau REVA, qui développe une démarche pour le conseil agricole, ou encore le diagnostic « Humus », expérimenté par Terres de Liens dans le cadre des baux ruraux à clauses environnementales, ou encore le projet SUPRA, qui vise à améliorer la prise en compte de la qualité des sols dans la planification et l'aménagement du territoire. Ces démarches devraient être encouragées et partagées, notamment pour couvrir d'autres types d'usage des sols. Ainsi, la mise en réseau et le partage d'une information faisant référence dans le domaine de l'évaluation de la qualité des sols sont deux des principales attentes exprimées par les participants des ateliers menés avec les professionnels. La mise en place d'un centre de ressources national associé à un groupe d'experts pourrait y répondre.

BIBLIOGRAPHIE

- Ahikari K., Hartemink A.E., 2015 - Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma*, 262. pp. 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Augusto L., Pousse N., Legout A., Seynave I., Jabiol B., Levillain J., 2018 - INsensé : Indicateurs de SENSibilité des Ecosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse. <https://www.ademe.fr/insense-indicateurs-sensibilite-ecosystemes-forestiers-soumis-a-recolte-accrue-biomasse>.
- Ay J.-S., Pousse N., Rigou L., Thannberger L., 2020 - Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse et études de cas. *Etude et gestion des sols*, 27. pp. 147-162.
- Baize D., Jabiol B., 2011 - Guide pour la description des sols. Ed. Quae.
- Barré P., Cécillon L., Chenu C., Martin M., Vidal-Beaudet L., Eglin T., 2020 - La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification. *Etude et gestion des sols*, 27. pp. 305-320.
- Blanchart A., Séré G., Cherel J., Warot G., Stas M., Consalès J. N., Morel J. L., Schwartz C., 2018 - Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils, *Landscape and Urban Planning*, 176. pp. 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>
- Blanchart A., 2018 - Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnelle. Thèse de doctorat, Université de Lorraine. 256 p. + annexes.
- Blanchart A., Calvaruso C., Eglin T., Pierart A., Grand C., 2019 - Méthodologie d'évaluation des fonctions et des services écosystémiques rendus par les sols. Synthèse séminaire du 12 juin 2019, INRA Orléans. 31 p. www.ademe.fr/mediatheque
- Bouchez T., Bliex A.L., Dequiedt S., Domaizon I., Dufresne A., Ferreira S., Godon J. J., Hellal J., Joulain C., Quaiser A., Martin-Laurent F., Mauffret A., Monier J. M., Peyret P., Schmitt-Koplin P., Sibourg O., D'oiron E., Ranjard L., 2016 - Molecular microbiology methods for environmental diagnosis. *Environmental Chemistry Letters*, 14(4). pp. 423-441. doi:10.1007/s10311-016-0581-3
- Bremer E., Ellert K., 2004 - Soil quality indicators : A review with implication for agriculture ecosystems in Alberta. Alberta environmentally sustainable agriculture soil quality program, Alberta agriculture, food and rural development. Alberta, 32 p.
- Büнемann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., de Deyn G., de Goed R., Fleskens L., Geissen V., Kuyper T.W., Mäder P., Pulleman M., Sukkel W., van Groenigen J.W., Brussaard L., 2018 - Soil quality : a critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120. pp. 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cannavacciuolo M., Cassagne N., Riou V., Mulliez P., Chemidlin N., Dequiedt S., Villenave C., Cérémonie H., Cluzeau D., Cyllly D., Vian J.-F., Peigné J., Gontier L., Fourrié L., Maron P.-A., D'oiron Verame E., Ranjard L., 2019 - Validation d'un tableau de bord d'indicateurs sur un réseau national de fermes en grande culture et viticulture pour diagnostiquer la qualité biologique des sols. *Innovations Agronomiques* 55, pp. 41-54. <https://www6.inra.fr/ciag/content/download/6/029/44832/file/Vol55-4-Cannavacciuolo.pdf>
- Calvaruso C., Blanchart A., Bertin S., 2019 - Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers : indicateurs de suivi et stratégies de déploiement. 80 p. + annexes. Ouvrage prochainement disponible en ligne : www.ademe.fr/mediatheque
- Debeljak M., Trajanov A., Kuzmanovski V., Schröder J., Sandén T., Spiegel H., Wall D.P., Van de Broek M., Rutgers M., Bampa F., Creamer R.E., Henriksen C.B., 2019 - A Field-Scale Decision Support System for Assessment and Management of Soil Functions. *Frontiers in Environmental Science*, 7-115. doi: 10.3389/fenvs.2019.00115
- de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002 - A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41. pp. 393-408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Dequiedt S., Karimi B., Chemidlin Prévost-Bouré, N., Terrat S., Horigue W., Djemiel C., Lelievre M., Nowak V., Wincker P., Jolivet C., Saby N.P.A., Arrouays D., Bispo A., Feix I., Eglin T., Lemanceau P., Maron P.A., Ranjard L., 2020 - Le RMQS au service de l'écologie microbienne des sols français, *Etude et Gestion des Sols*, 27. pp. 51-71.
- 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. pp. 81-95.
- Dominati E., Patterson M., Mackay A., 2010 - A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69. pp.1858-1868. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2010.05.002
- Doran J.W., Parkin T.B., 1994 - Defining and assessing soil quality. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Wisconsin, USA: SSSA Inc. pp. 3-21.
- FAO et ITPS, 2015 - État des ressources en sols du monde - Résumé technique. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Groupe technique intergouvernemental sur les sols, Rome, Italie.
- Haines-Young R.H., Potschin M.B., 2010 - The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In : D. Raffaelli & C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology : A New Synthesis (Ecological Reviews)*, pp. 110-139). Cambridge : Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511750458.007
- Imbert C., Santorufo L., Ortega C., Jolivet C., Auclerc A., Bougon N., Capowiez Y., Cheviron N., Cluzeau D., Cortet J., Deronzier G., Hedde M., Lévêque A., Maunoury-Danger F., Palka L., Pérès G., Ranjard L., Vanhée B., Villenave C., Wroza S., Bispo A., 2020 - A soil biodiversity survey coupled with the National Soil Quality Monitoring Network? Global symposium on soil biodiversity I FAO HQ I Rome, Italy, 10-12 May 2020
- Hanson K., Laclau J.-P., Saint-André L., Mareschal, L., van der Heijden, G., Nys, C., Nicolas, M., Ranger, J., Legout, A., 2020 - Chemical fertility of forest ecosystems. Part 1 : Common soil chemical analyses were poor predictors of stand productivity across a wide range of acidic forest soils. *Forest Ecology and Management*, 461 pp. 117843
- IPCC, 2019 - Climate Change and Land : an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)].
- Keller C., Lambert-Habib M.-L., Robert S., Ambrosi J.-P., Rabot E., 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*, 33, pp. 11-24
- Kibblewhite M., Ritz K., Swift M., 2008 - Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 363 (1492). pp. 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Nortcliff S., 2002 - Standardization of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88. pp. 161-168. bONF, FNEDT, 2017 - PRATIC'SOLS - Guide sur la praticabilité des parcelles forestières https://www.fcba.fr/sites/default/files/files/GUIDE%20PRACTIC'SOLS_WEB%20vdef.pdf.
- Puydarrieux P., Beyou W., 2017 - EFESÉ, évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques : cadre conceptuel. Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable.
- Rabot E., Keller C., Ambrosi J.-P. Robert S., 2017 - Revue des méthodes mul-

- tiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire. *Etude et Gestion des Sols*, 24. pp. 59-72.
- Schindelbeck R.R., Van Es H.M., Abawi G.S., Wolfe D.W., Whitlow T.L., Gugino B.K., Idowu O.J., Moebius-Clune B.N., 2008 - Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management. *Landscape and Urban Planning*, 88. pp. 73-80. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.006>
- Schulte R.P.O., Bampa F., Bardy M., Coyle C., Creamer R.E., Fealy R., Gardi C., Bahadur G.B., Jordan P., Laudon H., O'Donoghue C., Ó'hUallacháin D., O'Sullivan L., Rutgers M., Six J., Toth G.L., Vrebos D., 2015 - Making the Most of Our Land : Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3. 81 p. doi:10.3389/fenvs.2015.00081
- Thoumazeau A., Bessou C., Renevier M-S., Trap J., Marichal R., Mareschal L., Decaëns T., Bottinelli N., Jaillard B., Chevallier T., Suvannang N., Sajjaphan K., Thaler P., Gay F., Brauman A., 2019 - Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators* 97. pp. 100-110.
- Tibi A., Therond O., 2017 - Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France), 118 p. Disponible sur <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/EFESE-servicesecosystemiques-rendus-par-les-ecosystemes-agricoles#>
- Tilman D., 1999 - The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80:1455-1474.
- Tóth G., Stolbovoy V., Montanarella L., 2007 - Soil quality and sustainability evaluation. An integrated approach to support soil-related policies of the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, EUR 22721 EN, Luxembourg, 4
- Tóth G., Weynant M., Nemes A., Makó A., Bilas G., Tóth G., 2015 - New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66 pp. 226-238.
- Velasquez E., Lavelle P., Andrade M., 2007 - GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39. pp. 3066-3080.
- Yoshida F., 2002 - *The Economics of Waste and Pollution Management in Japan*. Springer. Doi: 10.1007/978-4-431-67032-2. pp. 163-183.

Annexe 1 :

Liste des projets utilisés pour l'analyse bibliographique

- Agrinnov. (2016).** Tester les Indicateurs de l'état biologique des sols en lien avec les pratiques agricoles (Compte rendu final de projet) (p. 80).
- AgroEcoSol. (2017).** Aurea, Développement d'une filière technique et économique sur le diagnostic et le conseil pour une gestion agroécologique des sols cultivés. <https://www.ademe.fr/agro-eco-sol>
- Agro Transfert & Sol d'Phy (Éd.). (s. d.).** Fiche de Notation de la structure du sol par horizon issue du guide méthodique test bêche structure et action des vers de terre. <http://www.agro-transfert-rt.org/wp-content/uploads/2018/08/Guide-m%C3%A9thode-beche-web.pdf>
- Appoline. (2014).** Applicabilité à l'étude des sites pollués du biomarqueur lipidique des végétaux et du bioindicateur nématofaune. Ademe. <https://www.emse.fr/~bouchardon/recherche/GESIPOL/Appoline/Appoline.htm>
- AP3C. (2017).** Adaptation des Pratiques Culturelles au Changement Climatique. Sidam, chambres d'agriculture. <https://www.sidam-massifcentral.fr/wp-content/uploads/2017/07/AP3C-PlaquetteEtape1.pdf>
- Biofunctool®: Thoumazeau et al. (2019).** Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. Ecological Indicators 97:100-110. <http://agritrop.cirad.fr/589429/>
- BioIndicateurs de qualité des sols. (2008).** Validation de bioindicateurs floristiques pour la surveillance de l'état nutritionnel des sols forestiers français à partir des données de l'inventaire forestier national - Programme Ademe - IFN - ENGREF.
- BioIndicateurs II. (2009).** Développement d'indicateurs biologiques pour décrire la qualité d'un sol. Programme ADEME. <https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/>
- BioDISSPOL. (2015).** Développement de biomarqueurs microbiens pour le diagnostic et le suivi de sites pollués par les solvants chlorés. Ademe, BRGM, Université de Strasbourg.
- BioTrAs : Biomarqueurs dynamiques du transfert de l'arsenic du sol vers les eaux : application au cas du site d'Auzon : Joulian, C., Mercier, A., Hellal, J., Laperche, V. (2010).** https://www.researchgate.net/publication/320083819_BioTrAs_Biomarqueurs_dynamiques_du_transfert_de_l_arsenic_du_sol_vers_les_eaux_application_au_cas_du_site_dAuzon_Rapport_final
- BioTubes. (2016).** Ademe. <https://www.elisol.fr/e-projet-bio-tubes-fetes-1-ans/>
- BLEHLG. (2013).** Les espèces indicatrices : Les plantes comme signal d'alarme. https://ehlgbai.org/wp-content/uploads/2016/07/plantes-indicatrices2013_EHLG.pdf
- Clés de sol: un projet de sciences participatives pour caractériser les sols et leurs fonctions : Jondreville, C., Lemercier, B., Gascuel, C. (2018).** Fondation de France. https://sciencesparticipatives.inra.fr/wp-content/uploads/sites/22/2018/09/18_06_22_projet_cl%C3%A9s_de_sol.pdf
- Climagri®. (2016).** Climagri : un outil et une démarche pour co-construire des stratégies territoriales d'atténuation des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre d'origine agricole sur les territoires. Ademe. DOI: 10.4267/pollution-atmospherique.5664
- COMBINE : coupler des indicateurs chimiques et biologiques pour une évaluation intégrative des risques sanitaires et environnementaux. (2017).** Ademe. https://upds.org/wp-content/uploads/2019/07/UPDS_Mag_6-aout2019_TESORA.pdf
- DANE : développement d'un outil d'aide à la décision dédié à la qualité biologique des sols agricoles, naturels ou pollués. (2016).** Programme d'Investissements d'Avenir initiative PME. <https://www.elisol.fr/tag/pia-pme-biodiversite/>
- DESTISOL. (2018).** Prendre en compte les potentialités des sols dans l'aménagement urbain - Programme Ademe - Gesipol.
- EcoFINDERS. (2015).** <https://projects.au.dk/ecofinders/>
- EFESE : évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques : Puydarrieux, P., Beyou, W. (2017).** Cadre conceptuel. Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable.
- ENVIASSO. (2006).** Environmental Assessment of Soil for mOnitoring. Scientific support to policy - European Commission 6th Framework Programme. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/Projects/Envasso/>
- ERITIME : évaluation des risques de transfert de métaux : Pauget B., Coeurdassier M., de Vaufléury A., 2010.** Rapport du programme bioindicateurs 2 - Utilisation et intérêt des escargots pour la bioindication de la qualité des sols. <http://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/page.php?10>
- Gerboise. (2017).** Gestion raisonnées de la Récolte de BOIS Energie. GIP Ecofor, Ademe. 134 p. <https://www.ademe.fr/gerboise-gestion-raisonnee-recolte-bois-energie>
- Gestion et Conservation de l'État Organique des Sols. (2017).** SIMEOS-AMG Outil de Simulation de l'État Organique des Sols. http://www.simeos-amg.org/images/Guide_utilisation_SIMEOS-AMG_v1.3_28-01-03.pdf
- HUMUS** Diagnostic participatif des sols (Notice d'utilisation) (2018).
- Petitdidier, E., & Rochette, T.,** association Terre de Liens. <https://terredeliens.org/la-notice-du-diagnostic-humus-fait.html>
- IBQS.** Indice biologique de la qualité des sols : Bio-indicateur de la qualité des sols basés sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés. Institut de Recherche pour le Développement. <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/indice-biologique-qualite-sols-ibqs-2011.pdf>
- INSENSE (2018).** Indicateurs de SENSibilité des Écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse ». Ademe. 262 p. <https://www.ademe.fr/insense-indicateurs-sensibilite-ecosystemes-forestiers-soumis-a-recolte-accrue-biomasse>
- InVEST. (2015).** Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs. Natural capital project. <https://ipbes.net/policy-support/tools-instruments/integrated-valuation-ecosystem-services-tradeoffs-invest>
- ISQAPER. (2015).** Interactive Soil Quality Assessment in Europe and China for Agricultural Productivity and Environmental Resilience. EU framework programme for research and innovation horizon 2020. <https://cordis.europa.eu/project/id/635750/fr>
- LANDMARK. (2017).** Schulte, R.P.O., Bampa, F., Bardy, M., Coyle, C., Creamer, R.E., Fealy, R., Gardi, C., Bahadur, G.B., Jordan, P.,

- Laudon, H., O'Donoghue, C., Ó'hUallacháin, D., O'Sullivan, L., Rutgers, M., Six, J., Toth, G.L. and Vrebos, D. (2015), Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3, 81. doi:10.3389/fenvs.2015.00081
- Les bio-indicateurs de l'état des sols : Principe et exemples d'utilisation. (2017).** Ademe. 30 p. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/bio-indicateurs_010216.pdf
- MUSE : intégrer la multifonctionnalité des sols dans les documents d'urbanisme. (2017).** Ademe - Modeval Urba. <https://www.cerema.fr/fr/actualites/projet-muse-integrer-multifonctionnalite-sols-documents>
- PICLEG (2018) Lecompte, F. (s. d.).** Fertilité des sols cultures légumières - Note de synthèse PICLEG
 Proposal for a European soil monitoring and assessment framework. (2001). European Environment Agency.
- PHYTOPERF : l'évaluation intégrée de la phytostabilisation à une échelle industrielle. (2007).** <http://extranet.groupeirhenvironnement.com/phytoperf/>
- PRATICSOLS. (2017).** Guide sur la praticabilité des parcelles forestières. ONF. 48 p. ISBN : 978-2-84207-500-10. <https://www.onf.fr/onf/lonf-agit/+192::praticsols-guide-sur-praticabilite-des-parcelles-forestieres.html>
- P2C (2019) Morvan-Bertrand Annette, Amiaud Bernard, Mischler Pierre, Klumpp Katja, Vécrin Régis, Husse Sébastien, Louault Frédérique, Cliquet Jean-Bernard, Lemauiel-Lavenant Servane.** P2C, la plante : pilote de la capture et du transfert de carbone vers le sol des prairies - Rapport final. ADEME. 41 pages
- RAMSOIL. (2012).** Risk Assessment Methodologies of Soil Threats in Europe - Status and options for harmonization for risks by erosion, compaction, salinization, organic matter decline and landslides.
- RECORD : mesure de la biodiversité et évaluation des services écosystémiques des milieux restaurés. (2018).** http://vertigolab.eu/wp-content/uploads/2018/11/Synth_record17-1021_1A.pdf
- RESOBIO. (2015).** Gestion des résidus forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. Ademe, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, GIP Ecofor. 243 p. <https://www.ademe.fr/projet-resobio-gestion-remanents-forestiers-preservation-sols-biodiversite>
- RESPIRE - Récolte des menus bois en forêt - Potentiel, Impact, Indicateurs et remédiations par épandage de cendres de bois.** 111 p. <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/synthese-respire-recolte-bois-foret-2019.pdf>
- RMQS : réseau de mesure de la qualité des sols : Jolivet, C., Boullonne, L., Ratié, C. (2006).** Unité InfoSol, INRA Orléans, France, 190 p. - https://www.gissol.fr/publis/RMQS_manuel_31032006.pdf
- SolAB (Éd.). (s. d.).** Fiche Évaluer la capacité d'infiltration d'un sol. <http://www.itab.asso.fr/programmes/solab.php>
- Soil Quality Indicators. (2015).** Physical, chemical, and biological indicators for soil quality assessment and management. USDA Natural Resources Conservation Services.
- Soil Quality Indicators: The Next Generation. (2013).** AgResearch. 155 p. - <https://envirolink.govt.nz/assets/Envirolink/Soil20Quality20Indicators-20The20next20generation-Final-June16-ED.pdf>
- Soil Health. (2016).** <https://soilhealthinstitute.org/>
- SoilServ. (2018).** Evaluation multi-échelle des services écosystémiques des sols au sein d'agroécosystèmes - ANR : Dynamique des écosystèmes en vue de leur gestion durable. <https://anr.fr/Projet-ANR-16-CE32-0005>
- Soil's role in restoring ecosystem services. (2014).** An ecosystem services approach to the evaluation of soil conservation policy in New Zealand hill country. <https://scisoc.confex.com/scisoc/2014SES/webprogram/Paper84559.html>
- Status of the World's Soil Resources. (2015).** FAO. 607 p. ISBN 978-92-5-109004-6. <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>
- S20. (2018).** Food and Nutrition Security: Improving Soils and Increasing Productivity (S20 soils final version executive summary and signatures) (p. 6). Argentina.
- Sol-D'Phy : Tomis, V., Turillon, C., & Duparque, A. (s. d.).** Complémentarité des méthodes de diagnostic de la structure du sol (Guide complémentaire aux 3 méthodes) (p. 12). Projet Sol-D'Phy.
- SUPRA : sols urbains et projets d'aménagement. (2017).** Ademe - Graine. http://www.gissol.fr/wp-content/uploads/2018/07/potentialites-sols-amenagement-urbain-SUPRA-Destisol_GSere_IGCS-Nancy2018-2.pdf
- Talveg 2 : Talus Végétalisés. (2011).** http://websie.cefe.cnrs.fr/talveg2/?page_id=25
- Tour d'horizon des indicateurs relatifs à l'état organique et biologique des sols. (2017).** Ministère de l'agriculture. <https://agriculture.gouv.fr/tour-dhorizon-des-indicateurs-relatifs-letat-organique-et-biologique-des-sols>
- UqualiSol-ZU. (2012).** Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine - Application du Bassin Minier de Provence. Programme GESSOL.
- Urban SMS. (2008).** Bodenmanagement-Strategie für städtische Räume. INTERREG IV B der Europäischen Union Programm. Zentraleuropäischer Kooperationsraum (Central Europe). <https://www.stuttgart.de/urban-sms>

Annexe 2 :

Contextes agricole et forestier proposés pour l'atelier 3 sur la construction de l'outil de diagnostic de la qualité des sols et la sélection des paramètres liés avec les acteurs professionnels de la gestion des sols agricoles et des sols forestiers

Proposition de contexte - Milieu agricole

Vous êtes nouvel exploitant (locataire) d'une parcelle agricole actuellement exploitée en conventionnel. Vous venez de signer un bail à long terme avec une clause vous imposant d'améliorer la qualité de vos sols. Vous souhaitez conduire un diagnostic de la qualité de vos sols, afin de savoir si vos pratiques sont conciliables avec la préservation de la qualité des sols. Pour cela, vous avez d'ores et déjà identifié des unités de sols homogènes, au sein desquelles conduire votre diagnostic. Votre parcelle agricole présente les caractéristiques suivantes :

Contexte stationnel :

- Région : Nord de la France - Picardie
- Climat : Océanique
- Roche-mère : Craies marneuses
- Altitude : 33 mètres
- Pente : 0 %

Indice

Pas d'indice de carence, production "normale"

Production et usages / pratiques du sol :

- Rendement en conventionnel "normal"
- Production végétale de grandes cultures (blé, maïs grain, etc.)
- Objectifs de conversion à l'agriculture biologique

Questions :

- **Temps : actuellement, quel diagnostic mettez-vous en œuvre, au sein d'une unité de sols homogènes, pour vous assurer que les pratiques envisagées sont conciliables avec la préservation de la qualité de vos sols ?**
- **Restitution temps 1 : déterminez les fonctions évaluées avec ce diagnostic "actuel" et indiquez les fonctions non évaluées**
- **Temps 2 : enrichir votre diagnostic "actuel" en considérant l'évaluation de nouveaux indicateurs pour parvenir à une évaluation multifonctionnelle de la qualité de vos sols**

Annexe 2 (suite) :

Contextes agricole et forestier proposés pour l'atelier 3 sur la construction de l'outil de diagnostic de la qualité des sols et la sélection des paramètres liés avec les acteurs professionnels de la gestion des sols agricoles et des sols forestiers

Proposition de contexte - Milieu forestier

Vous êtes gestionnaire pour le compte d'un propriétaire forestier d'un massif forestier supérieur à 25 hectares dans un contexte de renouvellement de PSG. Vous souhaitez conduire un diagnostic de la qualité de vos sols, afin de savoir si vos pratiques sont conciliables avec la préservation de la qualité des sols. Pour cela, vous avez d'ores et déjà identifié des unités de sols homogènes, au sein desquelles conduire votre diagnostic. Votre massif forestier présente les caractéristiques suivantes :

Contexte stationnel :

- SER : Bocage normand et pays de Fougères (SER A)
- Roche-mère : Grès Armoricaïn
- Altitude : 353 mètres
- Pente : 10 %
- Sol brun à brun Acide (3 horizons)
- Humus de type mull
- Essence :

Indice

Pas d'indice de carence, production "normale"

Usages pratiques du sol :

- Peuplement adulte
- Sylviculture actuelle sans impact sur le sol
- Objectif dans le nouveau PSG : accroître les exportations de biomasse

Questions :

- **Temps : actuellement, quel diagnostic mettez-vous en œuvre, au sein d'une unité de sols homogènes, pour vous assurer que les pratiques envisagées sont conciliables avec la préservation de la qualité de vos sols ?**
- **Restitution temps 1 : déterminez les fonctions évaluées avec ce diagnostic "actuel" et indiquez les fonctions non évaluées**
- **Temps 2 : enrichir votre diagnostic "actuel" en considérant l'évaluation de nouveaux indicateurs pour parvenir à une évaluation multifonctionnelle de la qualité de vos sols**

Annexe 3 :

Contextes urbain et agricole proposés pour l'atelier avec les acteurs de la recherche et du développement sur les sols urbains et agricoles

Proposition de contexte - vers un développement urbain intégrant la qualité des sols

Pour répondre à un besoin de réaménagement urbain, une commune de 500 000 habitants décide de compléter les diagnostics déjà réalisés sur 50 hectares de friches urbaines afin de favoriser leur reconversion et proposer un nouvel usage adapté à la qualité des sols en place. Ces friches urbaines sont les vestiges d'activités industrielles ou d'activités tertiaires. Les premiers diagnostics ont mis en évidence la présence de polluants métalliques et organiques avec une répartition très hétérogène de cette pollution en fonction de leur passé historique. Les besoins de la commune en termes de développement urbain sont les suivants : développement de 20 hectares de surfaces construites (bâtiments, routes, etc.), et de 30 hectares d'espaces verts avec une amélioration d'une zone d'expansion des crues liées à la présence d'une rivière qui s'écoule juste en périphérie de la friche. Parmi ces 30 hectares, une partie doit être allouée à une production maraîchère (jardins partagés, familiaux, etc.) et une autre partie doit être allouée à la réalisation d'un parc urbain avec la volonté d'en faire un parc à la fois récréatif et à la fois éducatif (observatoire pour oiseaux, prairies pâturées pour des vaches Highland Cattle, race adaptée aux zones humides). La partie du parc aménagée en zone humide sera également un espace de préservation et d'observation de la faune. Ces espaces cultivés devront constituer, à l'échelle de la commune, une véritable trame verte et bleue. L'idée de développement d'une trame brune est également réfléchi au sein de la commune, puisque les axes prioritaires de développement sont la régulation du climat, la régulation de la qualité de l'air et le retour de la biodiversité des sols en milieu urbain.

Dans ce contexte, vous représentez un bureau d'études mandaté par la commune pour évaluer la qualité des sols des friches urbaines et pour orienter leurs différents usages ;

Le projet de réaménagement doit concilier plusieurs objectifs :

A l'échelle de la zone urbaine :

- Définir les zones susceptibles d'être reconverties en zone résidentielle (20 ha) qui peuvent faire l'objet de constructions (Bâtiments) et de voies d'accès pour favoriser la fréquentation du parc localisé à proximité (route, parking).
- Définir les zones susceptibles d'être reconverties en parc urbain (zone naturelle de 30 ha) avec le développement de nouveaux usages (promenade, loisirs, jardins familiaux) afin de préserver la continuité écologique des 3 trames (verte, bleue et brune), la régulation du climat global (poumon vert au cœur de la ville) et la régulation de la qualité de l'air.

A l'échelle locale :

- Développer de nouveaux usages axés sur la détente, les loisirs et la promenade associant une zone humide (sans accès au public) et un lieu de promenade (avec présence d'animaux, terrain réservé aux jeux de plein air) ;
- Proposer sur une autre partie de la friche la mise en place de jardins familiaux pour une production maraîchère, après avoir vérifié l'absence de transfert des polluants vers les végétaux consommés ; proposer le choix des espèces à privilégier en priorité ainsi que la manière dont la macrofaune et microfaune du sol pourraient reconquérir cette ancienne friche urbaine localisée sur des sols de faible qualité agronomique.

Annexe 3 (suite):

Contextes urbain et agricole proposés pour l'atelier avec les acteurs de la recherche et du développement sur les sols urbains et agricoles

Pour chacune de ces études (à l'échelle de la zone urbaine ou à l'échelle locale), quelles seraient les fonctions rendues par les sols à étudier et à privilégier ainsi que les services associés que vous souhaiteriez mettre en avant auprès de cette commune ?

Proposition de contexte - vers la protection d'une aire de captage

Dans un souci de maintien de la qualité de l'eau qui alimente sa ville, une commune envisage la création d'un filtre naturel épurateur d'eau plutôt que la construction onéreuse d'usines de traitements des eaux. Pour se faire, la commune souhaite utiliser le pouvoir filtrant du sol. Elle envisage alors de mettre en place une politique de contractualisation avec les gestionnaires des terres partiellement ou totalement situées sur la zone de captage (représentant un total de 1 000 hectares de terres agricoles et forestières) afin que ceux-ci passent en exploitation biologique. Le distributeur d'eau potable et la commune proposent à ces gestionnaires une compensation financière ainsi qu'une assurance de vendre leurs produits dans les propres services de la commune (crèche, école, etc.), à condition qu'ils adoptent des pratiques qui maintiennent la qualité du sol et par conséquent de l'eau. Le contrat prévoit aussi l'adhésion obligatoire des agriculteurs à une association d'agriculture biologique.

Dans ce contexte, vous représentez un bureau d'études mandaté par la commune pour s'assurer que :

- *à l'échelle d'une parcelle agricole : cette politique de contractualisation entre agriculteur et commune n'a pas d'effet sur la production des terres de l'agriculteur, notamment à court terme lors du passage en agriculture biologique.*
- *à l'échelle de l'aire de captage : les sols présentent toutes les qualités pour épurer naturellement l'eau ;*

Contexte stationnel :

- Région : Nord de la France - Picardie
- Climat : Océanique
- Altitude : 33 mètres
- Pente : 20 %
- Risque constaté : glissement de terrain

Annexe 4 :

Liste des 135 paramètres physiques, chimiques et biologiques retenus pour la première étape du projet.

Nom du paramètre	Type de paramètre
Activités enzymatiques (phosphatase, uréase...)	Biologique
Diversité taxonomique bactéries et champignons	Biologique
Diversité microbienne fonctionnelle	Biologique
Biomasse microbienne (moléculaire ...)	Biologique
Ratio champignons/bactéries	Biologique
Indice Omega-3	Biologique
Densité racinaire	Biologique
SET escargot	Biologique
Diversité mésofaune (collemboles, cloportes, carabes...)	Biologique
Diversité et structure taxonomique des communautés de vers de terre	Biologique
Indice de décomposition de MO	Biologique
Diversité de spores	Biologique
Maintien des habitats	Biologique
Régulation des ravageurs	Biologique
Abondance, diversité, structure, enrichissement des nématodes	Biologique
Potentiel de pollinisation	Biologique
Richesse des morpho espèces des pollinisateurs	Biologique
Abondance potentielle banque graines adventices	Biologique
Niveau de régulation potentielle des pucerons	Biologique
Activité mésofaune (ex. test lamina)	Biologique
Respiration basale	Biologique
Potentiel de nitrification / dénitrification	Biologique
Abondance oxydants d'ammoniac et dénitrifiants chez archées et bactéries	Biologique
C microbien, N microbien	Biologique
Rapport C microbien / C total	Biologique
Indice CMT végétaux	Biologique
Expression génique de la métallothionine (MT) par les vers de terre	Biologique
Bioaccumulation des éléments métalliques par les micromammifères	Biologique
Indicateur floristique de la richesse chimique et aération du sol	Biologique
Indicateur odonates-lépidoptères	Biologique
Densité, forme des racines et profondeur d'enracinement	Biologique
Type d'humus	Biologique
Concentrations foliaires en Ca, Mg, K et P	Biologique
pH _{eau} , PH _{KCl}	Chimique
Phosphore assimilable	Chimique
Taux de matière organique	Chimique
Capacité d'échange cationique (CEC)	Chimique

Nom du paramètre	Type de paramètre
Taux de saturation en cations échangeables (S/CEC)	Chimique
N total	Chimique
N potentiellement minéralisable (APM)	Chimique
Rapport C/N (total)	Chimique
CaCO ₃ total et actif	Chimique
N non lixivié par rapport aux entrées	Chimique
Teneur en C organique	Chimique
Disponibilité en nutriments N	Chimique
Variation annuelle moyenne du stock C organique	Chimique
NO ₃ ⁻ fixé sur une membrane échangeuse d'anions	Chimique
NH ₄ ⁺ fixé sur une membrane échangeuse de cations	Chimique
Carbone labile	Chimique
Teneur en cations échangeables (K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Na ⁺)	Chimique
Teneur en oligoéléments (Fe, Zn, Cu, B...)	Chimique
Dépassement charges critiques Soufre et Azote	Chimique
Taux de sodium échangeable	Chimique
Traces de pollution, Odeurs	Chimique
ETM Totaux	Chimique
Composés Traces Organiques Totaux	Chimique
Indice de sensibilité des sols aux exportations de biomasse (INSENSE)	Chimique
Structure/porosité du sol (ex. test-bêche)	Physique
Texture	Physique
Compacité/densité apparente	Physique
Taux d'éléments grossiers	Physique
Hydromorphie	Physique
Stockage de C organique	Physique
Stabilité des agrégats (ex. slake-test)	Physique
Atténuation des îlots de chaleur	Physique
Contribution à la recharge des nappes	Physique
Contribution au maintien des débits d'étiage et à la régulation des crues	Physique
Réserve utile	Physique
Aléa érosif	Physique
Etat de surface (traces d'érosion et indice de battance)	Physique
Etat d'humidité	Physique
Perméabilité (conductivité hydraulique)	Physique
Conductivité électrique	Physique
Minéralogie de l'argile	Physique
Classe de drainage	Physique
Indice de sensibilité des sols au tassement (PRATIC'SOLS)	Physique
Epaisseur de sol	Morphologique
Couleur	Morphologique
Classification GTR (Guide des Terrassements Routiers)	Géotechnique
Résistance au cisaillement	Géotechnique

Annexe 5 :

Paramètres physiques (orange), chimiques (violet) et biologiques (bleu) retenus pour les ateliers. Te-Obs : observation terrain - Te-Me : mesure terrain - La-An : analyse laboratoire - Me-La : mesure laboratoire - Ca : *calcul* - Mo : modélisation (Adapté de Calvaruso *et al.*, 2019 et Blanchart *et al.*, 2019). La robustesse du référentiel est représentée par + pour les paramètres possédant des référentiels assez bien documentés et +/- pour les paramètres possédant des référentiels encore trop peu documentés (utilisation par méthode comparative de la parcelle avec placette non perturbée à proximité).

	Nom du paramètre	Méthodologie d'évaluation	Robustesse du référentiel
Physique	Réserve en eau utile	Mo (Tóth <i>et al.</i> , 2015 ; Dobarco, 2019)	+
	Etat de surface (érosion, battance)	Te-Obs	+
	Vitesse d'infiltration de l'eau	Te-Me	+/-
	Traces d'hydromorphie	Te-Obs	+
	Humidité du sol	Te-Obs ou Me-La	+
	Densité, état racine, prof. Enracinement	Te-Obs	+
	Structure/porosité	Te-Obs	+
	Stabilité des agrégats	Te-Me	+/-
	Densité apparente/compacité	Te-Obs ou Te-Me	+
	Sensibilité à la compaction	Te-Obs + Mo (ONF, FNEDT, 2017)	+
	Epaisseur de sol	Te-Obs	/
	Texture du sol	Te-Obs ou La-An	/
	Pierrosité	Te-Obs ou La-An	/
Chimique	Capacité d'échange cationique et taux de saturation	La-An	+
	pHeau/pHKCl	Te-Me ou La-An	+
	Teneur en éléments assimilables (Ca, Mg, K, Na, P)	La-An ou Te-Me	+
	Teneur oligoéléments	La-An	+
	Teneur et stocks en MO et Corganique	Te-Obs ou La-An	+
	Evolution teneurs et stocks de Corganique	Mo (Barré <i>et al.</i> , ce numéro)	+
	Pool carbone labile	Te-Me ou La-An	+/-
	Pool carbone stable	La-An	+/-
	Teneur N totale	La-An	+
	N labile	Te-Me et/ou La-An	+
	Rapport C/N	Ca	+
	Teneur métaux lourds, HAP, PCB, ... (agri)	La-An	+
	Mobilité métaux lourds (agri)	La-An	+
	Teneur calcaire total et calcaire actif	La-An et Te-Obs	+
	Sensibilité aux exportations	Te-Obs + Mo (Augusto <i>et al.</i> , 2018)	+

Annexe 5 (suite) :

Paramètres physiques (orange), chimiques (violet) et biologiques (bleu) retenus pour les ateliers. Te-Obs : observation terrain - Te-Me : mesure terrain - La-An : analyse laboratoire - Me-La : mesure laboratoire - Ca : calcul - Mo : modélisation (Adapté de Calvaruso *et al.*, 2019 et Blanchart *et al.*, 2019). La robustesse du référentiel est représentée par + pour les paramètres possédant des référentiels assez bien documentés et +/- pour les paramètres possédant des référentiels encore trop peu documentés (utilisation par méthode comparative de la parcelle avec placette non perturbée à proximité).

Biologique	Abondance et diversité vers de terre	Te-Obs	+
	Abondance et diversité mésofaune (collembole)	La-An	+/-
	Abondance et diversité mésofaune (cloporte-carabe)	La-An	+/-
	Abondance et diversité microfaune (nématode)	La-An	+
	Biomasse microbienne	La-An	+
	Biomasse moléculaire microbienne	La-An	+
	Respiration basale	Te-Me ou La-An	+
	Vitesse décomposition MO	Te-Me	+/-
	Diversité taxonomique microbienne	La-An	+/-
	Ratio champignons/bactéries	Ca	+/-
	Activités enzymatiques ciblant des éléments	La-An	+/-
	Bioindicateurs - réponse - végétation	Te-Obs	+
	Bioindic - accumulation - indice SET - végétaux	La-An	+
	Bioindic - accumulation - indice SET - escargots	La-An	+
	Indice Oméga 3	La-An	+
Niveau d'activité biologique	Te-Me	+/-	

Evaluation des services écosystémiques fournis par les sols de micro-fermes urbaines :

Méthodologie et retours d'expériences

B.J-P. Grard^(1*), S. Joimel⁽¹⁾, L. Vieublé Gonod⁽¹⁾, G. Giacche⁽⁴⁾, C. Aubry⁽²⁾,
J-N. Consales⁽³⁾, G. Séré⁽⁵⁾, N. Manouchehri⁽⁶⁾, C-S. Haudin⁽¹⁾, A. Auclerc⁽⁵⁾, A-C. Daniel⁽⁴⁾,
S. Houot⁽¹⁾, P. Stella⁽²⁾, A. Lagneau⁽⁷⁾ et C. Chenu^(1*)

- 1) Université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech, UMR ECOSYS, 78 850 Thiverval-Grignon, France.
- 2) Université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech, UMR SAD-APT, Université Paris-Saclay, 75231 Paris, France.
- 3) Université Aix Marseille, CNRS, UMR TELEMME, MMSH - 5, rue du Château de l'Horloge - BP 647 - 13094 Aix-en-Provence Cedex 2, France.
- 4) Exp'AU, AgroParisTech Innovation, 16 rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05, France.
- 5) Laboratoire Sols et Environnement, UMR 1120, INRAE, Université de Lorraine F-54505 Vandoeuvre-lès-Nancy, France.
- 6) Université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech, UMR SayFood, 91300, Massy, France.
- 7) Agence Régionale de la Biodiversité, département de l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme, 75 015 Paris, France.

Auteurs correspondants : baptistegrad@gmail.com et claire.chenu@inrae.fr

RÉSUMÉ

Objet récent de recherche, les micro-fermes urbaines sont aujourd'hui en plein essor, portées par un mouvement associatif, citoyen, entrepreneurial et politique relativement important. Ces fermes sont définies par leurs petites surfaces (moins d'1,5 ha par actif), l'implication de bénévoles et une diversité d'activités. Différentes fonctions sont ainsi associées à ces lieux (éducatives, productions alimentaires, loisirs etc.), faisant de ces micro-fermes urbaines des nouveaux types d'espaces végétalisés en ville susceptibles de fournir de multiples services écosystémiques. Néanmoins, le manque de connaissances actuelles sur le sujet ne permet pas d'appréhender dans le détail l'importance des services rendus. Par ailleurs, l'implication des parties prenantes dans une telle évaluation paraît être un enjeu essentiel afin de comprendre les déterminants et facteurs d'influence de ces fermes ; les porteurs de projet étant eux-mêmes, par exemple, créateurs de savoirs et de pratiques agronomiques originales en s'adaptant aux contraintes du milieu urbain.

L'objectif de cet article est de décrire et de discuter une méthodologie d'étude des services écosystémiques rendus par les micro-fermes urbaines, mise en œuvre dans le cadre du projet SEMOIRS (Evaluation des Services Ecosystémiques rendus par les Micro-fermes urbaines et leurs Sols ; 2018 – 2020) financé par l'ADEME. Au sein de ce projet, 7 micro-fermes et leurs

Comment citer cet article :

Grard B.J-P., Joimel S., Vieublé Gonod L., Giacche G., Aubry C., Consales J-N., Séré G., Manouchehri N., Haudin C-S., Auclerc A., Daniel A-C., Houot S., Stella P., Lagneau A. et Chenu C., 2021 - Evaluation des services écosystémiques fournis par les sols de micro-fermes urbaines : méthodologie et retours d'expériences - *Etude et Gestion des Sols*, 28, 31-47

Comment télécharger cet article :

<http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-28-numero-1/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

sols à Paris et en petite couronne ont été étudiés durant deux ans. Ces fermes situées en toiture (3) et de plain-pied (4) sont illustratives de la diversité de cette forme d'agriculture urbaine. Des indicateurs ont été identifiés et sélectionnés pour étudier les différents services : (i) service d'approvisionnement alimentaire (rendement et qualité de la production), (ii) des services de régulation (rétention d'eau, qualité de l'eau de percolation, recyclage de résidus urbains, stockage de carbone dans le sol, fourniture de nutriments), (iii) service de support de biodiversité et (iv) des services culturels (impact sur l'apprentissage, le bien-être, l'esthétique) et paysagers. Trois types de méthodes ont été mobilisés pour acquérir les données : (1) participatives, (2) relevés, observations et enquêtes de terrain ainsi que (3) des mesures dites externes (en laboratoire ou à partir de bases de données). Après avoir présenté les indicateurs et méthodes utilisés par service, l'article discute de cette méthodologie et des perspectives pour l'étude de projets en milieu urbain. Cette approche participative couplée à une démarche d'acquisition de données « externes » paraît pertinente et génératrice de savoirs tant sur les services rendus que sur leurs facteurs d'influences.

Mots-clés

Micro-ferme, Agriculture urbaine, Service écosystémique, Sol urbain, Technosol.

SUMMARY

ECOSYSTEM SERVICES DELIVERED BY SOILS FROM URBAN MICRO-FARMS: Methodology and feedback

Urban micro-farms are rapidly developing driven by NGOs and supported by citizen and local politics. This new object of research was defined in two different contexts: urban and peri-urban/rural environments (Daniel 2019; Morel et al. 2017). In urban environments micro-farm are small scale farms (less than 1.5EFT per ha), involving often volunteers and generating a diversity of activities. The different functions expected from them (food provisioning, teaching support, social and cultural activity, water retention, valorization of wastes and landscape...) are directly linked to a diversity of ecosystem services that they can deliver. Nevertheless, only a few studies focus on micro-farms and do not allow a sufficient understanding of the ecosystem services that they can deliver. In parallel, the involvement of farmers in the evaluation of ecosystem services seems to be a great opportunity, if not a necessary condition. Based on this observation, the research project SEMOIRS (2018 – 2020), funded by ADEME, aims to evaluate ecosystem services delivered by urban micro-farms. The aim of this article is to present and discuss the methodology of the project. Seven micro-farms were studied during two years: 4 were located at the soil level and 3 at rooftop level [see table 1]. Five ecosystem services were studied: food production (quantity and quality), biodiversity supporting (flora, fauna, and microorganisms), regulation (water catchment and quality, local climate regulation, use of urban waste and carbon storage) as well as social and cultural services. A set of indicators was set up [see table 3] based on three types of data : (i) participative measurements achieved by the farmers themselves, (ii) field measurements (including a questionnaire for micro-farm users) performed by researchers and (iii) external data, based on laboratory measurements, data bases, literature etc. The study has shown that all of the seven soils of micro-farms are deeply disrupted, from removed topsoil to isolatic Technosol (IUSS Working Group WRB, 2014). The methodology used raised key questions regarding ecosystem services evaluation. (i) First, there is a trade-off to be dealt within the participative approach, between the targeted precision of data needed on the one hand and the time spent by stakeholders for the measurement on the other hand. Despite these limits, the participative approach allows for a better understanding of the ecosystem services drivers by the farmers as well as collecting data not accessible otherwise. (ii) Second, the choice of references to which we compare the ecosystem services delivered by urban micro-farms is crucial. In the project, three reference were considered: professional vegetables farms, other urban agriculture forms and other type of urban green spaces. We identified a serious lack of reference data on the considered ecosystem services that limits the comparison and the discussion. (iii) Finally, our work raised the question of the scale at which to study different ecosystem services, as the different ecosystem services operate at different spatial scales. Four scale were used here: soil, farm, neighborhood and the territory (here, the city; see figure 3). Encompassing different scales raises however the questions of a common study scale and that of the methodology needed to change from one scale to another. However, despite those limits and perspectives the proposed methodology, relying partly on a participatory approach, appears promising to evaluate the ecosystem services provided by urban micro-farms.

Key-words

Micro-farm, urban agriculture, ecosystem services, urban soil, Technosol.

RESUMEN

EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PRESTADOS POR LOS SUELOS DE MICRO-GRANJAS URBANAS: Metodología y retornos de experiencias

Objeto reciente de investigación, las micro-granjas urbanas son hoy en plena expansión, llevadas por un movimiento asociativo, ciudadano, empresarial y político relativamente importante. Estas granjas se definen por sus pequeñas superficies (menos de 1,5ha por activo), la implicación de voluntarios y una diversidad de actividades. Así se asocian diferentes funciones a estos

lugares (educativas, producciones alimenticias, ocios, etc...), que hacen de estas micro-granjas urbanas nuevos tipos de espacios vegetalizados en la ciudad susceptibles de prestar múltiples servicios ecosistémicos. Sin embargo, la falta de conocimientos actuales sobre el tema no permite entender en detalle la importancia de los servicios prestados. Por otra parte, la implicación de las partes involucradas en una evaluación de este tipo parece ser un desafío esencial para entender los determinantes y factores de influencia de estas granjas; los promotores de proyectos son ellos mismos, por ejemplo, creadores de conocimientos y de prácticas agronómicas originales adaptándose a las limitaciones del medio urbano.

El objetivo de este artículo es describir y discutir una metodología de estudio de los servicios ecosistémicos prestados por las micro-granjas urbanas, puesta en ejecución en el marco del proyecto SEMOIRS (Evaluación de los Servicios Ecosistémicos prestados por las MicrO-granjas urbanas y sus suelos; 2018 – 2020) financiado por ADEME. En este proyecto, se estudiaron 7 micro-granjas y sus suelos en París y en su pequeña corona durante dos años. Estas granjas localizadas en techo (3) y a nivel del suelo (4) son ilustrativas de la diversidad de esta forma de agricultura urbana. Se identificaron y seleccionaron indicadores para estudiar los diferentes servicios: (i) servicio de abastecimiento alimenticio (rendimiento y calidad de la producción), (ii) servicios de regulación (retención en agua, calidad del agua de percolación, reciclaje de residuos urbanos, almacenamiento del carbono en el suelo, suministro de nutrientes), (iii) servicio de soporte de biodiversidad y (IV) servicios culturales (impacto sobre el aprendizaje, el bien-estar, la estética) y paisajísticos. Se movilizaron tres tipos de métodos para adquirir los datos: (1) participativos, (2) relevamientos, observaciones y encuestas de campo así que (3) medidas dichas externas (en laboratorio o a partir de bases de datos). Después de presentar los indicadores y los métodos usados por servicio, el artículo discute de esta metodología y de las perspectivas para el estudio de proyectos en medio urbano. Este enfoque participativo junto a un planteamiento de adquisición de datos «externos» parece pertinente y generador de conocimientos tanto sobre los servicios prestados que sobre los factores de influencias.

Palabras clave

Micro-granjas, Agricultura urbana, Servicio ecosistémico, Suelo urbano, Technosol.

RIASSUNTO

VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI FORNITI DALLE MICRO-FATTORIE URBANE E DAI LORO SUOLI:

Metodologia e ritorni di esperienze

Le micro-fattorie urbane, divenute recentemente oggetto di ricerca, sono attualmente in forte espansione. Questi progetti sono sostenuti e promossi da un movimento associativo urbano, imprenditoriale e politico relativamente ampio. Queste aziende si caratterizzano per la loro ridotta superficie (meno di ettaro e mezzo per attivo), per il coinvolgimento di volontari e la molteplicità delle attività proposte. Queste micro-fattorie urbane costituiscono quindi nuove tipologie di spazi “vegetalizzati” urbani in grado di fornire molteplici servizi ecosistemici, svolgendo diverse funzioni (didattica, di produzione alimentare, ricreativa ecc.). Tuttavia, la mancanza di conoscenze approfondite non ci consente di comprendere nel dettaglio l'importanza dei servizi resi. Il coinvolgimento delle parti interessate nella valutazione dei servizi è necessario per comprendere le determinanti e i fattori di influenza di queste aziende agricole, tenuto conto che i responsabili dei diversi progetti sono anche creatori di conoscenze e pratiche agronomiche originali che si adattano ai vincoli dell'ambiente urbano.

L'obiettivo di questo articolo è descrivere e discutere una metodologia per lo studio dei servizi ecosistemici forniti dalle micro-fattorie urbane, implementata nell'ambito del progetto SEMOIRS (Valutazione dei servizi ecosistemici forniti dalle micro-fattorie urbane e i loro suoli; 2018-2020) finanziato d'Agenzia della Transizione Ecologica (ADEME). Nell'ambito di questo progetto, nel corso di due anni sono state studiate 7 micro-fattorie (tre situate sui tetti e quattro sul suolo), localizzate a Parigi e nella periferia limitrofa che mostrano le diversità di questa forma di agricoltura urbana. Sono stati individuati e selezionati diversi indicatori per lo studio dei vari servizi: (i) servizio di approvvigionamento alimentare (resa e qualità della produzione), (ii) servizi di regolazione (ritenzione idrica, qualità dell'acqua di percolazione, riciclaggio dei residui urbani, stoccaggio del carbonio nel suolo, fornitura di sostanze nutritive), (iii) servizio di supporto alla biodiversità e (iv) servizi culturali (apprendimento, benessere, estetica...). Per l'acquisizione dei dati sono state utilizzate tre metodologie: (1) partecipativa, (2) rilevamento dei dati, osservazioni e indagini sul campo, (3) misurazioni “esterne” (in laboratorio o da database). Dopo aver presentato gli indicatori e i metodi utilizzati, l'articolo discute la metodologia proposta e le prospettive per lo studio di questi progetti nelle aree urbane. L'approccio partecipativo unito a un processo di acquisizione di dati “esterno” sembra rilevante e genera conoscenza sia sui servizi forniti che sui loro fattori di influenza.

Parole chiave

micro-fattorie urbane, agricoltura urbana, servizi ecosistemici, suolo urbano, tecnosuolo.

INTRODUCTION

Le développement de l'agriculture urbaine

L'agriculture urbaine connaît depuis plus d'une dizaine d'années un essor considérable en France et dans le monde. Un engouement que l'on peut relier à l'augmentation de la population urbaine, à la demande en produits frais de proximité, et aussi au besoin croissant de « nature » en ville (Aubry, 2015). Si les agricultures urbaines et périurbaines existent depuis longtemps, on assiste cependant, depuis la fin du siècle dernier et particulièrement dans les pays industrialisés, à l'émergence de nouvelles formes d'agriculture en milieu urbain dense (Aubry, 2015; Specht *et al.*, 2013). Elles se caractérisent par (i) une grande diversité de formes (en toiture, au sol, sous serre, à l'intérieur du bâti etc.) (Specht *et al.*, 2013), (ii) une diversité de fonctions: alimentaires, environnementales, paysagères, pédagogiques et culturelles etc. (Huang *et al.*, 2015; Zasada, 2011) et (iii) l'implication d'une grande diversité d'acteurs regroupés sous les termes d'« agriculteurs urbains ». Ces derniers, dont le statut juridique est pour le moment inexistant en France, proviennent souvent du monde de l'urbanisme, de l'architecture, du management ou de la communication plutôt que du monde agricole (Daniel, 2017; Aubry et Daniel, 2017).

Le développement de ces nouvelles formes d'agriculture est porté par l'essor de nombreux projets associatifs ou entrepreneuriaux et, parfois, par un accompagnement politique. C'est le cas notamment à Paris, où plusieurs appels à projets récents (Végétalisations innovantes en 2013¹, Réinventer Paris² en 2014, Parisculteurs 1/2/3 en 2016/2017/2019³) mais également à l'échelle nationale (appel à projet « Les quartiers fertiles de l'ANRU⁴ ») cherchent à favoriser l'émergence de ces agricultures urbaines. La mairie de Paris s'était ainsi fixée comme objectif de végétaliser 100 ha de toits et murs durant la mandature 2014-2020, dont un tiers en agriculture urbaine, prenant acte que Paris est une des villes les plus denses d'Europe. L'attention médiatique, politique et citoyenne forte ne doit néanmoins pas faire oublier que les agricultures urbaines sont aujourd'hui encore mal connues dans leur fonctionnement technico-économique, leurs conditions de durabilité et les services qu'elles peuvent effectivement rendre ou non à la ville et aux citoyens (Aubry, 2015). Or cette connaissance est un prérequis indispensable pour optimiser l'efficacité de ces projets d'agriculture urbaine dans un contexte de rareté de l'espace urbain. L'une des formes particulièrement mal connues de l'agriculture urbaine qui se développe fortement actuellement face à la demande de denrées alimentaires locales est la catégorie des

fermes urbaines multifonctionnelles dites micro-fermes urbaines (Daniel, 2017).

Le développement récent des micro-fermes explique le manque de références techniques les concernant. Quelques travaux portent sur leur fonctionnement (Daniel, 2017) et leur modèle économique (Chang et Morel, 2018). En Italie, les « small-farms » correspondent à des fermes avant tout considérées pour leur fonction sociale et leur rôle dans l'aménagement du territoire, plus que pour leur intérêt économique direct (Ascione *et al.*, 2012). Des études existent sur d'autres formes d'agriculture urbaine, telles que les jardins associatifs et sur leurs fonctions de production alimentaire (Pourias *et al.*, 2016). Le projet JASSUR⁵ (2013-2016) a ainsi montré que les sols des jardins associatifs (partagés et familiaux) étaient généralement riches en matière organique et fréquemment contaminés par des éléments traces métalliques (Joimel *et al.*, 2016), pointant ainsi les risques potentiels que l'usage agricole de ces sols peut faire courir. Néanmoins, à la différence des jardins, les micro-fermes présentent une organisation et un modèle de fonctionnement basés sur la multifonctionnalité. Par ailleurs, elles ont recours en général au moins un ou plusieurs salariés assurant le bon déroulement des activités de la ferme et la vente de tout ou partie de la production.

Une nouvelle forme d'agriculture urbaine : les micro-fermes urbaines

Structures récentes et originales, les micro-fermes ont été définies dans deux contextes différents, en milieu péri-urbain/rural (Morel et Léger, 2016) et en milieu urbain (Daniel, 2017). Dans ce dernier cas, elles présentent quatre caractéristiques majeures :

- Elles affichent des superficies cultivées de petite taille (Daniel, 2017), souvent inférieures aux recommandations officielles de la part d'organismes professionnels agricoles pour les cultures maraîchères (moins d'1,5 ha par actif) (Morel et Léger, 2016);
- Elles utilisent ou non le sol urbain, et ont parfois des supports hybrides (en sol et sur un toit), valorisant ainsi les ressources foncières. En sol, elles se développent souvent sur des terrains vacants, délaissés, à l'histoire parfois complexe. Sur les toits, elles se développent sur des sols créés à partir de matériaux divers. Ces sols peuvent être qualifiés d'Anthrosols construits ou d'Isolat Technosol selon le référentiel pédologique utilisé (Baize et Girard, 2008; IUSS Working Group WRB, 2014).
- Particulièrement multifonctionnelles, elles construisent leur modèle économique sur plusieurs sources de revenus: une part, variable, provenant de la vente de produits à des publics variés, une autre de la rémunération d'activités telles que des visites pédagogiques, des ateliers de formation, des loisirs et enfin de subventions du fait de services (souvent sociaux) rendus.
- Enfin, elles présentent le plus souvent une forte implication

1 <http://expe.parisregionlab.com/projet/112>

2 <http://www.reinventer.paris/>

3 <http://www.parisculteurs.paris/>

4 <https://www.anru.fr/decouvrir-lappel-projets-quartiers-fertiles>

5 <https://anr.fr/Projet-ANR-12-VBDU-0011>

bénévole (Daniel, 2017). Cette implication est inhérente à leurs rôles pédagogiques et/ou sociaux et peut permettre d'augmenter le rayonnement du projet et d'atteindre un équilibre économique. Les bénévoles réalisent ainsi des tâches variées pouvant aller de la réalisation d'action de production à l'accueil de public ou l'entretien général du site.

Des micro-fermes urbaines qui soulèvent de nombreuses questions

Le développement des micro-fermes urbaines à l'échelle française et internationale soulève de nombreuses questions tant aux niveaux (i) de l'insertion de ces projets dans les formes urbaines existantes que (ii) des services écosystémiques rendus et externalités négatives en milieu urbain. Si les services que les micro-fermes urbaines rendent à la ville sont souvent mis en avant - approvisionnement alimentaire de très grande proximité, valorisation de déchets urbains, lien social, intégration paysagère, support de biodiversité - cela est rarement basé sur une réelle évaluation et sur une quantification (Clinton *et al.*, 2018; Wilhelm et Smith, 2017). L'objectif de cet article est de décrire et de discuter une méthodologie d'étude des services écosystémiques rendus par les micro-fermes urbaines, mise en œuvre dans un projet en cours, le projet SEMOIRS (Évaluation des Services Écosystémiques rendus par les Micro-fermes urbaines et leurs Sols; 2018 – 2020) financé par l'ADEME⁶.

Dans cet article, nous synthétiserons les connaissances actuelles sur les services écosystémiques rendus par les sols en agriculture urbaine, puis nous présenterons les micro-fermes étudiées dans le projet SEMOIRS, avant de présenter la méthodologie d'évaluation de services écosystémiques qui y est développée.

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES RENDUS PAR LES MICRO-FERMES URBAINES ET LEURS SOLS

Bien qu'encore faiblement étudiés, les services écosystémiques attendus de et/ou rendus par l'agriculture urbaine ont fait l'objet d'attentions récentes. Un aperçu rapide des connaissances existantes par service, pour lesquels le sol est un facteur important, est décrit ci-dessous.

Service d'approvisionnement alimentaire :

Les quelques études réalisées en agriculture urbaine, incluant entre autres des micro-fermes, aboutissent à des constats variés sur l'importance de la production alimentaire et sa projection à l'échelle de la ville (Orsini *et al.*, 2014; Weidner *et al.*, 2019). À titre d'exemple, dans une synthèse de la littérature, Weidner *et al.* (2019) mettent en avant un potentiel d'autosuffisance par l'agriculture urbaine couvrant selon les villes, les scénarios développés et

les études de 1,9 à 446 % des besoins d'un territoire en fruits et/ou légumes. Peu de travaux sont disponibles sur le potentiel de production alimentaire de micro-fermes urbaines. Au cours d'un suivi participatif de 5 micro-fermes urbaines sur un an, Daniel (2017) a quantifié des rendements annuels ou par saison de culture allant de 1,7 à 5,6 kg.m⁻², associés à une diversité cultivée allant de 12 à 36 espèces. Comme Weidner *et al.* (2019) l'ont souligné, le manque d'études de cas empêche des estimations fiables du potentiel de production de l'agriculture urbaine.

Comme pour d'autres agroécosystèmes, les sols sont une des composantes essentielles de la production d'aliments, *via* leur fertilité physique, chimique et biologique. Les micro-fermes urbaines étant dans certains cas mises en place sur des sols contaminés (e.g. Joimel, 2015), des questions se posent quant au transfert des contaminants du sol vers la plante et donc sur la qualité sanitaire de la biomasse alimentaire produite (Barbillon *et al.*, 2019; Säumel *et al.*, 2012). La qualité de l'air urbain peut également affecter la qualité de la biomasse alimentaire (Weidner *et al.*, 2019), même si le lavage et l'épluchage des légumes et fruits produits peuvent limiter les risques encourus⁷. La question de la contamination, tant des sols que de l'air ou de l'eau du milieu urbain, est particulièrement importante dans le cas des micro-fermes qui mettent sur le marché tous ou une partie de leurs produits et accueillent du public. Le projet de recherche REFUGE propose une méthodologie d'évaluation⁸ et de gestion du risque sanitaire⁹ lié à la présence de contaminants dans les sols des micro-fermes urbaines; il a révélé un niveau de risque très varié pour les sept micro-fermes pilotes du projet en fonction du type de contaminant, du poids de la fonction alimentaire de la ferme, du niveau d'exposition des populations cibles et des types de cultures (Barbillon *et al.*, 2019). Les travaux menés sur le toit potager d'AgroParisTech ont démontré que des légumes cultivés se développant sur des sols construits uniquement à partir de produits résiduels organiques respectent la réglementation en vigueur concernant les éléments traces métalliques étudiés: Cd, Cu, Hg, Pb et Zn (Grard *et al.*, 2018; 2020). Les recherches continuent dans le cadre des programmes REFUGE et Carthage¹⁰ afin de compléter la base des données pour une gamme plus large de contaminants et pour une distinction entre les deux voies de transfert sol/plante et dépôt atmosphérique.

6 <https://www.versailles-grignon.inrae.fr/ecosys/Recherche/Projets/SEMOIRS>

7 <https://theconversation.com/non-tout-ce-qui-pousse-en-ville-nest-pas-pollue-104948>

8 https://www.inrae.fr/sites/default/files/guide_refuge.pdf

9 https://www.inrae.fr/sites/default/files/plan_de_maitrise_sanitaire.pdf

10 <https://www.primequal.fr/fr/carthage>

Service de support de biodiversité

Les connaissances acquises en ville restent lacunaires et concernent majoritairement les plantes (e.g. Muratet *et al.*, 2007), les pollinisateurs (e.g. Matteson *et al.*, 2008) et l'avifaune (e.g. Clergeau *et al.*, 2006), plutôt que les organismes du sol en dépit des rôles majeurs de ces derniers dans le fonctionnement des sols urbains et en tant que bio-indicateurs de perturbations anthropiques. De récents travaux ont cependant montré une relativement forte biodiversité des sols dans les jardins associatifs, avec des niveaux de diversité taxonomique en collemboles et vers de terre équivalents voire supérieurs à ceux observés en forêts (Joimel *et al.*, 2017). Toutefois, cette biodiversité apparaît dépendante des pratiques (type d'espèces, abondance) et des formes d'agriculture (toits potagers ou jardins collectifs; Joimel *et al.*, 2018; 2019). Le rôle des micro-fermes et de leurs sols en tant que refuge de la biodiversité reste donc à déterminer.

Services de régulation

Quatre services de régulation majeurs peuvent être affectés par l'implantation de fermes urbaines :

- (i) **la régulation du cycle de l'eau**, du fait de son infiltration et de sa rétention par le sol, de son évapotranspiration, de sa consommation pour l'irrigation mais aussi d'effets sur la qualité des eaux de drainage. Les études existantes montrent un intérêt de ces espaces en termes de rétention de l'eau (Richards *et al.*, 2015; Whittinghill *et al.*, 2015; 2016; Grard *et al.*, 2018). Des bacs potagers dont le sol est construit à partir de produits résiduaux organiques urbains sont capables de retenir entre 74 et 81 % de l'eau apportée, précipitations et irrigation, entraînant néanmoins une perte de carbone sous forme dissoute (Grard *et al.*, 2018). Cela peut représenter une réduction non négligeable du flux d'eau collecté dans le réseau urbain et donc une réduction en termes de coût de traitement de l'eau. Harada *et al.* (2018) montrent cependant qu'une toiture potagère à New-York retient moins d'eau qu'elle n'en rejette du fait de l'irrigation, devenant dès lors une source et non un puits pour l'eau en milieu urbain;
- (ii) **la régulation du climat local**: Afin de limiter l'effet d'îlot de chaleur urbain, la végétalisation est une des solutions possibles (e.g. Feyisa *et al.*, 2014). Cependant, les données actuelles concernent des toitures végétalisées non productives de biomasse alimentaire et les espaces verts, mais peu l'agriculture urbaine;
- (iii) **la régulation du climat global** via le stockage de carbone dans le sol. À notre connaissance, seuls Whittinghill *et al.* (2014) ont évalué les stocks de carbone de toitures potagères et les récents travaux de Cambou *et al.* (2018) ont permis d'évaluer les stocks de carbone potentiels des sols urbains. Les stocks de carbone présents dans des sols urbains non scellés de New-York et Paris semblent non négligeables: supérieurs de 44,5 % à 110,4 % à ceux de sols agricoles sur

une couche 0 à 30 cm avec des stocks de $11,3 \pm 11,5 \text{ kgC m}^{-2}$ pour New-York et de $9,9 \pm 3,9 \text{ kgC m}^{-2}$ pour Paris (Cambou *et al.*, 2018);

- (iv) **la valorisation de déchets urbains**, qui est mise en œuvre dans nombre de micro-fermes parisiennes (Daniel, 2017). Cette pratique d'économie circulaire rend le métabolisme urbain plus durable (Aubry et Adoue, 2018; Morel-Chevillet, 2018). Pourtant, à notre connaissance, aucune étude scientifique ne permet de quantifier et qualifier cette pratique aujourd'hui. Dans le cadre du projet de recherche T4P, Grard *et al.* (2015; 2018; 2020) ont montré que des Technosols construits avec des produits résiduaux organiques urbains représentaient une opportunité intéressante de valorisation de ces déchets, qui pourrait permettre la création de nouvelles filières de valorisation rejoignant les résultats d'autres travaux comme le projet SITERRE (Coulon et Damas 2016).

Services culturels et paysagers

Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) définit les services écosystémiques culturels comme « les bénéfiques non-matériels que l'humanité peut tirer des écosystèmes », tels que le loisir et l'écotourisme, l'esthétisme, l'éducation, la religion, l'inspiration et le patrimoine culturel. Même si le MEA est une référence reconnue et partagée, on retrouve, dans la littérature, plusieurs types de services culturels mis en exergue ainsi que différentes métriques pour les caractériser et les évaluer (Hirons *et al.*, 2016; Milcu *et al.*, 2013). Milcu *et al.* (2013) pointent le développement d'un domaine de recherche relativement nouveau qui manque d'un cadre de recherche bien établi et reproductible. Toutefois, des tentatives de formalisation peuvent être citées. Fish *et al.* (2016) par exemple, proposent un cadre conceptuel pour appréhender les services culturels au prisme des identités, des expériences et des capacités.

La littérature spécifique concernant l'agriculture urbaine (Aerts *et al.*, 2016; Bally, 2017; Langemeyer, 2014; Sanyé-Mengual *et al.*, 2018) met surtout en avant les services de loisir et d'apprentissage ainsi que la connexion avec la nature et les liens sociaux comme les services plus appréciés par les usagers. Les services paysagers que rendent ces formes d'agriculture urbaine sont ainsi bien identifiés notamment lorsqu'ils concernent l'amélioration des cadres de vie par des groupes de citoyens regroupés au sein de structures associatives (Consales, 2008). En revanche, force est de constater qu'au regard de ces travaux, les services sociaux, culturels et paysagers des formes plus récentes d'agriculture urbaine, et notamment des micro-fermes, restent très faiblement investigués. Le sol est également peu présent dans ces évaluations.

En résumé, la littérature scientifique existante sur les services rendus par l'agriculture urbaine et ses sols s'accorde autour de deux grands constats: (1) la fonction alimentaire, souvent mise

en avant dans les projets, ne représente dans les faits pour les formes actuelles d'agriculture urbaine, qu'une faible fraction de l'approvisionnement alimentaire direct à l'échelle de la ville (Weidner *et al.*, 2019) et (2) les avantages environnementaux de l'agriculture urbaine sont extrêmement dépendants des formes et du contexte (Goldstein *et al.*, 2014). Par ailleurs, bien que peu étudiés pour le moment, le type de sol et les intrants agricoles utilisés semblent influencer de manière significative les services écosystémiques rendus. Il ressort également de cet état de l'art que la quantification des services rendus par l'agriculture urbaine, et en particulier par les « nouvelles » formes d'agriculture urbaine telles que les micro-fermes urbaines, et par leurs sols reste faible.

DIVERSITÉ DES MICRO-FERMES ÉTUDIÉES

Très hétérogènes dans leurs formes et fonctionnement, les micro-fermes urbaines représentent un objet d'étude vaste et interdisciplinaire. Afin de construire une démarche d'évaluation robuste, 7 micro-fermes urbaines illustrant la diversité de cette forme d'agriculture ont été choisies en région parisienne. Ces fermes urbaines se différencient (i) par l'importance de la production alimentaire par rapport à d'autres activités (tant économiquement qu'en termes de surface occupée), (ii) par les sites sur lesquels elles sont installées (collège, toiture privée, délaissé urbain, parc...) et (iii) par le type de sols sur lesquels elles se sont développées. Le *tableau 1* présente les principales caractéristiques des micro-fermes urbaines et la *figure 1* présente quelques photographies des sites étudiés.

Localisation

Les fermes étudiées sont toutes situées dans Paris intra-muros ou en petite couronne, ce qui les soumet à une forte contrainte spatiale. Cette contrainte se reflète dans l'hétérogénéité des sites et leur localisation au sein de différentes structures (collège, centre commercial *e.g.*; *tableau 1*). Cette diversité de localisation est couplée à un espace spatial restreint, souvent morcelé et diversifié, qui présente également des types et/ou historiques de sols pouvant être très variés (*figure 2*). Les micro-fermes étudiées ont ainsi entre 3 et 13 ans. Elles présentent des tailles très variées allant de 145 m² à 4 ha avec une surface cultivée représentant en moyenne 45 % [min: 3 % - max: 62 %] de la surface totale de la ferme. Cette variabilité d'utilisation de l'espace pour la production alimentaire illustre bien les contraintes de chaque site et l'importance variable de la fonction de production alimentaire au sein des sites.

Formes et support de culture

Sur les 7 micro-fermes, trois sont en toiture et quatre en pleine

terre (*tableau 1*). Les sols des micro-fermes (*tableau 2*) sont soit construits, soit pseudo-naturels, selon la classification de Morel *et al.* (2014). Au sens du Référentiel Pédologique Français (Baize et Girard, 2008), les sols de MF1-Exp. (Micro-Ferme n°1), MF2, MF3 et MF4-S.C. sont des Anthrosols construits, car ils résultent bien d'actes volontaires de fabrication d'un « sol » avec des objectifs précis, en particulier pour obtenir un milieu aussi fertile que possible dans le cadre d'opérations de végétalisation. Ils se singularisent par la présence de matériaux anthropiques hologéniques (*e.g.* compost, bois broyé), mais également des matériaux anthropiques technologiques (*e.g.* pouzzolane), ainsi que de matériaux anthropiques terreux. Les trois autres sols (MF5, MF6 et MF7), du fait de pratiques d'apports massifs de matériaux anthropiques terreux, peuvent être classés comme des Anthrosols reconstitués.

Par ailleurs, toutes les fermes récupèrent des produits résiduaux organiques urbains, provenant la plupart du temps d'un opportunisme local au sein d'un réseau plus ou moins structuré autour de la ferme.

Fonctions des micro-fermes étudiées

Les micro-fermes urbaines sont des systèmes très fortement anthropisés. Toutes les structures porteuses des projets sauf une (le toit expérimental d'AgroParisTech – MF1-Exp.) sont des associations. Ces micro-fermes font participer des bénévoles dans leur fonctionnement courant et ont des activités tournées non seulement vers la production alimentaire, mais aussi et surtout vers l'éducation (MF3 et 6), l'animation culturelle (MF4-S.C.), la pédagogie *via* la participation à une activité de production alimentaire (MF7) ou encore l'insertion professionnelle (MF2). Cette diversité d'activités montre la multifonctionnalité des micro-fermes urbaines, les fonctions culturelles étant prépondérantes.

MÉTHODE ET GRILLE D'ANALYSE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES FOURNIS PAR LES SOLS DANS DES MICRO-FERMES URBAINES

De nombreux travaux se sont penchés sur la contribution des sols à la fourniture de services écosystémiques (*e.g.* Adhikari et Hartemink, 2016; Dominati *et al.*, 2014) y compris très récemment en milieu urbain (Morel *et al.*, 2014; Blanchart *et al.*, 2018), et sur les méthodologies d'évaluation. Toutefois, le passage des cadres théoriques aux approches opérationnelles nécessitant des indicateurs simples et robustes, reste un défi (Calzolari *et al.*, 2016). De plus, certaines caractéristiques des micro-fermes au regard de leurs objectifs doivent être prises en compte dans la démarche d'évaluation des services: place prépondérante de l'homme dans le système, hétérogénéité spatiale verticale et horizontale, et ce à

Figure 1 : Photographies des micro-fermes urbaines étudiées dans le cadre du projet SEMOIRS.

© Benzoni, Grard et Wirz.

Figure 1: Pictures of the urban micro-farms included in the research project SEMOIRS.



Tableau 1 : Caractéristiques des micro-fermes urbaines suivies dans le cadre du projet SEMOIRS.**Table 1:** Characteristics of the urban micro-farms included in the research project SEMOIRS.

	Micro-ferme n°1 - Expérimentale – [MF1-Exp.]	Micro-ferme n°2 [MF2]	Micro-ferme n°3 [MF3]	Micro-ferme n°4 - Sols contaminés – [MF4-S.C.]	Micro-ferme n°5 [MF5]	Micro-ferme n°6 [MF6]	Micro-ferme n°7 [MF7]
Type de sol [forme des micro-fermes]	Sol construit [Toiture]			Sol construit [Pleine terre]	Sol pseudo-naturel [Pleine terre]		
Type de structure	Etablissement public	Association					
Type de lieu	Etablissement de recherche et enseignement	Centre commercial	Collège	Délaissé urbain	Parc	Collège	Parc
Date de création du projet	2012	2016	2014	2008	2006 - 2019	2014	2013
Activités	Recherche et enseignement	Maraîchage, insertion sociale et vente	Maraîchage, élevage, éducation et animation	Animation culturelle, élevage, maraîchage et vente	Maraîchage, animation, pédagogie, jardin partagé et vente	Maraîchage, élevage, éducation, animation et vente	Maraîchage, animation et vente
Surface totale de la micro-ferme (m ²)	900	698	145	40 000	25 000	5 819	1100
Surface agricole utile (m ²)	200	397	80	1 648	15 000	3205	683

Tableau 2 : Caractéristiques des sols des micro-fermes urbaines étudiées. Les profondeurs de sol sont mesurées pour les micro-fermes en toiture (sauf MF2) et sont déclaratives pour les fermes en pleine terre.**Table 2:** Soil properties of the urban micro-farms studied.

Micro-ferme	Catégorie	Nature des matériaux	Origine/Composition du sol	Profondeur du sol (cm)	Usage précédent du sol
MF 1-Exp	Toiture	Non terreux	Deux zones : (A) Compost et bois broyé (B) Mélange de pouzzolane et compost	~ 20/30	Toiture végétalisée extensive
MF 2			Mélange pouzzolane compost	~ 100	Toiture végétalisée intensive
MF 3			Mélange à base de compost	~ 15/20	-
MF 4-S.C.	Pleine terre	Terreux et non terreux	Buttes sur remblai (compost, fumier etc.)	~ 30	Dépôt sauvage
MF 5		Terreux	Terre végétale rapportée	~ 300	Espace verts
MF 6			Terre végétale/remblai - rapportés	~ 100	Espaces verts
MF 7			Terre végétale rapportée (terrain de sport, présence de sable)	~ 150	Terrain de sport

Figure 2 : Profils de sol des différents sites d'étude en octobre 2018.**Figure 2:** Soil profile of the different urban micro-farms (October 2018).

différentes échelles (profil de sol, parcelle, micro-ferme, quartier). C'est dans ce cadre que le projet SEMOIRS a mené une réflexion sur le choix des services écosystémiques et des indicateurs pertinents à étudier pour les micro-fermes urbaines ainsi que sur la détermination de valeurs de références.

Les indicateurs de services ont été choisis sur la base des méthodologies déjà développées sur les sols (e.g. Calzolari *et al.*, 2016) intégrant le contexte urbain (Blanchart *et al.*, 2018) et en prenant en compte les caractéristiques des fermes urbaines. Le choix de ces indicateurs sera détaillé par la suite pour chaque catégorie de service. Les indicateurs de services proposés (quantitatifs ou qualitatifs) s'appuient sur trois types de données: 1) des mesures dites participatives réalisables et réalisées par les porteurs de projets/agriculteurs urbains, 2) des mesures ou enquêtes réalisées sur le terrain par les scientifiques, 3) des mesures en laboratoire ou issues de bases de données externes (voir tableau 3).

Choix des services écosystémiques étudiés

En nous basant sur l'état de l'art présenté ci-dessus (voir page 35-37), nous avons choisi d'étudier des services écosystémiques appartenant à 4 catégories: (1) approvisionnement, (2) régulation, (3) soutien et (4) culturel et paysager (tableau 3). Nous avons donc cherché à mesurer le service d'approvisionnement en aliments, même si dans certains travaux la production agricole n'est pas considérée comme un service écosystémique (Tibi et Therond, 2017). En effet, dans un agroécosystème, le service d'approvisionnement résulte à la fois de processus écologiques et d'éléments de la structure de l'écosystème, mais aussi d'intrants anthropiques (fertilisants, pesticides, irrigation et énergie).

Par ailleurs, bien que de nombreux auteurs mentionnent les services culturels fournis par les sols (e.g. Dominati *et al.*, 2014), ceux-ci sont rarement intégrés *in fine* dans les méthodologies d'évaluation des services rendus. Or, la prépondérance de fonctions sociales et culturelles ainsi que la multifonctionnalité des micro-fermes forcent à l'intégration d'une grande diversité de services dans leurs études. Toutefois, ces services culturels ne dépendent pas seulement des sols, mais de l'ensemble sol-végétation-fermiers, c'est-à-dire du socio-écosystème. Nous avons donc choisi d'évaluer également les services culturels, les étudiant en tant que produit de l'ensemble sol-végétation-fermiers.

Une démarche participative

Dans le cadre du projet, différents acteurs - des gestionnaires de projet, des bénévoles, des acteurs de l'aménagement et des chercheurs, - se sont impliqués dans l'acquisition de données, ce qui a nécessité en amont des discussions de cadrage des méthodologies entre les chercheurs et les gestionnaires de projet: choix des indicateurs et définition des métriques. Cette approche participative, *via* notamment l'implication de bénévoles, représente à la fois une opportunité et une contrainte. Les

acteurs et bénévoles de ces structures sont en effet curieux et volontaires pour mieux connaître leurs fermes et les services associés et ont des connaissances expertes sur leurs sites. Ils saisissent aussi l'intérêt de la mise en visibilité et reconnaissance par l'espace public et les politiques de ces sites d'agriculture urbaine. Néanmoins, le déploiement de ce type d'approche nécessite un temps d'explication et un suivi rapproché, adaptés aux spécificités de chaque site pour garantir l'acquisition de données de qualité, rigoureuses et exploitables. Par exemple, chaque carnet de récolte mis en place a permis de relever les mêmes informations, mais différentes formes ont dû être mises en place (format papier ou numérique avec des agencements différents) selon l'organisation de la ferme. La mise en œuvre d'une telle démarche participative dans le cadre du projet n'a fait que confirmer l'appétence et l'intérêt des acteurs de terrain pour mieux connaître le fonctionnement de leurs micro-fermes et les services rendus. Elle a permis aux chercheurs d'acquérir des données qu'il aurait été difficile d'obtenir sans cette implication des acteurs de terrain, telles que la quantité de biomasse récoltée ou le volume et le type d'apport de produits résiduels urbains.

Choix des indicateurs de service

Service d'approvisionnement

Au sein des fermes, le service d'approvisionnement en aliments a été abordé de manière quantitative et qualitative. L'approche quantitative a eu pour objectif de mesurer des rendements *via* la mise en place pour tous les sites de carnets de récolte, sur le modèle de ceux utilisés dans les travaux de Pourias *et al.* (2016) lorsque ce suivi n'existait pas déjà. La qualité a été abordée *via* la diversité des végétaux cultivés et récoltés ainsi que par la mesure de la qualité sanitaire de la production alimentaire (e.g. teneur en éléments traces métalliques) (tableau 3). Ces indicateurs ont été complétés par des informations concernant le devenir des productions alimentaires (vente, auto-consommation etc.) et les prix de vente pratiqués. Ces choix permettent de répondre à plusieurs questions soulevées dans la littérature concernant les niveaux de production (Weidner *et al.*, 2019) et la contamination potentielle des produits issus de l'agriculture urbaine (Säumel *et al.*, 2012) et leur valorisation.

Service de support

La biodiversité est une composante importante des services de support (MEA, 2005) en raison de leurs rôles fonctionnels incluant le recyclage de la matière organique du sol, la structuration du sol ou encore le bio-contrôle. Dans les méthodologies existantes, un seul type d'organismes est souvent ciblé pour des raisons de temps et de coûts d'analyse (e.g. les microarthropodes chez Calzolari *et al.*, 2016). Néanmoins, les différents organismes du sol jouent un rôle majeur à différentes échelles spatio-temporelles et interagissent entre eux. Nous avons donc choisi d'étudier la

biodiversité des sols en ciblant des organismes de différentes tailles (micro-organismes, mésofaune, macrofaune) *via* des indicateurs d'abondance, de densité et de diversité sur une profondeur de 0 à 20 cm. L'activité biologique a été évaluée *via* le suivi de décomposition de sachets de thé (Tea bag index, Djukic *et al.*, 2018).

La biodiversité végétale a été appréhendée par des inventaires d'espèces cultivées et également d'espèces spontanées.

Service de régulation

Pour cette catégorie, nous avons considéré les services en lien avec la régulation de l'eau, la structuration du sol, la fourniture d'éléments minéraux aux plantes, la régulation du climat local et du climat global et le recyclage de déchets urbains.

Régulation de l'eau: Stockage et fourniture d'eau aux plantes cultivées, stockage et restitution d'une eau de qualité

Ce service dépend de la quantité d'eau que le sol peut absorber et stocker puis restituer aux plantes et de sa capacité à agir comme un agent filtrant à travers lequel l'eau passe avant de s'écouler vers les plans d'eau, y compris les eaux souterraines et les rivières (Dominati, Patterson and Mackay, 2010).

L'agriculteur est le bénéficiaire de la capacité du sol à infiltrer et stocker de l'eau et l'avantage qu'il en retire correspond à la quantité d'eau qu'il devrait apporter par irrigation en l'absence de ce rôle du sol, pour obtenir la même production végétale (Tibi et Therond, 2017). Nous avons donc déterminé la réserve utile des sols à partir de mesures de rétention d'eau par les sols en laboratoire, de manière à connaître la capacité d'interception de l'eau gravitaire par les sols en place et de restitution aux plantes cultivées. En parallèle, nous avons quantifié directement les intrants exogènes en mesurant la consommation d'eau des sites durant toute la durée de l'étude (*tableau 3*). De telles mesures sont rarement effectuées. Cependant, la difficulté de cette analyse et de son interprétation réside dans le manque de références fiables sur les pratiques d'irrigation dans d'autres espaces urbains. Par ailleurs, la diversité d'usages de l'eau sur site en dehors de l'irrigation (activités pédagogiques, lavage de légumes ou de matériels), souvent mal estimée, biaise parfois l'interprétation des résultats. Enfin, la société dans son ensemble bénéficie de la restitution d'une eau de qualité vers les aquifères. De par ses propriétés, le sol aura une capacité plus ou moins importante à retenir des substances et éléments contaminants. Pour évaluer cette fonction, nous avons réalisé en laboratoire des mesures de lixiviation sur des prélèvements de sols réalisés sur la profondeur 0-20 cm (*Tableau 3*).

Structuration du sol

Les propriétés physiques du sol et en particulier sa capacité de rétention en eau et en air ont des rôles clés pour le bon développement des végétaux. La structuration du sol correspond

à la capacité de l'écosystème à générer et maintenir une structure du sol permettant à ce dernier de remplir ses fonctions de support, d'habitat, de filtre et stockage (Tibi et Therond, 2017). Ce service « amont » influence le service d'approvisionnement alimentaire mais également celui de régulation de l'eau. Deux indicateurs de porosité (porosité totale et porosité libre à l'air à la capacité de rétention, pF2) ont ici été analysés à l'aide de mesures en laboratoire sur la profondeur 0-20 cm (*tableau 3*).

Fourniture d'éléments minéraux aux plantes par le sol

La fourniture d'éléments minéraux par le sol a un effet direct sur le développement de la biomasse végétale et donc des plantes cultivées. Ce service « amont » permet au gestionnaire de réduire la fertilisation exogène, qu'elle soit organique ou minérale, tout en maintenant le niveau de production. Quantifier des indicateurs de ce service apparaît d'autant plus pertinent que ces fermes n'ont pas, ou très peu, recours à des fertilisants minéraux. Pour évaluer cette fourniture, nous avons estimé les teneurs et déterminé les stocks de différents éléments nutritifs dans le sol (teneurs totales et phytodisponibles sur 0-20 cm).

Régulation du climat local

Localement, la végétation des micro-fermes urbaines peut influencer le microclimat, en régulant notamment la température et l'humidité de l'air. Dans le cadre du projet, une modélisation à l'aide d'un modèle de microclimat et d'échange d'énergie dont le sol est un des compartiments a été mise en place pour appréhender l'impact de l'écosystème créé par les fermes sur la température locale.

Régulation du climat global

La quantité de carbone actuellement stocké dans les sols des micro-fermes a été déterminée à partir de mesures de teneurs en C organique et de masses volumiques apparentes en se focalisant sur les horizons superficiels (0-20 et 0-30 cm) qui sont régulièrement amendés en produits résiduels urbains (compost et bois broyé notamment) et donc des zones particulièrement enrichies en matières organiques.

Recyclage des déchets urbains

Le recyclage des matières organiques par les fermes urbaines est un service commun à l'ensemble des fermes étudiées et nécessite une étude qualitative et quantitative pour être mieux appréhendé. Nous avons ainsi choisi de suivre des indicateurs qualitatifs, tels que l'origine et le type de produits résiduels valorisés, ainsi que l'analyse de la qualité des matières organiques et des indicateurs quantitatifs tels que le volume des apports réalisés (*tableau 3*). Néanmoins, durant le projet, le caractère très chronophage de la mesure des volumes de produits résiduels organiques apportés à la parcelle est ressorti durant les échanges avec les porteurs de projet. Une alternative a alors été mise en place pour concilier programme de recherche et usages agricoles des sites en relevant uniquement les livraisons de produits résiduels organiques

à l'échelle de la ferme et en comparant ensuite les volumes entrant et ceux restant sur la ferme à l'état de tas de compost. Cette adaptation illustre directement comment les métriques des indicateurs sont issues de compromis entre les différents acteurs aux préoccupations prioritaires différentes pour atteindre à la fois la précision des données souhaitée et la faisabilité sur le terrain du relevé de ces dernières.

Services culturels

Le positionnement de recherche initial qui consistait à découpler radicalement l'analyse des services écosystémiques culturels de celle des services paysagers a été amené à évoluer. En effet, la littérature scientifique tend à considérer ces différents services écosystémiques de manière globale, sous le terme générique de services écosystémiques culturels, dont les services sociaux et paysagers ne sont, de fait, qu'une sous-catégorie. Par ailleurs, les enquêtes exploratoires de terrain ont démontré qu'un traitement d'ensemble des services culturels était plus adapté pour l'étude des micro-fermes urbaines, avec toutefois la nécessité de distinguer les services au regard de leurs bénéficiaires.

Les services écosystémiques culturels endogènes aux micro-fermes

Ceux-ci correspondent à l'ensemble des services écosystémiques culturels produits à l'intérieur des micro-fermes par ou pour des individus ou des groupes d'individus ponctuellement ou régulièrement appelés à fréquenter les sites (salariés, bénévoles, adhérents, participants, etc.). Dans ce cas, la démarche s'est saisie de méthodes de sciences sociales pluridisciplinaires, enquêtes par observations, questionnaires et entretiens semi-directifs.

Les services écosystémiques culturels exogènes aux micro-fermes

Il s'agit là de l'ensemble des services écosystémiques produits à l'extérieur des micro-fermes pour des individus ou des groupes d'individus ne fréquentant pas les sites (riverains, passants, etc.). Dans ce cas, l'étude des paysages des micro-fermes est apparue comme le vecteur d'évaluation le plus adapté. Considéré dans une acception assez large, le paysage a, en effet, permis de fonder une analyse des vues, des perceptions mais aussi des représentations associées à des populations potentiellement concernées (riverains, passants etc.) par les micro-fermes urbaines, mais ne les fréquentant pas.

Ce travail s'est essentiellement appuyé sur une enquête par questionnaires photographiques, réalisée à la volée dans quelques lieux stratégiques plus ou moins éloignés des sites d'étude afin de déterminer un potentiel effet de proximité. Cette enquête a permis de mettre en exergue ce qui est connu, conçu, pratiqué et ressenti comme un paysage par les personnes extérieures aux micro-fermes urbaines. Parallèlement, une étude des co-visibilités a été effectuée. Pour chaque site d'étude, l'objectif était de saisir le

paysage urbain perçu depuis la micro-ferme et, inversement, de comprendre le paysage urbain environnant dans lequel s'insère la micro-ferme. Pour les services culturels, nous n'avons pas individualisé la contribution spécifique des sols et les indicateurs choisis n'en tiennent donc pas compte.

Sélection des référentiels

L'évaluation des services, dans l'approche choisie, implique le choix de référentiels pour comparer, discuter et évaluer les valeurs obtenues. Par exemple, la teneur en éléments traces dans les légumes commercialisés par les micro-fermes a été comparée à des teneurs réglementaires dans les légumes issus d'exploitations maraîchères hors ville, en l'absence de données sur la qualité des légumes en agriculture urbaine. Cette démarche a déjà été développée par Grard *et al.* (2018; 2020) et répond à l'état actuel des connaissances et à des données très lacunaires en milieu urbain. Les référentiels peuvent différer entre les services et plusieurs référentiels peuvent être utilisés pour un même indicateur. Ainsi, dans le cas du service de régulation du climat global *via* le stock de carbone présent dans les sols des micro-fermes, ceux-ci ont été d'une part comparés aux stocks de C de sols agricoles en milieu rural (on se réfère alors à un système ayant pour objectif principal la production) et d'autre part aux stocks de C présent dans d'autres sols urbains, sous des usages différents tels que des parcs et jardins (référence d'usage) (tableau 3).

De manière générale, dans le cadre du projet, trois types de références disponibles ont été mobilisés, des références correspondant (i) au même usage agricole et cultures maraîchères, mais dans un autre contexte (milieu rural ou agriculture urbaine commerciale) et/ou (ii) à d'autres usages du sol en milieu urbain, par exemple parcs et jardins, et/ou (iii) à des normes (e.g. réglementation sur le Pb ou le Cd dans les légumes par exemple). Le choix du référentiel, étape essentielle de l'évaluation du service, dépend de l'objectif poursuivi. Si celui-ci est d'évaluer ou améliorer la performance d'un des services en particulier (par exemple qualité des légumes produits), la comparaison au même usage maraîcher, ayant le même objectif de production d'aliments, mais dans d'autres contextes (références notées i) ou la comparaison à une norme (références iii) paraît être la plus adaptée. En revanche, si l'objectif est de comparer différents usages du sol en milieu urbain (par exemple dans une perspective d'aménagement), la comparaison à d'autres modes d'occupation des sols urbains (références ii) est la plus pertinente. Etant intrinsèquement multifonctionnelles, les micro-fermes urbaines ne peuvent sans doute pas être aussi performantes que des entités à vocation définie comme la production de légumes pour une exploitation maraîchère classique, la fourniture de paysage récréatif pour un espace vert. La comparaison à une référence ayant pour fonction principale le service attendu peut donc poser le problème de mettre en regard deux systèmes qui n'ont pas les mêmes contraintes et donc des niveaux de services

rendus différents (e.g. des rendements différents). Ce constat ne fait que renforcer les besoins de connaissances sur les services écosystémiques rendus spécifiquement par les micro-fermes et plus généralement par les infrastructures vertes urbaines. Plus largement, l'enjeu d'évaluation de cette multifonctionnalité rejoint l'évaluation multicritère de la durabilité des systèmes.

Echelles d'étude des services

Sous-jacente à l'évaluation de services écosystémiques, la question de l'échelle d'étude de ces derniers se pose particulièrement pour les micro-fermes urbaines. Mobilisant diverses composantes de l'agroécosystème, les services ont été étudiés ici à quatre échelles différentes : (i) l'échelle du solum et de la parcelle, (ii) celle de la micro-ferme dans son ensemble, (iii) celle du quartier, voire (iv) celle du territoire (ici la ville). Ces échelles d'étude sont résumées au sein de la *figure 3*. Le choix de ces échelles a été réfléchi en prenant en compte l'échelle d'impact du service et l'objectif de l'évaluation. Ainsi, le service d'approvisionnement alimentaire, au travers de la mesure des rendements, peut être exprimé à l'échelle de la parcelle ou planche cultivée, ou de la micro-ferme, incluant alors les allées, les haies, les zones récréatives... Mais il pourrait également être analysé à l'échelle du quartier ou du territoire (*voir figure 3*). On passe ainsi d'une estimation en termes de rendement pouvant aller au maximum à 1,2 kg.m⁻² pour les parcelles cultivées d'une des micro-fermes à 0,3 kg.m⁻² en considérant l'ensemble des surfaces potentiellement cultivables à l'échelle de la micro-ferme. L'expression de ce service à une échelle spatiale supérieure, le quartier ou la ville, nécessiterait une estimation des surfaces qui pourraient être affectées à des micro-fermes urbaines et/ou une autre expression du service (en calories produites par exemple). Dans ce dernier cas, la question de la méthodologie et de la pertinence de l'extrapolation faite à des échelles supérieures se pose de manière claire. On le voit, l'échelle spatiale considérée affecte l'interprétation de la valeur du service. Cette question d'échelle d'expression du service dépendra donc de l'objectif de l'évaluation et de la pertinence de l'échelle sélectionnée, ce qui pourra nécessiter un changement dans l'expression de l'indicateur.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La méthodologie d'évaluation des services écosystémiques fournis par les différents sols des micro-fermes urbaines mise en place dans le cadre du projet SEMOIRS, est basée sur une approche intégrative, telle que décrite par Dominati *et al.* (2014) et Adhikari et Hartemink (2016), qui relie les indicateurs de sol pertinents à des fonctions du sol, eux-mêmes associés à des services écosystémiques. En intégrant les spécificités des micro-fermes urbaines, notre méthodologie représente une opportunité : (i) pour le milieu académique, d'augmenter le niveau de

connaissances sur cette forme d'agriculture urbaine et ainsi mieux l'appréhender, l'analyser et discuter de l'impact des fermes sur leur environnement biotique et abiotique; plus largement progresser dans l'évaluation multicritère de la durabilité des écosystèmes agricoles et les réflexions relatives aux usages des sols.

- (ii) pour les acteurs de terrain, de mieux connaître et donc mieux gérer les micro-fermes urbaines en favorisant certains services et/ou en gérant les compromis entre plusieurs services écosystémiques. Les résultats du projet devraient leur permettre de disposer de leviers d'amélioration et d'optimisation des services écosystémiques en jouant notamment sur les pratiques;
- (iii) pour les aménageurs, de mieux appréhender ce qu'apportent les micro-fermes au sein du tissu urbain en comparaison à d'autres occupations possibles du sol. Néanmoins, les mesures mobilisées, la rareté des références disponibles et la difficulté d'interprétation de certains indicateurs limitent aujourd'hui la mise en œuvre d'une telle évaluation par des porteurs de projet.

Face à la multifonctionnalité des micro-fermes urbaines et de certaines infrastructures vertes, il semble nécessaire de développer des outils permettant de mieux connaître la qualité et les services rendus par ces sols. Certaines collectivités commencent ainsi à prendre en compte certains services rendus par les micro-fermes urbaines en dehors de la production alimentaire. Ainsi, l'aptitude de toits potagers à atténuer les flux d'eau de pluie vers le réseau de collecte a été reconnue par la ville de New-York qui a subventionné en conséquence l'une des toitures de l'entreprise Brooklyn Grange (592 730 \$ pour 6 000 m² de toiture; Cohen et Wijsman, 2014). En parallèle, quelques outils¹¹ sont en cours de développement pour aider à intégrer le sol dans la planification urbaine, mais nécessitent d'être adaptés et complétés.

Notre méthodologie a permis de mettre en lumière plusieurs limites à une évolution vers des outils d'évaluation des services écosystémiques par les gestionnaires de micro-fermes urbaines notamment sur :

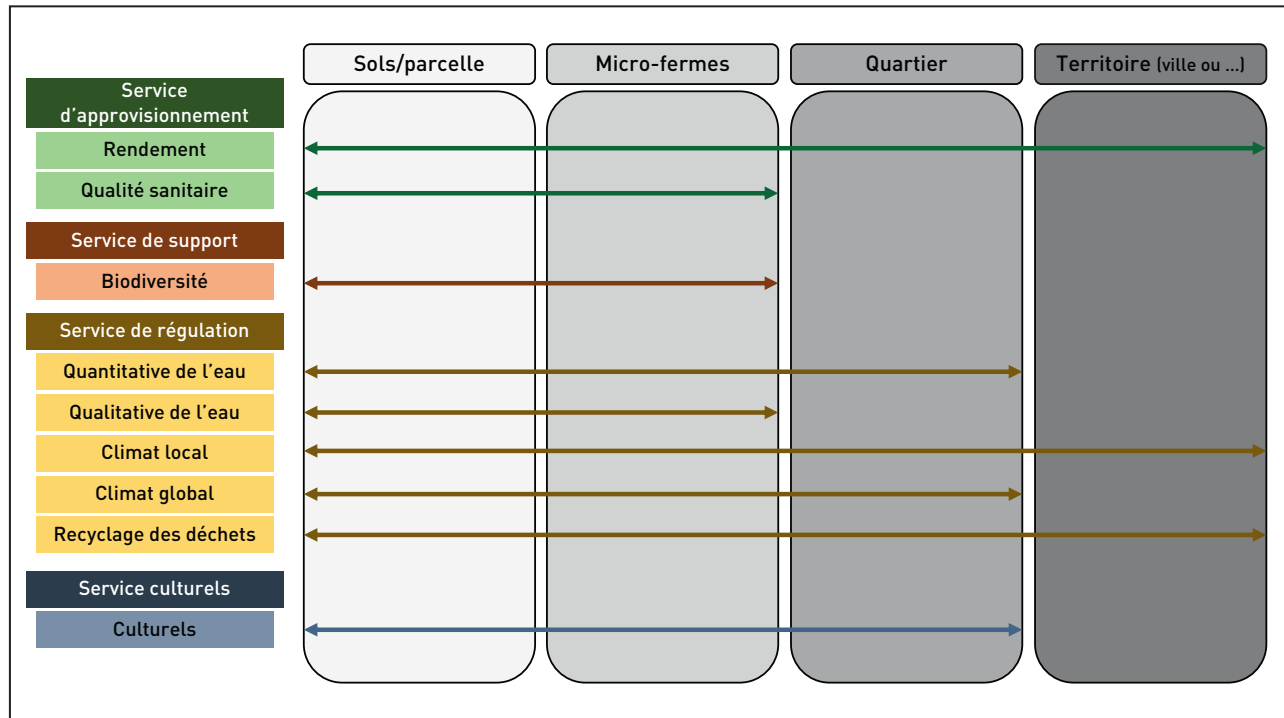
- (i) l'acquisition de valeurs quantitatives. L'utilisation des indicateurs par les acteurs de terrain est souhaitable et souhaitée. Cependant, si elle est relativement aisée concernant certains indicateurs (niveau de production alimentaire, consommation d'eau...), elle nécessite pour d'autres l'intervention de spécialistes compliquant d'autant l'appropriation de la démarche par les acteurs de terrain;
- (ii) un fort besoin de référentiels adaptés et spécifiques. Les méthodologies d'évaluation nécessitent de se rapporter à des valeurs de références pour calibrer les indicateurs. Les connaissances lacunaires en milieu urbain sont donc un frein à leur développement;

¹¹ par exemple, l'outil Destisol'AU – INRAE, <https://www.inrae.fr/actualites/Destisol%27AU>

Tableau 3 : Services, indicateurs et références étudiés et utilisés. *Mesures étant ou pouvant être participatives.

Table 3: Studied ecosystem services, indicators and reference used.

Catégorie	Services	Indicateurs	Références		
			Maraichage	Agriculture urbaine	Espace vert
Service d'approvisionnement	Production alimentaire	Rendement*	X	X	
		Diversité cultivée*	X	X	
		Concentration en contaminants	X	X	
Service de régulation	Eau - quantité	% d'eau de pluie ou irrigation retenue par le sol (réserve utile)		X	X
		Consommation d'eau*	X	X	X
	Eau - qualité	Concentration (C, N, P, ETM etc.)	X	X	X
	Structure du sol	Porosité totale	X	X	X
		Porosité libre à l'air à la capacité de rétention	X	X	X
	Fourniture de nutriments aux plantes cultivées	Teneurs et stocks en éléments nutritifs (N, P, K, etc.).	X	X	
		Éléments totaux ou fraction biodisponible			
	Climat local	T° moyenne de l'air		X	X
	Climat global	Stock de Corg du sol	X	X	X
	Déchets urbains		Diversité des produits résiduels organiques (PRO) apportés*	X	X
Quantité de PRO valorisée*			X	X	X
Qualité des PRO			X	X	X
Service de support	Biodiversité	Micro-organismes (abondance, diversité)	X	X	X
		Mésafaune (densité, diversité)	X	X	X
		Macrofaune (densité, diversité)	X	X	X
		Flore cultivée et spontanée (densité, diversité)	X	X	X
		Activité biologique (tea bags)	X	X	X
Service culturel	Endogènes	Valeur esthétique du paysage		X	X
		Nombre et types d'activités récréatives divertissement		X	X
		Compétences développées		X	X
		Effets sur le plan mental et physique		X	X
		Modalités de transfert des savoirs		X	X
		Caractère des relations sociales développées		X	X
	Exogènes (paysage)	Perceptions et représentations		X	X
		Co-visibilités		X	X

Figure 3 : Représentation des échelles d'étude potentielles par service.**Figure 3**: Representation of potential study scales.

- (iii) une analyse des données qui prend en compte la diversité des bénéficiaires (les usagers et la société...) de leurs pratiques et de leurs perceptions... ;
- (iv) une échelle spatiale pertinente d'évaluation des services écosystémiques. Ces échelles sont en effet dépendantes du type de service étudié et de l'impact que celui-ci peut avoir. La question de la méthodologie de passage d'une échelle à une autre pour certains services apparaît également particulièrement importante ;
- (v) l'intégration du temps. Selon les services considérés, les indicateurs ont été suivis en continu (e.g. rendement, consommation d'eau, utilisation de résidus urbains) sur un temps donné ou à une date précise (e.g. biodiversité ou stock de carbone). Certains services nécessitent un suivi à moyen et plus long terme. Ce constat est d'autant plus vrai pour les micro-fermes urbaines dont les sols sont soumis à une forte dynamique de changement d'usages et de pratiques. Dans le cas des sols construits, ceux-ci ont des caractéristiques qui évoluent rapidement au cours du temps (Grard, 2017). Plus largement, la durabilité temporelle et économique de ces systèmes est souvent posée comme une limite à la création de micro-fermes urbaines et une volonté de pérennisation de ces projets est souvent mise en avant. L'évaluation de services écosystémiques et leur rétribution sont vues par des acteurs de terrain comme une perspective souhaitée de financement pérenne de micro-fermes urbaines, comme cela

a pu être exprimé dans un récent rapport du CESE (CESE, 2019).

L'élargissement de ce type d'approche à d'autres formes d'agriculture urbaines apparaît souhaitable pour discuter de l'intérêt (environnemental, sociologique etc.) du développement de projets d'agriculture urbaine, dont la diversité est très grande, dans des environnements variés.

REMERCIEMENTS

Les auteurs de cette étude, participant au projet SEMOIRS, tiennent avant tout à remercier l'ADEME pour le financement du projet. Ils souhaitent également remercier le laboratoire d'analyse des sols de la ville de Paris qui a réalisé la grande majorité des analyses pédologiques. Ils remercient chaleureusement l'ensemble des porteurs de projet sans qui cette étude n'aurait pu exister ainsi que l'ensemble des stagiaires qui y ont été associés. Enfin, les auteurs souhaitent remercier les trois relecteurs de cet article qui ont permis d'en améliorer et en clarifier le contenu.

BIBLIOGRAPHIE

- Ahikari K., Hartemink A.E., 2016 - Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma*, 262: 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Aerts R., Dewaelheyns V., Achten W.M.J., 2016 - Potential ecosystem services of urban agriculture : a review. *PeerJ Preprint*: 1–6.
- Ascione E., Henke R., Vanni F., Ascione E., Henke R., Vanni F., 2012 - Small farms in Italy public support, diversification and economic sustainability. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btrG=Search&q=intitle:Small+far+in+Italy:+public+support,+diversification+and+economic+sustainability#0>
- Aubry C., 2015 - Les agricultures urbaines et les questionnements de la recherche. *Pour*, 224(4): 35. <https://doi.org/10.3917/pour.224.0035>
- Aubry C., Adoue C., 2018 - Agricultures urbaines et économie circulaire. *Vertigo*(Hors-série 31): 0–4. <https://doi.org/10.4000/vertigo.21594>
- Aubry C., Daniel A., 2017 - Innovative Commercial Urban Agriculture in the Paris Metropolitan Area. In *Toward Sustainable Relations Between Agriculture and the City*. Springer, Cham. p. 147-162 p.
- Baize D., Girard M.-C., 2008. *Référentiel pédologique 2008*. 405 pp.
- Bally F., 2017 - Quels services écosystémiques culturels sont produits par des citoyens et quelles valeurs y associent-ils ? *Environnement Urbain*, 11(July 2020). <https://doi.org/10.7202/1050490ar>
- Barbillon A., Aubry C., Nold F., Besancon S., Manouchehri N., 2019 - Health Risks Assessment in Three Urban Farms of Paris Region for Different Scenarios of Urban Agricultural Users: A Case of Soil Trace Metals Contamination. *Agricultural Sciences*, 10(03): 352–370. <https://doi.org/10.4236/as.2019.103029>
- Blanchart A., Séré G., Chérel J., Warot G., Stas M., Consalès J.-N., Morel J.-L., Schwartz C., 2018 - Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning*, 176(March): 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>
- Calzolari C., Ungaro F., Filippi N., Guermandi M., Malucelli F., Marchi N., Staffilani F., Tarocco P., 2016 - A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma*, 261: 190–203. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013>
- Cambou A., Vidal-Beaudet L., Cannavo P., Schwartz C., Shaw R.K., Huot H., Hunault G., Nold F., 2018 - Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of the Total Environment*, 644: 452–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.322>
- CESE., 2019 - *L'agriculture urbaine : un outil déterminant pour des villes durables*. 98 pp.
- Chang M., Morel K., 2018 - Reconciling economic viability and socio-ecological aspirations in London urban microfarms. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(1). <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0487-5>
- Clergeau P., Croci S., Jokimäki J., Kaisanlahti-Jokimäki M.L., Dinetti M., 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3): 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Clinton N., Stuhlmacher M., Miles A., Uludere Aragon N., Wagner M., Georgescu M., Herwig C., Gong P., 2018 - A Global Geospatial Ecosystem Services Estimate of Urban Agriculture. *Earth's Future*. <https://doi.org/10.1002/2017EF000536>
- Cohen N., Wijsman K., 2014 - Urban agriculture as green infrastructure : the case of New York City. *Urban Agriculture Magazine*, (27): 16–19.
- Consalès J.-N., 2008. *Jardins familiaux et développement durable: entre discours théoriques et actes concrets. L'après développement durable*. *Espaces, Nature, Culture et Qualité*.: 203–211.
- Coulon A., Damas O., 2016 - *Créer des sols fertiles. Du déchet à la végétalisation urbaine*. Le Moniteur édition. 336 pp.
- Daniel A., 2017 - *Fonctionnement et durabilité des micro-fermes urbaines*. Une observation participative sur le cas des fermes franciliennes. *Chaire Eco-Conception Vinci*, p.
- Daniel A., 2019 - Les micro-fermes urbaines, de nouvelles fabriques agri-urbaines. *Vertigo*: 0–27. <https://doi.org/10.4000/vertigo.21447>
- Djukic I., Kepfer-Rojas S., Schmidt I.K., Larsen K.S., Beier C., Berg B., Verheyen K., 2018 - Early stage litter decomposition across biomes. *Science of the Total Environment*, 628–629: 1369–1394.
- Dominati E., Mackay A., Green S., Patterson M., 2014 - A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecological Economics*, 100: 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.008>
- Dominati E., Patterson M., Mackay A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9): 1858–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Feyisa G.L., Dons K., Meilby H., 2014 - Efficiency of parks in mitigating urban heat island effect: An example from Addis Ababa. *Landscape and Urban Planning*, 123: 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.008>
- Fish R., Church A., Winter M., 2016 - Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 21(January 2015): 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.002>
- Goldstein B., Birkved M., Hauschild M., Fernandez J., 2014 - Urban agricultural typologies and the need to quantify their potential to reduce a city 's environmental ' foodprint '. *World SB14, Barcelona*, 28/30th October 2014: 24–31.
- Grard B., 2017 - *Des Technosols construits à partir de produits résiduaux urbains : services écosystémiques fournis et évolution*. (Thèse AgroParisTech-INRA-Université ParisSud): 307.
- Grard B.J.P., Bel N., Marchal N., Madre F., Castell J.F., Cambier P., Houot S., Manouchehri N., Besancon S., Michel J.C., Chenu C., Frascaria-Lacoste N., Aubry C., 2015 - Recycling urban waste as possible use for rooftop vegetable garden. *Future of Food: Journal on Food, Agriculture and Society*, 3(1): 21–34. (also available at <http://futureoffoodjournal.org/index.php/journal/article/view/141>).
- Grard B.J.P., Chenu C., Manouchehri N., Houot S., Frascaria-Lacoste N., Aubry C., 2018 - Rooftop farming on urban waste provides many ecosystem services. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(1). <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0474-2>
- Grard B.J.P., Manouchehri N., Aubry C., Frascaria-Lacoste N., Chenu C., 2020 - Potential of Technosols created with urban by-Products for rooftop edible production. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(9): 3210. <https://doi.org/10.3390/ijerph17093210>
- Harada Y., Whitlow T.H., Todd Walter M., Bassuk N.L., Russell-Anelli J., Schindelbeck R.R., 2018 - Hydrology of the Brooklyn Grange, an urban rooftop farm. *Urban Ecosystems*(March). <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0749-7>
- Hirons M., Combetti C., Dunford R., 2016 - Valuing Cultural Ecosystem Services. *Annual Review of Environment and Resources*, 41(1): 545–574. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085831>
- Huang J., Tichit M., Poulot M., Darly S., Li S., Petit C., Aubry C., 2015 - Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management*, 149: 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.020>
- IUSS Working Group WRB., 2014 - *FAO - World reference base for soil resources 2014 - International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. *World Soil Resources Reports No. 106 - FAO*, p. 1–191 pp.
- Joimel S., 2015 - *Biodiversité et caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins associatifs urbains français*

- Joimel S., Cortet J., Jolivet C.C., Saby N.P.A., Chenot E.D., Branchu P., Consalès J.N., Lefort C., Morel J.L., Schwartz C., 2016 - Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of The Total Environment*, 545–546: 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Joimel S., Grard B., Auclerc A., Hedde M., Le Doaré N., Salmon S., Chenu C., 2018 - Are Collembola "flying" onto green roofs? *Ecological Engineering*, 111(December 2017): 117–124. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.002>
- Joimel S., Schwartz C., Hedde M., Kiyota S., Krogh P.H., Nahmani J., Pères G., Vergnes A. & Cortet J., 2017 - Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. 585: 614–621. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.086>
- Joimel S., Schwartz C., Maurel N., Magnus B., Machon N., Bel J., Cortet J., 2019 - Contrasting homogenization patterns of plant and collembolan communities in urban vegetable gardens. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00843-z>
- Langemeyer J., 2014 - The generation of ecosystem services in urban gardens from a socio-ecological systems perspective. : 27.
- Matteson K.C., Ascher J.S., Langellotto G.A., 2008. Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(1): 140–150. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2008\)101\[140:brain\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2008)101[140:brain]2.0.co;2)
- MEA., 2005. Millennium Ecosystem Assessment. 49–70 pp.
- Milcu A.I., Hanspach J., Abson D., Fischer J., 2013 - Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*, 18(3). <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Morel-Chevillet G., 2018 - L'économie circulaire : une source d'innovation pour les agriculteurs urbains. *Vertigo*(Hors-série 31): 0–12. <https://doi.org/10.4000/vertigo.21753>
- Morel J.L., Chenu C., Lorenz K., 2014 - Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS). *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Morel K., Léger F., 2016 - A conceptual framework for alternative farmers' strategic choices: the case of French organic market gardening microfarms. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(5): 466–492. <https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1140695>
- Morel K., San M., Gilbert F., 2017 - Small can be beautiful for organic market gardens : an exploration of the economic viability of French microfarms using MERLIN. *Agricultural Systems*, 158(March): 39–49. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.08.008>
- Muratet A., Machon N., Jiguet F., Moret J., Porcher E., 2007 - The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris area, France. *Ecosystems*, 10(4): 661–671. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9047-6>
- Orsini F., Gasperi D., Marchetti L., Piovene C., Draghetti S., Ramazzotti S., Bazzocchi G., Gianquinto G., 2014 - Exploring the production capacity of rooftop gardens (RTGs) in urban agriculture: the potential impact on food and nutrition security, biodiversity and other ecosystem services in the city of Bologna. *Food Security*: 781–792. <https://doi.org/10.1007/s12571-014-0389-6>
- Pourias J., Aubry C., Duchemin E., 2016 - Is food a motivation for urban gardeners? Multifunctionality and the relative importance of the food function in urban collective gardens of Paris and Montreal. *Agriculture and Human Values*, 33(2): 257–273. <https://doi.org/10.1007/s10460-015-9606-y>
- Richards P.J., Farrell C., Tom M., Williams N.S.G., Fletcher T.D., 2015 - Vegetable raingardens can produce food and reduce stormwater runoff. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3): 646–654. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.06.007>
- Sanyé-Mengual E., Specht K., Krikser T., Vanni C., Pennisi G., Orsini F., Gianquinto G.P., 2018 - Social acceptance and perceived ecosystem services of urban agriculture in Southern Europe: The case of Bologna, Italy. *PLoS ONE*, 13(9): 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200993>
- Säumel I., Kotsyuk I., Hölscher M., Lenkerei C., Weber F., Kowarik I., 2012 - How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 165: 124–32. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.019>
- Specht K., Siebert R., Hartmann I., Freisinger U.B., Sawicka M., Werner A., Thomaier S., Henckel D., Walk H., Dierich A., 2013 - Urban agriculture of the future: an overview of sustainability aspects of food production in and on buildings. *Agriculture and Human Values*, 31(1): 33–51. <https://doi.org/10.1007/s10460-013-9448-4>
- Tibi A., Therond O., 2017 - Les Services Écosystémiques Rendus Par Les Écosystèmes Agricoles Une Contribution Au Programme Efese - Synthèse
- Weidner T., Yang A., Hamm M.W., 2019 - Consolidating the current knowledge on urban agriculture in productive urban food systems : Learnings , gaps and outlook. *Journal of Cleaner Production*, 209: 1637–1655. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.004>
- Whittinghill L.J., Hsueh D., Culligan P., Plunz R., 2016 - Stormwater performance of a full scale rooftop farm: Runoff water quality. *Ecological Engineering*, 91: 195–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.047>
- Whittinghill L.J., Rowe D.B., Andresen J.A., Cregg B.M., 2015 - Comparison of stormwater runoff from sedum, native prairie, and vegetable producing green roofs. *Urban Ecosystems*: 13–29. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0386-8>
- Whittinghill L.J., Rowe D.B., Schutzki R., Cregg B.M., 2014 - Quantifying carbon sequestration of various green roof and ornamental landscape systems. *Landscape and Urban Planning*, 123: 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.015>
- Wilhelm J.A., Smith R.G., 2017 - Ecosystem services and land sparing potential of urban and peri-urban agriculture: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems*(May): 1–14. <https://doi.org/10.1017/S1742170517000205>
- Zasada I., 2011 - Multifunctional peri-urban agriculture-A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land Use Policy*, 28(4): 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.008>

Évaluation des services écosystémiques fournis par les sols agricoles en appui à la planification territoriale :

Cas des systèmes prairiaux du territoire de Nantes Saint-Nazaire

M. Fossey^(1,4*), R. Martin⁽²⁾, C. Besse⁽³⁾, C. Von Fisher⁽³⁾, C. Ducommun⁽⁵⁾ et C. Walter^(1*)

1) INRAE, Institut Agro, UMR SAS, 35000 Rennes, France

2) INRAE, Unité de Recherche sur l'écosystème Prairial (UREP), 63039 Clermont-Ferrand, France

3) SCE, Groupe Kéran, 44200 Nantes, France

4) IDELE, Institut de l'élevage, 14310 Villers-Bocage, France

5) EPHOR, Agrocampus Ouest, 44000 Angers, France

* Auteurs correspondants : maxime.fossey@idele.fr et christian.walter@agrocampus-ouest.fr

RÉSUMÉ

La planification territoriale traduit une vision stratégique d'aménagement en projet de territoire intégrant les enjeux de développement durable. Visant à assurer l'équilibre entre le développement urbain et le bien-être social d'une part, et la préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers d'autre part, ce projet structure les paysages, oriente des modes de gestion des écosystèmes les composant et impacte les services écosystémiques qu'ils procurent. Parmi ces écosystèmes, les agroécosystèmes sont au cœur de nombreux projets de territoire et sont largement concernés par les orientations de gestion pouvant être préconisées dans les documents de planification. Soumis à un double enjeu foncier, à la fois d'urbanisation pour le développement et de préservation pour la qualité de l'environnement, la gestion des agroécosystèmes, et notamment des sols agricoles, est reconnue comme un levier majeur pour concilier ce double enjeu. En position d'interface dans les écosystèmes, le sol est le lieu d'interactions dépendant de son occupation et de sa gestion d'une part, et de ses caractéristiques propres d'autre part. Il contribue à la fourniture d'une large gamme de services écosystémiques (SES - services écosystémiques des sols). Cet article vise à analyser le potentiel de prise en compte des SES agricoles dans la démarche de planification territoriale. A partir d'une évaluation biophysique des SES rendus par les agroécosystèmes prairiaux, la prise en compte de ces SES est ensuite illustrée à l'échelle de planification du bassin de vie du Pôle métropolitain de Nantes Saint-Nazaire correspondant au Schéma de Cohérence territoriale (SCoT). Une réflexion est également portée à l'échelle plus locale de l'intercommunalité (PLUM - Plan Local d'Urbanisme Métropolitain de Nantes) et

Comment citer cet article :

Fossey M., Martin R., Besse C., Von Fisher C., Ducommun C. et Walter C., 2021 - Évaluation des services écosystémiques fournis par les sols agricoles en appui à la planification territoriale : cas des systèmes prairiaux du territoire de Nantes Saint-Nazaire *Etude et Gestion des Sols*, 28, 113-142

Comment télécharger cet article :

<http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-28-numero-1/>

Comment consulter/télécharger

tous les articles de la revue EGS :
<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

à l'échelle plus large du bassin hydrographique (SAGE - Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau Loire Estuaire). L'ensemble des résultats de cette analyse permet d'évaluer la capacité des sols des agroécosystèmes à fournir des services et de projeter l'évolution de cette capacité en fonction des choix de planification. L'article souligne ainsi l'intérêt d'intégrer les SES agricoles dans le processus de planification territoriale en tant qu'information complémentaire pour arbitrer des choix de planification visant à atteindre l'objectif de développement durable d'un territoire.

Mots-clés

Sol agricole, service écosystémique, système prairial, planification territoriale

SUMMARY

ASSESSING ECOSYSTEM SERVICES DELIVERED BY AGRICULTURAL SOILS IN SUPPORT OF TERRITORIAL PLANNING: Case of grassland systems in the Nantes Saint-Nazaire area

Land planning aims to convert a political project into practical actions of development taking into account sustainable management issues. Aiming to ensure a balance between urban development and human well-being on the one hand, and natural resource conservation at the other hand, these practical actions structure landscapes, guide the management of ecosystems and drive ecosystem services they provide. Among these ecosystems, agricultural systems are involved in many territorial projects and are largely concerned by the management guidelines that can be recommended in planning strategies. The management of agroecosystems, particularly agricultural soils, is recognised as a major lever for reconciling the two issues of urbanisation for development and preservation for environmental quality. As an interface in ecosystems, the soil is the site of interactions that depend on its occupation and management on the one hand, and on its own characteristics on the other. It contributes to the provision of a wide range of ecosystem services (SES - soil ecosystem services). This paper aims to evaluate the potential of considering agricultural SES in territorial planning processes. Based on a biophysical assessment of SES provided by grasslands, the potential for considering these SES is then illustrated at the planning scale of Nantes Saint-Nazaire Metropolitan area corresponding to supra urban development master plan (SCoT - Schéma de Cohérence Territoriale). Consideration is also given to the more local scale of inter-municipality (PLUM - Plan Local d'Urbanisme Métropolitain de Nantes) and to the wider scale of the catchment area (SAGE - Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau Loire Estuaire). Results of this analysis make it possible to assess the capacity of agroecosystem soils to provide services and to project the evolution of this capacity in line with planning choices. This paper thus underlines the interest of integrating agricultural SES into territorial planning processes as complementary information to arbitrate planning choices aimed at achieving the objective of sustainable development of a territory.

Key-words

Agricultural soil, ecosystem service, grassland system, territorial planning

RESUMEN

EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PRESTADOS POR LOS SUELOS AGRÍCOLAS EN APOYO A LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL: Caso de los sistemas pratenses del territorio de Nantes Saint-Nazaire:

La planificación territorial traduce una visión estratégica de ordenación en proyecto de territorio que integra los desafíos de desarrollo sostenible. Destinado a garantizar el equilibrio entre desarrollo urbano y bien-estar social de un lado, y preservación de los espacios naturales, agrícolas y forestales de otro lado, este proyecto estructura los paisajes, orienta modos de gestión de los ecosistemas que los componen y impacta los servicios ecosistémicos que proporcionan. Dentro de estos ecosistemas, los agroecosistemas se encuentran en el centro de numerosos proyectos de territorio y están relacionados con las orientaciones de gestión que pueden ser preconizadas en los documentos de planificación. Sometido a un doble desafío de tenencia de tierra, a la vez de urbanización para el desarrollo y de preservación para la calidad del medio ambiente, se reconoce la gestión de los agroecosistemas y en particular los suelos agrícolas como una palanca mayor para conciliar este doble desafío. En posición de interface en los ecosistemas, el suelo es el lugar de interacciones que dependen de un lado de su ocupación y de su gestión, y de otro lado de sus características propias. Contribuye al suministro de una larga gama de servicios ecosistémicos (SES - servicios ecosistémicos de suelos). Este artículo tiene por objeto analizar el potencial de toma en cuenta de los SES agrícolas en el enfoque de planificación territorial. A partir de una evaluación biofísica de los SES prestados por los agroecosistemas pratenses, la toma en cuenta de estos SES se ilustra luego a escala de la planificación de la cuenca de vida del Polo metropolitano de Nantes Saint-Nazaire que corresponde al Esquema de Coherencia territorial (SCoT). Una reflexión se lleva igualmente a escala más local de la intercomunalidad (PLUM - Plano Local de Urbanismo Metropolitano de Nantes) y a escala más larga de la cuenca hidrográfica (SAGE - Esquema de ordenamiento y de Gestión del Agua Loire Estuario). El conjunto de los resultados de este

análisis permite evaluar la capacidad de los suelos de los agroecosistemas a abastecer servicios y planear la evolución de esta capacidad en función de las opciones de planificación. El papel subraya así el interés de integrar los SES agrícolas en el proceso de planificación que se dedica lograr el objetivo de desarrollo sostenible de un territorio.

Palabras clave

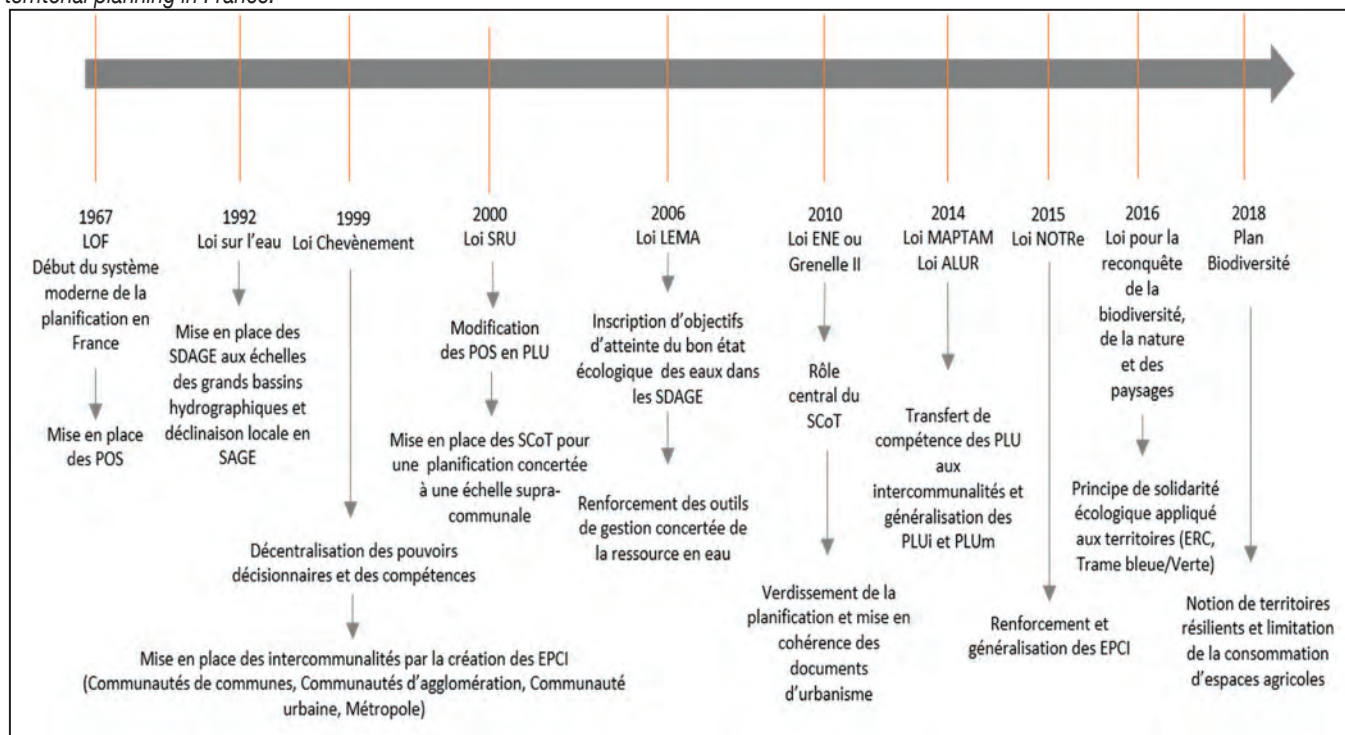
Suelos agrícolas, servicios ecosistémicos, sistemas pratenses, planificación territorial

La prise en compte des enjeux environnementaux et des enjeux sociétaux relatifs aux développements urbain et péri-urbain, via un zonage cohérent des activités, des équipements et des moyens de communication (Motte, 2006), s'effectue différemment selon les territoires et nécessite des approches adaptées pour y faire face. En France, cette approche correspond à la planification territoriale qui traduit une vision stratégique d'aménagement durable d'un territoire définissant « l'organisation dans l'espace des activités humaines et de leur développement futur tout en ménageant les ressources naturelles » (Nadou et Demazière, 2018). L'origine de la planification territoriale et son évolution réglementaire sont détaillées dans l'encadré 1 et la figure 1.

Depuis le concept fondateur des services écosystémiques (Costanza *et al.*, 1997 ; Daily, 1997), la recherche a récemment mis l'accent sur les relations entre les sols et la fourniture de services écosystémiques (Bouma, 2014 ; Dominati *et al.*, 2014 ; Walter *et al.*, 2014 ; Adhikari et Hartemink, 2016) et en particulier avec les sols des agroécosystèmes (Bommarco *et al.*, 2018 ; FAO 2018 ; Ellili *et al.*, 2021). Les changements d'occupation des sols, inhérents aux choix réalisés lors du processus de planification, se font couramment au détriment de terres agricoles (Béchet *et al.*, 2017). Ces changements sont reconnus comme perturbant les processus biophysiques impactant le bien-être humain par le biais de l'altération des services écosystémiques tels que la régulation du climat régional (Findell, 2017 ; Quesada *et al.*, 2018 ; Sandor *et al.*, 2018), la régulation de la ressource en eau (Cichota *et al.*,

Figure 1 : Chronologie des principales évolutions du cadre réglementaire portant sur la prise en compte des enjeux environnementaux dans la planification territoriale en France.

Figure 1: Chronology of the main changes in the regulatory framework concerning the consideration of environmental issues in territorial planning in France.



Encadré 1 : L'évolution du contexte règlementaire de la planification territoriale

Framed 1: The evolution of the regulatory context for territorial planning in France

La planification territoriale n'a cessé d'évoluer depuis ses origines en 1967 avec la Loi d'Orientation Foncière (LOF - n° 67-1253) qui marque le début de la planification moderne avec la mise en place du plan d'occupation des sols (POS) (*figure 1*). Cette évolution s'effectue en premier lieu par rapport aux enjeux sociétaux visant la réglementation de l'urbanisme et l'organisation territoriale. Avec le transfert des pouvoirs décisionnaires et des compétences administratives vers des entités plus locales, et notamment vers les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) (loi n°99 586 - dite Chevènement), le remplacement du POS par le plan local d'urbanisme (PLU) et la mise en place du schéma de cohérence territoriale (SCoT) (loi SRU - n°2000 1208), la prise en compte des objectifs de développement durable s'inscrit désormais dans une démarche de coopération intercommunale (loi MAPTAM - n°2014-58 ; ALUR - n°2014-366 « - NOTRe - n°2015-991). Par ailleurs, cette évolution s'accompagne d'une prise en compte grandissante des enjeux environnementaux visant la protection des ressources naturelles et la résilience des territoires : tout d'abord, avec la définition d'objectifs de gestion des ressources en eau (SDAGE et SAGE) et des milieux aquatiques (loi LEMA - n°2006-1772) et l'instauration de règles d'usage aux échelles des territoires (industries, agricoles, potabilisation) ; puis, avec l'inscription systématique des enjeux environnementaux dans les documents d'urbanisme (loi ENE - n°2010-788 et loi pour la reconquête de la biodiversité - n°2016-1087) qui renforce la cohérence des actions et les outils de concertation entre les intercommunalités et reconnaît les actions de préservation des sols et de renforcement des systèmes agricoles durables comme des solutions favorisant la résilience des territoires.

La planification se doit de formuler et de motiver les choix entre préservation des ressources (sols, biodiversité, eau, etc ...) et développement des territoires (artificialisation et gestion des espaces non bâtis). Elle impacte directement les écosystèmes en place ainsi que les SES associés autant qu'elle est impactée par eux. En effet, la séquence « éviter, réduire, compenser », devenue l'instrument règlementaire majeur pour concilier préservation de l'environnement et développement territorial, ou encore la poursuite de l'objectif de Zéro Artificialisation Nette (ZAN) fixé par le plan biodiversité en 2018, imposent de prévoir des mesures compensatoires. Dès lors, l'évaluation des SES doit permettre d'analyser les effets et les conditions de leur gestion sur les processus biophysiques les soutenant (Ma *et al.*, 2016), tandis que le croisement avec les procédures de planification constitue un support de communication et de compréhension des liens qu'ils représentent entre enjeux environnementaux et sociétaux (Schleyer *et al.*, 2015). Alors que l'intégration des SES dans la planification territoriale est reconnue comme soutenant les objectifs de développement durable (Diaz *et al.*, 2015 ; Posner *et al.*, 2016), elle apparaît également cohérente avec les objectifs de la planification en évaluant la fourniture des SES en fonction d'un besoin dépendant des choix d'affectation des sols fixés lors du processus de planification (Burkhard *et al.*, 2012 ; Albert *et al.*, 2016 ; Cortinovis et Geneletti, 2018).

2016), la préservation des sols (McBratney *et al.*, 2014 ; Borrelli *et al.*, 2016 ; Baude *et al.*, 2019) ou encore le maintien de la biodiversité (Callahan *et al.*, 2003 ; Blüthgen *et al.*, 2012 ; Van Vooren *et al.*, 2018).

Si le concept de services écosystémiques a rapidement acquis une visibilité politique (Bouwma *et al.*, 2017), son opérationnalisation reste difficile (Carmen *et al.*, 2018 ; Jax *et al.*, 2018). Cependant, des travaux récents ont porté leur attention sur la prise en compte des SES (Services Ecosystémiques fournis par les Sols) dans les processus de planification (Breure *et al.*, 2012 ; Drobniak *et al.*, 2018) et plus particulièrement sur leur potentiel d'opérationnalisation au sein des documents de planification (Keller *et al.*, 2012 ; Blanchart *et al.*, 2018 ; Fossey *et al.*, 2020a et b) en tant que leviers de l'action publique en faveur d'un aménagement durable d'un territoire.

Dans ce contexte, cet article vise à analyser le potentiel d'intégration des services écosystémiques relatifs aux sols agricoles - et plus particulièrement dans les systèmes prairiaux - dans les processus de planification territoriale (voir la liste des services concernés en *Annexe A*). Pour ce faire, l'article est structuré comme suit : la *partie 1* présente les échelles courantes

de planification et les documents de planification associés, le territoire d'étude, les données utilisées pour l'évaluation des SES ainsi que la méthodologie d'évaluation. La *partie 2* présente les résultats de l'évaluation des SES en réponse aux hypothèses de recherche suivantes : (i) des liens existent entre les documents de planification et les SES soutenant leur potentiel d'usage en tant qu'information décisionnelle supplémentaire, (ii) la fourniture de SES varie en fonction du sol et de son mode de gestion et (iii) l'utilisation de la modélisation exploratoire pour la recherche d'un optimum foncier en termes de fourniture de SES est pertinente pour l'opérationnalisation du concept de SES dans les processus de planification. Pour illustrer comment les SES peuvent être intégrés dans un contexte concret de mise en œuvre de planification, la *partie 3* discute des choix faits dans le traitement des résultats avec des acteurs locaux de la planification (Pôle métropolitain de Nantes métropole Saint-Nazaire et SCE) en charge de la réflexion et de la conception de la stratégie de planification territoriale (SCoT). Enfin, dans la *partie 4*, une conclusion dressera un bilan des contributions que peut fournir une telle approche dans les processus décisionnels de planification. De plus, des

perspectives de recherche nécessaires à l'amélioration de l'opérationnalisation du concept de SES dans les processus de planification seront émises.

1. MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION ET D'ANALYSE DES SES

1.1 Trois échelles de gouvernance retenues pour la prise en compte des SES dans les documents de planification territoriale

Reposant sur un cadre réglementaire (figure 1) et des documents d'urbanisme dédiés, la planification territoriale fixe les grandes orientations de développement et/ou des règles opérationnelles encadrant la localisation et l'usage des secteurs anthropiques (habitat, industrie, équipements et réseaux de communication) et naturels (zones agricoles, boisées, montagneuses et littorales). Pour cette étude, trois échelles de gouvernance de planification territoriale correspondant à trois documents d'urbanisme compatibles entre eux ont été retenues (figure 2) : une échelle large (grand bassin hydrographique et sous-bassin) incarnée par le SAGE Loire estuaire (3 856 km²) répondant aux objectifs imposés dans la directive-cadre sur

l'eau (DCE - 2000/60/CE) en termes de quantité et de qualité de la ressource en eau ; une échelle intermédiaire, le groupement de communes formant un ou plusieurs EPCI (dont le périmètre est celui du Pôle métropolitain Nantes Saint-Nazaire) illustrée par le SCoT Nantes Saint-Nazaire (1 894 km²) visant à mettre en cohérence les différentes politiques des entités constituant le Pôle métropolitain Nantes Saint-Nazaire en matière d'habitat, de mobilité, de développement économique et d'environnement ; enfin, une échelle locale (métropole) représentée par le PLUm de Nantes métropole (déclinaison du PLU à l'échelle de la métropole de Nantes) (530 km²) fixant les règles d'affectation des sols avec la délimitation des zones urbaines ou à urbaniser et les zones naturelles agricoles et forestières à préserver.

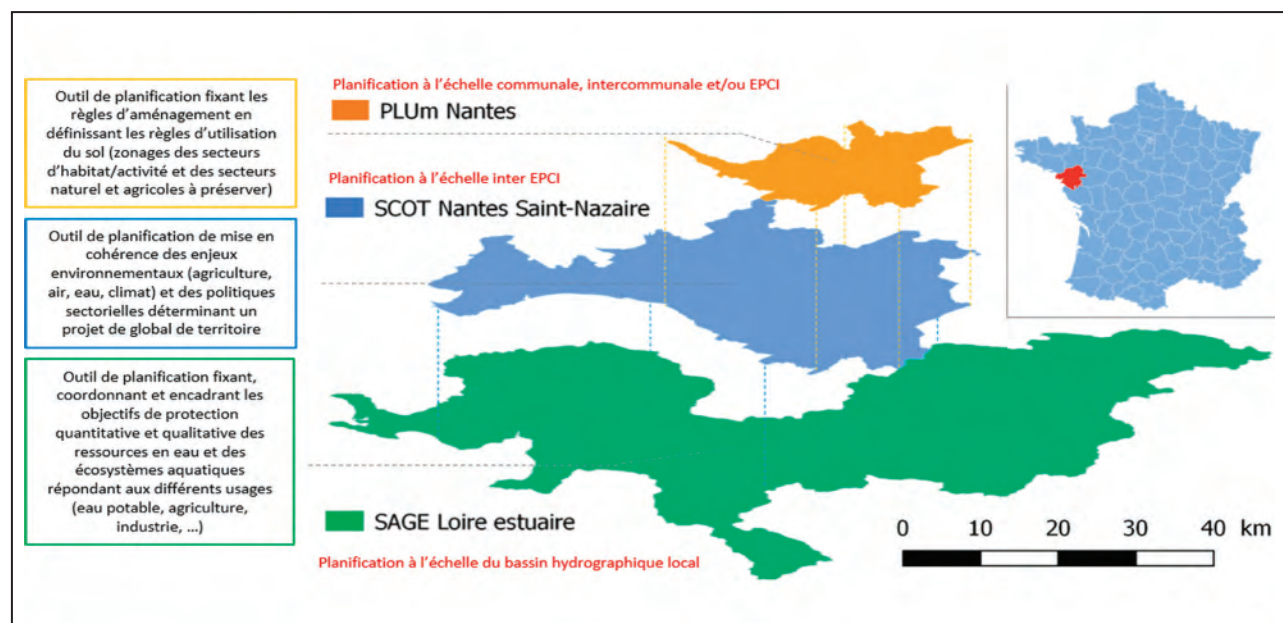
1.2 Le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire

Contexte climatique

L'étude est menée dans la région de la Loire en France (figure 2) sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire. Le climat de la région de la Loire est défini comme un climat océanique (Peel *et al.*, 2007). La température moyenne annuelle est de 12,1 °C avec une moyenne mensuelle maximale en juillet et minimale en février. Par ailleurs, les précipitations annuelles varient entre 486 mm et 898 mm, avec une moyenne de 751 mm,

Figure 2 : Echelles de mise en œuvre et hiérarchisation des documents de planification retenus sur le territoire de Nantes Saint-Nazaire : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) et Plan Local d'Urbanisme métropolitain (PLUm).

Figure 2: Implementation scales and prioritisation of the planning documents adopted in the Nantes Saint-Nazaire area: water development and management scheme (SAGE), territorial coherence scheme (SCoT) and metropolitan local urban plan (PLUm).



et les mois de décembre et de juin sont respectivement les plus humides et les plus secs.

Contexte pédologique

Les caractéristiques des sols sont issues des données du Groupement d'Intérêt Scientifique Sol (GIS Sol) par le biais du programme Inventaire, Gestion et Conservation des Sols de France (IGCS) constituant une représentation spatiale des sols (Arrouays *et al.*, 2004) associée à une base de données au format national, DoneSol, (Grolleau *et al.*, 2004). Pour l'évaluation des SES sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire, le Référentiel Régional Pédologique (RRP) des Pays de Loire (Agrocampus Ouest, Unité Ephor) au 1 : 250 000 a été utilisé. Sur cette base, 75 unités typologiques de sols (UTS - nomenclature RP 2008) ont été identifiées sur la zone d'étude dont les caractéristiques principales sont données en *Annexe B*. L'épaisseur des sols est comprise entre 25 cm et 230 cm et leur texture varie des classes Argile (AA) à Sables (SS) ou encore Limons sableux (Ls) selon la nomenclature GEPPA (17 classes).

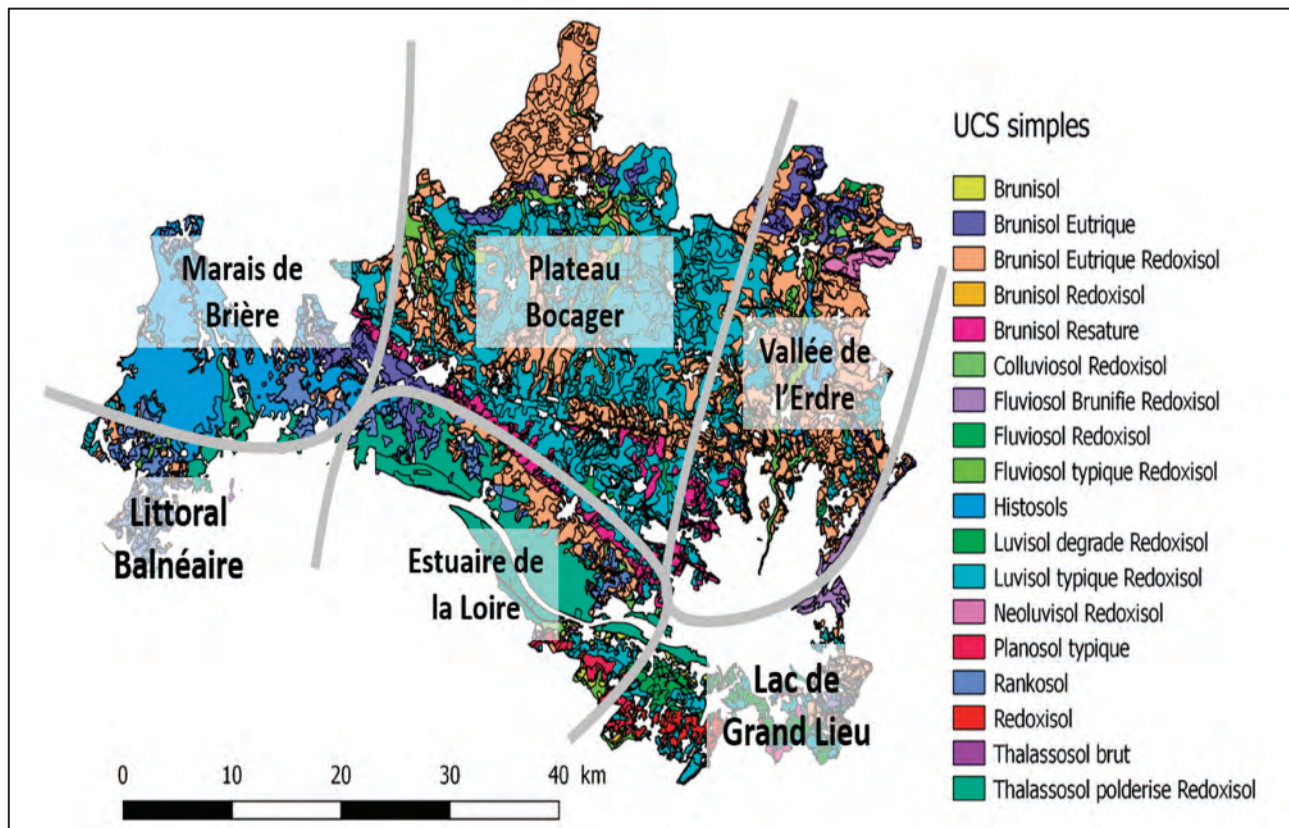
À l'échelle du SCoT de Nantes Saint-Nazaire, on rencontre 42 unités cartographiques de sols (UCS) caractérisées par 18 UTS dominantes qui constituent six grands ensembles de pédopaysages (*figure 3*): les marais de la Brière présentant des sols à dominante d'Histosols, le plateau bocager à dominante de Luvisols typiques-Rédoxisols et de Brunisols eutriques-Rédoxisols, la vallée de l'Erdre à dominante de Brunisols eutriques, le lac de Grand Lieu à dominante de Luvisols, l'estuaire de la Loire à dominante de Thalassosols et le littoral balnéaire à dominante de Rankosols.

Contexte agricole

Le portrait agricole du territoire de Nantes Saint-Nazaire a été établi sur la base de l'analyse croisée des données de Corine Land Cover (2018), des données socio-économiques relatives à l'agriculture en Pays de Loire (Chambre d'agriculture Pays de la Loire, 2018) et du rapport de caractérisation des exploitations agricoles de Nantes à Saint-Nazaire (2013) (*Annexe C*). À l'échelle du territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire, il ressort

Figure 3 : Grands ensembles paysagers des unités cartographiques de sols (UCS) définies sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire (source : Référentiel Régional Pédologique des Pays de la Loire). Les UCS sont dénommées selon leur unité typologique de sol (UTS) dominante.

Figure 3: Major landscapes of the soil mapping units (UCS) defined in the Nantes Saint-Nazaire SCoT area (source: Pays de la Loire regional soil reference system). The UCS are named according to their dominant soil typology unit (UTS).



que 69 % du territoire (soit 1 731 km²) sont occupés par des zones agricoles dont 69 % (soit 902 km²) sont gérés en prairies. Les systèmes prairiaux recensés sur le territoire correspondent à des prairies temporaires et des fourrages cultivés (45 % - soit 406 km²) et des prairies permanentes (55 % - soit 496 km²) (tableau 1 et figure 4) dont les trois principaux modes de gestion et de pratiques associées sont : la fauche, le pâturage et une gestion mixte.

1.3 Évaluation biophysique par modélisation et démarche d'analyse des SES

Le modèle PASIM (Pasture Simulation Model - Version 5.3) (Riedo *et al.*, 1998; Vuichard *et al.*, 2007; Graux *et al.*, 2011) est un modèle qui simule le fonctionnement d'un agroécosystème prairial en réponse aux conditions pédoclimatiques et de gestion (Martin *et al.*, 2011). La paramétrisation des variables génériques d'entrée du modèle est basée sur le paramétrage réalisé pour les travaux de Ma *et al.* (2015) à l'échelle européenne. Nous faisons l'hypothèse que ces valeurs correspondent au domaine de validité du modèle et sont adaptées au secteur d'étude. Les variables

sites-spécifiques à renseigner pour le modèle PaSiM, à savoir le climat et le sol, sont décrites dans la partie précédente (§ 1.2) et les caractéristiques de l'agroécosystème prairial sont reportées dans le tableau 1. Les pools de carbone ont été traités au préalable par une mise à l'équilibre du modèle sur une période de 100 ans en bouclant les données météorologiques disponibles pour la période 2005-2015 avant d'être renseignés.

Sur la base des travaux récents de classification des services écosystémiques (CICES 2018, IPBES 2018) et du rapport de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques rendus par les systèmes agricoles (EFSE-EA - Therond *et al.*, 2017), 11 services ont été identifiés et définis (Fossey *et al.*, 2020) (Annexe A) : la séquestration du carbone (SQ), le maintien du stock de carbone (MSC), la régulation des îlots de chaleur (RIC), l'approvisionnement en « Eau Bleue » (AEB), le soutien aux débits d'étiage (SDE), la régulation des crues (RC), la régulation de la qualité de l'eau (RQE), l'atténuation de l'érosion hydrique des sols (AES), l'approvisionnement en nutriments (AN), l'approvisionnement en « Eau Verte » (AEV) et la production de biomasse (PB).

Certains de ces SES ont été estimés de manière saisonnière et portent alors des préfixes - S pour la période dite sèche de

Figure 4 : Territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire couvert par les agroécosystèmes prairiaux.

Figure 4: Territory of the Nantes Saint-Nazaire SCoT covered by grassland agroecosystems.

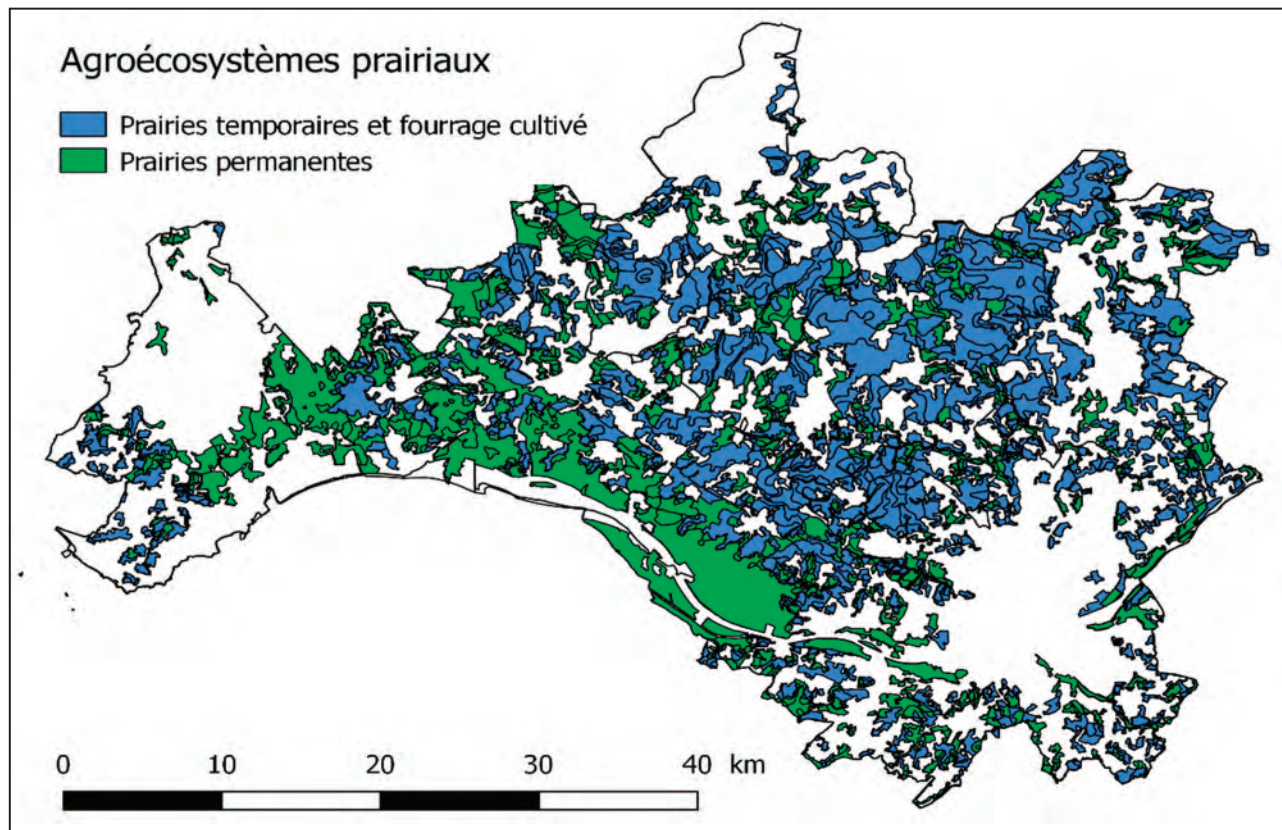


Tableau 1 : Pratiques de gestion recensées sur les prairies permanentes du territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire.**Table 1:** Management practices identified on the permanent grasslands of the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory.

Pratiques de gestion	Fauche exclusive	Pâturage exclusif	Gestion mixte
Surface d'occupation (ha)	1 984	20 336	27 280
Pourcentage d'occupation	4	41	55
Date de fauche (jour Julien)	166	-	145
Date de fertilisation (jour Julien)	60	60	60
Type de fertilisation (Kg N/m ²)	Principalement minéral 0,006	Principalement minéral 0,006	Principalement minéral 0,006
Date de mise en pâture (jour Julien)	-	90	213
Durée de pâturage (jours)	-	214	152
Densité de pâturage (UGB/m ²)	-	1,4	1,4

mai à octobre et - H pour la période dite humide de novembre à avril. Cette distinction porte à 16 le nombre d'indicateurs des 11 SES (Fossey *et al.*, 2020). Pour chacune des 75 unités typologiques de sols identifiées sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire, trois simulations ont été réalisées sur une période de 30 ans, correspondant aux trois modalités de gestion et de pratiques recensées.

Le cadre opérationnel de traitement des données issues de la modélisation a été développé par Fossey *et al.* (2020) et est illustré schématiquement sur la *figure 5*. L'agroécosystème prairial est défini comme étant un couple d'éléments associant un sol et une pratique de gestion. À l'échelle d'un territoire, l'ensemble des couples comprend les agroécosystèmes observés (couple effectivement observé) et des agroécosystèmes possibles (couple non observé mais plausible). Chacun des couples est ensuite traité par PaSiM afin d'obtenir une évaluation pour chacun des SES. Une hiérarchisation des valeurs par SES est ensuite réalisée. À la suite de cette hiérarchisation, la valeur du SES est normalisée en classes allant de 1 (quintile des plus basses valeurs observées) à 5 (quintile des plus hautes valeurs observées). À l'issue de ce traitement, deux cartes illustratives sont réalisées: une carte des SES actuels, correspondant aux couples effectivement observés, et une carte des sensibilités de réponse des sols aux changements de gestion, correspondant pour un sol donné aux écarts simulés entre les valeurs maximales et minimales du

SES pour ce sol (ces valeurs peuvent être issues de couples effectivement observés et/ou de couples non observés mais plausibles).

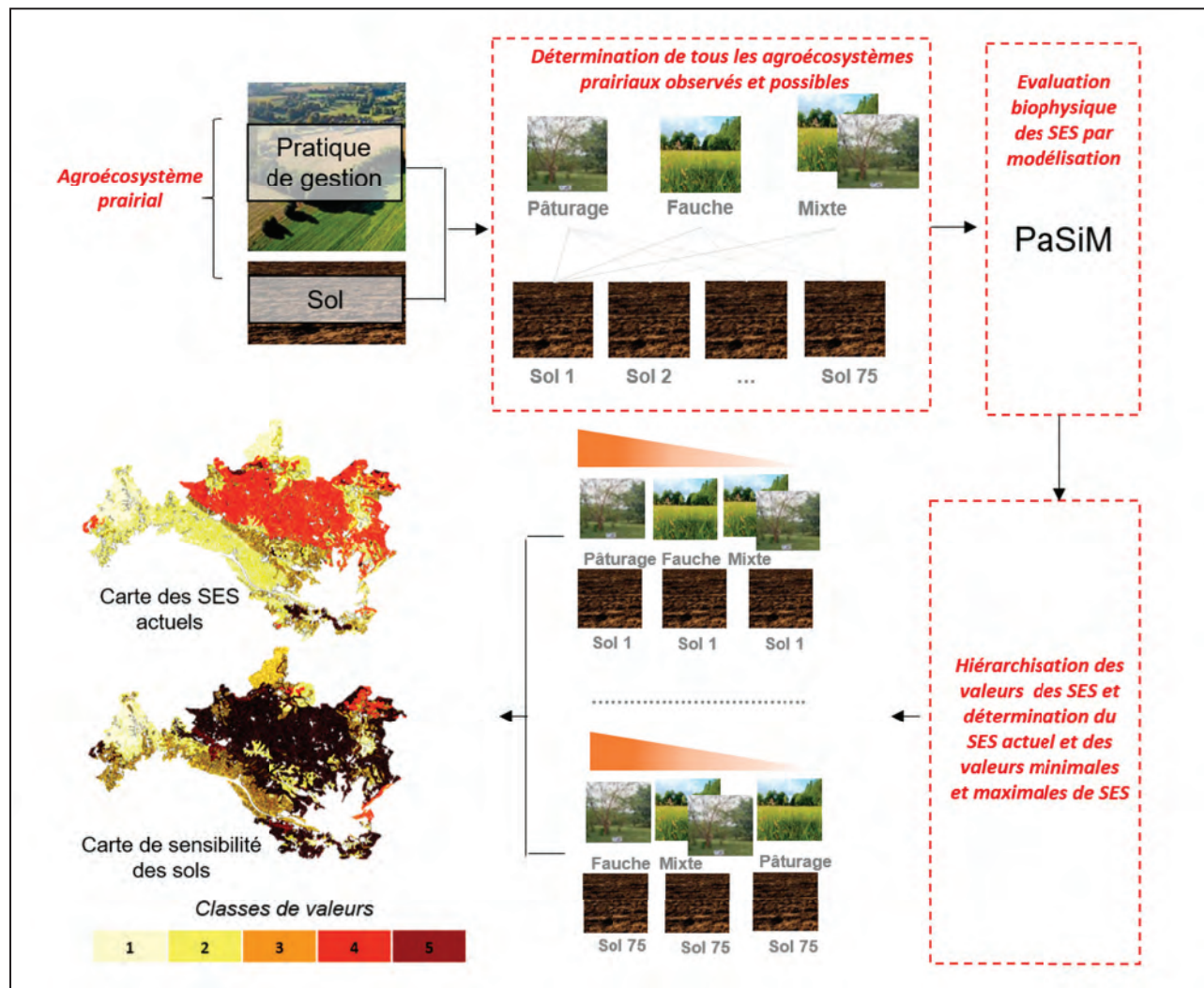
2. RÉSULTATS

2.1 Analyse des relations entre SES et planification territoriale

L'analyse des documents d'objectifs relatifs aux documents de planification, à savoir les projets d'aménagements de développement durable (PADD) pour le PLUM et le SCoT et le plan d'aménagement et de gestion durable (PAGD) pour le SAGE, permet d'établir des liens entre les SES et les échelles de planification (*figure 6*). Les thèmes de planification correspondent à des objectifs spécifiques des différents documents de planification: (i) les préoccupations locales du PLUM intègrent des considérations socio-économiques telles que le zonage du territoire pour le bien vivre ensemble et la viabilité des projets de développement, (ii) les préoccupations régionales du SCoT visent la mise en cohérence des activités (filiales, connectivités) avec l'environnement naturel, et (iii) les préoccupations réglementaires aux échelles des bassins hydrographiques du SAGE garantissent la bonne gestion de la

Figure 5 : Schéma de la démarche d'évaluation des SES des agroécosystèmes prairiaux (adapté de Fossey *et al.*, 2020a).

Figure 5: Diagram of the SES assessment approach for grassland agroecosystems (adapted from Fossey *et al.*, 2020a).



ressource en eau et la bonne qualité des milieux aquatiques. L'échelle du SCoT, quant à elle, en partageant des thématiques avec le PLUM (transition écologique et projet agricole) et le SAGE (protéger la ressource en eau) fait le lien entre ces deux échelles de planification.

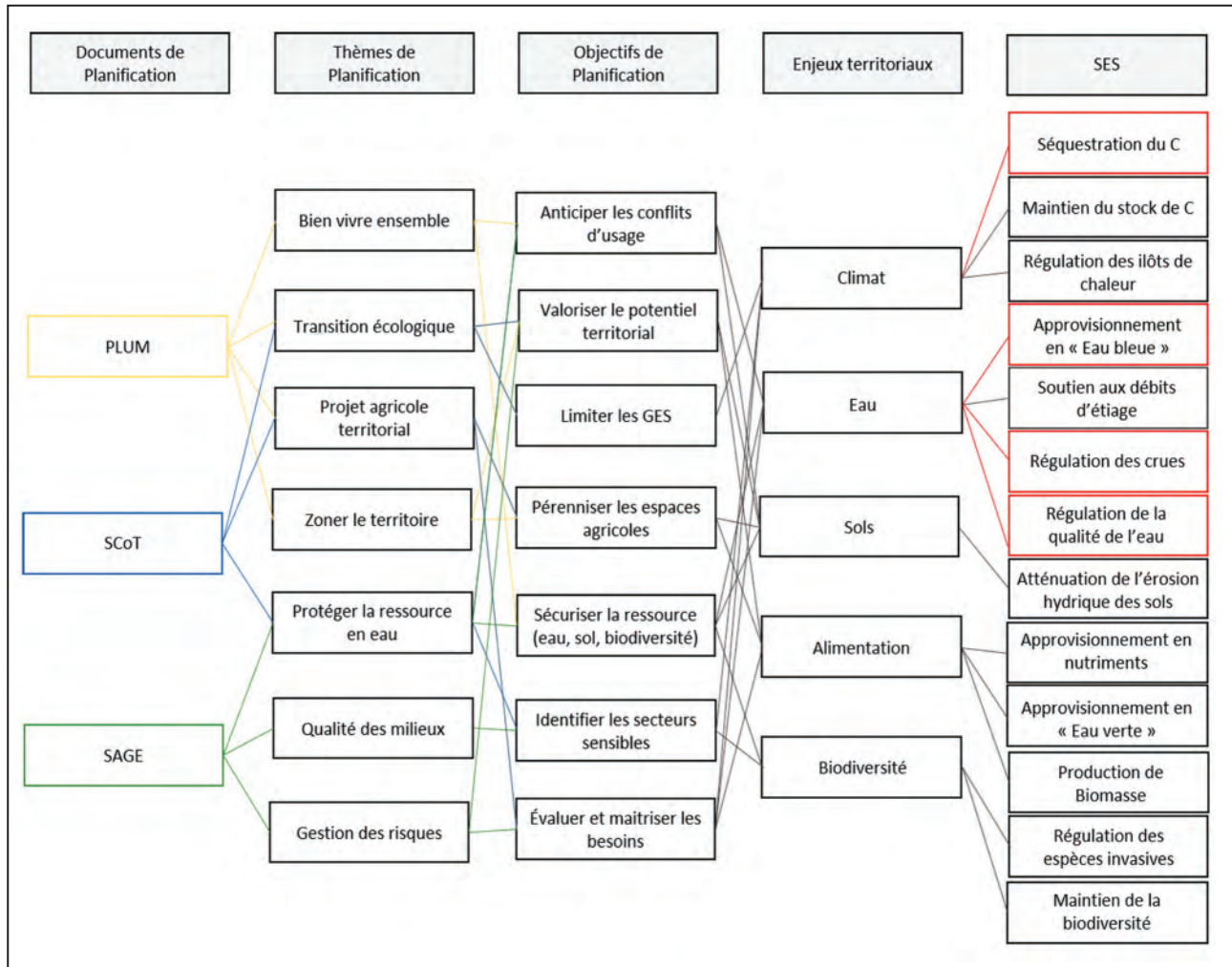
Les objectifs de planification partagés par les trois échelles et relevant des sept thématiques (*figure 6*) sont: (i) anticiper les conflits d'usage, (ii) valoriser le potentiel territorial, (iii) limiter les GES, (iv) pérenniser les espaces agricoles, (v) sécuriser les ressources eau et sol, (vi) identifier les secteurs sensibles, et (vii) évaluer et maîtriser les besoins. Ces objectifs peuvent être classés par appartenance à des enjeux territoriaux définis dans le cadre de l'évaluation de Fossey *et al.* (2020) à savoir: le climat, l'eau, le sol, l'alimentation et la biodiversité. Ces enjeux font le lien avec les SES considérés dans cette étude pour que

chaque SES ne soit associé qu'à un seul enjeu. Ce lien simple permet d'associer chacun des SES et son indicateur à un enjeu et évite un double comptage (Fu *et al.*, 2011) lors d'évaluations ultérieures.

Cependant, si l'ensemble de ces SES peuvent fournir une information répondant à chacun des enjeux et objectifs de planification à travers l'expression d'indicateurs (*Annexe C*), les concertations avec les acteurs de la planification font ressortir que seuls quatre SES seraient potentiellement exploitables par le biais de traitement secondaire de l'indicateur de référence. En effet, seuls ces 4 SES permettent l'obtention d'une information quantitative nécessaire à tout projet d'aménagement répondant à une démarche s'inscrivant dans la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC) (MTES, 2017). Cette séquence a pour objectif « d'éviter les atteintes à l'environnement, de réduire celles qui

Figure 6 : Liens entre les documents de planification territoriale aux échelles du PLUM, SCoT et SAGE et les services écosystémiques rendus par les sols. Les services écosystémiques dans les encadrés rouges représentent les services pour lesquels une information est considérée intégrable à l'échelle de planification du PLUM.

Figure 6: Links between territorial planning documents at the scales of PLUM, SCoT and SAGE and the ecosystem services provided by soils. The ecosystem services in the red boxes represent the services for which information is considered integrable at the planning scale of the PLUM.



n'ont pu être suffisamment évitées et, si possible, de compenser les effets notables résiduels ». Elle nécessite de mesurer les effets d'un projet afin de planifier les actions de « réhabilitation, de restauration et/ou de création de milieux » et de mettre en place des mesures de gestion conservatoire adaptées. Ces SES, associés aux enjeux « Eau » et « Climat », se rapportent aux objectifs de limitation des GES, de sécurisation de la ressource en eau, d'identification des secteurs sensibles et d'évaluation des besoins. Il s'agit des services d'« Approvisionnement en Eau Bleue - AEB », de « Régulation des crues - RC » et de « Régulation de la qualité de l'eau - RQE » et de « Séquestration du Carbone - SC » (figure 6).

2. 2 Analyse des relations entre SES et types de sols

L'évaluation des SES par modélisation biophysique a permis d'obtenir trois valeurs par SES, correspondant aux trois modalités de gestion des systèmes prairiaux et ce, pour chacune des 75 unités de types de sols représentés sur le territoire. Le traitement des données de sortie du modèle permet d'évaluer et d'analyser (i) la capacité moyenne d'un groupe de sols à fournir un SES et (ii) la sensibilité d'un groupe de sols à un changement de gestion (figure 7). La capacité moyenne de fourniture de SES (dénommée classe de valeurs de SES) est exprimée en classes

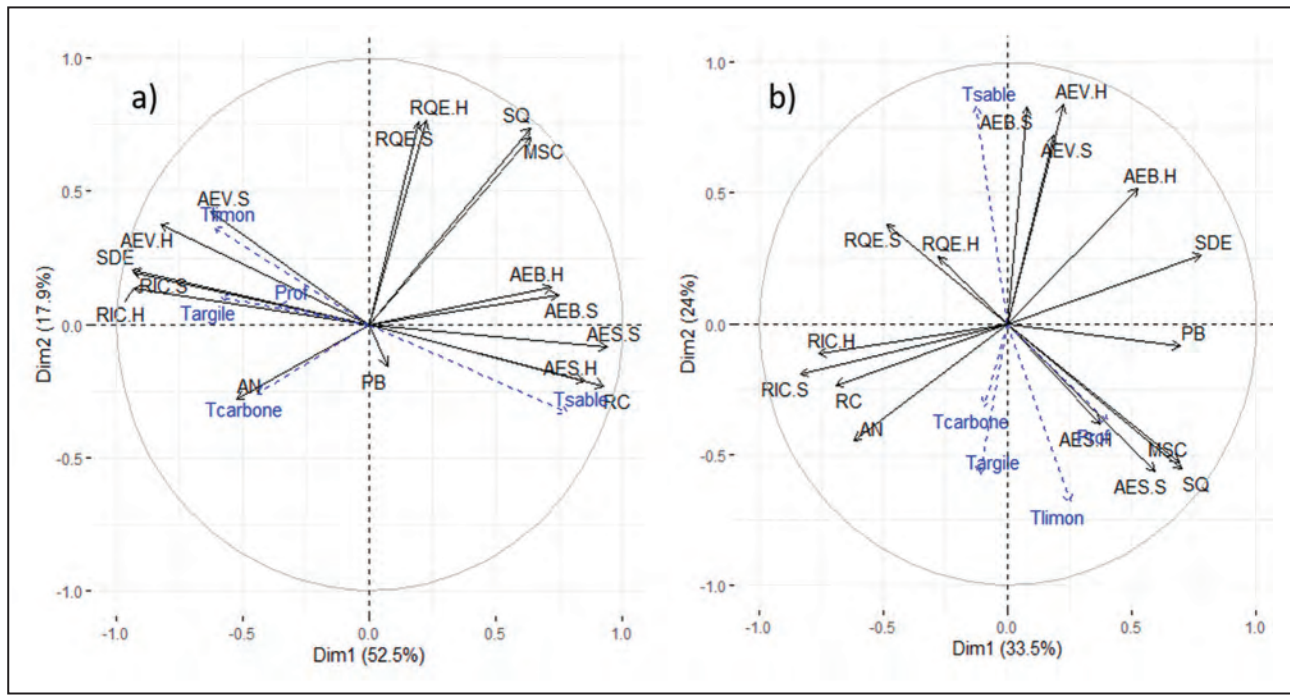
Figure 7 : Classes de valeurs et de sensibilité aux modifications de gestion par groupe de sols représenté sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire et pour chaque SES évalués. La classe de valeurs correspond à la valeur moyenne de fourniture du SES pour un groupe de sols et pour les trois modalités de gestion (de 1 - faible à 5 - fort) et la classe de sensibilité correspond à l'écart entre les valeurs minimale et maximale de fourniture du SES pour un groupe de sols et pour les trois modalités de gestion (de 1 - faible à 5 - fort). Exemple : pour la séquestration du Carbone, le groupe ThR présente une classe de valeur faible (1) avec une sensibilité aux modifications de gestion forte (5).

Figure 7: Classes of values and sensitivity to changes in management for each group of soils represented in the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory and for each SES evaluated. The value class corresponds to the average value of SES supply for a group of soils and for the three management methods (from 1 - low to 5 - high) and the sensitivity class corresponds to the difference between the minimum and maximum values of SES supply for a group of soils and for the three management methods (from 1 - low to 5 - high). Example: for carbon sequestration, the ThR group has a low value class (1) with a high sensitivity to management changes (5).



Figure 8 : Analyse en composantes principales des liens existants entre classes de valeurs de SES (a), classes de sensibilité (b) et principales caractéristiques intrinsèques (Teneur en limon, argile, sable et carbone et profondeur) des groupes de sols.

Figure 8: Principal component analysis of the relationships between SES value classes (a), sensitivity classes (b) and main intrinsic characteristics (silt, clay, sand and carbon content and depth) of soil groups.



de valeur théorique moyenne actuelle de SES, autrement dit, la valeur moyenne de SES obtenue par groupe de sols et pour l'ensemble des trois modalités de gestion. La sensibilité d'un groupe de sols en termes de fourniture de SES (dénommée classe de sensibilité) est exprimée en classes d'écart de valeurs entre les valeurs minimale et maximale simulées par groupe de sols et pour l'ensemble des trois modalités de gestion et représente la sensibilité de réponse d'un groupe de sols en termes de fourniture de SES en lien avec une modification de sa gestion.

Trois remarques issues de l'analyse de la *figure 7* peuvent être émises: (i) la capacité d'un groupe de sols à fournir un SES varie en fonction du SES considéré, (ii) la sensibilité de réponse d'un groupe de sols à une modification de gestion affecte différemment la fourniture du SES et, (iii) la capacité d'un groupe de sols à fournir un SES et la sensibilité de réponse d'un groupe de sols peuvent varier de manière saisonnière.

La capacité d'un groupe de sols à fournir un SES semble dépendante de certaines de ses caractéristiques intrinsèques (*figure 8a*). Ainsi, des capacités fortes de fourniture de SES telles que AEB, AES et RC semblent être corrélées positivement aux teneurs en sable, celles liées aux SES de AEV aux teneurs en limon, celles liées aux SES de SDE et RIC aux teneurs en argile et à la profondeur, et celle liée au SES de AN à la teneur en

carbone. Les services de RQE, SQ, MSC et PB ne semblent pas être dépendants des caractéristiques intrinsèques prises en compte. Dès lors, les variations de classes de valeurs de SES entre groupes de sols (*figure 7*) s'expliquent en partie par les variations de leurs caractéristiques intrinsèques. Les caractéristiques intrinsèques d'un sol semblent donc être un facteur déterminant dans sa capacité à fournir un SES.

La sensibilité de réponse d'un groupe de sols quant à elle semble moins dépendante de ses caractéristiques intrinsèques (*figure 8b*). Il n'apparaît pas de relation claire entre les écarts de réponse de fourniture de SES et les caractéristiques des sols. De plus, pour des valeurs de SES relativement identiques pour l'ensemble de groupes de sols, la sensibilité de réponse quant à elle semble varier (*figure 8*). Dès lors, si les caractéristiques des sols déterminent leur capacité à fournir un SES donné, la modification de la gestion des prairies considérées dans cette étude, semble être un facteur majeur dans la sensibilité de réponse d'un groupe de sol.

L'évaluation de la fourniture de SES à l'échelle saisonnière concerne les SES suivants: RIC, AEB, RQE, AES et AEV. Ces SES liés à l'eau, sont donc dépendant des conditions météorologiques. Deux points sont à distinguer dans la variabilité saisonnière de la fourniture de ces SES. D'une part, la capacité de fourniture SES de certains groupes de

sol augmente en période sèche à l'exception de RIC et des groupes PTy, FBr et Be pour AEV (*figure 8*). Ces singularités s'expliquent par le facteur limitant qui est la disponibilité en eau sur cette période pour RIC et AES (SES basé sur le potentiel évapotranspiratoire et érosion hydrique des sols) et par les fortes teneurs en sable qui caractérisent les sols cités et limitent ainsi le stockage de l'eau dans les sols sur cette période. Par ailleurs, l'augmentation de la fourniture de RQE s'explique pour partie par la période de fertilisation (*tableau 1*) qui intervient lors de la période humide, limitant ainsi les transferts azotés lors de la période sèche. Concernant AEB, certains groupes de sols caractérisés par des profondeurs faibles (Bres) ou des fortes teneurs en sable (Rx et PTy) semblent plus contribuer à la production de SES en période sèche, par comparaison avec les autres groupes de sols.

2.3 Les SES en appui à la planification territoriale

Une analyse spécifique des SES dans un contexte territorial donné répond à un besoin émis par l'ensemble des parties prenantes des processus de planification territoriale de traduire les indicateurs d'évaluation des SES en termes d'information décisionnelle complémentaire utilisable pour la gestion durable des territoires.

Une information qualitative générale aux échelles des SCoT et des SAGE

Aux échelles larges (SAGE) et intermédiaire (SCoT) du territoire de Nantes Saint-Nazaire, l'ensemble des résultats permet de hiérarchiser des groupes de sols (regroupement effectué sur la base de la nomenclature du référentiel pédologique des sols (Baize et Girard, 2008 selon leur capacité actuelle à fournir un SES et la variation de réponse attendue en termes de fourniture du SES induite par une modification de gestion de ces sols. L'évaluation de la capacité actuelle d'un sol à fournir un SES est réalisée en moyennant chacune de ses valeurs de SES obtenues par pratique de gestion et pondérées par les surfaces respectives de chacune des UTS composant l'UCS. Par ailleurs, l'évaluation de la réponse des sols en termes de fourniture de SES est réalisée par une double analyse qualitative et quantitative des écarts entre les valeurs de SES calculées pour les trois pratiques de gestion et pour chacun des sols. Ces deux évaluations aboutissent à la réalisation de classes de valeurs et de classes de sensibilité normalisées de 1 (faible) à 5 (fort).

La synthèse de ce traitement permet une hiérarchisation qualitative des sols par comparaison de leurs paramètres respectifs de fourniture de SES (classe de valeurs des SES) et de réponse à une variation de pression de gestion (classe de sensibilité des sols). Quatre catégories de fonctionnalités des

groupes de sols ont été définies afin de localiser les secteurs à enjeux et de vérifier la cohérence avec les actions envisagées afin d'optimiser ces dernières au regard du foncier :

Catégorie 1 : des sols à forte fourniture de SES sans potentiel de gain. Les sols dont la classe de valeur pour un SES est forte (> 3) et dont la classe de sensibilité est faible (< 3) sont définis comme des sols ayant une forte capacité actuelle de fourniture de SES et pour lesquels peu de variations sont attendues à la suite de modifications de gestion. Autrement dit, toute modification issue de choix de planification n'impactera pas significativement la fourniture de SES. Ces sols peu sensibles peuvent donc être gérés de manière à s'adapter au mieux aux besoins.

Catégorie 2 : des sols à forte fourniture de SES avec potentiel de perte. Les sols dont la classe de valeur pour un SES est forte (> 3) et dont la classe de sensibilité est forte (> 3) sont définis comme des sols ayant une forte capacité actuelle de fourniture de SES et pour lesquels de fortes variations sont attendues à la suite de potentielles modifications de gestion. Autrement dit, toute modification de modes de gestion issue de choix de planification est susceptible d'impacter négativement la fourniture de SES. Ces sols assez sensibles doivent donc conserver le mode de gestion le plus adapté à leurs caractéristiques.

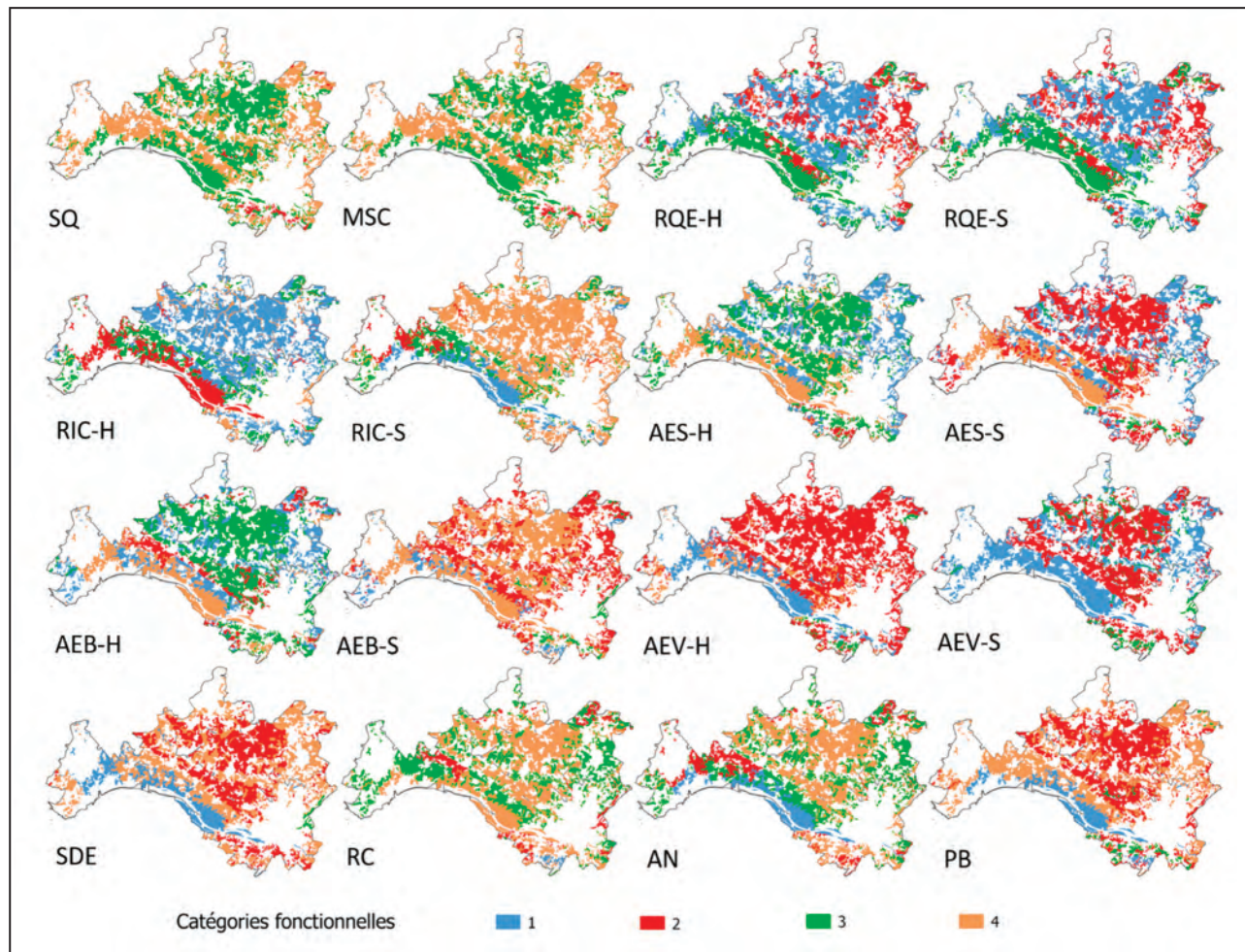
Catégorie 3 : des sols à faible fourniture de SES avec potentiel de gain. Les sols dont la classe de valeur pour un SES est faible (< 3) et dont la classe de sensibilité est forte (> 3) sont définis comme des sols ayant une faible capacité actuelle de fourniture de SES et pour lesquels de fortes variations sont attendues à la suite de potentielles modifications de gestion. Autrement dit, toute modification issue de choix de planification est susceptible d'impacter positivement la fourniture de SES. Ces sols assez sensibles devraient donc être gérés de manière la plus adaptée à leurs caractéristiques.

Catégorie 4 : des sols à faible fourniture de SES sans potentiel de gain. Les sols dont la classe de valeur pour un SES est faible (< 3) et dont la classe de sensibilité est faible (< 3) sont définis comme des sols ayant une faible capacité actuelle de fourniture de SES et pour lesquels peu de variations sont attendues à la suite de modifications de gestion. Autrement dit, toute modification issue de choix de planification n'impactera pas significativement pas la fourniture de SES. Ces sols peu sensibles peuvent donc être gérés de manière à s'adapter au mieux aux besoins.

À l'échelle du SCoT de Nantes Saint-Nazaire, les SES peuvent alors être cartographiés (*figure 9*) et mis en relation avec les pédopaysages (*figure 3*). En effet, ces pédopaysages, traduisant des grandes entités géomorphologiques et paysagères, des enjeux et des perspectives de développement propres, peuvent constituer une première échelle d'intégration des SES en ciblant des secteurs d'intérêt reliés aux sols en

Figure 9 : Cartographie des catégories fonctionnelles des groupes de sols à l'échelle du territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire avec (1) sols non sensibles à haute fourniture de SES - actions modulables, (2) sols sensibles à haute fourniture de SES - actions à éviter, (3) sols sensibles à faible fourniture de SES - actions recommandées et (4) sols non sensibles à faible fourniture de SES - actions modulables.

Figure 9: Mapping of the functional categories of soil groups at the scale of the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory with (1) non-sensitive soils with high SES supply - modifiable actions, (2) sensitive soils with high SES supply - actions to be avoided, (3) sensitive soils with low SES supply - recommended actions and (4) non-sensitive soils with low SES supply - modifiable actions.



place. Le plateau bocager illustre de manière assez complète l'interprétation de cette information. En effet, il apparaît comme ayant un potentiel intéressant (catégorie 3) concernant la gestion du carbone (SQ et MSC) et semble important à conserver en l'état (catégorie 2) pour la gestion de l'eau et de l'érosion hydrique avec un risque de dégradation (AEV et AES-S) si des modifications de gestion avaient lieu. Par ailleurs, un potentiel de gain pour la recharge de la nappe (AEB) et la conservation des sols (AEV) pourrait être attendu sur la période humide (H) en modifiant les pratiques de gestion sur les secteurs ne présentant pas d'impact négatif (catégorie 1 et 4) en période sèche (S).

Une information quantitative spécifique à l'échelle du PLUM

Les indicateurs d'évaluation des SES (AEB, RC, RQE et SQ), correspondant aux scénarii d'optimisation de gestion des sols en place, ont été cartographiés et exprimés sur la base des données chiffrées émanant des objectifs à atteindre et inscrits au sein des documents de planification. Ces objectifs chiffrés répondent soit à des demandes réglementaires nationales (DCE) ou des ambitions de qualité environnementale (4p1000), soit à des fins de connaissance du territoire, soit à des besoins techniques aux échelles plus locales des PLUM. Ces données quantitatives seraient utilisées préférentiellement aux échelles

de projet d'aménagement afin d'évaluer les coûts écologiques de ces derniers dans le cadre de la séquence ERC ou encore à des échelles de gestion particulières telles que les aires d'alimentation de captage (AAC). Illustrés à l'échelle de l'AAC du Plessis pas Brunet (04514X0006/F1 - code ADES), les indicateurs issus des SES de SQ, AEB, RQE présentent respectivement les potentiels d'atteinte de l'objectif 4p1000 (figure 10a), de gain en gestion des eaux de ruissellement susceptibles d'augmenter l'aléa inondation (figure 10b) et de contribution à la fourniture en eau pour AEP (figure 10c), d'atteinte ou de dépassement des normes réglementaires de qualité d'eau en périodes humide et sèche (figures 10d et e). À l'échelle de cette AAC, les résultats permettent de localiser les secteurs susceptibles de répondre aux objectifs fixés (objectifs 4/100 et qualité de l'eau de recharge) si des actions de gestion

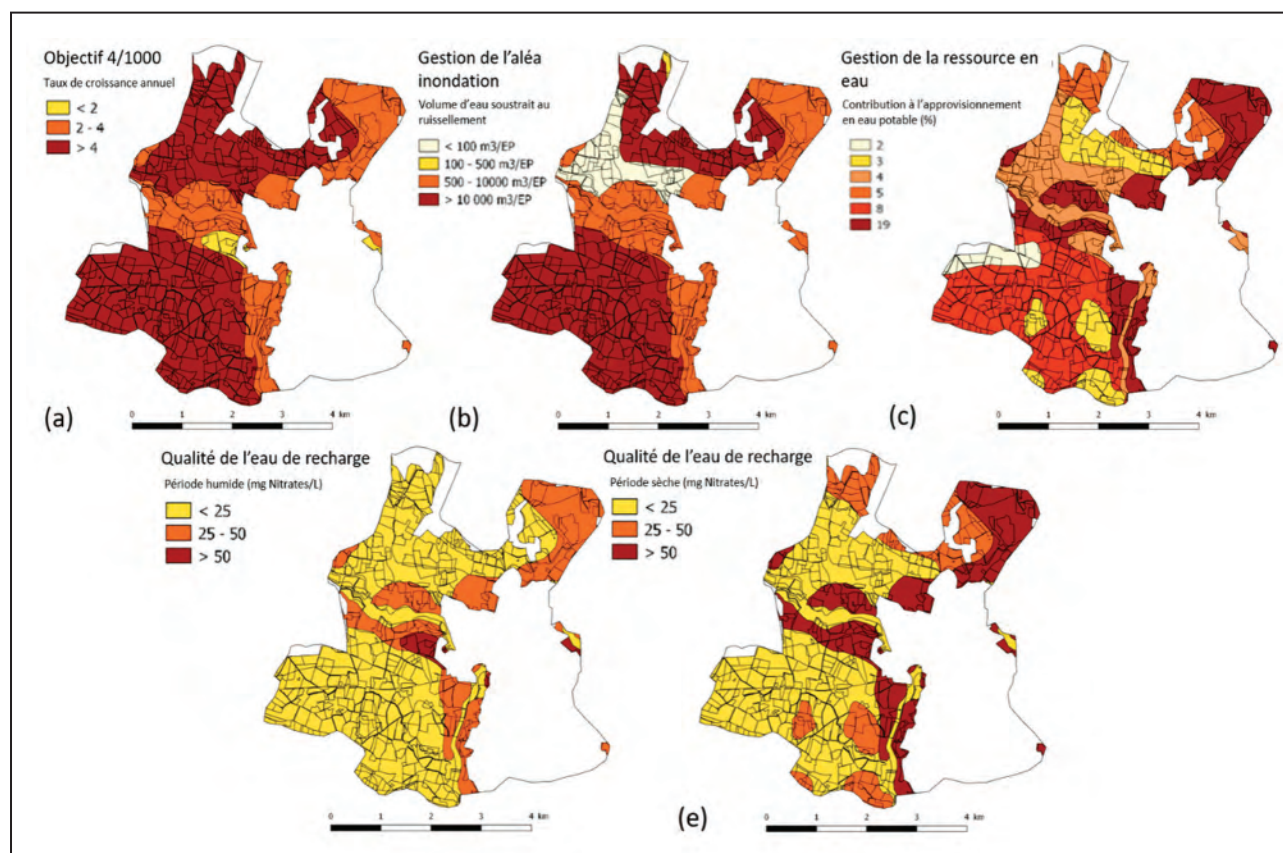
étaient entreprises. Ces résultats permettent également de localiser et de hiérarchiser les secteurs sur lesquels agir pour compenser des projets (gestion de l'aléa inondation) ou pour limiter l'impact sur la ressource en eau en termes de quantité pour assurer la pérennité des installations nécessaires à la population (gestion de la ressource en eau).

3. DISCUSSION

Depuis plusieurs années, les collectivités se voient assumer des compétences environnementales induisant un « verdissement » de la planification. De plus, le renforcement des processus de concertation et de coopération inter-collectivités les pousse à élaborer des stratégies de développement

Figure 10 : Cartographie des potentialités territoriales du SCoT à l'échelle d'un périmètre du captage d'alimentation en eau potable en termes d'atteinte des objectifs de (a) stockage du Carbone dans les sols relatifs au programme 4p1000, (b) diminution de volume d'eau ruisselée pour la gestion des inondations, (c) gestion des conflits d'usage pour la ressource en eau en terme de contribution à la demande en eau potable et (d et e) diminution de l'aléa de pollution diffuse des nappes pour la bonne qualité des eaux souterraines.

Figure 10: Mapping of the territorial potential of the SCoT on the scale of a drinking water supply catchment area in terms of achieving the objectives of (a) carbon storage in soils relating to the 4p1000 programme, (b) reduction in the volume of run-off water for flood management, (c) management of conflicts of use for water resources in terms of contribution to the demand for drinking water, and (d and e) reduction in the risk of non-point source pollution of the aquifers for the good quality of the ground water.



cohérentes à des échelles supra-territoriales tenant compte des objectifs et des contraintes propres à chacune. Ce verdissement et cette mise en cohérence des planifications ouvrent un champ d'intégration favorisant l'élargissement de l'urbanisme aux questions environnementales qui dépassent les considérations locales (organisation spatiale des territoires). Par ailleurs, la littérature scientifique a mis l'accent sur les relations existant entre les sols, la fourniture de services écosystémiques et le bien-être humain. Dans un contexte de planification, ces relations sont fortement dépendantes des territoires et des projets de développement lesquels consomment des sols et notamment des sols agricoles. Là où la recherche interroge sur le concept de services et sur son potentiel d'intégration dans les documents de planification, l'urbanisme tient une position plus opérationnelle. Afin d'intégrer ces données environnementales dans les études d'urbanisme et répondre aux nouvelles demandes réglementaires, des outils d'évaluation de services écosystémiques se développent.

3.1 Une information complémentaire sur les sols s'inscrivant dans le contexte réglementaire existant

La planification territoriale est une recherche permanente du meilleur compromis entre des intérêts et objectifs souvent antagonistes. L'évaluation des incidences des choix possibles, et leur appréciation, constituent ainsi une étape déterminante dans le processus de prise de décision. En l'absence d'arguments factuels et objectifs, certaines incidences risquent d'être sous-évaluées voire négligées lors de cette évaluation.

À l'échelle des documents de planification ou de projets territoriaux, l'analyse des incidences est le plus souvent comparative entre deux territoires ou secteurs de localisation potentielle et est réalisée dans l'objectif d'atteindre le projet de développement dit de « moindre impact environnemental ». Cet objectif répond aux engagements pris par l'Etat français au titre de la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau (DCE - 2000/60/CE) et impliquant le respect de la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC - MTES, 2017) devenu l'instrument réglementaire majeur de politique publique environnementale visant à concilier développement et préservation de l'environnement. En effet, selon les principes de cette séquence « ERC », trois étapes itératives permettent de minimiser les impacts de développement : (i) éviter les impacts en modifiant ou délocalisant le ou les projets de développement, (ii) réduire les impacts du ou des projets et (iii) compenser les impacts résiduels (Alligand *et al.* 2018). Les évaluations environnementales des plans et programmes (SAGE - article R122-17 du code de l'environnement) et des documents d'urbanisme (SCoT - articles R141-2 et suivants et PLU et PLUi - articles R151-1 et suivants du code de l'urbanisme) sont des procédures pour lesquelles la séquence ERC s'applique.

Pour rendre les SES « opérationnels » dans le processus de planification territoriale, il est ainsi indispensable de rendre les incidences lisibles et intelligibles au regard des enjeux du territoire tant en termes de développement socio-économique que de préservation environnementale. À ce titre, les indicateurs relatifs aux SES, en hiérarchisant et localisant les impacts inhérents au développement territorial (plans, programmes ou projets d'aménagement) viennent s'inscrire comme une information complémentaire pouvant se justifier dans cette démarche réglementaire appliquée aux évaluations environnementales.

Il résulte du précédent point que le moindre impact sur l'environnement, et donc sur les SES, peut être un argument orientant les choix de planification. D'une part, l'information qualitative proposée permet de comparer les impacts et de justifier le projet de « moindre impact environnemental » répondant ainsi aux deux premiers points de la séquence ERC. D'autre part, l'information quantitative permet de répondre aux besoins de données mesurables nécessaires à la mise en place, le cas échéant, de mesures compensatoires inhérentes au dernier point de la séquence ERC.

3.2 Une intégration des SES encouragée par un contexte politique favorable

Les attentes sociétales en matière de bien-être, de préservation des ressources naturelles et de l'environnement s'affirment de plus en plus nettement au niveau local et se traduisent en volonté politique nationale. Ces attentes supposent notamment de rendre compatibles les besoins de production alimentaire et d'infrastructures nécessaires à l'habitat, aux transports et au développement économique des territoires avec les enjeux de climat, de santé, et de conservation des ressources naturelles. Les espaces et les sols agricoles, en tant que supports d'alimentation et foncier et compartiments naturels de premier ordre en termes de processus écologiques, constituent un levier majeur pour répondre à ces attentes. Ce levier suppose de favoriser des choix maximisant les processus écologiques des sols responsables de la fourniture des SES. Ces attentes et cette reconnaissance des SES comme enjeu clé des politiques publiques de développement des territoires se retrouvent à travers différentes actions gouvernementales.

La convention sur la diversité biologique (CBD, 2010) marque une étape importante de la prise en compte de la biodiversité et des services écosystémiques dans les stratégies gouvernementales. La mise en place de l'IPBES et les « objectifs d'Aichi » en sont des illustrations. Les objectifs 1 et 4 d'Aichi visent à prendre en compte les causes sous-jacentes de pertes de diversité biologique en les intégrant « aux préoccupations gouvernementales » en prenant conscience des mesures pouvant être prises pour « conserver et utiliser de manière durable » la biodiversité et « assurer une production

et une consommation durables en maintenant les incidences de l'utilisation des ressources naturelles dans des limites écologiques sûres ». L'objectif 7 cible particulièrement les espaces agricoles pour une gestion durable. Enfin, les objectifs 11, 14 et 15 visent respectivement à (i) conserver les zones importantes pour les services fournis par les écosystèmes au moyen de réseaux écologiques, (ii) restaurer et sauvegarder les écosystèmes « qui fournissent des services essentiels, en particulier l'eau, et contribuent à la santé, aux moyens de subsistance et au bien-être, et (iii) adapter les écosystèmes pour favoriser leur résilience face au changement climatique. L'ensemble de ces objectifs peut se traduire opérationnellement par l'identification des secteurs d'un territoire répondant au mieux à ces enjeux, à savoir les secteurs maximisant la fourniture de SES sous l'effet de pratiques de gestion adaptées.

Plus récemment, la Loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (n°2016-1087) inscrit notamment l'objectif de zéro perte nette de biodiversité et le plan biodiversité (MTES, 2018) propose à travers 6 axes stratégiques de renforcer l'utilisation des solutions fondées sur la nature pour contribuer à l'adaptation au changement climatique et favoriser la résilience des territoires (objectif 1.2), limiter la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers pour atteindre l'objectif zéro artificialisation nette (ZAN) (objectif 1.3), faire de l'agriculture une alliée de la biodiversité et accélérer la transition écologique (objectif 2.2) ou encore d'agir pour la préservation de la biodiversité des sols (objectif 3.3). Ces ambitions de zéro perte nette de biodiversité et de ZAN, au-delà du principe de « refaire la ville sur la ville » (renouvellement urbain, réhabilitation de friches) qui s'avère insuffisant au regard de la croissance démographique (France stratégie, 2019), rejoignent la problématique relative à la séquence ERC, à savoir la compensation d'une nouvelle artificialisation des sols agricoles ou naturels en faveur de l'urbanisation par une « désartificialisation » ou renaturation équivalente. Dès lors, une information tant qualitative que quantitative sur les tendances possibles de maximisation des SES, assimilables pour partie aux solutions fondées sur la nature, fournit une base de réflexion pour les besoins de compensation devant répondre aux questions : quoi compenser ? combien compenser ? et où compenser ?

Enfin, devenue l'une des thématiques prioritaires de la nouvelle stratégie française de normalisation, la ville durable se voit munie d'un mode d'emploi par le biais de la norme volontaire de management NF ISO 37101 « Développement durable des communautés » (2016) accompagnée de la norme NF ISO 37120 (2018) recensant les « indicateurs permettant d'orienter et de mesurer les performances des services urbains et de la qualité de vie ». Le guide d'application de la ville durable (NF ISO 37104) intitulé « recommandations pour la mise en œuvre pratique de l'ISO 37101 au plan local » intègre désormais les SES dans l'un des 12 domaines d'action (Biodiversité et

services écosystémiques) proposés aux pouvoirs publics locaux en charge de l'aménagement des territoires. Cet effort de normalisation traduit une confirmation de la reconnaissance croissante des SES comme un enjeu clé des politiques publiques. Leur prise en compte dans la planification territoriale n'est dès lors plus seulement un sujet de recherche, mais bel et bien un facteur qui doit peser dans le choix des orientations et projets d'aménagement. Reposant sur une démarche volontaire de rendre les territoires les plus attractifs possibles, y compris par le biais d'un label « ville durable », cette normalisation, qui s'adresse à toutes collectivités territoriales, participe également à la mise en cohérence des actions, de par une évaluation globale des impacts des projets, de plus en plus réalisées à des échelles intercommunales (SCoT, PLUi et PLUm) et dans le respect du principe d'additionnalité de la séquence ERC.

3.3 Des limites réglementaires, méthodologiques et techniques à lever pour systématiser l'intégration des SES dans la planification territoriale

L'absence de réglementation propre au sol, contrairement à l'eau et l'air, « ressources » toutes deux encadrées par des directives européennes, rend sa prise en compte difficile dans les processus de planification. Dès lors qu'aucune recommandation directe ne concerne les sols, l'intégration d'une information spécifique aux sols, et aux SES par extension, est perçue comme facultative dans une évaluation multicritère déjà complexe répondant à des réglementations spécifiques sur les thèmes de l'eau, de l'air et des déchets. Par ailleurs, les logiques d'aménagement et de développement des territoires sont encore davantage contraintes par des préoccupations conjoncturelles (intérêts économiques et politiques) et structurelles (fonctionnement urbain et péri-urbain et mobilité) que des préoccupations environnementales pouvant nécessiter des coûts supplémentaires non supportables par les collectivités.

Prendre en compte les SES dans la planification (PLU), c'est reconnaître que la fonction des sols ne s'arrête pas à une vocation agricole (A) ou naturelle (N). Le besoin de sensibilisation et de pédagogie auprès des acteurs de l'aménagement est encore nécessaire. Dès lors, les SES doivent permettre d'appréhender de manière claire des résultats en lien avec des enjeux forts et dont les caractéristiques possèdent un référentiel. C'est-à-dire, exprimer par le biais des SES les plus-values obtenues sur des thématiques soumises à réglementation (qualité de l'eau) ou à fort intérêt telles que la gestion quantitative de la ressource en eau (conflit d'usage entre potabilisation et irrigation, inondation), ou la séquestration du carbone. Cette expression se doit également, par souci de pédagogie et d'acceptation de la démarche d'intégration des SES dans la planification, d'identifier les bénéficiaires de ces SES. Au regard des différentes échelles

considérées (SAGE, SCoT et PLU), il est également essentiel d'intégrer les bénéficiaires, qu'ils soient locaux (propriétaires fonciers, porteurs de projets d'aménagement) ou globaux (la société, la planète...).

Enfin, la disponibilité de la donnée « sol » et la résolution spatiale de cette dernière sont importantes à prendre en compte : si la sensibilité d'un grand secteur peut être un argument pour évaluer une cohérence d'actions à l'échelle d'un grand territoire (SAGE) ou privilégier un autre secteur moins sensible (SCoT), la question se pose le plus souvent à l'échelle d'un site à aménager (PLU) pouvant aller de quelques milliers de m² à des dizaines d'hectares. Pour être opérationnelle, l'analyse comparative des SES doit donc permettre d'approcher cette échelle. Néanmoins, pour permettre une discrimination fine aux échelles parcellaires et de projet, il faut disposer d'une information pédologique à une échelle plus fine que celle au 1/250 000 utilisée dans ce travail, information qui n'est pas encore disponible de façon exhaustive sur le territoire français. Cependant, les progrès réalisés en matière de cartographie numérique des sols (Ellili *et al.*, 2019) ou encore la progression de la cartographie des sols de France au 1 : 50 000 (Voltz *et al.*, 2018) devraient permettre de pallier à terme cette limite.

4. CONCLUSION

En prenant comme exemple le territoire du Pôle Métropolitain de Nantes-St Nazaire, cette étude visait à proposer des évaluations des services écosystémiques fournis par les sols pouvant être mobilisées lors de procédures de planification territoriale. La démarche s'est fondée sur une approche de modélisation dynamique simulant l'évolution du sol et du couvert végétal selon les situations pédoclimatiques observées sur le territoire considéré et les scénarii de gestion envisagés. Les sorties de ces modélisations sont mobilisées pour évaluer à la fois l'intensité d'un ensemble de 11 services écosystémiques dans les conditions actuelles et leur sensibilité à des modifications éventuelles. La combinaison de ces indicateurs d'état actuel et de sensibilité permet d'identifier au sein d'un territoire des aires géographiques à fourniture plus ou moins grande de SES et dont la sensibilité invite soit à les préserver, soit à chercher à les accroître ou encore à considérer qu'un aménagement est à moindre impact sur les SES dans tel secteur plutôt que dans tel autre. Ces indicateurs peuvent alors être croisés avec les objectifs de planification territoriale pour évaluer les potentialités du territoire à atteindre ces objectifs selon différents scénarios.

L'analyse des SES s'inscrit comme une information nouvelle dans une évaluation multicritère déjà très complexe dans les études de planification territoriale. Il revient aux décideurs, et aux urbanistes qui les conseillent, de les prendre en compte. Cela suppose un effort important pour rendre facilement opérationnelle cette démarche et permettre son inclusion

dans les études préalables à la planification territoriale. Toutefois, le nouveau guide d'application de la norme ISO 37101 « Développement durable au sein des communautés territoriales » intègre les services écosystémiques dans l'un des 12 domaines d'action (« biodiversité et services écosystémiques ») confirmant la reconnaissance croissante des services écosystémiques comme un enjeu clé des politiques publiques. La prise en compte des SES dans la planification territoriale doit donc bien peser dans le choix des orientations et des projets d'aménagement.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un projet de recherche collaboratif SOILSERV - *Evaluation multi-échelle des services écosystémiques des sols au sein d'agroécosystèmes* - (ANR-16-CE32-0005-01) financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR). Les auteurs remercient l'US 1106 - INFOSOL (INRAE - Centre National de Ressources sur les Sols) pour la mise à disposition des données du Référentiel Régional Pédologique (RRP) de la région Pays de Loire.

BIBLIOGRAPHIE

- Adhikari K., Hartemink A.E., 2016 - Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma* 262:101-111.
- Albert C., Galler C., Hermes J., Neuendorf F., von Haaren C., Lovett A., 2016 - Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. *Ecological Indicators* 61:100-113.
- Alligand G., Hubert S., Legendre T., Millard F., Müller A., 2018 - THEMA Évaluation environnementales - Etude d'aide à la définition des mesures ERC, CGDD, MTEs, Paris, [en ligne] URL : <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20Guide%20d%E2%80%99aide%20C3%A0%20la%20d%C3%A9finition%20des%20mesures%20ERC.pdf>, consulté le 06/01/2020.
- Arrouays D., Hardy R., Schnebelen N., Le Bas C., Eimberck M., Grolleau E., Pelletier A., Doux J., Lehmann S., Saby N., King D., Jarnagin M., Rat D., Stengel P., 2004 - Le programme Inventaire Gestion et Conservation des Sols de France. *Etude et Gestion des Sols* 11(3):187-197.
- Baize D., Girard M.C. (Eds). 2008 - Référentiel pédologique, Association française pour l'Etude du Sol. Editions Quae, Savoir faire, 399 p.
- Baude M., Meyer B.C., Schindewolf M., 2019 - Land use change in agricultural landscape causing degradation of soil-based ecosystem services. *Science of the Total Environment* 659:1526-1536.
- Béchet B., Le Bissonnais Y., Ruas A., Desrousseaux M., 2017 - Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : Détermination, impacts et leviers d'action. IFFSTAR et INRA (France), Rapport, 650 pp.
- Blanchard A., Séré G., Chérel J., Warot G., Stas M., Consalès J.N., Morel J.L., Schwartz C., 2018 - Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning* 176:1-9.
- Blüthgen N., Dormann C.F., Prati D., Klaus V.H., Kleinebecker T., Hölzel N., Alt F., Boch S., Gockel S., Hemp A., Müller J., Nieschulze J., Renner S.C., Schöning I., Schumacher U., Socher S.A., Wells K., Birkhofer K., Buscot F., Oelmann Y., Rothenwöhrer C., Scherber C., Tscharrnke T., Weiner C.N., Fischer M., Kalko E.K.V., Linsenmair K.E., Schulze E.D., Weisser W.W., 2012 - A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. *Basic and Applied Ecology* 13:207-220.
- Bommarco R., Vico G., Hallin S. (2018) - "Exploiting ecosystem services in agriculture for increased food security." *Global Food Security* 17: 57-63. doi: 10.1016/j.gfs.2018.04.001.
- Borrelli P., Paustian K., Panagos P., Jones A., Schütt B., Lugato E., 2016 - Effect of good agricultural environment conditions on erosion and soil organic carbon balance: A national case study. *Land Use Policy* 50:408-421.
- Bouma J., 2014 - Soil science contributions towards sustainable development goals and their implementation: linking soil functions with ecosystem services. *Journal of Plant Nutrition and Soil science* 177(2):111-120.
- Bouwma, I., Schleyer, C., Primmer, E., Winkler, K.J., Berry, P., Young, J., et al., 2018 - Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. *Ecosystem Services* 29: 213-222. doi: 10.1016/j.ecoser.2017.02.014
- Breure A.M., De Deyn G.B., Dominati E., Eglin T., Hedlund K., Van Orshoven J., et al. 2012 - Ecosystem services: a useful concept for soil policy making! *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4(5): 578-585. doi: 10.1016/j.cosust.2012.10.010
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Müller F., 2012 - Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21:17-29.
- Callahan J.M.A., Blair J.M., Todd T.C., Kitchen D.J., Whiles M.R., 2003 - Macroinvertebrates in North American tallgrass prairie soils: effects of fire, mowing, and fertilization on density and biomass. *Soil biology and biochemistry* 32:1079-1093.
- Carmen E., Watt A., Carvalho L., Dick J., Garcia-Blanco G., Grizzetti B., Hauck J., Izakovicova Z., Kopperoinen L., Liqueste C., Odee D., Steingröver E., Young J., 2018 - Knowledge needs for the operationalisation of the concept of ecosystem services. *Ecosystem Services* 29:441-451.
- Chambre d'agriculture Pays de la Loire, 2018 - Panorama socio-économique de l'agriculture des Pays de la Loire : Données régionales et spécificités départementales - Chiffres 2016. *Terres d'avenir*.
- CICES (2018). "The Common International Classification of Ecosystem Services, V5.1." from <https://cices.eu/resources/>. (06/03/2018)
- Cichota R., Vogeler I., Trovolo S., Malcolm B., Thomas S., Mike B., 2016 - Describing the effect of grazing on nitrogen leaching in winter forage-ryegrass rotations. In: Integrated nutrient and water management for sustainable farming. Occasional report n° 29. Fertilizer and lime research centre, Massey University, Palmerston North, New Zealand.
- Cortinovis C., Geneletti D., 2018 - Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions. *Land Use Policy* 70:298-312.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van der Belt M., 1997 - The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253.
- Daily G., 1997 - *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Island, Washington, DC.
- Diaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., et al., 2015 - The IPBES conceptual framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:1-16.
- Dominati E., Mackay A., Green S., Patterson M., 2014 - A soil-change-based methodology for quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecological Economics* 100:119-129.
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., 2018 - Soil quality indicators - From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators* 94(Part1): 151-169. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.06.052
- Ellili Y., 2019 - Évaluation biophysique des services écosystémiques des sols cultivés - Adaptation de l'information pédologique pour la modélisation dynamique du fonctionnement des sols. Thèse Agrocampus Ouest, 270 p., thèse N° 2019-21_D-87
- Ellili Bargaoui Y., Walter C., Michot D., Saby N., Vincent S., Lemerrier B. 2019 - Validation of digital maps derived from spatial disaggregation of legacy soil maps. *Geoderma*, 356, pp.
- Ellili-Bargaoui Y, Walter C., Lemerrier B., Michot, D. 2021 - Assessment of six soil ecosystem services by coupling simulation modelling and field measurement of soil properties, *Ecological Indicators*, Volume 121, 2021, 107211, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107211.
- FAO, 2018 - The future of food and agriculture - Alternative pathways to 2050. Rome. 224 p.
- Findell K.L., Berg A., Gentine P., Krasting J.P., Lintner B.R., Malyshev S., Santanello J.A., Shevliakova E., 2017 - The impact of anthropogenic land use and land cover change on regional climate extremes. *Nature Communications* 8:989. doi:10.1038/s41467-017-01038-w.
- Fossey M., Angers D.A., Bustany C., Cudennec C., Durand P., Gascuel-Oudou C., Jaffrezic A., Peres G., Besse C., Walter C., 2020a - A Framework to consider soil ecosystem services in territorial planning. *Frontiers Environmental Science* 8 :28. Doi:10.3389/fenvs.2020.00028
- Fossey M., Besse C., Von Fischer C., Walter C. 2020b - Un outil pour prendre en compte les services écosystémiques des sols. *Diagonal*, 210, 20-21.
- France stratégie - 2019 - Objectif « Zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ? Fosse J., Belaunde J., Dégremont M. et Grémillet A. - Rapport au ministre de la Transition écologique et solidaire, au ministre de la Cohésion des territoires et des Relations avec les collectivités territoriales et au ministre chargé de la ville et du Logement, Rapport, 54 pp.

- Fu B.-J., Su C.-H., Wei Y.-P., Willet I.R., Lü Y.-H., Liu G.-H., 2011 - Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecological Research* 26(1): 1-14.
- Graux A.I., Gaurut M., Agabriel J., Baumont R., Delagarde R., Delaby L., Soussana J.-F., 2011 - Development of the Pasture Simulation Model for assessing livestock production under climate change. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 144(1) : 69-91.
- Grolleau E., Bargeot L., Chafchafi A., Hardy R., Doux J., Beaudou A., Le Martret H., Lacassin J.-C., Fort J.-L., Falipou P., Arrouays D., 2004 - Le système d'information national sur les données pédologiques spatialisées: DONESOL et les outils associés. *Etude et Gestion des Sols* 11(3):255-269.
- IPBES (2018). "Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services." Retrieved last accessed 05 april 2018, from <https://www.ipbes.net/outcomes>.
- Jax K., Furman E., Saarikoski H., Barton D.N., Delbaere B., Dick J., Duke G., Görg C., Gomez-Baggethun E., Harrison P.A., Maes J., Perez-Soba M., Saarela S.R., Turkelboom F., van Dijk J., Watt A.D., 2018 - Handling a messy world: Lessons learned when trying to make the ecosystem services concept operational. *Ecosystem Services* 29:415-427.
- Keller C., Lambert-Habib M.L., Robert S., Ambrosi J.P., Rabot E., 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, 33 | 2012, 11-24.
- Ma S., Lardy R., Graux A.I., Ben Touhami H., Klumpp K., Martin R., Bellocchi G., 2015 - Regional-scale analysis of carbon and water cycles on management grasslands systems. *Environmental Modelling and Software* 72:356-371.
- Ma S., Duggan J.M., Eichelberger B.A., McNally B.W., Foster J.R., Pepi E., Conte M.N., Daily G.C., Ziv G., 2016 - Valuation of ecosystem services to inform management of multiple-use landscapes. *Ecosystem Services* 19:6-18.
- Martin R., Gaurut M., Carrere P., Graux A.I., Drouet J.L., Fiorelli J.L., Blanfort V., Capitaine M., Duret S., Gabrielle B., Cellier P., Soussana J.F., 2011 - Des modèles pour comprendre la réponse des écosystèmes prairiaux au changement climatique. *Innovations Agronomiques* 12:97-108.
- McBratney A., Field D.J., Koch A., 2014 - The dimension of soil security. *Geoderma* 213:203-213.
- MTES - Ministère de la transition écologique et solidaire, 2018 - [en ligne] URL <https://www.ecologie-solidaire.gouv.fr/plan-biodiversite>, consulté le 07/01/2020.
- MTES - Ministère de la transition écologique et solidaire, 2017 - La séquence « éviter, réduire et compenser » : un dispositif consolidé. Collection Théma, 4 pp.
- Motte A., 2006 - La notion de planification stratégique spatialisée (Strategic Spatial Planning) en Europe (1995-2005). Collection Recherches du PUCA, Paris.
- Nadou F., Demazière C., 2018 - L'aménagement à la rencontre des proximités territoriales: Application à la planification spatiale et à la coopération intercommunale en France. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine* 5-6 :1235-1260.
- Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A., 2007 - Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union*, 2007, 11(5):1633-1644.
- Posner S., Getz C., Ricketts T., 2016 - Evaluating the impact of ecosystem service assessments on decision-makers. *Environmental Science and Policy* 64:30-37.
- Quesada B., Arneith A., Robertson E., de Noblet-Ducoudre N., 2018 - Potential strong contribution of future anthropogenic land-use and land-cover change to the terrestrial carbon cycle. *Environmental Research Letters* 13(6). doi:10.1088/1748-9326/aac4c3.
- Riedo M., Grub A., Rosset M., Fuhrer J., 1998 - A pasture simulation model for dry matter production and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecological Modelling* 105:141-183.
- Rollinski S., Müller C., Heinke J., Weindl I., Biewald A., Bodirsky B.L., Bondeau A., Boons-Prins E.R., Bouwman A.F., Leffelaar P.A., te Roller J.A., Schaphoff S., Thonicke K., 2018 - Modeling vegetation and carbon dynamics of managed grasslands at the global scale with LPjml 3.6. *Geoscientific Model development* 11:429-451.
- Sandor R., Ehrhardt F., Brilli L., Carozzi M., Recous S. et al., 2018 - The use of biogeochemical models to evaluate mitigation of greenhouse gas emissions from management grasslands. *Science of the Total Environment* 642:292-306.
- Schleyer C., Görg C., Hauck J., Winkler K.J., 2015 - Opportunities and challenges for mainstreaming the ecosystem services concept in the multi-level policy-making within the EU. *Ecosystem Services* 16:174-181.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C., 2006 - *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Therond O., Tichit M., Tibi A., Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., et al., 2017 - Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude, INRA (France), 966 pp. (<https://prodinra.inra.fr/record/432343>)
- Van Vooren L., Reubens B., Broekx B., Reheul K., Verheyen K., 2018 - Assessing the impact of grassland management extensification in temperate areas on multiple ecosystem services and biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 267:201-212.
- Voltz M., Arrouays D., Bispo A., Lagacherie P., Laroche B., Lemerrier B., Richerde-Forges A.C., Sauter J., Schnebelen N., 2018 - La cartographie des sols en France: Etat des lieux et perspectives. INRA, France, 112 pages
- Vuichard N., Ciais P., Viovy N., Calanca P., Soussana J.F., 2007 - Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 2. Simulations at the continental level. *Global Biogeochemical Cycles* 21, GB1005, doi:10.1029/2005GB002612.
- Walter C., Bispo A., Chenu C., Langlais A., Schwartz C., 2014 - Les services écosystémiques des sols : du concept à son évaluation. *Cahiers Demeter n° 15, Agriculture et Foncier*, 51-68. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01137484>

Annexe A :

Définition des indicateurs des services écosystémiques des sols (SES) dérivés des variables de sorties du modèle PASIM.

Annex A: Definition of soil ecosystem service (SES) indicators derived from PASIM model output variables.

SES	Code	Variables de sorties du modèle	Code et unités de la variable	Définition de l'indicateur dérivé des variables de sorties du modèle	Expression	Unités
Séquestration du Carbone	SQ	Carbone organique total du sol	COS Kg C/m ²	Evaluation des deltas journaliers de COS sur la période de simulation	$SQ = \left(\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} (COS_{t+1} - COS_t) \right) / 30$	Kg C/m ² /an
Maintien du stock de Carbone	MSC	Carbone organique total du sol	COS Kg C/m ²	Evaluation de la différence de stock de C sur la période de simulation	$MSC = COS_{j365,a30} - COS_{j1,a1}$	Kg C/m ²
Régulation des îlots de chaleur ¹	RIC	Flux de chaleur latente	FC W/m ²	Evaluation de l'énergie consommée par le système	$RIC = - \left(\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} FC / 30 \right)$	W/m ² /an
Approvisionnement en « eau bleue » ¹	AEB	Drainage profond	DP mm/j	Evaluation de la quantité d'eau drainée en profondeur	$AEB = \left(\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} DP \right) / 30$	mm eau/an
Soutien aux débits d'étiage	SDE	Teneur en eau du sol	TES m ³ /m ³	Evaluation de la teneur en eau du sol sur la période sèche	$SDE = \overline{TES_{a=1}^{30} \text{ octobre} \text{ }_{a=1}^{30} \text{ novembre}}_{m=mai}$	m ³ /m ³
Régulation des crues	RC	Teneur en eau du sol	TES m ³ /m ³	Evaluation de la teneur en eau du sol sur la période humide	$RC = 1 - \left(TES_{a=1}^{30} \text{ avril} \text{ }_{a=1}^{30} \text{ novembre} \right)$	m ³ /m ³

SES	Code	Variables de sorties du modèle	Code et unités de la variable	Définition de l'indicateur dérivé des variables de sorties du modèle	Expression	Unités
Régulation de la qualité de l'eau ¹	RQE	Quantité de N lessivé	NL Kg N/m ²	Evaluation de la quantité de N lessivé	$RQE = \max \left(\frac{\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} NL}{30} \right) - \left(\frac{\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} NL}{30} \right)_{sol,i}$	Kg N/m ² /an
Atténuation de l'érosion hydrique des sols ¹	AES	Teneur en eau du sol	TES m ³ /m ³	Evaluation du nombre de jours favorables au maintien des sols	$AES = 365 - \left(\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} \text{jours}_{TES > 70\% \text{é}sat, P > 0} / 30 \right)$	Nb jours/an
Approvisionnement en nutriments	AN	Minéralisation du sol et Teneur en N des végétaux	MNS/NVeg Kg N/m ²	Evaluation du N du sol disponible pour les végétaux	$AN = \left(\frac{MNS_{a=1, j=1}^{30, 365}}{NVeg_{a=1, j=1}^{30, 365}} \right) \times 100$	%
Approvisionnement en « eau verte » ¹	AEV	Demande transpiratoire des végétaux et teneur en eau du sol	DTrans/TES mm eau/j et m ³ /m ³	Evaluation de la part d'eau du sol disponible pour les végétaux	$AEV = \left(\frac{TES_{a=1, j=1}^{30, 365} \times \text{épaisseur}_{sol}}{\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} DTrans} \right) \times 100$	%
Production en biomasse	PB	Production primaire nette	PPN Kg C/m ²	Evaluation de la quantité de biomasse produite	$PB = \left(\sum_{a=1}^{30} \sum_{j=1}^{365} PPN \right) / 30$	Kg C/m ² /an

1) Pour ces SES, l'indicateur a été évalué pour les périodes spécifiques dites « humide » de novembre à avril et « sèche » de mai à octobre

Annexe B :
Principales caractéristiques des sols couvrant le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire utilisées pour l'évaluation biophysique des services écosystémiques.

Annex B: Main soil characteristics covering the territory of the Nantes Saint-Nazaire SCoT used for the biophysical evaluation of ecosystem services.

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limons (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
Brunisol-Rédoxisol	24	BRUNISOL - REDOXISOL leptique limon argilo-sableux, issu de schiste gréseux paléozoïque altéré	41	34	25	favorable	15.3	720
	129	BRUNISOL - REDOXISOL surrédoxique, sable argilo-limoneux, moyennement caillouteux, issu de dépôts de pente.	62	24	14	faible	9.5	550
	152	BRUNISOL - REDOXISOL leptique surrédoxique limon sablo-argileux issu de micaschistes sur versant	27	54	19	favorable	8.0	950
	191	BRUNISOL - REDOXISOL leptique, issus d'arène granitique en position de pente faible ou replat	46	39	15	faible	8.6	1200
	225	BRUNISOL - REDOXISOL leptique (surrédoxique) limon sablo-argileux très épais sur plateau	40	36	24	excessif	11.1	1400
Brunisol Eutrique-Rédoxisol	26	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL luviue surrédoxique limon sablo-argileux à limon argilo-sableux	62	22	16	favorable	4.1	850
	38	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL surrédoxique limon argilo-sableux issus d'altérite de schiste et grès	39	31	30	faible	7.9	1100
	40	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL leptique sable argilo-limoneux, issus d'altérite de schiste ou grès	53	27	20	favorable	28.7	1000
	57	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL limon sablo-argileux, issu de schiste briovérien altéré	20	58	22	faible	11.4	900
	113	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL sable limoneux issu de sable pliocène	56	29	15	favorable	16.0	1000
	116	BRUNISOL EUTRIQUE-REDOXISOL surrédoxique Sable argilo-limoneux, moyennement gravelo-caillouteux	47	27	26	faible	13.3	1000
	124	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL surrédoxique limon sablo-argileux, issu de limons éoliens remaniés	44	38	18	faible	7.9	700

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
Brunisol Eutrique-Rédoxisol	137	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL, issu de schiste briovérien phylliteux altéré, en position de replat	47	32	21	favorable	6.4	800
	-	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL sable argilo-limoneux, issus de gneiss et résidus sableux.	56	22	22	faible	6.0	1000
	BeRx	BRUNISOL EUTRIQUE-REDOXISOL lithique surrédoxique limon sablo-argileux caillouteux colluvionné	54	28	18	excessif	8.8	1000
	211	BRUNISOL EUTRIQUE-REDOXISOL leptique surrédoxique limon sablo-argileux	52	28	20	modéré	7.2	700
	216	BRUNISOL EUTRIQUE - REDOXISOL limon sablo-argileux issu de gneiss en position plane.	52	28	20	imparfait	7.2	1200
	55	BRUNISOL EUTRIQUE limon sablo-argileux, issu de schiste briovérien altéré	34	49	18	imparfait	7.4	820
	117	BRUNISOL EUTRIQUE sable argilo-limoneux moyennement gravelo-caillouteux épais, d'anciennes terrasses	64	25	11	imparfait	22.0	800
	127	BRUNISOL EUTRIQUE, sable argilo-limoneux, à horizon caillouteux profond, issu de dépôts de pente.	60	24	16	imparfait	9.5	800
	133	BRUNISOL EUTRIQUE lithique caillouteux, issu de schiste briovérien dur en position de pente moyenne	54	35	11	favorable	13.5	350
	134	BRUNISOL EUTRIQUE leptique issu de schiste briovérien +/- moins altéré en position de pente faible	41	44	25	favorable	5.3	450
	180	BRUNISOL EUTRIQUE sable limoneux moyennement épais, issus de gneiss et résidus sableux.	66	24	10	imparfait	17.1	800
	185	BRUNISOL EUTRIQUE sable argilo-limoneux, moyennement épais, issu de granite et sables résiduels	62	25	13	faible	9.7	700
	200	BRUNISOL EUTRIQUE sable argileux issu de dépôts tertiaires Sableux (argileux) sur micaschiste en position de butte.	83	8	9	favorable	9.6	600
209	BRUNISOL EUTRIQUE lithique, limon sablo-argileux, à charge grossière, issu de gneiss dur	60	27	13	favorable	13.9	280	

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
Brunisol	149	BRUNISOL leptique, sable argileux issu de micaschistes et limons allochtones, sur versant concave	59	23	18	modéré	8.0	600
	150	BRUNISOL lithique limon sablo-argileux issu de micaschistes et limons allochtones, sur versant	38	43	19	favorable	15.8	280
	158	BRUNISOL leptique rédoxique sable argileux issu de micaschistes et limons de versant concave	59	24	17	modéré	8.0	670
	224	BRUNISOL leptique, sable argilo-limoneux issus de gneiss, en position de versant à pente moyenne	62	25	13	imparfait	10.9	1100
Brunisol resaturé - Bres	189	BRUNISOL RESATURÉ lithique, issu de granite dur, en position de versant à pente moyenne à forte	53	31	16	favorable	16.5	400
	203	CALCISOLS argilo-limoneux, issus de calcaire gréseux	64	20	16	modéré	8.6	600
Calcisols								
- Cal								
Colluviosol	67	COLLUVIOSOL - REDOXISOL surrédoxique limon sablo-argileux épais.	31	41	28	faible	18.4	1200
	76	COLLUVIOSOL-REDOXISOL surrédoxique à horizon rédoxique profond, argile limono-sableux.	23	48	29	Assez pauvre	10.9	1400
Fluviosols-Redoxisol	73	FLUVIOSOL - REDOXISOL surrédoxique à horizon rédoxique profond, limon argilo-sableux, très épais	12	66	22	imparfait	12.1	1400
	74	FLUVIOSOL-REDOXISOL surrédoxique rédoxique limon argilo-sableux, très épais	12	66	22	imparfait	12.1	1400
Fluviosol Brunifié	68	FLUVIOSOL BRUNIFIÉ - REDOXISOL surrédoxique sable argileux, très épais, de plaine alluviale	63	21	16	modéré	6.3	1300
	69	FLUVIOSOL BRUNIFIÉ rédoxique sableux, épais, en position de plaine alluviale	81	11	8	modéré	5.8	1700
Fluviosol Typique	70	FLUVIOSOL TYPIQUE sableux et très épais, en position de plaine alluviale.	91	5	4	modéré	8.2	1600
	75	FLUVIOSOL TYPIQUE - REDOXISOL, Limon argilo-sableux, en position de plaine alluviale.	25	50	25	faible	8.1	1200
- FTy	78	FLUVIOSOL TYPIQUE alluvio-colluvial à horizon rédoxique profond, en position de fond de vallée	35	42	23	pauvre	5.8	1800

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
Histosol Recouvert	79	HISTOSOLS RECOUVERTS, à horizon mésique, à texture argileuse sur altérite	46	28	26	pauvre	155.7	1500
	81	HISTOSOL mésique, à horizon saprique, très profonds, sur granulite	15	31	54	très pauvre	31	1500
	82	HISTOSOLS sapriques, à horizon mésiques, sodique, très profonds	16	52	32	très pauvre	314.5	1500
Luvisol Degradé	31	LUVISOL DEGRADE - REDOXISOL surrédoxique limon sablo-argileux sur argile limon-sableuse	43	39	18	favorable	2.4	1600
	62	LUVISOL DEGRADE - REDOXISOL limon sablo-argileux progressivement limon argilo-sableux	32	50	18	favorable	4.8	1400
	120	LUVISOL DEGRADE - REDOXISOL (surrédoxique) limon sableux très épais issu de limons éoliens	18	54	28	faible	5.7	1300
Luvisol Typique-Redoxisol	61	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL limon sablo-argileux progressivement limon argilo-sableux	29	54	17	faible	2.7	1200
	96	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL surrédoxique polycyclique, Sabre limoneux à argile sableuse, très épais	66	23	11	faible	5.4	1200
	97	LUVISOL TYPIQUE-REDOXISOL surrédoxique, polycyclique, sable argilo-limoneux à argile sableuse, très épais	48	31	21	faible	10.6	1300
	100	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL (surréd) planosolique sablo-limoneux sur argile limoneuse épais	66	23	11	faible	6.3	1100
	106	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL (surrédoxique)moyennement épais issu de sables / substrat indifférencié	62	31	7	faible	7.1	700
	122	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL surrédoxique Limon sablo-argileux, issu de limons éoliens	29	52	19	faible	33.1	1200
	-							
	LTYRx							

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
	143	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL, issu de schiste briovérien altéré, en position de pente faible	29	50	21	faible	6.6	1400
	194	LUVISOL TYPIQUE-REDOXISOL (surrédoxique), issu de limons sur arène granitique en position de plateau	46	36	18	faible	6.6	1200
	227	LUVISOL TYPIQUE - REDOXISOL limon sablo-argileux très épais, légèrement graveleux, sur plateau	42	38	20	imparfait	7.6	1200
	59	NEOLUVISOL - REDOXISOL limon sablo-argileux progressivement limon argilo-sableux	32	50	18	faible	8.9	1200
	112	NEOLUVISOL - REDOXISOL surrédoxique, limon sablo-argileux, très épais, issu de résidus pliocènes	28	56	16	favorable	11.3	1100
Neoluvisol-Redoxisol	123	NEOLUVISOL REDOXISOL Limon sablo-argileux légèrement graveleux, issu de limons éoliens	26	56	18	faible	16.2	1200
-	126	NEOLUVISOL - REDOXISOL sable argilo-limoneux, issu de dépôts de pente colluvionnés.	59	24	17	faible	7.1	1000
NeoRx	138	NEOLUVISOL - REDOXISOL, issu de schiste briovérien altéré, en position de pente faible ou replat	33	48	19	favorable	5.9	1100
	157	NEOLUVISOL - REDOXISOL limon sablo-argileux, issu de micascistes altéré sur pente très faible	35	49	16	faible	12.6	1200
	195	NEOLUVISOL - REDOXISOL, issus de limon sur arène granitique, en position de pente faible ou replat	46	31	23	faible	8.2	1200
Neoluvisol	142	NEOLUVISOL tronqué, issu de schiste briovérien altéré, en position de pente faible ou replat	31	44	25	faible	5.3	1100
Neo								

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
Planosol Typique	104	PLANOSOL TYPIQUE sédimentaire (humifère) très épais, sableux sur argile sableuse sur lithologie variée	75	14	11	favorable	4.3	1200
	105	PLANOSOL TYPIQUE sédimentaire épais humifère sableux sur altérée de micasciste, de plateau	84	10	6	favorable	5.1	1200
Quasi-Luvisol-Redoxisol	144	QUASI-LUVISOL - REDOXISOL, issu de schiste briovérien altéré, en position de pente faible ou replat	32	44	24	faible	6.0	1400
	21	RANKOSOL d'érosion limon argilo-sableux, très acide, humifère, issu de schiste gréseux paléozoïque	40	32	28	favorable	7.5	250
Rk	184	RANKOSOL d'érosion sableux, issus de Gneiss dur et de sable plio-quaternaire	68	23	9	faible	14.1	300
	99	REDOXISOL parfois surrédoxique, colluvionné en surface, sableux sur sable argileux, moyennement épais et graveleux	70	22	8	faible	7.0	550
Redoxisol	130	REDOXISOL leptique surrédoxique sableux sur argile sableuse colluvionné en surface sur gneiss altéré	66	21	13	faible	15.0	550
	197	REDOXISOL surrédoxique limon sablo-argileux sur argile limono-sableuse, sur altération argileuse	34	39	27	favorable	31.7	1200
Rx	201	REDOXISOL (surrédoxique) sableux très épais, issu de sable sur micasciste en position de butte	54	28	18	faible	8.2	1300

Groupe de sols	ID - Sols	Nom Sols - RP 2008	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Drainage	MO (g/Kg)	Profondeur (mm)
Thalassosol Polderise-Redoxisol - ThPRx	85	THALASSOSOL POLDERISE REDOXISOL salin en voie de décarbonatation, vertique, réductique profond	5	36	59	assez pauvre	22.3	2300
Thalassosol Brut - ThB	90	THALASSOSOL BRUT - SALISOL - REDUCTISOL STAGNIQUE calcaire superficiel issue d'argile marine épaisse	7	39	54	très pauvre	33.4	1500

Annexe C :

Occupation des sols et portrait agricole du territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire.

Annex C: Land use and agricultural portrait of the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory.

Annexe C1 : Grandes catégories d'occupations des sols sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire.

Annex C1: Main categories of land use in the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory.

Catégories CLC 2018	Zones urbaines	Zones en eau	Zones forestières	Zones humides	Zones agricoles	Total
Surface d'occupation (ha)	32 198	3 788	9 470	13 258	130 686	189 400
Pourcentage d'occupation	17	2	5	7	69	100

Annexe C2 : Répartition des activités agricoles au sein des zones agricoles sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire.

Annex C2: Distribution of agricultural activities within the agricultural zones of the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory.

Catégories CLC 2018	Vignobles et vergers	Espaces naturels	Prairies	Cultures	Total
Surface d'occupation (ha)	1 307	2 614	90 173	36 592	130 686
Pourcentage d'occupation	1	2	69	27	100

Annexe C3 : Répartition des surfaces fourragères au sein des prairies sur le territoire du SCoT de Nantes Saint-Nazaire.

Annex C3: Distribution of forage areas within grasslands in the Nantes Saint-Nazaire SCoT territory.

Catégories	Prairies permanentes	Prairies temporaires	Fourrage cultivé	Total
Surface d'occupation (ha)	49 595	24 347	16 213	90 173
Pourcentage d'occupation	55	27	18	100

ASSOCIATION FRANÇAISE POUR L'ÉTUDE DU SOL - www.afes.fr

Président : Jacques THOMAS

Secrétaire générale : Agnès GOSSELIN

Secrétaire générale adjointe : Adila OMARI

Trésorier : Denis BAIZE

Trésorière adjointe : Siobhan STAUNTON

DÉLÉGATIONS

Vice Présidente en charge de la promotion des sols dans l'enseignement

Delphine ARAN - delphine.aran@univ-lorraine.fr

Vice Présidente en charge de la Recherche

Clarisse BALLAND BOULOU BI - clarisse.bolou-bi@u-pec.fr

Vice Président en charge des affaires juridiques et réglementaires

Philippe BILLET - phbillet_sfde@yahoo.fr

Vice Présidente en charge du secteur privé

Céline COLLIN BELLIER - vice-president2@afes.fr

Vice Président en charge la jeunesse

Thomas FUNGENZI - thomas.fungenzi@gmail.com

Vice Présidente en charge de la gestion durable des sols

Noémie POUSSE - vice-president3@afes.fr

COMMISSIONS

Administrateurs référents

Commission "Evaluation des sols"

Michel BROSSARD - michel.brossard@ird.fr

Jacques THOMAS - president@afes.fr

Commission "Zones Humides"

Denis BAIZE - tresorier@afes.fr

Michel BROSSARD - michel.brossard@ird.fr

Céline COLLIN BELLIER - vice-president2@afes.fr

Christophe DUCOMMUN - christophe.ducommun@agrocampus-ouest.fr

Bernard VINCENT - bernard.vincent@orange.fr

Commission "Zéro artificialisation nette"

Philippe BILLET - phbillet_sfde@yahoo.fr

Charles GERS - charles.gers.albert@gmail.com

Bernard VINCENT - bernard.vincent@orange.fr

Commission "Biodiversité des sols"

Charles GERS - charles.gers.albert@gmail.com

Certification des compétences en pédologie

Denis BAIZE - tresorier@afes.fr

GROUPE DE TRAVAIL

Administrateurs référents

Communication : communication@afes.fr

Céline COLLIN BELLIER, Thomas FUNGENZI, Isabelle LETESSIER, Adila OMARI, Noémie POUSSE et Jacques THOMAS

Promotion des Sols dans l'Education : promosolseduc@afes.fr

Delphine ARAN, Denis BAIZE, Clarisse BALLAND BOULOU BI, Agnès GOSSELIN, Isabelle LETESSIER, Adila OMARI et Noémie POUSSE

Journée Mondiale des Sols : webmestre@afes.fr

Clarisse BALLAND BOULOU BI, Philippe BILLET, Thomas FUNGENZI, Charles GERS, Agnès GOSSELIN, Noémie POUSSE, Jacques THOMAS et Bernard VINCENT

Journées d'Etude des Sols : jes2021@afes.fr

Clarisse BALLAND BOULOU BI, Michel BROSSARD, Frédéric FEDER, Charles GERS, Isabelle LETESSIER, Siobhan STAUNTON et Jacques THOMAS

Bourses DEMOLON : webmestre@afes.fr

Delphine ARAN, Clarisse BALLAND BOULOU BI, Adila OMARI et Siobhan STAUNTON

World Reference Base : vice-president2@afes.fr

Michel BROSSARD, Pascal PODWOJEWSKI et Céline COLLIN BELLIER

Gestion des adhérents : communication@afes.fr

Denis BAIZE, Thomas FUNGENZI, Agnès GOSSELIN et Siobhan STAUNTON

COORDINATION DE L'AFES

Sophie RAOUS - sophie.raous@afes.fr

Crédits couverture :

© Montage réalisé par Sacha Desbourdes (INRAE) à partir d'un bloc diagramme réalisé par Hélène Fournier (BRGM) et dont les éléments ont été fournis gracieusement par Daniel Monfort (BRGM).

Étude et Gestion des Sols remercie chaleureusement toutes ces personnes.

EGS / AFES

2163, avenue de la Pomme de Pin,

CS 40001, Ardon, 45075 Orléans Cedex 02 France

Tél : (0) 02 38 41 48 02 - Fax : (0) 02 38 41 78 69

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

Numéros : ISSN 1252-6851 - CPPAP : 0612 G82389

Sommaire

Contribution aux réflexions sur les concepts de fonctions des sols et de services écosystémiques, et leur évaluation.

Eglin T., Cousin I., Walter C. (2021).

Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire.

Rabot E., Keller C., Ambrosi J.-P., Robert S. (2017).

La biodiversité des sols urbains au service des villes durables.

Guilland C., Maron P.-A., Damas O., Ranjard L. (2018).

Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture.

Blanchart E., Trap J. (2020).

Friedrich Albert FALLOU (1794-1877) et sa « Pedologie » X - Chapitre 8 « Fonction du sol ».

Feller C., Aeschlimann J.-P., Frossard E. (2020).

Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse, et études de cas.

Ay J.-S., Pousse N., Rigou L., Thannberger L. (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.

Brauman A., Thoumazeau A. (2020).

La séquestration de carbone dans les sols agricoles, forestiers et urbains : état des lieux des méthodes d'évaluation et de quantification.

Barré P., Cécillon L., Chenu C., Martin M., Vidal-Beaudet L., Eglin T. (2020).

Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains : un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement.

Lothodé M., Séré G., Blanchart A., Chérel J., Warot G., Schwartz C. (2020).

Sensibiliser les acteurs de l'aménagement à l'importance des fonctions du sol et des services rendus lors de projets de reconversion de friches urbaines : retour d'expérience en métropole lilloise.

Monfort D., Limasset E., Mossman J.-R., Lafeuille C., Demeyer L. (2020).

Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques associés ? Revue de la littérature et sélection de paramètres en ateliers participatifs.

Calvaruso C., Blanchart A., Bertin S., Grand C., Pierart A., Eglin T. (2021).

Évaluation des services écosystémiques fournis par les sols de micro-fermes urbaines : méthodologie et retours d'expériences.

Grard B.J.-P., Joimel S., Vieublé Gonod L., Giacche G., Aubry C., Consales J.-N., Séré G., Manouchehri N., Haudin C.-S., Auclerc A., Daniel A.-C., Houot S., Stella P., Lagneau A., Chenu C. (2021).

Évaluation des services écosystémiques fournis par les sols agricoles en appui à la planification territoriale : cas des systèmes prairiaux du territoire de Nantes Saint-Nazaire.

Fossey M., Martin R., Besse C., Von Fisher C., Ducommun C., Walter C. (2021).