



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

Liberté
Égalité
Fraternité



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Document à accès immédiat

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

Rapport final

BRGM/RP-74153-FR

Version 0 du 20 février 2025

Étude réalisée dans le cadre des opérations de service public du BRGM

Le Guern C., Deslandes B., Boivin B., Lucassou F., Clozel B., J. Rillard, A.
Péan, E. Bouriau, F. Tresse

Vérificateur :	
Nom :	Virginie Derycke
Fonction :	Ingénieure-chercheure
Date :	25/02/2025
Signature :	

Approbateur :	
Nom :	Pauline DRZEWIECKI
Fonction :	Directrice régionale Bretagne
Date :	27/02/2025
Signature :	



RENNES
MÉTROPOLE

**Le système de management de la qualité et de l'environnement du BRGM
est certifié selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.
Contact : qualite@brgm.fr**

Avertissement

Ce rapport est adressé en communication exclusive au demandeur, au nombre d'exemplaires prévu.

Le demandeur assure lui-même la diffusion des exemplaires de ce tirage initial.

La communicabilité et la réutilisation de ce rapport sont régies selon la réglementation en vigueur et/ou les termes de la convention.

Le BRGM ne saurait être tenu comme responsable de la divulgation du contenu de ce rapport à un tiers qui ne soit pas de son fait et des éventuelles conséquences pouvant en résulter.

Votre avis nous intéresse

Dans le cadre de notre démarche qualité et de l'amélioration continue de nos pratiques, nous souhaitons mesurer l'efficacité de réalisation de nos travaux.

Aussi, nous vous remercions de bien vouloir nous donner votre avis sur le présent rapport en complétant le formulaire accessible par cette adresse <https://forms.office.com/r/yMgFcU6Ctq> ou par ce code :



Mots clés : sols, multifonctionnalité, artificialisation, Rennes, Bretagne, Ille-et-Vilaine

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Le Guern C., Deslandes B., Boivin B., Lucassou F., Clozel B., J. Rillard, A. Péan, E. Bouriau, F. Tresse (2025) – Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole. Rapport final V0. BRGM/RP-74153-FR, 80 p.

© BRGM, 2025, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.
IM003-MT008-P2-20/01/2022

Synthèse

La loi Climat et Résilience (2021) établit la nécessité de réduire la consommation foncière des sols, et introduit les enjeux de leur préservation pour leurs valeurs écosystémiques, en prenant en compte leur épaisseur, mais aussi leur éventuelle renaturation. L'objectif de zéro artificialisation nette (ZAN) d'ici 2050 s'appuie avant tout sur une approche comptable des surfaces, visant une équivalence de surfaces artificialisées et renaturées. Le territoire de Rennes Métropole souhaite aller plus loin dans la préservation des sols en intégrant également **une approche qualitative des sols** pour sa trajectoire ZAN. Pour cela, la métropole rennaise a souhaité se doter d'outils pour **mieux évaluer leur qualité en amont des arbitrages sur leur urbanisation ou leur renaturation**. Lauréate de l'Appel à Manifestation d'Intérêt (AMI) "Objectif ZAN" de l'ADEME, lancé en 2022, la métropole s'est associée au BRGM afin de mobiliser son expertise pour mettre en place des indicateurs de connaissance des sols.

Dans le cadre de ces travaux, **trois axes ont été développés par le BRGM :**

- **la multifonctionnalité des sols par adaptation de la méthode MUSE,**
- **la dégradation des fonctions des sols par la pollution**
- **la réversibilité de la multifonctionnalité des sols.**

Ces travaux ont été menés selon une démarche itérative de co-construction par l'intermédiaire d'échanges en groupe de travail intégrant des acteurs de Rennes Métropole, de l'Audiar, et du syndicat mixte du SCoT.

La modélisation de la multifonctionnalité des sols s'est appuyée sur des **adaptations de la méthode MUSE** (Branchu et al., 2021), qui croise quatre fonctions écologiques des sols estimées : le **stockage de carbone, le stockage de biodiversité, la capacité d'infiltration et la valeur agronomique des sols**. Les tests ont porté sur :

- la **précision** des données d'entrée (**carte pédologique et occupation des sols**) ainsi que celle du référentiel d'interprétation,
- l'**exploitation** de la **carte d'infiltrabilité des sols Phoebus** (Pinson et al., 2019) disponible sur l'ensemble du territoire,
- l'**harmonisation** de l'approche que les zones soient couvertes ou non par la carte pédologique, et introduction de la notion d'hétérogénéité.

La carte de multifonctionnalité a servi de base pour établir une **typologie de sols multifonctionnels**.

La **dégradation des sols** inclut leur artificialisation et leur pollution potentielle ou avérée. L'artificialisation a été intégrée à la cartographie de la multifonctionnalité des sols en s'appuyant sur le modèle **d'occupation des sols à grande échelle (OCS GE) de l'IGN**. La cartographie de l'aléa pollution des sols considère des **pressions polluantes historiques et récentes d'origine industrielle, les pressions actuelles d'origine agricole et celles liées à la présence de remblais**. Les développements méthodologiques concernent plus particulièrement l'évaluation des pressions polluantes liées aux anciens sites industriels et activités de services (CASIAS) et à la pression agricole. **La réversibilité de l'artificialisation** des sols a fait l'objet d'un début de développement prenant en compte la possibilité de retrouver des sols multifonctionnels (processus complexe) selon l'usage actuel des sols.

Pour compléter la connaissance des sols et éclairer les décisions, Rennes Métropole a développé en complément **un indicateur dit 'de surface'** s'appuyant sur des indicateurs de

typologie de cultures, d'occupation du sol et d'indicateurs environnementaux (zones humides, milieux naturels d'intérêt écologique, etc.). Différents tests de croisement de cet indicateur de surface avec la multifonctionnalité des sols ont été réalisés et ont résulté en l'établissement d'un **score global ZAN**.

Les résultats obtenus consistent en :

- **des méthodologies de cartographie d'indicateurs** reproductibles sur d'autres territoires et s'appuyant sur une démarche scientifique.
- des **couches SIG** utilisables directement par les services de la métropole (indice de multifonctionnalité écologique estimée des sols et indices fonctions associées avec système de notation associé, typologie de sols multifonctionnels, aléa pollution des sols, note de surface,...).

La méthode d'évaluation de la multifonctionnalité des sols est considérée comme finalisée. Toutefois, une comparaison avec des données de terrain apparaît nécessaire afin de conforter les résultats issus de la modélisation. La typologie des sols multifonctionnels pourrait évoluer légèrement, notamment en raison de possibles ajustements dans les regroupements des combinaisons des quatre fonctions écologiques des sols. Par ailleurs, la couche d'aléa liée à la pollution des sols est amenée à évoluer en fonction de la mise à jour des informations contenues dans les sources de données (sites SIS, BASOL, BASIAS, usages des sols) mais aussi des sources de données en elles-mêmes (ex. BASIAS vers CASIAS). La cartographie des remblais nécessitera, quant à elle, des développements spécifiques (méthodologiques et acquisition de données). L'approche de la réversibilité de l'artificialisation au regard de la multifonctionnalité des sols a été évaluée dans le cadre des présents travaux mais nécessite des développements supplémentaires.

Le croisement des notes de multifonctionnalité intégrant l'artificialisation des sols et des notes de surface permet d'établir une **carte d'enjeux** prenant en compte à la fois **la multifonctionnalité des sols dans leur épaisseur que leurs usages et occupations en surface**.

La démarche mise en œuvre permet :

- de développer une approche expérimentale répliquable à plus grande échelle et sur d'autres territoires. A ce titre, une réplique de l'évaluation de la multifonctionnalité des sols et de la typologie de ceux-ci a d'ores et déjà été mise en œuvre sur le territoire du Pays de Rennes dans le cadre de la révision de leur SCoT ;
- **de proposer aux élus des connaissances sur les sols de leur territoire et de participer au processus d'aide à la décision sur les questions des sols ;**
- de définir **un outil de connaissance à l'échelle de la métropole**, sur le volet planification et non à une échelle de précision opérationnelle ;
- de définir les besoins des outils de suivis de consommation foncière dans le temps.

Les avancées réalisées en termes de connaissances sur les sols en tant que ressource, et en termes de prise en compte des sols en planification du territoire soulignent la nécessité de poursuivre ces travaux. Ces derniers font ressortir notamment **le besoin de pouvoir s'appuyer sur des cartes pédologiques de résolution suffisante**. Ainsi, des cartes pédologiques plus détaillées, comme celle de Rennes Sud, sont nécessaires. Leur mise en place en milieu urbain soulève le besoin de cartes géologiques plus détaillées également comme base informative.

Sommaire

1	Introduction générale.....	17
2	Contexte et objectifs de l'étude	21
2.1	Le défi du Zéro Artificialisation Nette (ZAN).....	21
2.2	Rennes Métropole : une volonté de trajectoire ZAN exemplaire	22
2.3	Comment intégrer la qualité des sols dans la trajectoire ZAN ?.....	24
2.3.1	<i>Le besoin exprimé par Rennes Métropole.....</i>	<i>24</i>
2.3.2	<i>Etat de l'art : indices de qualité et d'artificialisation des sols.....</i>	<i>24</i>
2.3.3	<i>Les enjeux associés.....</i>	<i>29</i>
2.3.4	<i>La stratégie proposée.....</i>	<i>31</i>
2.3.5	<i>Les perspectives et retombées.....</i>	<i>31</i>
3	Le territoire d'étude : Rennes Métropole.....	33
3.1	Description générale	33
3.2	Géographie	33
3.3	Géologie et hydrogéologie.....	33
3.4	Occupation du sol	37
4	Cartographie de la multifonctionnalité des sols.....	39
4.1	Fonctions écologiques des sols et indicateurs associés	39
4.1.1	<i>Régulation du cycle du carbone</i>	<i>39</i>
4.1.2	<i>Réservoir de biodiversité.....</i>	<i>39</i>
4.1.3	<i>Régulation du cycle de l'eau.....</i>	<i>39</i>
4.1.4	<i>Support de biomasse</i>	<i>40</i>
4.1.5	<i>Régulation du cycle des nutriments.....</i>	<i>40</i>
4.2	Estimation des indicateurs liés aux fonctions écologiques considérées selon la methode MUSE	40
4.2.1	<i>Principe de la méthode MUSE</i>	<i>41</i>
4.2.2	<i>Résultats cartographiques.....</i>	<i>43</i>
4.3	Tests méthodologiques : adaptations de la methode MUSE	47
4.3.1	<i>Principes généraux des tests et données utilisées</i>	<i>47</i>
4.3.2	<i>Méthodologie QUASOZAN retenue.....</i>	<i>49</i>
4.3.3	<i>Bilan des développements méthodologiques</i>	<i>53</i>
4.4	Résultats cartographiques obtenus avec la methode QUASOZAN.....	55
4.4.1	<i>Stock de carbone dans les sols estimé</i>	<i>55</i>
4.4.2	<i>Stock de biodiversité des sols estimé.....</i>	<i>56</i>
4.4.3	<i>Capacité d'infiltration des sols estimée.....</i>	<i>58</i>
4.4.4	<i>Valeur agronomique des sols estimée.....</i>	<i>59</i>
4.4.5	<i>Multifonctionnalité des sols.....</i>	<i>62</i>
4.4.6	<i>Discussion.....</i>	<i>65</i>
4.5	Typologie de sols multifonctionnels	67
4.5.1	<i>Développements méthodologiques</i>	<i>67</i>
4.5.2	<i>Méthodologie retenue.....</i>	<i>68</i>
4.5.3	<i>Résultats et discussion.....</i>	<i>69</i>
4.6	Indice de surface.....	73
4.6.1	<i>Principe.....</i>	<i>73</i>
4.6.2	<i>Méthode de calcul.....</i>	<i>74</i>
4.6.3	<i>Résultats.....</i>	<i>75</i>
4.7	Le score global ZAN : Croisement de la qualité des sols et de l'indice de surface..	77
4.7.1	<i>Principe.....</i>	<i>77</i>
4.7.2	<i>Méthodologie</i>	<i>77</i>
4.7.3	<i>Résultats.....</i>	<i>78</i>

4.8	Synthèse et perspectives de la méthodologie QuasoZAN	79
4.8.1	<i>Multifonctionnalité des sols et typologie de sols associée</i>	79
4.8.2	<i>Score global ZAN : apports du croisement multifonctionnalité des sols et indice de surface</i>	80
5	Dégradation des sols.....	81
5.1	Impact des pollutions sur les fonctions des sols	81
5.1.1	<i>Impact des éléments traces métalliques sur les fonctions écologiques du sol</i>	81
5.1.2	<i>Régulation de cycle des contaminants</i>	83
5.1.3	<i>Impacts des substances organiques sur les fonctions des sols</i>	83
5.1.4	<i>Effets des pollutions des sols sur leur multifonctionnalité</i>	84
5.1.5	<i>Discussion</i>	86
5.1.6	<i>Perspectives concernant la prise en compte des effets des pollutions sur la multifonctionnalité des sols</i>	87
5.2	Notion d'aléa pollution des sols	89
5.3	Démarche cartographique mise en œuvre pour l'aléa pollution des sols	89
5.3.1	<i>Données sources</i>	89
5.3.2	<i>Démarche globale</i>	90
5.3.3	<i>Résultats cartographiques de l'aléa pollution des sols</i>	98
a)	<i>Contaminations avérées ou potentielles d'origine industrielle</i>	98
b)	<i>Contaminations potentielles d'origine agricole ou assimilée</i>	101
c)	<i>Cas particulier des remblais</i>	101
d)	<i>Croisement des différentes sources de données</i>	102
5.3.4	<i>Discussion sur l'utilisation de l'aléa pollution des sols</i>	103
6	Possibilités de refunctionalisation des sols	105
6.1	Réversibilité de l'artificialisation des sols	105
6.1.1	<i>Concept / bibliographie</i>	105
6.1.2	<i>Démarche de cartographie mise en œuvre</i>	106
6.1.3	<i>Résultats cartographiques</i>	107
6.1.4	<i>Atouts et limites</i>	109
6.2	Gestion des sols pollués et fonctions des sols : Impact des techniques de dépollution sur les fonctions des sols.....	110
7	Conclusions et perspectives	113
8	Bibliographie	117

Liste des illustrations

Illustration 1 : Schématisation des trois types d'indicateurs développés pour objectiver la qualité des sols dans le cadre de la trajectoire ZAN ambitionnée par Rennes Métropole	18
Illustration 2 : Définitions de l'artificialisation et des notions associées selon le point de vue	21
Illustration 3 : Consommation de surface et accueil de population (Source : AUDIAR)	23
Illustration 4 : Fonctions rendues par les sols (Source : MUSE - Branchu et al., 2021).....	25
Illustration 5 : Comparaison des taux d'artificialisation des sols du territoire de Rennes Métropole à partir de l'OCS GE et en application du décret d'avril 2022 (source AUDIAR, mai 2022).....	30

Illustration 6 : Exemple de surface considérée comme non artificialisée dans l'OCS GE et comme artificialisée d'après le décret d'application d'avril 2022 (source Rennes Métropole, 2022).....	30
Illustration 7 : Territoire de Rennes Métropole (source : Rennes Métropole)	34
Illustration 8 : Carte géologique harmonisée au 1/50 000 de Rennes Métropole et domaines géologiques (BRGM).....	35
Illustration 9 : Types de sols dominants sur Rennes Métropole (d'après données : Institut Agro Rennes-Angers, Sols de Bretagne, 2015)	36
Illustration 10 : Occupation du sol de Rennes Métropole à partir de l'OCS GE 2020 (IGN) ..	37
Illustration 11 : Notions d'unités cartographiques de sols (UCS) et d'unités typologiques de sols (UTS) associés au référentiel régional pédologique (RRP) et à la base de données Donesol.....	42
Illustration 12 : Indicateurs par fonction écologique cartographiée par la méthode MUSE, paramètres et sources de données associées (Branchu et al., 2021) (OCS : occupation des sols Corine Land Cover).....	43
Illustration 13 : Synthèse des systèmes de notation des classes par fonction et pour la multifonctionnalité des sols dans la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021) .	43
Illustration 14 : Cartes obtenues sur Rennes Métropole basées sur la méthode MUSE sur les zones couvertes par le référentiel régional pédologique (RRP) pour les indices de fonction écologique et la multifonctionnalité des sols.....	45
Illustration 15 : Carte obtenue par la méthode MUSE sur les zones non couvertes par la carte pédologique du Pays de Rennes (milieu urbain principalement) et zooms associés.....	46
Illustration 16 : Carte du stock de carbone estimé des sols à l'échelle de Rennes Métropole à partir des entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE, du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus)	55
Illustration 17 : Carte du stock de biodiversité des sols estimé à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus).....	57
Illustration 18 : Carte de capacité d'infiltration du sol estimée par la méthode Phoebus à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus).....	58
Illustration 19 : Carte de valeur agronomique estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus) - (paramètres de la méthode MUSE sur les zones couvertes par la carte pédologique et extrapolation sur les zones non couvertes par la carte pédologique)	60
Illustration 20 : Hétérogénéité de la valeur agronomique estimée des sols au sein des entités cartographiques du référentiel d'intégration (constituées par croisement de l'OCS GE 2020, du RPG 2020 de l'IGN et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus) à l'échelle de Rennes Métropole	61
Illustration 21 : Carte de multifonctionnalité estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS	

GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus)	63
Illustration 22 : Dendogramme de cluster obtenu sur les combinaisons des niveaux des fonctions écologiques des sols de Rennes Métropole classées dans l'ordre CBIA (carbone, biodiversité, infiltration, agronomie)	68
Illustration 23 : Surfaces totales (km ²) par type CBIA de sols classés selon leur multifonctionnalité.....	71
Illustration 24 : Carte des types CBIA de sols multifonctionnels sur le Pays de Rennes – CBIA : stock de carbone, stock de biodiversité, capacité d'infiltration, valeur agronomique estimés - Niveaux de fonction S (fort à très fort), m (moyen), f (faible à très faible) – classement par niveau croissant de multifonctionnalité	72
Illustration 25 : Méthode de calcul de l'indice de surface à partir de l'usage des sols sur les entités géographiques de référence et d'un système de bonification	75
Illustration 26 : Répartition des notes de surfaces	76
Illustration 27 : Carte résultat pour la note de surface.....	76
Illustration 28 : Répartition des notes de multifonctionnalité redressées	77
Illustration 29 : Carte de multifonctionnalité des sols avec notation redressée (note sur 20).78	
Illustration 30 : Répartition de la note globale ZAN (50/50).....	78
Illustration 31 : Carte du score global ZAN (multifonctionnalité x surface, 50/50).....	79
Illustration 32 : Réseau schématique de chaînes logiques des réponses des écosystèmes à la pollution des sols par les métaux (cuivre), conduisant aux services/biens écosystémiques impactés (Hayes et al., 2018).....	85
Illustration 33 : Principe de la sélection des parcelles rattachées aux sites BASIAS géolocalisés sous forme de points selon leur localisation au sein ou en dehors d'une parcelle cadastrale (Cornu-Lachamp, 2022)	92
Illustration 34 : Trois exemples de parcelles sélectionnées à partir des coordonnées XY de sites BASOL recensés sous forme de points et reportées sur des photos historiques de la période 1980-1995	93
Illustration 35 : Taux de cours d'eau et plans d'eau dont l'IPTC-pesticides dépasse 1 sur la période 2018-2020. Le cumul des pressions toxiques exercées par les pesticides est considéré comme élevé lorsque l'IPTC (indice des pressions toxiques cumulées) dépasse 1. Sources : Eaufrance ; Ineris. Traitements : SDES, 2022.	96
Illustration 36 : Notation relative de la pression polluante liée aux activités agricoles. Une absence de pression est considérée sur les surfaces en agriculture biologique	97
Illustration 37 : Hiérarchisation des pressions liées aux différentes sources de pollutions (potentielles) prises en compte pour cartographier l'aléa pollution des sols (priorité décroissante du haut vers le bas).....	98
Illustration 38 : Carte des sites SIS et BASOL sur Rennes Métropole	99
Illustration 39 : Carte de pression polluante historique et récente liée aux sites industriels et activités de service (sites SIS, BASOL et BASIAS) sur Rennes Métropole (vue d'ensemble et zoom)	100
Illustration 40 : Carte de pression polluante 2020 des activités agricoles sur Rennes Métropole	101

Illustration 41 : Localisation de sondages au droit de zones de remblai cartographiées sur la carte géologique harmonisée (consultation Infoterre, juin 2023).....	102
Illustration 42 : Pression polluante liée aux activités industrielles et de service historiques ou récentes, aux pratiques historiques d'entretien d'espaces, aux activités agricoles actuelles, et aux remblais cartographiés sur la carte géologique (actuelles = données 2020).	103
Illustration 43 : Réversibilité en termes de multifonctionnalité des sols estimée à partir de l'OCS GE 2020 de l'IGN	107
Illustration 44 : Analyse des hauteurs de bâtiments comme critère de réversibilité de l'artificialisation en termes de multifonctionnalité des sols	109
Illustration 47 : Principes de la méthode d'estimation des stocks de carbone dans les sols selon la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021).....	126
Illustration 48 : Principes de la méthode d'estimation des stocks de carbone dans les sols selon la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021).....	127
Illustration 49 : Etapes de calcul de la capacité d'infiltration des sols, appelée potentiel d'infiltration dans la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021).....	130
Illustration 50 : Etapes de calcul de la valeur agronomique, appelée potentiel agronomique dans la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021)	132
Illustration 51 : Hétérogénéité des indices de fonction selon la méthode initiale à l'échelle du Pays de Rennes – Exemples de la valeur agronomique et de la capacité d'infiltration des sols	134
Illustration 52 : Hétérogénéité des indices de fonction avec l'indice de Simpson à l'échelle du Pays de Rennes - – Exemples de la valeur agronomique et de la capacité d'infiltration des sols	135
Illustration 53 : Représentation de multifonctionnalité des sols (Sud Rennes)	136
Illustration 54 : Indice de multifonctionnalité estimé hors valeur agronomique, obtenu par croisements des indices de stocks de carbone et de biodiversité estimés à partir de l'occupation des sols (MOS) et de la capacité d'infiltration des sols estimée par la méthode PHOEBUS (Pinson et al., 2019) sur le territoire de Rennes Métropole.....	137
Illustration 55 : Classes de répartition des notes de multifonctionnalité estimée des sols obtenues par la méthode de Jenks et définies manuellement pour la représentation cartographique à l'échelle de Rennes Métropole	139
Illustration 56 : Multifonctionnalité des sols harmonisée urbain-rural estimée par croisement des indices de stocks de carbone et de biodiversité estimés à partir l'occupation des sols (OCS GE RM 2017), de la capacité d'infiltration estimée par la méthode Phoebus (Pinson et al., 2019) et de la valeur agronomique estimée à l'échelle des UCS du RRP selon la méthode MUSE.....	140
Illustration 57 : Traitement complémentaire de l'OCS GE 2017 réalisé sur le territoire de Rennes Métropole pour la végétation non ligneuse (en vert clair) (source : AUDIAR)	142
Illustration 58 : Découpage par Phoebus du croisement de l'OCS GE et du RPG, après gestion des micropolygones et formes allongées.....	144
Illustration 59 : Exemple d'Indicateur de probabilité de présence d'éléments appartenant aux grandes familles chimiques, en fonction des activités, issu de la base de données activités-polluants (BD ActiviPoll BRGM, 2022).....	156
Illustration 60: Diagramme de répartition des indices de pression polluante par classe d'aléa pollution des sols obtenu sous QGIS selon la méthode de Jenks et système de notation appliqué sur la carte de pression polluante. L'Indice de pression polluante associée aux	

parcelles cadastrales concernées par une ou plusieurs anciennes activités industrielles et de service recensées dans la base de données BASIAS est obtenu par la méthode initiale d'exploitation de la BD ActiviPol du BRGM (2022) et d'agrégation des notes (somme d'indices)	157
Illustration 61 : Parcelles cadastrales concernées par une ou plusieurs anciennes activités industrielles et de service recensées dans la base de données BASIAS et pression polluante associée selon la méthodologie initiale d'exploitation de la BD ActiviPol du BRGM (2022), d'agrégation des notes (somme d'indices) et de répartition des classes d'aléa (méthode de Jenks)	158
Illustration 62 : Parcelles cadastrales concernées par une ou plusieurs anciennes activités industrielles et de service recensées dans la base de données BASIAS et pression polluante associée selon la méthodologie initiale d'exploitation de la BD ActiviPol du BRGM (2022), d'agrégation des notes (maximum de l'indice de pression pondéré par la durée d'activité) et de répartition des classes d'aléa (répartition manuelle)	161
Illustration 63 : schéma récapitulatif du processus partiel d'automatisation des de calcul des emprises des parcelles cadastrales concernées par une pollution potentielle liée aux sites BASIAS et de la pression polluante associée	163
Illustration 62 : Mesures des transferts et des effets des contaminants sur la faune du sol (indices CET-végétaux, SET-escargots et Omega-3) réalisées sur 24 points (source : ADEME, 2015).....	176
Illustration 63 : Niveau de qualité biologique des paramètres microbien, nématofaunique et lombricien traduisant l'état biologique de l'écosystème sol et de son fonctionnement potentiel (source : ADEME, 2015).....	177

Liste des tableaux

Tableau 1 : Annexe à l'article R. 101-1 du CODE DE L'URBANISME	28
Tableau 2 : Synthèse des tests méthodologiques réalisés	48
Tableau 3 : Sources de données utilisées dans les tests méthodologiques et échelle de résolution associée ('X' : disponibilité nationale, 'O' : disponibilité locale) RPGA : Référentiel Parcellaire Graphique Agricole ; OCS GE : occupation des sols à grande échelle	49
Tableau 4 : Données utilisées pour la cartographie des fonctions et de la multifonctionnalité des sols (X disponibilité nationale, O disponibilité locale) RRP : Référentiel régional pédologique ; UTS : unité typologique de sols ; RPGA : référentiel parcellaire graphique agricole ; OCS GE : occupation des sols à grande échelle.....	49
Tableau 5 : Tableau de correspondance des notes retenues pour la cartographie de Rennes Métropole et du Pays de Rennes pour les indicateurs de stock de carbone estimé et de réservoir de biodiversité estimé, établis à partir des données statistiques nationales pour application à la couche d'occupation des sols utilisée comme support de cartographie (OCS GE 2020 x RPG 2020). Zones humides non considérées car pouvant correspondre à différents types d'occupation des sols (ex. prairies ou cultures).....	50
Tableau 6 : Synthèse de la méthode de cartographie des indices de fonctions écologiques estimés et de la multifonctionnalité estimée des sols sur le Pays de Rennes	53
Tableau 7 : Comparaison des méthodes initiales (MUSE) et finales (QUASOZAN) de cartographie des fonctions et de la multifonctionnalité des sols suite aux tests méthodologiques réalisés.....	54

Tableau 8 : Surfaces totales par classe de l'indice de stock de carbone estimé à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus)	56
Tableau 9 : Surfaces totales par classe pour l'indice de stock de biodiversité estimé des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus).....	57
Tableau 10 : Surfaces totales par classe pour l'indice de capacité d'infiltration estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus).....	59
Tableau 11 : Surfaces totales par classe pour l'indice de valeur agronomique estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus)	60
Tableau 12 : Hétérogénéité des indices de valeur agronomique estimée des sols au sein des entités cartographiques du référentiel d'intégration (constituées par croisement de l'OCS GE 2020, du RPG 2020 de l'IGN et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus).....	61
Tableau 13 : Surfaces totales par classe pour la multifonctionnalité des sols à l'échelle de Rennes Métropole appliquée aux entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus)	62
Tableau 14 : Capacité des paramètres biologiques à rendre compte d'une perturbation des sols liées à l'occupation des sols, aux pratiques agricoles ou à une perte de biodiversité spécifique (Source : RMQS Biodiv)	66
Tableau 15 : Détail des moyennes de classe par fonction pour chaque combinaison de fonctions de sols, des notes de multifonctionnalité associées (moyennes, minimum et maximum) et code de type de sol attribué après regroupement (C : stock de carbone estimé, B : stock de biodiversité estimé, I : capacité d'infiltration estimée, A : valeur agronomique estimée) (S : niveau fort à très fort ; m : niveau moyen ; f : niveau faible).....	71
Tableau 16 : Système de notation et sources de données utilisés par thématique pour le calcul de la note ZAN de surface – RPGA : référentiel parcellaire graphique agricole – ASP : agence spéciale de paiement ; MNIE : milieu naturel d'intérêt écologique (réservoirs de biodiversité) ; TVB ; trame verte et bleue.....	74
Tableau 17: Composition du socle de base pour calculer la note de surface.....	75
Tableau 18 : Synthèse de l'impact des pollutions sur les fonctions écologiques des sols	88
Tableau 19 : Sources de données utilisées par thématique et échelle de résolution associée	90
Tableau 20 : Système de notation de l'aléa pollution des sols lié aux sites BASOL	94
Tableau 21 : Système de notation de l'aléa pollution des sols lié aux SIS	94
Tableau 22 : Système de notation de l'aléa pollution des sols lié aux remblais	95
Tableau 23 : Activités agricoles de la base de données activités-polluants BD (ActiviPoll BRGM, 2022)	95

Tableau 24 : Hypothèses de réversibilité par fonction écologique des sols et pour la multifonctionnalité des sols selon la couverture des sols artificialités renseignés dans l'OCS GE de l'IGN (millésime 2020)(note finale : 1 faible, 4 forte)	106
Tableau 25 : Impact des solutions de gestion sur les fonctions écologiques des sols.....	112
Tableau 27 : Stock de carbone dans les sols et la litière pour l'EPCI de Rennes fourni par l'outil ALDO (mars 2023)	125
Tableau 28 : Classes de stock de carbone estimées utilisées dans la méthode MUSE (Branchu et al., 2021)	125
Tableau 29 : Statistiques nationales relatives à l'abondance et à la diversité lombricienne dans les sols selon l'occupation des sols (Source : ONB, extraction février 2023), et attribution d'une note selon la méthode MUSE (Branchu et al., 2021)	126
Tableau 30 : Abondance et diversité spécifique des vers de terre reliés à la nomenclature d'occupation des sols du Corine Land Cover comme indicateur de biodiversité dans les sols au niveau national (Branchu et al., 2021)	128
Tableau 31 : Notes de potentiel agronomique attribuées en milieu urbain et codes OCS GE associés	138
Tableau 32 : Notes de potentiel d'infiltration attribuées en milieu urbain et codes OCS GE associés	139
Tableau 33 : Exemples de cartes produites dans le cadre des tests méthodologiques.....	145
Tableau 34 : Indices calculés selon les 2 méthodes d'exploitation de la BD ActiviPol (BRGM, 2022) testées. L'indice_nb a été retenu dans la suite des premiers tests.	157
Tableau 35 : Comparaison des notes de pression polluante liée aux sites BASIAS obtenues sur des parcelles cadastrales pour différents cas de figure réels ou fictifs	159
Tableau 36 : Système de notation de la pression polluante mis en place à partir de l'indice-nb maximal par site BASIAS et de la durée d'activité	160
Tableau 37 : Liste sur Rennes Métropole des sites SIS au 29/06/2023	169
Tableau 38 : Liste sur Rennes Métropole des sites BASOL au 29/06/2023	170
Tableau 38 : Bioindicateurs choisis et partenaires du projet Bioindicateurs des sols (source : ADEME, 2015)	175

Liste des annexes

Annexe 1 : Mise en œuvre de la méthode MUSE sans adaptation : Compléments

Annexe 2 : Tests méthodologiques intermédiaires pour la cartographie de la multifonctionnalité des sols

Annexe 3 : Méthode de cartographie des entités géographiques de base utilisées pour représenter la multifonctionnalité des sols

Annexe 4 : Aléa pollution des sols : compléments

Annexe 5 : Annexe 5 Exemples de techniques de dépollution mises en œuvre sur le territoire de Rennes Métropole

Glossaire des abréviations

ALDO : outil ADEME pour l'évaluation du carbone des sols et des forêts

AMI : appel à manifestation d'intérêt

AUDIAR : agence d'urbanisme et de développement intercommunal de l'agglomération rennaise

CLC : Corine Land Cover

EPCI : établissement public de coopération intercommunale

DoneSol : base de données nationale structurant et regroupant les données ponctuelles et surfaciques des études pédologiques

GEPPA : groupe d'étude des problèmes de pédologie appliquée - classe des sols des milieux humides

MOS : mode d'occupation du sol

OCS GE : occupation du sol grande échelle

PLH : programme local de l'habitat

PLUi : plan local d'urbanisme intercommunal

QUALISOLSCoT : cartographie de la multifonctionnalité des sols du Pays de Rennes établie pour la révision du SCoT

RMQS : réseau de mesure de la qualité des sols

RPG : référentiel parcellaire graphique

RRP : référentiel régional pédologique

SCoT : schéma de cohérence territoriale

SIS : secteur d'information sur les sols

ZAN : zéro artificialisation nette

1 Introduction générale

D'une logique quantitative à une approche qualitative des sols

La loi Climat et Résilience d'août 2021 a inscrit le Zéro Artificialisation Nette (ZAN) à l'horizon 2050, imposant à cette échéance 1 m² de renaturation pour 1 m² d'artificialisation. Avec cet objectif, le législateur fixe le cap pour un changement majeur dans la façon d'aménager le territoire d'ici le milieu du siècle. Au-delà de la nécessité de réduire la consommation des sols, il introduit les enjeux de leur préservation pour leurs valeurs écosystémiques, en prenant en compte leur épaisseur, mais aussi leur éventuelle renaturation. La démarche engagée par Rennes Métropole vise à objectiver la qualité des sols et donc leurs différences en matière de multifonctionnalité. Cette meilleure connaissance des sols, 1 m² à tel endroit ne "valant" pas forcément 1 m² à tel autre endroit, doit permettre d'anticiper les futures décisions en termes de trajectoire ZAN pour le territoire, en apportant **une approche qualitative des sols au-delà d'une logique comptabilisant simplement les surfaces**.

Sur le territoire de Rennes Métropole, le choix a été fait depuis plus de quatre décennies de maîtriser la croissance urbaine tout en répondant à une forte augmentation démographique : le territoire s'organise en se développant sous la forme d'une "ville-archipel".

Cette approche vise à :

- préserver des ceintures vertes autour de toutes les communes,
- éviter la formation de conurbations,
- pérenniser les activités agricoles,
- maintenir et développer les trames vertes et bleues jusqu'au cœur du territoire.

Pour cela, des efforts ont été mis en œuvre pour **intensifier les espaces urbains déjà existants et rendre plus sobres les extensions urbaines**.

Cette forme de développement a permis de répondre aux besoins des habitants tout en optimisant, au fil des décennies, l'utilisation des terres urbanisées. Cette baisse continue de la consommation foncière s'inscrit dans les documents d'urbanisme du territoire, faisant de la sobriété foncière un prérequis pour le développement de la métropole. L'objectif est d'offrir un large choix de lieux d'habitat à l'ensemble des habitants, sur toutes les communes, au plus près des services, commerces et activités, tout en évitant des déplacements carbonés contraints et une consommation excessive d'espace.

Fort de cette dynamique déjà vertueuse, le territoire s'inscrit pleinement dans l'objectif de la loi Climat et Résilience visant à mettre en œuvre le ZAN d'ici 2050. Au-delà de cette approche "comptable" nécessaire de réduction de la consommation foncière, la métropole rennaise souhaite aller plus loin dans la préservation des sols en se dotant d'outils pour mieux évaluer leur qualité en amont des arbitrages sur leur urbanisation ou leur renaturation.

La candidature de Rennes Métropole à l'Appel à Manifestation d'Intérêt (AMI) "Objectif ZAN" de l'ADEME, lancé en 2022, s'est donc orientée vers la mise en place **d'indicateurs de connaissance des sols**.

Pour cela, elle s'est associée aux services du BRGM afin de mobiliser leur expertise en la matière et de mener une démarche permettant :

- D'assumer une approche expérimentale qui doit permettre d'être répliquée à plus grande échelle ;
- D'alimenter les élus en termes de connaissance des sols et de participer au processus d'aide à la décision sur les questions des sols ;
- De formaliser un outil de connaissance à l'échelle de la métropole, sur le volet planification et non à une échelle de précision opérationnelle ;
- De se projeter pour alimenter les outils de suivis de consommation foncière dans le temps.

Trois indicateurs pour objectiver la qualité des sols

La qualité des sols est évaluée à partir du développement de trois indicateurs (Illustration 1) s'appuyant sur une modélisation de données :

1) Un indicateur de multifonctionnalité des sols, reposant sur :

- Une **note des sols** croisant quatre indicateurs : **potentiel agronomique, biodiversité, infiltration et stockage de carbone**. Cet indicateur, s'inspirant de l'approche MUSE pilotée par le CEREMA ("intégrer la multifonctionnalité des sols dans les documents d'urbanisme") vise à établir une typologie des sols selon leurs caractéristiques
- Une **note de surface** s'appuyant sur des indicateurs de **typologie de cultures, d'occupation du sol et d'indicateurs environnementaux** (zones humides, milieux naturels d'intérêt écologique, etc.).

Le croisement de ces deux notes vise à établir une carte d'enjeux prenant en compte à la fois la multifonctionnalité des sols tant dans leur épaisseur que dans leurs usages et occupations en surface.

2) Un indicateur évaluant le degré de dégradation des sols, via la modélisation d'un **aléa de pollution** croisant les **pollutions industrielles, les remblais et les pollutions agricoles**.

3) Un indicateur visant à objectiver le degré de réversibilité de la multifonctionnalité des sols selon leur occupation actuelle.

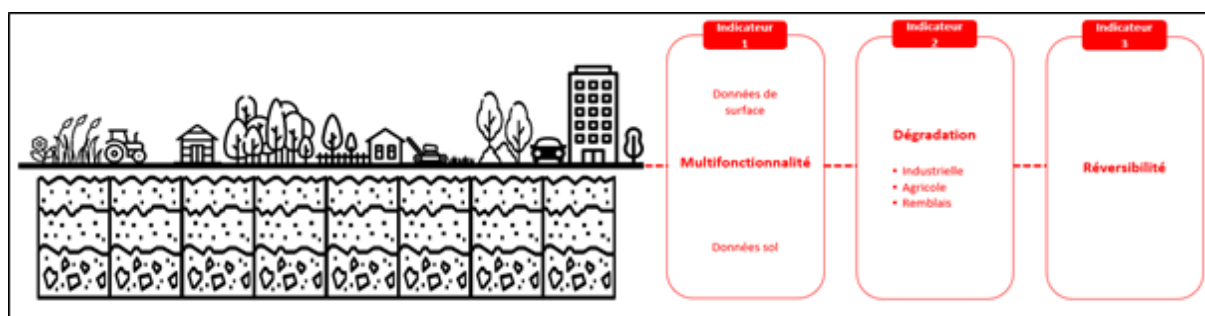


Illustration 1 : Schématisation des trois types d'indicateurs développés pour objectiver la qualité des sols dans le cadre de la trajectoire ZAN ambitionnée par Rennes Métropole

Une démarche expérimentale pour établir un outil d'aide à la décision répliquable

Ces trois indicateurs ont vocation à fournir aux territoires un outil d'aide à la décision pour les élus dans l'élaboration de leur trajectoire ZAN. Ils s'inscrivent dans une approche générale et systémique, visant à répondre à des questions telles que :

- Quels sont les secteurs les plus propices à de nouvelles extensions urbaines au regard de leur qualité ?
- Quels types de sols seront impactés en cas d'urbanisation et d'artificialisation ?
- Dans le cadre d'une renaturation, comment prendre en compte la pollution des sols dans la balance ZAN globale ?
- Quels sont les secteurs où l'occupation actuelle peut être réversible, et dans quelle mesure ?

L'objectif est d'intégrer la qualité des sols dans les processus décisionnels de la planification métropolitaine en mettant à disposition des élus un nouvel outil, complémentaire aux approches et analyses existantes (enjeux sociétaux, financiers, économiques, de mobilités, de paysages...).

Le présent rapport expose l'ensemble de la démarche : la méthodologie, les choix et partis pris retenus, les enseignements tirés, ainsi que les éléments restant à approfondir.

2 Contexte et objectifs de l'étude

2.1 LE DEFI DU ZERO ARTIFICIALISATION NETTE (ZAN)

Introduite par le Plan Biodiversité de 2018, la notion de zéro artificialisation nette (ZAN) a été précisée dans la loi Climat et Résilience de 2021. Cette loi fixe 2 jalons : l'horizon 2031 pour réduire le rythme de consommation foncière de moitié, puis une baisse continue de l'artificialisation jusqu'à l'horizon 2050 pour l'atteinte effective de l'objectif ZAN. Passé cette date, toute nouvelle artificialisation devra être compensée à surface équivalente par de la renaturation (Illustration 2).

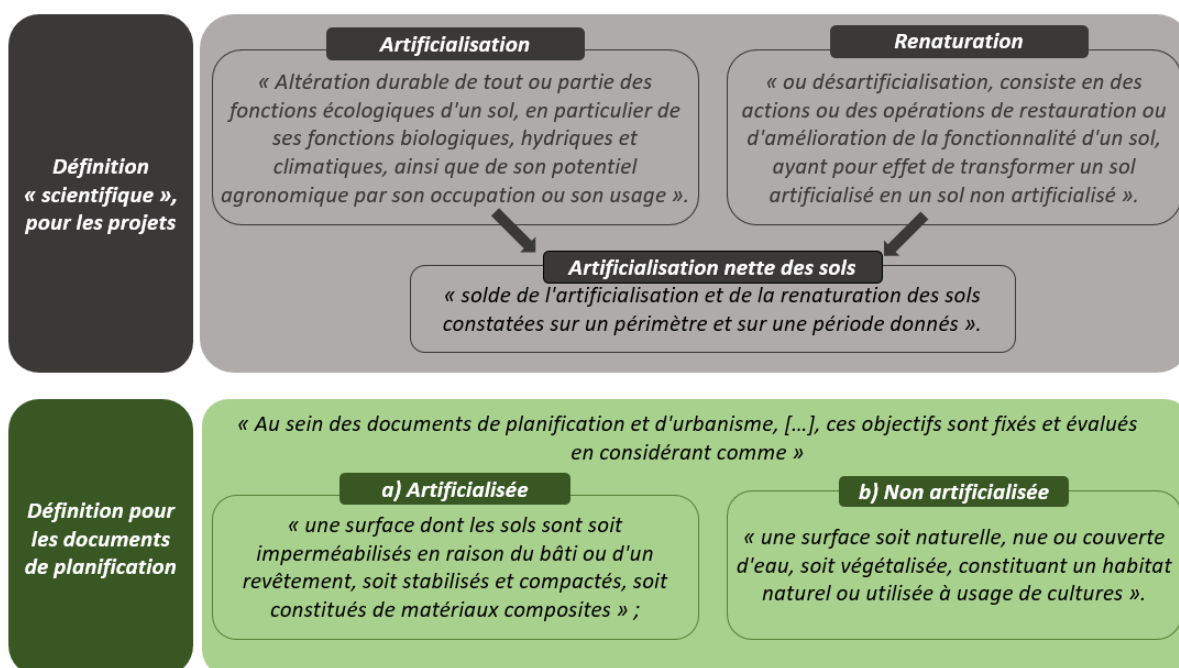


Illustration 2 : Définitions de l'artificialisation et des notions associées selon le point de vue

L'atteinte du "zéro artificialisation nette" représente un défi énorme pour les territoires. Les politiques de planification urbaine doivent en effet concilier des enjeux contradictoires : d'un côté, la réponse aux défis démographiques et sociétaux d'une augmentation de la population et de l'autre, la raréfaction des terres disponibles et l'augmentation des enjeux environnementaux.

Dans ce cadre, l'ADEME a lancé un appel à manifestation d'intérêt (AMI Objectif ZAN, 2021) visant à expérimenter la mise en œuvre nationale du ZAN dans 22 territoires, bénéficiant ainsi d'un accompagnement technique et financier. L'objectif est d'accompagner la montée en compétence de l'ensemble des acteurs par le retour d'expérience et le partage en impulsant une dynamique territoriale autour des trajectoires ZAN. **L'artificialisation y est vue dans toutes ses composantes. Elle implique ainsi la multifonctionnalité des sols et les services écosystémiques qu'ils rendent.** Lauréate de l'AMI ZAN, Rennes Métropole souhaite se positionner comme territoire "ambassadeur" du ZAN.

2.2 RENNES METROPOLE : UNE VOLONTE DE TRAJECTOIRE ZAN EXEMPLAIRE

Rennes Métropole (RM) regroupe 43 communes et plus de 450 000 habitants. Elle s'étend sur 71 000 hectares. Dans le PLUi adopté fin 2019, 78 % du territoire est classé en espace agricole et naturel (32 000 ha, soit 45 % en zone A, 24 000 ha, soit 33 % en zone N), 18 % du territoire est classé en zone urbaine et 3% est classé en zones à urbaniser d'ici 2035. Son modèle de développement de la "ville archipel", avec le maintien des coupures agricoles et naturelles entre les villes, préserve ainsi de nombreux paysages d'interfaces villes-campagne sur le territoire. Ce développement atypique s'appuie depuis plusieurs décennies sur une succession de documents de planification spatiale portant un fort volontarisme politique. Il permet de concilier la croissance démographique et économique avec la préservation de la qualité de vie et du fonctionnement écologique du territoire. La réponse au défi démographique reste aujourd'hui d'actualité (90 000 nouveaux habitants à accueillir d'ici 2035) et doit être poursuivie en lien avec la problématique du ZAN et les défis environnementaux.

Rennes Métropole souhaite poursuivre, approfondir et enrichir sa tradition de planification territoriale. Elle a démarré dès les années 1980, en réaction à un modèle de développement de "ville-nouvelle" et de conurbation préfigurée par l'État pour le territoire (SDAU : Schéma D'Aménagement et d'Urbanisme), et s'est matérialisée au travers de documents stratégiques successifs dans lesquels les élus se projetaient sur les 15 années suivantes, en abordant les questions d'accueil démographique et d'organisation spatiale du territoire. Cette suite de documents stratégiques a accompagné l'évolution institutionnelle du territoire : du district à la métropole en passant par la communauté d'agglomération. Cela a abouti au modèle de **développement original de la "ville-archipel" : un modèle polycentrique dans lequel les différentes communes ont des rôles différents, et où les conurbations sont restreintes et encadrées pour favoriser l'alternance ville/campagne et un cadre de vie agréable.**

Cette projection politique de l'aménagement du territoire se matérialise dans les différents documents de planification réglementaire, notamment dans le SCoT (Schéma de Cohérence Territoriale) et le PLUi (Plan Local d'Urbanisme intercommunal), permettant d'encadrer le développement du territoire et de concilier dynamisme démographique et économique avec préservation des espaces agros-naturels.

Le PLUi, approuvé en décembre 2019 se montre plus ambitieux que le SCoT en réduisant encore davantage l'enveloppe de foncier urbanisable. Si les politiques de RM ont donc plutôt été efficaces jusqu'à présent, la montée en puissance des enjeux environnementaux, le volontarisme politique et la perspective du ZAN impliquent d'aller encore plus loin pour inscrire le territoire dans une trajectoire ZAN exemplaire.

Cette consommation s'inscrit dans une dynamique vertueuse de sobriété foncière portée par les documents de planification du territoire depuis maintenant plusieurs décennies, permettant notamment d'améliorer l'efficacité de la consommation au regard de la population accueillie.

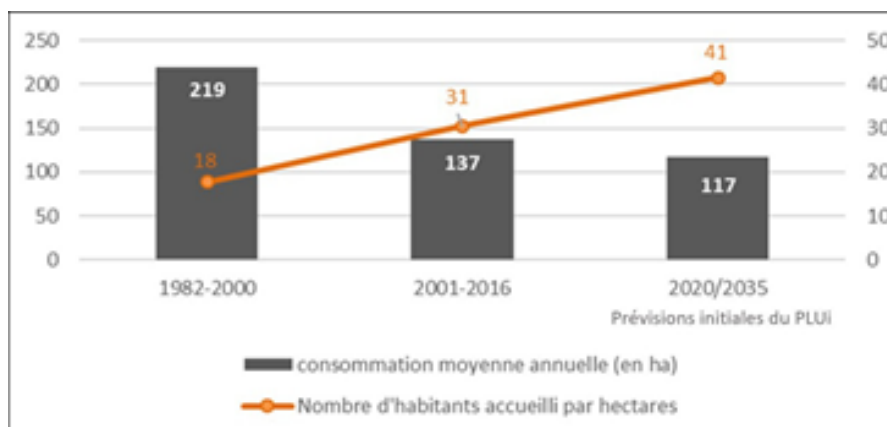


Illustration 3 : Consommation de surface et accueil de population (Source : AUDIAR)

L'illustration 3 montre la consommation effective observée entre 1982 et 2016. De 2020 à 2035, il s'agit du potentiel maximum d'ouvertures à l'urbanisation dans le PLUi et non pas d'un objectif à atteindre.

Dans le rapport de présentation du PLUi (2019), en utilisant la méthode de la tache urbaine, les éléments ci-dessous sont détaillés. En les croisant avec la population accueillie, il est possible de mesurer l'efficacité de la consommation.

- De 1982 à 2000, 219 hectares par an ont été consommés pour accueillir en moyenne 18 nouveaux habitants par hectare.
- Entre 2001 et 2016, la consommation a reculé à 137 hectares par an, en accueillant 31 nouveaux habitants par hectare consommé. Cette progression vertueuse s'explique notamment par la mise en place du Programme Local de l'Habitat (PLH) de 2005, le SCoT de 2008 avec des règles de densité et la réalisation des PLU communaux dans une approche homogène sur l'ensemble du territoire.
- Il est prévu dans le cadre du PLUi adopté en décembre 2019 est d'urbaniser au maximum 117 hectares par an, ce qui, au regard des perspectives de croissance démographique permettrait d'accueillir un peu plus de 40 nouveaux habitants par hectares.

À ce stade, il est nécessaire de rappeler les éléments suivants :

- Une ouverture à l'urbanisation d'un secteur ne signifie pas pour autant que l'ensemble de la zone sera, au final, consommé : il faut donc distinguer consommation prévue et consommation réellement observée. Ces chiffres du PLUi sont des potentiels maximaux de consommation à horizon 2035 et pas un objectif à atteindre. Les efforts en cours permettent de se positionner dans une dynamique plus vertueuse qu'il est possible d'observer à l'aide du MOS, observation d'une consommation moyenne de 89 hectares par an entre 2011 et 2021, confirmant ainsi le ralentissement de la consommation sur le territoire.

2.3 COMMENT INTEGRER LA QUALITE DES SOLS DANS LA TRAJECTOIRE ZAN ?

2.3.1 Le besoin exprimé par Rennes Métropole

Les sols, quels que soient leurs usages (agricoles, forestiers, naturels, urbains), rendent des services essentiels à la viabilité des sociétés humaines et répondent à de nombreux enjeux environnementaux (production de biomasse à vocation alimentaire liée à la fertilité agricole, régulation du cycle de l'eau et du climat en lien notamment avec le stockage de carbone, habitat de la biodiversité). Ils ont récemment été mis à l'agenda politique français, via le plan national pour la biodiversité (2018), qui a permis de mettre en lumière les rôles et les menaces qui pèsent sur eux, puis dans la loi Climat et Résilience d'août 2021, en inscrivant l'objectif de zéro artificialisation nette à atteindre au niveau national en 2050.

Pour aborder les questions du ZAN sur le plan qualitatif, Rennes Métropole souhaite mettre en place des indicateurs permettant de mesurer l'artificialisation, à partir d'un système de notation à établir sur la base des **types d'usages des sols, leurs fonctionnalités et leur localisation**, afin de gérer l'information et les données sur les flux de changements d'affectation/usage des sols. Cette approche concerne les sols (de pleine terre) aussi bien en **milieu rural et urbain**, et peut être homogène ou adaptée en fonction des milieux. Elle doit prendre en compte l'importance de la **valeur écologique des parcelles**, existante ou potentielle, en lien avec leurs fonctionnalités mais aussi en lien avec leur localisation sur le territoire afin d'objectiver **la valeur des sols d'un point de vue écologique et fonctionnel**. La démarche s'inscrit dans des dispositifs de suivi répliquables à d'autres territoires français.

Pour cela, le besoin principal de Rennes Métropole est de pouvoir, au travers de différents indicateurs, qualifier les sols à partir d'un système de notation et d'évaluer sur cette base lesquels mériteraient en priorité d'être renaturés (sur la base de cette notation), mais aussi d'identifier les sols de faible qualité où l'artificialisation aura le moins d'impact possible.

2.3.2 Etat de l'art : indices de qualité et d'artificialisation des sols

Qualité des sols

La qualité d'un sol revêt différentes définitions. Pour Karlen et al. (1997), c'est « la capacité d'un certain type de sol à fonctionner, dans les limites d'un écosystème naturel ou anthropisé, pour favoriser la productivité des plantes et animaux, maintenir ou augmenter la qualité de l'air et de l'eau, et améliorer la santé et l'habitat de l'homme ». Quadu et al. (2021) distinguent la qualité écologique de la qualité d'usage. La « qualité d'usage » se définit selon sa capacité à assurer une ou plusieurs fonctions spécifiques pour un usage donné. La « qualité écologique » d'un sol, parfois appelée aussi « qualité fonctionnelle » repose sur la considération de l'ensemble des fonctions d'un sol (multifonctionnalité) et peut ne pas considérer l'usage actuel ou futur du sol qui en est fait par l'homme. Une telle définition encourage la prise en compte de la valeur intrinsèque des sols en les considérant comme une ressource environnementale à part entière (Quadu et al., 2021). La santé des sols est une notion encore plus récente. Elle est définie comme la capacité des sols à fonctionner comme un écosystème vivant vital pour supporter les plantes, les animaux et les humains (Stoff, 2019). Elle intègre ainsi des aspects dynamiques. La notion de « sols sains » est ainsi utilisée dans le document « Des sols sains — nouvelle stratégie de l'UE pour la protection des sols », de novembre 2021 (UE, 2021).

La qualité des sols détermine les nombreuses fonctions qu'ils assurent et les services (régulation, approvisionnement, support) qu'ils rendent. On peut distinguer les fonctions

écologiques (régulation du cycle de l'eau, réservoir de carbone, de nutriments, réservoir de biodiversité, ...) des fonctions à vocation plus anthropique (support d'activités humaines – infrastructures, culturelles -, source de matières premières, stockage/filtration/transformation des contaminants) (Illustration 4). Le support d'aliments et de biomasse se rattache à la fois aux fonctions écologiques, en lien avec les propriétés intrinsèques de sols (fertilité ou le potentiel agronomique), et aux fonctions anthropiques, en lien avec la production d'aliments et de biomasse.



Illustration 4 : Fonctions rendues par les sols (Source : MUSE - Branchu et al., 2021)

La notion de valeur de sols ou valeur environnementale des sols émerge aussi. Cette valeur correspondrait à certains services rendus par les sols, tels que la contemplation d'un paysage, mais aussi aux seules fonctions écologiques qui s'apprécient indépendamment de tout bénéfice humain. Mais il a été constaté, dans le cadre de SOILval (Quadu et al., 2021), que cette notion de valeur, notamment valeur environnementale est difficile à appréhender par les acteurs de l'aménagement. Elle a souvent été réduite à la notion de qualité de sol par le consortium SOILval pour aider les échanges.

Pour qualifier la qualité des sols, l'approche la plus classique consiste à utiliser un indicateur ou à combiner dans un indice unique plusieurs indicateurs (Keller et al. 2012 ; Lavelle et al. 2014, Branchu et al., 2021). Un indicateur de qualité de sol correspond à l'évaluation qualitative ou quantitative de caractéristiques/propriétés du sol par agrégation de données mesurées ou calculées (Schwartz et al., 2022). Il est valide et fiable à un instant t, mais peut varier dans le temps et dans l'espace. Il est adossé à un référentiel d'interprétation. D'après Béchet et al. (2017), les indicateurs de qualité des sols sont utilisés depuis longtemps pour les sols agricoles afin d'évaluer leur fertilité. **Les sols artificialisés ont été proportionnellement peu évalués selon de telles grilles.** La production d'indicateurs peut aussi avoir comme finalité plus générale d'alerter sur la dégradation de la qualité des sols associée à l'urbanisation croissante. Dans la littérature, les caractéristiques des sols sont présentées en fonction de leur occupation, afin de mettre en évidence une potentielle relation positive entre l'accroissement du degré d'artificialisation et l'augmentation des concentrations en polluants et/ou l'altération des paramètres de fertilité des sols. Les indices sont souvent utilisés et construits pour suivre l'évolution de la qualité des sols dans le temps, comparer différents sols pour un même usage

ou un même sol sous différents usages (Rutgers *et al.*, 2008 ; Mohanty *et al.*, 2007 ; Raiesi *et al.*, 2017, Branchu *et al.*, 2021). Dans le cas des sols artificialisés, Branchu *et al.* (2021) identifient deux objectifs principaux pour l'utilisation d'indices de qualité des sols : d'une part évaluer effectivement leur fertilité en particulier par rapport aux sols agricoles (puisque les sols artificialisés sont majoritairement d'anciens sols agricoles), et d'autre part essayer d'établir un lien entre intensité d'artificialisation et la qualité du sol via des corrélations. On peut faire un parallèle entre les termes degré d'artificialisation (Béchet *et al.*, 2017) et intensité d'artificialisation (Branchu *et al.*, 2021).

Les études présentant à la fois des indicateurs ou des indices et leur utilisation à des fins d'optimisation de l'usage des sols à l'échelle territoriale sont rares. **Le projet MUSE** (2018-2021) est venu répondre à ce manque en développant une **méthodologie de cartographie de la multifonctionnalité des sols** afin d'assurer leur prise en compte dans les documents d'urbanisme. La méthode s'appuie sur les **fonctions écologiques des sols suivantes : potentiel de filtration de l'eau, stockage de carbone, réservoir de biodiversité, potentiel agronomique**. La multifonctionnalité ainsi cartographiée peut être vue comme un indice de qualité écologique des sols. La méthodologie s'inspire des travaux de Keller *et al.* (2012) qui avaient développé quant à eux un indice de polyvalence d'usage des sols, s'apparentant à la qualité d'usage des sols. La méthode de cartographie de la multifonctionnalité retenue dans MUSE s'appuie sur les cartographies de sols disponibles (Branchu *et al.*, 2021).

À l'échelle nationale, les cartes pédologiques disponibles couvrent les zones non urbanisées, et correspondent pour l'essentiel à des sols agricoles, naturels ou forestiers. Leur échelle de résolution est par ailleurs assez faible (1/250 000). Pour les sols urbains, MUSE a retenu un proxy utilisant les strates arborées, en posant l'hypothèse d'une épaisseur de sols décroissante en présence de strates arborées, arbustives et herbacées respectivement, et d'une multifonctionnalité corrélée. Cette méthode a pour inconvénient de ne pas tenir compte de la diversité des sols urbains. En outre, la méthode MUSE ne traite pas les sols scellés. Une autre façon d'aborder la multifonctionnalité des sols urbains a été proposée dans les tests méthodologiques menés par Leroi (2018), dans le cadre du programme MUSE. Même si le potentiel agronomique n'est pas traité, faute de données (pas de cartes de sols urbains, peu de données de caractérisation disponibles), la méthode alternative prend en compte les 3 autres fonctions (potentiel de filtration de l'eau, stockage de carbone, réservoir de biodiversité), que les sols soient scellés ou pas. Une des limites de la méthode MUSE est également de ne pas prendre en compte les contaminations des sols.

D'après Branchu *et al.* (2021), « Les sols peuvent faire partie intégrante d'indices plus larges tels que ceux employés dans les évaluations pour le développement durable et utilisés dans la mise en place des réglementations. Singh *et al.* (2009) ont effectué une synthèse des différentes méthodologies et des indices développés dans le domaine. Les indices environnementaux qui constituent une partie de ces indices intègrent de manière indirecte les sols, surtout via les dégradations de l'environnement qui sont quantifiées ». Branchu *et al.* (2021) relèvent l'intérêt d'intégrer un indice « spécifiquement » sol dans ces indices larges.

La qualité des sols peut être également vue sous l'angle des contaminations, liées à l'historique d'usage des sols. Dans ce cadre, on distingue les contaminations diffuses, des contaminations ponctuelles. Les contaminations diffuses sont liées à l'accumulation en teneurs peu conséquentes sur de grandes surfaces. Les contaminations ponctuelles correspondent à l'accumulation en fortes teneurs sur des faibles surfaces. L'établissement de fonds pédogéochimiques permet d'estimer les contaminations diffuses. Le guide Ademe (2018) propose une méthode statistique de calcul des fonds sur la base d'entités géochimiques cohérentes. Sauvaget *et al.* (2022) ont étudié l'apport de la géostatistique pour cartographier ce fonds au

sein d'entités géochimiques cohérentes. La difficulté actuelle pour l'établissement de fonds pédo-géochimiques est la disponibilité des données et la difficulté à constituer des entités géochimiques cohérentes en milieu urbain. Les contaminations ponctuelles sont étudiées généralement dans le cadre de diagnostics de pollution à l'échelle de sites. Les sites industriels et activités de services représentent les principales sources de contamination ponctuelles. Un recensement départemental des sites potentiellement polluants est accessible via la base de données BASIAS. La base de données des sites pollués (ex. BASOL) recense les sites en cours de gestion d'une pollution. Les sites pollués traités avec des concentrations résiduelles sont quant à eux recensés dans les SIS (Secteurs d'Information sur les Sols). Si les SIS et une partie des sites BASOL ont leur emprise cartographiée, les sites BASIAS et l'autre partie des sites BASOL sont spatialisés sous forme de points. La cartographie de l'emprise des sites BASIAS, bien que prévue dans la loi Alur (2014) avec la base nationale CASIAS, va nécessiter la collaboration des collectivités, dont certaines se sont déjà lancées dans des inventaires historiques urbains (IHU). Dans le cadre du projet DésiVille, Prézeau et al. (2024) testent la possibilité d'approcher l'emprise des sites BASIAS à partir des coordonnées géographiques des points. Ils développent plus largement la notion d'aléa pollution des sols, qui correspond à un indice de pression anthropique de contamination en lien avec les pressions polluantes liées aux différentes activités humaines.

Artificialisation des sols et impact sur la qualité des sols

L'artificialisation est définie dans la loi de 2021 comme le « *Changement d'état effectif d'une surface agricole, forestière ou naturelle (NAF) vers des surfaces artificialisées (tissu urbain, infra, zones industrielles, mines, espaces verts urbains)* ». « *Un sol est regardé comme artificialisé si l'occupation ou l'usage qui en est fait affectent durablement tout ou partie de ses fonctions écologiques, en particulier ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques ainsi que son potentiel agronomique* ».

La nomenclature établie par le législateur (décret d'application de la loi Climat et Résilience d'avril 2022) propose différentes typologies de l'artificialisation qui seront utilisées à partir de 2031 pour la mise en œuvre des objectifs du ZAN. Cette nomenclature nationale (Tableau 1) pose question actuellement, car elle ne semble pas garantir une bonne prise en compte de certains sols en milieu urbain pouvant participer activement au bien-être des habitants ou à la lutte contre les îlots de chaleur urbains. Ainsi, les jardins de zones résidentielles ou les parcs publics y sont considérés comme « artificiels ».

Pour remédier en partie à ce problème, le législateur a permis d'intégrer les parcs urbains aux zones non artificielles. Les surfaces végétalisées à usage de parc ou jardin public, quel que soit le type de couvert (boisé ou herbacé) peuvent être considérées comme étant non artificialisées à partir des mêmes seuils de référence applicables (2.500m²) que des surfaces relevant des catégories 9° ou 10° du décret N° 2023-1096 du 27 novembre 2023 relatif à l'évaluation et au suivi de l'artificialisation des sols, valorisant ainsi ces espaces de nature en ville.

Catégories de surfaces	
Surfaces artificialisées	1° Surfaces dont les sols sont imperméabilisés en raison du bâti (constructions, aménagements, ouvrages ou installations).
	2° Surfaces dont les sols sont imperméabilisés en raison d'un revêtement (artificiel, asphalté, bétonné, couvert de pavés ou de dalles).
	3° Surfaces partiellement ou totalement perméables dont les sols sont stabilisés et compactés ou recouverts de matériaux minéraux.
	4° Surfaces partiellement ou totalement perméables dont les sols sont constitués de matériaux composites (couverture hétérogène et artificielle avec un mélange de matériaux non minéraux).
	5° Surfaces à usage résidentiel, de production secondaire ou tertiaire, ou d'infrastructures notamment de transport ou de logistique, dont les sols sont couverts par une végétation herbacée, y compris si ces surfaces sont en chantier ou sont en état d'abandon.
Surfaces non artificialisées	6° Surfaces naturelles qui sont soit nues (sable, galets, rochers, pierres ou tout autre matériau minéral, y compris les surfaces d'activités extractives de matériaux en exploitation) soit couvertes en permanence d'eau, de neige ou de glace.
	7° Surfaces à usage de cultures, qui sont végétalisées (agriculture, sylviculture) ou en eau (pêche, aquaculture, saliculture).
	8° Surfaces naturelles ou végétalisées constituant un habitat naturel, qui n'entrent pas dans les catégories 5°, 6° et 7°.

Tableau 1 : Annexe à l'article R. 101-1 du [CODE DE L'URBANISME](#)

D'après Branchu et al. (2021), les urbanistes et les aménageurs étudient l'artificialisation via une entrée par le développement économique, la croissance de la population et l'étalement urbain. Ils ne prennent quasiment jamais en compte les caractéristiques pédologiques des sols et les pertes en termes de qualité des sols (Chen 2007 ; Kabisch et Haase 2013, La Rosa et Privitera 2013 ; Xiao et al., 2013 ; Ceccarelli et al., 2014 ; Ferrara et al., 2014, Pauleit et al., 2005 ; Peng et al., 2013). Les impacts des changements d'occupation du sol (OS) sont évalués en calculant les différences entre services écosystémiques (SE) associés à chaque OS (Lauf et al., 2014).

La nomenclature du décret d'avril 2022 distingue uniquement deux types de sols : artificialisés ou non artificialisés. Pourtant, le potentiel de renaturation va dépendre du degré d'artificialisation des sols qui va jouer sur le potentiel de refunctionalisation du sol, et par suite de végétalisation. Or, la notion de degré d'artificialisation n'est pas abordée dans la loi et est souvent utilisée pour caractériser le taux d'artificialisation. Or le taux d'artificialisation, qui correspond à une proportion de surface artificialisée (dans la logique du décret), ne reflète pas la dégradation de la qualité de sols. En revanche, la notion de degré d'imperméabilisation ressort dans les couches d'information géographique (Corine Land Cover Haute Résolution, couche Imperviouvness produite par le projet européen Copernicus). De la même manière que pour le degré d'artificialisation, le degré d'imperméabilisation correspond à un taux d'imperméabilisation, l'imperméabilisation étant une forme d'artificialisation. Une autre notion récente émerge, celle de degré d'anthropisation (Libessart, 2022).

Pour les collectivités qui souhaiteraient renaturer des sols artificialisés, le degré de dégradation du sol peut être un indicateur important pour anticiper le potentiel de désartificialisation du sol concerné.

Sur la base de l'ensemble de ces éléments, la **question de recherche** suivante ressort :

Comment intégrer la qualité des sols (multifonctionnalité, contamination) dans l'élaboration d'un indice d'artificialisation des sols ?

Le postulat de départ est que **la qualité des sols est liée d'une part aux propriétés intrinsèques des sols mais aussi aux pressions anthropiques**, plus ou moins fortes selon les usages des sols. Ces pressions impactent les fonctions écologiques des sols, en induisant généralement une dégradation des sols, ou à l'inverse en pouvant les améliorer. Il semble ainsi possible de **nuancer les fonctions écologiques des sols selon les pressions anthropiques. Les pollutions des sols accentuent la dégradation de leurs fonctions écologiques.** Aussi, on suppose que **les pressions anthropiques** peuvent être représentées d'une part par **l'aléa pollution des sols** et d'autre part par **le degré d'artificialisation (par exemple faible, moyen, fort)**. La notion de degré d'artificialisation développée ici s'entend comme le degré d'impact d'un usage sur les fonctions écologiques des sols, en dehors des pollutions.

Cette analyse amène à définir trois indicateurs de qualité des sols : la multifonctionnalité des sols, l'aléa pollution des sols et le degré de réversibilité de l'artificialisation des sols. Ces trois indicateurs pourront être ainsi élaborés, étudiés, combinés.

2.3.3 Les enjeux associés

De nombreux enjeux sont associés à la démarche. Il s'agit en particulier d'enjeux environnementaux, mais aussi réglementaires et économiques.

Les principaux **enjeux environnementaux** concernent la préservation des sols et de la biodiversité. Prendre en compte la qualité des sols dans la planification et l'aménagement permet d'optimiser leur usage, et de limiter la détérioration de sols patrimoniaux. Appréhender leur niveau de dégradation peut ainsi servir à identifier les sols à « soigner » (gestion de la pollution, refonctionnalisation). Une fonction importante des sols est aussi celle associée à la biodiversité. Réservoir de biodiversité en son sein, le sol est aussi support de végétation. Cette dernière représente également des habitats importants pour la biodiversité.

Les **enjeux économiques** associés à la préservation des sols sains et à la refonctionnalisation des sols dégradés correspondent par exemple à la réduction de l'achat de terres végétales grâce à l'optimisation des projets d'aménagement. En évitant le transport par camion associé, ceci réduit en outre les émissions de CO₂.

Les **enjeux réglementaires** sont associés à la définition des sols artificialisés. La plupart des sols étant anthropisés, comment définir un sol artificialisé ? Une partie des enjeux du travail sur les indicateurs est de voir de quelle façon les jardins de zones résidentielles ou les parcs publics peuvent tout de même être pris en compte dans la stratégie ZAN. En effet, la création de nouveaux parcs en milieux urbains, la désartificialisation d'espaces publics ou la préservation d'espaces de pleine terre peuvent être des éléments importants à connaître, mesurer et valoriser dans une approche qualitative du ZAN.

Le décret de 2023 permet de classer les parcs urbains publics en surfaces non artificialisées selon des critères laissés à la discrétion des collectivités. Ceci entraîne une faible homogénéité au sein des territoires et concerne uniquement les parcs publics (espaces privés exclus de ce dispositif). Une première analyse réalisée par l'agence d'urbanisme sur le territoire de Rennes Métropole a montré une grande différence de la mesure de l'artificialisation entre l'approche

"OCS GE" (Occupation du Sol à Grande Échelle), 14,5% du territoire artificialisé, et l'approche "décret 2022", 25% du territoire artificialisé (Illustration 5). L'enjeu des travaux sur ces indicateurs est d'objectiver cette différence en la qualifiant, notamment par le biais d'une "notation des sols".

Ainsi, à titre d'exemple ci-dessous (Illustration 6), la pelouse du parc des Hautes Ourmes à Rennes est considérée aujourd'hui dans l'OCS GE comme non artificialisée quand l'application du décret la classe comme artificialisée. En application du décret de 2023, le choix reviendra à la collectivité d'attribuer une typologie de ces parcs publics en surfaces artificialisées ou non artificialisées. En revanche, l'ensemble des zones herbacées privées conserveront leur caractère de "surfaces artificialisées".

Clairière du parc, pelouse en pleine terre entourée d'arbres



Source : OCS GE 2017 - Rennes Métropole (TEPCV)

Occupation du sol
10 400 ha artificialisés 14,5 %



Analyse appliquant le décret d'avril 2022

Décret
17 900 ha artificialisés 25 %



ZAN : Mesure de l'artificialisation, première analyse sur Rennes Métropole, mai 2022

Illustration 5 : Comparaison des taux d'artificialisation des sols du territoire de Rennes Métropole à partir de l'OCS GE et en application du décret d'avril 2022 (source AUDIAR, mai 2022)



Illustration 6 : Exemple de surface considérée comme non artificialisée dans l'OCS GE et comme artificialisée d'après le décret d'application d'avril 2022 (source Rennes Métropole, 2022)

2.3.4 La stratégie proposée

Dans le cadre de la présente étude, il est proposé de dépasser une approche classique de prise en compte uniquement de l'usage des sols en surface (support en deux dimensions) et d'enrichir cette approche par **la prise en compte de la profondeur des sols et des services rendus par les sols (composante en trois dimensions)** qui permettent par ailleurs de favoriser la végétalisation et le développement de fonctionnalités écologiques et d'interaction avec les écosystèmes environnants afin de soutenir les enjeux de renaturation et de protection de la biodiversité.

Pour répondre à ce contexte, la stratégie est donc de pouvoir parvenir à une hiérarchisation des sols sous forme de notation, pour le territoire de Rennes Métropole, de façon à pouvoir répliquer cette approche sur d'autres territoires. Cette approche de la qualité des sols concerne aussi bien les sols de pleine terre en milieu rural qu'en milieu urbain, ce qui nécessite une approche homogène ou adaptée en fonction des milieux. Pour ce faire, le BRGM propose de développer 3 indicateurs permettant de qualifier et nuancer la qualité potentielle des sols à l'échelle territoriale : **la multifonctionnalité des sols, l'aléa pollution des sols et le degré d'artificialisation de sols** (Illustration 1). Ces indicateurs seront limités par la résolution spatiale des données support disponibles (ex. Carte pédologique à 1/250 000). Un des défis est le gain de précision dans des secteurs disposant de données de meilleure résolution spatiale, et la prise en compte des incertitudes. Un autre défi important est de réussir à proposer un système de notation/pondération permettant d'intégrer ces indicateurs dans l'indice d'artificialisation des sols tel que développé par Rennes Métropole, afin de permettre leur prise en compte dans l'optimisation de l'usage des sols respectant les prérogatives du « zéro artificialisation nette » à l'échelle de la planification urbaine et d'établir un outil d'aide à la décision à destination des élus.

L'établissement de cette typologie de sols et de cette notation passe par une analyse amont approfondie des **flux d'artificialisation ou de renaturation**, en prenant en compte les **caractéristiques des sols préservés, valorisés ou créés** dans le cadre des différentes politiques d'aménagement et d'urbanisme.

La démarche vise à tester et préciser la nomenclature nationale sur les sols artificialisés au regard du contexte local et de faire d'éventuelles propositions en termes de mises en œuvre à des échelles plus fines : quartier, commune, métropole, SCoT... Il s'agit également de confronter cette nomenclature nationale sur les sols artificialisés aux réalités d'un territoire parmi les plus dynamiques sur le plan démographique et économique, et s'inscrivant dans une trajectoire ZAN.

2.3.5 Les perspectives et retombées

Les retombées attendues du projet sont en particulier l'amélioration de la connaissance sur les sols, avec une approche harmonisée sur l'ensemble du territoire.

Les perspectives attendues sont nombreuses. Sur le plan réglementaire, les résultats obtenus pourraient servir de base à l'évolution de la nomenclature des sols artificialisés, permettant d'augmenter son réalisme et de rendre l'objectif ZAN plus atteignable.

Sur le plan environnemental et patrimonial, les résultats obtenus alimenteront un outil d'aide à la décision pour la planification urbaine. Ils permettront la préservation de sols sains et/ou patrimoniaux et l'optimisation de l'usage des sols. Les connaissances produites faciliteront l'identification de sols dégradés à améliorer et alimenteront l'analyse de potentiel de désartificialisation des sols.

L'objectif de cette présente étude, en lien avec l'objectif ZAN par la préservation et du développement de la biodiversité, est la possibilité de créer une méthode et un outil qui soient répliquables sur d'autres territoires.

La préservation des sols et de toutes les dynamiques de biodiversité correspond à l'ensemble des enjeux environnementaux présents dans l'objectif ZAN, participant ainsi à la transition environnementale du territoire. Celle-ci doit être couplée à la transition sociale qui est également impactée par la mise en œuvre concrète du ZAN. La biodiversité et les sols doivent être protégés, mais cela doit s'accompagner de mesures de lutte contre les inégalités sociales. Le ZAN doit donc être perçu comme une opportunité, celle de repenser et réorienter les moyens politiques, économiques et humains alloués, pour concevoir l'aménagement de nos territoires, en y intégrant plus efficacement les enjeux environnementaux et sociaux.

3 Le territoire d'étude : Rennes Métropole

3.1 DESCRIPTION GENERALE

Le secteur d'étude correspond au territoire de Rennes Métropole qui se situe dans le département d'Ille-et-Vilaine et la région Bretagne. Cette métropole s'étend sur 711 km² et compte 467 858 habitants en 2021 selon le dernier recensement (dont 225 081 habitants pour la ville de Rennes), répartis sur 43 communes (Illustration 7).

Il s'agit d'un territoire fortement attractif, avec une croissance importante de la population (+ 5,4% entre 2015 et 2020 d'après l'INSEE). L'urbanisation est connue sous le nom de « ville archipel » (Chapuis, 2008) : une agglomération dense reliée à des villes secondaires entourées de terres agricoles. En effet, la ceinture agricole (ou ceinture verte) de la ville de Rennes a été conservée dans la planification urbaine des années 1980, en limitant l'étalement urbain. La croissance démographique s'est donc faite dans les villages ruraux alentours, devenus de petites villes, préservant ainsi de nombreux paysages d'interfaces ville-campagne sur le territoire.

Cependant, en lien avec la croissance démographique, les sols artificialisés sont en nette progression ainsi que la tache urbaine (l'emprise des surfaces urbanisées a enregistré une hausse de 55 % entre 1984 et 2005 - Aguejda et Hubert-Moy, 2016).

3.2 GEOGRAPHIE

Le territoire de Rennes Métropole est caractérisé par un relief vallonné mais peu marqué, avec des altitudes comprises entre 15 m au sud et 166 m au nord-est du territoire.

Le réseau hydrographique est dense : l'Ille traverse le nord du territoire jusqu'à sa confluence avec la Vilaine à Rennes, celle-ci ayant traversé le territoire d'est en ouest. La Vilaine traverse le territoire d'est en ouest, puis bifurque vers le sud après sa confluence avec la Flume, où elle reçoit les eaux du Meu (marquant la frontière ouest de Rennes Métropole) en rive droite puis de la Seiche en rive gauche. On trouve également de nombreux ruisseaux secondaires.

Assez dense, Rennes Métropole bénéficie néanmoins de plusieurs espaces naturels, parcs et espaces verts (bois de Soevres, parc des Gayeulles, Prairies Saint Martin, ...).

3.3 GEOLOGIE ET HYDROGEOLOGIE

D'un point de vue géologique, Rennes Métropole est essentiellement située sur le domaine varisque de Bretagne centrale (Illustration 8). Ce domaine est surtout constitué de roches sédimentaires anciennes, déformées et peu à pas métamorphisées : il s'agit principalement des schistes du Briovérien peu à pas métamorphiques, provenant de l'érosion de la chaîne cadomienne, mais également des schistes rouges et des grès armoricains, visibles au sud du territoire.

Au nord-ouest, le territoire de Rennes Métropole recoupe deux autres domaines géologiques :

- le domaine cadomien normano-breton, constitué de granodiorites et de schistes briovériens métamorphiques,
- le domaine varisque médio-armoricain oriental, composé de roches sédimentaires paléozoïques (grès, schistes, quartzites).

RENNES MÉTROPOLE Plan d'agglomération

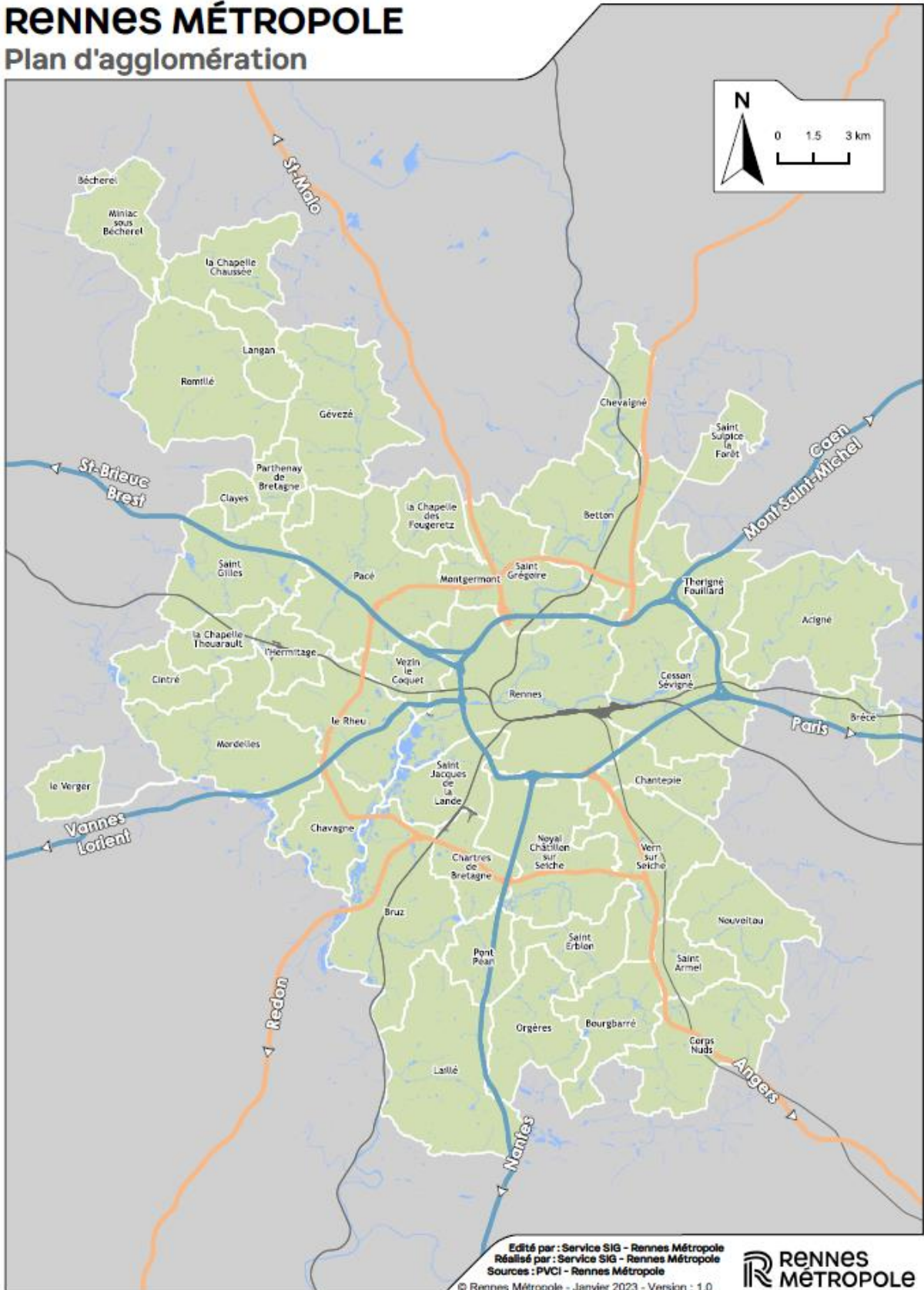


Illustration 7 : Territoire de Rennes Métropole (source : Rennes Métropole)

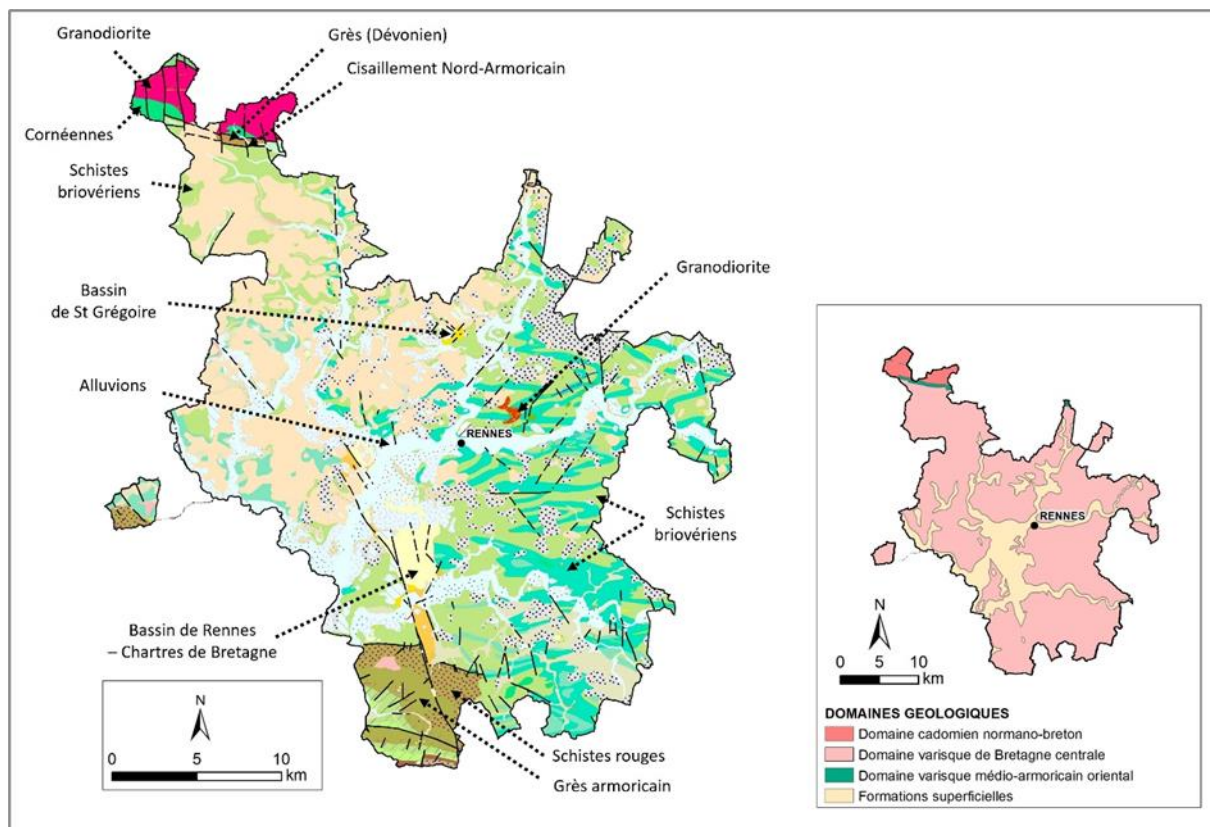


Illustration 8 : Carte géologique harmonisée au 1/50 000 de Rennes Métropole et domaines géologiques (BRGM)

A travers les noms donnés à ces domaines géologiques, on retrouve l'histoire géologique du Massif armoricain qui est la superposition de deux événements orogéniques : ainsi à l'extrême nord du territoire, les roches appartiennent à l'ancienne chaîne de montagne cadomienne, active entre 750 et 520 millions d'années environ. L'essentiel du territoire de Rennes Métropole appartient à une ancienne chaîne de montagne plus récente, dite hercynienne ou varisque, active entre 360 et 300 millions d'années environ. Le Cisaillement Nord-Armoricain, présent au nord du territoire, marque la limite entre les domaines cadomien et varisque.

Des roches plus récentes se trouvent au niveau du bassin tertiaire de Rennes-Chartres de Bretagne au sud du territoire : il s'agit d'un bassin d'effondrement de 25 km², d'orientation N.NW-S.SE. Il repose sur les schistes du Briovérien. Son remplissage sédimentaire est hétérogène et constitué, des roches les plus anciennes aux plus récentes par :

- des argiles sableuses éocènes,
- des calcaires oligocènes, plus ou moins marneux, sur une épaisseur variant entre 5 et 75 m,
- des faluns miocènes, sur une épaisseur variant entre 1 et 65 m,
- une mince couche d'argile et de marnes sableuses,
- une couverture peu épaisse et discontinue de sables pliocènes (sables grossiers et graviers), sur 20 à 50 cm.

Le bassin de Rennes a la particularité de comporter plusieurs aquifères sédimentaires superposés, contrairement au reste du territoire, majoritairement composé de roches de socle, hormis un autre petit bassin tertiaire de faible extension (Saint-Grégoire). Ces bassins tertiaires sont fortement exploités, notamment pour l'alimentation en eau potable, via des puits

et des forages, compte-tenu de leur plus forte perméabilité que les roches de socle. Ces ressources en eau sont cependant limitées compte tenu de l'extension réduite de ces bassins.

Les alluvions sont développées le long de la vallée de la Vilaine, du Meu, de la Flume et de l'Ille. Les alluvions récentes sont constituées de sables, limons et argiles, englobant des éléments arrondis à anguleux de taille allant du bloc aux graviers. Elles ont été exploitées comme ressource en matériaux dans les gravières et sont à l'origine de nombreux étangs le long de la Vilaine au sud de Rennes.

Sur les roches schisteuses, souvent altérées et recouvertes de limons éoliens, on trouve essentiellement des sols de texture limoneuse, moyennement profonds à profonds (entre 60 cm et 1 m d'épaisseur), présentant un lessivage d'argiles (au nord-est du territoire) ou des sols brunifiés (au sud-est du territoire) avec un complexe argilo-humique bien structuré (Illustration 9). Les sols des terrasses alluviales sont plutôt caillouteux, hydromorphes et argilluviés (l'argile s'étant accumulée après migration), avec une profondeur fréquemment supérieure à 1 m (source : IARA, Sols de Bretagne, 2015). Les sols hydromorphes se trouvent également sur les plateaux et les dépressions. Des sols calcaires sont présents au niveau du bassin tertiaire de Rennes-Chartres de Bretagne.

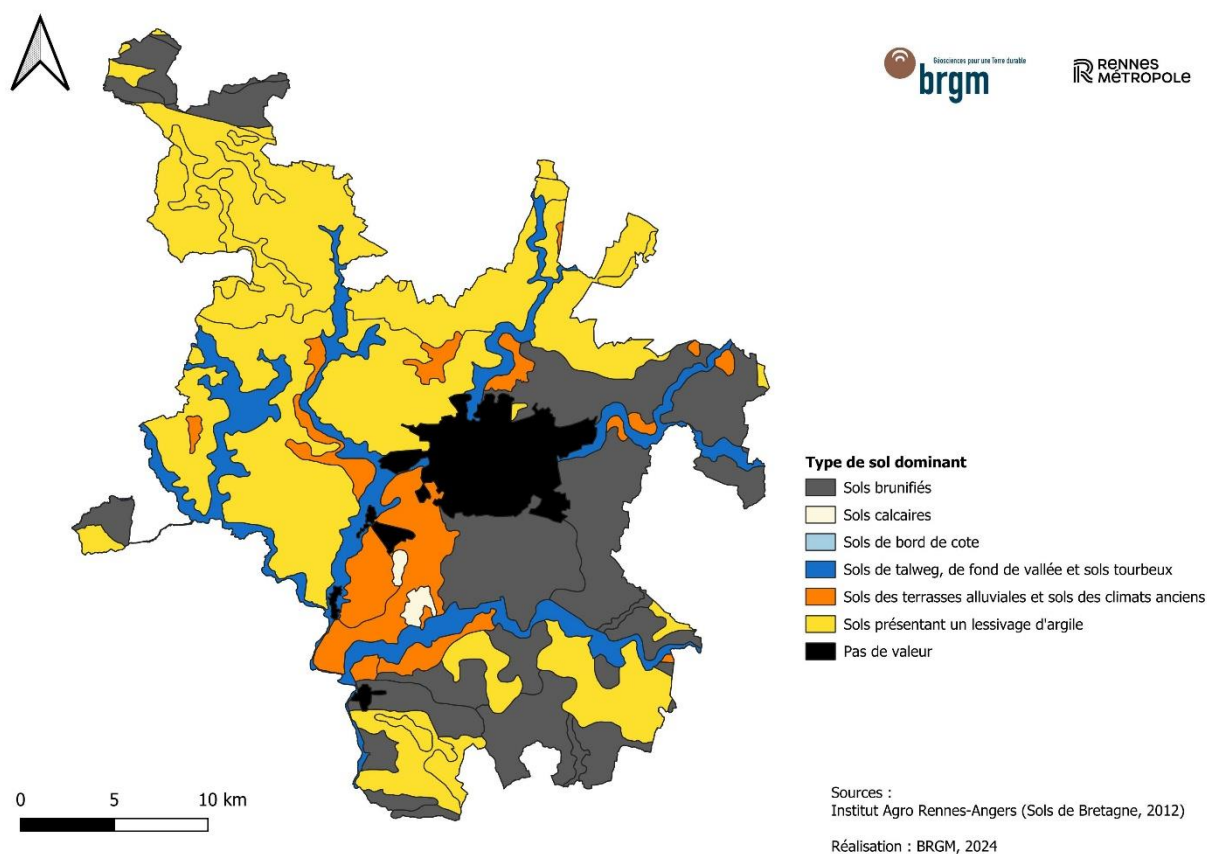


Illustration 9 : Types de sols dominants sur Rennes Métropole (d'après données : Institut Agro Rennes-Angers, Sols de Bretagne, 2015)

3.4 OCCUPATION DU SOL

Près de 70 % du territoire de Rennes Métropole est constitué d'espaces naturels, agricoles et forestiers. L'activité agricole couvre près de 60 % du territoire. L'illustration 10 présente l'occupation du sol de Rennes Métropole à partir du modèle d'occupation des sols fourni par l'OCS GE 2020 de l'IGN.

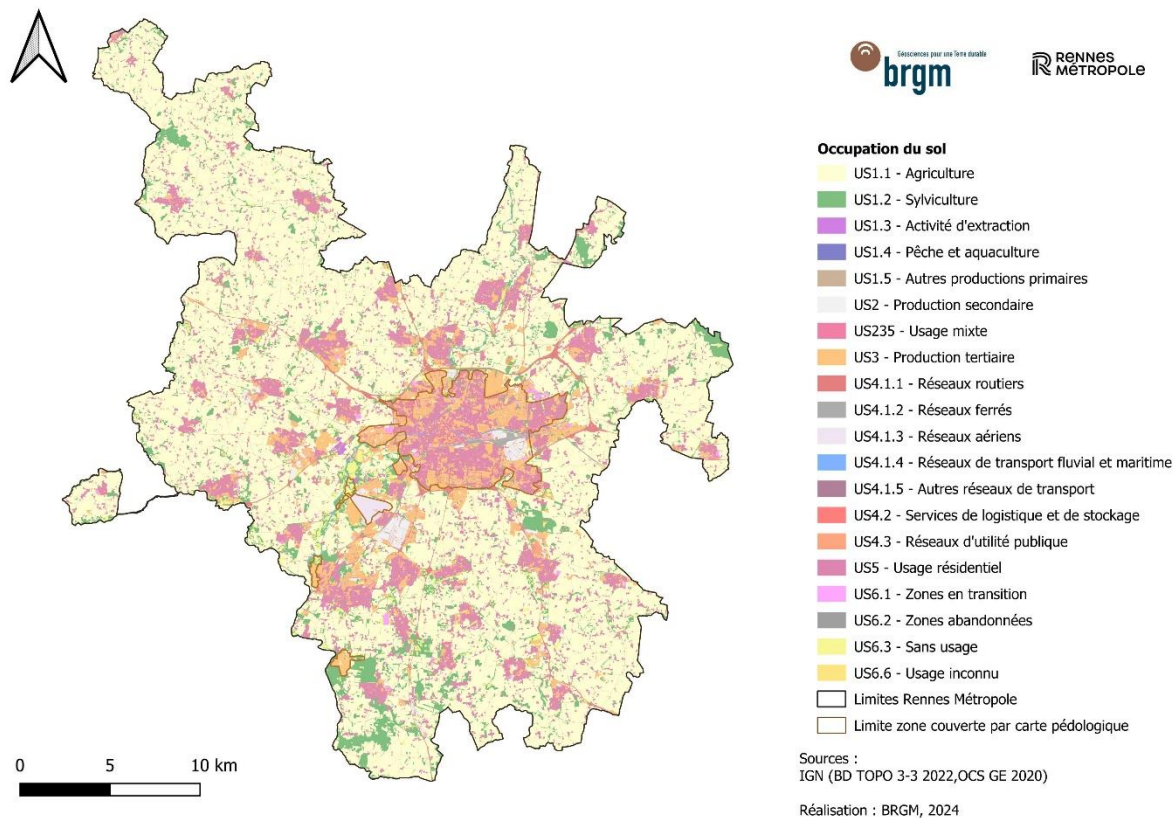


Illustration 10 : Occupation du sol de Rennes Métropole à partir de l'OCS GE 2020 (IGN)

4 Cartographie de la multifonctionnalité des sols

4.1 FONCTIONS ECOLOGIQUES DES SOLS ET INDICATEURS ASSOCIES

Les sols se développent lentement à partir des substrats géologiques, sous l'action du climat (température, précipitations, gel/dégel) et des organismes vivants (microorganismes, végétaux, champignons, etc.) qui contribuent à l'altération des roches et à la formation de différents horizons. La richesse en organismes vivants dans le sol contribue à l'accumulation de matière organique dans les horizons superficiels, grâce à la décomposition des feuilles et autres résidus végétaux ou animaux. Elle contribue aussi au cycle des autres nutriments (dont azote, potassium et phosphore) nécessaires à la croissance des végétaux. La matière organique joue en outre un rôle important dans la structuration des sols.

4.1.1 Régulation du cycle du carbone

La régulation du cycle du carbone intègre le stockage, le recyclage et la transformation de la matière organique (Séré *et al.*, 2024). Une bonne capacité de stockage de carbone permet le développement de la fonction recyclage de la matière organique, qui dépend principalement de l'activité biologique des sols. De ce fait, le stock de carbone peut être retenu comme principal indicateur pour cette fonction. Cette fonction soutient le service de régulation du climat fourni par les sols (Séré *et al.*, 2024). En effet, le stockage de carbone atténue les émissions de dioxyde de carbone (CO₂), gaz à effet de serre qui contribue au réchauffement climatique. De ce fait, **le sol représente un puits de carbone.**

Le stock de carbone estimé correspond à la quantité de carbone organique stocké dans le sol par unité de surface (en tC·ha⁻¹). La capacité de stockage du carbone dans les sols est forte et peut être améliorée par des pratiques adaptées (comme le maintien du couvert végétal), ce qui constitue un enjeu important pour les territoires au regard du changement climatique (Pellerin *et al.*, 2021).

4.1.2 Réservoir de biodiversité

La fonction réservoir de biodiversité reflète la capacité des sols à supporter la biodiversité, en permettant le développement de divers organismes vivants en leur sein. La présence et l'activité de différents groupes biologiques sont utilisés comme indicateurs. Cette fonction soutient plusieurs services écosystémiques, comme la régulation du climat et le support de biomasse (Séré *et al.*, 2024).

Parmi les organismes du sol figurent la **macrofaune** comme les vers de terre, la **mésafaune** comme les collemboles ou les acariens, la **microfaune** comme les nématodes et la **microflore** comme les bactéries et les champignons.

4.1.3 Régulation du cycle de l'eau

Cette fonction intègre la rétention, la circulation et l'infiltration de l'eau (Séré *et al.*, 2024). Elle reflète :

- i) la capacité du sol à retenir l'eau utile aux organismes vivants dans sa porosité, appelée **réservoir utile**, et
- ii) la contribution du sol à **l'infiltration de l'eau**, en particulier de l'eau de pluie (par opposition au ruissellement).

Cette fonction est liée au service de production de biomasse (via la fertilité) et au service de régulation des risques (via la régulation des inondations) (Séré *et al.*, 2024). L'eau est en effet essentielle au développement des plantes qui puisent dans le sol l'eau nécessaire à leur croissance. La capacité de stockage d'eau fait partie des critères de fertilité des sols, et peut être considérée comme indicateur de qualité des sols. La méthode MUSE (Branchu *et al.*, 2021) utilise ainsi le réservoir utile dans l'estimation de la valeur agronomique des sols comme indicateur de leur fertilité (cf. §4.1.4). L'infiltration de l'eau dans les sols permet de réduire la quantité d'eau de pluie qui ruisselle et donc les inondations associées. La sous-fonction infiltration de l'eau a son indicateur propre, mais il présente différentes dénominations et méthodes de calcul (capacité d'infiltration du sol, infiltrabilité du sol, etc.) (Lucassou *et al.*, 2024).

4.1.4 Support de biomasse

Cette fonction reflète la capacité des sols à produire de la biomasse, en tant que support physique. Le sol est un support pour la végétation, mais aussi un habitat pour la biodiversité. Pour les plantes, le sol doit permettre l'ancrage des racines et un développement harmonieux sans contraintes mécaniques ou physiques. Cette fonction soutient le service d'approvisionnement en biomasse (Séré *et al.*, 2024).

Un indicateur retenu dans ce cadre est la **valeur agronomique**, qui correspond à la capacité d'un sol à être utilisé pour l'agriculture. Les propriétés agronomiques du sol diffèrent selon ses caractéristiques. En particulier, la capacité de rétention d'eau, l'aération du sol et la disponibilité des éléments nutritifs sont importants pour le développement des plantes (Branchu *et al.*, 2021).

4.1.5 Régulation du cycle des nutriments

La régulation du cycle des nutriments correspond à la capacité du sol à fournir aux plantes, via leurs racines, et aux autres organismes du sol, les nutriments nécessaires pour leur activité métabolique et leur développement. Elle se décline en trois sous-fonctions : le stockage des nutriments, la rétention de nutriments et le recyclage des nutriments. Cette fonction supporte le service d'approvisionnement en biomasse (Séré *et al.*, 2024).

Cette fonction n'est pas considérée dans la méthode MUSE, du fait de sa trop grande dépendance aux pratiques (Branchu *et al.*, 2021). **Elle ne sera ainsi pas considérée dans la suite de ce cette étude.**

4.2 ESTIMATION DES INDICATEURS LIES AUX FONCTIONS ECOLOGIQUES CONSIDEREES SELON LA METHODE MUSE

Dans la présente étude, le point de départ pour la cartographie des fonctions écologiques et de la multifonctionnalité estimées des sols est la méthode MUSE, développée par Branchu *et al.* (2021). Des adaptations et développements complémentaires ont été effectués pour aller plus loin. Ce chapitre décrit la méthode MUSE, les tests méthodologiques ainsi que la méthode QUASOZAN retenue.

4.2.1 Principe de la méthode MUSE

La méthode MUSE 'initiale' diffère selon que les portions de territoire sont couvertes ou non par le **référentiel pédologique régional (RRP)**. Cette carte pédologique disponible nationalement à l'échelle du **1/250 000 couvre essentiellement le milieu rural**. Sur la couverture pédologique, la méthode de cartographie de la multifonctionnalité s'appuie sur le croisement cartographique de 4 indices de fonctions écologiques des sols : le stockage de carbone, le potentiel agronomique, le stock de biodiversité, et la capacité d'infiltration de l'eau estimés. Les fonctions représentées sont ainsi la régulation du cycle de l'eau, le réservoir de carbone, le réservoir de biodiversité des sols et la source de biomasse. La multifonctionnalité ainsi cartographiée peut être vue comme un indice de qualité écologique estimée des sols.

L'estimation des stocks de carbone et de biodiversité utilise des données statistiques corrélées à l'occupation des sols (Corine Land Cover à 1/100 000). Pour la valeur agronomique et la capacité d'infiltration de l'eau, les données caractérisant les **propriétés des sols sont disponibles par unité typologique de sols (UTS) dans la base de données nationale DoneSol**. Cette dernière comprend les descriptions et résultats d'analyse des échantillons de sol prélevés dans les différentes fosses pédologiques réalisées pour la constitution des référentiels régionaux pédologiques (RRP). L'extraction sur Rennes Métropole a été fournie par l'Institut Agro Rennes-Angers. Le RRP cartographie des **unités cartographiques de sols (UCS) qui regroupent plusieurs UTS** (Illustration 11). Les indices estimés par UTS sont donc synthétisés à l'échelle des UCS pour la représentation cartographique. Les fonctions stockage de carbone et biodiversité sont également synthétisées à l'échelle des UCS. L'Annexe 1 décrit de manière plus détaillée les méthodes d'estimation par fonction.

Sur les **zones non couvertes par la carte pédologique**, le manque de données a conduit à une **approche simplifiée basée sur le lien supposé entre type de végétation, profondeur du sol et multifonctionnalité**. S'agissant essentiellement de sols urbains, MUSE a posé l'hypothèse d'une épaisseur de sols décroissante en présence de strates arborées, arbustives et herbacées respectivement, et d'une multifonctionnalité corrélée, à savoir une multifonctionnalité des sols plus élevée en présence d'une strate arborée, mauvaise en cas de surface artificialisée, et intermédiaire en cas de végétation herbacée (Annexe 1). La couche densité du **couvert arboré du programme européen Copernicus** fournit un niveau de couverture forestière.

L'indice de multifonctionnalité des sols MUSE (Branchu *et al.*, 2021) agrège à l'échelle des UCS les 4 indices estimés de fonctions écologiques des sols. La somme des classes de chaque fonction permet de classer les UCS dans une classe de multifonctionnalité. L'Illustration 12 récapitule les sources de données et les paramètres utilisés par indice estimé pour les 4 fonctions écologiques considérées. L'Illustration 13 présente les systèmes de notation des classes par fonction et pour la multifonctionnalité des sols.

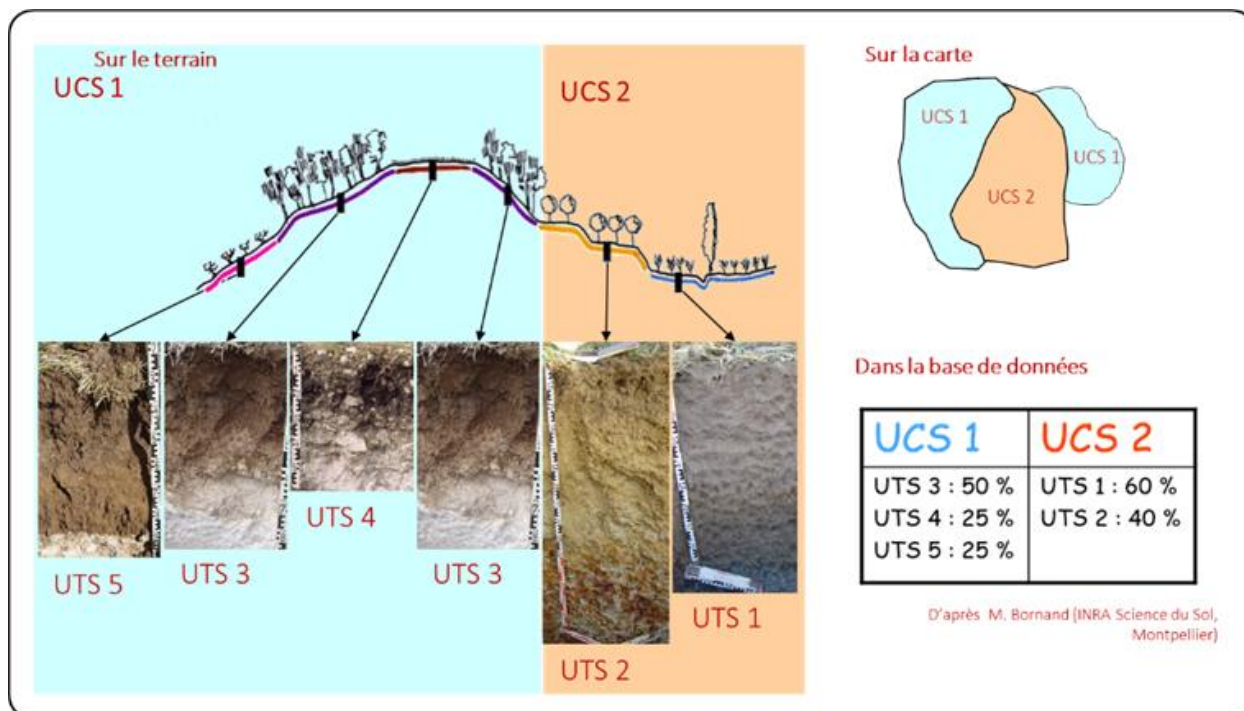


Illustration 11 : Notions d'unités cartographiques de sols (UCS) et d'unités typologiques de sols (UTS) associées au référentiel régional pédologique (RRP) et à la base de données Donesol

Calcul de la multifonctionnalité des sols en milieu rural			
	Indicateurs	Paramètres	Sources de données
Source de biomasse	Potentiel agronomique RRP BD DoneSol	Réservoir utile <ul style="list-style-type: none"> classe texturale profondeur d'apparition de l'horizon épaisseur de l'horizon pourcentage d'éléments grossiers proportion d'argiles, de limons et de sables de l'horizon nom de l'horizon 	Base de données Donesol, issue des Référentiels Régionaux Pédologiques, structurant et regroupant les données ponctuelles et surfaciques des études pédologiques (Cis Sol)
		Texture de surface	
		pH <ul style="list-style-type: none"> pH de surface pH moyen sur l'ensemble du profil 	
		Profondeur du sol	
		Charge en éléments grossiers	
Réservoir de carbone	Stock potentiel de carbone OCS x Stat C (Aldo)	Stock de carbone organique dans les sols et la litière	Base de données ALDO : Quantité de carbone stockée pour une occupation donnée selon la localisation géographique de l'EPCI concerné (Ademe)
Réservoir de biodiversité	Indice de biodiversité OCS x Stat biodiv	Abondance de vers de terre	Valeurs statistiques nationales en fonction du type d'occupation du sol, extraites de la base de données EcobioSoil (Observatoire National de la Biodiversité)
		Diversité spécifique des vers de terre	

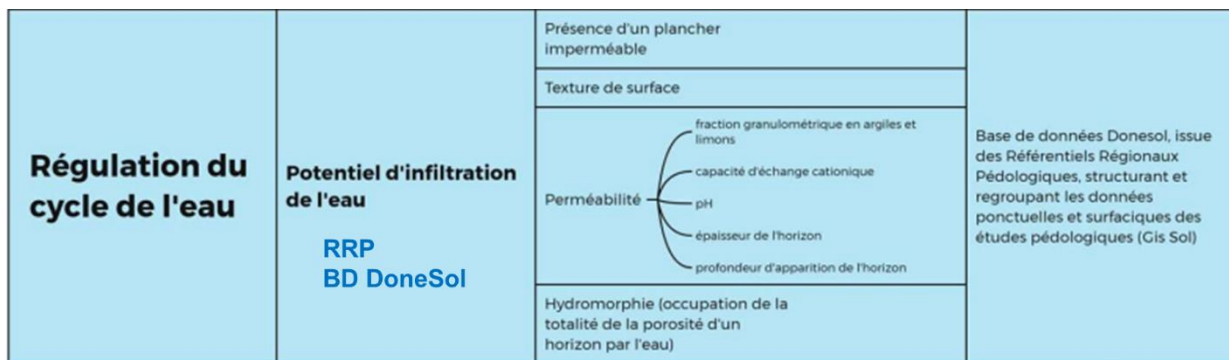


Illustration 12 : Indicateurs par fonction écologique cartographiée par la méthode MUSE, paramètres et sources de données associées (Branchu et al., 2021) (OCS : occupation des sols Corine Land Cover)

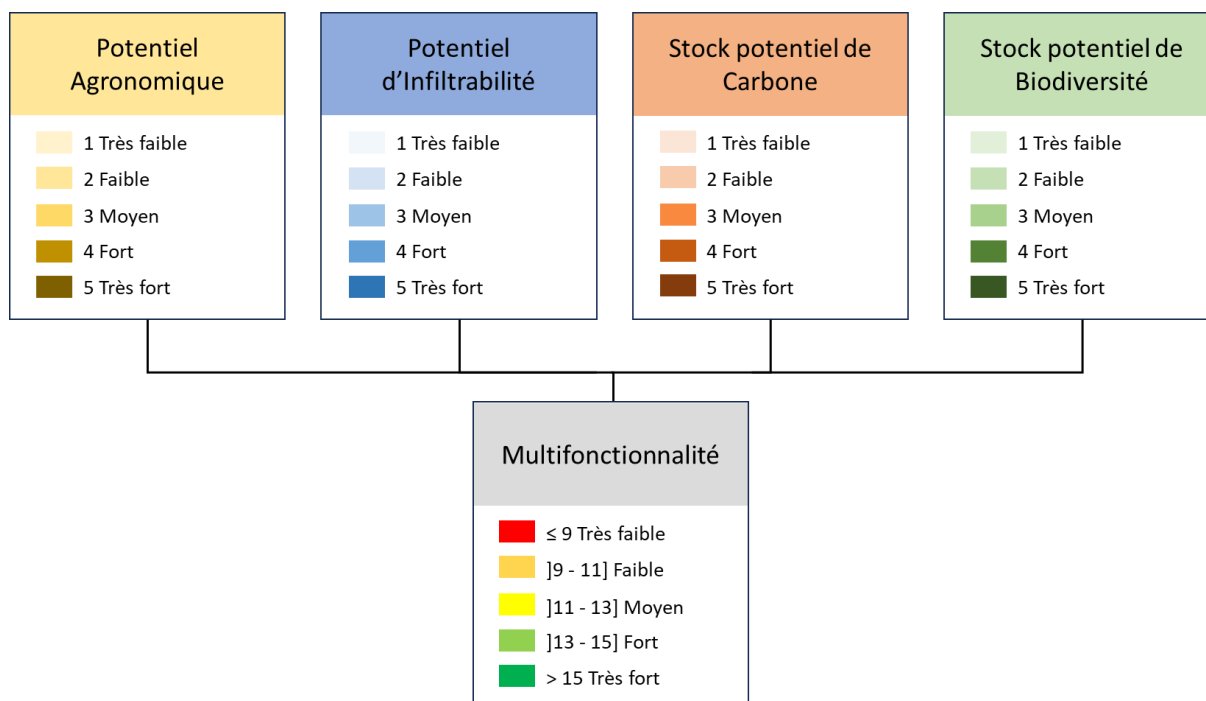


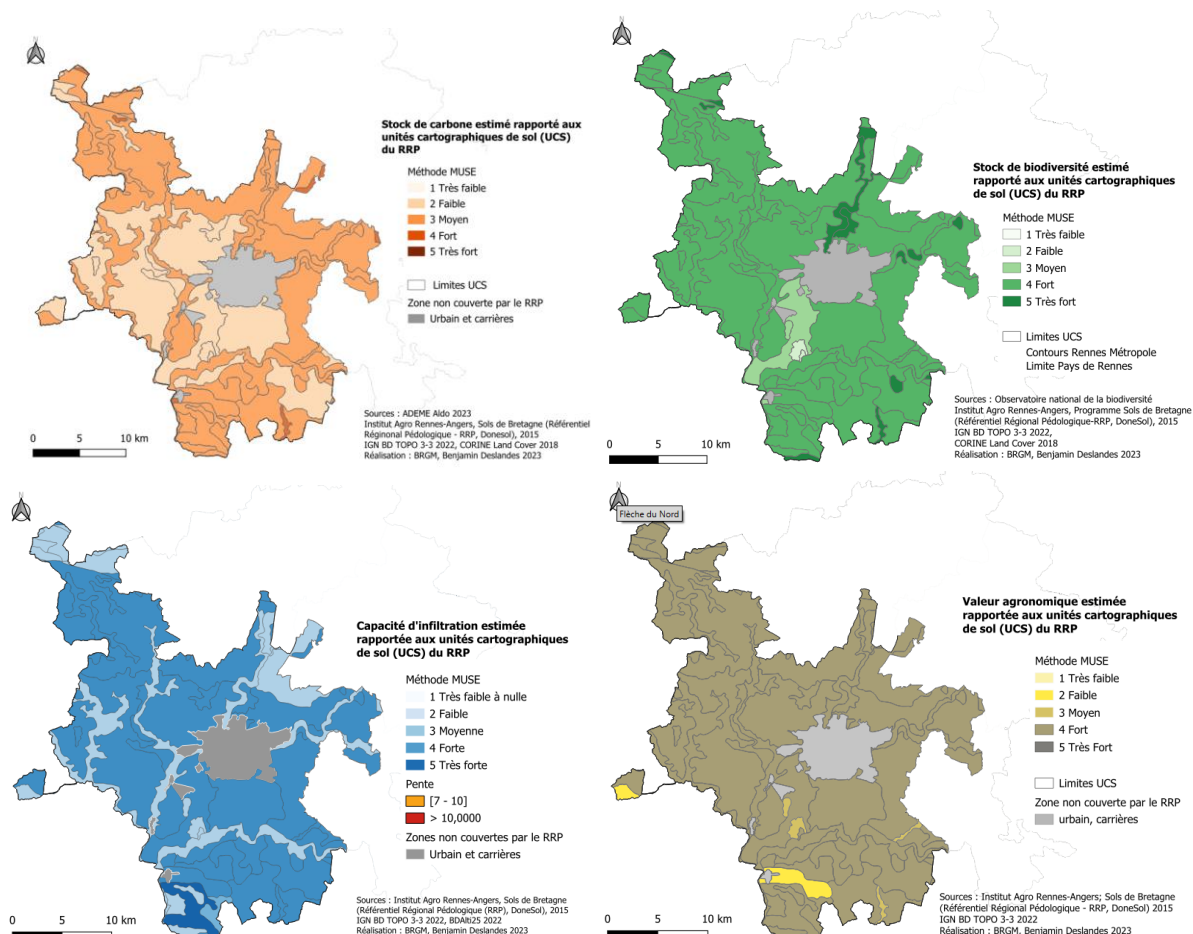
Illustration 13 : Synthèse des systèmes de notation des classes par fonction et pour la multifonctionnalité des sols dans la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021)

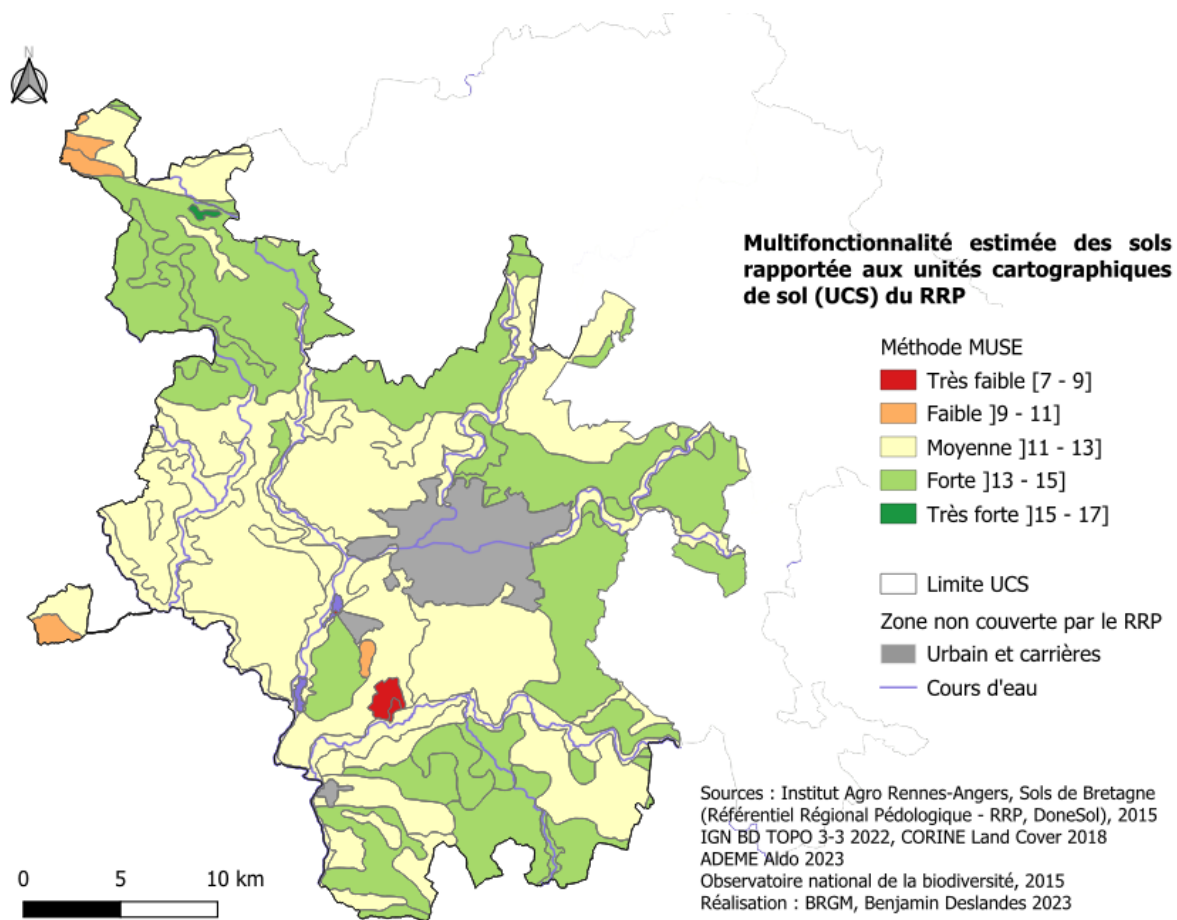
4.2.2 Résultats cartographiques

Les cartes de fonction et de multifonctionnalité des sols obtenues avec la méthode MUSE (Branchu et al., 2021, cf. 4.2.1 p.41) sur les zones non couvertes par la carte pédologique (Illustration 14) offrent une vision synthétique du territoire. L'avantage de cette cartographie réside dans la facilité de compréhension par des non-experts du sujet. La différenciation des différentes fonctions permet de mettre en évidence les spécificités propres aux sols. Cette approche peut être par la suite associée aux différents plans locaux d'urbanisme pour orienter les choix de zones à urbaniser ou au contraire à sauvegarder.

Le référentiel régional pédologique (RRP) manque cependant de précision par rapport à une échelle de planification territoriale. Son échelle de lecture au 1/250 000 a pour conséquence de « diluer » la donnée. Les Unités Cartographiques de Sol sont les seules données spatialisées. L'Unité typologique de sol est plus précise, mais elle n'a été cartographiée que sur une très faible portion du territoire (sud Rennes).

La carte obtenue sur la zone non couverte par la carte pédologique (Illustration 15) est peu comparable à celle de la carte pédologique, rendant difficile leur exploitation conjointe.





Fonction	Poids	Echelle
Potentiel agronomique	1	1/250 000
Infiltrabilité	1	1/250 000
Stock carbone	1	1/250 000
Stock biodiversité	1	1/250 000

Illustration 14 : Cartes obtenues sur Rennes Métropole basées sur la méthode MUSE sur les zones couvertes par le référentiel régional pédologique (RRP) pour les indices de fonction écologique et la multifonctionnalité des sols

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

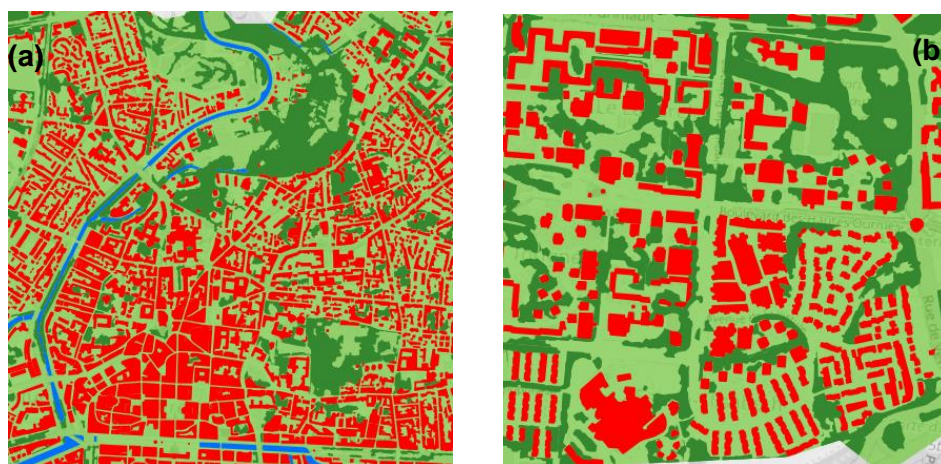
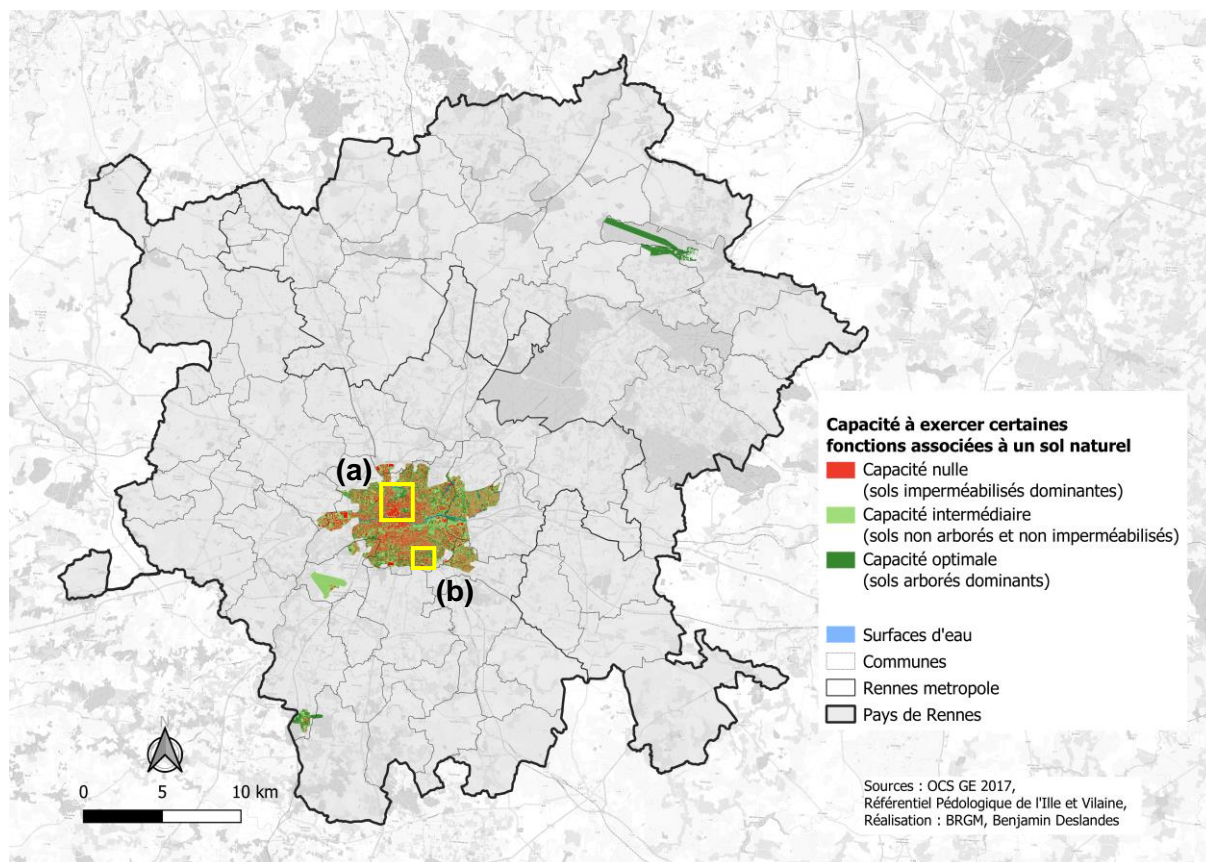


Illustration 15 : Carte obtenue par la méthode MUSE sur les zones non couvertes par la carte pédologique du Pays de Rennes (milieu urbain principalement) et zooms associés

4.3 TESTS METHOLOGIQUES : ADAPTATIONS DE LA METHODE MUSE

L'adaptation stricte de la méthode MUSE est peu satisfaisante du fait :

- d'une information trop agrégée et
- d'une trop grande différence d'approche entre les zones couvertes et non couvertes par la carte pédologique.

Des tests méthodologiques ont donc été réalisés afin d'harmoniser les approches et de gagner en précision. Les adaptations successives sont le fruit d'une co-construction, où les développements proposés par le BRGM ont été discutés en groupe de travail technique incluant Rennes Métropole, l'AUDIAR, le SCOT du Pays de Rennes. Certaines adaptations sont communes aux territoires Pays de Rennes et Rennes Métropole, d'autres adaptations sont spécifiques à Rennes Métropole.

Le présent chapitre décrit les principes généraux des tests et les données utilisées, ainsi que la méthodologie QUASOZAN retenue. Les tests intermédiaires sont décrits en Annexe 2.

4.3.1 Principes généraux des tests et données utilisées

La multifonctionnalité et le proxy cartographiés par la méthode MUSE peuvent être vus comme un indice de qualité écologique potentielle des sols. L'inconvénient principal soulevé pour cette méthode est le manque de précision de l'information par rapport aux besoins pour la planification territoriale.

Afin de gagner en précision sur la représentation, les tests méthodologiques ont porté sur :

- La précision de la carte pédologique ;
- La précision du référentiel d'occupation des sols ;
- L'estimation de la multifonctionnalité sur les zones non couvertes par la carte pédologique ;
- L'harmonisation de l'estimation des fonctions et de la multifonctionnalité entre les zones couvertes ou non par la carte pédologique ;
- Des ajustements dans le calcul des fonctions et de la multifonctionnalité, mais aussi dans la représentation de la multifonctionnalité ;
- Le référentiel support pour la visualisation des indices de fonction et de multifonctionnalité ;
- Les modalités de calcul et de représentation de l'hétérogénéité au sein des entités du référentiel support ;

Le Tableau 2 récapitule les tests méthodologiques réalisés et le Tableau 3 détaille les données utilisées.

Type de test méthodologique	Données utilisées pour les tests et échelles spatiales associées
Hors carte pédologique (milieu urbain)	CLC HR 1/10 000 (territoire) Différents référentiels d'occupation des sols (MOS, OCS GE RM 2017, OCS GE 2020) Infiltrabilité Phoebus 1/5 000 (territoire)
Précision carte pédologique	UCS 1/250 000 (territoire) UTS 1/25 000 (Rennes Sud)

	Mailles 50 m (territoire)
Précision référentiel occupation des sols	CLC 1/100 000 (territoire) MOS 1/10 000 (territoire) OCS GE RM 2017 1/5 000 (territoire) OCS GE 2020 1/5 000 (territoire)
Ajustement fonctions/multifonctionnalité	Zones humides Impact Artificialisation/Imperméabilisation sur fonctions Représentation de la multifonctionnalité (classes Jenks, manuelles, pas de classes)
Harmonisation urbain-rural	Hypothèses d'extrapolation de la valeur agronomique sur zone non couverte par la carte pédologique.
Entités cartographiques support pour la représentation	UCS 1/250 000 (territoire) MOS 1/10 000 (territoire) OCS GE RM 2017 OCS GE 2020 OCS GE 2020 x RPG OCS GE 2020 x RPG x Phoebus OCS GE 2020 x RPG x Phoebus x zones humides

Tableau 2 : Synthèse des tests méthodologiques réalisés

Thème	Donnée	Source	Année	Format	Echelle	Disponibilité
Pédologie	Référentiel régional pédologique (RRP)	IARA – Sols de Bretagne	2015	Vecteur	1/250 000	X
	DoneSol (données par unités typologiques de sol)	IARA - Sols de Bretagne	2015	Base de données		X
	Rennes Sud (unités typologiques de sol)	IARA - sols de Bretagne	2015	Vecteur	1/25 000	O
	UTS du RRP	IARA – B. Lemercier	2024	Raster	Mailles 50 m	O
Infiltrabilité	Projet PHOEBUS	BRGM	2019	Vecteur	1/50 000	O
Géologie	Géologie harmonisée	BRGM		Vecteur	1/50 000	X
	Banque de données du sous-sol (BSS)			Points	1/25 000 à 1/5 000	X
Occupation des sols	Corine Land Cover	Copernicus	2018	Vecteur	1/100 000	X
	Corine Land Cover Haute Résolution	Copernicus	2018	Raster	1/10 000	X
	OCS GE 2017 RM *	IGN-AUDIAR	2017	Vecteur	1/5 000	O
	OCS GE 2017	IGN	2017	Vecteur	1/5 000	X
	OCS GE 2020	IGN	2020	Vecteur	1/5 000	X
	Mode d'occupation des sols (MOS)	Région Bretagne	2011/2021	Vecteur	1/5 000	O
	RPGA	IGN	2014/2020	Vecteur	1/5 000	X
	BD TOPO	IGN	2022	Vecteur	1/50 000 à 1/2 000	X
Autres	Tâche urbaine	AUDIAR	2020	Vecteur	1/5 000	O

Carbone	Aldo (statistiques stock carbone)	ADEME	2023	Table	EPCI	X
Biodiversité	Statistiques vers de terre	ONB	2015	Table	Nationale	X

*remaniée sur Rennes Métropole par l'AUDIAR (Agence d'Urbanisme et de Développement Intercommunal de l'Agglomération Rennaise)

Tableau 3 : Sources de données utilisées dans les tests méthodologiques et échelle de résolution associée ('X' : disponibilité nationale, 'O' : disponibilité locale) ; RPGA : Référentiel Parcellaire Graphique Agricole ; OCS GE : occupation des sols à grande échelle

4.3.2 Méthodologie QUASOZAN retenue

La méthodologie résultant des différents tests méthodologiques est détaillée ci-après.

a) Données utilisées

Le Tableau 4 récapitule les données utilisées pour produire la carte de multifonctionnalité estimée des sols de Rennes Métropole selon la méthodologie QUASOZAN. Elle intègre la carte pédologique des UTS élaborée par IARA par descente d'échelle depuis les UCS du RRP.

Thème	Source		Année	Format	Echelle	Disponibilité
Pédologie	RRP – descente d'échelle UTS	IARA – B. Lemercier	2024	Raster	Mailles 50 m	X
	DoneSol (données par UTS)	IARA – Sols de Bretagne	2015	Base de données		O
Infiltrabilité	Projet PHOEBUS	BRGM	2019	Vecteur	1/50 000	O
Occupation des sols	OCS GE 2020	IGN	2020	Vecteur	1/5 000	X
	RPGA	IGN	2020	Vecteur	1/5 000	X
	BD TOPO	IGN	2022	Vecteur	1/50 000 à 1/2 000	X
Carbone	Aldo (statistiques stock carbone)	ADEME	2023	Table	EPCI	X
Biodiversité	Statistiques vers de terre)	ONB	2015	Table	Nationale	X

Tableau 4 : Données utilisées pour la cartographie des fonctions et de la multifonctionnalité des sols (X disponibilité nationale, O disponibilité locale) RRP : Référentiel régional pédologique ; UTS : unité typologique de sols ; RPGA : référentiel parcellaire graphique agricole ; OCS GE : occupation des sols à grande échelle

b) Création d'une couche de base pour la représentation cartographique

Les fonctions ont été évaluées sur une couche de base d'occupation de sols obtenue par croisement entre l'occupation des sols à grande échelle (OCS GE 2020), le référentiel parcellaire graphique (RPG 2020) de l'IGN et la couche d'infiltrabilité des sols obtenue par la méthode Phoebus. Les étapes de traitement associées, incluant la gestion des micropolygones sont détaillées en Annexe 3.

c) *Stock de carbone estimé dans les sols*

Comme dans la méthode MUSE (Branchu et al., 2021), le stock de carbone utilisé est issu de l'outil ALDO développé par l'ADEME (outil en ligne permettant d'évaluer les stocks et les flux de carbone des sols et des forêts : <https://aldo-carbone.ademe.fr/>). Ces données sont ensuite rattachées à la couche d'occupation des sols (Tableau 5) en utilisant les classes de stock de carbone estimé (Tableau 27) utilisées dans la méthode MUSE (Branchu et al., 2021).

Les zones humides pouvant se trouver sur différents types d'occupation des sols (prairie ou cultures par exemple), une incohérence de notation est ressortie. Elles n'ont ainsi pas pu être considérées dans le système de notation de l'indice carbone, où les notes s'étalent donc de 1 à 4 (Tableau 5). En effet, seules les zones humides ont une note de 5 dans le système de notation MUSE (Tableau 27).

OCS GE couverture	CODE_OCS_GE / RPG	Milieu ALDO	Stock-sol-litière (t/ha)	Indice carbone sol-litière	Indice biodiv sol
Zones bâties	CS_1111	Sols artificiels imperméabilisés	30	1	1
Zones non bâties	CS_1112	Sols artificiels imperméabilisés	30	1	1
Zones à matériaux minéraux - pierre-terre	CS_1121	Sols artificiels imperméabilisés	30	1	1
Zones à autres matériaux composites	CS_1122	Sols artificiels imperméabilisés	30	1	1
Sols nus	CS_121	Sols artificiels imperméabilisés	30	1	1
Surfaces d'eau	CS_122	Eau	0	0	0
Peuplements de feuillus	CS_2111	Forêts	74	4	3
Peuplements de conifères	CS_2112	Forêts	74	4	3
Peuplements mixtes	CS_2113	Forêts	74	4	3
Formations arbustives et sous arbrisseaux	CS_212 (<1%)	Sols artificiels arborés et buissonnants, Prairies zone arborées	64	3	3
Formations herbacées (pelouses et prairies, terres arables , roselières...), hors prairies permanentes RPG	CS_221	Cultures	51	2	4
Prairies permanentes RPG	RPG 18	Prairies zones herbacées	74	4	5
Autres formations ligneuses (vignes...)	CS_213	Vignes, vergers	46/39	2	3

Tableau 5 : Tableau de correspondance des notes retenues pour la cartographie de Rennes Métropole et du Pays de Rennes pour les indicateurs de stock de carbone estimé et de réservoir de biodiversité estimé, établis à partir des données statistiques nationales pour application à la couche d'occupation des sols utilisée comme support de cartographie (OCS GE 2020 x RPG 2020). Zones

humides non considérées car pouvant correspondre à différents types d'occupation des sols (ex. prairies ou cultures)

d) Stock de biodiversité des sols estimé

Les mêmes indices que dans la méthode MUSE (Branchu *et al.*, 2021) ont été utilisés : l'abondance en vers de terre et la diversité spécifique des vers de terre. Les statistiques nationales de l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) rapportées à l'occupation des sols sont prises en compte (Tableau 28 et Tableau 5). Il est supposé que les sols artificiels imperméabilisés présentent un très faible stock de biodiversité (Tableau 5). Le système de notation ainsi établi comprend les notes 1, 3, 4 et 5, mais pas la note 2.

e) Capacité d'infiltration des sols estimée

La carte obtenue par la méthode Phoebus (Pinson *et al.*, 2019) a été réexploitée pour faire ressortir 5 classes de capacité d'infiltration. Pour mémoire, cette carte est obtenue à partir d'une analyse spatiale multicritère intégrant :

- L'épaisseur de la zone non saturée
- La perméabilité relative des sols (zone couverte par le RRP)
- La présente potentielle d'argile
- L'indice de développement et de persistance des réseaux d'eau superficielle (IDPR)
- L'hydromorphie des sols (issue du RRP)
- Les pentes
- Les zones endoréiques

En cas d'imperméabilisation ou de réduction de la perméabilité par l'artificialisation, la note de capacité d'infiltration de l'eau a été réduite à 1, considérant une forte dégradation de cette fonction par l'artificialisation. Pour les surfaces minérales ou composites, supposées compactées, la note a été diminuée d'un point (note-1).

f) Valeur agronomique des sols estimée

La méthode employée se concentre comme la méthodologie MUSE (Branchu *et al.*, 2021) sur les cinq critères suivants (décrits plus haut, cf. 4.2.1 Méthode MUSE) notés de 1 à 5 :

- le réservoir utile (RU),
- la texture de l'horizon de surface,
- le pH de surface et moyenné sur toutes les strates,
- la profondeur totale du sol,
- la proportion d'éléments grossiers (EG).

L'addition des notes de chaque critère, avec un poids équivalent, permet de rattacher le sol à une des 5 classes de valeur agronomique estimée. Les données utilisées sont la carte des unités typologiques de sol (UTS) transmises par IARA à partir d'une descente d'échelle du RRP, ainsi que les données caractérisant les UTS issues de la base de données Donesol, transmises également par IARA.

Les résultats obtenus ont été combinés aux entités d'occupation des sols servant de support à la cartographie (OCS GE 2020 x RPG 2020 x Phoebus), à l'aide d'une moyenne pondérée

des notes des différents UTS recoupant l'entité cartographique. La pondération correspond au ratio de surface de l'UTS dans l'entité. Pour prendre en compte la présence de plusieurs des notes au sein des entités cartographiques, un indice d'hétérogénéité est associé. Calculé à partir de l'indice de Simpson (**détaillé en §h**), il prend en compte le nombre et la proportion de chaque note au sein de chaque entité.

En cas d'imperméabilisation, la note de valeur agronomique estimée a été réduite à 1, considérant une forte dégradation de cette fonction par l'artificialisation.

La carte pédologique ne couvrant pas le cœur urbain de Rennes, ni certaines carrières ou plans d'eau, et constatant une forte valeur agronomique estimée (note 4 ou 5) en périphérie du cœur urbain, une note de 3 a été attribuée aux espaces verts urbains, dans la mesure où une dégradation des sols est malgré tout fréquente (environ 50 % : **réf à retrouver**). Les surfaces imperméabilisées sont notées 1 comme sur le reste du territoire.

g) Multifonctionnalité des sols

L'indice de multifonctionnalité estimée des sols combine, comme dans la méthode MUSE (Branchu et al., 2021), les indices des quatre fonctions écologiques des sols estimés (Tableau 6) Tableau 6 : Synthèse de la méthode de cartographie des indices de fonctions écologiques estimés et de la multifonctionnalité estimée des sols sur le Pays de Rennes : valeur agronomique estimée, capacité d'infiltration estimée de l'eau, stock de carbone estimé et stock de biodiversité estimé. Pour mémoire, les fonctions représentées sont la régulation du cycle de l'eau, la régulation du cycle du carbone, le réservoir de biodiversité des sols et le support de biomasse. La note obtenue correspond à la somme des notes de classe par fonction. Elle est utilisée pour cartographier la multifonctionnalité estimée, qui peut être vue comme un indice de qualité écologique estimée des sols. L'hétérogénéité associée à la valeur agronomique estimées est reportée également.

Indices estimés	Zone couverte par la carte pédologique	Hors carte pédologique
Référentiel d'intégration	OCS GE 2020 x RPG 2020 X Phoebus	
Stock de carbone	Approche indirecte : Méthode MUSE adaptée Croisement modèle d'occupation des sols (OCS GE 2020 à 1/10 000 x RPG 2020 de l'IGN) avec statistiques Aldo	
Stock de biodiversité	Approche indirecte : Méthode MUSE adaptée Croisement modèle d'occupation des sols (OCS GE 2020 à 1/10 000 x RPG 2020) avec statistiques nationales abondance et diversité vers de terre de l'ONB	
Capacité d'infiltration	Approche globale : Méthode Phoebus adaptée Hiérarchisation à partir d'une analyse multicritère (argiles, IDPR, pentes, perméabilité relative, etc) à 1/50 000 (Pinson et al., 2019) Correction selon l'artificialisation sur la base de l'OCS GE 2020 (1/10 000) : note la plus basse (1) pour les surfaces imperméabilisées, note X-1 pour les surfaces minérales ou composites	
Valeur agronomique	Approche directe : méthode MUSE adaptée	Extrapolation depuis zone couverte par la carte pédologique : valeurs estimées

	Calculs sur UTS (mailles 50 m issues RRP) à partir des données ponctuelles DoneSol Moyenne pondérée sur référentiel d'intégration et calcul de l'indice d'hétérogénéité Correction selon l'artificialisation sur la base de l'OCS GE 2020 (1/10 000) : note la plus basse (1) pour les surfaces imperméabilisées,	majoritairement bonnes à très bonnes (notes 4 ou 5) Arborées/arbustives : 4 Herbacées : 3 Imperméabilisées : 1 (base couv, OCS GE 2020)
Multifonctionnalité	<u>Somme des notes par indice</u> Indice d'hétérogénéité de la valeur agronomique	

Tableau 6 : Synthèse de la méthode de cartographie des indices de fonctions écologiques estimés et de la multifonctionnalité estimée des sols sur le Pays de Rennes

h) Hétérogénéité

La méthode retenue pour évaluer l'hétérogénéité des informations traduites à l'échelle de polygones s'appuie sur l'indice de diversité de Simpson (1949). Il cible plus particulièrement les données raster. Il concerne ainsi plus particulièrement la valeur agronomique qui a été calculée sur le raster des unités typologiques de sol (UTS).

Un histogramme zonal a été établi par polygone du référentiel d'interprétation à partir des pixels du raster l'intersectant. Il indique le nombre de pixels par note de valeur agronomique. Les fréquences relatives de chaque classe (pip_ipi) ont été calculées en divisant le nombre de pixels de chaque classe ("H_PI_i") par le nombre total de pixels ("Sum_PI") dans le polygone. L'indice de Simpson (D) a été calculé selon la formule suivante :

$$D = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Où n_i est le nombre de pixels de la classe i ,
et N est le nombre total de pixels intégrés partiellement ou totalement dans le polygone.

Cet indice varie entre 0 et 1, où une valeur proche de 1 indique une grande hétérogénéité des valeurs du raster (forte diversité), et une valeur proche de 0 indique une faible hétérogénéité (forte homogénéité). Cette méthode est adaptée pour mesurer la diversité spatiale des données raster et est couramment utilisée en écologie pour évaluer la diversité des espèces.

4.3.3 Bilan des développements méthodologiques

Le Tableau 7 compare les modalités d'application des méthodes MUSE et QUASOZAN.

Les principales évolutions de la méthode QUASOZAN par rapport à la méthode MUSE concernent :

- la précision des couches de base utilisées (occupation des sols, carte pédologique) et du référentiel d'interprétation ;
- la méthode d'estimation de la capacité d'infiltration des sols ;
- l'harmonisation entre urbain et rural ;

- la prise en compte de la dégradation des différentes fonctions par l'artificialisation ;
- la proposition d'une estimation de l'hétérogénéité.

Indices estimés	Zone couverte par la carte pédologique	Hors carte pédologique	Zone couverte par la carte pédologique	Hors carte pédologique
	MUSE		QUASOZAN	
Référentiel d'intégration	UCS du RRP (1/250 000)		OCS GE 2020 (1/10 000) x RPG 2020 (1/5 000) X Phoebus (1/50 000)	
Stock de carbone	Approche indirecte Croisement modèle d'occupation des sols (CLC 1/100 000) avec statistiques Aldo	Non évalué	Approche indirecte : Méthode MUSE adaptée Croisement modèle d'occupation des sols (OCS GE 2020 à 1/10 000 x RPG 2020 de l'IGN) avec statistiques Aldo	
Stock de biodiversité	Approche indirecte Croisement modèle d'occupation des sols (CLC 1/100 000) avec nationales abondance et diversité vers de terre de l'ONB	Non évalué	Approche indirecte : Méthode MUSE adaptée Croisement modèle d'occupation des sols (OCS GE 2020 à 1/10 000 x RPG 2020) avec statistiques nationales abondance et diversité vers de terre de l'ONB	
Capacité d'infiltration	Approche directe a) Calculs des notes sur UTS à partir paramètres issus ou déduits des données ponctuelles DoneSol (réservoir utile, texture de surface, pH, profondeur du sol, charge en éléments grossiers), et b) Rattachement à l'une des 5 classes selon la note. c) Identification de la classe dominante à l'échelle des UCS à partir des UTS rattachées aux UCS	Non évalué	Approche globale : Méthode Phoebus adaptée Hiérarchisation à partir d'une analyse multicritère (argiles, IDPR, pentes, perméabilité relative, ect) à 1/50 000 (Pinson et al., 2019) Correction selon l'artificialisation sur la base de l'OCS GE 2020 (1/10 000) : note la plus basse (1) pour les surfaces imperméabilisées, note X-1 pour les surfaces minérales ou composites	
Valeur agronomique	Approche directe Calculs des notes sur UTS à partir des données ponctuelles DoneSol, et rattachement à l'une des 5 classes selon la note. Puis identification de la classe dominante à l'échelle des UCS à partir des UTS rattachées aux UCS	Non évalué	Approche directe : méthode MUSE adaptée Calculs sur UTS (mailles 50 m issues RRP) à partir des données ponctuelles DoneSol Moyenne pondérée sur référentiel d'intégration et calcul de l'indice d'hétérogénéité Correction selon l'artificialisation sur la base de l'OCS GE 2020 (1/10 000) : note la plus basse (1) pour les surfaces imperméabilisées,	Extrapolation depuis zone couverte par la carte pédologique : valeurs estimées majoritairement bonnes à très bonnes (notes 4 ou 5) Arborées/arbustives : 4 Herbacées : 3 Imperméabilisées : 1 (base couv, OCS GE 2020)
Multifonctionnalité	Croisement Somme des notes par indice de fonction et regroupement par classes de multifonctionnalité	Proxi MUSE Indicateur approximatif basé sur surfaces imperméabilisées, arborées, autres	Croisement Somme des notes par indice de fonction et indice d'hétérogénéité associé (issu de la valeur agronomique)	

Tableau 7 : Comparaison des méthodes initiales (MUSE) et finales (QUASOZAN) de cartographie des fonctions et de la multifonctionnalité des sols suite aux tests méthodologiques réalisés

4.4 RESULTATS CARTOGRAPHIQUES OBTENUS AVEC LA METHODE QUASOZAN

4.4.1 Stock de carbone dans les sols estimé

Les notes de stock de carbone estimé des sols s'étendent de 1 à 4 (cf. § 4.3.2 c)). Les résultats cartographiques sont directement liés aux données utilisées pour réaliser les calculs (statistiques Aldo à l'échelle de l'EPCI corrélées à l'occupation du sol) (Illustration 16). Les notes les plus élevées (4), traduisant un stock de carbone élevé, représentent 20 % du territoire (Tableau 8) et correspondent aux prairies et aux zones boisées : la carte fait particulièrement ressortir les massifs forestiers (forêt de Rennes au nord-est du territoire) et les bois de superficie plus réduite (bois de Soevres à Vern-sur-Seiche, bois de Saint-Jean à Laillé, ...).

Une note de 2 a été attribuée à l'essentiel du territoire (63 %), ce qui correspond à un stock de carbone faible. Il s'agit essentiellement des parcelles agricoles cultivées et des vergers, que l'on retrouve sur l'ensemble de Rennes Métropole, hormis dans les zones urbaines.

Le stock de carbone est très faible sur 15 % du territoire (note = 1) : il s'agit essentiellement des sols artificiels imperméabilisés, ce qui met en évidence les zones urbaines sur la carte en gris très clair (Illustration 16).

Seul 0,3 % du territoire obtient une note de 3, correspondant à un stock de carbone moyen : il s'agit des sols artificiels enherbés.

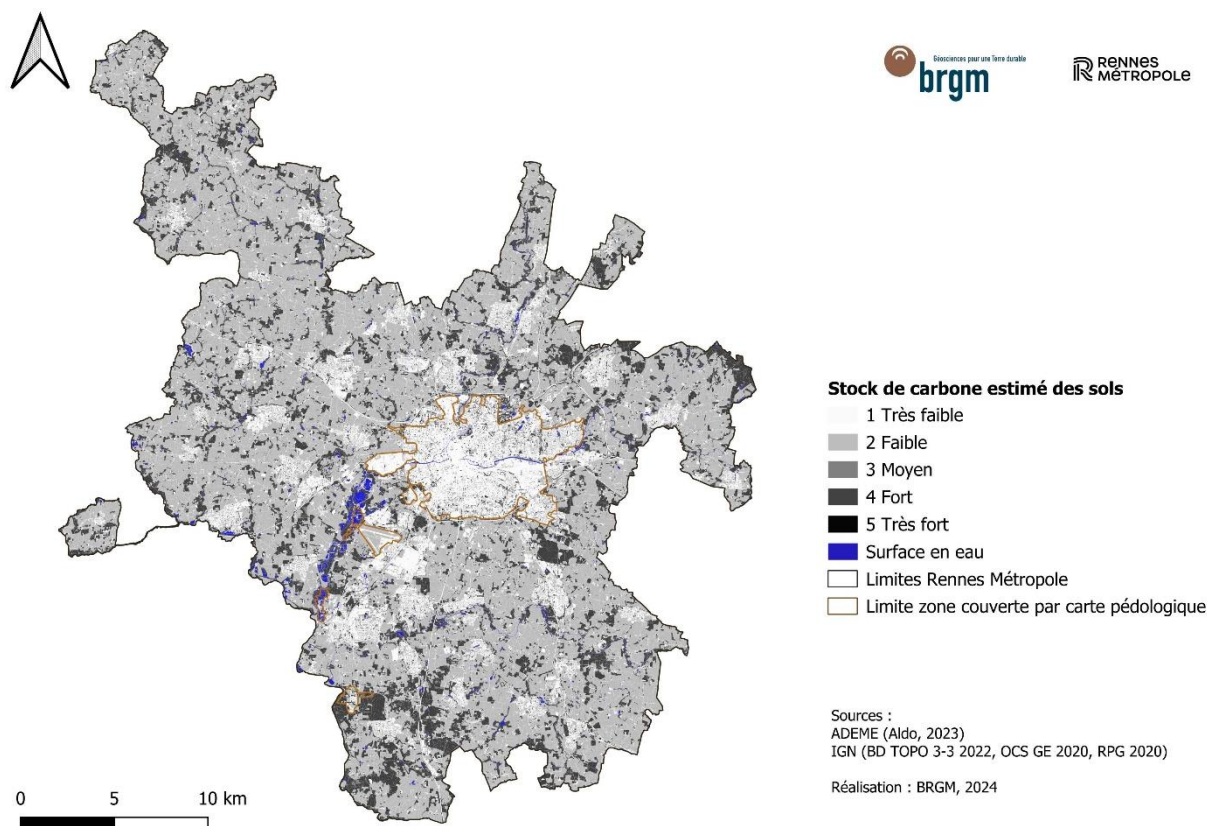


Illustration 16 : Carte du stock de carbone estimé des sols à l'échelle de Rennes Métropole à partir des entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE, du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus)

Stock carbone estimé des sols	Non concerné	Très faible	Faible	Moyen	Fort	Très fort
Classe	surface en eau	1	2	3	4	5
Surface (km ²)	9,17	108,35	448,25	1,94	143,97	0
Proportion du territoire (%)	1,3	15,2	63,0	0,3	20,2	0

Tableau 8 : Surfaces totales par classe de l'indice de stock de carbone estimé à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols issue de la méthode Phoebus)

4.4.2 Stock de biodiversité des sols estimé

Les notes de stock de biodiversité estimé des sols s'étendent de 1 à 5 mais la note 2 (faible stock) n'est pas représentée (cf. § 4.3.2¶d)). Comme pour le stock de carbone, les résultats cartographiques sont directement liés aux données utilisées pour réaliser les calculs (statistiques nationales de l'ONB corrélées à l'occupation du sol) (Illustration 17).

L'essentiel du territoire de Rennes Métropole (63 % - Tableau 9) obtient une note de 4, correspondant à un stock de biodiversité fort. Il s'agit principalement des zones cultivées, que l'on retrouve de manière assez homogène sur l'ensemble du territoire de Rennes Métropole, hormis sur les zones urbaines.

8 % du territoire présente un stock de biodiversité très fort (note = 5) : il s'agit de prairies permanentes correspondant à des surfaces peu étendues, sans continuité, disséminées sur tout Rennes Métropole.

Une note égale à 3, correspondant à un stock de biodiversité moyen, a été attribuée à 11 % du territoire. Cela concerne les zones boisées (massifs forestiers, bois isolés et sols artificiels arborés).

Un stock de biodiversité très faible (note = 1) est estimé sur 15 % du territoire, au niveau des sols artificiels imperméabilisés, ce qui met en évidence les zones urbaines sur l'illustration 17 en vert très clair.

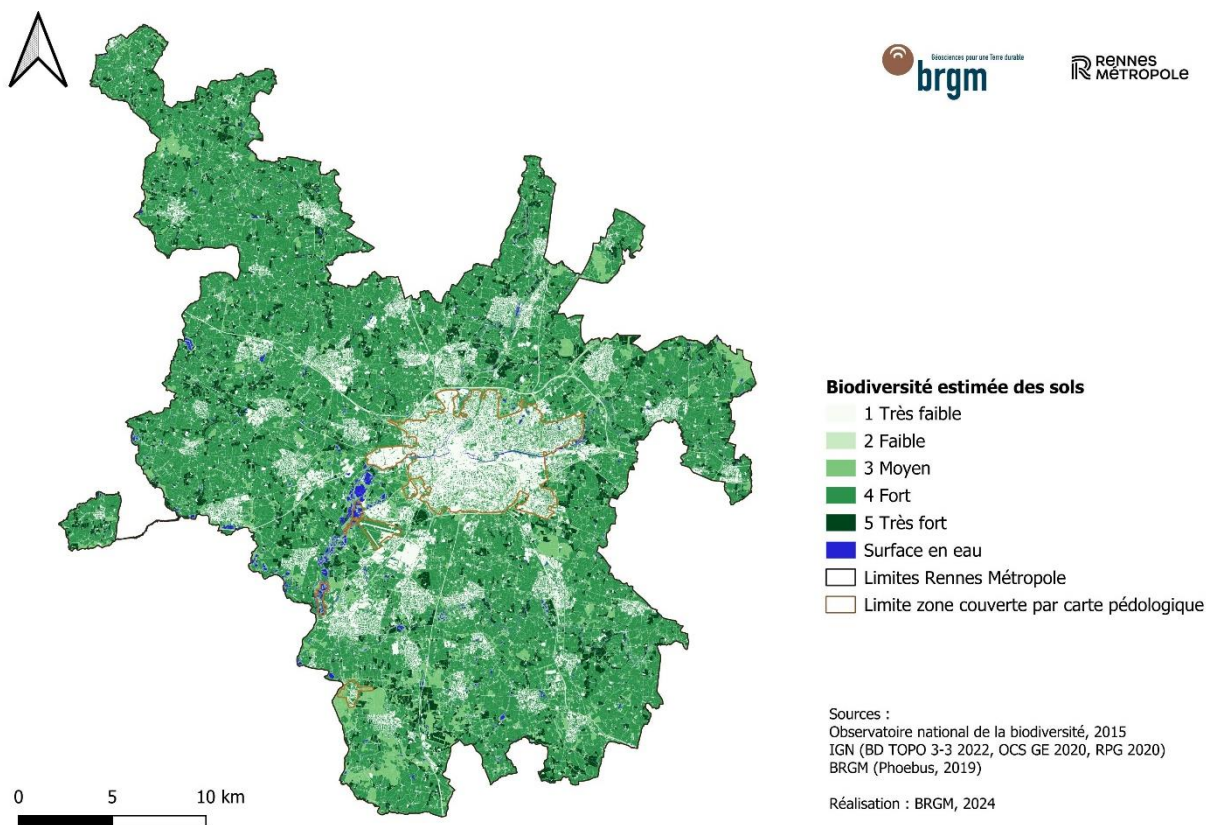


Illustration 17 : Carte du stock de biodiversité des sols estimé à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols, issue de la méthode Phoebus)

Stock de biodiversité du sol estimé	Non concerné	Très faible	Faible	Moyen	Fort	Très fort
Classe	Surface en eau	1	2	3	4	5
Surface (km ²)	9,17	108,35	0	83,20	448,25	62,71
Proportion du territoire (%)	1,3	15,2	0	11,7	63,0	8,8

Tableau 9 : Surfaces totales par classe pour l'indice de stock de biodiversité estimé des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols, issue de la méthode Phoebus)

4.4.3 Capacité d'infiltration des sols estimée

L'illustration 18 présente la capacité d'infiltration estimée des sols de Rennes Métropole. Les notes de capacité d'infiltration s'étendent de 1 à 5.

37 % du territoire de Rennes Métropole (Tableau 10) obtient une note de 3, ce qui correspond à une capacité d'infiltration moyenne. Il s'agit essentiellement du nord-ouest du territoire, correspondant aux sols qui présentent un lessivage d'argile (Illustration 9).

28 % du territoire possède une forte capacité d'infiltration estimée des sols (note = 4) et 5 % une capacité d'infiltration très forte (note = 5). Ces secteurs se situent principalement au sud-est et à l'extrême nord du territoire, au niveau des sols brunifiés.

15 % du territoire présente une capacité d'infiltration très faible (note = 1) : ces secteurs correspondent aux zones urbanisées et aux axes routiers.

La note 2, correspondant à une capacité d'infiltration faible, représente 12 % du territoire, et concerne en particulier les abords des cours d'eau et certaines parcelles agricoles.

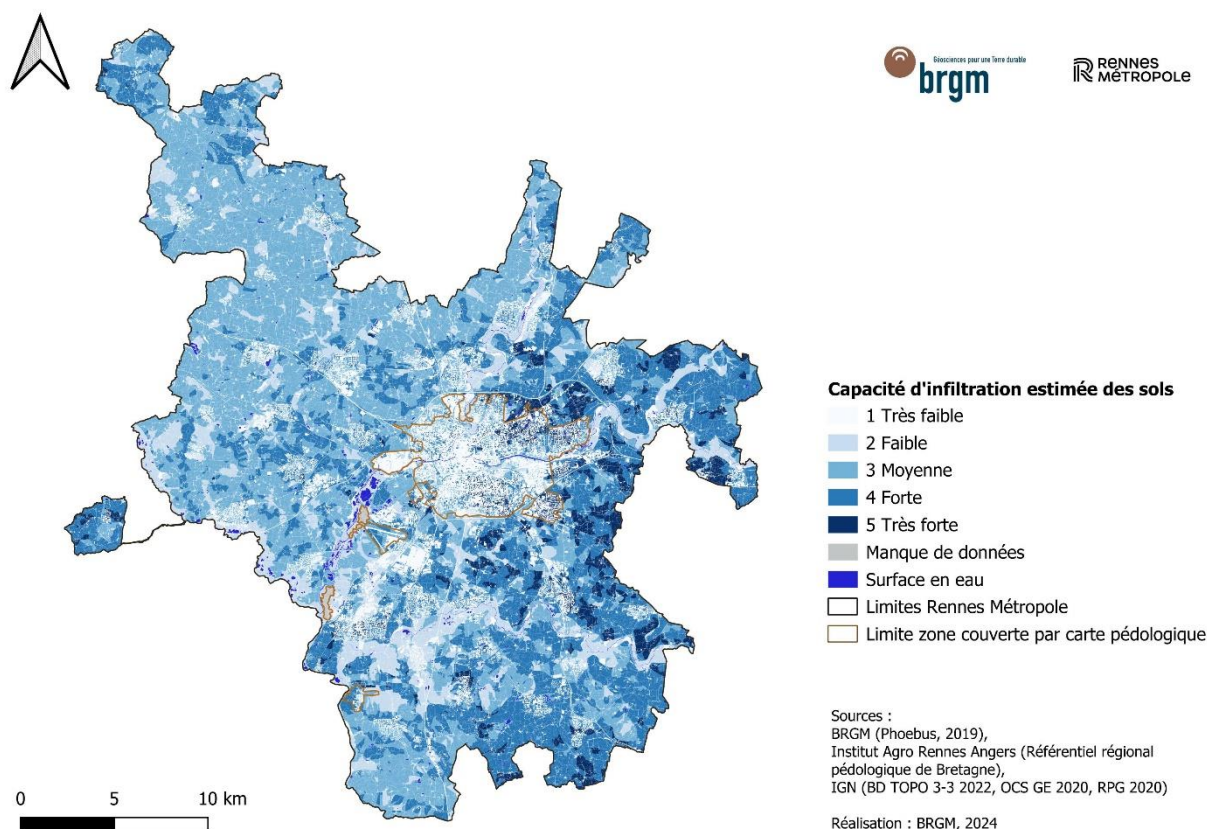


Illustration 18 : Carte de capacité d'infiltration du sol estimée par la méthode Phoebus à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols, issue de la méthode Phoebus)

Capacité d'infiltration estimée des sols	Non renseigné	Surfaces en eau	Très faible	Faible	Moyen	Fort	Très fort
Classe	-999	-99	1	2	3	4	5
Surface (km ²)	2,64	8,34	106,25	88,60	266,37	202,43	37,05
Proportion du territoire (%)	0,4	1,2	14,9	12,4	37,4	28,4	5,2

Tableau 10 : Surfaces totales par classe pour l'indice de capacité d'infiltration estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche d'infiltrabilité des sols, issue de la méthode Phoebus)

4.4.4 Valeur agronomique des sols estimée

L'illustration 19 présente la valeur agronomique des sols estimée à l'échelle de Rennes Métropole. Les notes de valeur agronomique s'étendent de 1 à 5.

Près d'un quart du territoire de Rennes Métropole possède une valeur agronomique très forte (note = 5) et près de la moitié montre une valeur agronomique forte (note = 4 ; Tableau 11). La valeur agronomique estimée semble plus élevée sur la partie nord-ouest de Rennes Métropole (note = 5 en marron foncé sur l'illustration 19). Cela correspond aux sols présentant un lessivage d'argile (Illustration 9).

La commune de Rennes ainsi que le sud-est du territoire se caractérisent par une valeur agronomique moyenne (note = 3), concernant 12% du territoire. Cette note est liée aux hypothèses sur les zones végétalisées urbaines et correspond aussi à une partie des sols brunifiés, l'autre partie étant caractérisée par une valeur agronomique forte (note 4). 14 % du territoire possède une valeur agronomique très faible : il s'agit essentiellement des secteurs d'habitations, des zones d'activité et du réseau routier.

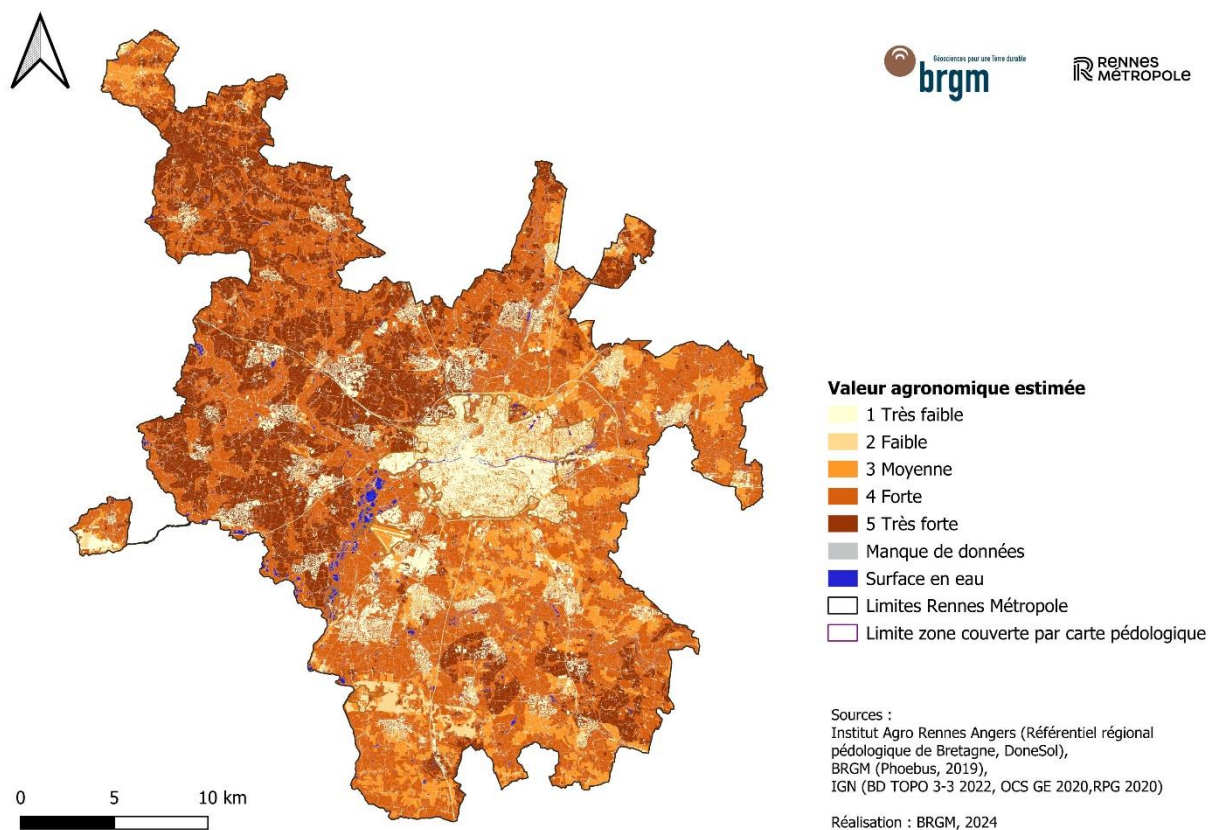


Illustration 19 : Carte de valeur agronomique estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus) - (paramètres de la méthode MUSE sur les zones couvertes par la carte pédologique et extrapolation sur les zones non couvertes par la carte pédologique)

Valeur agronomique estimée des sols	Non renseigné	Surfaces en eau	Très faible	Faible	Moyen	Fort	Très fort
Classe	-999	-99	1	2	3	4	5
Surface (km ²)	0,27	9,17	102,31	6,30	86,79	331,29	175,54
Proportion du territoire (%)	0,04	1,3	14,4	0,9	12,2	46,6	24,7

Tableau 11 : Surfaces totales par classe pour l'indice de valeur agronomique estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus)

L'illustration 20 présente l'hétérogénéité de la valeur agronomique estimée des sols au sein des entités cartographiques à l'échelle de Rennes Métropole. 81 % du territoire (Tableau 12) présente une faible hétérogénéité de la valeur agronomique. L'hétérogénéité est la plus forte au niveau de certaines parcelles agricoles couvertes par des formations herbacées. Cela s'explique par la plus grande taille des entités géographiques sur ces zones.

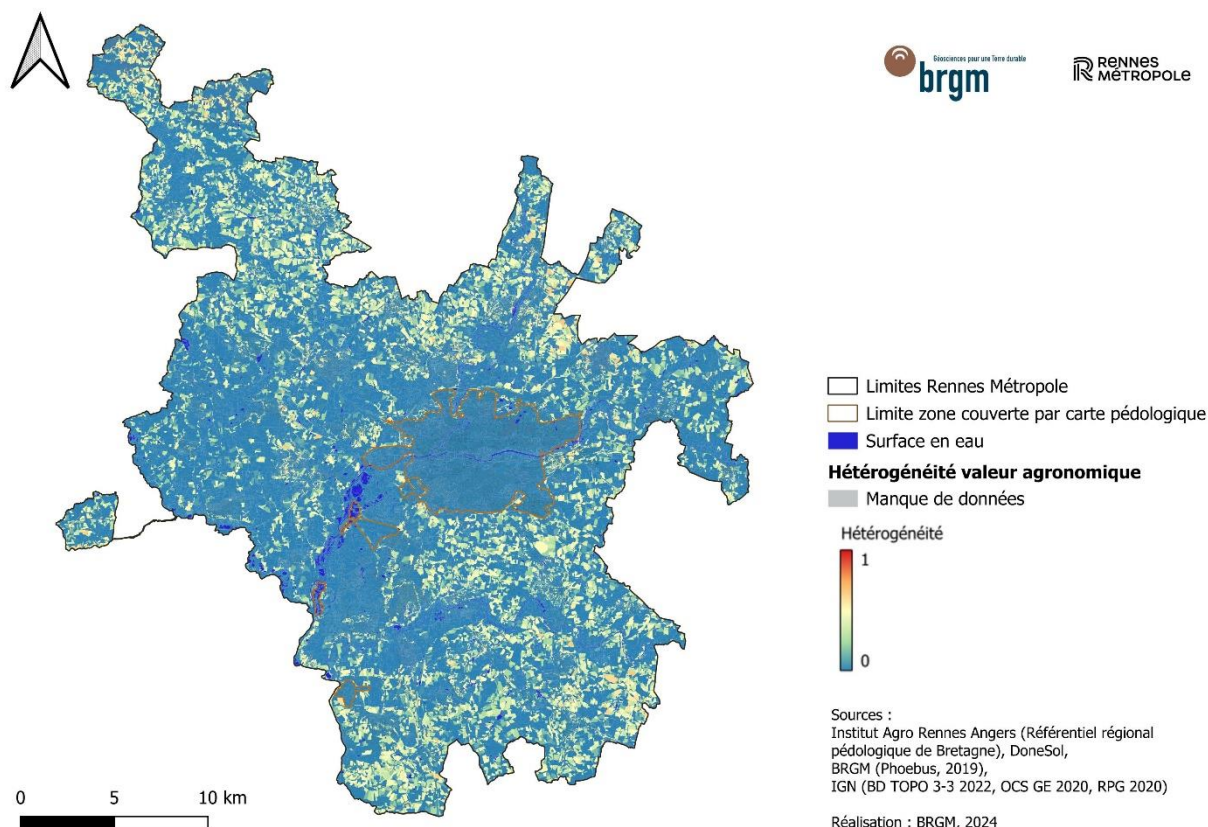


Illustration 20 : Hétérogénéité de la valeur agronomique estimée des sols au sein des entités cartographiques du référentiel d'intégration (constituées par croisement de l'OCS GE 2020, du RPG 2020 de l'IGN et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus) à l'échelle de Rennes Métropole

Hétérogénéité Agronomique	Non classée	Faible	Moyenne	Forte
Somme surface (km ²)	0,003	578,72	132,17	0,78
Proportion du territoire (%)	0	81,3	18,6	0,1

Tableau 12 : Hétérogénéité des indices de valeur agronomique estimée des sols au sein des entités cartographiques du référentiel d'intégration (constituées par croisement de l'OCS GE 2020, du RPG 2020 de l'IGN et de la couche d'infiltrabilité des sols, issue de la méthode Phoebus)

4.4.5 Multifonctionnalité des sols

L'illustration 21 présente la multifonctionnalité estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole, obtenue par croisement des 4 cartes de fonctions écologiques individuelles.

Les notes de multifonctionnalité des sols s'étendent de 4 à 18 (Tableau 13). Une note inférieure à 6 signifie qu'au moins 3 fonctions sont dans une classe très faible. Une note supérieure à 16 implique qu'au moins 3 fonctions ont un niveau fort à très fort.

Une grande partie du territoire de Rennes Métropole apparaît dans des tons vert clair, ce qui correspond à une multifonctionnalité moyenne à forte. Le cumul des notes 13 à 15 représente en effet 66 % du territoire. Ces notes sont réparties de manière assez uniforme sur l'ensemble du territoire. A l'inverse, on rencontre une multifonctionnalité très faible (note = 4, en rouge sur l'illustration 21) sur 14 % du territoire : il s'agit essentiellement des zones imperméabilisées.

Multifonctionnalité des sols	Classe	Surface (km ²)	Proportion du territoire (%)
Note			
-999	Non renseigné	2.03	0.29%
-99	Non concerné (surface en eau)	9.17	1.29%
4	Très faible	99.48	13.98%
5		0.84	0.12%
6		0.76	0.11%
7		1.10	0.15%
8	Faible	2.18	0.31%
9		3.01	0.42%
10		1.32	0.19%
11	Moyenne	7.22	1.02%
12		56.73	7.97%
13		159.64	22.43%
14	Forte	221.84	31.17%
15		91.26	12.82%
16		34.32	4.82%
17	Très forte	18.33	2.57%
18		2.43	0.34%

Tableau 13 : Surfaces totales par classe pour la multifonctionnalité des sols à l'échelle de Rennes Métropole appliquée aux entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus)

L'hétérogénéité de la multifonctionnalité estimée des sols correspond à celle de la valeur agronomique (Illustration 20), mais aussi à celle de la capacité d'infiltration, qui n'a cependant pas été évaluée pour la méthode Phoebus. Des travaux complémentaires seraient nécessaires pour cela.

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

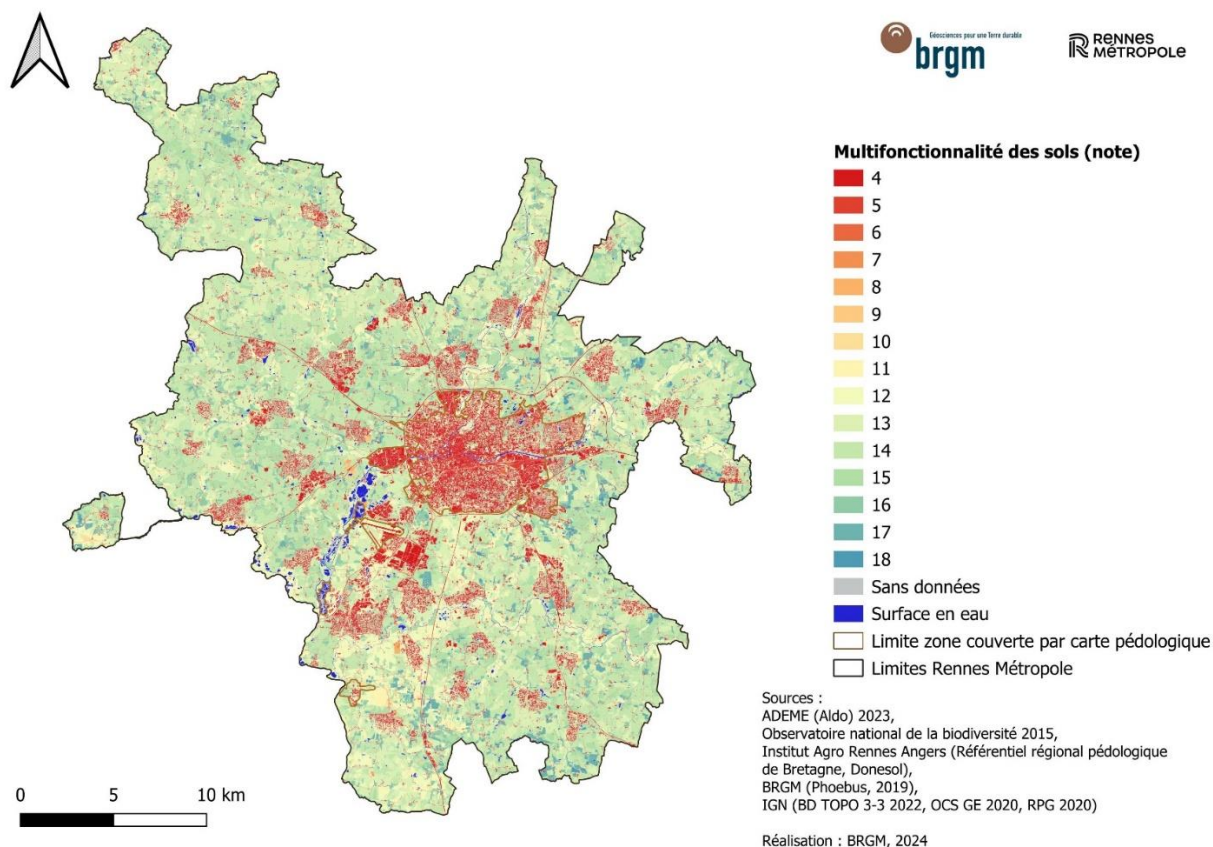


Illustration 21 : Carte de multifonctionnalité estimée des sols à l'échelle de Rennes Métropole sur les entités cartographiques du référentiel d'intégration (obtenues par croisement de l'OCS GE et du RPG de l'IGN, millésimes 2020, et de la couche de capacité d'infiltration des sols issue de la méthode Phoebus)

4.4.6 Discussion

La carte de multifonctionnalité présente différents atouts. Elle offre une vision globale homogène à l'échelle du territoire de la qualité multifonctionnelle estimée des sols. La hiérarchisation des sols apporte une donnée complémentaire pour l'analyse du territoire. **La carte peut servir de support d'échange ou d'outil d'aide à la décision dans une approche stratégique de planification territoriale.** En particulier, le croisement avec les enjeux de territoire permet d'identifier des zones à enjeu de préservation ou de restauration des sols. Elle fait aussi ressortir des zones où l'artificialisation des sols semble moins dommageable en termes de multifonctionnalité. Il reste vivement recommandé d'utiliser la carte de multifonctionnalité en même temps que les cartes des indices de fonctions écologiques estimés (stocks de carbone et de biodiversité, capacité d'infiltration, valeur agronomique), car les leviers d'actions possibles diffèrent selon les fonctions. Dans les zones à enjeu identifiées, des études de sol plus précises seront nécessaires pour affiner les stratégies de planification et d'aménagement.

Plusieurs limites sont par ailleurs à souligner. La carte de multifonctionnalité n'a **pas de visée opérationnelle**, compte-tenu de son échelle de résolution. En particulier, la représentation à l'échelle d'entités cartographiques, à l'échelle du 1/10 000, peut conduire à une fausse impression de précision, alors que la carte pédologique utilisée pour l'estimation de la valeur agronomique et de la capacité d'infiltration des sols a été obtenue par descente d'échelle du référentiel pédologique régional au 1/250 000 et est représentée par des mailles de 50 m de côté.

En outre, la méthode utilisée permet de dresser un **état des lieux**. La valeur agronomique et la capacité d'infiltration correspondent à des propriétés intrinsèques des sols qui évoluent peu hormis quand le sol est imperméabilisé, tandis que les stocks de carbone et de biodiversité sont estimés à partir de l'occupation des sols à un instant donné et sont donc plus susceptibles d'évoluer dans le temps. La carte produite n'intègre ainsi pas d'aspect dynamique, qui apparaît, au stade des connaissances actuelles, impossible à considérer. A titre d'exemple, il n'existe pas de données cartographiques disponibles sur les pratiques actuelles ou historiques de gestion des sols, qui pourraient permettre de prendre en compte des flux ou des tendances d'évolution.

L'estimation du stock de biodiversité à l'aide de statistiques nationales et d'un nombre de critères de biodiversité réduit (abondance et diversité des vers de terre) peut poser des questions par rapport à la réalité régionale. Néanmoins, on suppose que même si les quantités réelles diffèrent d'une région à l'autre, la hiérarchisation entre les usages reste valable. Les statistiques pédo-climatiques régionales appliquées à l'EPCI pour le stock de carbone (données Aldo) apparaissent plus satisfaisantes en termes de représentativité. Néanmoins, les statistiques disponibles correspondent à des moyennes par type d'occupation des sols, et il manque une appréciation de la variabilité des stocks pour un même usage. Il en est de même pour les statistiques sur la biodiversité.

Les résultats obtenus correspondent à des estimations. Une comparaison du modèle obtenu avec des données de terrain est indispensable pour s'assurer de la cohérence entre les deux. Un nombre suffisant d'observations sera nécessaire pour disposer de données représentatives de la diversité et de la variabilité des situations.

Affiner l'estimation du stock de biodiversité en s'appuyant sur d'autres paramètres que les vers de terre serait une piste d'amélioration importante. Dans ce cadre, la biomasse et la diversité

microbiennes apparaissent comme les indicateurs les plus pertinents à considérer, car très en lien avec l'occupation des sols et très faciles à mesurer en laboratoire (Tableau 14). L'abondance des acariens pourrait être un indicateur supplémentaire, car également très corrélés à l'occupation des sols. En outre, pour les différents indicateurs biologiques considérés, l'utilisation de statistiques régionales plutôt que nationales devrait permettre d'approcher plus la réalité de terrain locale. Les données ne semblaient pas disponibles en ligne au moment de l'étude, mais devraient l'être auprès des laboratoires ayant participé à l'élaboration du RMQS biodiversité sur la Bretagne.

Afin de pallier la difficulté de prise en compte des zones humides dans l'estimation des indices de stocks de carbone et de biodiversité, leur considération d'une autre manière est nécessaire pour bien préserver les zones humides les plus importantes. Le choix a été fait de les prendre en compte dans l'indice de surface développé par Rennes Métropole (cf. §4.6).

Une meilleure connaissance de la pédologie permettrait de gagner en précision sur la valeur agronomique et la capacité d'infiltration des sols. Ainsi, **des cartes numérisées vecteurs des UTS à 1/50 000 voire à 1/25 000 seraient utiles. Pour celles qui existent déjà, financer leur vectorisation et le rattachement des entités de sol aux UTS permettrait des avancées significatives.** Il en est de même pour la capitalisation des données de terrain. La production de cartes de sols en milieu urbain serait également bienvenue. Pour disposer de l'échelle de résolution suffisante en milieu urbain, des cartes ou modèles géologiques à 1/10 000 seraient nécessaires au préalable.

Groupes fonctionnels	Groupes biologiques	Paramètres	Capacité des paramètres à rendre compte d'une perturbation		
			Occupation des sols	Pratiques agricoles	Perte de biodiversité spécifique
Microflora		Biomasse microbienne total	+++	+++	
		Biomasse bactérienne total	++	+	
		Activité fonctionnel	++	+	
		Structure génétique taxonomique			++
Microfauna	Nématofaune totale	Abondance total	+		
		fonctionnel	++	+	
		taxonomique	+		++
	Indice nématologiques	++	+		
	Diversité			+	
	Nématodes phytoparasites	Abondance total	++	+	
	Diversité taxonomique	+		++	
				+	
Mesofauna	Acaris	Abondance total	+++		
		sous groupe	++		
	Collemboles	Abondance total	++	++	
		fonctionnel taxonomique	+		++
	Diversité			+	
Macrofauna	Lombriciens	Abondance et/ou biomasse total	+++		
		fonctionnel	+++	+++	
		taxonomique	+		++
	Diversité	++	+++	+	

Tableau 14 : Capacité des paramètres biologiques à rendre compte d'une perturbation des sols liées à l'occupation des sols, aux pratiques agricoles ou à une perte de biodiversité spécifique (Source : RMQS Biodiv)

4.5 TYPOLOGIE DE SOLS MULTIFONCTIONNELS

Afin de faciliter l'exploitation de la carte de multifonctionnalité des sols, une typologie des sols multifonctionnels a été élaborée. Les développements ont visé à regrouper les occurrences des combinaisons de niveau des indicateurs de fonctions écologiques de sol de manière cohérente selon les caractéristiques des sols, pour aboutir à un nombre limité de types de sols, tout en faisant ressortir des contrastes liés à la multifonctionnalité et/ou à certaines fonctions.

4.5.1 Développements méthodologiques

La méthode pour établir la typologie des sols a fait l'objet de plusieurs itérations (au moins 6). Différentes manières de prendre en compte les niveaux des fonctions et de la multifonctionnalité ont été testées. Avec 4 fonctions et 5 classes de multifonctionnalité, le nombre de combinaisons possibles de 625 est trop élevé pour être exploitable. Des regroupements ont donc été envisagés pour réduire le nombre d'occurrences réelles, qui dépend aussi des méthodes de cartographie de la multifonctionnalité employées.

Plusieurs modes de regroupements ont été testés. Concernant la multifonctionnalité, deux manières d'établir des classes ont été testées (méthodes Jenks et manuelle) (cf. Annexe 2 - **Erreur ! Source du renvoi introuvable.g**). Dans la mesure où la méthode Jenks donne un résultat différent selon la répartition des occurrences, la méthode manuelle a été retenue selon le système de notation décrit dans l'illustration 53.

Concernant les fonctions, le premier regroupement a consisté à regrouper les classes en 3 niveaux nommés 'h' comme 'high' pour les classes 4 et 5 (niveau fort à très fort), 'm' comme 'moyen' pour la classe 3 (niveau moyen), 'l' comme 'low' pour les classes 1 et 2 (niveau faible à très faible). La prise en compte de l'occurrence des niveaux, indépendamment des fonctions, offre un nombre limité de typologies mais manque de précision sur les fonctions pour être exploitable. Dans ce cas (Typo 1), les niveaux de fonctions majoritaires sont indiqués en majuscule et les niveaux de fonctions minoritaires en minuscule.

La concaténation des classes de multifonctionnalité et des classes par fonction sans regroupement (Typo 2) selon un ordre défini (MCBIA pour multifonctionnalité, stock de carbone, biodiversité, infiltrabilité, valeur agronomique) permet de détailler le niveau de chaque fonction, mais conduit à un trop grand nombre de types de sols, même avec la carte au 1/250 000 obtenue avec la méthode MUSE initiale.

La combinaison des 2 approches précédentes (Typo 3) consiste à concaténer la classe de multifonctionnalité et le niveau de chaque fonction selon l'ordre défini MCBIA. La notation 'h, m, l' des niveaux de fonction conduit à une incohérence dans le nuancier de couleurs, avec des types de sol de meilleure qualité relative que d'autres, ayant un code couleur suggérant l'inverse (ex : 4hhmm et 4mhmm) si on les classe dans l'ordre alphabétique. La notation 'S, m, f' (S comme 'super', m comme 'moyen' et f comme 'faible') évite ce biais pour la première lettre, mais pas pour les suivantes. En outre, des combinaisons MCBIA différentes peuvent en fait s'avérer similaires, car une différence de note d'une des fonctions peut conduire à une note de multifonctionnalité différente mais à une même classification CBIA simplifiée (ex. 11Smff et 10Smff).

La méthode retenue (Typo 6) retient la concaténation des niveaux de fonction seulement (CBIA), tout en considérant la note de multifonctionnalité pour classer les combinaisons par multifonctionnalité croissante. La classification automatique à l'aide de la méthode des dendrogrammes de clusters facilite les regroupements. Le dendrogramme représente les similarités entre les observations. Il montre les clusters à différentes échelles de distance. La

hauteur de connexion représente la distance entre les combinaisons : la dissimilarité augmente avec la distance. Un code spécifique en langage Python (via la bibliothèque SciPy) a été utilisé pour effectuer le clustering hiérarchique. Les atouts de cette approche sont la visualisation claire de la structure hiérarchique des données, et la détermination d'un nombre optimal de clusters avec les distances de fusion. Les limites sont la sensibilité au choix de la mesure de distance et de la méthode de liaison. En outre, l'interprétation peut s'avérer difficile si le dendrogramme est trop complexe ou si les données sont 'bruyantes'.

4.5.2 Méthodologie retenue

Les différents tests méthodologiques réalisés ont conduit à retenir la méthode CBIA. Elle consiste à concaténer les niveaux des fonctions après simplification à 3 classes par fonction : 'S' comme 'super' pour les classes 4 et 5, 'm' comme 'moyen' pour la classe 3 et 'f' comme 'faible' pour les classes 1 et 2. La concaténation aboutit à une combinaison des 4 fonctions avec ces 3 lettres dans l'ordre Stock de carbone estimé (C), Stock de biodiversité estimé (B), Capacité d'infiltration estimée (I) et Valeur agronomique estimée (A). 81 combinaisons sont ainsi théoriquement possibles, vs 1024 en gardant les 5 classes.

Des regroupements sont ensuite réalisés par comparaison des moyennes des classes de chaque fonction pour l'ensemble des polygones rattachés à une combinaison de lettres. Ils s'appuient sur une classification automatique à l'aide de dendrogrammes de clusters (Illustration 22), qui représentent les similarités entre les observations. Cet outil permet de visualiser clairement la structure hiérarchique des données et de proposer des clusters. Les clusters constituent les types de sols.

Pour faciliter la comparaison entre les résultats obtenus sur le Pays de Rennes et ceux sur Rennes Métropole, les regroupements obtenus pour Rennes Métropole ont été étendus au Pays de Rennes. Les regroupements proposés dans les dendrogrammes étaient en fait légèrement différents entre les deux territoires, dans la mesure où le nombre de combinaisons diffère un peu.

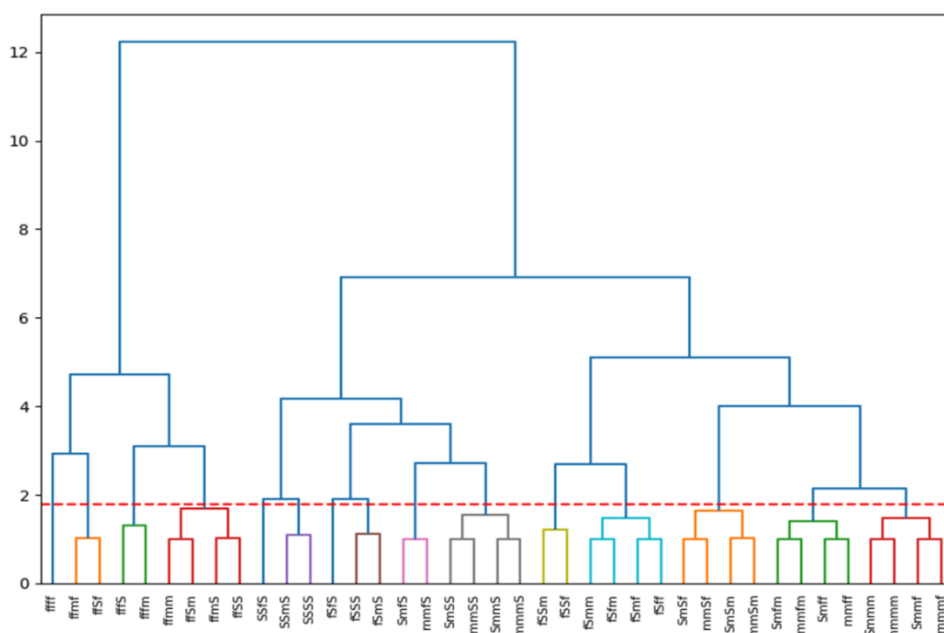


Illustration 22 : Dendrogramme de cluster obtenu sur les combinaisons des niveaux des fonctions écologiques des sols de Rennes Métropole classées dans l'ordre CBIA (carbone, biodiversité, infiltration, agronomie)

4.5.3 Résultats et discussion

L'application de la méthode retenue fait ressortir 39 combinaisons CBIA, qui peuvent être regroupées en 15 types de sols (Tableau 15). **Six combinaisons apparaissent majoritaires** en termes de surface totale (Illustration 23), représentant chacune plus de 4,7 % du territoire :

- CBIA-01 : ffff : fonctions estimées toutes faibles, sols imperméabilisés ;
- CBIA-08 : fSfS : stock de carbone et capacité d'infiltration estimés faibles, stock de biodiversité et valeur agronomique estimés forts ;
- CBIA-10 : fSSm, fSSf : stock de carbone estimé faible, stock de biodiversité estimé et capacité d'infiltration estimée forts, valeur agronomique estimée moyenne à faible ;
- CBIA-12 : fSmS, fSSS : stock de carbone estimé faible, stock de biodiversité et valeur agronomique estimés forts, capacité d'infiltration estimée moyenne à forte ;
- CBIA-13 : mmmS, mmSS, SmSS, SmmS : stock de carbone estimé et capacité d'infiltration moyens à forts, stock de biodiversité estimé moyen, valeur agronomique estimé fort ;
- CBIA-15 : SSmS, SSSS : toutes fonctions fortes, capacité d'infiltration moyenne à forte.

Les types en grisés ci-après apparaissent minoritaires sur Rennes Métropole et majoritaires sur le Pays de Rennes (Le Guern et al, 2024). CBIA-12 et CBIA-08 ressortent majoritairement sur les 2 territoires.

- CBIA-06 : fSff, fSmf, fSfm, fSmm : stock de carbone estimé faible, stock de biodiversité forte, capacité d'infiltration et valeur agronomique estimés faibles à moyens
- CBIA-09 : SmfS, mmfS : stock de carbone estimé moyen à fort, stock de biodiversité estimé moyen, capacité d'infiltration faible, valeur agronomique estimée forte
- CBIA-14 : SSfS, SSfm : stocks de carbone et de biodiversité estimés fort, capacité d'infiltration faible et valeur agronomique estimé moyen à fort.

Sur Rennes Métropole, le type **CBIA-12** prédomine en couvrant **48 %** du territoire (Tableau 15, Illustration 23) ; ce type couvre 34 % sur Pays de Rennes (Le Guern *et al.*, 2024). Il correspond à une combinaison de stock de carbone estimé faible, de stock de biodiversité et de valeur agronomique estimés forts, et à une capacité d'infiltration estimée moyenne à forte. Le deuxième type le plus représenté est **CBIA-01** (toutes fonctions faibles, sols imperméabilisés) sur 11 % du territoire. **CBIA-08** couvre 8,2 % (21,5 % sur Pays de Rennes, Le Guern *et al.*, 2024) ; il correspond à une combinaison de stock de carbone et de capacité d'infiltration faibles, et de stock de biodiversité et de valeur agronomique estimée forts. **CBIA-10** (stock de carbone estimé faible, stock de biodiversité et capacité d'infiltration estimés forts, valeur agronomique estimée moyenne à faible) représente 8,1 % de la surface du territoire, **CBIA-15** 7,3 % (ensemble des fonctions fortes, si ce n'est la capacité d'infiltration moyenne à forte) et **CBIA-10** 7,1 % (stock de carbone estimé faible, stock de biodiversité estimé et capacité d'infiltration estimée forts, valeur agronomique estimée moyenne à faible). Les autres types, en dehors de ces 6 majoritaires, représentent chacun entre 0,007 et 2,7 % de la surface du territoire.

CBIA	Nb CBIA	Surface tot. (m ²)	% surf.	Moy. Surface	Moy. C	Moy. B	Moy. I	Moy. A	Clust er	Moy. Multi	Max Multi	Min. Multi	ID_typo
ffSf	4	15751	0,002 %	3937,8	1	1	4	1,3	1	7,3	8	7	CBIA-02
ffmf	59	35009	0,005 %	593,4	1	1	3	1,5	1	6,5	7	6	CBIA-02

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

fff	82829	70742283	11%	854,1	1	1	1	1	2	4,0	6	4	CBIA-01
ffS	3192	3543774	0,54 %	1110,2	1	1	1,7	4,3	3	8,0	9	7	CBIA-03
ffm	298	277869	0,04 %	932,4	1	1	1,5	3	3	6,5	7	6	CBIA-03
ffmS	1462	2203848	0,34 %	1507,4	1	1	3	4,3	4	9,3	10	9	CBIA-04
ffmm	327	411115	0,06 %	1257,2	1	1	3	3	4	8,0	8	8	CBIA-04
ffSS	195	337744	0,05 %	1732	1	1	4	4,1	4	10,1	11	10	CBIA-04
ffSm	113	180390	0,03 %	1596,4	1	1	4	3	4	9,0	9	9	CBIA-04
SSmS	7503	27116697	4,2%	3614,1	4	5	3	4	5	16,0	16	16	CBIA-15
SSSS	5019	20575079	3,1%	4099,4	4	5	4,1	4	5	17,1	18	17	CBIA-15
SSfS	4886	14856863	2,3%	3040,7	4	5	1,9	4	6	14,9	15	14	CBIA-14
fSmS	41431	188362373	29%	4546,4	2	4	3	4,5	7	13,5	14	13	CBIA-12
fSSS	29846	126580439	19%	4241,1	2	4	4,1	4,3	7	14,4	16	14	CBIA-12
fSfS	17970	53885414	8,2%	2998,6	2	4	1,9	4,2	8	12,1	13	11	CBIA-08
SmfS	8763	16671893	2,6%	1902,5	4	3	1,9	4,2	9	13,1	14	12	CBIA-09
mmfS	232	368429	0,06 %	1588,1	3	3	1,9	4,1	9	12,0	13	11	CBIA-09
mmmS	295	606312	0,09 %	2055,3	3	3	3	4,3	10	13,3	14	13	CBIA-13
mmSS	295	522012	0,08 %	1769,5	3	3	4,1	4,3	10	14,4	16	14	CBIA-13
SmSS	8702	17929383	2,7%	2060,4	4	3	4,1	4,3	10	15,4	17	15	CBIA-13
SmmS	12301	27643362	4,2%	2247,2	4	3	3	4,4	10	14,4	15	14	CBIA-13
fSSm	11248	49926079	7,6%	4438,7	2	4	4,2	3	11	13,2	14	13	CBIA-10
fSSf	839	3080036	0,47 %	3671,1	2	4	4,1	1,8	11	12,0	13	11	CBIA-10
fSff	172	376533	0,06 %	2189,1	2	4	2	2	12	10,0	10	10	CBIA-06
fSmf	253	913513	0,14 %	3610,7	2	4	3	1,9	12	10,9	11	10	CBIA-06
fSfm	729	1882655	0,29 %	2582,5	2	4	2	3	12	11,0	11	10	CBIA-06
fSmm	2891	9550454	1,5%	3303,5	2	4	3	3	12	12,0	12	12	CBIA-06
SmSm	2717	7514974	1,2%	2765,9	4	3	4,2	3	13	14,2	15	14	CBIA-11
mmSf	36	87825	0,01 %	2439,6	3	3	4,1	1,8	13	11,8	13	11	CBIA-11
mmSm	61	144548	0,02 %	2369,6	3	3	4,4	3	13	13,4	14	13	CBIA-11
SmSf	400	1246605	0,19 %	3116,5	4	3	4,1	1,9	13	13,0	14	12	CBIA-11
Smfm	316	766413	0,12 %	2425,4	4	3	1,9	3	14	11,9	12	11	CBIA-05
Smff	121	938650	0,14 %	7757,4	4	3	2	2	14	11,0	11	10	CBIA-05
mmfm	15	14019	0,002 %	934,6	3	3	1,9	3	14	10,9	11	10	CBIA-05
mmff	13	16409	0,003 %	1262,2	3	3	1,9	2	14	9,9	10	9	CBIA-05
mmmm	25	106388	0,02 %	4255,5	3	3	3	3	15	12,0	12	12	CBIA-07

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

mmmf	13	7009	0,001 %	539,2	3	3	3	2	15	11,0	11	11	CBIA-07
Smmm	915	3314896	0,51 %	3622,8	4	3	3	3	15	13,0	13	13	CBIA-07
Smmf	147	561212	0,09 %	3817,8	4	3	3	1,9	15	11,9	12	11	CBIA-07

Tableau 15 : Détail des moyennes de classe par fonction pour chaque combinaison de fonctions de sols, des notes de multifonctionnalité associées (moyennes, minimum et maximum) et code de type de sol attribué après regroupement (C : stock de carbone estimé, B : stock de biodiversité estimé, I : capacité d'infiltration estimée, A : valeur agronomique estimée) (S : niveau fort à très fort ; m : niveau moyen ; f : niveau faible).

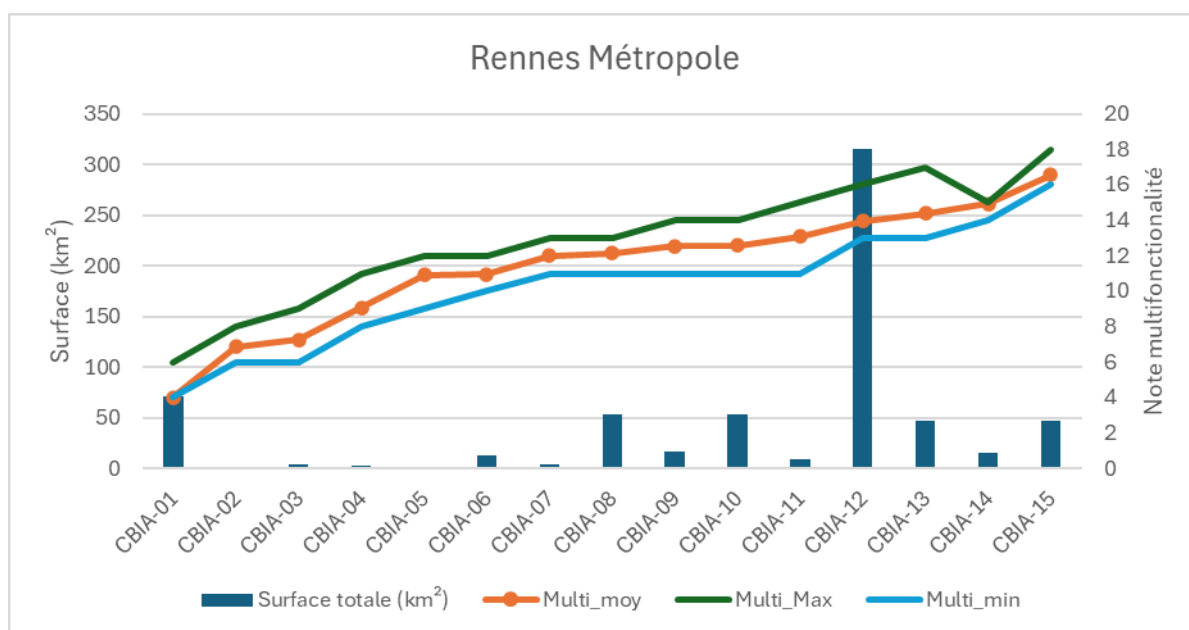


Illustration 23 : Surfaces totales (km²) par type CBIA de sols classés selon leur multifonctionnalité

La carte des typologies CBIA de sols multifonctionnels (Illustration 24) est cohérente avec la carte de multifonctionnalité, tout en apportant des informations sur les niveaux des différentes fonctions.

La teinte vert clair du type **CBIA-12** (fSmS, fSSS : stock de carbone estimé faible, stock de biodiversité et valeur agronomique estimés forts, capacité d'infiltration moyenne à forte) ressort nettement, avec une prédominance dans une bande est-ouest dans le nord du territoire, et une certaine prédominance dans la moitié sud. Il semble correspondre majoritairement à des zones de culture.

La teinte orange clair du **CBIA-08** (fSfS : stock de carbone et capacité d'infiltration estimés faibles, stock de biodiversité et valeur agronomique estimés forts) se repère assez bien également. Elle se différencie du CBIA-12 par une capacité d'infiltration faible. Elle semble regrouper également des zones de culture.

La teinte rouge du CBIA-01 correspond aux zones artificialisées imperméabilisées.

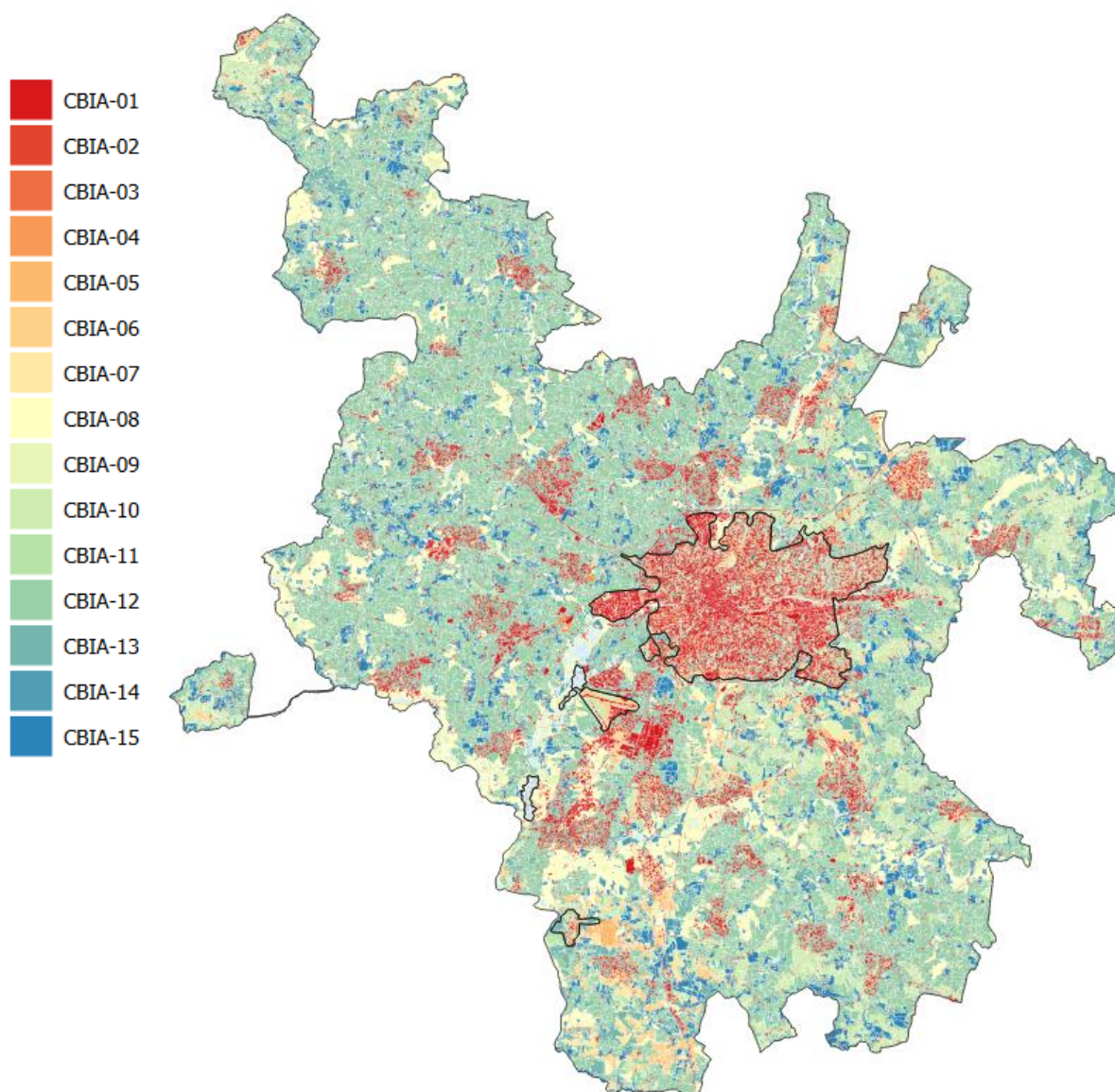


Illustration 24 : Carte des types CBIA de sols multifonctionnels sur le Pays de Rennes – CBIA : stock de carbone, stock de biodiversité, capacité d'infiltration, valeur agronomique estimés - Niveaux de fonction S (fort à très fort), m (moyen), f (faible à très faible) – classement par niveau croissant de multifonctionnalité

En combinant une appréciation des 4 fonctions écologiques estimées et la multifonctionnalité des sols résultante, la typologie CBIA des sols offre une vision synthétique et informative de la qualité estimée des sols. Elle facilite la vision globale du territoire et l'identification des fonctions à préserver de celles à améliorer. Elle présente les mêmes atouts et limites que la carte de multifonctionnalité.

La carte de typologie apparaît plus facile à utiliser que les 5 cartes produites (fonctions individuelles et multifonctionnalité). Néanmoins, ces dernières sont importantes à consulter en parallèle, notamment pour prendre en compte l'hétérogénéité au sein de certaines entités cartographiques. L'échelle de validité de la carte de typologie CBIA des

sols est importante à garder en mémoire. Elle est liée aux données d'entrée. La plus limitante représente la carte pédologique, qui résulte d'une descente d'échelle à la maille de 50 m du référentiel régional pédologique (RRP) au 1/250 000. Le résultat obtenu peut donc être considéré comme le fruit d'une modélisation.

La carte de typologie de sols multifonctionnels peut être utilisée pour évaluer différents scénarios de planification. Les leviers d'actions possibles diffèrent néanmoins selon les fonctions considérées, étant donné la nature des fonctions elles-mêmes, mais aussi les méthodes d'estimation utilisées. Les fonctions de stockage de carbone et de biodiversité étant estimées à partir de l'occupation des sols, un changement d'usage des sols ressort comme principal levier. Agir sur la valeur agronomique estimée et la capacité d'infiltration intrinsèque des sols apparaît plus difficile. Ces deux fonctions apparaissent ainsi importantes à préserver lorsqu'elles présentent un niveau élevé (voire moyen) dans la modélisation. Bien que la structure des sols représente un levier d'action local sur ces deux fonctions, car elle peut évoluer avec les pratiques, il n'est pas possible d'en évaluer l'incidence à partir du modèle de calcul utilisé qui ne l'intègre pas.

D'autres façons de regrouper les combinaisons de fonctions des sols sont possibles comme l'ont montré les tests réalisés sur le Pays de Rennes (Le Guern *et al.*, 2024). Pour faciliter les comparaisons entre territoires, des regroupements similaires apparaissent préférables. La typologie retenue sur le Pays de Rennes (Le Guern *et al.*, 2024) est ainsi en cohérence avec celle développée ici sur Rennes Métropole, même si la différence de méthode d'évaluation de la fonction de capacité d'infiltration estimée des sols entre les deux études peut localement conduire à une typologie de sol un peu différente.

4.6 INDICE DE SURFACE

En complément de la multifonctionnalité des sols, qui permet de définir les caractéristiques des sols et ainsi assurer leur prise en compte dans les réflexions d'aménagement, une note de surface a été élaborée pour qualifier les espaces non artificialisés du territoire (au sens de la nomenclature ZAN). En effet, l'occupation et l'usage en surface de ces sols peuvent être très variables et présenter des qualités très différenciées, depuis une culture agricole à des milieux boisés à fort enjeu écologique par exemple. Cet indice de surface va ainsi permettre de discriminer les espaces en fonction d'une approche permettant de graduer les enjeux écologiques et la fonctionnalité naturelle qui leur sont propres. Le but est d'obtenir *in fine* une note globale cumulant la note de multifonctionnalité des sols et la note de surface, tout en conservant les éléments constitutifs de chaque note (multifonctionnalité des sols : agronomie, stockage carbone, biodiversité, infiltrabilité, et surface : biodiversité, zones humides...).

4.6.1 Principe

A partir de l'usage des sols actuels, il a été affecté une note ZAN de surface à chaque entité (objet commun à l'approche multifonctionnalité, couche d'agrégation), qualifiant son intérêt écologique (Tableau 16). Cette note est issue de l'occupation du sol (croisement OCS GE, RPGA, végétation), qui peut ensuite être bonifiée selon le mode d'agriculture (bio ou non), son caractère humide (zones humides identifiées) ou son positionnement dans la trame verte et bleue (réservoirs de biodiversité, corridors). La plupart des données mobilisées existent sur d'autres territoires (ou un équivalent) ce qui permet une répliquabilité de la méthode.

Thèmes	Valeurs	Note	Données mobilisées
Type d'occupation du sol (1 possibilité parmi 6 ou proportion)	Artificialisé	0	RPGA Couche ASP et IGN OCS occup_sol.ocsge_rm_2020 Végétation fine (Rennes Métropole) occup_sol.vegetation_fine_2021 (
	Cultivé	10	
	Herbacé	11	
	Prairie permanente	13	
	Eau (et autre sans végét.)	15	
	Boisé	15	
Précision agricole	Surface en bio	1	Agences bio Couche Agence Bio
Précision ZH	Zones humides (ZH)	2	Inventaire ZH Couche M2 du PLUi
Précision TVB (1 possibilité parmi 2)	MNIE	2	Données SCoT pat_naturel.pdr_mnie_loc_2022
	TVB (GEN)	1	Données SCoT pat_naturel.pdr_gen_loc_2022

Tableau 16 : Système de notation et sources de données utilisés par thématique pour le calcul de la note ZAN de surface – RPGA : référentiel parcellaire graphique agricole – ASP : agence spéciale de paiement ; MNIE : milieu naturel d'intérêt écologique (réservoirs de biodiversité) ; TVB ; trame verte et bleue.

4.6.2 Méthode de calcul

La couche de référence produite dans le cadre de la multifonctionnalité est utilisée pour le calcul des notes de surface (pour rappel, elle est obtenue par croisement des couches OCS GE et RPG). Chaque objet de la couche de référence est renseignée des informations liées à ses occupations (artificiel, culture agricole, prairies permanentes, zones herbacées, zones en eau et zones boisées), permettant d'établir une note par moyenne pondérée des notes des différents types d'occupation selon la part de surface concernée (Tableau 17). Cette dernière est préalablement bonifiée sur la base des critères écologiques complémentaires (zone humide, réservoir de biodiversité, agriculture biologique - Tableau 16). L'ordre de priorité pour la genèse de la couche est : RPGA, complété dans les zones non renseignées par l'OCS GE. La végétation fine est ensuite injectée en découpage de la couche de référence (RPGA x OCS GE). Chaque entité géographique du référentiel de multifonctionnalité des sols est renseignée selon la part de chaque typologie de surface dans l'objet et ensuite "bonifiée" par intersection du socle de base avec les zones de plus-value écologique (agriculture biologique, trame verte et bleue - réservoirs et corridors, zones humides).

Le référentiel pour la multifonctionnalité des sols est donc enrichi via des opérations géomatiques sur les données afin d'obtenir la base pour le calcul du score ZAN de surface.

Composition du socle de base	Sources et construction
% Artificiel	Couverture OCSGE CS1.1... minoré par la proportion de végétation fine intersectée sur la couche de référence,
% Agriculture	RPG tous code_group exceptés prairies, landes, jachères, estives, ... modifié par la végétation fine en cas de présence de boisement par exemple
% Herbacé	Couverture OCSGE CS2.2... ou CS2.1.2 ou CS2.1.3 sauf si déjà identifié comme agricole ou prairie par RPG puis ajusté avec la végétation fine (ex. sur artificiel selon OCSGE : une part herbacée peut être identifiée)
% Prairie permanente	RPG code_group 18 modifié par la végétation fine en cas de présence de boisement par exemple
% Eau (et autre sans végét.)	Couverture OCSGE CS1.2... idem minoré par la végétation fine
% Boisé	Couverture OCSGE CS2.1.1... sauf si déjà identifié comme agricole ou prairie par RPG puis ajusté avec la végétation fine
Total 100%	

Tableau 17: Composition du socle de base pour calculer la note de surface

Une fois la couche de référence obtenue, une note est calculée pour chaque objet de la couche de référence selon les proportions surfaciques et à partir de la grille de notation choisie (Illustration 25). La notation est directement appliquée sur les proportions d'occupation d'espace (pas de pondération complémentaire). Chaque objet obtient ainsi une note de surface allant de 0 (artificialisé) à 20 (naturel à fort enjeu écologique).

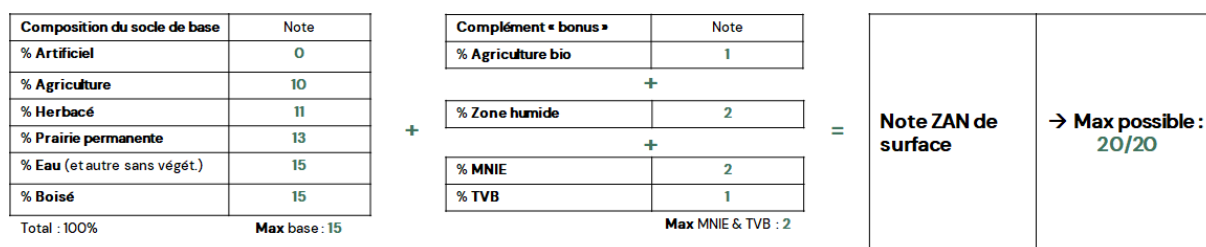


Illustration 25 : Méthode de calcul de l'indice de surface à partir de l'usage des sols sur les entités géographiques de référence et d'un système de bonification

4.6.3 Résultats

Les notes obtenues à l'échelle du territoire permettent de connaître la sensibilité des objets à une artificialisation nouvelle. Plus le score est important, plus l'artificialisation entrainera une perte écologique importante. La note moyenne des objets se situe à 9,7 sur 20. Le graphique ci-dessous (Illustration 26) représente la répartition des notes.



Illustration 26 : Répartition des notes de surfaces

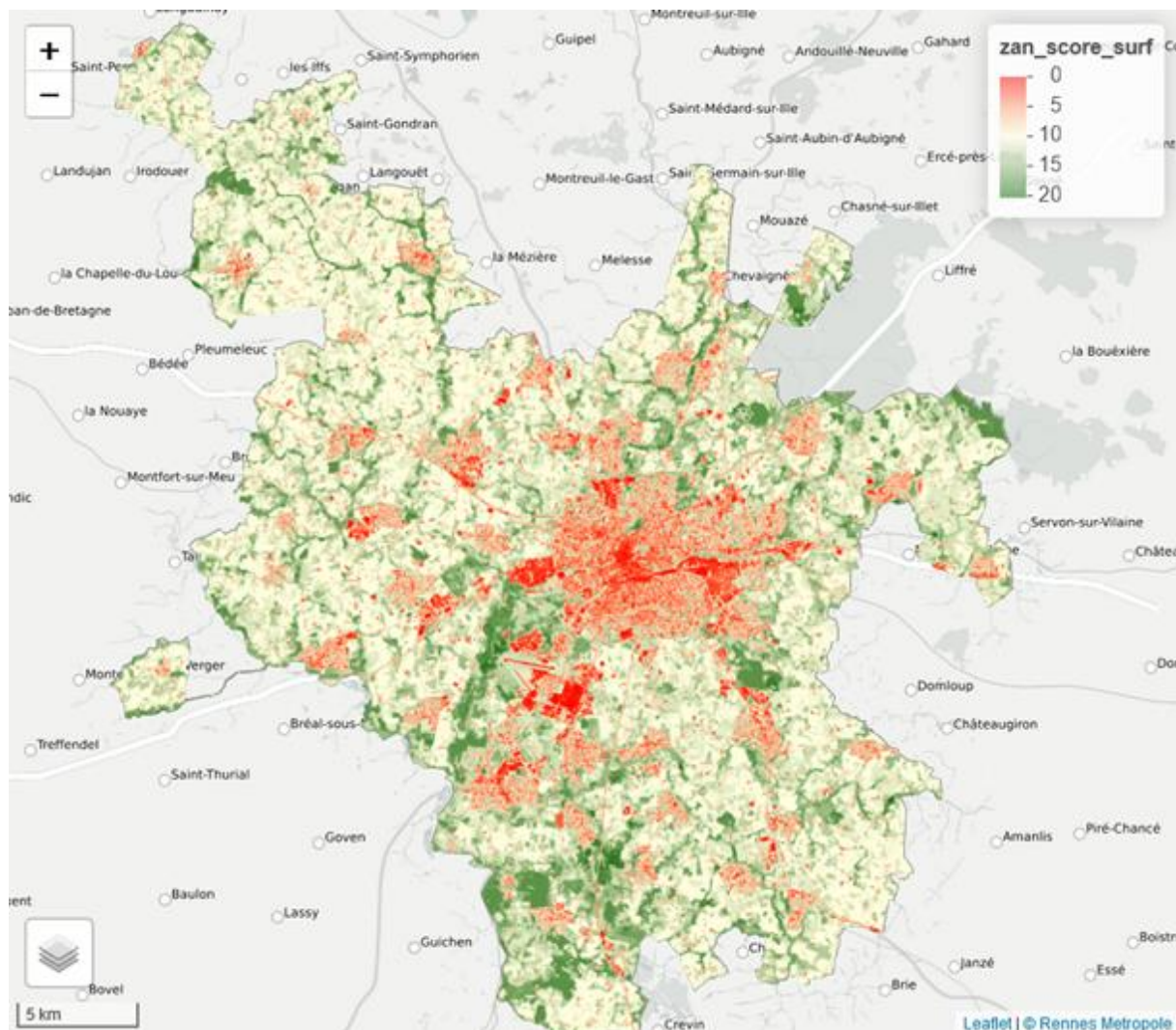


Illustration 27 : Carte résultat pour la note de surface

La carte (Illustration 27) reflète bien la réalité connue pour le territoire de la métropole rennaise, en matière d'enjeux écologiques et permet de classer le territoire depuis l'artificialisé (en rouge) aux secteurs d'enjeux forts pour la fonctionnalité naturelle du territoire (en vert foncé).

4.7 LE SCORE GLOBAL ZAN : CROISEMENT DE LA QUALITE DES SOLS ET DE L'INDICE DE SURFACE

4.7.1 Principe

Une fois la note de multifonctionnalité des sols et la note de surface obtenues, il est possible de créer un **score global ZAN** qui permet de mixer les enjeux du sol et les enjeux de surface, et ainsi voir les impacts potentiels globaux (carbone, infiltration, valeur agronomique...) des choix futurs d'urbanisation et/ou de renaturation. Il a été convenu dans le cadre de cette étude **d'accorder le même poids au deux notes (moyenne pondérée)**, multifonctionnalité et surface, mais selon les enjeux ou volonté des territoires, il est possible d'accorder des poids différents.

4.7.2 Méthodologie

Pour croiser les deux notes, la note de multifonctionnalité est redressée pour passer d'un maximum d'origine de 18 à 20, et d'un minimum de 4 à 0. La note moyenne ainsi obtenue pour la multifonctionnalité est de 10 sur 20 à l'échelle du territoire métropolitain (Illustration 28). Différents tests de pondération ont été menés. La part égale a été retenue dans la suite des travaux.



Illustration 28 : Répartition des notes de multifonctionnalité redressées

La carte de multifonctionnalité obtenue (Illustration 29) est similaire à celle d'origine, mais va permettre de croiser à part égale la note de multifonctionnalité et la note de surface.

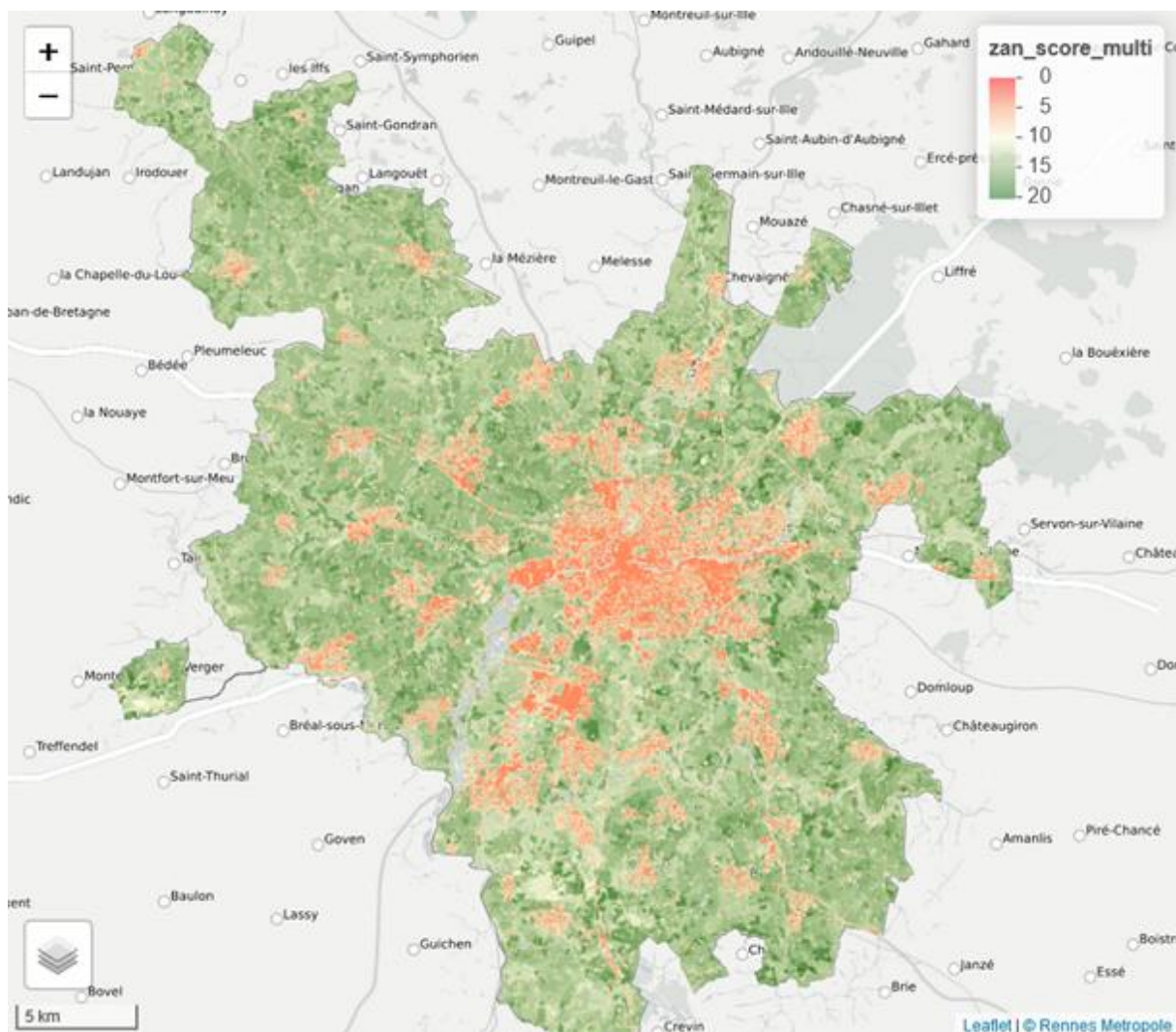


Illustration 29 : Carte de multifonctionnalité des sols avec notation redressée (note sur 20)

4.7.3 Résultats

Le croisement des deux notes pour chaque objet permet d'obtenir le score global ZAN. Pour rappel, il a été choisi d'accorder le même poids à la note de multifonctionnalité qu'à la note de surface (50/50). La note moyenne des objets ainsi obtenue est de 9,6 à l'échelle du territoire métropolitain (Illustration 30).



Illustration 30 : Répartition de la note globale ZAN (50/50)

La carte résultante de score global ZAN (Illustration 31) synthétise donc à part égale les enjeux liés à la multifonctionnalité des sols et les enjeux de surface. En fonction des

objectifs des politiques publiques, la pondération pourra être modifiée, pour répondre aux enjeux à considérer (priorité aux sols, à l'usage de surface, etc.).

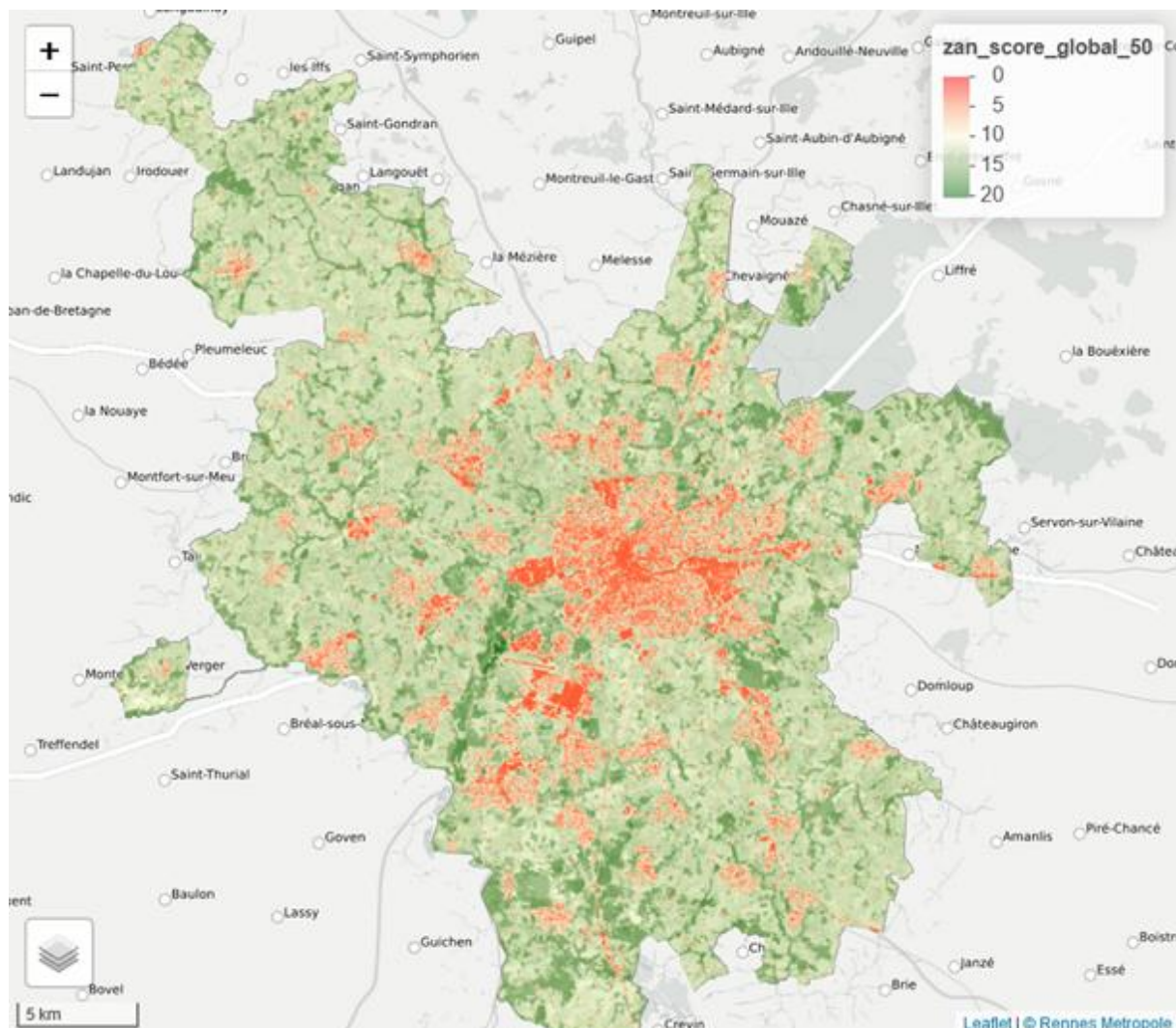


Illustration 31 : Carte du score global ZAN (multifonctionnalité x surface, 50/50)

Cette approche conjointe permet donc d'aborder pour chaque endroit du territoire (entités géographiques du référentiel d'interprétation) les enjeux croisés pour le sol et l'occupation/usage en surface.

4.8 SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES DE LA MÉTHODOLOGIE QUASOZAN

4.8.1 Multifonctionnalité des sols et typologie de sols associée

La méthodologie développée présente une plus-value par rapport à la méthode MUSE. Elle apporte un gain notable de précision (facteur 5 à 10), grâce à l'échelle de résolution plus fine de la carte pédologique utilisée (maille 50 m), produite par IARA (B. Lemerrier, 2024) par descente d'échelle du référentiel pédologique régional à 1/250 000, et par l'utilisation de modèles d'occupation des sols plus précis. Elle offre en outre une continuité de la cartographie de multifonctionnalité sur l'ensemble du territoire. Des hypothèses ont malgré tout été

nécessaires pour estimer la valeur agronomique des sols végétalisés en milieu urbain. L'impact de l'artificialisation est de plus, pris en compte pour chaque fonction, y compris pour la capacité d'infiltration et la valeur agronomique. Le résultat cartographique intègre en outre l'hétérogénéité de la valeur agronomique estimée au regard du référentiel d'interprétation. Ce dernier, plus proche des besoins de planification, peut toutefois donner une fausse impression de précision.

La typologie de sols multifonctionnels élaborée à partir des cartes par fonction et de la multifonctionnalité des sols apparaît prometteuse. Basée sur des regroupements à partir des combinaisons des fonctions écologiques, elle éclaire les nuances de multifonctionnalité.

L'ensemble de ce travail fait ressortir des besoins de référentiels plus précis :

- Modèles d'occupation des sols : une meilleure distinction des types de couvertures végétales est nécessaire pour faciliter la mise en œuvre des principes de la méthode MUSE de corrélation entre l'occupation des sols, le stockage de carbone et la biodiversité. Cela permettrait d'utiliser OCS GE comme référentiel d'intégration directement, en évitant le découpage par le RPG qui s'avère complexe, compte-tenu de la gestion nécessaire des nombreux polygones de formes incohérentes avec la réalité de terrain et de micropolygones générés par le croisement des 2 couches ;
- Carte pédologique : la cartographie des UTS facilite également grandement la mise en œuvre des principes de la méthode MUSE. En milieu rural, un besoin de connaissances à 1/25 000 est nécessaire. En milieu urbain, une connaissance plus précise est nécessaire (plutôt 1/5 000 voire 1/10 000) compte-tenu de la plus grande hétérogénéité des usages des sols mais aussi de leur qualité.

4.8.2 Score global ZAN : apports du croisement multifonctionnalité des sols et indice de surface

La multifonctionnalité des sols est une des thématiques d'entrée nécessitant d'être mieux prise en compte en planification territoriale, compte-tenu de l'importance de la ressource en sol en termes de fonctions écologiques mais aussi en termes de services rendus. La qualité des sols est cependant peu perceptible, contrairement à l'usage de surface. Or, ce dernier a des incidences sur les sols et représente par ailleurs un levier d'action très utilisé. Le croisement des deux apparaît ainsi comme une solution pertinente dans le processus **d'analyse du territoire pour identifier les leviers d'action concrets** tout en s'appuyant sur une connaissance de la qualité des sols modélisée par une approche scientifique rigoureuse. La force de cette analyse apparaît cruciale pour des prises de décision éclairées.

5 Dégradation des sols

La prise en compte de la multifonctionnalité des sols, établie à partir des fonctions écologiques des sols, a permis de proposer une première typologie de sols et un système de notation associé. Les pollutions (potentielles) des sols font partie intégrante des pressions anthropiques sur les sols. Cette information vise à nuancer la typologie et le système de notation établis à partir des fonctions écologiques des sols. La pression sur la multifonctionnalité liée à l'artificialisation a déjà été intégrée à la multifonctionnalité (cf. §4).

5.1 IMPACT DES POLLUTIONS SUR LES FONCTIONS DES SOLS

La contamination des sols impacte la biodiversité et plus largement les fonctions des sols. Les paragraphes ci-après synthétisent l'état des connaissances scientifiques identifiées sur le sujet.

5.1.1 Impact des éléments traces métalliques sur les fonctions écologiques du sol

La contamination des sols par les métaux impacte les différentes fonctions des sols, de manière directe ou indirecte.

La **biodiversité des sols** apparaît impactée directement. Rajapaksha *et al.* (2004) constatent par exemple que les bactéries sont plus sensibles aux fortes concentrations en métaux (Zn et Cu) dans les sols que les champignons. Ils ont également remarqué l'effet variable du pH du sol sur la réaction de ces deux communautés à la pollution, un pH bas accentuant l'impact négatif sur les bactéries mais pas sur les champignons. Les taxons individuels des invertébrés du sol (vers de terre, nématodes, enchytréides) ont montré une sensibilité à de fortes concentrations en métaux (Zn, Cu et Ni), mais la diversité globale n'a pas été affectée (Creamer *et al.*, 2008). Malgré sa plus faible biodisponibilité que le plomb d'origine anthropique, Joimel *et al.* (2018) ont montré que le plomb d'origine naturelle modifie les communautés de champignons et altère la structure fonctionnelle des communautés de collemboles dans les sols des jardins. Les différents métaux affectent de manière variable la population microbienne du sol (cuivre, plomb, argent, zinc, cadmium, mercure, ...) (Giller *et al.*, 1998). L'exposition peut conduire à l'établissement de populations microbiennes tolérantes, ce qui entraîne une diminution de la biodiversité des micro-organismes (Lenart-Boro et Boro, 2014).

L'impact des métaux sur la biodiversité entraîne en cascade des effets sur les autres **fonctions des sols**.

L'impact sur la régulation du cycle du carbone apparaît plutôt comme un effet indirect lié aux impacts sur la biodiversité du sol. L'impact des métaux sur les micro-organismes du sol (modification des communautés, diminution de l'activité enzymatique, ...) entraîne une baisse de la biodiversité du sol et donc une diminution de la décomposition de la matière organique (Lenart-Boro et Boro, 2014). Ceci peut affecter considérablement la capacité des communautés microbiennes du sol à dégrader la matière organique, entraînant ainsi une perte de fertilité du sol et des modifications de l'équilibre entre la libération de CO₂ et le stockage à long terme du carbone (Giller *et al.*, 1998).

L'impact sur la régulation du cycle du carbone va dépendre des caractéristiques intrinsèques du sol. En effet, Sereni *et al.* (2021) ont montré qu'au-delà d'une certaine concentration en cuivre, les émissions de CO₂ des sols diminuent mais la diminution de ces émissions ne peut cependant pas être associée à un rôle de puits de carbone car elle s'accompagne d'une

diminution de la biomasse microbienne du sol. Contrairement à la teneur en argile et au type de climat, le pH du sol a été identifié comme un facteur important de l'effet du Cu sur les émissions de CO₂, car la minéralisation du sol en C s'est avérée plus sensible à la contamination par le Cu dans les sols acides que dans les sols neutres ou alcalins. Cependant, dans un sol agricole (blé), en présence de cuivre, un niveau plus élevé de libération de CO₂ a été observé par Bernard *et al.* (2009) résultant d'un niveau plus élevé de minéralisation de la matière organique du sol. La contamination des sols par les métaux affecte donc la dynamique du carbone mais il reste difficile de quantifier cet impact.

Un impact sur la régulation du cycle des nutriments est également observé. Zhou *et al.* (2016) ont montré que les métaux présents dans le sol diminuent les concentrations de carbone organique et d'azote du sol (particulièrement dans les sols fortement pollués) et augmentent le rapport C/N, ce qui entraîne une diminution significative de la biomasse végétale. La réduction des concentrations en carbone organique et azote dans les sols est plus marquée dans les écosystèmes naturels que dans les écosystèmes agricoles. La pollution par les métaux peut donc potentiellement affecter la fertilité des sols.

Des effets indirects sur la régulation cycle de l'eau (stockage, infiltration) ont été constatés. Au-delà d'un certain niveau de contamination du sol par le Cu, l'effet toxique sur les plantes et la micro, méso et macrofaune conduit ainsi à la formation d'un sol plus compacté (Schaeffer *et al.*, 2016). Ceci avait également été constaté par Naveed *et al.* (2014), qui ont décrit les effets de la contamination par le Cu sur plusieurs organismes du sol et un ensemble de caractéristiques chimiques et physiques du sol. Ils ont observé que la porosité du sol (évaluée par tomographie à rayons X) et la diffusivité des gaz (liée à l'aération du sol) diminuaient avec l'augmentation de la concentration de Cu : la perméabilité à l'air et à l'eau est donc réduite sur ces sols.

Plusieurs études s'intéressent aux effets sur l'infiltration de l'eau liés aux modifications des communautés de vers de terre sous l'effet de pollutions métalliques. Capowiez *et al.* (2021) ont testé les effets fonctionnels d'une diminution de l'abondance des vers de terre due à un gradient historique de pollution métallique sur les propriétés du sol, en faisant en particulier le lien entre terriers de vers de terre et infiltration de l'eau. Ces auteurs ont conclu à la difficulté d'établir des relations claires entre la macroporosité du sol (liée aux terriers) et l'infiltration de l'eau du sol, et plus largement entre les communautés de vers de terre et les fonctions du sol. Leur étude souligne la nécessité de développer une approche plus fonctionnelle pour étudier les effets spatiaux des pollutions sur les processus écologiques et la fertilité des sols, au-delà des modifications des communautés de vers de terre.

L'impact des pollutions des sols sur les propriétés hydrauliques du sol et notamment le potentiel d'infiltration de l'eau est encore peu documenté. Au contraire, les études s'intéressent plutôt à l'impact de l'infiltration des eaux de ruissellement sur l'accumulation et le transport des polluants (Tedoldi *et al.*, 2016).

Une étude a été menée en Grèce pour évaluer en laboratoire l'impact du lessivage du cuivre et du zinc sur les propriétés hydrauliques d'un sol sableux et d'un sol argilo-limoneux (Angelaki *et al.*, 2022). En augmentant les concentrations de métaux dans la solution apportée dans le sol, l'adsorption des métaux et les valeurs des paramètres hydrauliques ont augmenté de manière significative. Le sol argilo-limoneux a montré une interaction entre les particules d'argile et la charge positive dans le fluide entrant, ce qui a conduit à une augmentation possible des agrégats, pouvant conduire à la génération de pores. En revanche, la même expérience menée sur le sol sableux n'a logiquement pas eu d'impact sur la formation d'agrégats et la structure du sol.

5.1.2 Régulation de cycle des contaminants

Le niveau de pollution historique d'un sol peut affecter sa résistance à une pollution secondaire (Azarbad *et al.*, 2015 ; Schaeffer *et al.*, 2016). Ainsi Azarbad *et al.* (2015) ont montré que la réponse fonctionnelle d'un sol forestier à un stress (pollution à l'arsenic) était liée au niveau de pollution historique de ces sols, les sols déjà adaptés à un niveau de contamination métallique élevé étant plus résistants que les sols moins pollués.

Cependant, les changements dans la structure des communautés en réponse à une pollution peuvent ne pas s'accompagner d'une altération du fonctionnement du sol à des concentrations de métaux faibles à modérées, car toute augmentation de populations plus tolérantes peut contrebalancer la perte d'espèces sensibles (Pennanen *et al.*, 1996). Néanmoins, à des concentrations de métaux élevées, une perte du fonctionnement biologique du sol est effectivement due à des conditions toxiques.

5.1.3 Impacts des substances organiques sur les fonctions des sols

L'étude des impacts des substances organiques polluantes concerne principalement l'effet sur la biodiversité du sol.

a) Pesticides

Il existe un consensus au sein de la communauté scientifique sur le lien entre les pesticides et le déclin observé de la biodiversité terrestre (Brühl and Zaller, 2019).

Les pesticides affectent les vers de terre, les mycorhizes symbiotiques et d'autres organismes présents dans le sol. D'autre part, la composition et l'activité des communautés bactériennes peuvent être modifiées par les pesticides (Isenring, 2010).

La caractérisation de la biodiversité est essentielle pour l'appréciation de la qualité des sols (Bouzouidja *et al.*, 2020). Cette affirmation s'appuie sur une corrélation négative observée entre la présence de résidus de pesticides dans les sols et la biomasse bactérienne.

Cependant, face à l'absence de synthèse quantitative de l'impact des pesticides sur les communautés de faune du sol, Beaumelle *et al.* (2023) ont quantifié à travers l'analyse de 94 études les effets des pesticides sur biodiversité du sol : les pesticides diminuent l'abondance et la diversité des communautés de la faune du sol dans toutes les études et ont des effets plus importants sur la diversité de la faune du sol que sur son abondance. Les scénarios les plus préjudiciables impliquent l'utilisation d'une combinaison de substances, des substances à large spectre et des insecticides, qui réduisent considérablement la diversité de la faune du sol, même aux taux recommandés. Aucune étude montrant une atténuation des effets avec le temps n'a été recensée.

Par ailleurs, les pesticides peuvent également jouer un rôle dans le stockage du carbone dans le sol, par l'inhibition de l'enzyme anhydrase carbonique, impliquée dans la séquestration du carbone et la biominéralisation (Nathan *et al.*, 2020).

b) HAP

La pollution par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) a un impact fort sur le potentiel de stockage de carbone du sol (Jahantab, 2023) : les HAP diminuent significativement le carbone organique du sol (dans une moindre mesure cependant que les métaux), en modifiant les caractéristiques biologiques du sol et de la végétation.

c) Hydrocarbures

Les effets de la pollution par des hydrocarbures sur les communautés microbiennes du sol et les fonctions écologiques des sols ne sont pas clairement identifiés (Gao *et al.*, 2022). Les concentrations en hydrocarbures jouent un rôle important dans la modification des structures de la communauté microbienne du sol, des fonctions écologiques et de la diversité des espèces. Ainsi, Gao *et al.* (2022) ont montré que les fortes concentrations en hydrocarbures (> 20 000 mg/kg) diminuent significativement la diversité des micro-organismes du sol et les gènes de fixation du carbone et de l'azote.

La présence d'hydrocarbures entraîne une réduction de la croissance des plantes dans les sols contaminés, liée à des effets toxiques directs, à une inhibition de la germination ainsi qu'à des modifications des caractéristiques du sol (Kisic *et al.*, 2009), avec notamment une aération insuffisante causée par une diminution de l'espace poreux rempli d'air et une diminution des nutriments disponibles (De Jong, 1980).

d) Effet cocktail

Il est également important d'étudier l'effet des pollutions combinées (métaux, pesticides) sur les fonctions écologiques des sols : ainsi, les sols pollués par les métaux montrent une plus grande sensibilité et une plus faible résistance (capacité à résister aux perturbations) à une perturbation supplémentaire par un herbicide (siduron) en raison de la biomasse microbienne plus faible, mais une plus grande résilience (capacité à se rétablir après une perturbation) en raison de la préadaptation aux stress chimiques (Jiang *et al.*, 2019).

La présence de plusieurs facteurs de stress simultanés (pollution aux métaux, aux pesticides, compaction, sécheresse, ...) est une situation typique, mais les connaissances sur leurs effets interactifs sur les fonctions et la dynamique des sols sont très limitées (Schaeffer *et al.*, 2016). Les effets des perturbations sur les fonctions des sols sont multifactoriels et interdépendants.

5.1.4 Effets des pollutions des sols sur leur multifonctionnalité

Une approche fondée sur les services écosystémiques montre que la prise en compte des seuls effets directs de la contamination des sols et de l'eau par les métaux sous-estime considérablement les impacts totaux de ces polluants sur la séquestration du carbone, la production agricole et animale, la régulation des inondations ou encore la qualité de l'eau potable (Hayes *et al.*, 2018). Ainsi, la construction de chaînes logiques permet une évaluation robuste des impacts potentiels en indiquant les effets primaires, secondaires et tertiaires. Hayes *et al.* (2018) ont montré les effets de la contamination par les métaux (cuivre) sur une série de services écosystémiques, notamment le long d'une cascade d'impacts (Illustration 32), depuis un récepteur initial sensible à la toxicité des métaux (impact direct), jusqu'aux services écosystémiques finaux (production agricole, séquestration du carbone, régulation des inondations, ...), via des altérations de plusieurs processus écosystémiques. Suite à une contamination d'un sol par le cuivre, 11 effets directs potentiels ont été identifiés (impact sur l'abondance des vers de terre, altération de l'activité et de la diversité microbienne, diminution des rhizobactéries entraînant une réduction de la fixation de l'azote, réduction de la couverture et de la croissance végétale, ...), soit des effets négatifs sur la fertilité des sols et la croissance des végétaux. Ces auteurs ont également montré des effets indirects de la pollution sur les propriétés hydrologiques des sols, avec une diminution de l'infiltration de l'eau dans le sol

résultant de la diminution de l'abondance des vers de terre et de l'instabilité des agrégats du sol suite aux effets sur les espèces fongiques. Ces changements peuvent potentiellement avoir des effets ultérieurs sur les émissions de CH₄, N₂O et CO₂ des sols.

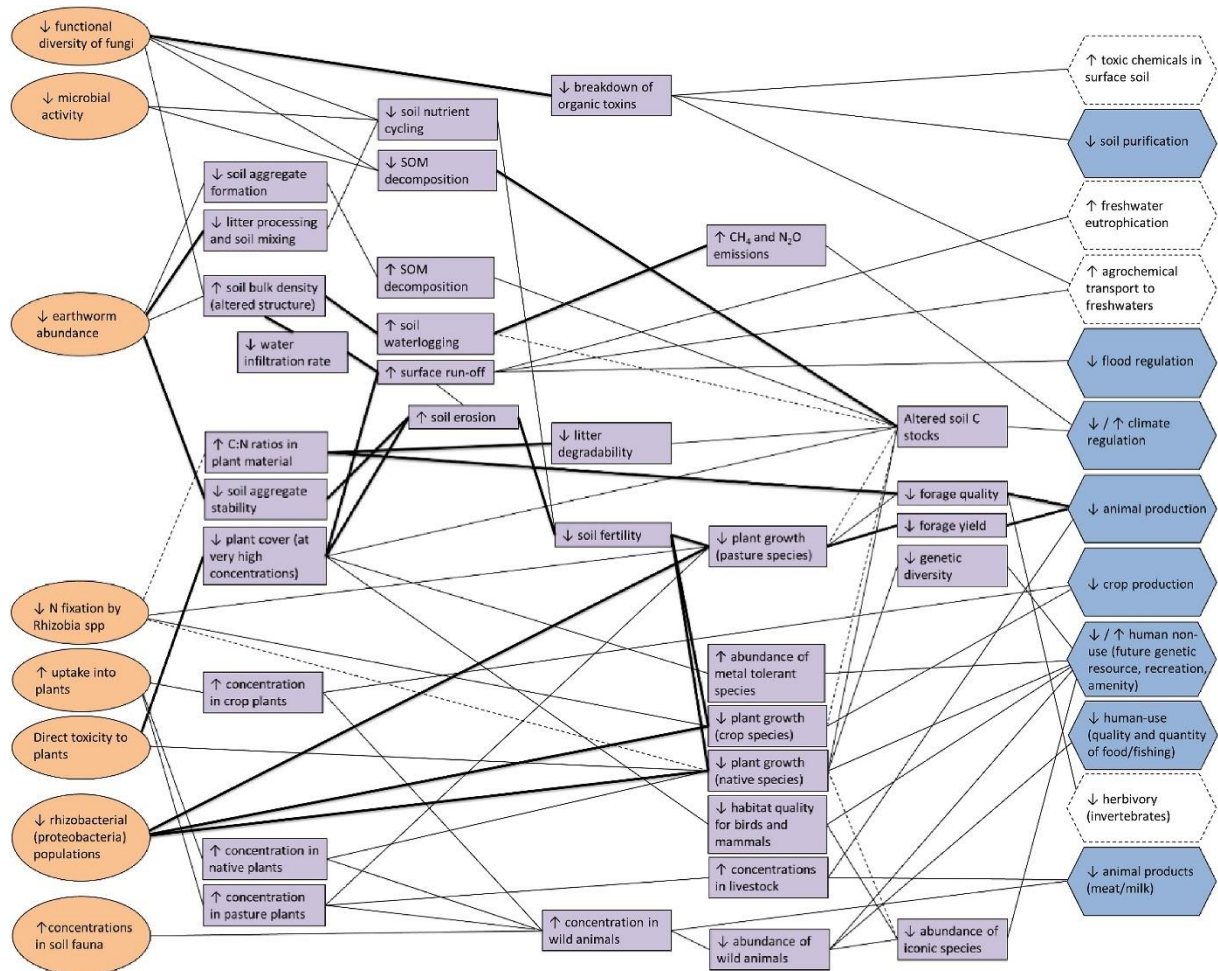


Illustration 32 : Réseau schématique de chaînes logiques des réponses des écosystèmes à la pollution des sols par les métaux (cuivre), conduisant aux services/biens écosystémiques impactés (Hayes et al., 2018)

Ke et al. (2023) ont étudié la corrélation entre la multifonctionnalité du sol et la diversité microbienne sous l'influence d'éléments potentiellement toxiques (notamment Pb, As et Cd) près d'une fonderie de plomb. Le changement dans la diversité de la communauté microbienne est étroitement lié aux changements de multifonctionnalité du sol provoqués par les éléments toxiques. Or c'est la diversité microbienne, plus que sa richesse, qui détermine la fourniture de services écosystémiques dans les environnements pollués.

5.1.5 Discussion

En contexte urbain et péri-urbain, la compréhension des interactions complexes entre les pratiques de gestion passées et récentes, la biodiversité, la structure et le fonctionnement des sols est encore parcellaire (Setälä *et al.*, 2016), bien qu'elle fasse l'objet d'une attention accrue, notamment parce que ces relations supportent la fertilité et la santé du système sol (Byrnes *et al.*, 2014; Lorenz, 2017).

Les contaminations, via les activités humaines telles que l'industrie, l'agriculture ou les dépôts de déchets, affectent l'équilibre entre les processus biotiques et abiotiques et plus particulièrement la biodiversité fonctionnelle des sols (Duarte *et al.*, 2018). Les connaissances des impacts des contaminations sur la biodiversité et les fonctions des sols se développent.

De nombreuses études sur la biodiversité des sols examinent plutôt les changements d'abondance et/ou de diversité de groupes individuels de biote du sol (Tibbet *et al.*, 2020). Les effets des pollutions sont généralement étudiés sur les communautés microbiennes, les végétaux, les vers de terre, ... mais pas directement sur les fonctions des sols comme le montre la revue de littérature de Beaumelle *et al.* (2021) évaluant l'état actuel des connaissances sur les effets des polluants (métaux, pesticides, PCB, ...) sur les communautés de faune du sol. La plupart des recherches se limitent généralement à quelques groupes emblématiques de la faune du sol (nématodes, collemboles et vers de terre) et à certains facteurs de stress chimiques (métaux). L'effet du changement climatique sur les sols (Giling, 2019) et l'effet des changements de pratiques agricoles (van der Esch *et al.*, 2017) sont davantage étudiés que celui des polluants. Quelques études s'intéressent aux fonctions des écosystèmes (dont la décomposition de la litière, la productivité de biomasse végétale) et très peu aux propriétés physiques du sol, telles que l'infiltration d'eau ou le compactage du sol. Cette revue de littérature souligne le besoin d'améliorer les connaissances sur l'impact des facteurs de stress chimiques sur la capacité d'un écosystème à maximiser simultanément différentes fonctions (Manning *et al.* 2018, Giling *et al.* 2019), traitant par exemple sur le lien entre la séquestration du carbone et les polluants dans les sols (Giling *et al.* 2019).

Par ailleurs, pour pouvoir évaluer les impacts des polluants dans les sols à l'échelle de l'écosystème, Capowiez *et al.* (2021) ont montré qu'il est important de mesurer les fonctions des sols dans des conditions de terrain. En effet, il reste difficile d'extrapoler les résultats obtenus en laboratoire sur des sols non contaminés et enrichis progressivement en métaux à des sols réels exposés à des pollutions depuis de nombreuses années (Santa-Cruz *et al.*, 2021). Les études en laboratoire, plus nombreuses car plus faciles à mener, mesurent les réponses à une toxicité aiguë immédiate (perturbation) tandis que le suivi sur le terrain mesure les réponses à une toxicité chronique à long terme (stress) qui s'accumule progressivement (Giller *et al.*, 1998).

Cette analyse de l'impact des pollutions des sols sur leurs fonctions écologiques est importante pour identifier des indicateurs de suivi clef. Aponte *et al.* (2020) suggèrent ainsi de retenir l'activité enzymatique comme indicateur de qualité des sols contaminés par des éléments traces métalliques et métalloïdes. En effet, les métaux et métalloïdes ont un effet inhibiteur sur différentes enzymes impliquées dans les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre (C, N, P, S).

La pollution métallique n'a pas un impact systématique sur les fonctions du sol (Lucisine *et al.*, 2015). Cependant, les impacts au niveau des écosystèmes ne peuvent être pleinement appréciés sans une mesure directe des fonctions clés des écosystèmes, et pas seulement par l'étude d'une sélection d'organismes, populations ou communautés affectés par cette pollution.

C'est pourquoi la compréhension des interactions entre fonctions s'avère cruciale. Elle s'avère en revanche parcellaire pour le moment.

5.1.6 Perspectives concernant la prise en compte des effets des pollutions sur la multifonctionnalité des sols

Les effets des pollutions sur les fonctions écologiques des sols sont encore peu documentés, bien que les études sur cette thématique augmentent, contrairement aux effets directs sur les végétaux, les champignons, les micro-organismes ou les vers de terre.

Même si elles n'impactent pas systématiquement les fonctions des sols, les pollutions, notamment métalliques et liées aux pesticides, ont globalement un effet négatif sur la biodiversité et le stockage du carbone. L'impact est plus difficile à estimer sur les autres fonctions écologiques du sol, en particulier l'infiltration et la production de biomasse, faute d'études spécifiques.

Pour bien évaluer les impacts réels des pollutions sur les fonctions des sols, il est d'ailleurs nécessaire de réaliser des mesures de terrain, les mesures en laboratoire restant plus théoriques et non transposables directement aux sols des contextes urbains et péri-urbains.

Le Tableau 18 synthétise par polluant ou famille de polluants les impacts recensés pour les fonctions écologiques prises en compte dans le présent projet. Les détails sont indiqués en Annexe 4.

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

	Biodiversité	Stockage carbone	Infiltration	Production biomasse
Métaux	Exposition aux métaux peut conduire à l'établissement de populations microbiennes tolérantes, ce qui entraîne une diminution de la biodiversité des micro-organismes (n)	Diminution carbone organique (t) Diminution de la décomposition de la matière organique (n) Effet inhibiteur des métaux et métalloïdes sur différentes enzymes impliquées dans les cycles C, N, P, S (b)	Effet variable selon le type de sol : augmentation des agrégats et possible création de pores dans sols argilo-limoneux (a)	Présence de métaux diminue les concentrations en C organique et azote et augmente le rapport C/N, ce qui entraîne diminution de la biomasse végétale (t)
Cu	Impact Cu, Ni, Zn sur les taxons individuels mais pas sur la biodiversité globale (g) Perte de biodiversité le long d'un gradient de contamination au Cu (p) Impact sur l'abondance des vers de terre, altération de la diversité microbienne (j) Impact plus fort des fortes concentrations en Cu et Zn sur les bactéries que sur les champignons (q)	Diminution stockage carbone (i, j) Impact difficile à quantifier (d, s)	A un certain niveau de contamination, effet toxique du Cu conduit à la formation d'un sol plus compacté, avec réduction de la perméabilité à l'air et à l'eau (r) Diminution de la porosité du sol avec augmentation de la concentration en Cu (j, p)	Réduction de la couverture et de la croissance végétale (j)
Pb	Modification des communautés de champignons et altération de la structure fonctionnelle des communautés de collemboles (l)			
Pesticides	Corrélation négative entre présence de résidus de pesticides dans les sols et biomasse bactérienne (e), abondance et diversité des communautés de faune du sol (c) Pesticides responsables du déclin de la biodiversité terrestre (f)	Inhibition de l'enzyme impliquée dans la séquestration du carbone (o)		
HAP		Diminution du C organique du sol (k)		
Hydrocarbures	Modification des structures des communautés microbiennes du sol et de leur diversité (h)	Diminution des gènes de fixation du carbone (h)		Réduction de la croissance des plantes (m)

Références

- | | |
|----------------------------|------------------------------|
| a Angelaki et al. (2022) | k Jahantab (2023) |
| b Aponte et al. (2020) | l Joimel et al. (2018) |
| c Beaumelle et al. (2023) | m Kisic et al. (2009) |
| d Bernard et al. (2009) | n Lenart-Boro et Boro (2014) |
| e Bouzouidja et al. (2020) | o Nathan et al. (2020) |
| f Brühl and Zaller (2019) | p Naveed et al. (2014) |
| g Creamer et al. (2008) | q Rajapaksha et al. (2004) |
| h Gao et al. (2020) | r Schaeffer et al. (2016) |
| i Giller et al. (1998) | s Sereni et al. (2021) |
| j Hayes et al. (2018) | t Zhou et al. (2016) |

Tableau 18 : Synthèse de l'impact des pollutions sur les fonctions écologiques des sols

5.2 NOTION D’ALEA POLLUTION DES SOLS

A l’échelle française, les gestionnaires du territoire urbain disposent des données sur les sites et sols (potentiellement) pollués disponibles dans les bases de données nationales (Géorisques). Il s’agit notamment des sites BASOL, qui font l’objet d’information de l’administration concernant une pollution suspectée ou avérée, des SIS (secteurs d’information sur les sols), où la connaissance de la pollution des sols justifie, notamment en cas de changement d’usage, la réalisation d’études de sols et la mise en place de mesure de gestion de la pollution et des sites BASIAS (sites industriels ou de service susceptibles d’être à l’origine d’une pollution des sols). Les ICPE (installations classées pour la protection de l’environnement) correspondent à des sites en activité, dont certains sont susceptibles de contaminer les sols. Si la spatialisation des SIS et des sites BASOL a nettement progressé, avec la digitalisation des emprises, la spatialisation des sites BASIAS et des sites ICPE est encore largement représentée par des points. Quelques secteurs du territoire national bénéficient d’inventaires historiques urbains (IHU) et disposent d’une localisation des sites BASIAS à l’échelle du parcellaire cadastral. Dans tous les cas, les gestionnaires ne disposent d’aucune information globale synthétisant l’ensemble des zones potentiellement contaminées intégrant l’ensemble des facteurs-source anthropiques (ponctuels ou diffus) : activités industrielles et de service, agricoles, transport, domestiques, dépôts....

L’aléa pollution des sols est défini comme un indicateur de qualité des sols permettant de spatialiser la présence potentielle ou avérée de contaminations chimiques des sols issues des activités humaines susceptibles d’avoir un impact sur l’environnement ou la santé.

5.3 DEMARCHE CARTOGRAPHIQUE MISE EN ŒUVRE POUR L’ALEA POLLUTION DES SOLS

5.3.1 Données sources

La spatialisation de l’aléa pollution des sols est basé sur l’exploitation des informations numériques géoréférencées relatives à l’occupation des sols, aux remblais cartographiés sur la carte géologique, aux sites industriels et activités de service, ainsi qu’aux activités agricoles et certaines autres activités (Tableau 19).

Thématique	Source (producteur)		Année	Format	Echelle (en m)	Disponibilité	
						Nationale X	Locale O
Fond de carte	BD TOPO (IGN)		2020	Vecteur	1/50 000 à 1/2 000		X
Occupation des sols	Référentiel Parcellaire Graphique		2020	Vecteur	1/5 000		X
	MOS (AUDIAR)		2021	Vecteur	1/5 000		O
	OCS GE (IGN)		2020	Vecteur	1/10 000		X
Géologie	Carte géologique harmonisée - BD CHARM (BRGM)			Vecteur	1/50 000		X
Activités industrielles et de service	Basias	Géorisques (+Préfecture pour les SIS)	Juin 2023	Point	1/25 000 + 1/25 000 à 1/5 000 1/5000		X
	Basol		Juin 2023	Point		X	
	SIS		Juin 2023	Vecteur		X	
	ICPE			Vecteur		X	
	SUP			Point			
Autres informations	Cimetières	Open data Rennes Métropole		Vecteur			O
	Jardins familiaux et partagés			Vecteur			O
	Cartobio	IGN	2020	Vecteur			X

Tableau 19 : Sources de données utilisées par thématique et échelle de résolution associée

La couche SIG de recensement des surfaces (potentiellement) polluées de Rennes transmise par la métropole est utilisée à titre comparatif, à défaut d'éléments complémentaires sur la traçabilité des emprises renseignées (origine, précision, date de mise à jour, documents de référence...).

5.3.2 Démarche globale

Pour cartographier l'aléa pollution des sols, la méthodologie proposée consiste à croiser toutes les sources potentielles de contamination des sols, liées à l'impact des activités humaines qui se sont succédé et à la nature des matériaux présents pour les sols constitués de remblai. Au préalable, une spatialisation de chacune des sources a été effectuée.

a) Sites Basias

Les anciens sites industriels et de service recensés dans la base de données Basias constituent la source de données la plus fournie. Pour la commune de Rennes par exemple, 496 sites Basias étaient localisés au printemps 2023. Lors de la réalisation de l'inventaire historique régional, les sites ont été géolocalisés sous la forme de coordonnées XY sur un fond de Scan25 de l'IGN. Pour la commune de Rennes, la localisation a été réalisée, toujours sous la forme de coordonnées XY mais avec un support plus précis, le parcellaire cadastral numérisé (cf. préambule départemental de l'Ille-et-Vilaine sur le site Georisques) dès lors que le dossier d'archives apportait les précisions nécessaires (plans ou adresse).

Pour passer du point à une surface approchée à partir des coordonnées géographiques disponibles, il est proposé d'extrapoler les contours à partir du croisement avec le parcellaire cadastral. Le principe consiste à appliquer un tampon d'un certain rayon à partir du point puis à sélectionner les parcelles interceptant cette zone tampon. Le détail de la démarche est précisé en Annexe 4. L'illustration 33 résume le détail des traitements géomatiques pour la sélection des parcelles.

Le choix de la taille de la zone tampon (buffer) s'est appuyé sur les résultats du projet DésiVille (Prézeau *et al.*, 2024), qui a identifié deux buffers de 40 m et 150 m comme pertinents en fonction de l'objectif recherché. Ces tailles ont été déterminées dans un premier temps à partir d'une analyse statistique des rayons d'emprise des sites renseignés dans l'inventaire historique urbain (IHU) du Grand Lyon. Elles ont été testées dans un deuxième temps sur plusieurs quartiers nantais bénéficiant également d'IHU, par comparaison des parcelles effectivement concernées par les sites BASIAS avec celles qui auraient été sélectionnées sur la base d'une zone tampon en partant des coordonnées XY des points Basias renseignés avant l'IHU. L'application du buffer de 150 m permet de couvrir presque l'intégralité des parcelles concernées par des sites potentiellement pollués mais sélectionne également un grand nombre de parcelles sans anciennes activités industrielles recensées, surestimant d'environ 50 % les surfaces réellement concernées. A contrario, le buffer de 40 m ne couvre pas toutes les parcelles (environ la moitié) effectivement concernées par des sites mais en contrepartie limite la sélection de parcelles non concernées. Ainsi le choix du diamètre du buffer dépend de la stratégie recherchée.

Dans la mesure où les sites BASIAS de Rennes ont été renseignés précisément, un rayon de 40 m pour la zone tampon est apparu plus cohérent pour cette commune. Ce rayon a été appliqué à tous les sites dont la précision de localisation est indiquée comme métrique dans la base de données. Pour les sites localisés avec une précision décamétrique, un buffer de 80 m a été appliqué. Le buffer de 150 m a été réservé aux sites localisés avec une précision moins bonne ou sans indication de précision.

Une partie des parcelles ainsi sélectionnées n'est en fait pas concernée par la présence d'anciens sites BASIAS. Pour éliminer ces parcelles, un découpage par les rues (de la BD TOPO de l'IGN) a été effectué. Les morceaux de parcelles situés de l'autre côté d'une rue par rapport au point BASIAS ont ainsi été éliminés de la sélection. La limite de ce protocole réside dans l'écart d'âge entre le réseau de rues actuel et certains anciens sites. Pour les sites d'avant la 2^e guerre mondiale, le croisement avec le cadastre napoléonien et les rues de l'époque offriraient des résultats plus précis. Pour les sites situés hors parcelles, l'ensemble des parcelles interceptées par le buffer ont été considérées (Illustration 33). Les parcelles dont moins de 10% de la surface est recoupée par des buffers de sites Basias ont été éliminées également, sauf si le point se situe au cœur de la parcelle, ce qui peut arriver pour des parcelles de grande taille. La proportion de 10 % a été déduite de tests cartographiques. La gare de triage a été isolée manuellement à partir de la voie ferrée présente dans la BD TOPO de l'IGN.

L'étape suivante consiste à attribuer un niveau d'aléa aux emprises ainsi construites. A chaque parcelle est associé un ou plusieurs identifiants de sites BASIAS selon les buffers de site qui l'intersectent. Chaque site BASIAS est caractérisé par différents codes d'activité selon la nomenclature nationale des activités françaises (NAF) adaptée à BASIAS. Le croisement des codes NAF avec la base de données activités-polluants (BD ActivPolBRGM, 2022) permet de définir un niveau d'aléa. Le niveau d'aléa le plus fort est attribué à la parcelle. L'aléa est distribué en 4 classes : 0 (a priori non concerné), 1 (a priori faible), 3 (moyen), 5 (fort) correspondant à des probabilités a priori nulles à fortes. La méthode de calcul de l'aléa est détaillée en Annexe 4, de même que les étapes de développement intermédiaires.

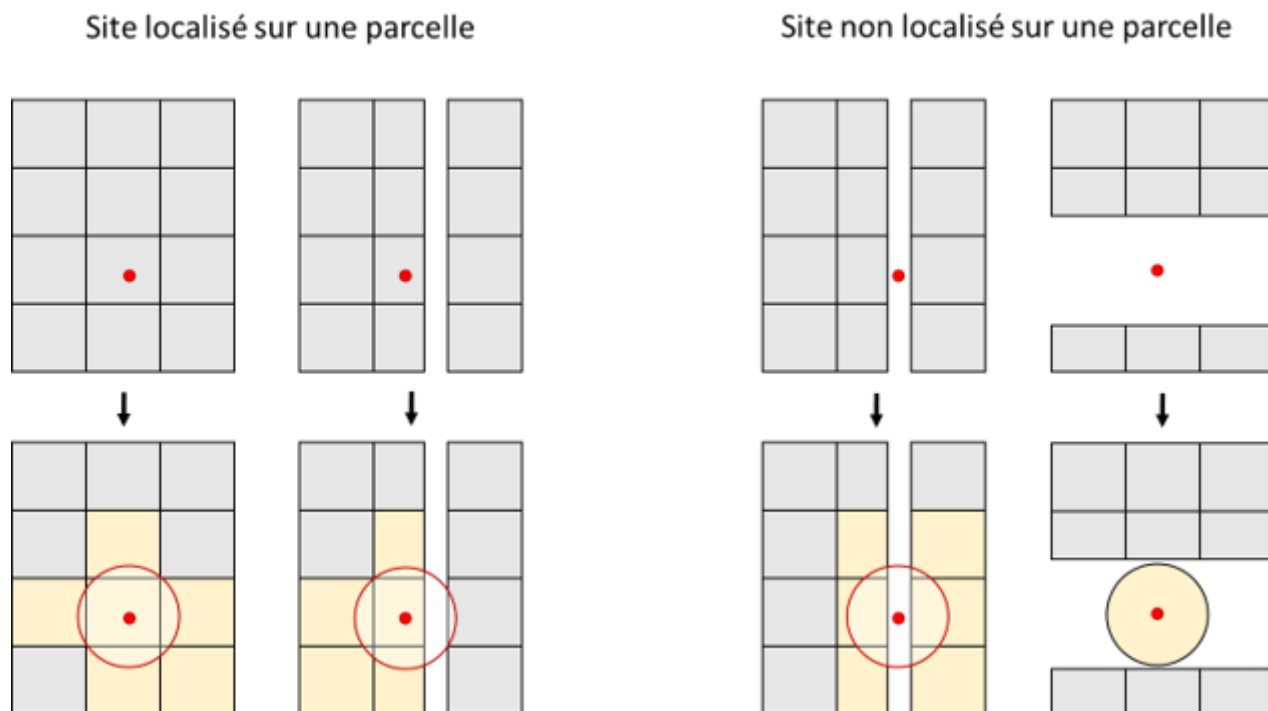


Illustration 33 : Principe de la sélection des parcelles rattachées aux sites BASIAS géolocalisés sous forme de points selon leur localisation au sein ou en dehors d'une parcelle cadastrale (Cornu-Lachamp, 2022)

b) Sites Basol

Les sites Basol correspondent à des sites présentant une pollution suspectée ou avérée qui entraîne ou a entraîné une action des pouvoirs publics. Ces sites sont localisés et disponibles au téléchargement en format shape, sous la forme de points et sous la forme d'emprise (polygone).

Dans le cadre de cette étude, il a été mis en évidence une redondance d'informations entre des sites BASOL et des secteurs d'informations sur les sols (SIS), redondance qui ne trouve pas d'explication simple, certains de ces sites SIS étant recensés comme toujours « en cours » dans BASOL. Dès lors qu'une emprise de site BASOL est aussi une emprise SIS, elle a été soustraite des sites BASOL, les sites SIS ayant fait l'objet d'une validation à l'échelle préfectorale.

Ainsi, à titre d'exemple, sur la commune de Rennes, 5 sites BASOL sont au départ identifiés : 3 sites sont représentés par des emprises et 2 sites spatialisés sous forme de points. Dans les faits, 2 des sites représentés sous forme d'emprise sont également présents dans la couche SIS, et au final seuls trois sites BASOL sont considérés. Pour les 2 sites localisés par des points, la parcelle cadastrale sur laquelle se trouve le point a été considérée comme l'emprise du site. Cette première approche s'est globalement vérifiée lors de l'analyse des photos aériennes anciennes pour évaluer la pertinence du contour ainsi établi comme le montre les trois exemples de l'illustration 34.

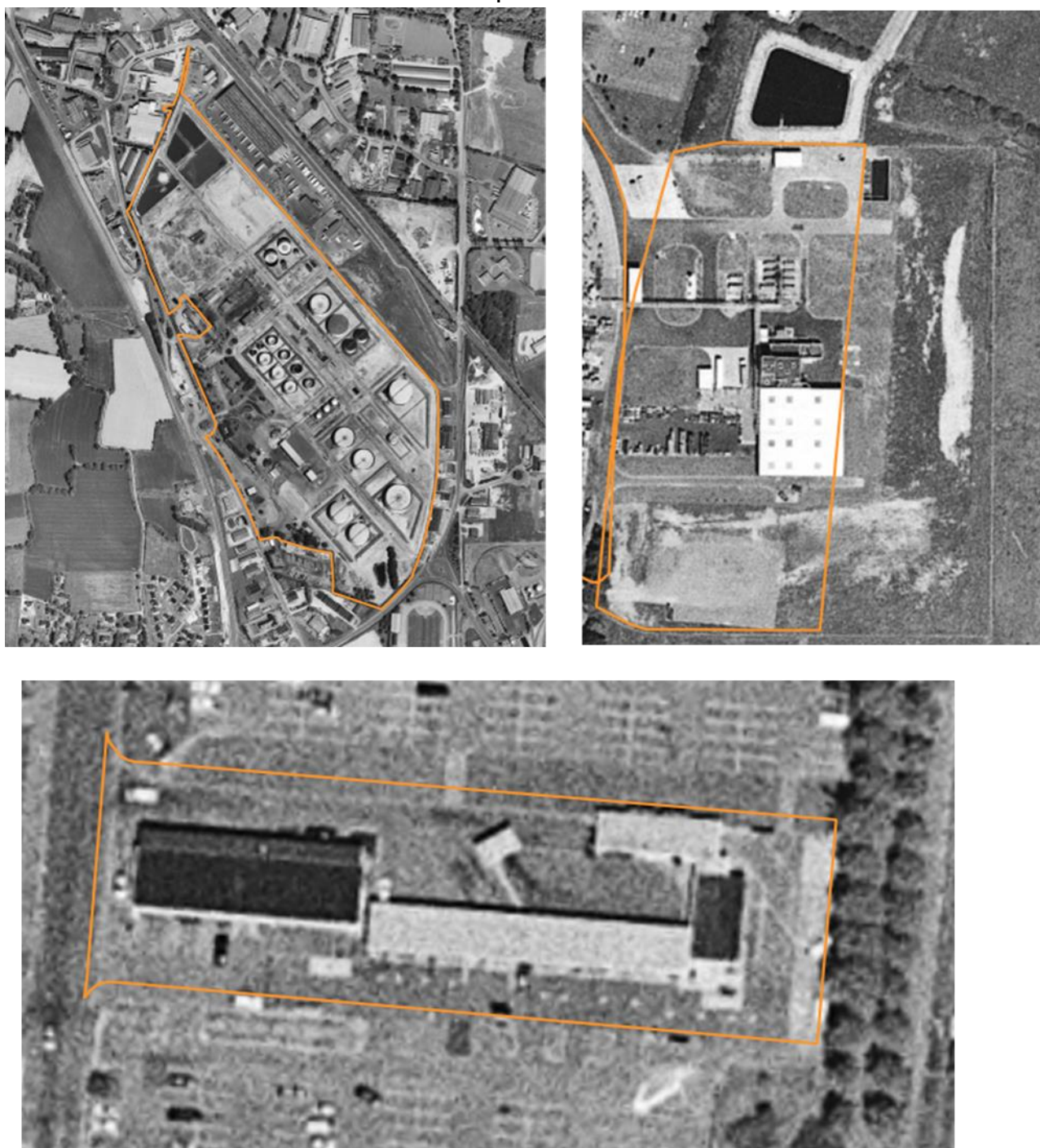


Illustration 34 : Trois exemples de parcelles sélectionnées à partir des coordonnées XY de sites BASOL recensés sous forme de points et reportées sur des photos historiques de la période 1980-1995

Pour l'attribution d'un niveau d'aléa, 2 classes ont été élaborées : il a été considéré que les sites BASOL en cours de gestion ont un niveau d'aléa fort, et ceux clôturés un aléa moyen (Tableau 20).

Colorimétrie	Statut du site (BASOL)	Notation retenue	Aléa pollution des sols
	Clôturé	2	Moyen
	En cours	3	Fort

Tableau 20 : Système de notation de l'aléa pollution des sols lié aux sites BASOL

c) Secteurs d'Informations sur les Sols

Les Secteurs d'Information sur les Sols (SIS) correspondent aux terrains où la pollution des sols est connue. Pour la plupart des sites, il s'agit de garder la mémoire d'une pollution résiduelle. En cas de changement d'usage des sols, une étude de sol doit être menée afin de vérifier la compatibilité des milieux avec les nouveaux usages. Des mesures de gestion complémentaires des pollutions résiduelles peuvent alors s'avérer nécessaire.

Les données sur les SIS sont disponibles sur le site de Géorisques sous la forme d'emprises. Le site de la Préfecture met à disposition des fiches pour les SIS en voie de basculement sur Géorisques. Les cartes de localisation avec les numéros de parcelles cadastrales associées ont permis de digitaliser leur emprise. S'agissant, pour la plupart des sites, de pollutions résiduelles, le niveau d'aléa « moyen » est choisi initialement pour tous les SIS. Pour les anciennes décharges intégrées aux SIS, il est proposé d'attribuer un niveau d'aléa « fort » car elles n'ont pas fait l'objet de gestion de leur pollution. Pour les SIS à usage résidentiel, l'aléa faible a été retenu, la compatibilité entre l'état des milieux et l'usage du site ayant dû être vérifié. Ce choix de représenter cette variabilité d'aléa selon 3 classes, de faible à fort (Tableau 21) résulte des échanges avec le service *ad hoc* de la Métropole de Rennes.

Colorimétrie	Statut du site	Notation retenue	Aléa pollution des sols
	SIS à usage résidentiel	1	Faible
	SIS	3	Moyen
	SIS (Décharges)	5	Fort

Tableau 21 : Système de notation de l'aléa pollution des sols lié aux SIS

d) Remblais

Les remblais correspondent aux matériaux ayant servi par exemple à combler des dépressions topographiques ou des cavités, à rehausser des terrains, ou à gérer des surplus de matériaux (ex. déblais de démolition). Ces matériaux enfouis ou en surface peuvent être de natures très diverses. Certains sont susceptibles d'être intrinsèquement pollués du fait de la nature des matériaux qui les constituent (Le Guern *et al.*, 2018).

La carte géologique du BRGM (sous sa forme vectorisée, BD-CHARM) à l'échelle du 1/50 000 intègre des zones de remblais. Ces zones de remblais regroupent des informations très hétérogènes. Il peut s'agir aussi bien de déblais très anciens (comme ceux du centre-ville de Rennes) ou de matériaux plus récents, comme, par exemple ceux issus d'une zone d'activité minière. La distinction entre les remblais, quand elle possible, est importante en termes de pollution potentielle. Ainsi les remblais présents dans le centre-ville, connus, « correspondent

à l'extension de la ville au Haut-Empire entre le Thabor à l'Est, la rue Saint-Martin au Nord, l'Ille à l'Ouest et la Vilaine au Sud. Les sondages indiquent des épaisseurs allant jusqu'à 7 m au niveau de la place des Lices » (extrait de la notice de la carte géologique N°317, Rennes) sont a priori peu propices à présenter des pollutions. A défaut d'une caractérisation, l'aléa pollution lié aux remblais est attribué au niveau moyen (Tableau 22).


Colorimétrie	Statue du site	Notation retenue	Aléa pollution des sols
	Remblais	2	Moyen

Tableau 22 : Système de notation de l'aléa pollution des sols lié aux remblais

e) Activités agricoles

Les sols agricoles peuvent être contaminés par une large gamme de composés (FAO et UNEP, 2021). Les principales sources de pollution des sols dans les zones agricoles peuvent être regroupées en plusieurs familles : les pesticides, les fertilisants minéraux (N, P, K), les fertilisants organiques (fumiers, boues de stations d'épuration), les eaux usées pour l'irrigation, les plastiques et les déchets ruraux. Différents types de contaminants y sont associés.

La base de données activités-polluants (BD ActiviPoll BRGM, 2022) intègre différentes activités typiques du contexte national (Tableau 23). Les activités de soutien à l'agriculture et au traitement primaire des récoltes (coopérative agricole, entrepôt de produits agricoles stockage de pesticides, ...) sont susceptibles de générer des pollutions ponctuelles de nature variée dont des métaux et métalloïdes (comme le cuivre), des micropolluants organiques liés au stockage d'hydrocarbures et de pesticides (organochlorés, organophosphorés, chlorophénols...). Les cultures permanentes (légumes, céréales, fruits, fleurs, pépinières) sont génératrices de pollutions diffuses, c'est-à-dire de pollutions de surface étendues mais à de faibles concentrations. Les principales substances chimiques rencontrées alors sont des pesticides.

A01	Culture et production animale, chasse et services annexes
A01.2	Cultures permanentes (légumes, céréales, fruits, fleurs, pépinières)
A01.21Z	Culture de la vigne
A01.4	Production animale
A01.50Z	Culture et élevage associés
A01.6	Activités de soutien à l'agriculture et traitement primaire des récoltes (coopérative agricole, entrepôt de produits agricoles stockage de phytosanitaires, pesticides, ...)
A02	Sylviculture et exploitation forestière

Tableau 23 : Activités agricoles de la base de données activités-polluants BD (ActiviPoll BRGM, 2022)

Dans le cadre du présent projet, l'attention est portée sur les pesticides et la pression diffuse associée, compte-tenu de leur présence marquée dans les eaux souterraines et de surface, mais aussi dans les sols. Ainsi en France, la présence d'un ou plusieurs pesticides est constatée dans 90 % des bassins surveillés, 63 % dépassant la norme d'eau potable pour les eaux de surface et 31 % pour les eaux souterraines (OFB, 2024). En Bretagne, entre 60 et 80 % des cours d'eau et plans d'eau présentent un cumul élevé de pressions toxiques par les pesticides (SDES, 2022)(Illustration 35). Au moins un résidu de pesticides est trouvé dans 80 % des sols français (Atlas des pesticides, 2023).

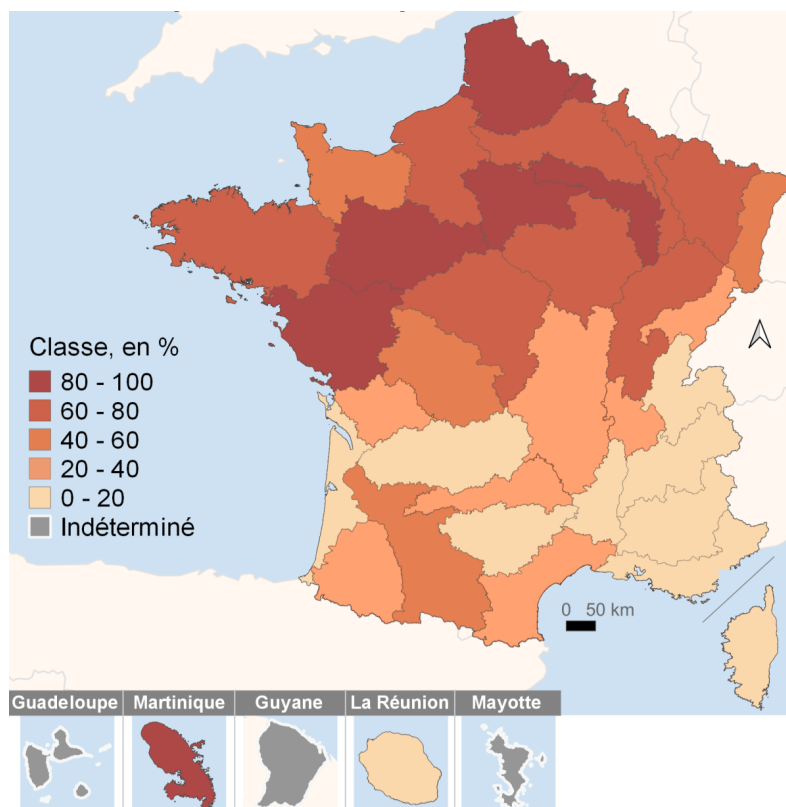


Illustration 35 : Taux de cours d'eau et plans d'eau dont l'IPTC-pesticides dépasse 1 sur la période 2018-2020. Le cumul des pressions toxiques exercées par les pesticides est considéré comme élevé lorsque l'IPTC (indice des pressions toxiques cumulées) dépasse 1. Sources : Eaufrance ; Ineris. Traitements : SDES, 2022.

Une démarche spécifique a été développée pour cartographier la pression polluante diffuse en pesticides liée aux activités agricoles. La BD ActiPoll (2022) développée initialement pour les activités industrielles et de service n'est pas apparue exploitable à ce stade de son développement. Les développements menés dans le cadre du projet DésiVille (Prézeau *et al.*, 2024) ont été repris et adaptés. Une approche qualitative est mise en place, classant les familles de cultures en classes de pression polluante moyenne à faible (Illustration 36). Le territoire de Rennes Métropole présente du maraîchage, de l'horticulture, de l'arboriculture et des pépinières. En mode conventionnel, ces activités peuvent ou ont pu recourir à un usage fréquent, et concentré relativement à la surface, de produits phytosanitaires et d'engrais. Une analyse des sols dans des contextes de maraîchage (Bouzouidja *et al.*, 2020) a montré la présence de résidus de pesticides importants sur d'anciennes tenues maraîchères. Une pression moyenne a été attribuée à ce type de cultures. La méthode de cartographie des emprises associée est précisée en Annexe 4. Une pression faible a été attribuée aux grandes cultures et prairies temporaires ou fourrage (Illustration 36).

Faute de données sur l'historique des cultures*, seule la **pression actuelle** a été évaluée alors que les sols gardent la mémoire des pressions passées. Sur cette base, la pression a été jugée nulle pour les surfaces en agriculture biologique (<https://www.agencebio.org/cartobio/>).

L'utilisation de produits sanitaires n'est pas l'apanage des activités agricoles. Ils ont été largement utilisés en entretien des espaces publics (espaces verts, voirie), des voies ferrées, mais aussi des espaces domestiques privés. La démarche zéro pesticides conduit à une pression phytosanitaire nulle actuellement sur les espaces publics. Compte-tenu de l'utilisation historique massive, il a été décidé d'approcher la pression 'pesticides' historique en zone urbanisée à partir des données disponibles. Pour ce faire, une pression moyenne a été

attribuée aux cimetières et voies ferrées, une pression faible aux jardins familiaux anciens, et une pression très faible aux pelouses (Illustration 36).

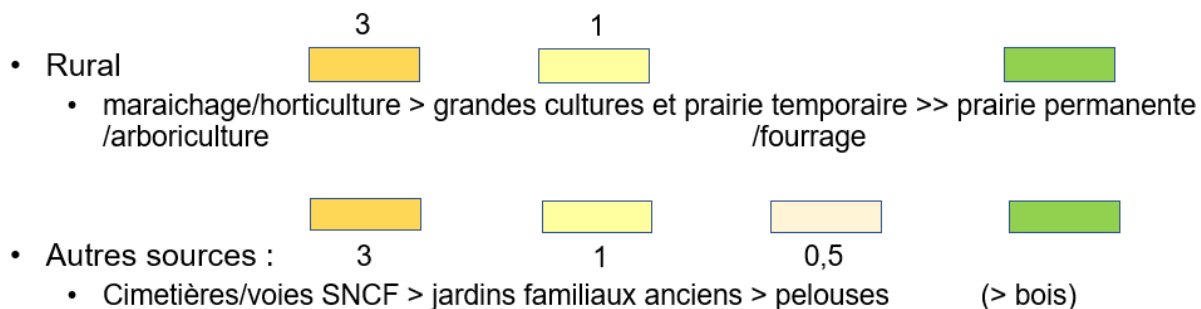


Illustration 36 : Notation relative de la pression polluante liée aux activités agricoles. Une absence de pression est considérée sur les surfaces en agriculture biologique

* Insuffisance des données historiques disponibles sur les cultures agricoles :

- les données du Mode d'occupation des sols (MOS) sur le pays de Rennes ne remontent pas assez loin dans le temps, et ne distinguent pas les différents types de culture. Seules les serres sont distinguées des terres agricoles, qui comprennent aussi bien des prairies que des cultures ou du maraichage, dont la pression polluante par les pesticides est très différente.

- L'occupation des sols selon le Corine Land Cover (CLC) distingue bien différents types de cultures et existe depuis 1990, mais son échelle de résolution est seulement à 1/100 000.

- Le Référentiel parcellaire graphique (RPG) détaille les différents types de culture, annuellement depuis 2008 (ce qui reste récent), à l'échelle du parcellaire agricole mais les déclarations concernent seulement une partie des terres agricoles (les inscriptions des parcelles reposent sur un régime déclaratif de la part des exploitants).

f) Croisement des différentes sources de pression polluante

Parmi les différentes sources de pression polluante identifiées, les SIS et BASOL ressortent comme prioritaires (Illustration 37). Ils présentent en effet une pollution actuelle ou résiduelle avérée. Les autres pressions correspondent à des pollutions potentielles historiques (sites BASIAS, certaines activités domestiques et remblais) ou récentes (agricoles).

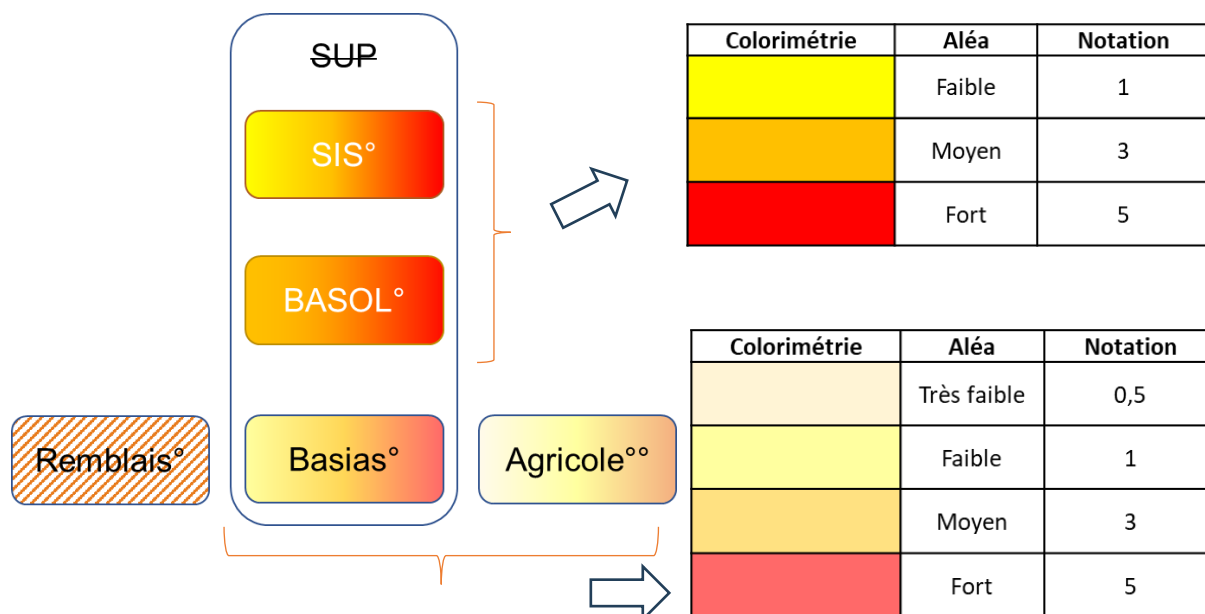


Illustration 37 : Hiérarchisation des pressions liées aux différentes sources de pollutions (potentielles) prises en compte pour cartographier l'aléa pollution des sols (priorité décroissante du haut vers le bas)

5.3.3 Résultats cartographiques de l'aléa pollution des sols

a) Contaminations avérées ou potentielles d'origine industrielle

Les sites SIS et BASOL hors SIS recensés à fin juin 2023 sont détaillés en Annexe 4. La carte correspondante (Illustration 38) montre la dispersion de ces sites de contamination avérée ou résiduelle sur le territoire. La dispersion s'explique par le recensement de nombreuses anciennes décharges, qui étaient présentes dans presque chaque commune.

La pression polluante d'origine industrielle intégrant les contaminations résiduelles et avérées des sites SIS et BASOL-hors SIS et les contaminations potentielles des sols liées aux sites Basias (Illustration 39), représente une surface significative. Le cœur urbain et quelques zones périphériques liées à l'activité minière et industrielle ressortent avec une densité de pression plus forte.

La plupart des sources de contamination associées à ces sites sont ponctuelles, en lien avec des stockages de matière, des ateliers, des zones de distributions. Des contaminations diffuses peuvent avoir été générées néanmoins par certains sites, notamment par le biais de rejets atmosphériques.

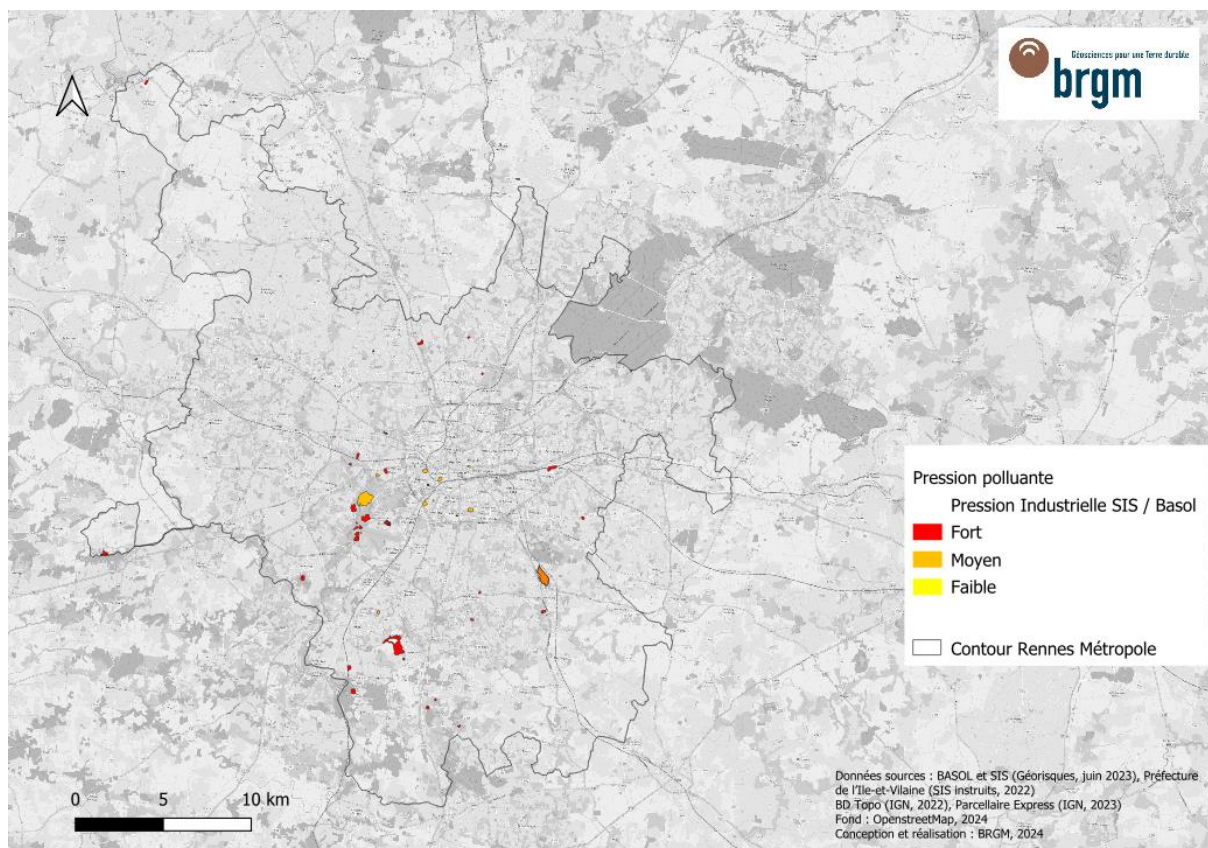


Illustration 38 : Carte des sites SIS et BASOL sur Rennes Métropole

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

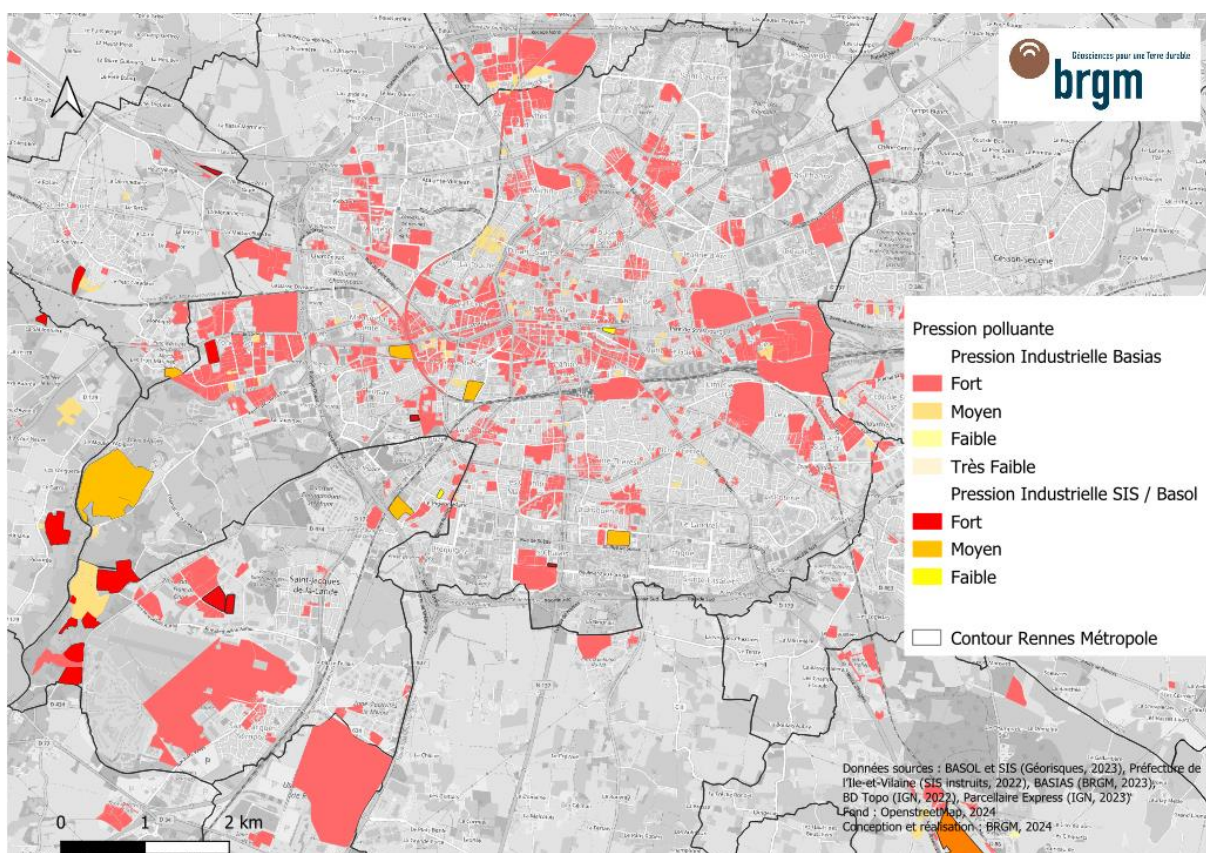
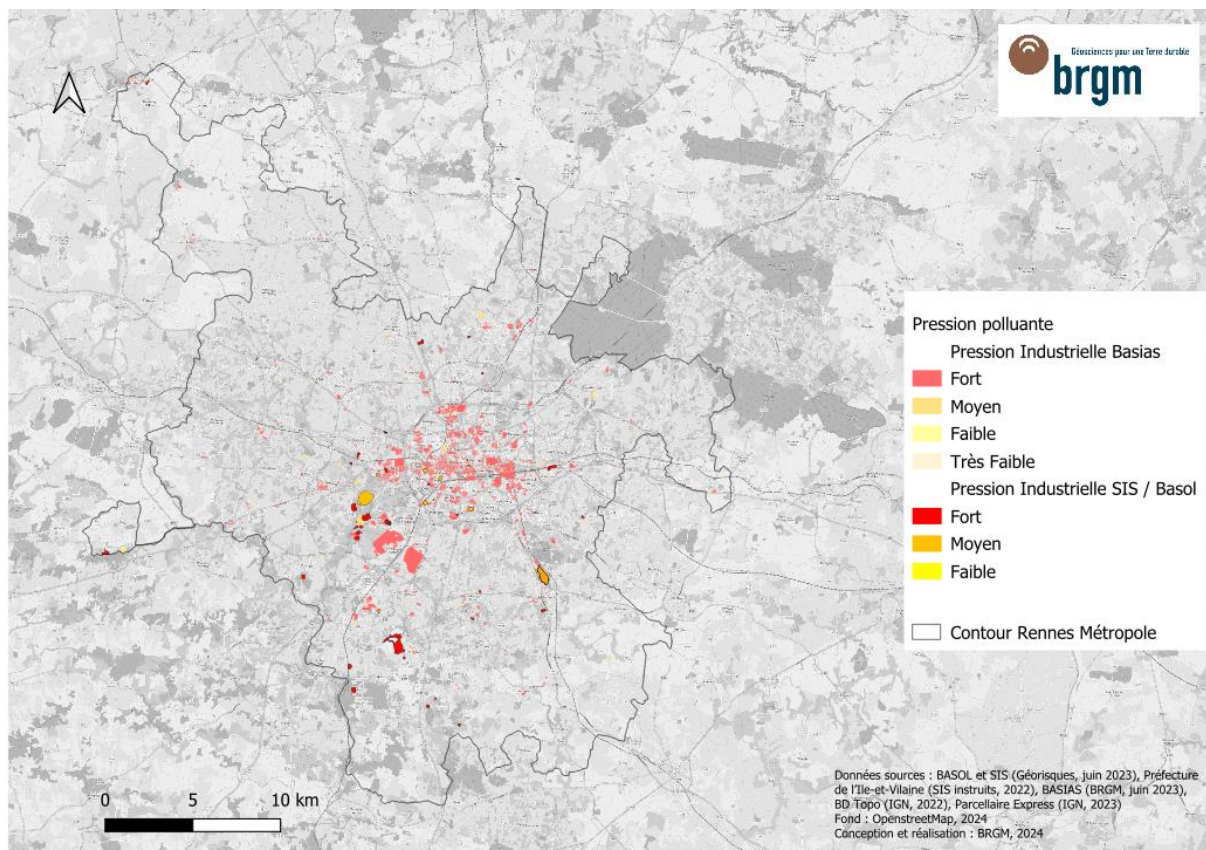


Illustration 39 : Carte de pression polluante historique et récente liée aux sites industriels et activités de service (sites SIS, BASOL et BASIAS) sur Rennes Métropole (vue d'ensemble et zoom)

b) Contaminations potentielles d'origine agricole ou assimilée

La pression polluante par les activités agricoles et assimilées (entretien d'espaces verts) concerne une grande partie du territoire (Illustration 40). Il s'agit essentiellement de pressions diffuses.

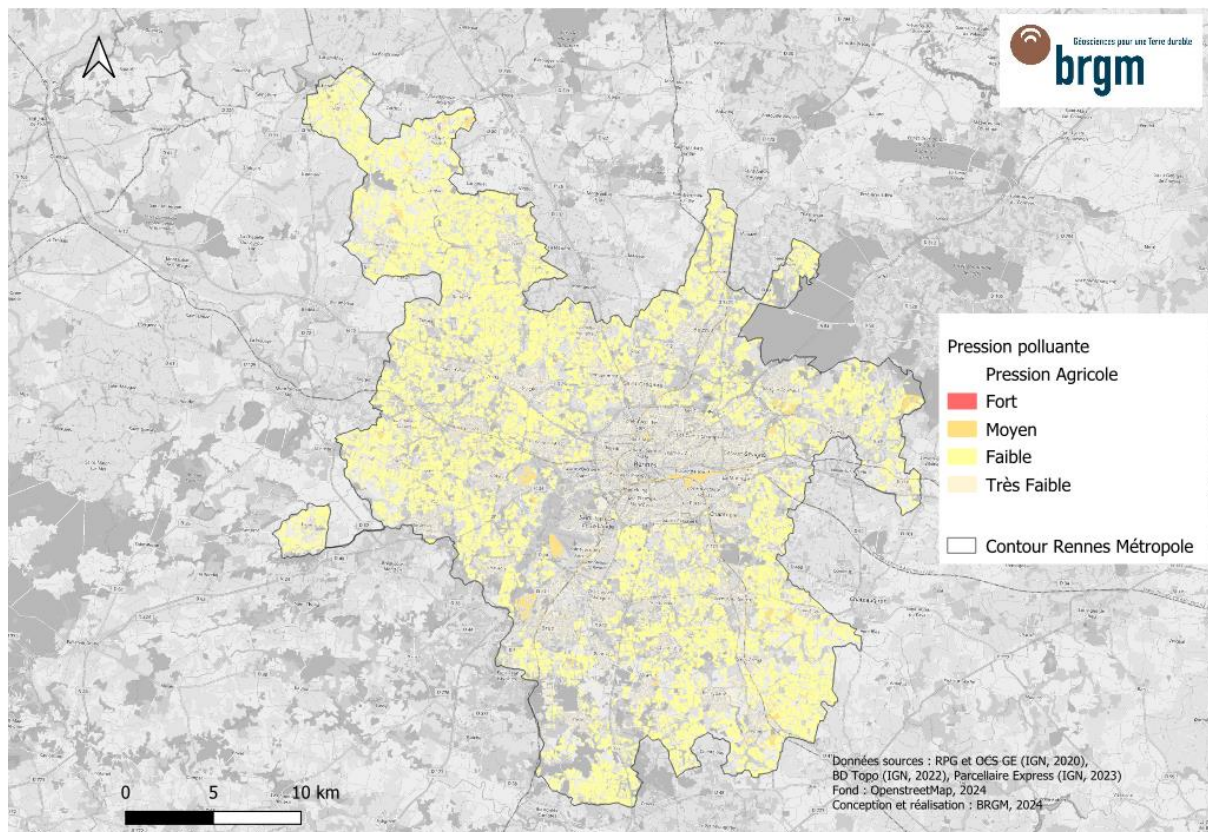


Illustration 40 : Carte de pression polluante 2020 des activités agricoles sur Rennes Métropole

c) Cas particulier des remblais

La pression polluante liée aux remblais s'appuie sur les contours de la carte géologique, qui indique des remblais dans le cœur ancien de Rennes et en comblement de quelques carrières. Les sondages enregistrés dans la banque de données du sous-sol, lorsqu'il y en a sur les zones de remblais (Illustration 41), renseignent peu sur leur nature. C'est pourquoi ils apparaissent en hachuré sur la carte globale.

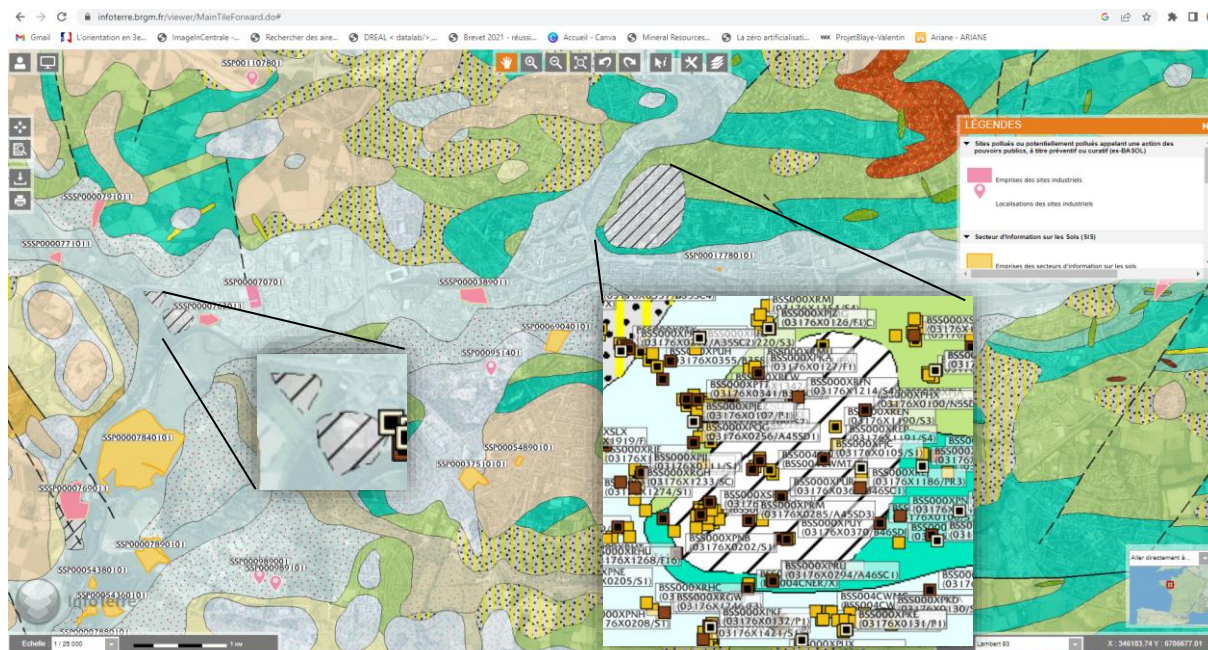


Illustration 41 : Localisation de sondages au droit de zones de remblai cartographiées sur la carte géologique harmonisée (consultation Infoterre, juin 2023)

d) Croisement des différentes sources de données

La carte d'aléa pollution des sols intégrant l'ensemble des pressions polluantes considérées (industries et activités de service historiques et récentes, entretien d'espaces verts historiques à récents, activités agricoles 2020, remblais) (Illustration 42) fait ressortir une pression faible à forte sur presque l'ensemble du territoire. Il est important de noter que, hormis pour les sites SIS et BASOL, qui indiquent des pollutions résiduelles ou en cours de traitement, la présence d'une pression polluante ne présage en aucun cas d'une pollution avérée. Elle indique la possibilité d'une pollution. La carte représente ainsi une forme d'alerte, invitant à vérifier la qualité des sols, en particulier en cas de changement d'usage.

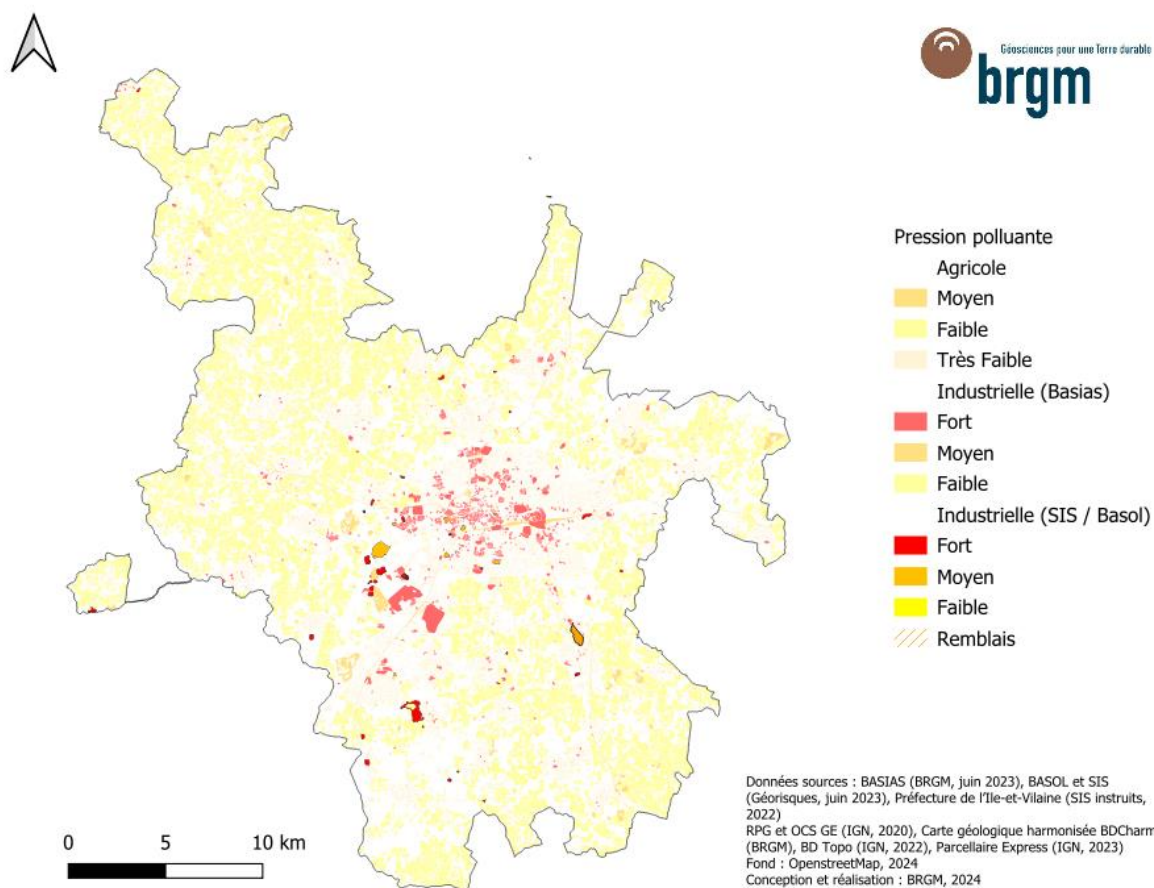


Illustration 42 : Pression polluante liée aux activités industrielles et de service historiques ou récentes, aux pratiques historiques d'entretien d'espaces, aux activités agricoles actuelles, et aux remblais cartographiés sur la carte géologique (actuelles = données 2020).

5.3.4 Discussion sur l'utilisation de l'aléa pollution des sols

Au cours de l'élaboration de ces différentes cartes en lien avec l'aléa pollution, différents atouts, limites et besoins de développement ont été mis en lumière.

Pour les sites BASIAS, l'approche menée ne peut en aucun cas atteindre le même niveau de précision qu'un inventaire historique urbain. Elle offre néanmoins une première approche rapide. Même si la méthode développée semble fournir un résultat *a priori* satisfaisant, d'autres développements sont possibles. La méthode cible en effet les sites comme sources de contamination, mais n'inclut pas les possibilités de contamination hors site (cf. par exemple des retombées atmosphériques). Par ailleurs, des mises à jour sont à prévoir, pour prendre en compte les évolutions de la base de données BASIAS et de la BD ActiviPol.

La couche SIS étant évolutive, des mises à jour régulières de la carte globale d'aléa sont nécessaires. Certains contours, bien que validés par la Préfecture, mériteraient d'être retravaillés. La pression attribuée aux différents types de SIS (décharge/autres sites) peut faire l'objet de débats.

Pour les sites BASOL localisés par un point, la sélection des parcelles cadastrales, a globalement été confortée à l'aide de l'étude des photos aériennes. Une connaissance de la

nature des activités sur ces sites pourrait améliorer l'attribution de l'aléa actuellement seulement basé sur la nature du suivi assuré par l'administration (en cours vs clôturé).

Les remblais étant cartographiés sur la carte géologique à l'échelle du 1/50 000, les contours indiqués présentent une incertitude à une échelle plus fine. Une cartographie plus fine et plus systématique apparaît utile, compte-tenu des enjeux associés et de la contamination intrinsèque de certains remblais. C'est le cas en particulier de matériaux d'origine industrielle ou minière qui ont largement été utilisés en aménagement, notamment au 20^e siècle. Il existe ainsi forcément d'autres zones de remblais que celles cartographiées sur la carte géologique. C'est probablement le cas notamment de certaines zones industrielles. L'âge des remblais serait par ailleurs à prendre en compte pour apprécier leur potentiel polluant intrinsèque. Les remblais du centre-ville datent d'avant l'ère industrielle et devraient de fait contenir peu de matériaux intrinsèquement pollués. La description des matériaux présents dans les remblais apparaît cependant rare dans les sondages enregistrés dans la Banque du Sol et du Sous-Sol (BSS). Le lexique en cours d'harmonisation à l'échelle européenne pour décrire les matériaux contenus dans les dépôts anthropiques (projet européen GSEU- Geological survey for Europe) devrait permettre une meilleure description des matériaux présents dans ces dépôts. Couplé à un meilleur taux de déclaration des forages dans la BSS, c'est un enjeu fort pour améliorer leur connaissance. Les apports de la géophysique urbaine et de la géostatistique couplée à l'intelligence artificielle pour cartographier les remblais sont par ailleurs testés dans le cadre du projet de R&D PerméPolis soutenu par l'ANR.

Pour la pression agricole, il a été convenu de focaliser sur la pression liée aux produits phytosanitaires. La pression actuelle est moins forte qu'historiquement. L'usage des pesticides s'est en effet développé dès le milieu du 20^e siècle, avec une intensification dans les années 1980. Sur Nantes Métropole, les données historiques ont été exploitées en supportant une corrélation entre la pression polluante et la durée d'exploitation. L'absence de données sur le temps long et/ou absence de caractérisation précise des activités agricoles menée sur le territoire et/ou précision insuffisante des données disponibles n'ont pas permis une telle approche sur le territoire de Rennes Métropole. Une synthèse bibliographique plus approfondie des pressions par type de culture permettrait également de préciser la cartographie de la pression polluante agricole. Dans ce cadre, l'indice de fréquence des traitements proposé par Adonis (Chayre et al., 2024) pourrait être exploité. La démarche développée pour réaliser le bilan des pressions polluantes liées aux cultures agricoles sur le territoire des Pays de la Loire serait également intéressante (Auterives et al., 2025). Cette approche exploite les données de vente de pesticides (BNVD). Elle se heurte néanmoins à la question de l'échelle de représentation possible des données. Des recherches complémentaires seraient intéressantes également pour voir si on peut distinguer les grandes cultures sans rotation, des grandes cultures avec rotation incluant de la prairie, afin d'apporter une nuance supplémentaire sur la pression polluante. Un autre point d'amélioration serait l'intégration des pressions polluantes liées aux usages de phytosanitaires sur les espaces privés et en particulier les copropriétés.

L'aléa pollution des sols intègre de nombreuses familles de polluants, qui incluent des polluants persistants et émergents (comme les dioxines, les furannes, et les PFAS). Néanmoins l'amélioration des connaissances sur les activités générant ce type de substances est à intégrer dans le cadre de l'actualisation des traitements. Cette connaissance est mise à jour notamment dans la BD ActiviPol utilisée pour établir la pression polluante liée aux sites BASIAS. Il n'est pas exclu par ailleurs que des pollutions subsistent sur les sites traités (ex. SIS, BASOL) dans la mesure où ils n'auront pas été recherchés, faute de sensibilisation et/ou de capacité analytique au moment de leur gestion. L'établissement d'un fond pédogéochimique à l'échelle de l'agglomération, par acquisition de données dédiées complétant des données déjà existantes, peut aider à vérifier leur présence dans les sols.

6 Possibilités de refunctionalisation des sols

6.1 REVERSIBILITE DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS

La question de la réversibilité du processus d'artificialisation doit être évaluée au regard du type d'artificialisation et de l'usage des sols. Compte tenu du temps nécessaire aux changements de pratique, de planification urbaine, d'aménagement et d'acceptation des changements d'usage, les perspectives de réversibilité doivent être prises en compte le plus tôt possible (Béchet *et al.* 2017).

6.1.1 Concept / bibliographie

La prise en compte de la réversibilité de l'usage des sols est à évaluer à long terme. Cet aspect est rarement pris en compte par les études sur l'artificialisation. Il est souvent souligné que l'artificialisation est un phénomène très difficilement réversible, mais celle-ci n'est pas définie ni analysée dans le détail. Les diverses expertises sur le sujet indiquent que la réversibilité peut être définie comme l'évaluation des possibilités de requalification/réhabilitation des sols par rapport à un ensemble de services écosystémiques et/ou des usages souhaités. Les exemples et études antérieurs documentant l'analyse de la réversibilité sont très rares et il n'existe pas à ce jour de démarche standardisée et robuste pour l'évaluer (Colsaet 2017).

Pour les sols supports de constructions, la réversibilité est complexe, coûteuse à mettre en œuvre et donc très rare. Elle suppose en effet la destruction des constructions, l'évacuation des matériaux anthropiques, puis la mise œuvre de techniques de construction de sol. Cependant, des exemples de cas de « land recycling » et une analyse de ce concept (2016) a été réalisé par l'European Environment Agency (EEA). A partir d'une approche basée sur le concept d'analyse des cycles de vie (ACV), l'étude de l'EEA montre que la reconstruction de la ville sur des friches industrielles peut être plus intéressante, sur le plan des impacts environnementaux et sur le plan économique (même en y intégrant le coût de la décontamination), que de construire sur des terres non artificialisées.

La réversibilité effective est probablement très faible, en particulier dans le cas des formes linéaires (voiries, infrastructures de transport) du fait de leur valeur d'usage, alors que les formes aréolaires (friches urbaines ou industrielles) ou encore les sols simplement stabilisés (emprises latérales des linéaires imperméabilisés ou des constructions) peuvent faire l'objet de techniques de remédiation, de reconstitution ou même de construction de sols (Béchet *et al.*, 2017). Des données intéressantes sur la réversibilité sont disponibles dans une étude de l'Institut du Développement Durable et des Relations Internationales (Iddri) de 2017 (Colsaet, 2017). Il y est évoqué une analyse rétrospective des données du MOS entre 1999 et 2012 en Ile de France. Celle-ci indique que 3600 ha de terrains (soit 0,3 % du territoire) sont passés d'une catégorie A (artificialisée) à une catégorie NA (naturelle ou agricole) contre plus de 17 000 ha (soit 1,4 % du territoire) de changements dans l'autre sens. La majorité de ces exemples de renaturation provient des carrières (55 %) qui constituent une artificialisation souvent temporaire, des espaces ouverts artificialisés (17 %) notamment des terrains sportifs, des jardins familiaux et des terrains vacants, et des chantiers (15 %) mais il s'agit surtout de chantiers intermédiaires entre un type d'état naturel ou agricole et un autre, donc pas à proprement parler une « renaturation ». On trouve aussi à la marge des équipements (centres équestres, stations d'épuration), des activités, notamment des entrepôts à l'air libre, des décharges et de l'habitat (surtout de l'habitat rural).

Dans le cadre de la présente étude, la réversibilité a été évaluée sur les types de couverture de sols artificialisés.

6.1.2 Démarche de cartographie mise en œuvre

a) Données sources

Pour le territoire de Rennes Métropole, les couches SIG de l'OCS GE (version 2020) ont été utilisées. Cette source de données était la plus à jour concernant les usages et les couvertures de sols sur notre secteur d'étude. Les classes de couvertures de sol (CS) ont été utilisées (voir ci-après).

b) Développements méthodologiques

La méthode développée s'appuie sur la couverture des sols fournie par l'OCS GE. Faute de données bibliographiques sur le sujet ou de méthodologie de référence, une approche spécifique a été mise en place : à chaque fonction (infiltrabilité, stockage de carbone, biodiversité, potentiel agronomique), une note du potentiel de réversibilité a été attribuée à dire d'expert, pour chaque type de couverture artificialisée (Tableau 24). Les autres classes de couvertures de sols de l'OCS GE (principalement les surfaces en eau et les zones forestières non considérées comme des zones artificialisées) n'ont pas été prises en compte.

La moyenne des notes des 4 fonctions correspond au potentiel de réversibilité pour la multifonctionnalité des sols. Les notes ont été arrondies au nombre entier le plus proche pour cartographier le potentiel de réversibilité. Elles vont de 1 (très complexe) à 4 (tout à fait possible), indiquant respectivement une grande complexité en termes de réversibilité, ou au contraire une facilité de mise en œuvre.

Code OCS GE	Type	Infiltrabilité	Stockage de Carbone	Biodiversité	Potentiel Agronomique	Multifonctionnalité	Note finale retenue
CS1.1.1.1	Zones bâties	2	1	1	1	1,25	1
CS1.1.1.2	Zones non bâties	3	2	2	2	2,25	2
CS1.1.2.1	Zones à matériaux minéraux	4	3	3	3	3,25	3
CS1.1.2.2	Zones à autres matériaux composites	3	2	2	2	2,25	2
CS2.2.1	Formations herbacées hors US1.1	4	4	4	4	4	4

Tableau 24 : Hypothèses de réversibilité par fonction écologique des sols et pour la multifonctionnalité des sols selon la couverture des sols artificialisés renseignés dans l'OCS GE de l'IGN (millésime 2020) (note finale : 1 faible, 4 forte)

Il est à noter que la forme des bâtiments n'est pas renseignée dans l'OCS GE. Cette information peut pourtant avoir un intérêt dans l'évaluation de la réversibilité (repérage des infrastructures linéaires, nombre d'étages, etc.). Par ailleurs, le classement par « usage » de l'OCS GE n'a pas été considéré comme pertinent dans l'évaluation de la réversibilité.

6.1.3 Résultats cartographiques

Le résultat cartographique de cette première approche de réversibilité à partir de l'OCS GE de l'IGN est présenté dans Illustration 43.

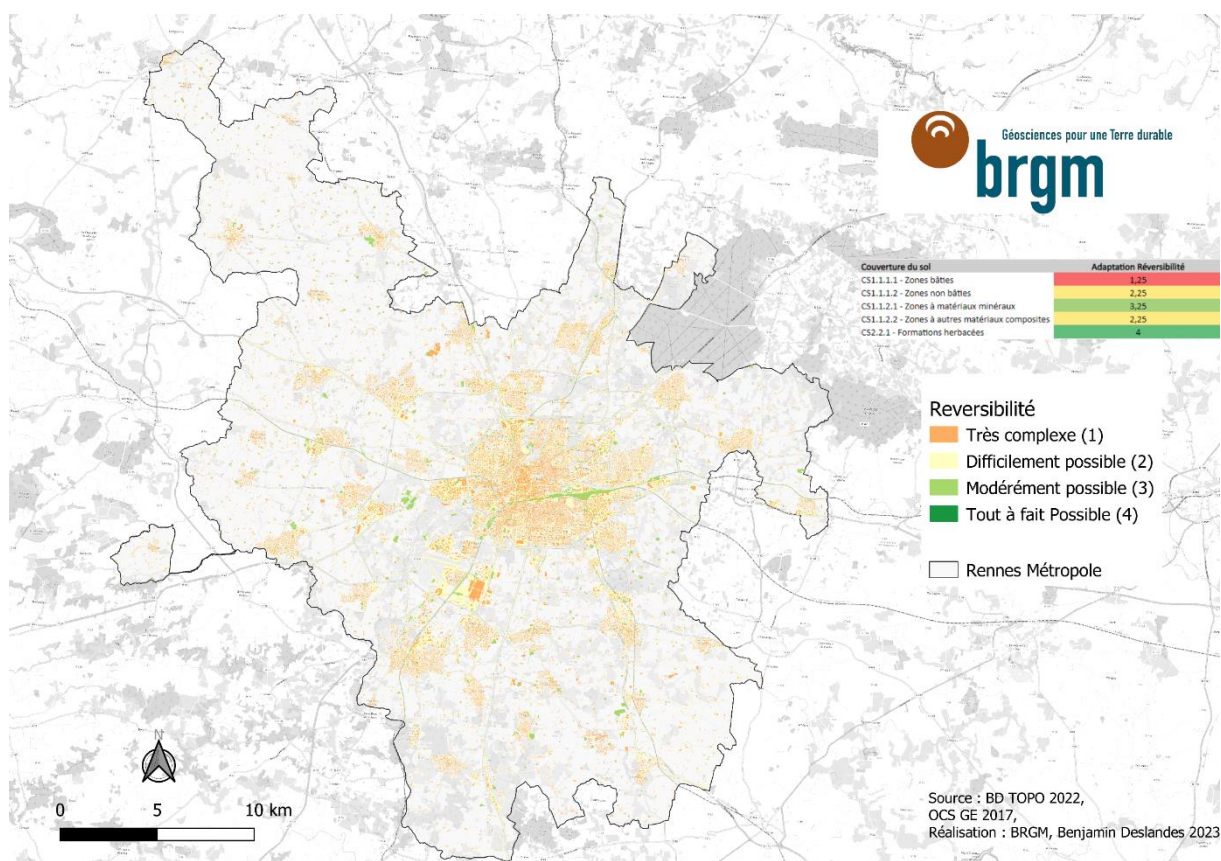


Illustration 43 : Réversibilité en termes de multifonctionnalité des sols estimée à partir de l'OCS GE 2020 de l'IGN

Il apparaît de façon assez logique qu'à l'échelle de Rennes Métropole, la majeure partie des zones non construites apparaissent comme favorables à la réversibilité. Cependant, l'enjeu se situe principalement au niveau des zones urbanisées, où la réversibilité apparaît difficilement faisable ou très complexe.

Des fortes hétérogénéités apparaissent cependant au sein même des zones urbanisées. Il est en effet logique que selon les types de bâtiment (hauteur, matériaux de construction, etc.) et leurs usages (habitat, administratif, industriel, etc.), les conséquences sur la réversibilité ne seront pas les mêmes. Les données de l'OCS GE ne renseignent pas ce type de données.

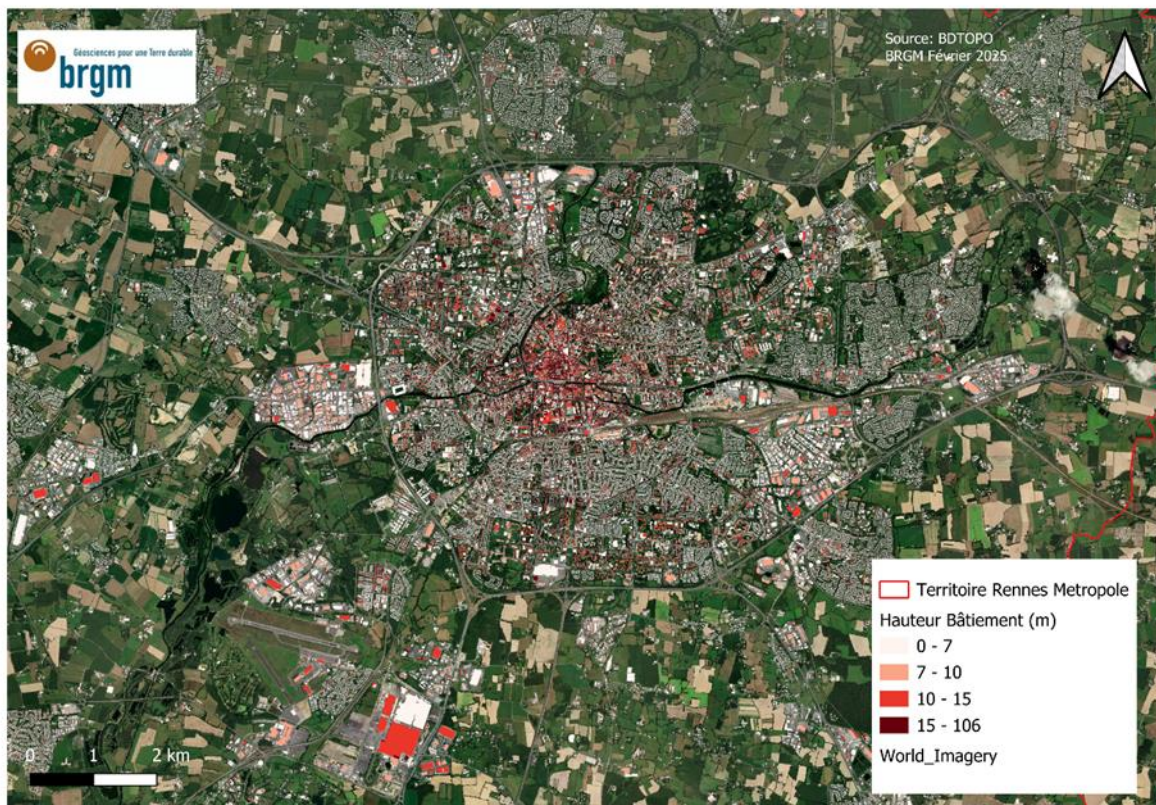
Les données de la BD TOPO de l'IGN, produites à l'échelle du département de l'Ille-et-Vilaine, ont été utilisées pour obtenir des informations sur la typologie des bâtiments. Ainsi les champs Hauteur, nature (habitat, industriel, commerciale, etc.), usage (résidentiel, industriel, agricole, etc.), construction légère (oui/non), nombre d'étages et matières des murs (béton, brique, bois, etc.), existent dans la BD TOPO et peuvent être très utiles à l'évaluation de la réversibilité.

Cependant, il s'avère que la plupart de ces champs ne sont pas renseignés. Seule la hauteur des bâtiments est renseignée de façon quasi systématique.

La hauteur des bâtiments est une information intéressante, en particulier car elle renseigne de façon indirecte la profondeur des fondations. Il apparaît évident que plus les fondations seront volumineuses, plus la réversibilité sera complexe, car nécessitera l'apport de matériaux extérieurs en quantité importante. Les résultats de cette cartographie par hauteur de bâtiment sont présentés dans les deux figures ci-dessous. La discrétisation a été faite à dire d'expert, avec une classe initiale de bâtiment de hauteur inférieure à 7 m (moins d'un étage *a priori*), considérant que ces bâtiments seront les plus simple à démanteler car avec peu ou pas de fondation. La difficulté de démantèlement et de renaturation, tant technique qu'économique, sera proportionnelle à la hauteur des bâtiments (quantité de matériaux à évacuer, terre à apporter, etc.).

Toutefois, l'information sur la hauteur de bâtiment reste insuffisante. L'estimation du potentiel de réversibilité doit également prendre en compte le type d'usage, la nature du bâtiment, les matériaux composant le bâtiment, le risque de pollution, etc. De même, la fiabilité des hauteurs de bâtiments renseignés dans la BDTOPO serait également à vérifier par des données de terrain. Les données de la BD Bâti du CSTB devraient permettre d'aller plus loin.

Le résultat cartographique de cette première approche, disponible sur l'illustration 44, donne un premier aperçu de la diversité des bâtiments du territoire, dont les éléments les plus importants en termes de taille se concentrent logiquement dans le centre de la ville de Rennes.



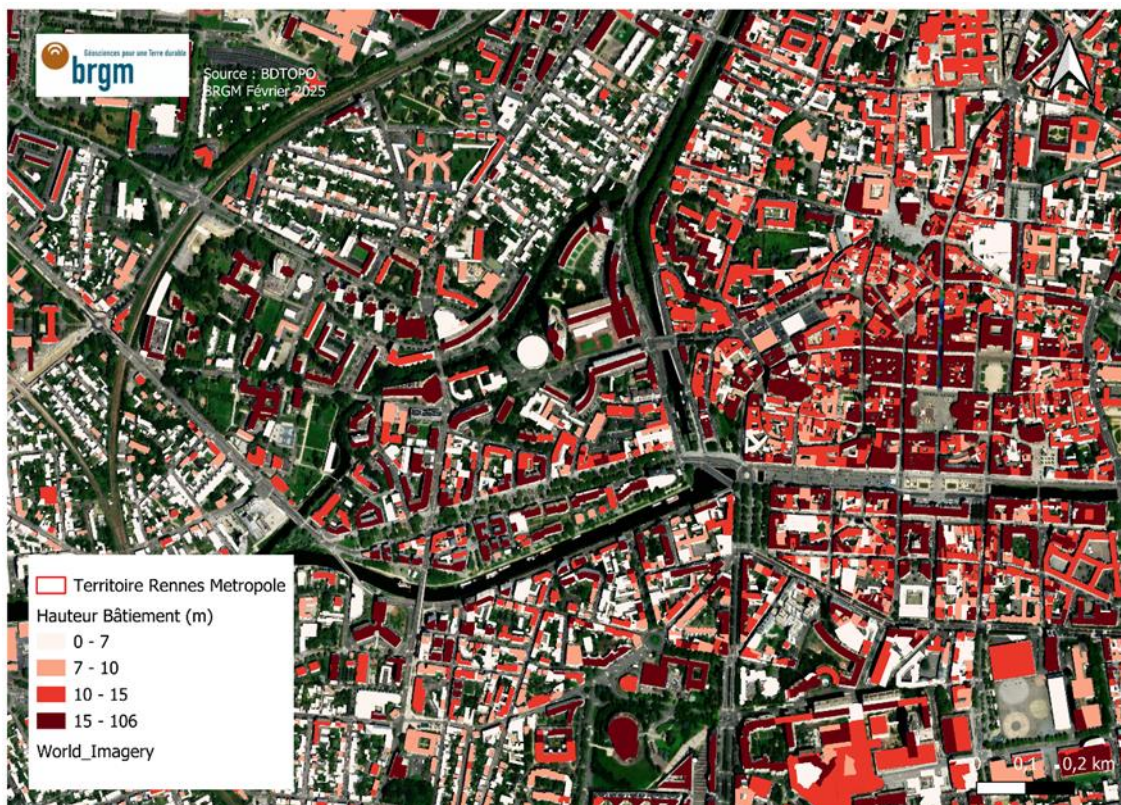


Illustration 44 : Analyse des hauteurs de bâtiments comme critère de réversibilité de l'artificialisation en termes de multifonctionnalité des sols

6.1.4 Atouts et limites

L'évaluation de la réversibilité des sols artificialisés apparaît très intéressante dans un but d'aménagement et de planification urbaine. Cependant, **en l'absence de consensus et de démarche standardisée sur ce sujet, l'approche proposée dans le cadre de la présente étude reste préliminaire et à approfondir.**

Les résultats de cette première approche montrent logiquement que les principaux enjeux sur la réversibilité se situent dans les zones urbaines à périurbaines. Des pistes de travail relativement rapides pourraient cependant être utiles. Il pourrait être intéressant de croiser les différents jeux de données afin de définir des classes de bâtiment (bâti dur, bâti léger, matériaux de construction). Ces données sont déjà disponibles en théorie dans la BDTOP0 mais dans les faits sont trop peu renseignées dans notre zone d'étude. Une nouvelle version mise à jour de la BDTOP0 ainsi que la BD Bâti du CSTB devraient permettre de poursuivre ce travail.

La question de l'échelle d'application est aussi importante. Il pourrait être utile de qualifier la réversibilité par secteur ou zone (résidentielles, activités tertiaires, industrielles, etc.), afin de valider les données disponibles par des observations de terrain faciles à acquérir.

6.2 GESTION DES SOLS POLLUES ET FONCTIONS DES SOLS : IMPACT DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION SUR LES FONCTIONS DES SOLS

La gestion des sols pollués peut impliquer la mise en œuvre de techniques consistant à traiter la pollution d'un ou plusieurs milieux (sols, eau souterraine notamment). Il s'agit par ces actions de réduire ou supprimer les masses de polluants dans un milieu ou plusieurs milieux et/ou la mobilité des polluants et /ou la toxicité des polluants visés. Les scénarios de dépollution sont principalement décidés compte-tenu des délais (dépollution en cas d'accident), des coûts (contraintes budgétaires) ou d'enjeux sanitaires (usage sensible).

La présence de pollution des milieux provoque en elle-même une réaction en chaîne dans les sols : en diminuant la biodiversité des sols, cela réduit la matière organique, la capacité du sol à filtrer et déséquilibre les nutriments¹. Toutefois, les solutions de traitement des milieux les plus radicales peuvent également avoir un impact sur la santé des sols.

L'outil interactif SelecDEPOL (<https://selecdepol.fr/techniques-de-depollution>), développé par l'ADEME et le BRGM, permet de pré-sélectionner les méthodes permettant de remédier et/ou de gérer des pollutions des sols et des eaux souterraines, selon le type de polluant. Il propose 35 techniques de dépollution (*in situ*, sur site ou hors site) et 3 mesures de gestion. Cet outil décrit chaque technique de dépollution, détaille leurs principaux paramètres de mise en œuvre, fournit des indications sur les coûts associés et présente leurs avantages et inconvénients.

Dans le cadre du projet BCA+ (Derycke *et al.*, 2023), un tableau listant les bénéfices et risques encourus par les sols lors de travaux de dépollution a été réalisé. Il est basé sur le retour d'expérience et les études réalisées dans le cadre de mémoires de stage (Ech-Chady, 2020 ; Imbert, 2020). De même, 14 techniques de traitement et 1 méthode de gestion les plus répandues listées par le projet ADEME ESTRAPOL (2019) ainsi que la désorption thermique ont été analysées au regard des bénéfices et des risques sur les fonctions des sols.

L'objectif des travaux de dépollution est de maîtriser la source de pollution et son transfert. Ils permettent de diminuer le caractère toxique du milieu. Ils peuvent toutefois engendrer des impacts négatifs sur les fonctions des sols. Une revue de littérature réalisée sur l'effet de techniques de dépollution sur les fonctions des sols (O'Brien *et al.*, 2017) souligne que pratiquement toutes les techniques de dépollution affectent le pH et la matière organique des sols et que des travaux de recherche seraient nécessaires pour évaluer des seuils de température ou de dosage d'oxydants au-delà desquelles les stratégies de dépollution ont le plus d'impact sur les fonctions des sols.

De plus, lorsqu'une pollution est ancienne, les travaux de dépollution peuvent venir perturber un nouvel écosystème développé sur un site pollué depuis parfois plusieurs dizaines d'années (Derycke *et al.*, 2024). Par ailleurs, dans le cadre de travaux de dépollution, les sols comportent un risque de compaction lorsque ces travaux impliquent l'utilisation d'engins de travaux sur site (camions, pelleteuses, ...).

Un tableau de notation de l'impact des solutions de gestion (*in situ*, sur site, hors site et méthodes de gestion) sur les fonctions écologiques des sols a été réalisé à partir des différentes sources citées ci-dessus (Tableau 25). Pour chaque technique, un commentaire sur les possibilités de refonctionnalisation des sols après traitement a été ajouté.

¹ www.fao.org/3/cb4894en/online/src/html/chapter-04-2.html

Les techniques sur site/hors site ainsi que les techniques de solidification-stabilisation ou vitrification *in situ* ont les impacts les plus négatifs sur les 4 fonctions écologiques des sols : en effet, les sols sont totalement déstructurés pour les techniques sur site, excavés et donc perdus pour les techniques hors site ou rendus inertes sans possibilité de refunctionalisation pour les techniques de solidification/stabilisation/vitrification. L'oxydation chimique et la désorption thermique présentent également des impacts très négatifs sur les fonctions des sols du fait, respectivement, de l'utilisation de réactifs chimiques et d'une forte élévation de température. A l'inverse, les techniques végétales (phytodégradation, phytoextraction, phytostabilisation, phyto-immobilisation) améliorent l'ensemble des fonctions des sols mais il s'agit de techniques à maintenir sur des temps longs pour obtenir des résultats satisfaisants. Les techniques basées sur du traitement biologique maintenant les conditions optimales (O₂, pH, température, nutriments, etc.) ont des impacts modérés car elles sont basées sur l'activité des micro-organismes.

Plusieurs questions ont été soulevées lors de la réalisation de ce travail de comparaison des effets des différentes techniques de dépollution :

- Comment prendre en compte de la réversibilité des effets et de l'effet à plus ou moins long terme de la technique mise en œuvre ?
- Comment appréhender l'interaction entre les différentes fonctions en passant d'une note par fonction à une note globale, sachant que les effets d'une technique peuvent être bénéfiques pour une fonction et défavorable pour une autre ?
- Comment trouver un équilibre entre l'efficacité de la gestion de la pollution et l'impact sur les fonctions des sols ?
- Comment éviter de favoriser une technique ne détruisant pas la pollution mais qui n'a pas d'impact négatif sur les fonctions des sols ?

Mise en œuvre	Techniques de dépollution	Matrice	Fonctions des sols				Possibilité de refonctionnalisation	Commentaire
			Potentiel agronomique (source de biomasse)	Potentiel infiltration (régulation cycle de l'eau)	Potentiel stockage de carbone (réservoir de carbone)	Potentiel biodiversité (réservoir de biodiversité du sol)		
IN SITU	Venting	Sol	0	-3	0	0	Oui	
	Bioventing	Sol	0	-3	0	3	Oui	Vérification au cas par cas (possibilité de sous-produits de dégradation toxiques)
	Extraction double phase	Sol et eau souterraine	0	0	0	0	/	
	Biodégradation aérobie en ZS	Sol et eau souterraine	0	-3	0	3	Oui	Vérification au cas par cas (possibilité de sous-produits de dégradation toxiques)
	Oxydation Chimique	Sol	-5	-3	-5	-5	Oui	Vérification au cas par cas (possibilité de sous-produits de dégradation toxiques)
	Réduction Chimique	Sol	-3	0	0	-3	Oui	
	Lavage (eau, tensio-actifs)	Sol	-3	-3	0	-3	Oui	
	Désorption thermique in situ	Sol et eau souterraine	-3	0	-3	-5	Oui	
	Confinement par couverture et étanchéification	Sol	-5	-5	0	-5	Non	Persistance de la pollution
	Confinement vertical	Sol et eau souterraine	-3	-3	0	-3	Non	Persistance de la pollution
	Electrorémediation	Sol et eau souterraine	-3	0	0	-3	Oui	
	Phytodégradation, phytoextraction	Sol	5	0	3	3	/	
	Solidification-stabilisation in situ	Sol	-5	-5	-5	-5	Non	Pas de refonctionnalisation possible
	Vitrification in situ	Sol	-5	-5	-5	-5	Non	Pas de refonctionnalisation possible
SUR SITE / HORS SITE	Biodégradation aérobie (bioréacteur, bioterre, compostage, landfarming)	Sol	-5				Oui	Vérifier au cas par cas les apports de sol réalisés suite à ces techniques sur site / hors site (refonctionnalisation)
	Lavage tri granulométrique	Sol						
	Mise en solution et extraction chimique	Sol						
	Ventilation	Sol						
	Oxydation/réduction chimique sur site/hors site	Sol						
	Stabilisation-Solidification	Sol						
	Désorption thermique sur site/hors site	Sol						
	Incineration, pyrolyse	Sol						
	Encapsulation sur site	Sol						
	Vitrification sur site/hors site	Sol						
METHODES DE GESTION	Atténuation naturelle contrôlée	Sol	0	0	0	-3	Oui	Vérification au cas par cas (possibilité de sous-produits de dégradation toxiques)
	Phytostabilisation / Phyto-immobilisation	Sol	5	3	3	3	/	

Légende

Note	Impact
5	Très forte amélioration
3	Amélioration
0	Absence d'impact
-3	Dégradation
-5	Dégradation majeure

Tableau 25 : Impact des solutions de gestion sur les fonctions écologiques des sols

7 Conclusions et perspectives

Enseignements de la démarche Quasozan sur la multifonctionnalité des sols

La modélisation de la qualité des sols sur le territoire de Rennes Métropole a permis d'établir un nouvel outil d'aide à la décision pour la collectivité. En s'inspirant de la méthode MUSE pilotée par le CEREMA, la démarche Quasozan a permis d'aller plus loin dans l'élaboration d'un outil de connaissance de la multifonctionnalité des sols : résolution plus fine, continuité entre espaces ruraux et urbains, prise en compte de l'hétérogénéité des valeurs...

Par ailleurs, au-delà de l'évaluation de cette multifonctionnalité des sols, la démarche a introduit la prise en compte des usages et modes d'occupation des sols en surface, permettant d'évaluer les rôles et fonctions des sols dans leur globalité. Cela ouvre des perspectives sur les leviers que peuvent mobiliser les documents d'urbanisme, de planification et d'aménagement pour améliorer la qualité des sols. C'est en effet par l'intermédiaire de la surface que ces documents d'urbanisme et de planification, puis les aménagements et/ou les orientations de gestion ont le plus d'impact sur les sols.

La combinaison de la note de multifonctionnalité des sols et de la note de surface permet d'établir une carte de synthèse, proposant une photographie objective de la qualité des sols à un instant "t". Cette carte peut constituer le point de départ des choix à faire pour une politique des sols sur un territoire : selon des intentions politiques différentes, la pondération du poids des notes de multifonctionnalité et de surface permet de mettre en exergue les priorisations et donc les outils et actions qui en découlent. C'est un nouvel outil d'aide à la décision mis à disposition pour les territoires, aussi bien en termes de diagnostic que de projections.

Par ailleurs, l'approche a permis d'établir une typologie des sols selon leurs fonctions écologiques. Cette distinction au regard des caractéristiques des sols est prometteuse et complémentaire de l'indicateur de multifonctionnalité. Cela permet d'envisager des utilisations au-delà d'une approche de diagnostic, en **objectivant les rôles des sols par rapport aux enjeux environnementaux et climatiques**, étoffant ainsi les outils d'aide à la décision des élus en la matière.

Ainsi, la méthode Quasozan s'avère adaptée à une réplique par d'autres collectivités. Grâce à sa méthodologie rigoureuse et modulable, elle peut être transposée à différentes échelles territoriales. Les outils développés au travers des cartes de synthèse et de la typologie des sols, sont conçus pour être appropriés et ajustés selon les spécificités locales. Cette répliquabilité en fait un levier pour accompagner les territoires dans leur stratégie de sobriété foncière et dans la mise en œuvre de politiques publiques adaptées aux enjeux de préservation et de valorisation des sols.

Choix méthodologiques et approfondissements

La démarche QuaSoZAN, menée avec le BRGM, s'est voulue itérative et expérimentale, avec l'objectif de l'enrichir au fur et à mesure. Le travail a nécessité de faire des choix méthodologiques expliqués et détaillés dans le rapport. Ils ont été faits dans une approche scientifique tout en assumant des partis pris au regard des enjeux de la démarche : rester dans une approche de connaissance des sols rigoureuse à l'échelle de la métropole, dans une optique de planification territoriale et non à des fins opérationnelles.

Le travail a bénéficié des séquences de travail hors convention avec l'ADEME menées avec le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), dans le cadre d'une convention R&D préexistante avec Rennes Métropole, afin de tester les analyses de données via les Linked Data. Trois cas d'usage ont été identifiés, dont celui du ZAN, permettant d'expérimenter les croisements de données entre multifonctionnalité des sols et données de surface et d'affiner les choix faits ensuite avec le BRGM.

L'indicateur d'aléa pollution des sols intègre des pollutions avérées et potentielles, liées à des pressions historiques ou récentes (pour les activités industrielles et de service) et actuelles (pour les activités agricoles et assimilées), et à la présence de remblais. La connaissance des remblais s'avère cependant très lacunaire. L'aléa pollution des sols cartographié s'appuie ainsi sur une connaissance incomplète : i) Les remblais sont mal connus ; ii) les pressions industrielles actuelles et les pressions agricoles et assimilées historiques n'ont pas été prises en compte. Grâce aux développements méthodologiques réalisés, la couche d'informations géoréférencées produite permet d'alerter sur cet enjeu. Pour la suite, les pollutions avérées (résiduelles ou en cours de traitement, cf. sites SIS et BASOL) pourront être séparées des sources de pollutions potentielles. Les données utilisées évoluant, des mises à jour des couches produites sont nécessaires. Les développements méthodologiques sont amenés à être poursuivis, concernant notamment la cartographie des remblais, mais aussi les zones d'impact des sources de pollutions potentielles. La synthèse bibliographique sur l'impact des solutions de gestion des sols pollués sur les fonctions des sols montre par ailleurs que la dépollution ne contribue pas forcément à refunctionalisation des sols.

La notion de réversibilité de l'artificialisation en termes de multifonctionnalité des sols n'a pas été approfondie comme souhaitée initialement. Ce travail offre une première approche qui reste à compléter afin d'étoffer les outils à mettre en place pour éclairer les choix en termes de renaturation future et d'écriture des trajectoires ZAN.

Perspectives

Le travail réalisé a d'ores et déjà été élargi dans le cadre de la révision en cours du SCoT du Pays de Rennes (convention entre le BRGM et le Syndicat Mixte du SCoT), contribuant ainsi aux réflexions sur le projet de territoire dans le contexte du ZAN. Il viendra également nourrir les réflexions des élus de la métropole sur la stratégie ZAN en cours d'élaboration. Compte tenu des enjeux transversaux liés aux sols, il pourra être partagé avec l'ensemble des directions et services de la métropole et de ses communes, afin d'éclairer les décisions politiques sur diverses thématiques (agriculture, stratégie eau et biodiversité, politique foncière...).

Les méthodes et résultats ont aussi vocation à être partagés avec la communauté scientifique. Ils devront ainsi être mis en lien avec d'autres initiatives en cours, comme la thèse de J. Amelin sur le stockage du carbone, cofinancée par Rennes Métropole et l'Institut Agro Rennes-Angers.

L'outil développé permet de réaliser un diagnostic du territoire tout en offrant des perspectives d'améliorations et d'utilisations restant à explorer, telles que :

- un suivi dans le temps de la qualité des sols sur la base d'un observatoire de la santé des sols, intégrant donc une capitalisation et une mise à jour des bases de données sur les sols ;
- une comparaison et une approche collective avec d'autres territoires. La répliquabilité de cette approche est à promouvoir ;

- en prenant en compte les potentiels de refunctionalisation des sols par génie pédologique (cf. Siterre, Damas et Coulon, 2016) ;
- en produisant un fond pédo-géochimique anthropisé à l'échelle de la métropole comme base de connaissance des pollutions diffuses avérées, s'appuyant sur la capitalisation des données de qualité des sols (pollutions, paramètres associés aux fonctions écologiques des sols) ; dans ce cadre, il est possible de s'appuyer sur la base de données BDSolU (www.bdsolu.brgm.fr) ;
- en élargissant le champ de la prise en compte des sols dans les différentes politiques publiques territoriales, notamment : où préserver des terres pour l'agriculture, où dépolluer en priorité, sur quels secteurs privilégier des installations de production d'énergies, où renaturer de façon pertinente dans une logique d'ensemble, à quel endroit augmenter les capacités d'infiltrations, comment et où augmenter le stockage carbone des sols... ?

Enfin, cette démarche se poursuivra sur au moins deux aspects :

1) Une nouvelle étude, menée entre 2025 et 2027, testera et enrichira la modélisation de la multifonctionnalité des sols. Elle s'appuiera sur une campagne d'analyses de sols réalisée sur des secteurs précis. Ces travaux permettront d'affiner les choix méthodologiques et/ou d'ajuster les pondérations des différents indicateurs de surface et de multifonctionnalité des sols retenus dans cette étude, afin de renforcer l'objectivité de la démarche.

2) La carte de synthèse sur la qualité des sols et/ou celles de chaque indicateur, permettront d'alimenter la réflexion des élus pour établir la trajectoire ZAN, aussi bien dans une approche de planification à l'échelle de la métropole, afin d'objectiver les futurs choix en matière d'urbanisation, qu'en testant un outil de simulation à long terme quant aux différents scénarios d'évolution de la qualité des sols.

L'ensemble de ces travaux a vocation à être partagé, réutilisé et enrichi par tous types d'acteurs et de territoires, afin de promouvoir une approche qualitative des sols dans la planification territoriale et l'élaboration des documents d'urbanisme.

8 Bibliographie

ADEME (2018). Guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols - échelle du territoire - Groupe de travail sur les valeurs de fonds

ADEME (2019). Projet ESTRAPOL, Essais de faisabilité de traitement de sols pollués, pp. 193

Aguejda, R., & Hubert-Moy, L. (2016). Suivi de l'artificialisation du territoire en milieu urbain par télédétection et à l'aide de métriques paysagères. Application à une agglomération de taille moyenne, Rennes Métropole. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.27465>

AMI Objectif ZAN (2021) Vers des territoires « Zéro Artificialisation nette » : Trajectoires et déclinaison opérationnelle de la séquence Eviter-Réduire-Compenser, Ademe

Angelaki, A., Dionysidis, A., Sihag, P., & Golia, E. E. (2022). Assessment of contamination management caused by copper and zinc cations leaching and their impact on the hydraulic properties of a sandy and a loamy clay soil. *Land*, 11(2), 290. <https://doi.org/10.3390/land11020290>

Aponte H., J. Medina, B. Butler, S. Meier, P. Cornejo, Y. Kuzyakov (2020) Soil quality indices for metal(loid) contamination: An enzymatic perspective. *Land Degradation and Development*, 31:17, p. 2700-2719. <https://doi.org/10.1002/ldr.3630>

Atlas des Pesticides (2023), Heinrich-Böll-Stiftung Paris & La Fabrique écologique

Azarbad, H., Niklińska, M., Nikiel, K., van Straalen, N. M., & Röling, W. F. (2015). Functional and compositional responses in soil microbial communities along two metal pollution gradients: does the level of historical pollution affect resistance against secondary stress?. *Biology and Fertility of Soils*, 51, 879-890.

Beaumelle, L., Thouvenot, L., Hines, J., Jochum, M., Eisenhauer, N., & Phillips, H. R. (2021). Soil fauna diversity and chemical stressors: a review of knowledge gaps and roadmap for future research. *Ecography*, 44(6), 845-859.

Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., ... & Phillips, H. R. (2023). Pesticide effects on soil fauna communities—a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60(7), 1239-1253.

Béchet B., Y. Le Bissonnais, A. Ruas (pilotes), A. Aguilera, H. Andrieu, E. Barbe, P. Billet, J. Cavailhès, M. Cohen, S. Cornu, L. Dabanc, C. Delolme, G. Géniaux, M. Hedde, C. Mering, M. Musy, M. Polèse, C. Weber, A. Frémont, S. Le Perchec, B. Schmitt, I. Savini, M. Desrousseau, 2017. Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, Ifstar-Inra (France), 127 p.

Bernard, L., Maron, P. A., Mougél, C., Nowak, V., Lévêque, J., Marol, C., ... & Ranjard, L. (2009). Contamination of soil by copper affects the dynamics, diversity, and activity of soil bacterial communities involved in wheat decomposition and carbon storage. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(23), 7565-7569. <https://doi.org/10.1128/AEM.00616-09>

Bouzouidja R, Béchet B, Hanzlikova J, Sněhota M, Le Guern C, Capioux H, Jean-Soro L, Claverie R, Joimel S, Schwartz C, Guénon R, Szordilis F, Musy M, Körmöndi B, Cannavo P, Lebeau T (2020) Simplified performance assessment methodology for addressing soil

quality of nature-based-solutions. *J Soils Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02731-y>

Branchu P., Marseille, F., Béchet B., Bessière J.-P., Boithias L, Duvigneau C., Genesco P., Keller C., Lambert M.-L., Laroche B., Le Guern C., Lemot A., Métois R., Néel C., Sheriff R. (2021). MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. 155 pages

Brühl, C. A., & Zaller, J. G. (2019). Biodiversity decline as a consequence of an inappropriate environmental risk assessment of pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 464007.

Byrnes, J. E., Gamfeldt, L., Isbell, F., Lefcheck, J. S., Griffin, J. N., Hector, A., ... & Emmett Duffy, J. (2014). Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(2), 111-124. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12143>.

Capowiez, Y., Lévêque, T., Pelosi, C., Capowiez, L., Mazzia, C., Schreck, E., & Dumat, C. (2021). Using the ecosystem engineer concept to test the functional effects of a decrease in earthworm abundance due to an historic metal pollution gradient. *Applied Soil Ecology*, 158, 103816.

Chapuis J.Y. (2008) - Rennes : La Ville archipel et son corollaire : La Ville des proximités. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, vol. N° 52, no 4, 2008, p. 37. DOI : <https://doi.org/10.3917/re.052.0037>

Chen, J., (2007). Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security. *Catena*, 69 (1): 1-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.019>

Ceccarelli T., Bajocco S., Perini L.L., Salvati L.L. (2014). Urbanisation and Land Take of High Quality Agricultural Soils - Exploring Long-term Land Use Changes and Land Capability in Northern Italy. *International Journal of Environmental Research*, 8 (1): 181-192. Ferrara, C.; Salvati, L.; Tombolini, I. (2014). An integrated evaluation of soil resource depletion from diachronic settlement maps and soil cartography in pen-urban Rome, Italy. *Geoderma*, 232: 394-405. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.020>

Colsaet, A. (2017) – Gérer l'artificialisation des sols : une analyse du point de vue de la biodiversité. Rapport, Institut du Développement Durable et des Relations Internationales (Iddri), Paris, France, 105 p.

Cornu-Lachamp A. (2022) – Méthodologie de cartographie de l'aléa pollution des sols urbains à l'échelle de Nantes Métropole. Rapport de stage Master 1 Géographie Numériques, Lyon, Université.

Creamer, R. E., Rimmer, D. L., & Black, H. I. J. (2008). Do elevated soil concentrations of metals affect the diversity and activity of soil invertebrates in the long-term? *Soil Use and Management*, 24(1), 37-46.

Damas O., Coulon A. (2016). *Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine*. Le Moniteur, Paris.

De Jong, E. (1980). The effect of a crude oil spill on cereals. *Environmental Pollution series A, Ecological and biological*, 22(3), 187-196.

Décret n° 2022-474 du 4 avril 2022 pris pour l'application de l'article 114 de la loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets, [JORF n°0080 du 5 avril 2022](https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decree/2022/4/4/2022-474/jo/texte)

Derycke V., Leprond H, G. Grignard, C. Baumgartner, V. Lamoureux-Var, D. Sebag, M.A. Fortunato (2023) - Bringing soil multi-functionality into contaminated land management – an

enhanced land management. An Enhanced cost-benefit analysis. AquaConsoil, Septembre 2023, Pragues, 2023

Deslandes B. (2023) – Cartographie de la qualité prédictive des sols sur le territoire de Rennes Métropole appliquée au contexte de zéro artificialisation nette. Mémoire de stage Master 2 Cartographie des Espaces à Risques, Nantes Université.

Duarte et al., 2018

Ech-Chady Z. (2020) - Evaluation des impacts associés à la mise en œuvre des techniques de dépollution des sols : Etude sur les familles de critères d'impact. In: BRGM-EIFER, editor, 2020.

Enviropol-Conseils (2017) – ZAC Baud-Chardonnet - Synthèse des données disponibles concernant l'Etat des Milieux. Rapport n°17-318-1V0

Enviropol-Conseils (2018) – ZAC Baud-Chardonnet – Plan de Gestion lié à l'Etat des Milieux. Rapport n°17-318-2V0

Enviropol-Conseils (2019) – Futur Parc Naturel Urbain – Plan de Gestion lié à l'Etat des Milieux des Prairies St Martin. Rapport n°19-172C-2V1

European Environment Agency (2016), Land recycling in Europe Approaches to measuring extent and impacts. EEA Report No 31/2016 doi:10.2800/503177

FAO and UNEP (2021). *Global assessment of soil pollution: Report*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb4894en>

Gao, H., Wu, M., Liu, H., Xu, Y., & Liu, Z. (2022). Effect of petroleum hydrocarbon pollution levels on the soil microecosystem and ecological function. *Environmental Pollution*, 293, 118511. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118511>

Giller, K.E., Witter, E. & McGrath, S.P. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 1389–1414. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00270-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00270-8)

Giling, D. P., Beaumelle, L., Phillips, H. R., Cesarz, S., Eisenhauer, N., Ferlian, O., ... & Barnes, A. D. (2019). A niche for ecosystem multifunctionality in global change research. *Global Change Biology*, 25(3), 763-774.

Hayes F., Spurgeon D.J., Lofts S., Jones L., Evidence-based logic chains demonstrate multiple impacts of trace metals on ecosystem services, *Journal of Environmental Management*, 10.1016/j.jenvman.2018.05.053, 223, (150-164), (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.053>

Imbert I. (2020) – Méthodes d'évaluation de l'impact des techniques de dépollution sur le sol. EIFER, 2020.

Isenring, R. (2010). Pesticides and the loss of biodiversity. Pesticide Action Network Europe, London, 26.

Jahantab, E. (2023). Effect of metal and polycyclic aromatic hydrocarbon contamination on soil organic carbon storage in semiarid areas. *Irrigation and Drainage*, 72(3), 839-853.

Jiang, R., Wang, M., Chen, W., Li, X., Balseiro-Romero, M., & Baveye, P. C. (2019). Ecological risk of combined pollution on soil ecosystem functions: Insight from the functional sensitivity and stability. *Environmental pollution*, 255, 113184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113184>

- Joimel S., Capiiaux H., Schwartz C., Heddé M., Lebeau T., Le Guern C., Nahmani J., Pernin C., Salmon S., Santorufo L., Béchet B., Cortet J., 2018. Effects of geogenic lead on collembolan and fungal communities in garden topsoil, *Pedosphere*, 28(2), 215-226, [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60022-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60022-0) (JCR IF(2017) 2,13)
- Kabisch, N., Haase, D. (2013). Green spaces of European cities revisited for 1990-2006. *Landscape and Urban Planning*, 110, pp.113-122.
- Karlen D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris, G.E. Schuman (1997), Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 pp. 4-10.
- Karlen D.L., Ditzler C.A., Andrews S.S., 2003. Soil quality: Why and how? *Geoderma*, 114: 145–156.
- Ke, W., Li, C., Zhu, F., Luo, X., Feng, J., Li, X., ... & Xue, S. (2023). Effect of potentially toxic elements on soil multifunctionality at a lead smelting site. *Journal of Hazardous Materials*, 454, 131525. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131525>
- Keller, C., M.-L. Lambert-Habib, S. Robert, J.-P. Ambrosi, E. Rabot (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*, 33:11-24.
- Kisic, I., Mesic, S., Basic, F., Brkic, V., Mesic, M., Durn, G., ... & Bertovic, L. (2009). The effect of drilling fluids and crude oil on some chemical characteristics of soil and crops. *Geoderma*, 149(3-4), 209-216.
- La Rosa, D.; Privitera, R., 2013. Characterization of non-urbanized areas for land-use planning of agricultural and green infrastructure in urban contexts. *Landscape and Urban Planning*, 109 (1): 94-106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.012> Lauf, S.; Haase, D.; Kleinschmit, B., 2014. Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage - A modeling approach assessing ecosystem service trade-offs. *Ecological Indicators*, 42: 73-94. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.028>
- Lavelle, P.; Rodriguez, N.; Arguello, O.; Bernal, J.; Botero, C.; Chaparro, P.; Gomez, Y.; Gutierrez, A.; Hurtado, M.D.; Loiza, S.; Pullido, S.X.; Rodriguez, E.; Sanabria, C.; Velasquez, E.; Fonte, S.J., (2014). Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, pp. 106-117.
- Le Guern, C., Baudouin V., Sauvaget B., Delayre M., Conil P., 2018. A typology of anthropogenic deposits as a tool for modeling urban subsoil geochemistry: example of the Ile de Nantes (France). *Journal of Soil and Sediments*. DOI 10.1007/s11368-016-1594-z.
- Le Guern C., Deslandes B., Boivin B., Lucassou F. (2024) – Prise en compte de la multifonctionnalité des sols dans les documents d'urbanisme – Pays de Rennes - QUALISOLSCoT. Rapport final V0. BRGM/RP-74151-FR, 93 p.
- Lemercier B. (2024) Unités typologiques de sols obtenues par descente d'échelle du référentiel pédologique régional (RRP), communication personnelle
- Lenart-Boro, A., & Boro, P. (2014). The Effect of Industrial Heavy Metal Pollution on Microbial Abundance and Diversity in Soils — A Review. *InTech*. doi: 10.5772/57406
- Leroi (2018), Intégrer la multifonctionnalité des sols dans la planification urbaine - Application sur le territoire de Nantes Métropole, Rapport de travail de fin d'étude de l'ENTPE, 143 p.
- Libessart G. 2022, Modélisation prédictive des propriétés des sols urbains basée sur leur historique d'usages, Thèse de l'Université de Lorraine.

Loi Alur (2014) LOI n° 2014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové, [JORF n°0072 du 26 mars 2014](#)

Loi Climat et Résilience (2021) LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets, [JORF n°0196 du 24 août 2021](#)

Lorenz, K. (2017). Managing urban soils for food production. In *Urban Soils* (pp. 295-312). CRC Press.

Lucisine, P., Lecerf, A., Danger, M., Felten, V., Aran, D., Auclerc, A., ... & Maunoury-Danger, F. (2015). Litter chemistry prevails over litter consumers in mediating effects of past steel industry activities on leaf litter decomposition. *Science of the Total Environment*, 537, 213-224.

Manning, P. et al. 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. – *Nat. Ecol. Evol.* 2: 427–436.

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.

MTES (2018) - Plan Biodiversité

Nathan, V.K., Jasna, V. & Parvathi, A. Pesticide application inhibit the microbial carbonic anhydrase-mediated carbon sequestration in a soil microcosm. *Environ Sci Pollut Res* 27, 4468–4477 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06503-1>

Naveed, M., Moldrup, P., Arthur, E., Holmstrup, M., Nicolaisen, M., Tuller, M., Herath, L., Hamamoto, S., Kawamoto, K., Komatsu, T., Vogel, H. and Wollesen de Jonge, L. (2014), Simultaneous Loss of Soil Biodiversity and Functions along a Copper Contamination Gradient: When Soil Goes to Sleep. *Soil Science Society of America Journal*, 78: 1239-1250. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.02.0052>

O'Brien PL, DeSutter TM, Casey FXM, Wick AF, Khan E. Evaluation of Soil Function Following Remediation of Petroleum Hydrocarbons-a Review of Current Remediation Techniques. *Current Pollution Reports* 2017; 3: 192-205.

OFB (2024) <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/634>

Pauleit, S.; Ennos, R.; Golding, Y., 2005. Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change - a study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning*, 71 (2-4): 295-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.009>

Peng, C., Ouyang, Z.Y., Wang, M.E., Chen, W.P., Li, X.M., Crittenden, J.C., 2013. Assessing the combined risks of PAHs and metals in urban soils by urbanization indicators. *Environmental Pollution*, 178 : 426-432. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.058>

Pennanen, T., Frostegard, A. S. A., Fritze, H., & Baath, E. (1996). Phospholipid fatty acid composition and heavy metal tolerance of soil microbial communities along two heavy metal-polluted gradients in coniferous forests. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2), 420-428.

PLUi de Rennes Métropole (2019) <https://metropole.rennes.fr/documents-plan-local-urbanisme-intercommunal-plui> Consulter les documents du Plan local d'urbanisme intercommunal (PLUi)

Prézeau F., B. Clozel, F. Lucassou, C. Le Guern avec la collaboration de P. Chrétien, C. Bruhat, T. Leduc, M. Musy, A. Rodler, E. Dufrasnes, A. Monnot. 2024. DésiVille : où et

comment désimpermeabiliser les sols ? Cartographie du potentiel de désimpermeabilisation des sols à l'échelle territoriale et locale. Guide méthodologique, 172 p. Convention Ademe n°21DAD0029

Quadu F., Malherbe A., Limasset E., Merly C., Bâlon P., Desrousseaux M., Hucq A., Baptist F., 2021., Projet SOILval - Note R&D « Besoins en recherche et développement pour une meilleure intégration de la qualité des sols dans la planification et l'aménagement du territoire », 16 pages.

Rajakpasha, R.M.C.P., Tobor-Kaplon, M.A., and Baath, E.. 2004. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 2966–2973.

Raiesi, F. (2017). A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. *Ecological Indicators* 75 307–320. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049>

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.

Santa-Cruz, J., Peñaloza, P., Korneykova, M. V., & Neaman, A. (2021). Thresholds of metal and metalloids toxicity in field-collected anthropogenically contaminated soils: A review. *Geography, Environment, Sustainability*, 14(2), 6-21.

Sauvaget B., de Fouquet C., Le Guern C., Renard D., Roussel H. (2022) Geostatistical filtering to map a 3D anthropogenic pedo-geochemical background for excavated soil reuse, *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 240. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.107031>

Schaeffer, A., Amelung, W., Hollert, H., Kaestner, M., Kandler, E., Kruse, J., ... & Roß-Nickoll, M. (2016). The impact of chemical pollution on the resilience of soils under multiple stresses: A conceptual framework for future research. *Science of the Total Environment*, 568, 1076-1085.

Schwartz C., Bispo A., Blanchart A., Brunet J.-F., Cambou A., Cannavo P., Consalès J.-N., de Fouquet C., Ducommun C., Lattelais C., Le Guern C., Saby N., Sauvaget B., Séré G., Vidal-Béaudet L. 2022. Sols urbains et projets d'aménagement (SUPRA) : de l'échantillonnage des sols urbains à l'outil d'aide à la décision d'affectation des sols. 221 pages.

SDES (2022) <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/la-pollution-des-eaux-superficielles-et-souterraines-en-france-synthese-des-connaissances-en-2022?rubrique=44&dossier=1028186>

Séré, G., Le Guern, C., Bispo, A., Layet, C., Ducommun, C., Clesse, M., ... & Vidal-Beaudet, L. (2024). Selection of soil health indicators for modelling soil functions to promote smart urban planning. *Science of the Total Environment*, 924, 171347.

Sereni, L., Guenet, B., & Lamy, I. (2021). Does copper contamination affect soil CO2 emissions? A literature review. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 585677.

Setälä, H. M., Francini, G., Allen, J. A., Hui, N., Jumpponen, A., & Kotze, D. J. (2016). Vegetation type and age drive changes in soil properties, nitrogen, and carbon sequestration in urban parks under cold climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 93.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.

Stott, D.E. 2019. Recommended Soil Health Indicators and Associated Laboratory Procedures. Soil Health Technical Note No. 450-03. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (NRCS).

Tedoldi D., Chebbo G., Pierlot D., Kovacs Y., Gromaire M-C., Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review, *Science of The Total Environment*, Volumes 569–570, 2016, 904-926, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.215>

Tibbett M, Fraser TD, Duddigan S. 2020. Identifying potential threats to soil biodiversity. *PeerJ* 8:e9271 <https://doi.org/10.7717/peerj.9271>

UE (2021) Des sols sains — nouvelle stratégie de l'UE pour la protection des sols (europa.eu) (https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12634-Des-sols-sains-nouvelle-strategie-de-lUE-pour-la-protection-des-sols_fr)

van der Esch S., ten Brink B., Stehfest E., Bakkenes M., Sewell A., Bouwman A., Meijer J., Westhoek H. (PBL) and van den Berg M. (Joint Research Centre), 2017, Exploring future changes in land use and land condition and the impacts on food, water, climate change and biodiversity: Scenarios for the UNCCD Global Land Outlook, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency

Xiao, R.; Su, S.L.; Zhang, Z.H.; Qi, J.G.; Jiang, D.W.; Wu, J.P. (2013). Dynamics of soil sealing and soil landscape patterns under rapid urbanization. *Catena*, 109: 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.004>

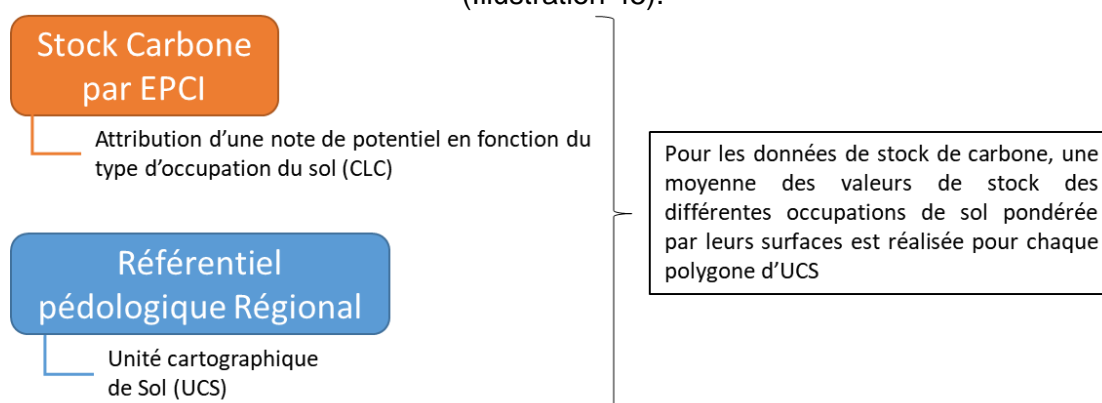
Zhou, T., Li, L., Zhang, X., Zheng, J., Zheng, J., Joseph, S., & Pan, G. (2016). Changes in organic carbon and nitrogen in soil with metal pollution by Cd, Cu, Pb and Zn: a meta-analysis. *European journal of soil science*, 67(2), 237-246.

Annexe 1

Mise en œuvre de la méthode MUSE : Compléments

8.1.1 Stock de carbone estimé dans les sols

Dans la méthode MUSE, le stock de carbone (en $tC \cdot ha^{-1}$) est issu de l'outil ALDO développé par l'ADEME (outil en ligne permettant d'évaluer les stocks et les flux de carbone des sols et des forêts : <https://aldo-carbone.ademe.fr/>). Il utilise les données du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) pour calculer les stocks propres au périmètre de chaque EPCI par type d'occupation du sol. Le Tableau 26 précise les stocks de carbone de référence pour Rennes Métropole. Ces données sont ensuite rattachées à l'occupation des sols en utilisant les classes de stock de carbone estimé (Tableau 27). Le modèle d'occupation des sols utilisé est le Corine Land Cover (fourni par le programme Copernicus). Une moyenne pondérée des classes de stock de carbone est ensuite effectuée à l'échelle des UCS (Illustration 45).



Stocks de carbone de référence par unité de surface		Sol (30cm)	Litière	Total
Niveau 1 (nomenclature "sols")	Niveau 2 (nomenclature "biomasse")	tC.ha ⁻¹	tC.ha ⁻¹	tC.ha ⁻¹
cultures	cultures	51		51
prairies	prairies zones arbusives	74		74
prairies	prairies zones herbacées	74		74
prairies	prairies zones arborées	74		74
forêts	mixtes	65	9	74
forêts	feuillus	65	9	74
forêts	conifères	65	9	74
forêts	peupleraies	65	9	74
zones humides	zones humides	125		125
vergers	vergers	46		46
vignes	vignes	39		39
sols artificiels imperméabilisés	sols artificiels imperméabilisés	30		30
sols artificiels enherbés	sols artificiels enherbés	74		74
sols artificiels arborés et buissonnants	sols artificiels arborés et buissonnants	65		65
	Haies	0		0

Tableau 26 : Stock de carbone dans les sols et la litière pour l'EPCI de Rennes fourni par l'outil ALDO (mars 2023)

Classes (tC/ha)	Indice stock de carbone	signification
≤45	1	très faible
]45;55]	2	faible
]55;65]	3	moyen
]65;75]	4	élevé
>75	5	très élevé

Tableau 27 : Classes de stock de carbone estimé utilisées dans la méthode MUSE (Branchu et al., 2021)

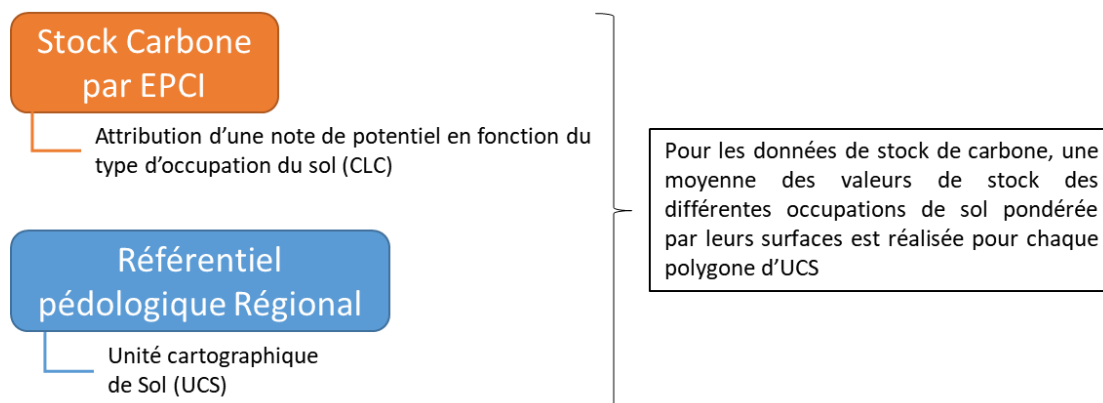


Illustration 45 : Principes de la méthode d'estimation des stocks de carbone dans les sols selon la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021)

8.1.2 Stock de biodiversité estimé

Le stock de biodiversité estimé, appelé potentiel de biodiversité dans la méthode MUSE, correspond à la capacité des sols à stocker des organismes vivants. La méthode MUSE utilise deux indices : l'abondance en vers de terre et la diversité spécifique des vers de terre. Elle utilise les statistiques nationales de l'ONB selon l'occupation des sols (Tableau 28) qu'elle rattache à la nomenclature Corine Land Cover (Tableau 29). Une moyenne pondérée des classes de stock de carbone est ensuite effectuée à l'échelle des UCS (Illustration 46).

Occupation du sol	Nombre de sites analysés	Abondance lombricienne (en ind/m ²)	Note	Diversité lombricienne	Note	Somme-note	Indice biodiv
Territoires artificialisés (jardins...)	122	280	3	6	4	7	4
Territoires agricoles – Prairie	117	421	4	9	5	9	5
Territoires agricoles – Cultures	262	223	3	5	4	7	4
Territoires agricoles - Vignes et vergers	126	163	3	3	3	6	3
Territoires agricoles – Agroforesterie	67	370	4	8	5	9	5
Forêts et milieux semi-naturels	37	149	2	6	4	6	3

Tableau 28 : Statistiques nationales relatives à l'abondance et à la diversité lombricienne dans les sols selon l'occupation des sols (Source : ONB, extraction février 2023), et attribution d'une note selon la méthode MUSE (Branchu et al., 2021)

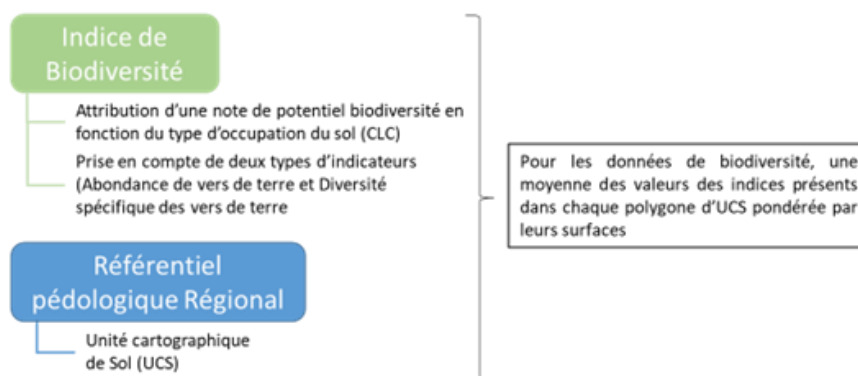


Illustration 46 : Principes de la méthode d'estimation des stocks de carbone dans les sols selon la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021)

Code Corine Land Cover	Nomenclature Corine Land Cover	Type de milieu correspondant Office National de la Biodiversité	Abondance de vers de terre (ind/m ²)	Diversité spécifique des vers de terre (nb de taxons)
111	Tissu urbain continu	Sols artificiels imperméabilisés		
112	Tissu urbain discontinu	Sols artificiels imperméabilisés		
121	Zones industrielles et commerciales	Sols artificiels imperméabilisés		
122	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	Sols artificiels imperméabilisés		
123	Zones portuaires	Sols artificiels imperméabilisés		
124	Aéroports	Sols artificiels imperméabilisés		
131	Extraction de matériaux	Sols artificiels imperméabilisés		
132	Décharges	Sols artificiels imperméabilisés		
133	Chantiers	Sols artificiels imperméabilisés		
141	Espaces verts urbains	Territoires artificialisés (jardins...)	280	6
142	Equipements sportifs et de loisirs	Territoires artificialisés (jardins...)	280	6
211	Terres arables hors périmètres d'irrigation	Territoires agricoles - Cultures	223	5
212	Périmètres irrigués en permanence	Territoires agricoles - Cultures	223	5
213	Rizières	Territoires agricoles - Cultures	223	5
221	Vignobles	Territoires agricoles - Vignes et vergers	163	3
222	Vergers et petits fruits	Territoires agricoles - Vignes et vergers	163	3
223	Oliveraies	Territoires agricoles - Vignes et vergers	163	3
231	Prairies	Territoires agricoles - Prairie	421	9
242	Systèmes culturaux complexes	Territoires agricoles - Cultures	223	5
243	Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	Territoires agricoles - Cultures	223	5
244	Territoires agroforestiers	Territoires agricoles - Cultures	223	5
311	Forêts de feuillus	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
312	Forêts de conifères	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
313	Forêts mélangées	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
321	Pelouses et pâturages naturels	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
322	Landes et broussailles	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
323	Végétation sclérophylle	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
324	Forêts et végétation arbustive en mutation	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
331	Plages, dunes, sable	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
332	Roches nues	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
333	Végétation clairsemée	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
334	Zones incendiées	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
335	Glaciers et neiges éternelles	Forêts et milieux semi-naturels	149	6
411	Marais intérieur	Zones humides	149	6
412	Tourbières	Zones humides	149	6
421	Marais maritimes	Zones humides	149	6
422	Marais salants	Zones humides	149	6
423	Zones intertidales	Zones humides	149	6

Tableau 29 : Abondance et diversité spécifique des vers de terre reliées à la nomenclature d'occupation des sols du Corine Land Cover comme indicateur de biodiversité dans les sols au niveau national (Branchu et al., 2021)

8.1.3 Capacité d'infiltration des sols

La capacité d'infiltration, appelée potentiel d'infiltration dans la méthode MUSE (Branchu et al., 2021), détermine la capacité des sols à infiltrer l'eau. La méthodologie MUSE se concentre sur plusieurs paramètres intrinsèques des sols, notés de 0 à 3 :

- la présence d'un plancher imperméable,
- la texture,
- l'hydromorphie,
- la perméabilité.

La présence d'un plancher imperméable représente une limite de profondeur que l'eau peut atteindre. Plus l'eau peut s'infiltrer profondément, plus la note sera élevée. La texture est déterminée en fonction de la proportion d'argiles, de limons et de sables à l'aide du triangle GEPPA. L'hydromorphie permet de mettre en avant le phénomène d'engorgement en eau d'un sol. Elle indique le caractère non drainant des sols. La perméabilité correspond à la capacité d'un sol à laisser circuler l'eau : plus un sol est perméable, plus l'eau s'infiltré. La perméabilité est calculée à l'aide d'une fonction de pédo-transfert en utilisant les paramètres suivants : le pH, la texture (avec les proportions d'argiles et limons) et la capacité d'échange cationique (CEC). La formule de calcul diffère pour les horizons de surface par rapport aux horizons plus profonds. La structure du sol joue aussi un rôle majeur sur les propriétés d'infiltration de l'eau des sols, mais elle n'est pas prise en compte ici.

L'addition des notes de chaque critère, avec un poids équivalent, permet d'obtenir la classe de la capacité d'infiltration de l'eau sur le sol concerné. Une note 0 sur l'un des critères est rédhibitoire, conférant au sol la classe la plus faible. Les étapes de calcul de la capacité d'infiltration des UTS à partir des données Donesol sont détaillées dans l'illustration 47. **A l'échelle des UCS, la classe dominante au sein des UTS contenus est retenue.**

Les contraintes de pente sont également à prendre en compte (comme pour le potentiel agronomique). En effet, plus la pente est forte, moins l'eau va s'infiltrer dans les sols. Une **étude récente de** () montre que le point de non-infiltration de l'eau dans les sols se trouve vers 7,5 % de pente.

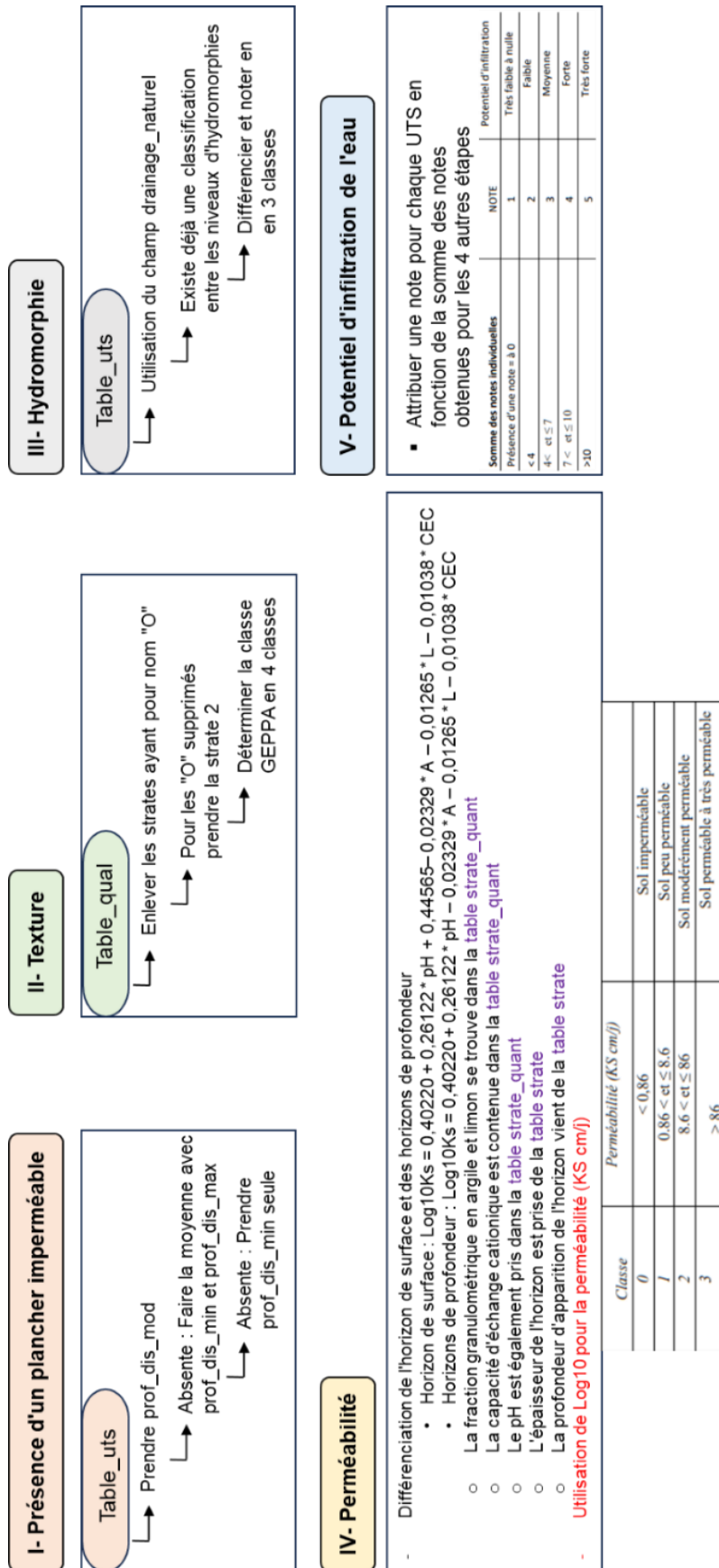


Illustration 47 : Etapes de calcul de la capacité d'infiltration des sols, appelée potentiel d'infiltration dans la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021)

8.1.4 Valeur agronomique estimée

La valeur agronomique, appelée potentiel agronomique dans la méthodologie MUSE (Branchu *et al.*, 2021), correspond à la fertilité physique des sols. La méthodologie MUSE sélectionne une partie des paramètres pédologiques impactant la fonction de production de biomasse. Elle se concentre sur les cinq critères suivants, notés de 1 à 5 :

- le réservoir utile (RU),
- la texture de l'horizon de surface,
- le pH de l'horizon de surface et la moyenne sur toutes les strates,
- la profondeur totale du sol
- la proportion d'éléments grossiers (EG).

L'addition des notes de chaque critère avec un même poids permet d'obtenir la classe de valeur agronomique de l'UTS concernée. Les étapes de calcul de la valeur agronomique des UTS à partir des données Donesol sont détaillées dans l'illustration 48. **A l'échelle des UCS, la classe dominante au sein des UTS contenus est retenue.**

Le réservoir utile (RU) se définit comme « la quantité d'eau que le sol peut stocker et restituer aux plantes pour leur production de biomasse ». Il est calculé par strate par une fonction de pédotransfert à partir de l'épaisseur de la strate, du pourcentage de terre fine et de la texture (triangle de l'Aisne) en appliquant un coefficient proposé par Bruand en 2006 (in Branchu *et al.*, 2021).

La texture de surface est déterminée en fonction de la proportion d'argiles, de sables et de limons à partir du triangle de référence GEPPA. Le pH indique les états d'alcalinité ou d'acidité du sol, permettant d'évaluer les risques de toxicité ainsi que la capacité d'absorption des éléments nutritifs par les sols. Le pH mesuré est indiqué pour chaque strate composant les différents profils de sol. La profondeur du sol peut atteindre plus de 1 mètre. La charge en élément grossiers impacte la capacité de rétention d'eau et d'éléments nutritifs du sol.

D'autres contraintes sont à prendre en compte comme **l'hydromorphie, la pente** et la salinité. Le territoire d'étude n'est pas concerné par la salinité. L'hydromorphie permet de mettre en avant le phénomène d'engorgement en eau d'un sol. La base de données DoneSol définit ces zones avec les classes GEPPA. De plus, certains sols et horizons sont directement exclus comme les Histosols et les Reductisols. Certains horizons sont indicateurs d'hydromorphie. La pente joue également un certain rôle dans la valeur agronomique. Les terrains à plus de 10 % de pente ne peuvent pas être mécanisés. Ces informations sont utilisées en superposition de la carte de valeur agronomique

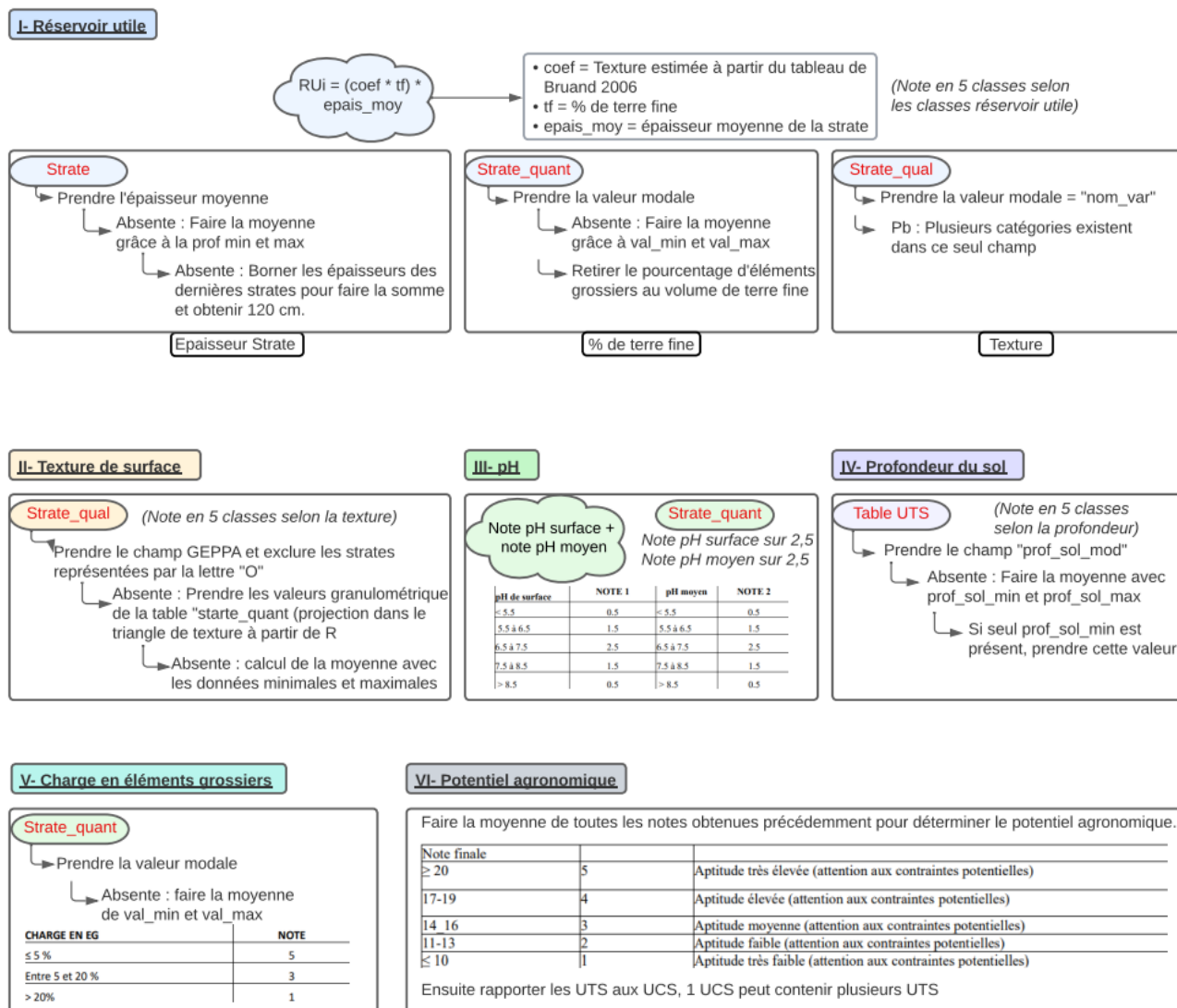


Illustration 48 : Etapes de calcul de la valeur agronomique, appelée potentiel agronomique dans la méthode MUSE développée par Branchu et al. (2021)

8.1.5 Multifonctionnalité estimée dans les zones couvertes par la carte pédologique dans les zones non couvertes par la carte pédologique

Dans les zones non couvertes par la carte pédologique régional (RRP), situées pour l'essentiel en milieu urbain, le manque de données conduit à la proposition d'une approche simplifiée basée sur le lien supposé entre type de végétation/profondeur du sol/multifonctionnalité. Pour les sols urbains, MUSE a retenu un proxy utilisant les strates arborées, en posant l'hypothèse d'une épaisseur de sols décroissante en présence de strates arborées, arbustives et herbacées respectivement, et d'une aptitude à la multifonctionnalité corrélée.

Annexe 2 Tests méthodologiques intermédiaires pour la cartographie de la multifonctionnalité des sols

Les tests méthodologiques intermédiaires pour cartographier les fonctions et la multifonctionnalité des sols réalisés sont résumés ci-après.

a) Hétérogénéité des indices de fonctions au sein des unités cartographiques de sol

Une première approche de l'hétérogénéité a été développée sur les cartes produites avec la méthode MUSE initiale. La dispersion de la note est recherchée. Elle calcule le % d'écart à l'indice majoritaire par UCS pour la valeur (ou potentiel) agronomique et la capacité d'infiltration (ou infiltrabilité). Pour le stock de carbone et le stock de biodiversité, elle calcule le % d'écart à l'indice moyen par UCS. Pour mémoire, les indices sont calculés par UTS et rapportés à l'UCS de rattachement pour la capacité d'infiltration (I) et la valeur agronomique (A). Pour les stocks de carbone (C) et de biodiversité (B) estimés, les indices sont estimés à partir de l'occupation des sols (OCS). L'agrégation des hétérogénéités obtenues par fonction (Illustration 49) n'a pas été testée.

$$EM(I, A) = \frac{\text{Somme}(\text{indice UTS}_i \times \% \text{ dans UCS}) - \text{indice maj UCS}}{\text{Indice maj UCS}}$$

$$EM(C, B) = \frac{\text{Somme}(\text{indice OCS}_i \times \% \text{ dans UCS}) - \text{indice moy UCS}}{\text{Indice moy UCS}}$$

Une deuxième approche de l'hétérogénéité a été testée. Elle s'appuie sur l'indice de diversité de Simpson (1949), qui est couramment utilisé en écologie pour évaluer la diversité des espèces. La méthode de calcul a été adaptée pour mesurer la diversité spatiale des données à l'échelle de polygones. L'indice de Simpson a été calculé pour chaque de fonction afin d'évaluer l'hétérogénéité des valeurs de notes d'indice au sein de chaque polygone d'UCS (Illustration 50). Pour cela, on s'est appuyé sur les proportions de chaque note au sein des polygones d'UCS.

$$D = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$$

Où n_i est la proportion de la note i dans le polygone d'UCS,
et N est le nombre total de notes dans le polygone.

Cet indice varie entre 0 et 1, où une valeur proche de 1 indique une grande hétérogénéité des valeurs du raster (forte diversité), et une valeur proche de 0 indique une faible hétérogénéité (forte homogénéité). Les cartes obtenues sont les suivantes.

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

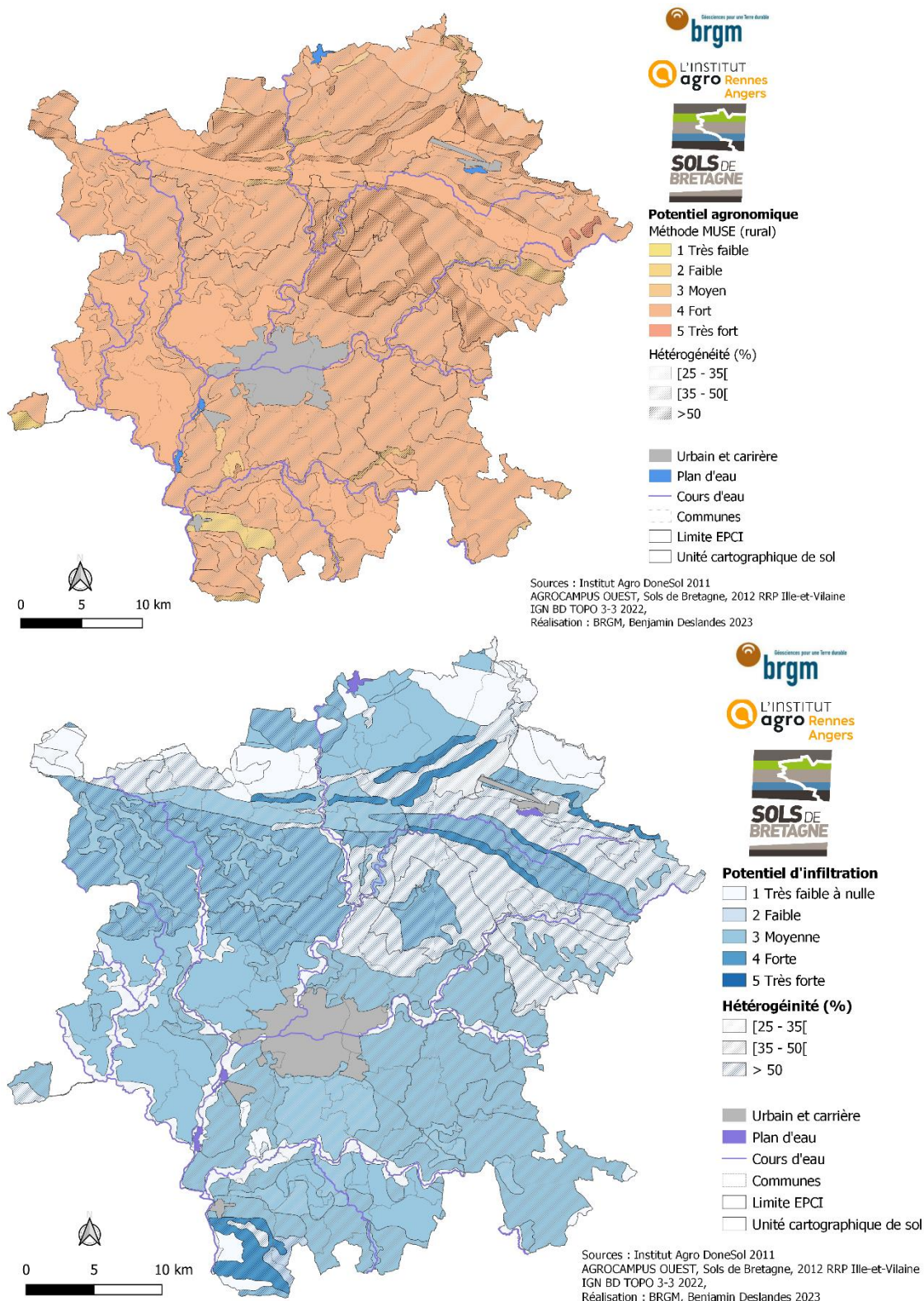


Illustration 49 : Hétérogénéité des indices de fonction selon la méthode initiale à l'échelle du Pays de Rennes – Exemples de la valeur agronomique et de la capacité d'infiltration des sols

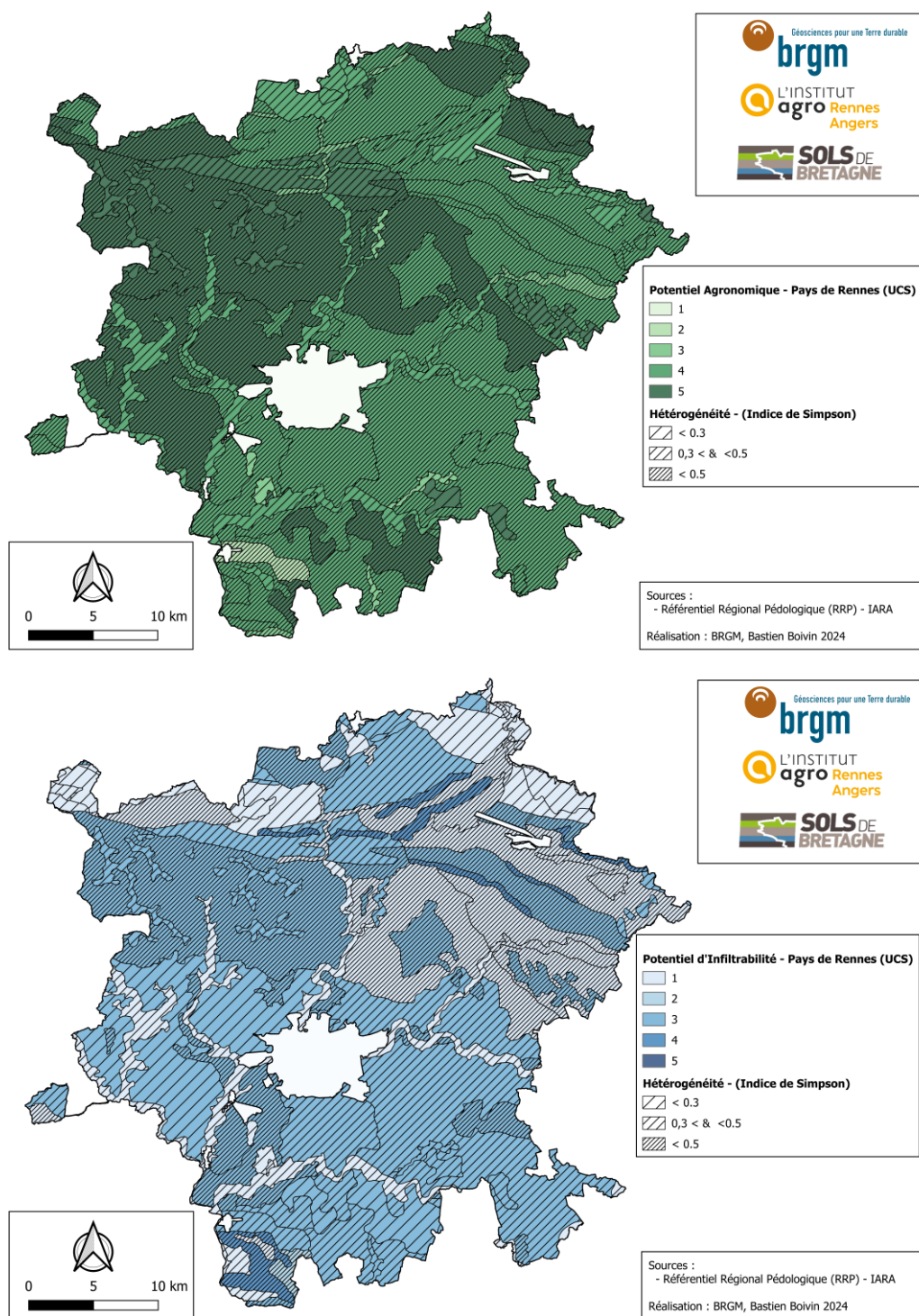


Illustration 50 : Hétérogénéité des indices de fonction avec l'indice de Simpson à l'échelle du Pays de Rennes -- Exemples de la valeur agronomique et de la capacité d'infiltration des sols

b) Test d'application de la méthode MUSE sur une carte pédologique plus précise

L'échelle de résolution du référentiel régional pédologique à 1/250 000 comme base de la méthode MUSE apparaît insuffisante. Aussi, l'application de la méthode a été testée sur des jeux de données plus précis. La carte pédologique de Rennes Sud (1/25 000), traduite sous forme d'unités typologiques de sol et donc raccordable à la base de données DoneSol, a ainsi été utilisée.

Ce test s'avère prometteur car le gain de précision est notable (Illustration 51), mais il soulève le besoin de travaux complémentaires pour :

- compléter/préciser les caractéristiques des sols. Certains types de sols ne sont en effet pas renseignés, un gain de précision est possible sur les types de sol renseignés dans le RRP,
- traduire d'autres cartes pédologiques locales numérisées en unités typologiques de sols en cohérence avec le RRP, i) en valorisant des cartes anciennes non numérisées, ii) en valorisant et en complétant les données caractérisant les sols de ces cartes pour gagner en précision sur les fonctions des sols calculées, iii) en couvrant plus largement le territoire avec des cartes plus précises.

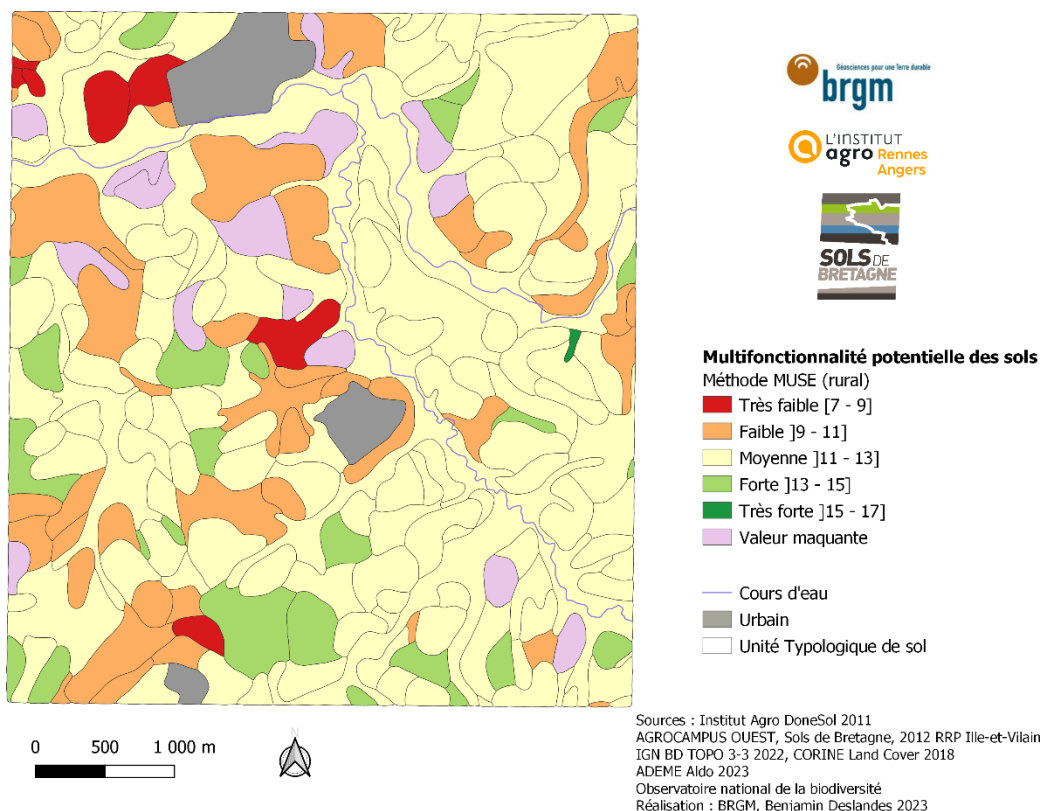


Illustration 51 : Représentation de multifonctionnalité des sols (Sud Rennes)

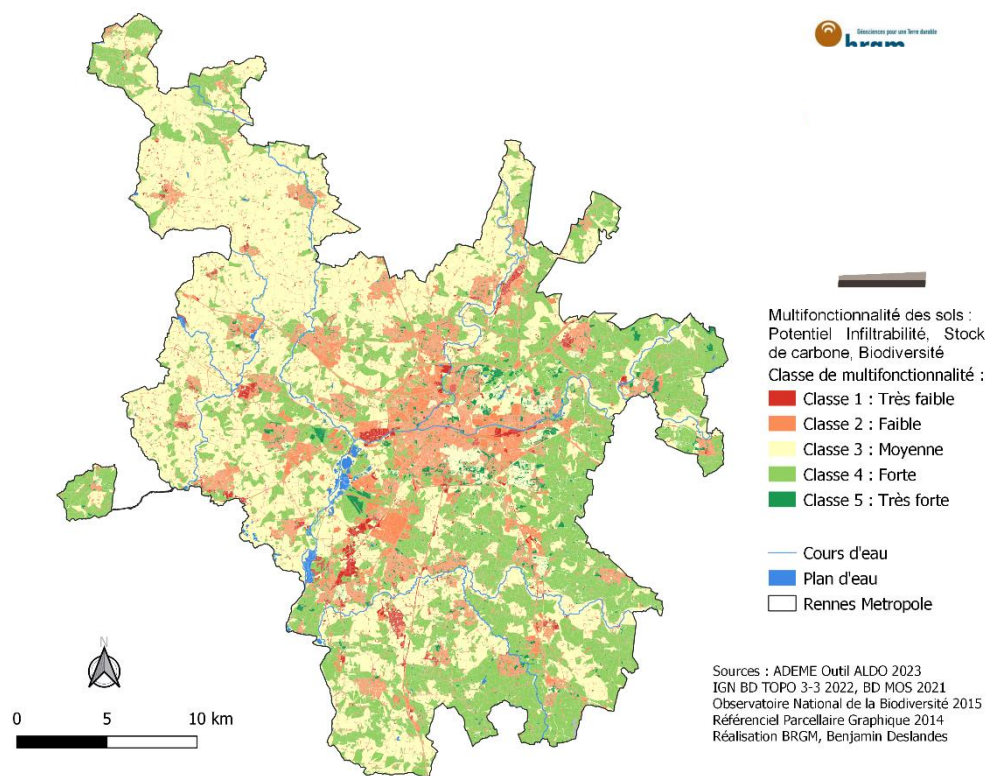
c) Milieu urbain non couvert par la carte pédologique

Les adaptations pour le milieu urbain concernent surtout la partie urbanisée de Rennes Métropole, le reste du territoire étant pour l'essentiel couvert par le RRP.

Le proxy MUSE pour les zones non couvertes par le RRP (milieu urbain principalement) a pour inconvénient de ne pas tenir compte de la diversité des sols urbains. En outre, il ne traite pas les sols scellés (recouverts d'un revêtement imperméable). La méthode alternative s'inspire des tests méthodologiques menés par Leroi (2018), dans le cadre du programme MUSE. Elle prend en compte la capacité d'infiltration de l'eau, le stock de carbone et le stock de biodiversité, que les sols soient scellés ou pas. La valeur agronomique n'est en revanche pas traitée, faute de cartes de sols urbains et du manque de données de caractérisation disponibles.

La cartographie de l'infiltrabilité des sols selon la méthode PHOEBUS au 1/50 000 (Pinson *et al.*, 2019) a été croisée avec le stock de biodiversité et le stock de carbone estimés pour fournir une multifonctionnalité partielle, hors valeur agronomique. Le MOS (inventaire numérique de l'occupation du sol produit à l'échelle du parcellaire cadastral, échelle de résolution au 1/5 000) a remplacé le CLC comme source plus précise pour l'occupation des sols.

Le gain de précision permis par l'utilisation du MOS a particulièrement intéressé Rennes Métropole et le Pays de Rennes qui ont demandé l'extension de son application sur le reste du territoire (zone couverte par le RRP) (Illustration 52).



Fonction	Poids	Echelle
Infiltrabilité Phoebus	1	1/50 000
Stock potentiel de carbone*	1	1/10 000
Stock potentiel de biodiversité**	1	1/10 000

*Illustration 52 : Indice de multifonctionnalité estimé hors valeur agronomique, obtenu par croisements des indices de stocks de carbone et de biodiversité estimés à partir de l'occupation des sols (MOS) et de la capacité d'infiltration des sols estimée par la méthode PHOEBUS (Pinson *et al.*, 2019) sur le territoire de Rennes Métropole*

d) *Echelle de résolution (méthode V1) de la couche d'occupation des sols*

Dans la continuité des tests menés sur la zone non couverte par le référentiel pédologique, les stocks de carbone et de biodiversité ont été estimés à partir du MOS (et non plus du CLC) sur les zones couvertes par le RRP. Les estimations de la capacité d'infiltration et de valeur agronomique ont été appliquées aux polygones du MOS. Le rendu souffre néanmoins d'une fausse impression de précision liée au saut d'échelle entre le MOS (1/5 000) et le RRP (1/250 000).

e) *Harmonisation rural-urbain (méthode V2)*

L'utilisation combinée par le CSTB de la multifonctionnalité des sols estimée distinctement sur la zone couverte par le RRP (4 fonctions, cf. c) et la zone non couverte par le RRP (3 fonctions, milieu urbain, cf. a) en utilisant le MOS comme données d'occupation des sols plus précises, a montré la nécessité d'harmoniser l'approche sur ces deux zones. En effet, l'harmonisation des notes de multifonctionnalité de l'urbain (passage d'une note /15 liée à une note /20 pour disposer de la même gamme de notes que la note/20 estimée pour les 4 fonctions écologiques sur la zone couverte par le RRP) manque de cohérence compte-tenu de l'absence d'estimation de la valeur agronomique sur la zone non couverte par le RRP (3 fonctions estimées). Il est alors apparu nécessaire de réfléchir à une manière d'intégrer la valeur agronomique sur cette zone non couverte par le RRP (urbain), afin de renseigner les 4 composantes de la multifonctionnalité.

Par ailleurs, le MOS est représenté à l'échelle du parcellaire cadastral et il n'intègre pas d'un point de vue spatial, les différences d'usage de sol au sein des parcelles. C'est en outre une donnée produite localement. Des tests ont été ainsi réalisés avec l'OCS GE 2017 RM (OCS GE 2017 remanié sur Rennes Métropole par l'AUDIAR - 1/5 000), disponible au moment des tests, afin de gagner en généralité à l'échelle nationale.

La consultation de la carte de potentiel agronomique sur Rennes Métropole, établie à partir du RRP (1/250000) et des données extraites de DoneSol montre que 98 % du territoire couvert par la carte pédologique présente un potentiel agronomique fort ou très fort (note 4). Cette note de potentiel agronomique a donc été étendue à l'ensemble du territoire urbanisé, en apportant néanmoins des nuances selon l'occupation des sols. En particulier, un potentiel faible (note 1) a été attribué aux surfaces imperméabilisées et aux sols nus identifiés par la couverture de l'OCS GE 2017 RM (1/5 000). Dans les zones non couvertes par la carte pédologique ('urbain' = hors RRP), on a supposé un potentiel agronomique moyen dans les zones végétalisées (note 3) car 50 % des sols végétalisés urbains seulement sont pseudo naturels, la plupart étant remaniés, artificialisés, compactés. Le Tableau 30 synthétise les notes attribuées et les codes de l'OCS GE associés.

Potentiel agronomique	Note	Commentaire	Code OCS GE 2017 RM (couverture sol)	
Emprise RRP	4	98% du territoire		
Hors RRP	3	Zones végétalisées (herbacées)	CS2.2.1	
Hors RRP	1	Surfaces imperméabilisées et sols nus	CS1.1.1.1	CS1.1.1.2
Emprise RRP	1	Surfaces imperméabilisées et sols nus	CS1.1.1.1	CS1.1.1.2

Tableau 30 : Notes de potentiel agronomique attribuées en milieu urbain et codes OCS GE associés

f) *Prise en compte de l'artificialisation pour l'infiltration et le potentiel agronomique (méthode V3)*

L'artificialisation de sols est déjà prise en compte pour les potentiels de biodiversité et de stockage de carbone. Dans le cadre de l'harmonisation entre zones couvertes ou non par le RRP, elle a été prise en compte également pour le potentiel agronomique. Il reste donc à l'injecter dans le potentiel d'infiltration (1/50 000) obtenu avec la méthode PHOEBUS (Pinson *et al.*, 2019). La note a été diminuée de 1 sur les zones artificialisées composées de matériaux minéraux et composites, supposant un tassement probable et une capacité d'infiltration moindre que le sol naturel. Un potentiel faible (note 1) est attribué aux surfaces imperméabilisées, qu'elles soient bâties ou non (Tableau 31). En milieu rural (emprise RRP), le drainage et le tassement modifient l'infiltrabilité des sols. Faute de connaissances, cet aspect n'est pas pris en compte.

Potentiel infiltration	Note	Commentaire	Code OCS GE RM 2017 (couverture sol)	
Emprise RRP	Inchangée	Drainage / tassement non spatialisé donc non pris en compte		
Hors RRP	note -1	Matériaux minéraux et composites	CS1.1.2.1	CS1.1.2.2
Hors RRP	1	Surfaces imperméabilisées (bâti et non bâti)	CS1.1.1.1	CS1.1.1.2

Tableau 31 : Notes de potentiel d'infiltration attribuées en milieu urbain et codes OCS GE associés

La méthode dite V3, intègre ainsi cette évolution de l'infiltrabilité, les autres fonctions restant inchangées par rapport à la méthode V2. La prise en compte de l'artificialisation des sols sur les notes d'infiltrabilité conduit à augmenter la proportion de sols avec une faible multifonctionnalité en milieu urbanisé. L'illustration 54 présente une représentation de la carte de multifonctionnalité obtenue.

g) *Classes de multifonctionnalité : Représentation*

La méthode MUSE regroupe les notes de multifonctionnalité en 5 classes pour la représentation cartographique. Deux méthodes de définition de ces classes ont été testées : la méthode Jenks, et la méthode manuelle (Illustration 53).

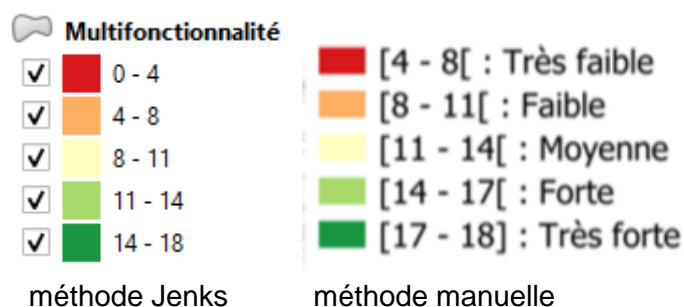


Illustration 53 : Classes de répartition des notes de multifonctionnalité estimée des sols obtenues par la méthode de Jenks et définies manuellement pour la représentation cartographique à l'échelle de Rennes Métropole

La méthode Jenks fait ressortir une multifonctionnalité plus faible dans la zone non couverte par le RRP (en milieu urbain) que dans la zone couverte par le RRP, mais montre peu de contrastes au sein de chaque zone. Elle intègre dans le niveau très faible des notes comprises entre 0 et 3, qui n'existent pas, puisque la note minimale de multifonctionnalité est de 4. En

outre, comme elle s'adapte à chaque jeu de données, elle ne permet pas une comparaison entre territoires. Elle n'a ainsi pas été retenue.

La méthode manuelle permet d'intégrer le fait que la note de multifonctionnalité la plus basse est de 4. Des classes plus proches de la réalité des notes de multifonctionnalité sont possibles. Les notes <8 indiquent des fonctions plutôt faibles, avec au moins une fonction très faible. Les notes > ou = à 17 indiquent des fonctions fortes, avec au moins une fonction très forte. Les notes entre 8 et 10 montrent une majorité de fonctions faibles, celles entre 14 et 16 une majorité de fonctions fortes. La classe entre 11 et 13 correspond à des fonctions contrastées ou moyennes.

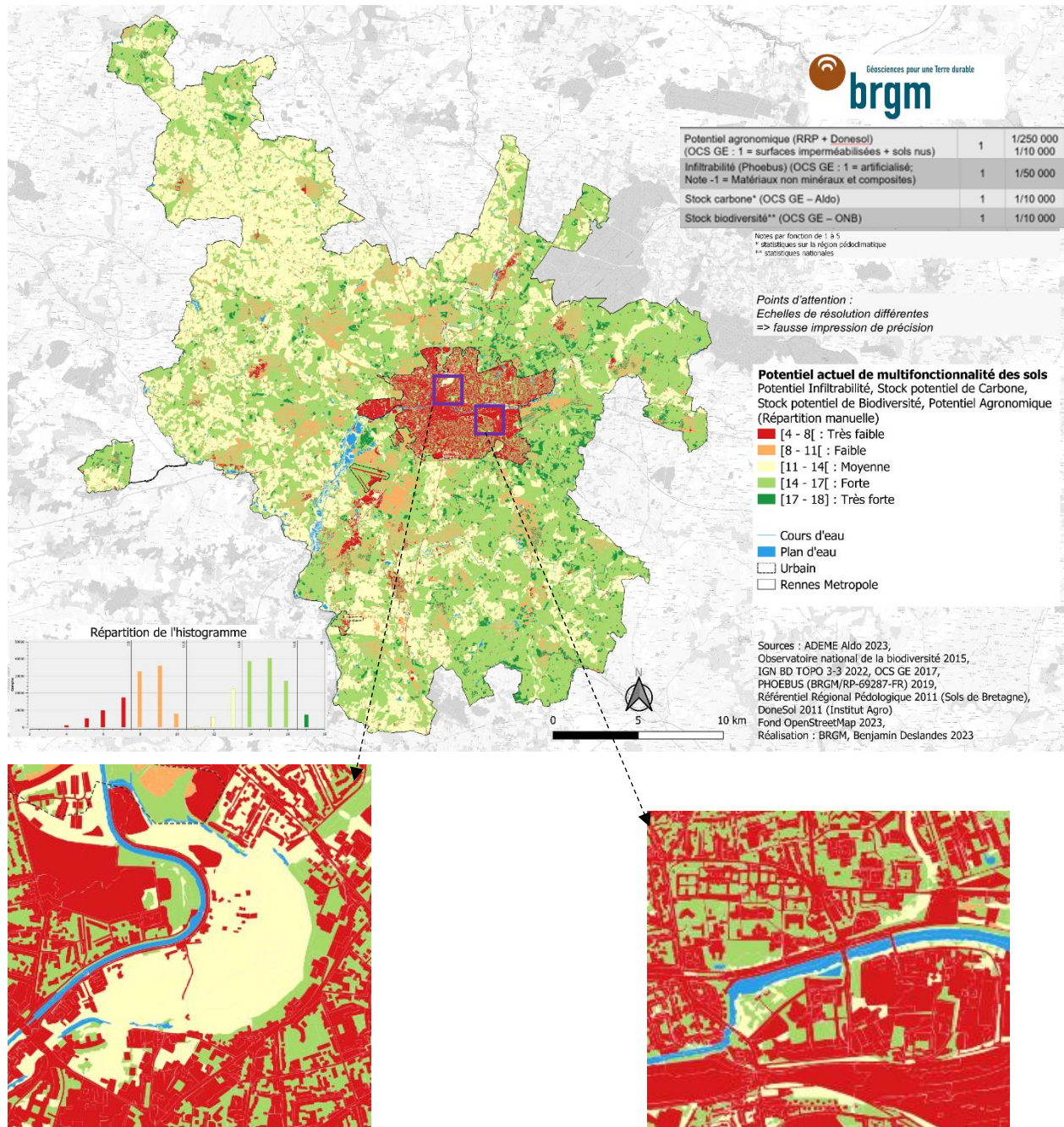


Illustration 54 : Multifonctionnalité des sols harmonisée urbain-rural estimée par croisement des indices de stocks de carbone et de biodiversité estimés à partir l'occupation des sols (OCS GE RM)

2017), de la capacité d'infiltration estimée par la méthode Phoebus (Pinson et al., 2019) et de la valeur agronomique estimée à l'échelle des UCS du RRP selon la méthode MUSE.

L'illustration 54 montre la carte obtenue avec la méthode manuelle qui a donc été retenue. Du fait de faibles notes des différentes fonctions, les surfaces imperméabilisées ressortent avec une multifonctionnalité très faible. Ces surfaces présentent néanmoins des capacités de refonctionnalisation en cas de désimpermeabilisation et de renaturation, qu'il apparait intéressant de cartographier. La carte obtenue avec la méthode Jenks (non présentée) varie selon la méthode de répartition des classes.

h) Prise en compte des zones humides et des zones inondables (V4)

La classe moyenne de multifonctionnalité estimée sur les Prairies Saint Martin (situées à Rennes sur la zone non couverte par la carte pédologique, Illustration 54) a conduit à se poser la question d'ajuster les notes de multifonctionnalité sur les zones humides et les zones inondables.

Les zones inondables n'ont finalement pas été prises en compte car elles peuvent se trouver sur différents types de sols et la donnée obtenue par modélisation est susceptible d'évoluer. Une partie des zones humides se trouve en zone inondable.

Parmi les couches SIG sur les zones humides disponibles, celle mise à disposition par l'AUDIAR sur le Pays de Rennes a été utilisée. Trois options de notation ont été envisagées :

- Option 1 : note maximale (5) pour l'indice de stock de carbone en référence aux statistiques nationales Aldo (Tableau 26)
- Option 2 : notes maximales (5) pour les indices de stock de carbone et de biodiversité moyennant de trouver la preuve scientifique de la richesse supérieure de biodiversité.
- Option 3 : bonus +2 à la note de multifonctionnalité.

L'option 3 n'a pas été retenue car elle engendre une perte d'information par fonction. Les recherches bibliographiques n'ont pas permis d'étayer l'abondance et la diversité plus importante de biodiversité dans les zones humides. En outre, la comparaison de l'évolution de la note de multifonctionnalité selon les options dans différents cas de figures de zones humides a mis en évidence la diversité des situations. La comparaison avec l'occupation des sols (OCS GE, RPG) a montré en outre que les zones humides pouvaient se trouver sur différents usages de sols. Ainsi, il n'est pas apparu cohérent d'attribuer une note de stock de carbone de 5 à des sols de grande culture, dont la note de stock de carbone est de 2 (Tableau 27). La décision finale a été de ne pas intégrer les zones humides dans la notation de la multifonctionnalité des sols, mais de les considérer dans le système de notation des 'surfaces' développées par Rennes Métropole et l'AUDIAR.

i) Référentiel d'occupation des sols : gestion des problèmes liés à l'OCS GE (2020 et 2017) vs OCS GE RM 2017

Suite à la parution de l'OCS GE 2020, une actualisation des couches SIG produites a été décidée. La mise à jour soulève des problèmes liés aux différences de nomenclatures entre la version 2017 modifiée de Rennes Métropole et les versions en ligne sur le site de l'IGN (2017 et 2020). La nomenclature sur les végétations herbacées présente dans la version modifiée de Rennes Métropole ressort en fait comme un complément que l'AUDIAR avait choisi de mettre en œuvre avec un prestataire. Par ailleurs, les unités minimales d'intérêt (UMI) ont également été affinées dans cette version remaniée (50 m² pour les zones bâties (CS11111)

au lieu de 200 m², 300 m² pour les autres classes au lieu de 500 m² à 2500 m²). Dans la nomenclature officielle, la végétation herbacée est regroupée dans un seul code global (CS221). Ceci conduit à une impossibilité de calculer les indices de stocks de carbone et de biodiversité des sols, qui nécessitent une distinction selon le type de végétation non ligneuse : culture, prairie, espace artificialisé enherbé, autres formations herbacées (Illustration 55).

Il en ressort une difficulté pour répliquer la méthode à partir de l'OCS GE 'classique'. Un gain de précision dans la nomenclature de l'OCS GE permettrait d'y remédier. Pour le Pays de Rennes, la donnée d'occupation des sols la plus précise utilisable est donc le MOS de 2021, avec les limites qui le caractérisent : l'information sur l'artificialisation est indiquée à l'échelle de la parcelle cadastrale. Il semble ainsi préférable de traiter l'artificialisation à partir de l'OCS GE malgré tout. La nomenclature développée par l'AUDIAR apparaît très pertinente pour estimer la multifonctionnalité des sols et mériterait d'être intégrée à la nomenclature générique de l'OCS GE.

Couverture du sol		CS1.2 Surfaces naturelles	CS1.2.1 Sols nus	CS1.1.2.2 Zones à autres matériaux composites (décharges ...)
			CS1.2.2 Surfaces d'eau	
	CS2 Avec Végétation	CS2.1 Végétation ligneuse	CS2.1.1 Formations arborées	CS2.1.1.1 Peuplements de feuillus
				CS2.1.1.2 Peuplements de conifères
				CS2.1.1.3 Peuplements mixtes
		CS2.1.2 Formations arbustives et sous arbisseaux		
		CS2.1.3 Autres formations ligneuses		
	CS2.2 Végétation non ligneuse	CS2.2.1 Autres formations ligneuses	CS2.2.1.1 Prairies naturelles (permanentes)	
			CS2.2.1.2 Pelouses naturelles	
			CS2.2.1.3 Pelouses et prairies urbaines	
CS2.2.1.4 Terres arables				
CS2.2.1.5 Autres formations herbacées				

Socle IGN

Niveaux supplémentaires KERMAP

Illustration 55 : Traitement complémentaire de l'OCS GE 2017 réalisé sur le territoire de Rennes Métropole pour la végétation non ligneuse (en vert clair) (source : AUDIAR)

Pour palier le manque de détails sur la végétation non ligneuse dans la nomenclature de l'OCS GE, une manière de cartographier ces informations manquantes a été recherchée. Le MOS n'est pas apparu utilisable du fait de sa représentation simplifiée à l'échelle de parcelles cadastrales. Le RPG, est apparu comme la donnée la plus exploitable, même si elle est établie à partir des déclarations pour les subventions liées à la PAC (politique agricole commune) et ne s'avère donc pas exhaustive. L'OCS GE modélise à partir d'interprétation par intelligence artificielle de données satellites les surfaces ayant les mêmes types de couverture de sol ou d'usage de sol. Le RPG indique un type de culture à l'échelle des parcelles cadastrales. Les formats très différents de ces deux données conduit à la production de très nombreux

micropolygones. Certains polygones résiduels (hors RPG) présentent en outre des géométries peu réalistes (formes étroites allongées par exemple).

j) Couche de base pour la représentation cartographique

La couche de base pour l'estimation des stocks de carbone et de biodiversité est donc devenue le croisement de l'OCS GE et du RPG, les tests ayant été réalisés avec les millésimes 2020. Le nombre de polygones passe de 93321 pour l'OCS GE 2020 à 107 264 après croisement avec le RPG. La méthode de gestion des micropolygones et des formes allongées est détaillée en Annexe 3. Compte-tenu de l'intérêt des zones humides, un croisement a été testé également. Il a généré de nombreux micropolygones supplémentaires, le support des zones humides étant différent de celui de l'OCS GE et du RPG. Pour mémoire, les zones humides sont obtenues par modélisation (à partir de la topographie ?). Il a donc été décidé de ne pas retenir le croisement avec les zones humides. Le croisement avec le raster d'UTS n'est pas apparu faisable/souhaitable compte-tenu des différences de géométrie (mailles vs polygones). Le croisement avec les polygones de capacité d'infiltration (obtenus avec la méthode Phoebus) augmente sensiblement le nombre de polygones (291 004). Néanmoins, le croisement après gestion des micropolygones et formes allongées réduit le drastiquement le nombre de micropolygones générés. L'avantage est en outre permet de découper quelques grands polygones issus du croisement de l'OCS GE avec le RPG, réduisant l'hétérogénéité des notes de valeur agronomique. Il permet en outre de supprimer l'hétérogénéité pour la capacité d'infiltration. Ce découpage avec la couche de capacité d'infiltration estimée (Illustration 56) a donc été retenu par la suite, en le faisant intervenir après la gestion des micropolygones et formes allongées issus du croisement de l'OCS GE et du RPG.

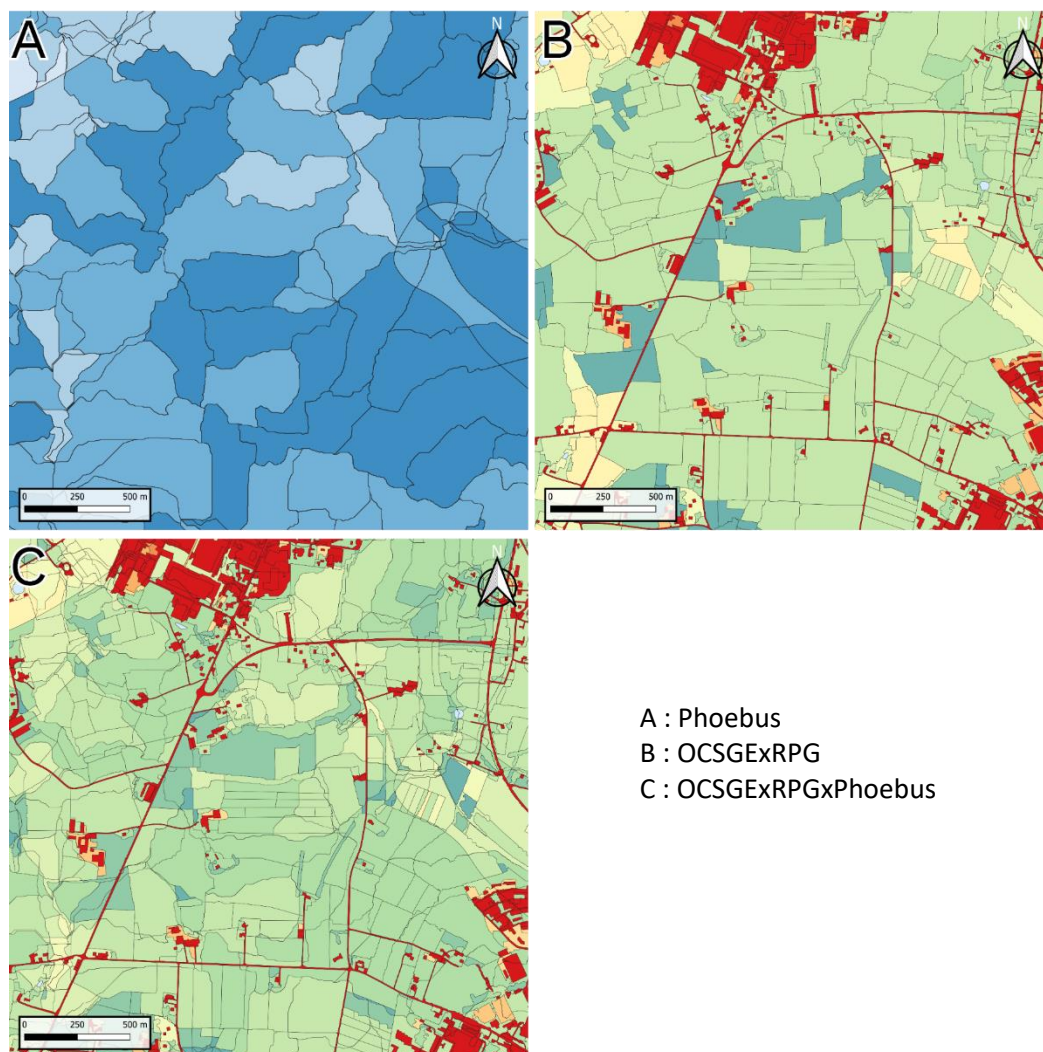


Illustration 56 : Découpage par Phoebus du croisement de l'OCS GE et du RPG, après gestion des micropolygones et formes allongées

k) Descente d'échelle du RRP

Compte-tenu des grosses différences d'échelle de représentation entre la valeur agronomique à l'échelle des UCS à 1/250 000 (en lien avec le RRP) et des stocks de carbone et de biodiversité (à l'échelle de 1/10 000 en lien avec l'OCS GE), un gain de précision sur la carte pédologique s'avère nécessaire. Dans ce cadre, IARA (B. Lemerrier, 2024) a testé une descente d'échelle par modélisation des UCS vers les UTS à l'échelle du Pays de Rennes, en prenant en compte les UTS présentes au sein de chaque UCS ainsi que la topographie. Le test s'étant révélé concluant, IARA (B. Lemerrier, 2024) a appliqué les calculs d'indice de capacité d'infiltration et de valeur agronomique obtenus pour les UTS à partir de la méthode MUSE. Les résultats cartographiques au format raster de la valeur agronomique a ainsi pu être intégrée, l'échelle de résolution étant des mailles de 50 m de côté.

l) Listes des cartes de multifonctionnalité produites

Le tableau ci-après récapitule une partie des cartes produites dans le cadre des tests méthodologiques sur la cartographie de la multifonctionnalité des sols.

Multifonctionnalité	Occup sol	Territoire	Echelle restitution	Méthode
MUSE rural (4 fonctions)	CLC 2018	Pays de Rennes (4 EPCI) – Zones couvertes par carte pédologique (RRP)	1/250 000	V0
Proxi MUSE urbain	CLC HR 2018, Imperviousness – Stratégie arborée	Pays de Rennes (4 EPCI) => zones non couvertes par carte pédologique (RRP)	1/10 000	V0
Urbain MOS 2021 (3 fonctions dont Phoebus)	MOS 2021	Rennes Métropole	Mélange 1/5000 et 1/50 000	V0
Rennes Sud	MOS 2021	Rennes Sud	1/25 000	V0
Rural MOS 2021	MOS 2021	Pays de Rennes	Mélange 1/5 000 et 1/250 000	V1
Rural OCS GE RM 2017	OCS GE RM 2017	Rennes Métropole	Mélange 1/5 000 et 1/250 000	V1
Urbain OCS GE RM 2017 (3 fonctions dont Phoebus)	OCS GE RM 2017	Rennes Métropole	Mélange 1/5000 et 1/50 000	V1
Harmo urbain-rural OCS GE RM 2017	OCS GE RM 2017	Rennes Métropole	Mélange 1/5 000, 1/50 000 et 1/250 000	V2
Harmo urbain-rural artif OCS GE RM 2017	OCS GE RM 2017	Rennes Métropole	Mélange 1/5 000, 1/50 000 et 1/250 000	V3
Harmo urbain-rural artif OCS GE RM 2017 ZH	OCS GE RM 2017, ZH	Rennes Métropole	Mélange 1/5 000, 1/50 000 et 1/250 000	V4
Harmo urbain-rural artif MOS 2021 ZH	MOS 2021 OCS GE 2020 ZH	Pays de Rennes	Mélange 1/5000, 1/50 000 et 1/250 000	V4
Typologie		Rennes Métropole	Mélange 1/5 000, 1/50 000 et 1/250 000	V1-T3 V3-T3 V4-T4 V6-T6

Tableau 32 : Exemples de cartes produites dans le cadre des tests méthodologiques

m) Liste des couches intermédiaires produites (fonctions)

Le tableau ci-après récapitule une partie des couches intermédiaires produites par fonction dans le cadre des tests méthodologiques sur la cartographie de la multifonctionnalité des sols.

Fonctions	Sources info	Territoire	Echelle restitution	Méthode
Potentiel agro rural MUSE	RRP 1/250 000 DoneSol	Pays de Rennes (4 EPCI) – Zones couvertes par carte RRP	1/250 000	V0
Potentiel infiltration MUSE rural	RRP 1/250 000 DoneSol	Pays de Rennes (4 EPCI) – Zones couvertes par carte RRP	1/250 000	V0
Potentiel biodiversité MUSE	CLC 2018 1/100 000 OFB	Pays de Rennes (4 EPCI) – Zones couvertes par carte RRP	1/250 000 qd rapporté aux UCS RRP	V0
Potentiel stockage carbone MUSE	CLC 2018 1/100 000 Aldo	Pays de Rennes (4 EPCI) – Zones couvertes par carte RRP	1/250 000 qd rapporté aux UCS RRP	V0
Infiltrabilité Phoebus	Phoebus 2019	Rennes Métropole	1/50 000	V0

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

Potentiel biodiversité MOS 35 2021	MOS 35 2021 - OFB	Rennes Métropole	1/5 000	V0
Potentiel stockage carbone MOS 35 2021	MOS 35 2021 - Aldo	Rennes Métropole	1/5 000	V0
Potentiel biodiversité MOS 35 2021	MOS 35 2021 - OFB	Pays de Rennes	1/5 000	V0
Potentiel stockage carbone MOS 35 2021	MOS 35 2021 - Aldo	Pays de Rennes	1/5 000	V0
Potentiel agronomique Rennes Sud	Carte pédo Rennes Sud DoneSol	Rennes Sud	1/25 000	V0
Potentiel infiltration Rennes Sud	Carte pédo Rennes Sud DoneSol	Rennes Sud	1/25 000	V0
Potentiel biodiversité OCS GE 2017 RM	OCS GE 2017 RM - OFB	Rennes Métropole	1/5 000	V0
Potentiel stockage carbone OCS GE RM 2017	OCS GE 2017 RM -Aldo	Rennes Métropole	1/5 000	V0
Potentiel agro harmo urbain rural	Extrapolation Pot agro RM	Rennes Métropole	1/250 000	V2
Potentiel agro harmo urbain rural-artif OCS GE 2017 RM	Extrapolation Pot agro RM OCS GE 2017 RM	Rennes Métropole	1/250 000 (Artif au 1/5 000)	V2
Infiltrabilité Phoebus artif OCS GE 2017 RM	Phoebus 2019 OCS GE 2017 RM	Rennes Métropole	1/50 000 (Artif au 1/5 000)	V3
Potentiel agro harmo urbain- rural artif OCS GE 2020	OCS GE 2020	Pays de Rennes	1/250 000 (Artif au 1/5 000)	
Potentiel infiltration harmo urbain-rural artif OCS GE 2020	Potentiel infiltration MUSE OCS GE 2020	Pays de Rennes	1/250 000 (Artif au 1/5 000)	
Infiltrabilité Phoebus artif OCS GE 2020	Phoebus OCS GE 2020	Rennes Métropole	1/50 000	

Annexe 3

Méthode de cartographie des entités géographiques de base utilisées pour représenter la multifonctionnalité des sols

Compte-tenu des difficultés liées au croisement des différentes couches d'informations exploitées (trop nombreux micropolygones), une couche de référence a été construite pour rapporter les informations utilisées et produites. Les deux données d'entrée (OCS GE ET RPG de l'IGN) ont été choisies pour leur disponibilité nationale et leur mise à jour régulière future, facilitant la répliquabilité des traitements sur d'autres territoires.

L'OCS GE de l'IGN décrit l'occupation des sols à une échelle de résolution au 1/5 000ème. Une mise à jour triennale de cette couche est prévue à partir de 2025, avec une possibilité de mises à jour annuelles dans le futur. Dans cette étude, le millésime 2020 a été utilisé car il représentait la dernière mise à jour disponible. L'OCS GE est basée sur des orthophotos et regroupe les entités par couverture et usage, unifiant les champs voisins non séparés par des routes en une seule entité. L'intérêt de l'unification avec le RPG (IGN) est de segmenter ces entités en redonnant une dimension parcellaire agricole aux données.

Le registre parcellaire graphique (RPG : <https://geoservices.ign.fr/rpg>) est une base de données géographiques utilisée comme référence pour l'instruction des aides de la politique agricole commune (PAC). Cette donnée contient des entités polygonales comprenant un code de groupe les rattachant à des pratiques agricoles, ainsi qu'un code culture détaillant la culture de production des champs. Pour assurer la cohérence avec l'OCS GE, le millésime 2020 du RPG a été utilisé (bien que cette base soit mise à jour chaque année).

La méthodologie globale est décrite dans l'illustration A1.3. Elle comprend six étapes principales, décrites ci-après.

a. Sélection et masquage

L'OCS GE constitue la couche maîtresse de ce référentiel. La méthodologie débute par la récupération des entités ayant le code d'usage des sols US1.1 (Agricole) mais qui n'ont pas de couverture de sol en CS1.X.X.X (correspondant aux parcelles artificialisées telles que zones urbaines, industrielles ou commerciales), permettant ainsi d'exclure l'ensemble des structures bâties non référencées par le RPG. Cela réduit le nombre de polygones à traiter ultérieurement. Cette sélection est ensuite exportée pour servir de couche de masque. Ce masque est appliqué directement à l'ensemble des données RPG. Cette étape permet de « rogner » les parcelles RPG selon la délimitation visuelle (orthophoto) (Illustration A1.4).

Il apparaît que le RPG dépasse l'emprise de l'OCS GE et que l'OCS GE inclut des zones absentes dans le RPG. Ce dépassement du RPG peut être attribué à un cadastre mal géoréférencé ou à des modifications naturelles. Un « rognage » du RPG à l'aide de l'OCS GE est donc effectué pour aligner leurs emprises respectives.

Les surfaces couvertes par l'OCS GE et non par le RPG s'expliquent par le fait que le RPG n'est pas une couche exhaustive des parcelles agricoles mais contient seulement celles en lien avec la PAC. Cette première étape génère deux couches : une du RPG rognée qui constituera la base principale de la poursuite du traitement (traitement de droite), et une seconde qui contient les résidus de cette découpe par le masque (traitement de gauche) dans l'illustration A1.4.

b. Traitement des résidus

La couche de résidus contient l'ensemble des bordures des parcelles RPG rognées mais aussi des entités RPG complètes n'étant pas identifiées comme usage agricole (US1.1) au sein de l'OCS GE. Un traitement annexe est alors effectué pour pouvoir récupérer ces parcelles.

Après un calcul des attributs géométriques, un ratio de la surface sur le périmètre des polygones est utilisé avec un seuil de surface comme condition supplémentaire pour récupérer les entités n'étant pas de simples résidus de la découpe. Les seuils utilisés sont arbitraires et ont été établis pour cette étude ; ils devront être adaptés pour d'autres jeux de données, en fonction de la morphologie, du type de culture, du relief, etc., conditionnant les parcelles.

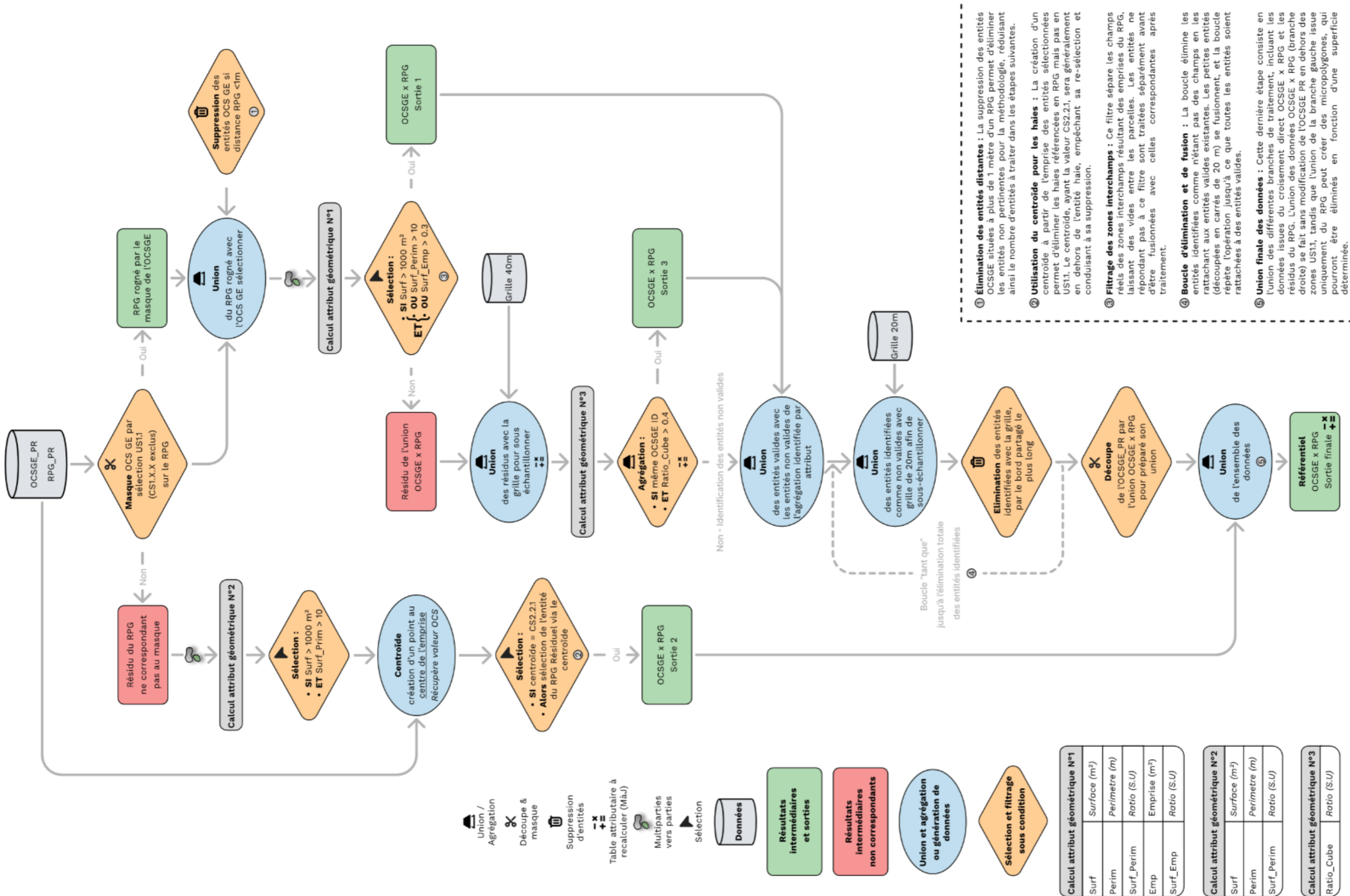


Illustration A1.3 : Diagramme de la méthodologie de construction, à partir de l'OCS GE et du RPG, des entités géographiques de base comme support de la cartographie des fonctions et de la multifonctionnalité



Illustration A1.4 : Comparaison de l'OCS GE et du RPG. A – Orthophoto d'une partie de la zone d'étude. B – Emprise de l'OCS GE. C – Emprise du RPG. D – Superposition des emprises RPG (en dessous) et de l'OCS GE (au-dessus).

c. Filtrage et Unification des résidus

Malgré ces seuils appliqués, des entités non désirées peuvent subsister dans les données ayant passé le filtre. Un second filtre est alors appliqué. Pour ce faire, chaque entité distincte se voit attribuer un centroïde défini depuis son emprise. Le centroïde peut alors se retrouver en dehors de la surface de l'entité si cette dernière est un rectangle vide (haie/fossé) ou un L, par exemple. Chaque centroïde apprend ensuite le code de couverture OCS GE pour sa localisation. Si ce dernier est CS2.2.1, le centroïde est sauvegardé et utilisé pour sélectionner les polygones de la couche des résidus RPG ayant passé le premier filtre.

Seules les entités ayant leur centroïde dans leur surface seront alors sélectionnées, permettant de ne garder que des entités ayant une forme cohérente attendue pour un champ et évitant de sauvegarder des contours épais ou des résidus importants de champs. Les entités ayant passé l'ensemble de ces filtres (branche de gauche, Illustration A1.4) sont alors sauvegardées et seront unies ultérieurement.

d. Union et Agrégation

En revenant au début de la méthodologie, sur la branche passant le premier filtre avec les entités RPG « rognées » par l'OCS GE US1.1 (CS1.X.X exclus), une unification du masque et du RPG « rogné » est réalisée, avec suppression des entités OCS GE distantes de plus d'un mètre d'une entité RPG. Autrement dit, les entités OCS GE qui ne sont pas en contact avec une entité RPG sont éliminées. Ce filtre permet de ne pas conserver les entités non pertinentes pour la méthodologie, réduisant ainsi le nombre d'entités et le temps de calcul.

Par mesure de sécurité, l'outil « multiparties » vers parties est appliqué. Bien que l'outil « Union » gère normalement cette tâche, cette étape garantit que les grandes entités, séparées en plusieurs parties, soient correctement identifiées comme indépendantes lors des calculs des attributs géométriques effectués ultérieurement. Une fois les attributs géométriques calculés, une sélection est effectuée selon deux critères : l'entité doit avoir une superficie supérieure à 1000 m² et un ratio surface/périmètre supérieur à 10, ou un ratio surface/emprise supérieur à 0.3. Ces valeurs sont déterminées de manière arbitraire en fonction du jeu de données utilisé et devront être adaptées pour d'autres jeux de données.

e. Subdivision et Filtres

Si les données ne passent pas le filtre, elles sont alors subdivisées en créant une grille vectorielle d'entités 40x40m qui est unifiée avec les données ne correspondant pas au filtre.

Certaines données, bien que n'ayant pas passé le filtre, peuvent néanmoins être des champs réels. Pour les récupérer, une agrégation des entités subdivisées est effectuée si le ratio de chaque « carré » (entité après union) est supérieur à 0.4 et que les ID OCS GE sont identiques. Les entités agrégées lors de cette étape sont alors unies avec celles qui avaient passé le premier filtre directement.

Les données n'ayant passé aucun des deux filtres se voient rajouter une colonne dans leur table attributaire afin de les cibler et sont également unifiées avec l'ensemble des données de la branche droite.

Les entités ciblées sont alors découpées par une grille dont les entités font 20x20m (des grilles plus petites peuvent être utilisées pour une meilleure précision mais le temps de calcul s'en trouve exponentiellement augmenté).

Une fois les entités ciblées de la couche unifiées et subdivisées, elles sont éliminées par leurs bords les plus longs. C'est-à-dire que chaque entité ciblée, une fois subdivisée par la grille de 20x20m, est automatiquement agrégée avec l'entité dont elle partage le bord le plus long. Ces deux dernières étapes sont répétées tant que les entités ciblées ne sont pas entièrement éliminées. Plus la grille choisie est fine, plus le nombre d'itérations sera important, dû aux entités subdivisées qui partagent leurs bords avec des semblables et doivent attendre plusieurs cycles d'agrégation avant de pouvoir être agrégées avec une entité valide.

f. Finalisation et Validation

La subdivision des entités (par la grille de 40x40m et/ou 20x20m) a pour but de diminuer la surface des entités afin de mieux répartir l'agrégation de ces entités aux entités valides. Plus la grille utilisée est fine, plus la répartition des entités à agréger sera précise. Un compromis est à trouver entre qualité et temps de calcul. Une fois l'ensemble des entités cibles agrégées à des entités valides, la couche est donc unifiée. Cette couche est ensuite utilisée pour découper l'OCS GE PR (aucune entité ne sera modifiée vu que les entités sont celles de l'OCS GE) puis les deux couches sont unifiées, ce qui revient simplement à un remplacement des entités de l'OCS GE impactées par des entités du RPG ayant passé l'intégralité des filtres.

Une dernière unification a lieu avec les entités RPG ayant passé l'ensemble des filtres de la branche gauche, à savoir les entités RPG recouvrant une utilisation différente de US1.1 mais avec un CS2.2.1. Cette dernière étape peut créer des micropolygones, car les entités sont unifiées à des entités OCS GE sans traitement particulier, avec des emprises et des bordures différentes. Une suppression des micropolygones peut alors être effectuée afin de diminuer le nombre d'entités sans que cela ne nuise à la qualité des données de sortie.

Atouts et limites

L'atout principal de ce référentiel basé sur l'OCS GE et le RPG est la disponibilité nationale des données sources ainsi que leur mise à jour récurrente. Le deuxième atout majeur de l'incorporation du RPG au sein de l'OCS GE est l'augmentation de la granularité, ce qui permet d'affiner le niveau de détail et de réduire la taille maximale des polygones (Illustration A1.5).

La réduction de la taille des polygones en ajoutant des informations est primordiale dans cette étude. Par exemple, dans le cas de la multifonctionnalité, plusieurs jeux de données raster doivent être assimilés par le référentiel par moyenne pondérée. Le fait d'avoir des entités beaucoup plus petites permet de réduire considérablement l'hétérogénéité de ces valeurs au sein des entités du référentiel (OCS GE x RPG).

Les limites de cette méthodologie proviennent principalement des valeurs de seuil arbitraires qui ont été définies par l'opérateur, ainsi que du compromis entre qualité et temps de calcul. Comme mentionné à plusieurs reprises, la résolution des grilles permettant l'élimination des polygones joue un rôle majeur dans la précision des agrégations finales mais aussi sur le temps de calcul.

Cependant, cette remarque doit être nuancée. À l'échelle 1/5000ème (échelle classique de l'OCS GE), les "défauts" persistants dus à la résolution des grilles impactent très peu le rendu final. Il est important de comprendre que la quasi-totalité des entités possédant une valeur issue du RPG sont proches mais en aucun cas égales à leurs bordures d'origine. La méthodologie mise en œuvre refaçonne leurs bordures afin d'obtenir une couche résultante cohérente.

Quant aux seuils, bien qu'arbitraires, ils ont été établis à l'issue de nombreux tests réalisés pour déterminer les valeurs permettant de faire ressortir les meilleures informations. Ces seuils sont donc propres à chaque jeu de données et devront être révisés en cas d'application à une autre zone géographique. Les besoins de variation des seuils peuvent, par exemple, provenir des différences morphologiques des parcelles, qu'elles soient naturelles ou anthropiques.

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) -
Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

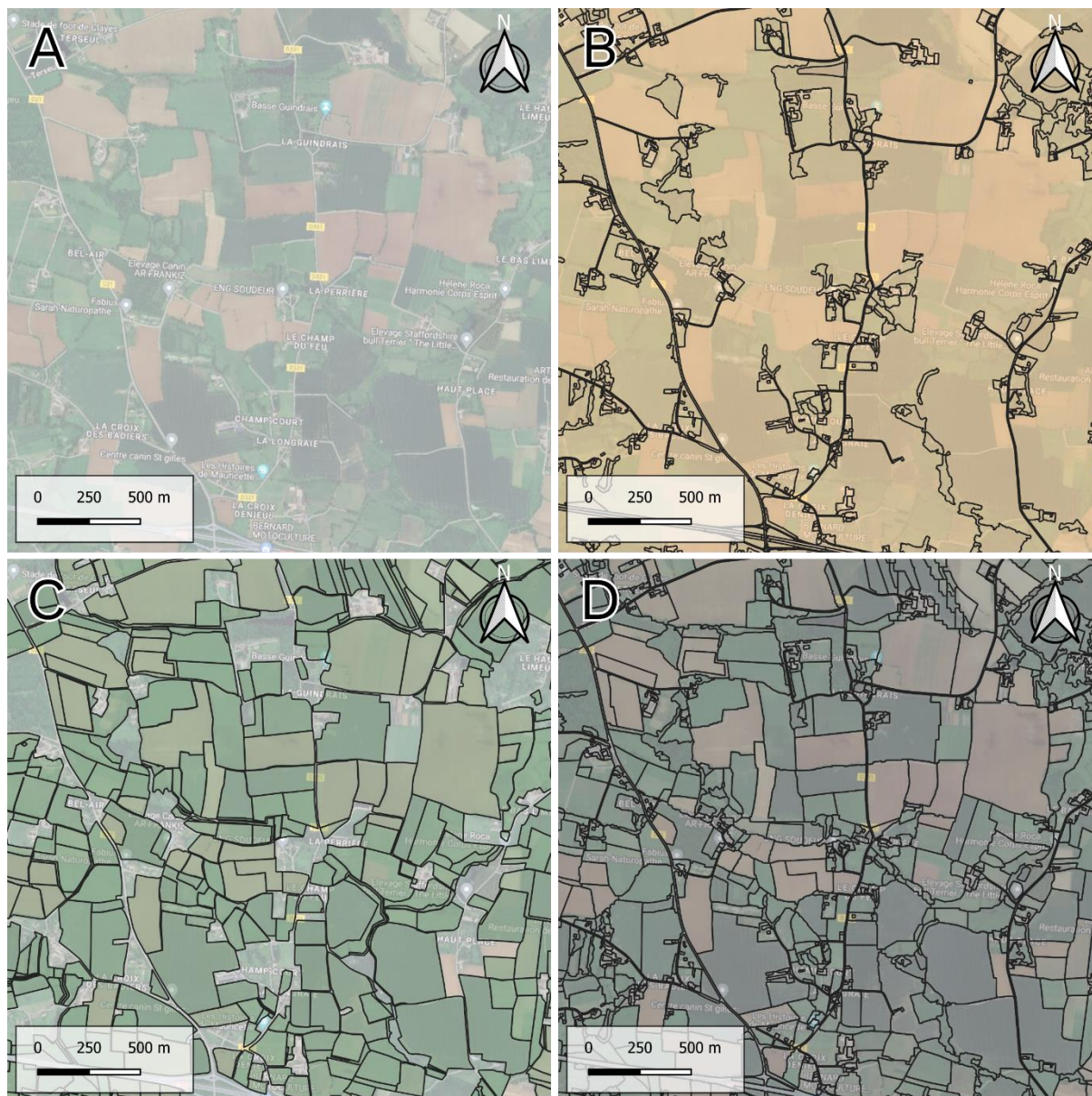


Illustration A1.5 : Exemple d'union de la couche référentiel OCS GE x RPG. A – Orthophoto d'une partie de la zone d'étude. B – OCS GE. C – RPG. D – Union de l'OCS GE et du RPG après application de la méthodologie développée.

Annexe 4

Aléa pollution des sols : compléments

A4.1. Pression polluante liée aux sites BASIAS

A4.1.1. Principe des tests méthodologiques intermédiaires

Plusieurs manières d'exploiter la base de données ActiviPol (2022) ont été testées. Pour mémoire, la BD ActiviPol fournit un indicateur de potentiel de présence de substance ou de famille de substances en fonction des activités (identifiées par leur code NAF). Cet indicateur est compris entre 0 et 8 selon la probabilité d'occurrence faible à fort (Illustration 57). La vérification de cohérence sur des exemples de site entre la pression polluante obtenue la pression connue à dire d'expert ont conduit à faire évoluer la méthodologie initiale.

Les tests méthodologiques ont porté sur la manière d'exploiter les indicateurs et les familles de polluants par code NAF, mais aussi sur les méthodes d'agrégation lorsqu'une parcelle est concernée par plusieurs codes NAF.

Code NAF niv3	intitulé NAF 2008	Chimique	Éléments minéraux	Métaux et métalloïdes	Micropolluants organiques	Pharmaceutiques et hormones	Phytoprotecteurs
C23.71Z	Fabrication, utilisation et stockage d'amiante et de produits amiantés (Fibrociment.)	6	7	7	8	3	2
C23.9	Fabrication et préparation de produits abrasifs et de produits minéraux non métalliques non classés ailleurs	7	8	8	7	3	6

Illustration 57 : Exemple d'Indicateur de probabilité de présence d'éléments appartenant aux grandes familles chimiques, en fonction des activités, issu de la base de données activités-polluants (BD ActiviPoll BRGM, 2022)

A4.1.2. Méthode initiale et tests intermédiaires

La méthodologie initiale exploite les 6 familles de substances polluantes. Dans un premier temps, pour chaque code NAF, la note maximale des substances individuelles est retenue pour chacune des familles de substances polluantes. Dans l'optique d'élaborer une méthode globalisante pour toutes les familles de substances, deux indices ont été testés (Tableau 33)

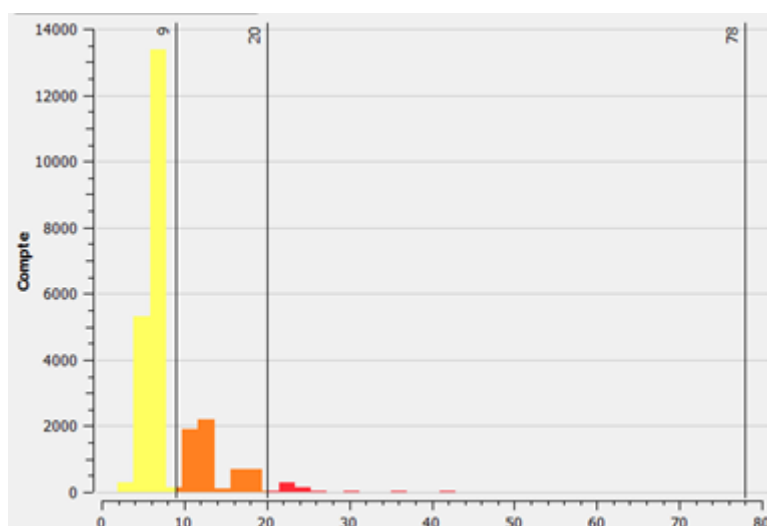
- L'indice_nb correspond au nombre de familles ayant une note strictement supérieure à 4, cet indice est donc compris entre 0 et 6. Cet indice a été retenu car il est plus discriminant que l'indice_max.
- L'indice_max se base sur la note maximale des 6 familles et attribue ainsi une note allant de 1 à 8. Il permet de faire ressortir la présence probable d'au moins une substance polluante, mais ne permet pas de voir si plusieurs familles polluantes sont concernées.

Codes NAF	Intitulés	Indice_nb	Indice_max
C20.18Z	Fabrication, fusion, dépôts de goudron, bitume, asphalte, brai	4	7
C25.22Z	Chaudronnerie, tonnellerie	5	8

Tableau 33 : Indices calculés selon les 2 méthodes d'exploitation de la BD ActiviPol (BRGM, 2022) testées. L'indice_nb a été retenu dans la suite des premiers tests.

L'indice_nb est ensuite agrégé par site BASIAS, selon les différentes activités présentes ou qui se sont succédé sur le site. L'agrégation correspond à la somme des indices par activité. Si plusieurs sites intègrent la même parcelle, l'indice de chacun des sites est sommé. Au final, sur le territoire étudié, l'indice présent sur les parcelles concernées varie entre 1 et 78.

Le choix est fait de représenter cette variabilité d'aléa, selon 3 classes, de faible à fort (Illustration 58). La répartition des valeurs d'indice dans ces différentes classes a été effectuée selon la méthode de discrétisation dite des seuils naturels (méthode Jenks) disponible sous QGIS. La carte obtenue est présentée en Illustration 59.



Colorimétrie	Indice de pression polluante (classes Jenks)	Notation retenue	Aléa pollution des sols
	1-9	1	Faible
	10-20	2	Moyen
	21-78	3	Fort

Illustration 58: Diagramme de répartition des indices de pression polluante par classe d'aléa pollution des sols obtenu sous QGIS selon la méthode de Jenks et système de notation appliqué sur la carte de pression polluante. L'Indice de pression polluante associée aux parcelles cadastrales concernées par une ou plusieurs anciennes activités industrielles et de service recensées dans la base de données BASIAS est obtenu par la méthode initiale d'exploitation de la BD ActiviPol du BRGM (2022) et d'agrégation des notes (somme d'indices)

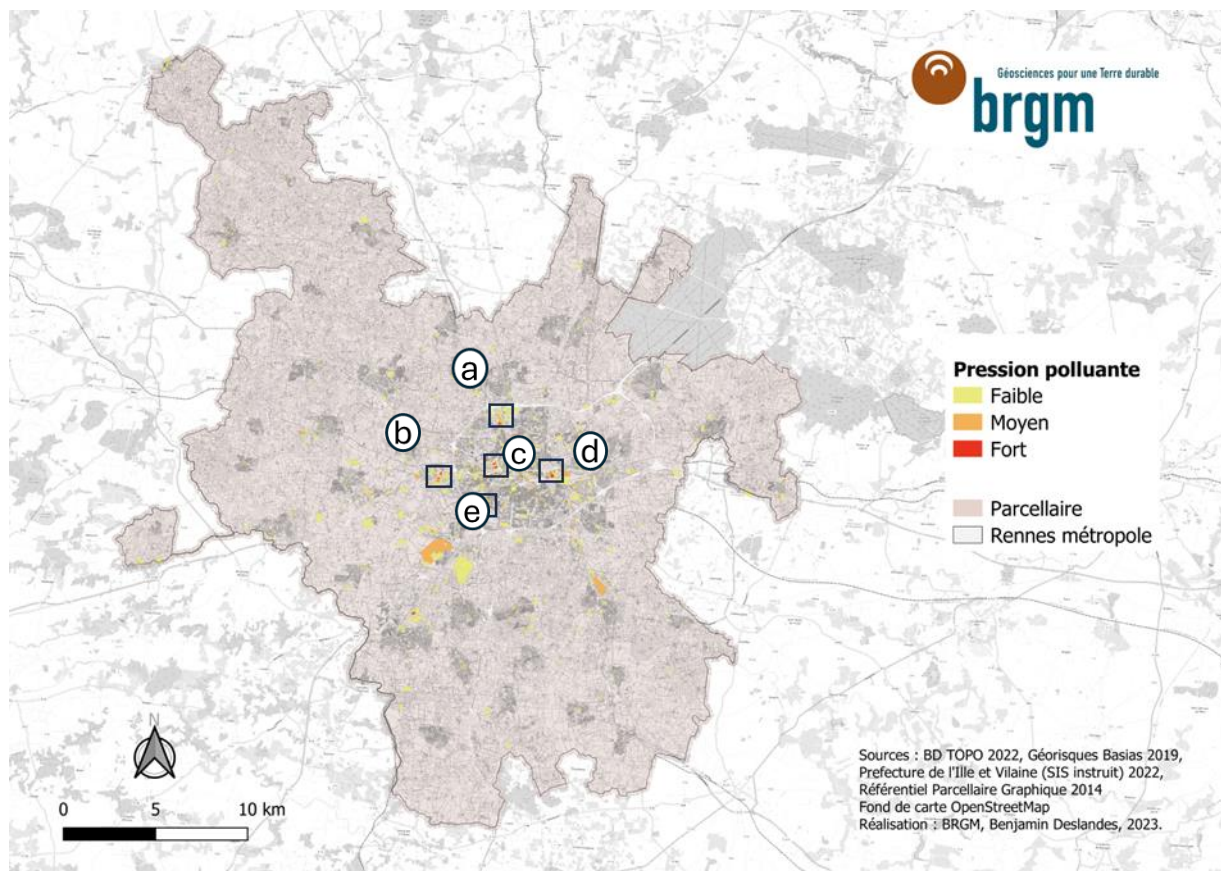


Illustration 59 : Parcelles cadastrales concernées par une ou plusieurs anciennes activités industrielles et de service recensées dans la base de données BASIAS et pression polluante associée selon la méthodologie initiale d'exploitation de la BD ActiviPol du BRGM (2022), d'agrégation des notes (somme d'indices) et de répartition des classes d'aléa (méthode de Jenks)

La vérification de la cohérence de la méthode d'évaluation la pression polluante sur les parcelles s'est appuyée sur l'analyse de plusieurs cas (Tableau 34) : des parcelles concernées par un ou plusieurs sites BASIAS et l'analyse de scénarios concernés par des notes élevées. La comparaison a mis en évidence des incohérences. L'exemple le plus marquant est le cas 5, où la note peut varier de 6 à 125 pour une même durée d'activité selon le nombre de fois où le code NAF est enregistré dans la base de données BASIAS. Dans un cas extrême, où le code NAF est enregistré 15 fois, en lien avec des documents administratifs datés correspondant à une déclaration de l'évolution de l'activité, la note d'indice est de 125. Pour une situation équivalente d'activité et de durée, la note est de 5 lorsque le code NAF est enregistré une seule fois. Pour les parcelles, on note des occurrences de code NAF de 1 à 343 fois selon les cas de figure. Cela conduit à ne pas retenir la méthode développée d'évaluation de la pression polluante.

Cas	Activité	ID BASIAS	Période d'activité	Codes NAF et Indice-nb associés	Note finale	Classe Jenks
1	Fonderie	BRE3500169	1861-1970	C24.5 : 5	15	2
	Construction métallique	BRE3500515	1922-1974	D35.2 : 5 C25.50A : 5		
2	Fonderie	BRE3500039		C24.52Z : 4 C24.44Z : 5 C24.5 : 5	14	2
3	Transformateur	BRE3503874	1972-1996	D35.44Z : 6	17	2
	Tannerie	BRE3500142		C15.11Z : 5		
	DLI	BRE3501709		G47.30Z : 6		
4	Fonderie		X	C24.5 : 5	5	1
5	Station-service		50 ans	G47.30Z : 5 (15 fois)	125	3
				G47.30Z : 5 (1 fois)	5	1

Tableau 34 : Comparaison des notes de pression polluante liée aux sites BASIAS obtenues sur des parcelles cadastrales pour différents cas de figure réels ou fictifs

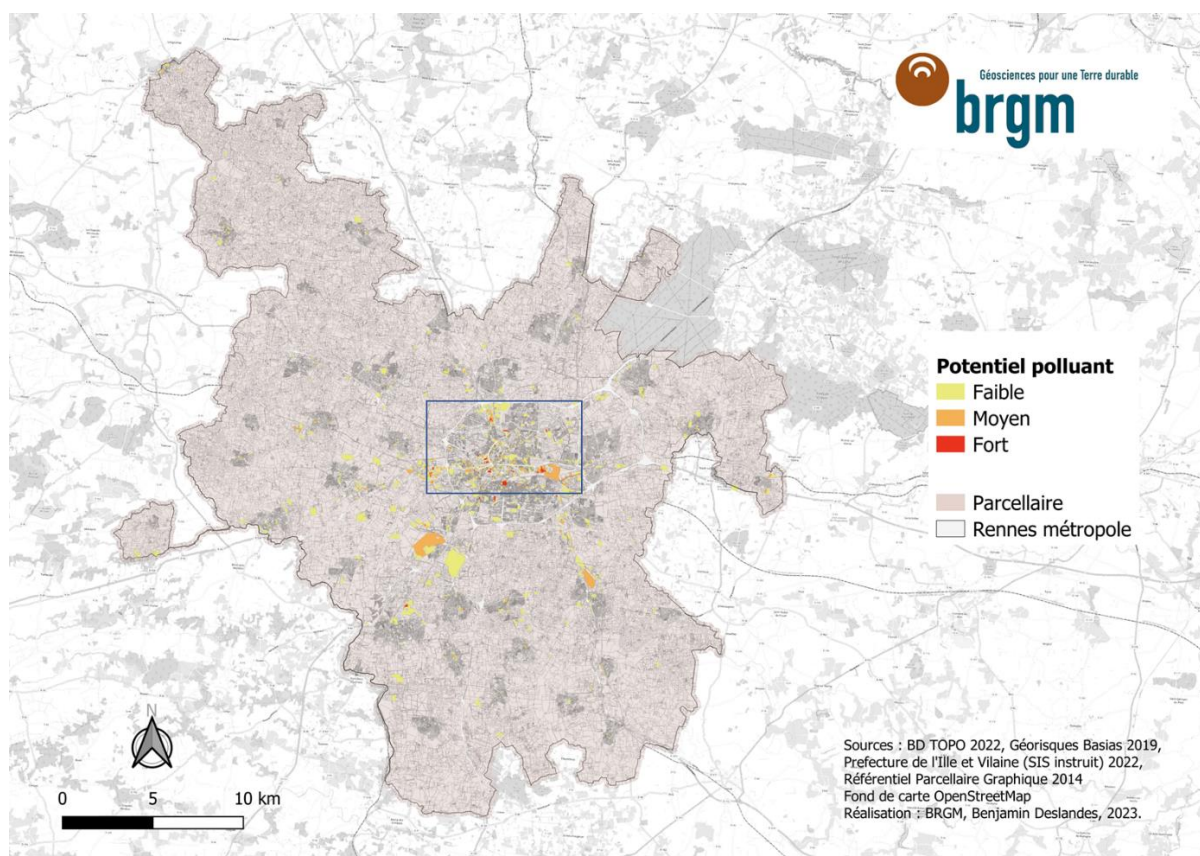
Pour tenter de corriger le biais lié aux multiples enregistrements de mêmes codes NAF, on a retenu la note maximale par site Basias. La note maximale, qui va de 0 à 6, est rattachée à une classe de pression (Tableau 35). Les codes NAF avec une seule famille de polluants avec forte probabilité ressortant avec un indice-nb faible, un ajustement de la classe de pression polluante a été mis en place.

On suppose par ailleurs que la durée d'activité augmente la pression polluante des sites. Pour ce faire, une pondération de la note de pression polluante a été effectuée, selon la durée d'activité (Tableau 35). La note de pression polluante pondérée est ensuite rattachée à l'une des 3 classes d'aléa pollution des sols. La note maximale de pression polluante par parcelle

est ensuite retenue. L'illustration 60 montre la carte obtenue par ce système de notation. Bien que plus satisfaisant que le précédent, il souffre de la difficulté d'évaluer la durée d'activité sur l'ensemble des sites BASIAS. Environ la moitié des sites n'est pas suffisamment renseigné pour l'évaluer.

Indice-nb max	Note de pression polluante	Durée d'activité	Poids	Note de pression polluante pondérée par la durée d'activité
1-2	1	<2	0.5	
3-4	3	2-10	1	
5-6	5	10-20	2	Min : 0,5
		> 20	3	Max 15

Tableau 35 : Système de notation de la pression polluante mis en place à partir de l'indice-nb maximal par site BASIAS et de la durée d'activité



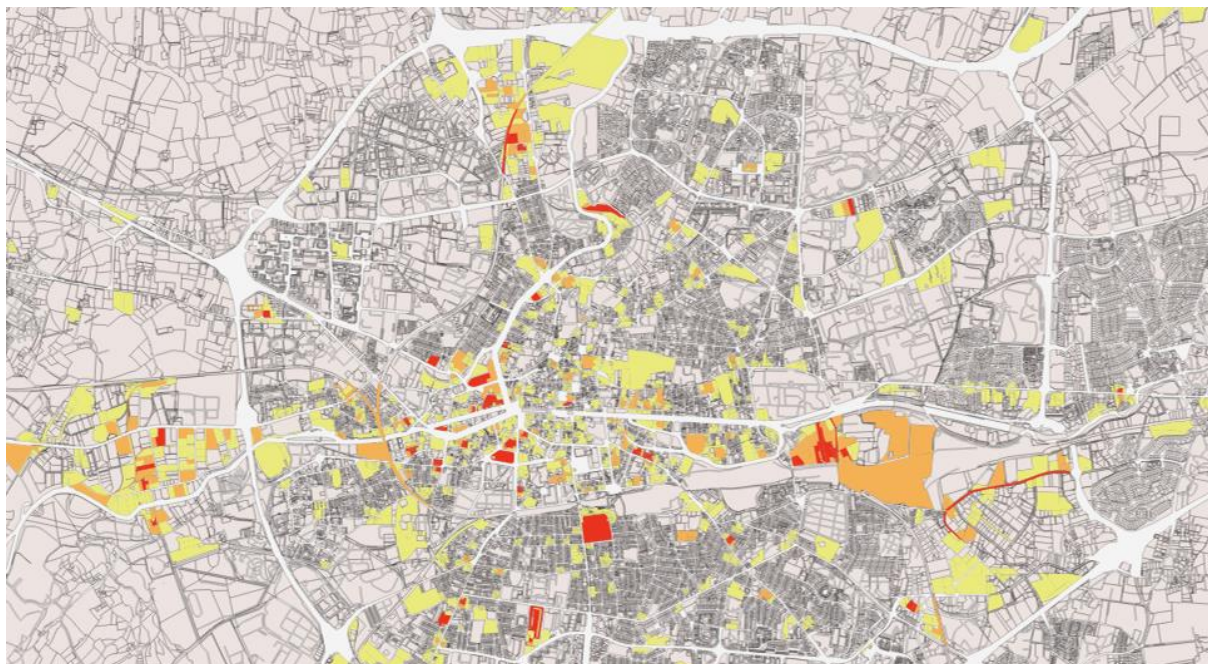


Illustration 60 : Parcelles cadastrales concernées par une ou plusieurs anciennes activités industrielles et de service recensées dans la base de données BASIAS et pression polluante associée selon la méthodologie initiale d'exploitation de la BD ActiviPol du BRGM (2022), d'agrégation des notes (maximum de l'indice de pression pondéré par la durée d'activité) et de répartition des classes d'aléa (répartition manuelle)

A4.1.3. Méthode retenue

L'exploitation de la base ActiviPol s'appuie sur les 3 principales familles de polluants : chimique, métaux et métalloïdes, micropolluants organiques, en retenant le score maximal des polluants de chaque famille. Deux indices sont calculés par code NAF à partir de cette sélection d'informations :

- L'indice_nb-red correspond au nombre de familles ayant une note strictement supérieure à 4, il est donc compris entre 0 et 3.
- L'indice_nb7-8 correspond au nombre de familles avec un indice maximal à 7 ou 8, il est donc compris entre 0 et 3.

Selon la somme des deux indices, une classe de pression polluante est attribuée : 1 (si somme de 1 ou 2), 3 (si somme de 3 ou 4) ou 5 (si somme de 5 ou 6). Une correction de classe est effectuée à dire d'expert. Elle concerne en particulier les codes NAF auxquels sont associés une seule famille de polluants mais avec de fortes probabilités de pollutions (comme les stations-services).

Une jointure est ensuite faite avec les parcelles cadastrales. Une synthèse des codes NAF est effectuée par polygone, quel que soit le nombre de sites BASIAS associé à la parcelle. La classe de pression polluante la plus défavorable est ensuite retenue.

A4.1.4. Traitement semi-automatisé

Un volet de traitement semi-automatisé a été développé pour la détermination des emprises et pressions polluantes liées aux sites Basias/Casias. Comme le montre l'illustration 61, la démarche est loin d'être simple.

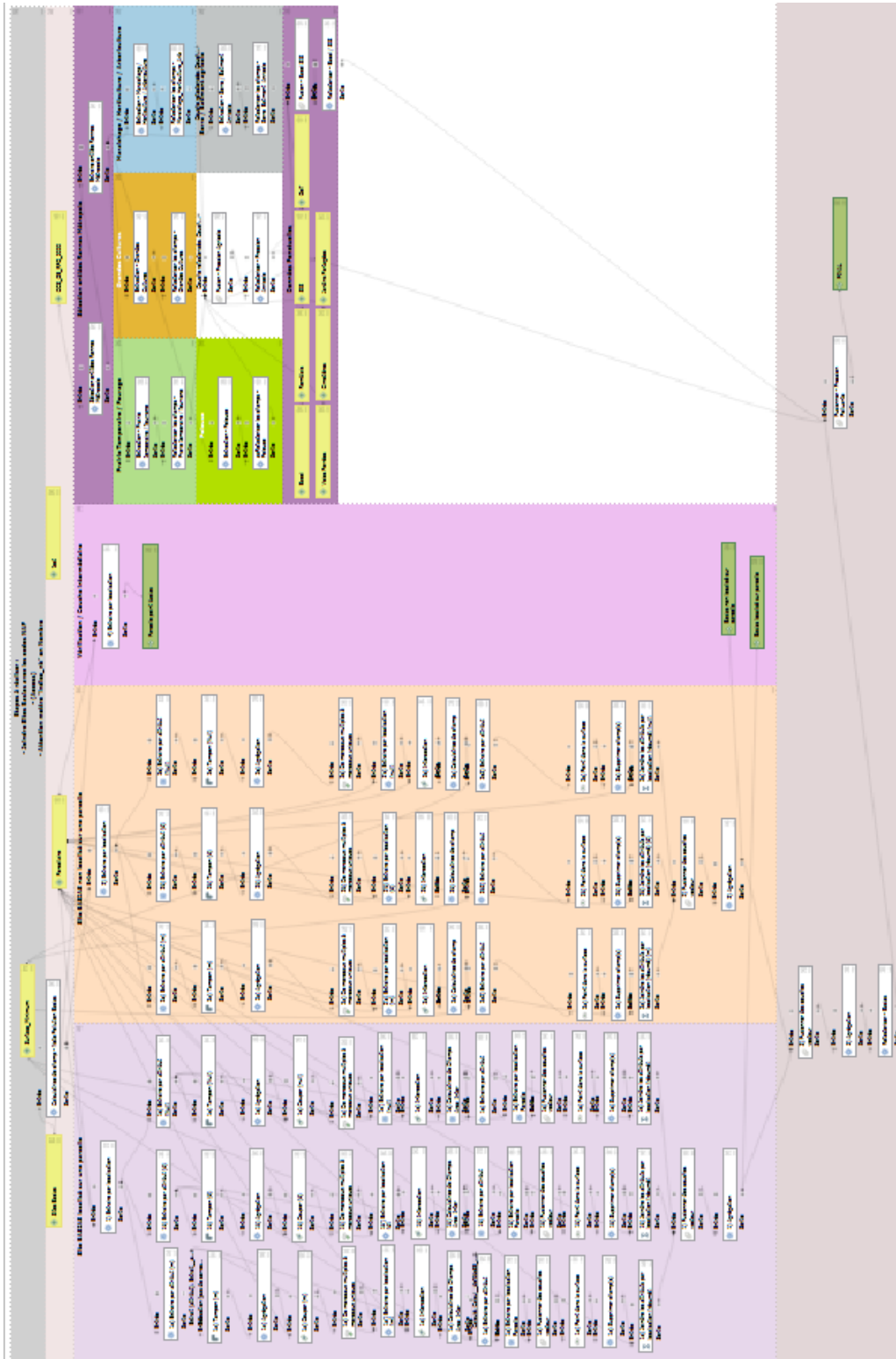


Illustration 61 : schéma récapitulant le processus partiel d'automatisation des de calcul des emprises des parcelles cadastrales concernées par une pollution potentielle liée aux sites BASIAS et de la pression polluante associée

A4.2. Pression polluante liée aux activités agricoles

Les jeux de données suivants ont été identifiés pour les traitements cartographiques :

- MOS : serres + terres agricoles (sans distinction)
- OCS GE: prairies naturelles à enlever du MOS
- RPG : maraichage non présent, seulement grandes cultures

L'hypothèse est établie que le maraichage/horticulture/arboriculture pourra être obtenu par soustraction, aux terres agricoles du MOS, des prairies naturelles de l'OCS et des cultures déclarées au RPG (grandes cultures, prairie permanente). Les cultures de légumes et fruitiers déclarés au RPG y sont ajoutées.

A4.3. Liste des sites SIS et BASOL à fin juin 2023

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

ID_SIS	ID_Basias /Basol	Nom	Adresse	Commune	Etat_Statut	Date	Alea_Pollution	Note_Pollution	Nature
35SIS02474	BRE3504390	Ancienne décharge	Les Garennes	Bruz	D	22/05/2018	Fort	5	SIS
35SIS02473	BRE3503703	Ancienne décharge	Le Celar	Bruz	D	25/11/2016	Fort	5	SIS
35SIS03686	BRE3503855	LG TRAITMAT peinture	Avenue Lavoisier	Bruz	R	31/01/2017	Moyen	3	SIS
35SIS02476	BRE3503792	Ancienne décharge	Champ d Ahaut	Cesson-Sévigné	D	06/12/2018	Fort	5	SIS
35SIS02479	BRE3502027	Ancienne décharge	Les Rochers	Chantepie	D	22/05/2018	Fort	5	SIS
35SIS02483	BRE3504668	Ancienne décharge	La Vieille Cour	La Chapelle-des-Fougeretz	D	02/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02481	BRE3504650	Ancienne décharge	La Sillandais	Chavagne	D	02/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02484	BRE3503222	PEUGEOT/CITROEN	Les Hauts Bouillons	Laillé	D	02/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02485	BRE3504795	Ancienne décharge	La Haute Porte	Laillé	D	02/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02491	BRE3504395	Ancienne décharge	Les Marcades	Miniac-sous-Bécherel	D	22/05/2018	Fort	5	SIS
35SIS02496	BRE3504670	Ancienne décharge	La Petite Saudrais	Noyal-Châtillon-sur-Seiche	D	05/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02497	BRE3500189	Ancienne décharge	Le Pâtis du Coudray	Noyal-Châtillon-sur-Seiche	D	06/08/2018	Fort	5	SIS
35SIS02498	BRE3500840	Ancienne décharge	La Guibertière	Orgères	D	05/01/2017	Fort	5	SIS

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

35SIS02499	BRE3503131	Ancienne décharge	Bois de la Boulais	Orgères	D	21/11/2016	Fort	5	SIS
35SIS02486	BRE3505006	Ancienne décharge	Les Piaux	Le Rheu	D	03/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02488	BRE3505008	Ancienne décharge	La Freslonnière	Le Rheu	D	03/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02506	BRE3504656	Ancienne décharge	Pont Hazard	Saint-Gilles	D	05/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02507	BRE3508004	Ancienne décharge	Launay Roumoulin	Saint-Grégoire	D	22/05/2018	Fort	5	SIS
35SIS08245	Mairie	Ancienne décharge	Mongison	Saint-Grégoire	D	10/12/2018	Fort	5	SIS
35SIS02489	BRE3504648	Ancienne décharge	La Hardinai	Le Verger	D	03/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02510	BRE3500186	Ancienne décharge	Le Poncel	Vern-sur-Seiche	D	06/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02478	ex-Basol	DELACROIX SA-Pharma	13 rue des Maréchaux	Vezein-le-Coquet	D	13/03/2012	Moyen	3	ex-Basol
35SIS02511	BRE3503887	Ancienne décharge	Rue de Lozeret	Vezein-le-Coquet	D	06/01/2017	Fort	5	SIS
35SIS02471	ex-Basol	Ancienne décharge	La Noë Huet	Betton	D	30/01/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS01001	35.0025	STMicroelectronics	Binquenaies	Rennes	R	02/02/2023	Moyen	3	ex-Basol
35SIS01174	35.0012	Usine à gaz		Rennes	I	24/04/2022	Moyen	3	ex-Basol
35SIS02504	ex-Basol	Ancien dépôt-Dragage		Rennes	I	02/02/2023	Moyen	3	ex-Basol
35SIS11529	ex-Basol			Rennes	I	30/01/2023	Moyen	3	ex-Basol

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

		Ancien établissement matériel							
35SIS03762	ex-Basol	Ancienne station-service		Rennes	I	02/02/2023	Faible*	1	ex-Basol
35SIS02508	ex-Basol	Ancienne décharge	Bas Camp	Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS02509	ex-Basol	Ancienne décharge	Piblais	Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS07992	ex-Basol	Ancienne décharge		Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS07993	ex-Basol	Ancienne décharge		Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS07994	ex-Basol	Ancienne décharge		Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS07995	ex-Basol	Ancienne décharge		Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Fort	5	ex-Basol
35SIS08045	ex-Basol	Ancienne/activité maraichère		Saint-Jacques-de-la-Lande	R	02/02/2023	Faible*	1	ex-Basol
35SIS05964	ex-Basol	Ancienne activité agricole	Pilate Sud	Saint-Jacques-de-la-Lande	D	02/02/2023	Moyen	3	ex-Basol

D : Diagnostic éventuellement nécessaire

I : Nécessité d'investigations supplémentaires

R : Site traité avec restriction d'usages

* : à la demande de Rennes Métropole

Tableau 36 : Liste sur Rennes Métropole des sites SIS au 29/06/2023

Prise en compte de la qualité des sols dans la trajectoire Zéro Artificialisation Nette (QuaSoZAN) - Développements méthodologiques appliqués à Rennes Métropole

ID Basol	Type établissement	Etat au 29/06/2023	Commune	Adresse	Format initial	Autre ID
SSP000 038401	Ancienne Fonderie	Clôturé	Servon-sur-Vilaine		Polygone	
SSP000 038801	Ancienne mine de Pont-Péan	En cours	Pont-Péan		Polygone	35.0001
SSP000 098801	Ancienne décharge de la Fichepalais	Clôturé	Romazy		Polygone	
SSP000 160801	Ancienne mine de Pont-Péan	En cours	Bruz		Polygone	35.0001
SSP000 164201	Ancienne décharge du Cruel	Clôturé			Polygone	
SSP001 107801	STATION SERVICE SHELL	En cours	Vezi-le-Coquet	EX ROUTE DE SAINT BRIEUC	Point	35.0023
SSP001 0945	DEPANN'AUTO (ex Auto Démolition Rennaise)	Clôturé (?)	Vern-sur-Seiche	RUE DE LA HALLERAIE	Point	35.0018
SSP000 989001	QUARON (ex-SOLVADIS France)	En cours	Saint-Jacques-de-la-Lande	RUE DE LA BUHOTIÈRE - ZI DE LA HAIE DES COGNETS	Point	35.0014
SSP000 989101	TRIADIS Services (ex SPEICHIM Processing)	En cours	Saint-Jacques-de-la-Lande	AVENUE DE BELLEVUE - ZI DE LA HAIE DES COGNETS	Point	35.0015
SSP000 070701	SNC Les Baudières - Monier	En cours	Rennes		Polygone	35.0022
SSP000 951401	GIAT Industrie	En cours	Rennes	RUE CLAUDE BERNARD	Point	35.0013
SSP001 107701	STATION SERVICE TOTAL (ex Blanchet)	En cours	Rennes	RUE DU BOSPHORE	Point	35.0021

Tableau 37 : Liste sur Rennes Métropole des sites BASOL au 29/06/2023

Annexe 5 Exemples de techniques de dépollution mises en œuvre sur le territoire de Rennes Métropole

Des exemples de chantiers de gestion de pollution ont été recherchés afin de mettre en perspective les techniques de gestion des sols pollués avec l'analyse de leur impact sur les fonctions des sols.

Les plans de gestion relatifs à deux opérations de réaménagement (ZAC de Baud-Chardonnet et Prairies Saint Martin) ont été fournis par Rennes Métropole. Ils ont été réalisés par Enviropol-Conseils (2017, 2018, 2019).

a) ZAC de Baud-Chardonnet

La bordure Nord-Ouest de la ZAC de Baud-Chardonnet (ancien site industriel) a été réaménagée sur une superficie d'environ 4 hectares pour créer un espace de détente et de loisirs en bordure de la Vilaine mais aussi pour permettre la gestion des eaux de la Vilaine lors d'épisodes de crues exceptionnelles.

Le plan de gestion (Enviropol-Conseils, 2018) indique que les résultats des investigations de reconnaissance de l'état des milieux menées en 2017 ont montré que la qualité des sols était dégradée sur les 30 premiers cm : terre végétale remaniée et/ou remblais, avec concentrations notables à marquées en ETM (Pb, Cu, Zn et ponctuellement Cd et Hg). Ponctuellement, des concentrations notables en hydrocarbures (principalement benzo(a)pyrène et hydrocarbures C5-C10) ont été mesurées. Une absence de pollution plus en profondeur a été constatée.

Dans les différentes zones concernées par des pollutions, des mesures de maîtrise des sources ou des mesures de maîtrise des impacts ont été mises en place (ou une combinaison des deux) :

- réutilisation sur site / maintien en place / recouvrement pour les sols impactés par des ETM et/ou faiblement par des HAP,
- enfouissement en filières agréées après excavation,
- phytostabilisation (végétalisation) pour sols concernés par les métaux.

Des actions complémentaires de restrictions d'usage ont également été mises en place.

Le plan de gestion indique que les procédés de traitement sur site après excavation, les procédés thermiques, de lavage et de phytoremédiation n'ont pas été retenus en raison :

- du phasage du projet, le traitement impliquant gel des zones concernées et donc un retard de réalisation de l'aménagement prévu,
- de l'intérêt de tels traitements à court terme, notamment du point de vue économique : les sols ainsi traités nécessitent des mesures de gestion complémentaire après traitement (nouvelle caractérisation de l'état des sols, réemploi sur site ou évacuation), ce qui implique des coûts supplémentaires.

Outre la phytostabilisation, qui améliore les fonctions des sols, l'excavation puis enfouissement, la réutilisation sur site (sols remaniés) et le recouvrement dégradent fortement les fonctions des sols.

b) Site des Prairies Saint-Martin

8.1.5.1.1 Contexte et traitements des pollutions

Le site des Prairies Saint Martin (30 ha) était constitué, avant réaménagement en Parc Naturel Urbain, d'une zone industrielle en fin d'activité, d'habitats, de vastes prairies et de jardins familiaux (Enviropol-Conseils, 2019).

En 2008, suite à une étude de la qualité de l'eau et du sol, une étude plus approfondie dans les jardins familiaux a montré la présence de métaux (dépassement des valeurs réglementaires en plomb et présence d'autres métaux : cuivre, zinc, cadmium, et, en plus faible concentration, chrome, mercure et nickel) dans les sols et les légumes cultivés.

Après fermeture progressive des jardins familiaux, un projet de Parc Naturel Urbain a vu le jour en 2011, avec notamment pour objectif d'améliorer le champ d'expansion des crues de l'Ille et de mettre en valeur des prairies humides.

Des travaux de dépollution ont été menés (suppression des sources de pollution, déconstruction).

Les prestations de caractérisation de l'état des milieux ont mis en évidence des sources potentielles et avérées de pollution :

- Sources primaires (37 zones) : sols et remblais impactés par des ETM (Cu, Pb, Zn et plus ponctuellement Hg, Cd, As, Ni, Ba, Sb, Cr),
- Source secondaire (1 zone) : eaux souterraines présentant des hydrocarbures totaux et/ou HAP, ETM et/ou COHV.

Le plan de gestion a mis en évidence 22 zones de pollution concentrée parmi 37 zones-sources de sols/remblais/sédiments. Sur ces zones, les procédés de traitement suivants ont été retenus (critères : applicabilité aux substances en présence, aménagements prévus, coût vs performance) :

- Sources constituées de sols/remblais impactés par ETM et/ou HAP :
 - Confinement sur site, maintien en place, recouvrement,
 - Dépôt en installation de stockage après excavation (ISD-ND ou D selon teneurs en ETM)
 - Phytostabilisation (végétalisation) : pour fixer sols superficiels de zones sans excavation prévue
- Eau souterraine : non traitée car teneurs peu marquées en polluants

Sur les 15 autres zones moins impactées, des mesures de maîtrise des sources et de leurs impacts (suppression totale ou partielle du stock de polluants) ont été mises en place.

La justification du choix des traitements est la même que pour ZAC Baud-Chardonnet (phasage du projet et intérêt limité). D'autre part, les possibilités de traitement hors site en filière de type biocentre pour les matériaux faiblement impactés par des HAP n'a pas été

retenue en raison de la présence majoritaire d'ETM au sein des matériaux concernés (pas ou peu biodégradables).

Sur le site des Prairies St Martin, les opérations ont donc essentiellement constitué à réutiliser des terres en des endroits stratégiques selon l'usage du site et la qualité des terres

Comme pour les travaux menés sur la ZAC Baud-Chardonnet, outre la phytostabilisation, qui améliore les fonctions des sols, l'excavation puis enfouissement, la réutilisation sur site (sols remaniés) et le recouvrement dégradent fortement les fonctions des sols.

8.1.5.1.2 Bioindicateurs

L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) réalisée sur les Prairies Saint Martin n'a pas permis pas de mettre en évidence la mobilité des polluants, leur biodisponibilité ou leur impact sur les fonctions des sols. C'est pourquoi différents outils biologiques complémentaires ont été mis en œuvre pour évaluer la qualité du sol des Prairies Saint Martin, les transferts de contaminants métalliques vers la faune et le sol et leurs effets (ADEME, 2015 -Tableau 38) :

- deux bioindicateurs de transfert (Indice CET-végétaux et Indice SET-escargots) et un bioindicateur d'effet (Indice Oméga 3-végétaux), qui renseignent sur les transferts et les effets des contaminants présents dans le sol vers les premiers maillons d'une chaîne trophique (végétaux, escargots) ;
- trois bioindicateurs du fonctionnement biologique du sol : biomasse microbienne, communautés lombriciennes et communautés de nématodes du sol.

L'étude a été réalisée en 2015 par Agrocampus Ouest et l'INRA, l'Université de Franche-Comté, la cellule Leb Aquitaine Transfert, le laboratoire Elisol et le bureau d'étude Strate et Horizon, pour le compte de l'ADEME. Les éléments présentés ci-dessous proviennent de cette étude.

L'ADEME précise que les bioindicateurs peuvent être utilisés pour améliorer un diagnostic de pollution, comme outils d'aide à la décision pour requalifier un sol après traitement ou réhabilitation et pour fournir des informations globales permettant de comprendre et prévoir le fonctionnement d'un écosystème dans le cadre de la reconversion d'un site abandonné sans usage futur. Ils permettent notamment d'évaluer certaines fonctions du sol (par exemple la biodiversité).

Les bioindicateurs biomasse microbienne, nématofaune et lombricien ont l'intérêt d'être "acteurs dans le fonctionnement des écosystèmes" (ADEME, 2015), en agissant sur la dynamique de la matière organique et la structuration des sols. D'autre part, les trois premiers indicateurs caractérisent la disponibilité, les transferts et les effets de contaminants, qui sont des propriétés du sol conditionnant la réponse des organismes du sol aux pollutions.

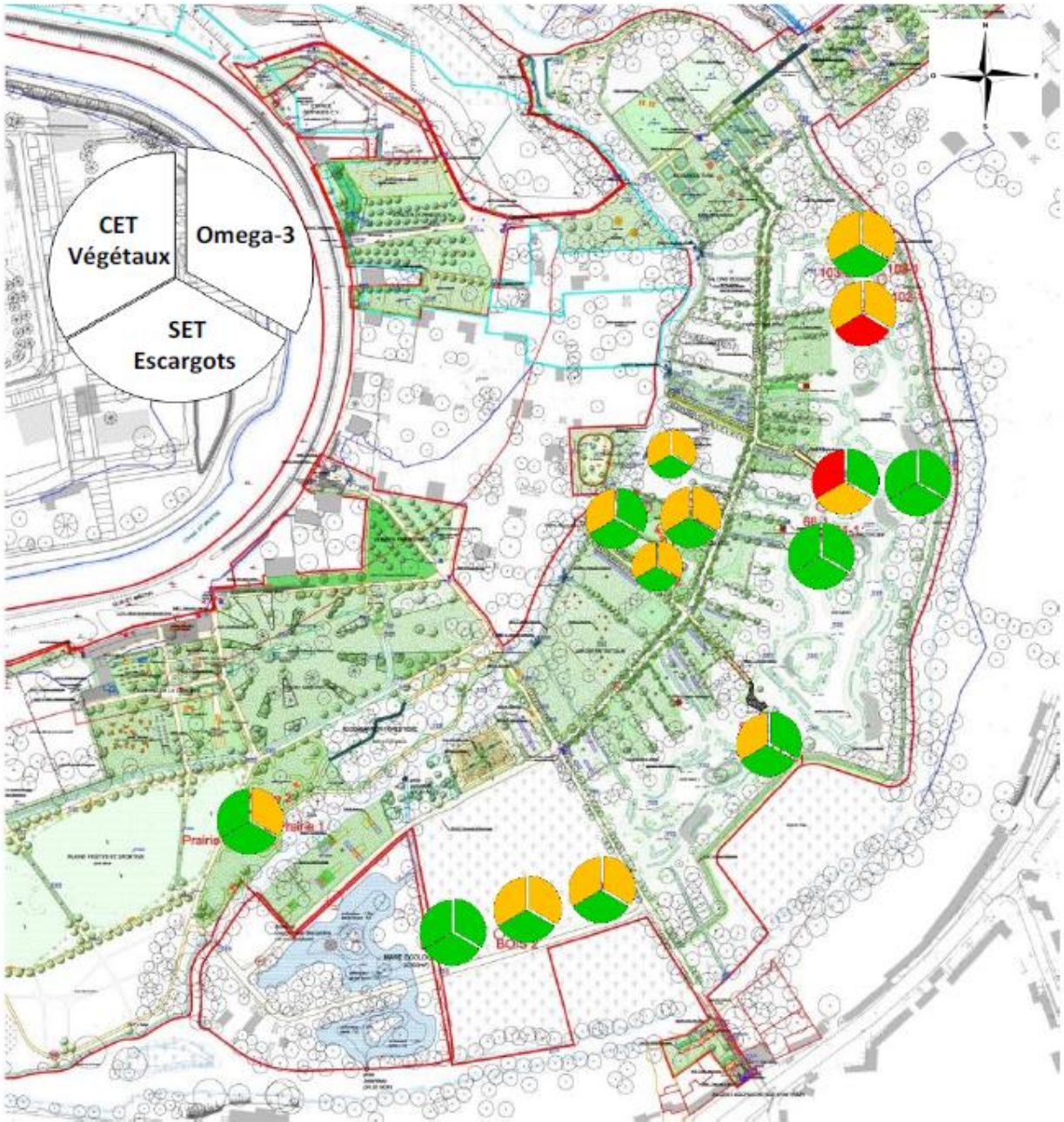
Type de bioindicateurs	Bioindicateur	Partenaire
Bioindicateurs d'accumulation	indice CET (lié aux végétaux)	Ecole des Mines de ST-Etienne / Université de Franche comté
	indice SET (lié aux escargots)	Université Franche Comté
Bioindicateurs d'effet	indice Oméga 3 (lié aux végétaux)	LEB Aquitaine Transfert
Bioindicateurs fonctionnement du sol	biomasse microbienne	INRA Agrocampus Rennes
	communauté de nématodes du sol	ELISOL Environnement
	communauté lombricienne	INRA Agrocampus Rennes

Tableau 38 : Bioindicateurs choisis et partenaires du projet Bioindicateurs des sols (source : ADEME, 2015)

Les résultats de l'analyse des bioindicateurs sur les Prairies Saint Martin, représentés à l'aide d'un code couleur sur le plan de réaménagement, sont les suivants (ADEME, 2015 - Illustration 62 et Illustration 63) :

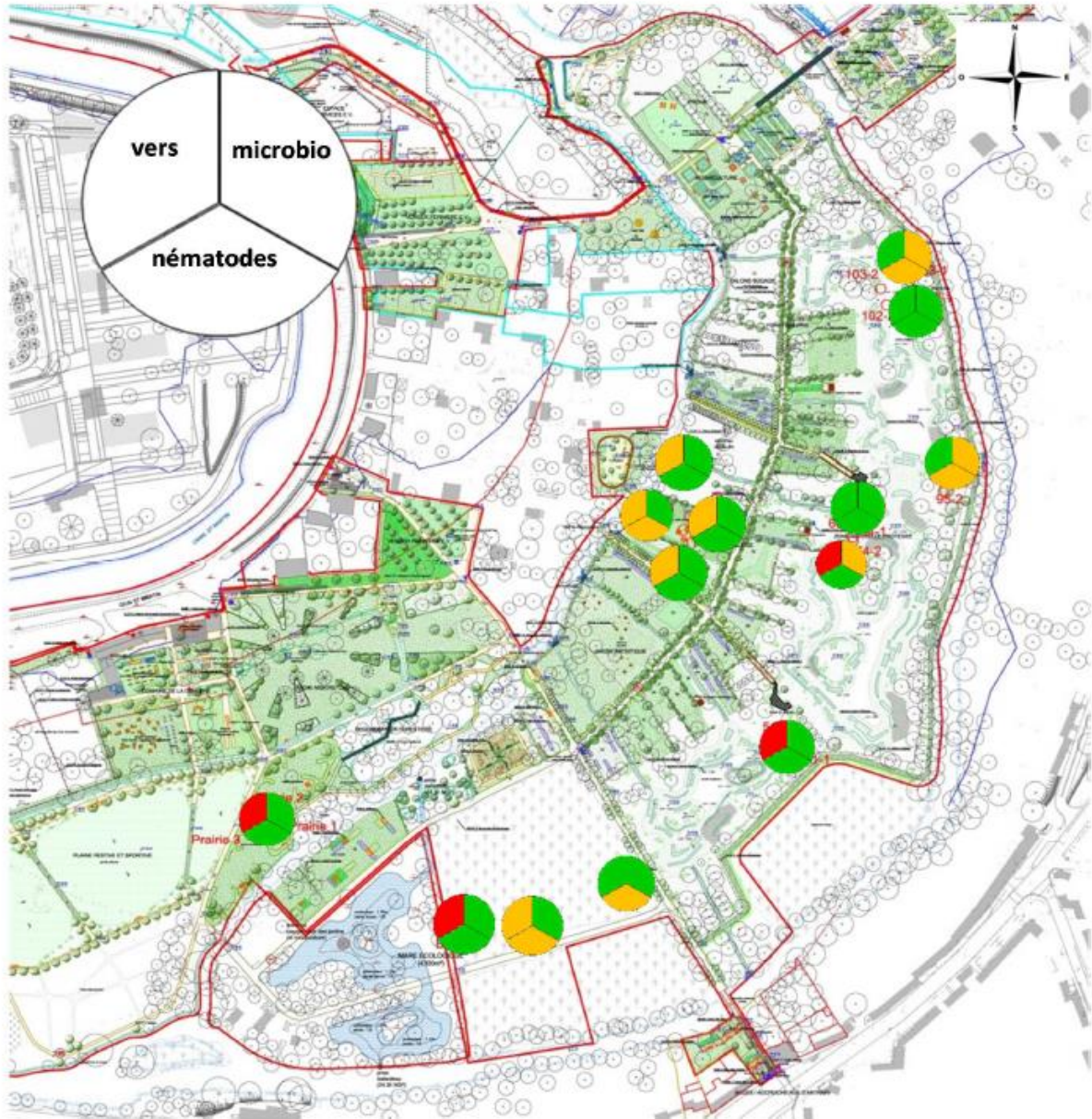
- « Seuls de faibles transferts de contaminants métalliques ont été mesurés par les indicateurs d'accumulation végétaux (indice CET) et escargots (indice SET), malgré une hétérogénéité de la contamination des sols. »
- « Ces transferts engendrent de faibles effets sur les végétaux présents (indice Omega 3). [...] Ces données indiquent ainsi une faible biodisponibilité des contaminants métalliques présents dans les sols des Prairies Saint Martin. »
- « Les mesures de biomasse microbienne varient peu en fonction de usages du sol et des zones de contamination. »
- « L'activité biologique du sol sur le site, caractérisée par la nématofaune, est satisfaisante à très bonne », avec cependant une légère altération des communautés liée à la pollution.
- Les communautés de vers de terre « présentent de faibles densités dans la prairie » et « sont moins impactées par la contamination des sols sur la zone des jardins. »

Les plans fournis par Rennes Métropole n'ont pas permis de mettre en relation les bioindicateurs avec les techniques de dépollution réalisées sur le site et avec les spots de pollution.



couleur verte : aucun transfert anormal, pas ou peu d'impact → aucune préconisation
couleur jaune : faible transfert et impact modéré → mise en place d'une surveillance
couleur rouge : transfert élevé et impact fort → zone à risque (mesures de gestion)

Illustration 62 : Mesures des transferts et des effets des contaminants sur la faune du sol (indices CET-végétaux, SET-escargots et Omega-3) réalisées sur 24 points (source : ADEME, 2015)



couleur verte : communauté normale. Très bon état biologique
couleur jaune : communauté légèrement altérée. Etat biologique moyen
couleur rouge : communauté altérée. Etat biologique dégradé

Illustration 63 : Niveau de qualité biologique des paramètres microbien, nématofaunique et lombricien traduisant l'état biologique de l'écosystème sol et de son fonctionnement potentiel (source : ADEME, 2015)



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin

BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France

Tél. : 02 38 64 34 34

Direction régionale Bretagne

2, rue de Jouanet

35700 – Rennes – France

Tél. : 02 99 84 26 70

www.brgm.fr



Géosciences pour une Terre durable

brgm



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin

BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France

Tél. : 02 38 64 34 34

Direction régionale Bretagne

2, rue de Jouanet

35700 – Rennes – France

Tél. : 02 99 84 26 70

www.brgm.fr



Géosciences pour une Terre durable

brgm