



HAL
open science

Évaluation et cartographie des services écosystémiques fournis par les sols

Yosra Ellili

► **To cite this version:**

Yosra Ellili. Évaluation et cartographie des services écosystémiques fournis par les sols. Science des sols. 2016. dumas-01409703

HAL Id: dumas-01409703

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01409703>

Submitted on 6 Dec 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Année universitaire : 2015 – 2016

Spécialisation : Génie de l'environnement

Mémoire de fin d'études pour l'obtention du
titre d'ingénieur agronome

Option : Sol, Eau Hydrosystèmes

Evaluation et cartographie des services écosystémiques fournis par les sols

Yosra Ellili



Soutenu à Agrocampus Ouest **le** 15/09/2016

Devant le jury composé de :

Président : Youssef Fouad

Maître de stage : Christian Walter

Enseignant référent : Didier Michot

Examinatrice : Valérie Viaud

Organisme d'accueil : UMR SAS, INRA, 65 Rue de Saint Briec-Rennes

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon maître de stage, Christian Walter, pour m'avoir accueilli à l'UMR SAS, et m'avoir confié cette étude, Je le remercie pour son suivi constructif tout au long de mon travail et pour son écoute et sa disponibilité.

Je tiens ensuite à remercier l'ensemble de mon équipe encadrante et en particulier, Didier Michot, qui a pris le temps de relire mon rapport et participer à mon encadrement, Pascal Pichelin, pour son aide et son écoute, Gilles Dutin, pour son aide pendant la campagne de terrain.

Je tiens également à remercier, Youssef Fouad pour tous ses conseils pertinents et ses orientations tout au long de mon cycle ingénieur à Agrocampus Ouest.

Merci à tous ceux qui m'ont encouragée pendant les six mois du stage : Samii, Thomas, Ines, Aatizez, Abir, Sébastien, Stéphane et j'en oublie sûrement.

Merci à toute ma famille et en particulier ma mère, ma sœur et ma chère tante Zohra pour le soutien moral et les encouragements.

Sommaire

| | |
|--|-----------|
| Liste des figures | |
| Liste des tableaux..... | |
| Liste des annexes..... | |
| 1. Introduction..... | 1 |
| 2. Matériels et méthodes..... | 5 |
| 2.1. La méthodologie générale d'évaluation des SESs | 5 |
| 2.1.1. L'évaluation du SE de la régulation du climat | 5 |
| 2.1.1.1. Evaluation des incertitudes par simulation Monte-Carlo | 6 |
| 2.1.1.2. Recherche des facteurs explicatifs de la variabilité de l'indicateur du SES..... | 7 |
| 2.1.2. L'évaluation du SE de la régulation de l'érosion | 8 |
| 2.2. Présentation du site d'étude..... | 11 |
| 2.2.1. Le bassin versant de Pleine-Fougères | 11 |
| 2.2.2. Le contexte climatique | 11 |
| 2.2.3. Contexte géologique | 12 |
| 2.2.4. Variabilité de la couverture pédologique..... | 13 |
| 2.3. Campagnes de mesures..... | 14 |
| 2.3.1. Campagne de terrain 2009 | 14 |
| 2.3.2. Campagne d'échantillonnage 2016..... | 14 |
| 2.3.3. Elaboration du plan d'échantillonnage 2016 | 15 |
| 2.4. Protocoles suivis..... | 15 |
| 2.4.1. Sondages pédologiques..... | 15 |
| 2.4.2. Prélèvements de sol pour analyses carbone et densités apparentes..... | 16 |
| 2.4.3. Traitements des échantillons en laboratoire | 17 |
| 2.5. Méthodes de spatialisation et de croisement des SESs retenus..... | 17 |
| 2.5.1. Cartographie du SE de régulation du climat..... | 17 |
| 2.5.1.1. Cartographie selon l'occupation du sol de 2015 | 18 |
| 2.5.1.2. Cartographie numérique par apprentissage au moyen d'une forêt d'arbre de régression (Random Forest) | 18 |
| 2.5.2. Cartographie du SE de régulation de l'érosion..... | 19 |
| 2.5.3. La méthode de croisement des SESs étudiés | 20 |
| 3. Résultats..... | 23 |

| | |
|--|-----------|
| 3.1. Densité apparente | 23 |
| 3.2. Teneurs en carbone organique | 23 |
| 3.3. Les stocks de carbone organique | 26 |
| 3.4. Le SE de régulation du climat | 28 |
| 3.5. Les facteurs explicatifs de la variabilité du l'indicateur retenu..... | 28 |
| 3.6. Le SE de régulation de l'érosion | 30 |
| 3.6.1. Comparaison des données terrains aux données issues de l'ESDAC | 30 |
| 3.6.2. La distribution du SE de régulation de l'érosion selon l'occupation du sol | 33 |
| 3.7. Les résultats cartographiques | 33 |
| 3.7.1. Le SE de la régulation du climat..... | 33 |
| 3.7.2. La régulation de l'érosion..... | 37 |
| 3.7.2.1. Estimation de l'érosion potentielle sur le site d'étude | 37 |
| 3.7.2.2. Estimation de l'érosion annuelle sur le site d'étude | 37 |
| 3.7.2.3. Estimation du SE de régulation de l'érosion | 37 |
| 3.7.3. Les interactions entre les SES étudiés | 41 |
| 3.7.4. La représentation spatiale des interactions entre les SESs étudiés | 41 |
| 4. Discussion : | 43 |
| 4.1. Le SE de régulation du climat | 43 |
| 4.1.1. Les incertitudes associées à la densité apparente et aux teneurs en carbone | 43 |
| 4.1.2. Comparaison des stocks de carbone estimés à des références françaises..... | 44 |
| 4.1.3. Comparaison de l'indicateur du SES-CLM à des références françaises..... | 45 |
| 4.1.4. La cartograohie du SE de régulation du climat..... | 46 |
| 4.2. Le SE de régulation de l'érosion | 47 |
| 4.2.1. Analyse de la représentativité des données issues de l'ESDAC | 47 |
| 4.2.2. Evaluation de l'érosion et du SE de régulation de l'érosion..... | 48 |
| 4.3. Les interrelations entre les services écosystémiques étudiés | 48 |
| 4.4 .Normalisation des définitions d'un service écosystémique..... | 49 |
| 5. Conclusion et perspectives | 50 |
| Références bibliographiques | 51 |

Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1 : Schéma conceptuel positionnant le sol comme un capital naturel générant des services écosystémiques en réponse à des besoins humains (adapté de Walter et al., 2015)..... | 2 |
| Figure 2 : Localisation et topographie du site atelier de Pleine-Fougères..... | 11 |
| Figure 3 : Diagramme ombrothermique de la région de Pleine-Fougères..... | 12 |
| Figure 4 : Carte géologique du site atelier de Pleine-Fougères, extraite de la carte géologique de la France au 1 : 50 000, feuille de Dol de Bretagne (Bogdanoff et Julien, 1996) | 12 |
| Figure 5 : Représentation spatiale des types de sols sur le site de Pleine –Fougères | 13 |
| Figure 6 : Plan d'échantillonnage 2016 (64 points) | 15 |
| Figure 7 : Stratégie d'échantillonnage adoptée | 16 |
| Figure 8 : Photographie du quartage des échantillons..... | 16 |
| Figure 9 : Représentation de la D_{aTF} de 2016 en fonction de celles de 2009 pour chaque profondeur de prélèvement | 24 |
| Figure 10 : Représentation des teneurs en C de 2016 en fonction de celles de 2009 pour chaque profondeur de prélèvement..... | 25 |
| Figure 11 : Les stocks de carbone contenus dans les masses de terre minérale entre les deux dates.... | 26 |
| Figure 12 : Les distributions des stocks de carbone selon le type d'occupation du sol pendant les deux périodes d'étude 2009 et 2016..... | 27 |
| Figure 13 : Les distributions de l'indicateur du SE régulation du climat selon l'occupation du sol (2016) | 28 |
| Figure 14 : Représentation des variables explicatives et des points échantillonnés dans le premier plan factoriel de l'ACP. Stock 09 et Stock 16 : stock de carbone dans 300 kg de terre minérale respectivement en 2009 et 2016, F-prairies : fréquence d'occupation du sol en prairies depuis 2009, Hydro : classe d'hydromorphie issue du code 4 critères, Beven : indice de Beven, SE : l'indicateur de service écosystémique (séquestration de carbone)..... | 30 |
| Figure 15 : Représentation de LS calculé en fonction de LS extrait de l'ESDAC..... | 31 |
| Figure 16 : Représentation de K calculé en fonction de K extrait de l'ESDAC | 32 |
| Figure 17 : Représentation de C calculé en fonction de C extrait de l'ESDAC..... | 32 |
| Figure 18 : Les distributions de l'indicateur du SES-ERO par type d'occupation du sol (2016) | 33 |
| Figure 19 : Importances des variables dans la construction du modèle RF..... | 34 |
| Figure 20: Estimation de l'indicateur du SE par occupation du sol..... | 36 |
| Figure 21: Estimation de l'indicateur du SE par le modèle Random Forest..... | 36 |
| Figure 22 : Estimation de l'érosion potentielle | 39 |
| Figure 23 : Estimation de l'érosion annuelle..... | 39 |
| Figure 24 : Estimation de la régulation de l'érosion..... | 39 |
| Figure 25 : Répartitions de a) l'érosion actuelle, b) l'érosion potentielle, c) le SE rendu..... | 40 |
| Figure 26 : Représentation des scores du SES-ERO en fonction de ceux du SES-CLM pour chaque pixel de la zone d'étude..... | 41 |
| Figure 27 : Représentation spatiale des interactions entre les SESs étudiés | 42 |

Liste des tableaux

| | |
|--|----|
| Tableau 1: Les paramètres du modèle RUSLE | 10 |
| Tableau 2: Résolution des données raster utilisées (Panagos et <i>al.</i> , 2015)..... | 20 |
| Tableau 3: Le croisement des modalités de fourniture des | 21 |
| Tableau 4: Résultats de test de Student apparié ($p=0,05$) mené sur les teneurs en carbone organique 2009 et 2016 | 25 |
| Tableau 5: Les résultats de l'ANOVA réalisée sur des variables | 29 |

Liste des annexes

| | |
|--|--|
| Annexe 1: Les variables de l'échantillonnage hypercube latin | |
| Annexe 2: Exemple d'une fiche d'identité des points d'échantillonnages | |
| Annexe 3: Fiche de description des sondages pédologiques | |
| Annexe 4: Signification du code 4 critères..... | |
| Annexe 5: Histogrammes des teneurs en carbone organique (g/kg) pendant les 2 périodes | |
| Annexe 6: Distribution de la densité apparente et des teneurs en carbone organique par profondeur pour les 2 périodes d'étude | |
| Annexe 7: Distribution des stocks de carbone et des stocks d'azote par profondeur | |
| Annexe 8: Distributions spatiales des paramètres du modèle RUSLE | |

1. Introduction

Le sol correspond à l'interface entre l'homme et le milieu naturel. Il représente une zone d'échange entre les différentes composantes du globe à savoir l'hydrosphère, la lithosphère et la biosphère (Nagy et Kiss., 2011). C'est un milieu vivant complexe et sensible aux pressions anthropiques et aux changements climatiques. Sa forte capacité de réagir aux facteurs biotiques et abiotiques, lui confère un rôle important dans l'épuration des flux échangés entre les différents compartiments de l'environnement. Il s'agit d'une ressource naturelle non renouvelable à l'échelle humaine indispensable à protéger contre les différentes menaces de dégradations.

Actuellement, on assiste à une forte transformation du regard porté sur le sol notamment après l'émergence des concepts de services écosystémiques et de capital naturel. Ces notions ont été développées dans le champ économique depuis les années 70 (Cardona., 2012) et ont été repris, en 2005, par le MEA « Millenium Ecosystem Assessment » pour évaluer les services écosystémiques rendus par les écosystèmes naturels. Il s'agit d'un ensemble de bienfaits que l'être humain tire du fonctionnement des écosystèmes naturels garantissant ainsi son bien-être social et son développement économique (MEA, 2005).

Appliqué au sol, le concept de capital naturel définit le sol par ses propres stocks de matières, d'informations et de biodiversité, mais aussi par les flux qu'il génère permettant la fourniture d'un certain nombre de services écosystémiques au profit de l'être humain (Dominati et *al.*, 2010) (Figure 1). Ainsi, les services écosystémiques rendus par les sols visent à faire reconnaître leur rôle multifonctionnel assurant notamment la sécurité alimentaire de la population humaine, mais également la régulation de son environnement (Walter et *al.*, 2015 ; Adhikari et Hatermink., 2015).

Selon le MEA (2005), les sols fournissent 43 SE regroupés en 4 grandes catégories à savoir les services de régulation, les services d'approvisionnement, les services de soutien et les services culturels. En effet, grâce à ses divers processus physiques, chimiques et biologiques et aussi ses nombreuses fonctions, le sol joue un rôle primordial dans la régulation de l'environnement via la régulation du climat, de l'érosion et de la qualité de l'eau. La position particulière qu'il occupe au sein de la planète, lui permet de fournir des produits indispensables à l'être humain couvrant une majeure partie de ses besoins nutritionnels. En outre, le sol représente le premier support de cycles des éléments nutritifs, des différentes activités humaines et des infrastructures développées. Outre les services de régulation,

d’approvisionnement et d’auto-entretien, les sols fournissent des services dits culturels, qui rassemblent les valeurs spirituelle, religieuse, esthétique ou autres valeurs personnelles rattachées aux paysages ou aux espèces de flore et faune. De ce fait, préserver et accroître les services écosystémiques rendus par les sols (SES) sont des leviers d’action pertinents pour contribuer à la durabilité des écosystèmes productifs et donc la pérennité de l’être humain.

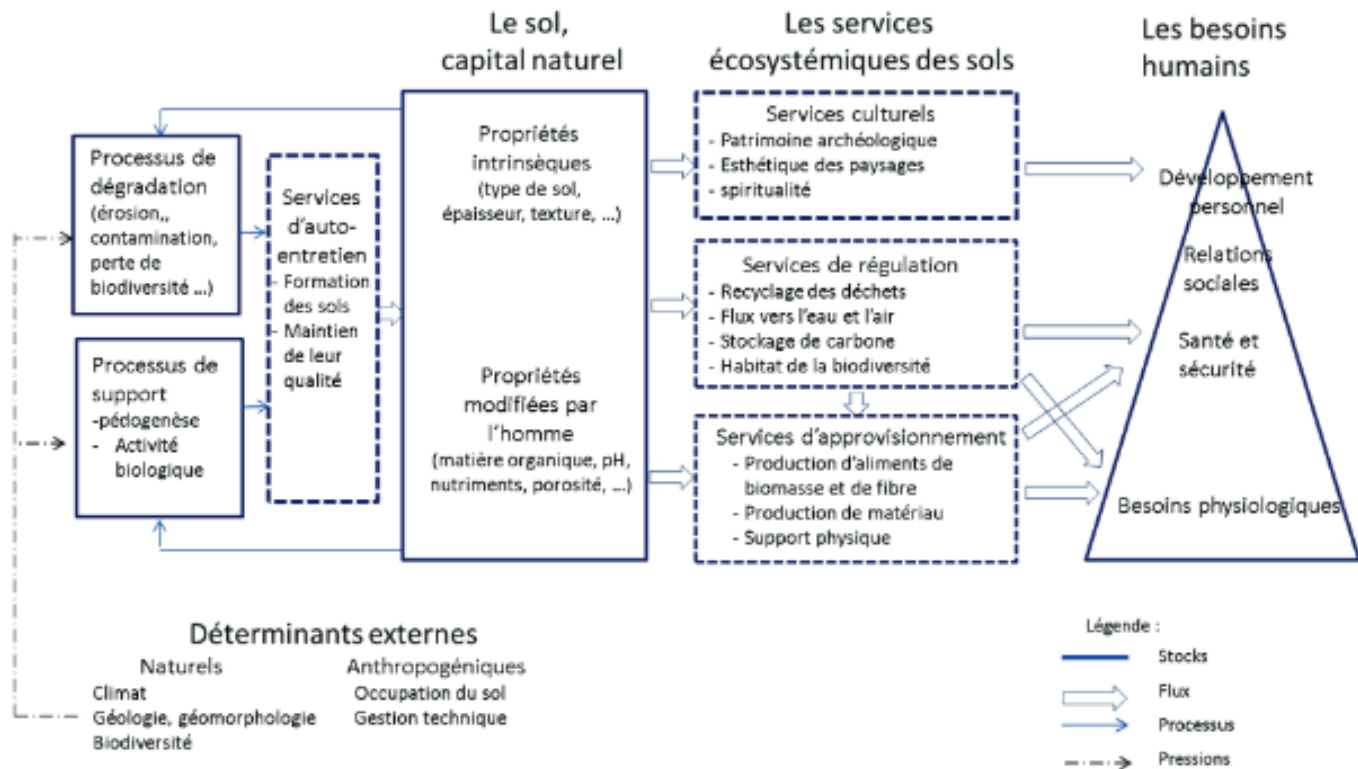


Figure 1 : Schéma conceptuel positionnant le sol comme un capital naturel générant des services écosystémiques en réponse à des besoins humains (adapté de Walter et al., 2015)

Par ailleurs, l’évaluation des SESs est un enjeu important pour développer un outil de gestion durable, mais aussi facilement mobilisable par les agriculteurs et les gestionnaires des territoires. Les méthodes d’évaluation associées reposent souvent sur des indicateurs, des modèles biophysiques et des mesures directes dépendants de la nature du SE mis en jeu et des données de sol disponibles (Baveye et al., 2016). L’approche par mesures directes s’appuie sur des mesures directes de certaines propriétés du sol pour quantifier et comprendre la cinétique d’un SE (Dominati et al., 2010). Ces variables sont souvent acquises par des méthodes classiques, par exemple la méthode d’analyse granulométrique pour déterminer la texture et les simples méthodes d’extraction chimique pour mesurer les taux des éléments nutritifs contenus dans ses particules (Baveye et al., 2016). En outre, la modélisation est

considérée comme le premier recours des chercheurs pour gérer le manque de données et pour simplifier la complexité des systèmes. Elle représente des équations mathématiques traduisant l'évolution d'un paramètre ou d'un processus. Dans l'optique d'évaluer des SESs, plusieurs travaux (Logsdon *et al.*, 2013 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Qin *et al.*, 2015 ; Wijnen *et al.*, 2012) se sont basés sur des modèles prédéfinis pour les quantifier. Par exemple, le service de régulation, nommé « l'atténuation naturelle des contaminants dans les sols », est généralement évalué par des modèles qui mettent en relation tous les processus caractérisant les flux échangés et les réactions physico-chimiques produites. De même, le SE associé au contrôle de l'érosion est évalué à l'aide du modèle empirique Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Bastian *et al.*, 2013), ou par la combinaison du modèle hydrologique Soil and Water Assessment Tool (SWAT) et le modèle RUSLE (Logsdon *et al.*, 2013).

Outre l'approche par mesures directes et modélisation, il s'est développé les méthodes dites proxys (Baveye *et al.*, 2016) ou encore de type indicateur (Nelson *et al.*, 2009, Grimaldi *et al.*, 2014) permettant de comprendre la complexité des processus biophysiques associés aux SESs. De fait, le choix approprié d'indicateurs se base essentiellement sur leur pouvoir explicatif d'un processus ou d'une fonction du sol (Calzolari *et al.*, 2016). Malgré l'erreur potentielle délivrée, les méthodes proxys restent les plus utilisées pour la quantification des SESs (Eigenbrod *et al.*, 2010). Les indicateurs associés se basent principalement sur l'occupation et les propriétés de sol, la végétation et la biodiversité (Crossman *et al.*, 2013).

De plus, avec l'émergence de la nouvelle notion de service écosystémique en 2005, ce concept a suscité depuis 10 ans de très nombreuses recherches pour définir des méthodes d'évaluation et de quantification des SES. Néanmoins, ces méthodologies sont à ce stade très peu normalisées (Walter *et al.*, 2015). Ceci est principalement lié à la complexité et à la complémentarité existante entre les processus et les fonctions du sol qui les définissent. En effet, la plupart des SESs dérivent de plusieurs fonctions et processus dont ils sont impliqués dans la caractérisation d'autres services (Dufour *et al.*, 2014). Entre autres, parmi les méthodes d'évaluation associées à la régulation du climat via la séquestration de carbone, on trouve les travaux de Grimaldi *et al.*, (2014) qui l'évaluent par le stock de carbone organique contenu dans le sol et la végétation déterminé à une date donnée. Cependant, les travaux menés par Dominati *et al.* (2010) montrent clairement qu'un SES est plutôt évalué par son flux exprimé par unité de temps. Ces chercheurs jugent qu'il est important d'intégrer le facteur temps dans la quantification biophysique des SESs, puisque la capacité du sol à répondre aux changements du milieu est fortement dépendante de l'évolution temporelle de ses stocks

spécifiques. D'un autre côté, les études réalisées par Nelson et *al* (2009), évaluent un SES par simulation de différents scénarios de changements climatiques et d'évolution d'occupation du sol. Ces chercheurs projettent les tendances d'évolution potentielles des SESs dans le temps pour déterminer les facteurs clés conditionnant la fourniture de ces services écosystémiques.

En outre, l'évaluation individuelle des services écosystémiques est en effet intéressante, mais elle ne peut avoir la prétention de servir de base à une gestion du territoire, car elle ne correspond qu'à une vision partielle de la réalité (Oszwald et *al.*, 2014). De ce fait, la quantification des SESs doit s'appuyer sur une approche multi-services permettant de comprendre la relation de dépendance entre les processus biophysiques impliqués et d'appréhender les éventuelles interactions possibles : les synergies et les antagonismes (Calzolari et *al.*, 2016). Ainsi, la prise en compte de plusieurs SESs permet une évaluation biophysique cohérente avec les échelles de décisions agronomiques allant de la petite entité décisionnelle « la parcelle agricole » jusqu'à l'entité intégrale « le bassin versant » définie par une diversité d'exploitations agricoles mais aussi par une diversité de systèmes de production (Baveye et *al.*, 2016).

Pour positionner les enjeux environnementaux dans l'espace, la cartographie des SES paraît comme une méthodologie pertinente pour mieux appréhender la variabilité spatiale des processus biophysiques caractérisant les SES (Dufour et *al.*, 2014). Elle met en relation tous les facteurs explicatifs de la fourniture des SESs et elle offre la possibilité d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur l'évolution spatio-temporelle du SE rendu. Cependant, « la cartographie des SES reste très peu développée dans la littérature scientifique. En effet, la spatialisation des processus physiques caractérisant les SES est complexe à mettre en place » (Le Clec'h et *al.*, 2016).

A l'échelle mondiale, le sol peut contribuer à atteindre l'objectif principal de la COP 21, limiter la hausse des températures bien en-deçà de 2°C. C'est pourquoi, augmenter le potentiel de séquestration de carbone dans les sols est un enjeu crucial pour la préservation de l'environnement. De plus, la synthèse bibliographique réalisée par Crossman et *al* (2013) montre que les services de régulation de l'environnement, en particulier la séquestration de carbone, sont les plus évalués et spatialisés. D'autres travaux (Fu et *al.*, 2015 ; Qin et *al.*, 2015 ; Nelson et *al.*, 2009) ont mis en œuvre une évaluation multi-services en couplant à chaque fois l'évaluation du service écosystémique associé au stockage de carbone dans le sol et le service écosystémique relatif à la régulation de l'érosion.

Dans ce contexte, cette étude vise à évaluer et cartographier 2 services écosystémiques fournis par les sols du site atelier de Pleine-Fougères : la régulation du climat via la séquestration de carbone dans les sols et la régulation de l'érosion. Ce choix est essentiellement basé sur la complémentarité existante entre les processus biophysiques caractérisant les SES retenus.

Pour ce faire, différentes approches, notamment celles par mesures directes et modélisation, ont été mises en œuvre pour quantifier les services écosystémiques rendus. La spatialisation de ces 2 SESs est réalisée à l'aide des données issues de Systèmes d'Information Géographique et des relevés terrains. La méthodologie ainsi développée, doit permettre par l'intermédiaire des méthodes de croisement des SESs de déterminer les interrelations entre les 2 services étudiés.

2. Matériels et méthodes

2.1. La méthodologie générale d'évaluation des SESs

2.1.1. L'évaluation du SE de la régulation du climat

La contribution du sol au service écosystémique de régulation du climat se définit par le processus de stockage de carbone dans les sols permettant d'atténuer les émissions de gaz à effet de serre, responsable du changement climatique (MEA., 2005).

L'évaluation du SE de la régulation du climat via la séquestration de carbone dans les sols est souvent quantifiée par des approches de mesures directes ou par des approches de modélisation (Walter *et al.*, 2015). Les stocks de carbone sont déterminés par mesure des teneurs en carbone et des densités apparentes d'une couche de sol, prélevées selon un protocole d'échantillonnage permettant de couvrir l'hétérogénéité spatiale des sols. Le suivi de leur évolution temporelle, nécessite un ré-échantillonnage aux mêmes endroits avec la prise en considération des limites associées aux incertitudes et au changement de la densité apparente lors de l'interprétation des évolutions (Baveye *et al.*, 2016). De ce fait, l'évaluation du SES en question consiste à quantifier le stock de carbone par unité d'espace et de temps.

Sur ce principe s'appuie la méthodologie mise en œuvre dans notre étude pour quantifier le SES d'intérêt. Son évaluation biophysique se base essentiellement sur l'indicateur de la variation des stocks de carbone dans les sols sur une période de 7 ans : la période entre 2009 et 2016 (Nelson *et al.*, 2009). Il s'agit d'un indicateur pertinent permettant d'appréhender le potentiel de stockage de carbone dans les sols sur une période donnée en exprimant la

différence entre le stock final et le stock initial à l'échelle annuelle. Ainsi, l'indicateur est déduit à partir de la formule suivante :

$$\text{Service de stockage } C \text{ (kgC/m}^2\text{/an)} = [(\text{Stock } C_{300\text{kg}} \text{ 2016} - \text{Stock } C_{300\text{kg}} \text{ 2009})/\text{Nb années}] \pm \text{incertitude}$$

Avec : $\text{Stock } C_{300\text{kg}} \text{ 2016}$: stock de carbone dans une masse minérale de 300 kg de sol en 2016

$\text{Stock } C_{300\text{kg}} \text{ 2009}$: stock de carbone dans une masse minérale de 300 kg de sol en 2009

Les stocks de carbone associés aux : $\text{Stock } C_{300\text{kg}} \text{ 2016}$ et $\text{Stock } C_{300\text{kg}} \text{ 2009}$, sont estimés par la méthode « mass coordinate system » développée par Minasny et al (2013). Il s'agit d'exprimer les stocks de carbone en fonction de la masse de terre minérale. Cette approche est jugée plus pertinente qu'une évaluation des stocks de carbone sur une épaisseur donnée, puisque la masse volumique du sol peut changer au cours du temps, biaisant souvent les comparaisons de stocks par épaisseur. Pour appliquer la méthode de Minasny et al. (2013), la démarche suivante a été adoptée :

- Calcul du stock de carbone par profondeur, exprimé en (kg/m²), selon la formule suivante :

$$\text{Stock } C = Mv * C * Z$$

Avec : Mv =masse volumique de terre fine (kg/m³), C = teneur en carbone organique (kg/kg) et Z =épaisseur de la couche de sol (m).

- Calcul de la masse de terre minérale correspondante à chaque profondeur (m) en intégrant la masse volumique de terre fine Mv (kg/m³), la fraction minérale de sol f_{min} (kg/kg) et l'épaisseur de la couche de sol Z (m) : $m = Mv * f_{min} * Z$

- Calcul de la masse de terre minérale cumulée M (kg/m²) en chaque point par addition des masses minérales calculées par chaque profondeur : $M_i = \sum_1^4 m_i$

- De la même manière, le stock de carbone cumulé est calculé en chaque point.

Finalement, l'expression des stocks de carbone par les masses de terre minérale (150, 300 et 450 kg/m²) est réalisée par une simple interpolation linéaire en supposant une évolution à pente constante entre les 2 masses de terre minérale qui entrent en jeu.

2.1.1.1. Evaluation des incertitudes par simulation Monte-Carlo

L'intégration des incertitudes dans les calculs préliminaires est indispensable pour caractériser la fiabilité des résultats délivrés. Ainsi, le calcul des incertitudes est un paramètre

clé permettant de comparer les résultats entre eux ou de les comparer à des seuils de références.

Pour quantifier les incertitudes cumulées, la méthode Monte Carlo de propagation des erreurs a été utilisée. Cette méthode prend en compte les sources d'erreurs aléatoires et systématiques à savoir la profondeur du prélèvement, la mesure de la densité apparente et la mesure des teneurs en carbone. Pour l'essentiel, cette approche se base sur la propagation des distributions des grandeurs d'entrée à travers un modèle mathématique (Elie et Lapeyre., 2001). En effet, les données d'entrée sont définies par leurs lois de distribution (loi normale, loi de Gauss et loi de Poisson) et un générateur de données d'entrée utilisera le modèle construit pour produire les données de sortie par 1000 itérations continues. Les résultats délivrés à la fin permettent d'évaluer la fiabilité de différentes méthodes mises en œuvre.

Dans cette étude, le calcul des incertitudes par la simulation de Monte Carlo est réalisé avec le logiciel @Risk installé sur Excel.

2.1.1.2. Recherche des facteurs explicatifs de la variabilité de l'indicateur du SES

Pour mettre en évidence les facteurs explicatifs de la variabilité de l'indicateur choisi (la variation des stocks de carbone dans les sols) pendant la période d'étude 2009-2016, une ACP normalisée (Analyse en Composantes Principales) a été réalisée sur l'ensemble des données présumées :

- Les facteurs liés à l'évolution de l'occupation de sol depuis 2009 via l'indicateur la fréquence d'occupation du sol en prairies.
- Les facteurs liés au sol :
 - Stocks de carbone contenus dans 300 kg/m² de terre minérale respectivement en 2009 et 2016, ainsi que la différence entre les deux stocks exprimant l'indicateur du SE choisi.
 - L'hydromorphie des sols via la classe d'hydromorphie issue du code 4 critères (Rivière et *al.*, 1992) déterminée lors des sondages pédologiques et l'indice de Beven (Beven et *al.*, 1979). Il s'agit d'un indice topographique permettant de mettre en évidence les zones présentant des sols hydromorphes : on peut supposer que les zones hydromorphes sont caractérisées par un fort potentiel de stockage de carbone. En effet, la dégradation de la matière organique dans ces sols est limitée par le manque d'oxygène dans le milieu.
- Des variables morphologiques caractérisant le relief (l'altitude et la pente)

Afin de compléter et confirmer les résultats issus de l'ACP et de bien mettre en évidence la significativité du facteur lié à l'évolution de l'occupation du sol depuis 2009, une ANOVA (Analyse des Variances) a été réalisée sur des données rassemblant la classe d'hydromorphie, les variables morphologiques (Altitude, pente et indice de Beven) et la fréquence d'occupation du sol en prairie depuis 2009.

2.1.2. L'évaluation du SE de la régulation de l'érosion

Le service écosystémique associé au contrôle de l'érosion exprime le rôle des sols dans la lutte contre les phénomènes de dégradation des sols par l'érosion et la prévention des glissements de terrain (MEA., 2005).

A différentes échelles régionales ainsi qu'au niveau mondial, le service de régulation de l'érosion est quantifié d'une manière quasi-unique grâce au modèle Revised Universal Soil Loss Equation RUSLE (Nelson et *al.*, 2009). Il s'agit d'une version révisée du modèle empirique Universal Soil Loss Equation (USLE), développé par Wischmeier et Smith en 1978 (Bastian et *al.*, 2013). La modélisation RUSLE représente une fonction multiplicative tenant compte des facteurs exprimant l'agressivité des pluies, l'érodibilité du sol, la longueur et la déclivité de la pente, le couvert végétal et les aménagements de conservation des sols.

D'après plusieurs études basées sur l'équation (RUSLE) (Fu et *al.*, 2015; Qin et *al.*, 2015, Bastian et *al.*, 2013), le service de la régulation de l'érosion exprime la performance et la capacité des sols à réduire l'érosion. Il correspond ainsi à la différence entre l'érosion potentielle et l'érosion annuelle mesurées sur un site donné et exprimée en tonne de terre par unité de surface par unité de temps (Eq 1). L'érosion potentielle estime les particules de sol susceptibles d'être arrachées sans prendre en compte l'effet des aménagements antiérosifs et l'effet du couvert végétal. Cette quantité de terre est déterminée par l'intermédiaire d'une fonction multiplicative faisant intervenir les 3 premiers paramètres de l'équation RUSLE à savoir l'érodibilité du sol, l'agressivité des pluies et le facteur topographique exprimant la longueur et l'intensité de la pente. D'autre part, l'érosion actuelle, correspondant aux particules de sol réellement arrachées et déplacées, est déterminée par une relation linéaire tenant compte de toutes les variables explicatives de l'aléa définies par le modèle RUSLE.

$$SES-ERO = A_p - A$$

$$A = R * K * LS * C * P$$

Eq 1

$$A_p = R * K * LS$$

Avec SES-ERO = le SES de régulation de l'érosion, A_p = l'érosion potentielle, A = l'érosion annuelle : tous exprimés en tonnes de terre/ha/an,

R = facteur d'érosivité des pluies (MJ. mm/ha.h.an) relatif aux conditions climatiques responsables de l'érosion hydrique. Cet indice correspond à l'énergie cinétique des pluies que multiplie l'intensité maximale des pluies pour une durée de 30 min.

K = facteur d'érodibilité du sol (t.ha.h/ha.MJ.mm) exprimant la vulnérabilité du sol à être érodé par les pluies. Cet indice est fonction de la matière organique, de la texture et de la perméabilité du sol.

C = facteur caractérisant le couvert végétal (adimensionnel) exprimant l'influence des pratiques agricoles et du couvert sur l'érosion hydrique.

LS = facteur de déclivité représentant l'effet mutuel de la longueur et l'inclinaison de la pente sur les pertes en terre (adimensionnel)

P = facteur de conservation (adimensionnel) correspondant à l'effet des aménagements antiérosifs sur l'érosion.

Dans le cadre de ce stage, afin d'évaluer le SES relatif à la régulation de l'érosion, la méthodologie précédemment expliquée a été appliquée sur des données issues des bases de données européennes (ESDAC = European Soil Data Center) (Panagos et al., 2015). Ces données englobent 5 variables environnementales caractéristiques du modèle RUSLE : le facteur d'érodibilité de sol K , l'indice d'érosivité des pluies R , le coefficient caractérisant le couvert végétal C , le facteur de pratiques agricoles P et finalement le facteur morphologique caractérisant la longueur et l'intensité de la pente LS .

En outre, afin d'évaluer la fiabilité des informations utilisées, les différents facteurs K , C et LS ont été mesurés sur le terrain (Tableau 1), puis comparés aux données issues de l'ESDAC en s'appuyant sur des coefficients statistiques tels que le coefficient de corrélation universel R^2 et le coefficient d'erreur quadratique moyenne RMSE (Root Mean Square Error)

Tableau 1: Les paramètres du modèle RUSLE

| Paramètre | Méthode d'estimation |
|---|--|
| <p>K : l'érodibilité du sol en (t ha h/haMJ mm) (Panagos et al. ; 2014)</p> | <p>$K = [(2.1 * 10^{-4} * M^{1.14} * (12 - OM) + 3.25 (s-2) 2.25 * (p-3)) / 100] * 0.1317$ Avec : M = facteur de la texture $M = (m_{silt} + m_{vfs}) * (100 - m_c)$ m_c [%] : teneur en argiles (<0.002 mm) m_{silt} [%] : teneur en limons (0.002-0.05 mm) m_{vfs} [%] : teneur en sables fins (0.05-0.1 mm) OM [%] : teneur en matière organique S : classe de la texture (s=1 : granulométrie très fine, s=2 : granulométrie fine, s=3 : granulométrie moyenne, s=4 : granulométrie en bloc) P : classe de la perméabilité (p=1 : très rapide, ..., p=6 : très lente)</p> |
| <p>C : couvert végétal (Panagos et al. ; 2015)</p> | <p>Pour les terres cultivées : C terre arable = C cultures x C pratiques agricoles C cultures (=0.2 pour céréales, =0.38 pour maïs) C pratiques agricoles = C travail du sol x C résidus x C couvert C travail du sol = (1 : labour conventionnel, 0.35 : travail de conservation et 0.25 : absence de travail du sol) C résidus = $1 * (0.88 * F_{résidus}) + (1 - F_{résidus})$ F résidus : fraction du sol couvert par les résidus végétaux [0 : 1] C couvert = $1 * (0.88 * F_{cultures}) + (1 - F_{cultures})$ F cultures : fraction du sol couvert par les cultures en place [0 : 1] Pour les prairies et les forêts : C terre non arable = Min (C_OS) + Variation (C_OS) x (1 - F couvert) Min (C_OS) : facteur C associé à chaque type d'occupation du sol Variation C_OS : la gamme de variation du facteur C associé à chaque type d'occupation du sol F couvert : fraction du sol couvert par la végétation en place</p> |
| <p>LS : longueur et intensité de la pente (Panagos et al. ; 2015)</p> | <p>$L = \left(\frac{\gamma}{22.13}\right)^m$ Avec (m=0.5 si $\alpha < 5\%$, m=0.4 si $3\% \leq \alpha \leq 4\%$, m=0.3 si $1\% \leq \alpha \leq 3\%$) γ = longueur de la pente (m) et α = pente S = 10.8 x sin α, si $\alpha < 9\%$ S = 16.8 x sin α, si $\alpha \geq 9\%$</p> |

2.2. Présentation du site d'étude

2.2.1. Le bassin versant de Pleine-Fougères

La zone d'étude retenue est le site atelier de Pleine-Fougères, situé dans le nord du département Ille-et-Vilaine et au sud de la baie de Mont-Saint-Michel. Ce site fait partie de la zone-atelier Armorique classée comme observatoire de recherche de longue durée en domaine de l'environnement nommé LTER-Europe (European Long-Term Ecosystem Research Network). Il présente une superficie totale de 1000 ha et s'étend sur trois communes : Pleine Fougères, Vieux Viel et Trans-la-Forêt. Par ailleurs, le site retenu présente l'intérêt d'être bien documenté et de présenter une grande diversité de l'occupation du sol, des systèmes de production et des aménagements du paysage (Figure 2).

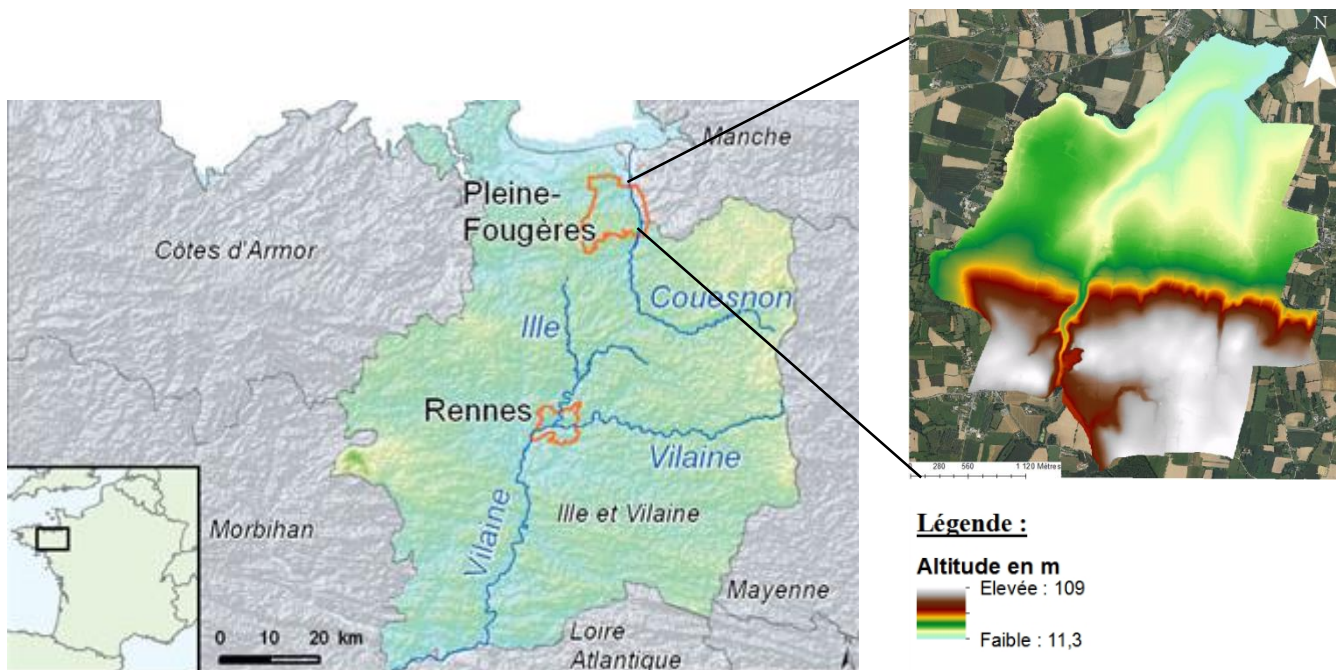


Figure 2 : Localisation et topographie du site atelier de Pleine-Fougères

2.2.2. Le contexte climatique

Le contexte climatique du site atelier de Pleine-Fougère est marqué par un climat océanique tempéré, caractérisé par de faibles amplitudes thermiques avec des hivers doux et des étés frais. Sur l'année, la température moyenne est de 11,3 °C et les précipitations moyennes sont de l'ordre de 738 mm (Figure 3).

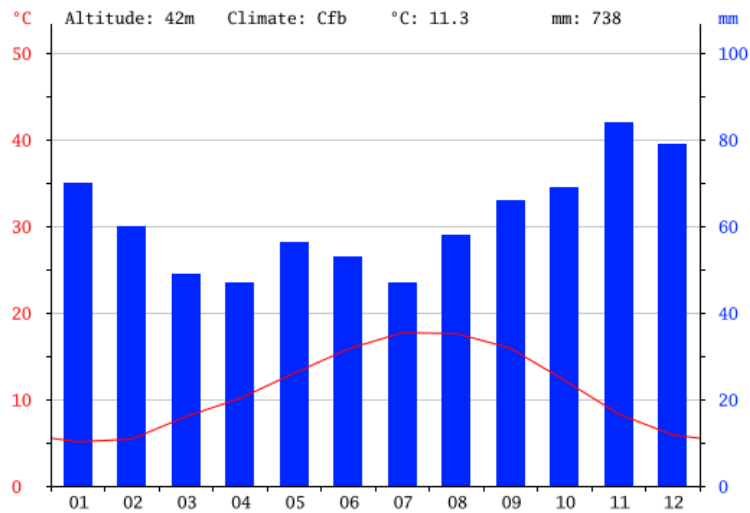


Figure 3 : Diagramme ombrothermique de la région de Pleine-Fougères

2.2.3. Contexte géologique

La géologie du site d'étude est issue de l'intrusion d'un pluton granodioritique dans des ensembles sédimentaires du Briovérien. Cet événement géologique est marqué par l'affleurement : au sud des structures de cornéennes et de schistes tachetés (sédiments briovériens ayant été transformés suite au métamorphisme de contact des granodiorites) et au nord de schistes briovériens encaissants (Figure 4).

Des dépôts quaternaires correspondant à des formations limono-loessiques et des formations d'alluvions fluviales récentes recouvrent souvent les principaux matériaux parentaux de ce site (Lacoste, 2012).

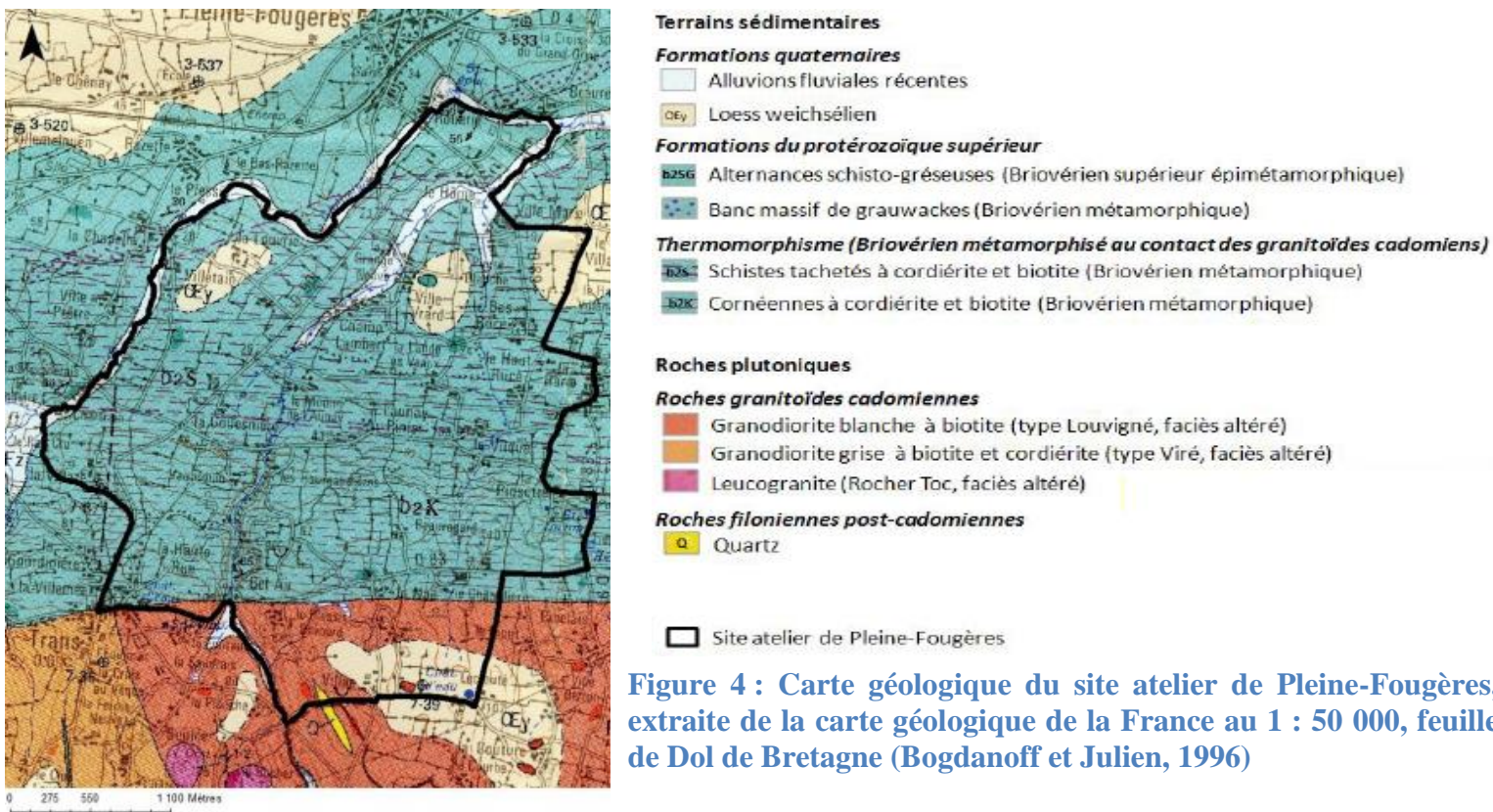


Figure 4 : Carte géologique du site atelier de Pleine-Fougères, extraite de la carte géologique de la France au 1 : 50 000, feuille de Dol de Bretagne (Bogdanoff et Julien, 1996)

2.2.4. Variabilité de la couverture pédologique

La reconnaissance des sols sur les bassins versants du site atelier de Pleine-Fougères a été réalisée en 2009, par des sondages à la tarière et à l'aide d'une carotteuse hydraulique, dans le cadre de la thèse de Marine Lacoste (2012).

Les sols des versants sont développés sur des substrats géologiques plus moins altérés de différentes origines (granite, cornéenne et schiste). Selon la nomenclature du Référentiel pédologique (2008), les types de sols les plus répandus sur le site d'étude sont majoritairement des Brunisols, Néoluviosols, Rankosols, Colluviosols et Fluviosols (Figure 4). Les profondeurs associées varient de 17 cm à 550 cm : les sols les plus épais sont développés sur des limons éoliens ou des alluvions et les sols les moins épais sont développés sur cornéenne (Lacoste, 2012).

Ces sols présentent souvent une texture limoneuse et une forte teneur en matière organique (2 à 4%) jusqu'à 50 cm.

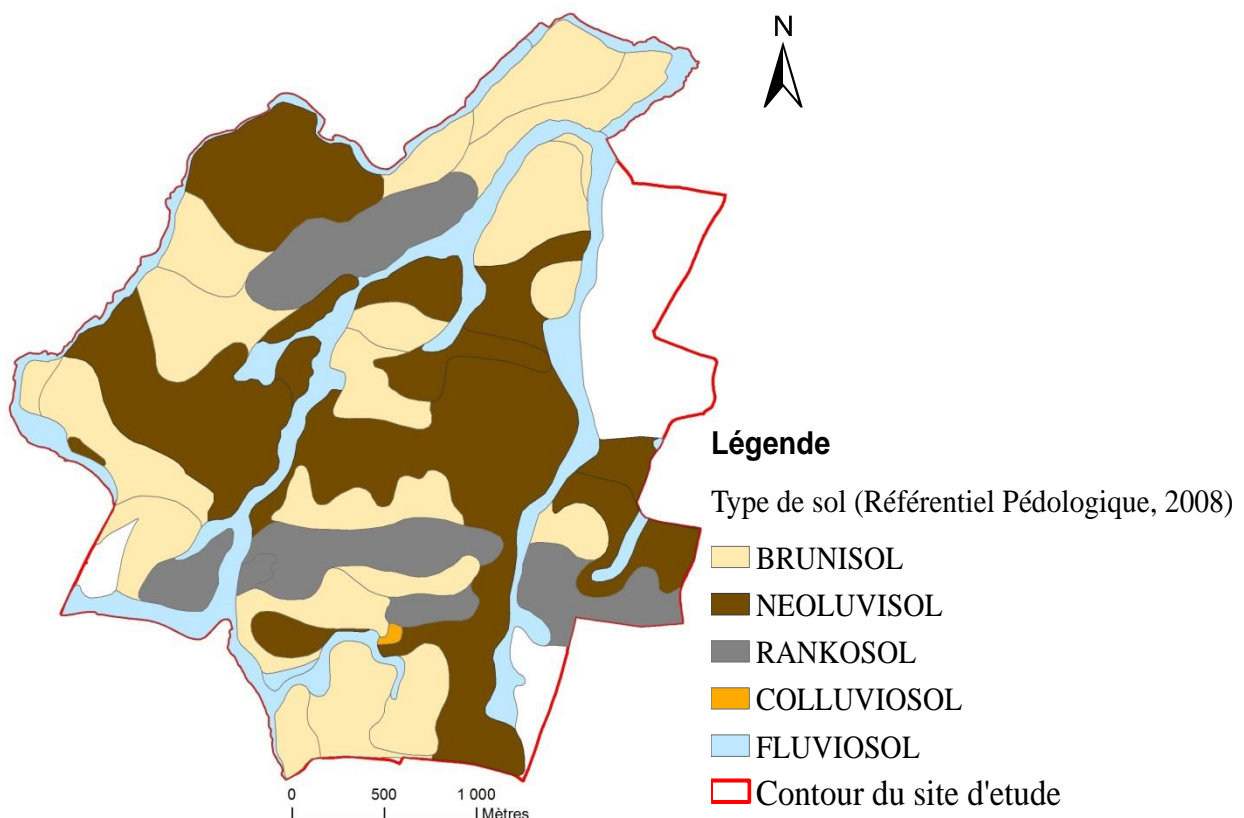


Figure 5 : Représentation spatiale des types de sols sur le site de Pleine –Fougères
(Walter, comm.Pers)

2.3. Campagnes de mesures

2.3.1. Campagne de terrain 2009

Une campagne de terrain a été menée en 2009 dans le cadre du projet ANR Landsoil. Ce projet porte sur l'analyse de l'évolution des sols à différentes échelles temporelles en anticipant différents scénarios de changements climatiques et de changements de structures paysagères. Parmi les objectifs de ce projet, on note la quantification et la modélisation des stocks de carbone dans les sols du site atelier de Pleine-Fougères. Pour ce faire, un échantillonnage de 70 points, défini à l'aide d'une méthode dite en hypercube latin conditionnée, a été réalisé sur l'ensemble de la zone d'étude pour calibrer le modèle établi. Il s'agit d'une méthode d'échantillonnage innovante permettant d'appréhender la diversité naturelle et la structure paysagère du site d'étude. L'approche mise en œuvre présente l'intérêt de couvrir l'ensemble de la gamme de variation de chaque variable géophysique tout en stratifiant de façon optimale les distributions marginales (Minasny et McBratney., 2006 ; Minasny et McBratney., 2007).

D'autre part, les sondages pédologiques et les analyses du sol réalisés, ont permis une caractérisation fine de certaines variables d'intérêt à savoir la texture, l'épaisseur des sols, l'organisation des horizons, l'hydromorphie, la teneur en carbone organique (C), la densité apparente et les charges en éléments grossiers. Une partie de ces données et de ces analyses est utilisée dans la présente étude.

2.3.2. Campagne d'échantillonnage 2016

Dans le cadre du stage, une campagne de mesures sur le terrain du site atelier de Pleine-Fougères a eu lieu du 14 au 19 avril 2016, avec la participation de l'équipe encadrante. Cette campagne avait comme premier objectif une caractérisation fine des sols par interprétation des sondages pédologiques réalisés et mesure des propriétés relatives à la densité apparente et la teneur en carbone. Les échantillons de sol prélevés, après traitement en laboratoire, ont permis d'étudier l'évolution des stocks de carbone dans les sols depuis 2009 et d'évaluer ainsi le SE relatif à la régulation du climat.

Le deuxième objectif concerne l'acquisition d'un panel de variables environnementales à l'échelle de chaque parcelle agricole prospectée. Ces données sont indispensables à l'évaluation du SE de la régulation de l'érosion et à l'estimation de la fiabilité des données relatives au modèle RUSLE extraites de l'ESDAC. Ce bouquet de variables rassemble principalement : le sens de travail de sol, le sens d'écoulement de l'eau, le type de travail de

sol (travail de conservation, labour superficiel, labour conventionnel), le pourcentage de sol couvert par les cultures, le pourcentage de sol couvert par les résidus végétaux et les aménagements de conservation des sols mis en place (bandes enherbées, haie continue ou discontinue avec ou sans talus).

2.3.3. Elaboration du plan d'échantillonnage 2016

La sélection des points d'échantillonnages s'est basée sur les travaux de Lacoste (2012). Au total 64 points (Figure 6) parmi 70 points, choisis en 2009 par hypercube latin, ont été sélectionnés à nouveau pour établir notre plan d'échantillonnage. Le principe de simplification consiste à supprimer tous les points situés en dehors de la zone d'étude et les points situés dans des parcelles non accessibles ou récemment anthropisées.

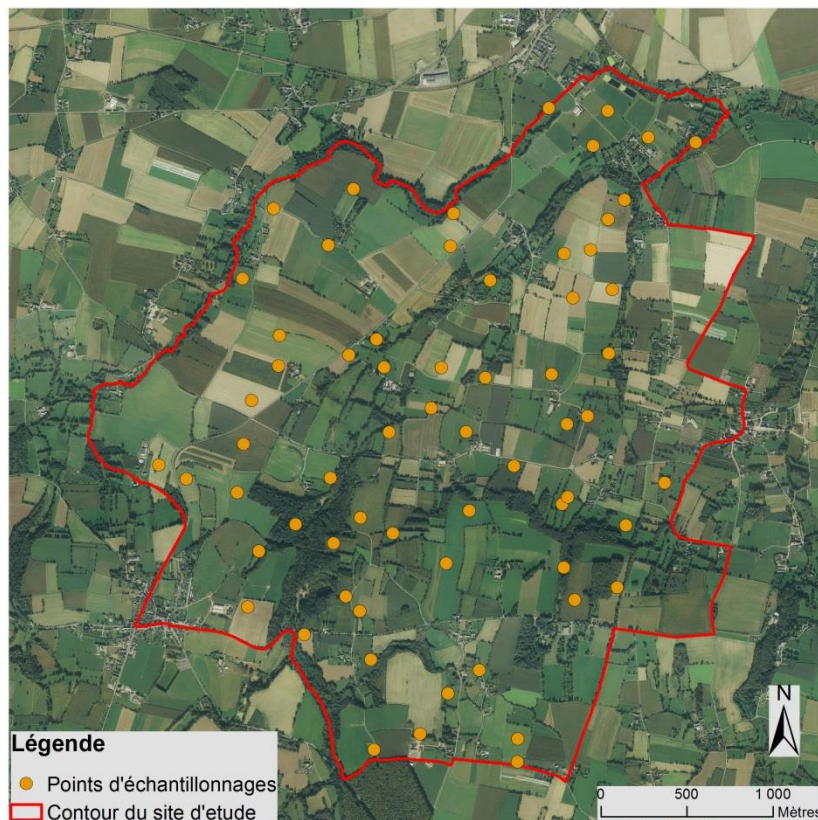


Figure 6 : Plan d'échantillonnage 2016 (64 points)

2.4. Protocoles suivis

2.4.1. Sondages pédologiques

Sur le terrain, les points d'échantillonnages ont été géo-localisés à l'aide d'un GPS Trimble de 3 m de précision. Sur l'ensemble des 64 points, des sondages à la tarière hélicoïdale ont été réalisés pour décrire les sols. Cette méthode nous a permis de déterminer la succession des

horizons, la profondeur d'apparition des taches d'hydromorphie et les estimations au toucher de la texture des différents horizons successifs du sol.

La description de ces profils est faite en s'appuyant sur des fiches propres à chaque point contenant les informations pédologiques relevées en 2009 et des fiches standards révisées pour la description pédologique des sols.

2.4.2. Prélèvements de sol pour analyses carbone et densités apparentes

Pour effectuer ces prélèvements, on s'est basé sur les profondeurs prospectées en 2009. Les horizons échantillonnés sont donc : 0-7,5 cm, 7,5-15 cm, 15-30 et 30-45 cm. Pour les prairies temporaires et les terres labourées, les deux premières couches ont été mutualisées, car les horizons de surfaces pour ces occupations du sol sont considérées homogènes.

Les échantillons dédiés aux analyses des teneurs en carbone organique, ont été prélevés à l'aide d'une tarière hélicoïdale. Chaque échantillon résulte de 4 prélèvements distants de 1 mètre (Figure 7). Les échantillons composites ont été homogénéisés et quartés pour obtenir un échantillon représentatif du point de prélèvement et atténuer la variabilité locale (Figure 8).

Concernant les prélèvements dédiés aux mesures de densités apparentes, des masses de terre aux différentes profondeurs prospectées, ont été prélevés à l'aide d'une tarière à mât racinaire permettant de prélever des carottes non remaniées de 8x15 cm, soit un volume total de 754cm³. Les deux premières couches n'étaient pas différenciées en prairies et en terres labourées. Sur 10 points, situés principalement dans la partie nord du site d'étude, 3 autres répétitions ont été réalisées pour le calcul des incertitudes liées à l'effet opérateur (prélèvement et découpage des échantillons) et à la variabilité spatiale.

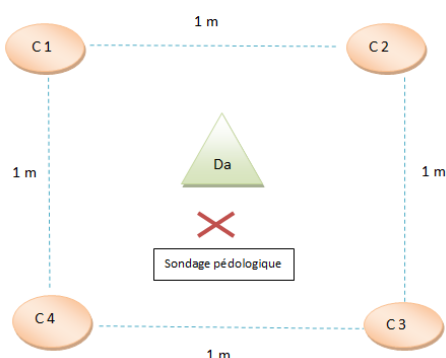


Figure 7 : Stratégie d'échantillonnage adoptée



Figure 8 : Photographie du quartage des échantillons

2.4.3. Traitements des échantillons en laboratoire

Les 256 échantillons collectés pour les analyses des teneurs en carbone ont été séchés à l'air sec pendant plusieurs jours. Une fois secs, ils sont tamisés à 2 mm puis broyés à l'aide d'un broyeur planétaire. Environ 50 mg de sol tamisé broyé sont utilisés pour la détermination des teneurs en carbone organique. Les analyses de carbone et azote totaux ont été réalisées, par le laboratoire du pôle analytique de l'UMR SAS, sur un analyseur élémentaire de type CHN (Thermo Finnigan EA 112) selon la norme NF ISO 10694.

Concernant les échantillons dédiés à la mesure de densités apparentes, environ 286 échantillons de sol ont été prélevés sur toute la zone d'étude suivant la stratégie d'échantillonnage expliquée précédemment. Afin d'optimiser le temps consacré aux traitements de ces échantillons en laboratoire et en se basant sur les données de 2009 disponibles nous avons choisi de :

- Mesurer les charges en cailloux des échantillons prélevés en 2016 si les échantillons prélevés, aux mêmes endroits et aux mêmes profondeurs, en 2009 présentent des charges volumique et massique en cailloux supérieures à 10 %.
- Mesurer les charges volumique et massique en éléments grossiers de tous les échantillons de 2016 ayant une densité apparente supérieure à 1.4 g/cm³.
- En-deçà, d'utiliser les mêmes pourcentages volumique et massique de cailloux pour le calcul des densités apparentes des échantillons de 2016.

Avec ces règles la mesure de la densité de la terre fine n'a concerné que 140 échantillons dont 30 échantillons sont des répétitions. Il s'agit d'exprimer la masse volumique réelle du sol déterminée par la soustraction du poids et du volume des éléments grossiers du poids et du volume totaux. La masse des cailloux est déterminée par pesée des éléments grossiers lavés et le volume associé est déterminé par déplacement du volume d'eau dans une burette graduée.

2.5. Méthodes de spatialisation et de croisement des SESs retenus

2.5.1. Cartographie du SE de régulation du climat

Dans notre étude, la cartographie de l'indicateur associé à la régulation du climat est réalisée par deux méthodes différentes. La première consiste à spatialiser l'indicateur d'intérêt selon l'occupation du sol alors que la deuxième vise à développer un modèle statistique permettant de prédire l'indicateur à chaque pixel de la zone d'étude

2.5.1.1. Cartographie selon l'occupation du sol de 2015

Cette approche suppose que l'occupation du sol est le seul facteur explicatif de la variation spatiale du potentiel de stockage de carbone dans les sols (D. Crossman et *al.*, 2013). Pour l'essentiel, cette technique vise à discriminer les types d'occupation de sol selon leur potentiel de séquestration de carbone. Il s'agit donc d'attribuer à chaque type d'occupation du sol la valeur de l'indicateur (Eigenbrod et *al.*, 2010 ; Fisher et *al.*, 2011), déterminée par la médiane des différences ponctuelles des stocks de carbone + l'erreur standard correspondant à son écart type, issu de la simulation de Monte Carlo. Ainsi, cette méthodologie a été appliquée sur l'occupation du sol de Pleine de Fougères en 2015, définies par 5 couvertures végétales à savoir les céréales, les maïs, les prairies, les surfaces boisées et autres cultures.

2.5.1.2. Cartographie numérique par apprentissage au moyen d'une forêt d'arbre de régression (Random Forest)

Cette approche consiste à spatialiser l'indicateur considéré à l'aide d'un modèle statistique qui met en relation l'indicateur et les variables potentiellement explicatives de sa distribution spatiale (Le Clec'h et *al.*, 2016, Grinand., 2010). Ces variables englobent essentiellement :

- Des données d'occupation du sol depuis l'année 2009 issues des cartes d'occupation du sol existantes et produites à partir des imageries satellitaires avec validation terrain.
- Des informations relatives à la topographie (altitude, pente et indice de Beven) provenant du traitement du MNT IGN à 50 m de résolution.
- Des données pédologiques (la nature du substrat géologique, le type et l'épaisseur du sol et la profondeur d'apparition de l'hydromorphie) dérivées d'une carte pédologique réalisée selon le code 4 critères et des règles d'experts (Lacoste., 2012).
- Des données relatives à la texture du sol associées aux teneurs en limons, sables et argiles, spatialisées, par la méthode géostatistique de krigeage ordinaire, sur l'ensemble du site d'étude.

Pour la modélisation, on s'est appuyé sur la méthode d'apprentissage au moyen d'une forêt d'arbres de régression à l'aide du package Random Forest disponible sur le logiciel R (Liaw et Wiener., 2002) à partir des 64 points échantillonnés, constituant un jeu de calibration du modèle. Le principe de cette méthode consiste à créer un grand nombre d'arbre de décision (valeur par défaut N=500) construits chacun d'un sous-ensemble du jeu de données principal. Chaque règle de décision est établie à chaque nœud avec un sous ensemble de variables tirées au hasard. Ainsi le modèle développé nommée « RF » se présente comme suit :

$$\text{SES-CLI (Xi)} = \text{RF (Z (Xi), P (Xi), IB (Xi), OS (Xi, 2009...2015), IPs (Xi))}$$

Où, SES-CLI (Xi) est l'indicateur de régulation du climat à prédire (t/ha/an)

Xi est un point géographique quelconque de la zone d'étude, Z (Xi) est l'altitude (m)

P(Xi) est la pente (%), IB (Xi) est l'indice de Beven, OS (Xi, 2009...2015) est la trajectoire d'occupation du sol depuis 2009 et les IPs (Xi) sont les informations pédologiques correspondantes au substrat géologique, type, épaisseur et texture du sol et la profondeur d'apparition des taches d'hydromorphie. Par ailleurs, l'importance de chaque variable dans la construction du modèle RF, est estimée à partir du jeu de calibration utilisé et la qualité prédictive du modèle développé est jugée par des paramètres statistiques, obtenus par validation croisée, à savoir le coefficient de détermination R^2 (Eq 3) et le coefficient d'erreur quadratique moyenne (RMSE) (Eq 4) (Le Clec'h et *al.*, 2016 ; Grinand., 2010).

$$R^2(SE) = \frac{\sum_{i=1}^n (SEp - SEmoy)^2}{\sum_{i=1}^n (SEm - SEmoy)^2} \quad \text{Eq 3}$$

Où SEp = le SES-CLI prédit

SEm = le SES-CLI mesuré

$$RMSE(SE) = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (SEp - SEm)^2} \quad \text{Eq 4}$$

SE moy = le SE-CLI moyen

RMSE en (t/ha/an)

2.5.2. Cartographie du SE de régulation de l'érosion

La modélisation RUSLE s'appuie sur une fonction multiplicative faisant intervenir la combinaison spatiale des paramètres relatifs à l'agressivité des pluies via le facteur R et la résistance du milieu via les facteurs C, K, LS et P (Fu et *al.*, 2015). Ces données sont extraites des bases de données européennes sous forme des couches d'informations spatiales, adaptées pour l'analyse multifactorielle, appelées raster (Tableau 2). La modélisation et la manipulation de toutes les informations spatiales sont faites à l'aide du système d'information géographique le logiciel ArcGis version 10.3.1.

Tableau 2: Résolution des données raster utilisées (Panagos *et al.*, 2015)

| Raster associé au facteur | Taille du pixel |
|---------------------------|-----------------|
| LS | 25 m |
| C | 100 m |
| P | 100 m |
| R | 500 m |
| K | 500 m |

Afin d'homogénéiser l'ensemble des données utilisées, on a choisi d'exprimer tous les facteurs explicatifs de l'érosion par une maille identique de 25 m de côté. Cette phase de ré-échantillonnage a permis de mettre en cohérence toutes les informations spatiales disponibles.

Par ailleurs, le croisement des couches spatiales relatives aux coefficients K, R et LS a permis d'évaluer l'érosion potentielle sur toute la zone d'étude. De même, le croisement des couches d'informations exprimant tous les paramètres de l'équation RUSLE a permis d'évaluer l'érosion annuelle sur l'ensemble du site atelier de Pleine-Fougères. En soustrayant le raster présentant l'érosion annuelle du raster exprimant l'érosion potentielle, on a obtenu la distribution spatiale de l'indicateur caractérisant la régulation de l'érosion exprimé à l'échelle de chaque pixel de 25 m de résolution.

2.5.3. La méthode de croisement des SESs étudiés

La compréhension des interrelations entre les services écosystémiques est nécessaire pour faire des services écosystémiques un outil de gestion et de diagnostic (De Groot *et al.*, 2010). Afin d'évaluer les relations de synergie et d'antagonisme entre les SES étudiés, on s'est basé sur l'approche de normalisation en scores (Wu *et al.*, 2013 ; Calzolari *et al.*, 2016). Elle consiste à normaliser l'indicateur du SES par la soustraction au sein de chaque pixel de la valeur minimale observée sur toute la zone d'étude, puis de diviser cette différence par la marge de variation maximale.

$$X'i = (Xi - X min) / (X max - X min) \quad \text{Eq 5}$$

Avec $X'i$ la valeur normalisée de chaque indicateur du SES [0-1], Xi la valeur de l'indicateur avant normalisation, $X max$ et $X min$ sont respectivement la valeur maximale et la valeur minimale de l'indicateur enregistrées sur l'ensemble du site d'étude. La formule de l'Eq 5, donne une grande importance aux valeurs élevées de l'indicateur (les valeurs nettement

supérieures à 0). De plus, les valeurs plus faibles, proches de 0, ne signifient pas que le SE n'est pas rendu mais qu'il correspond aux plus faibles valeurs enregistrées sur la zone d'étude.

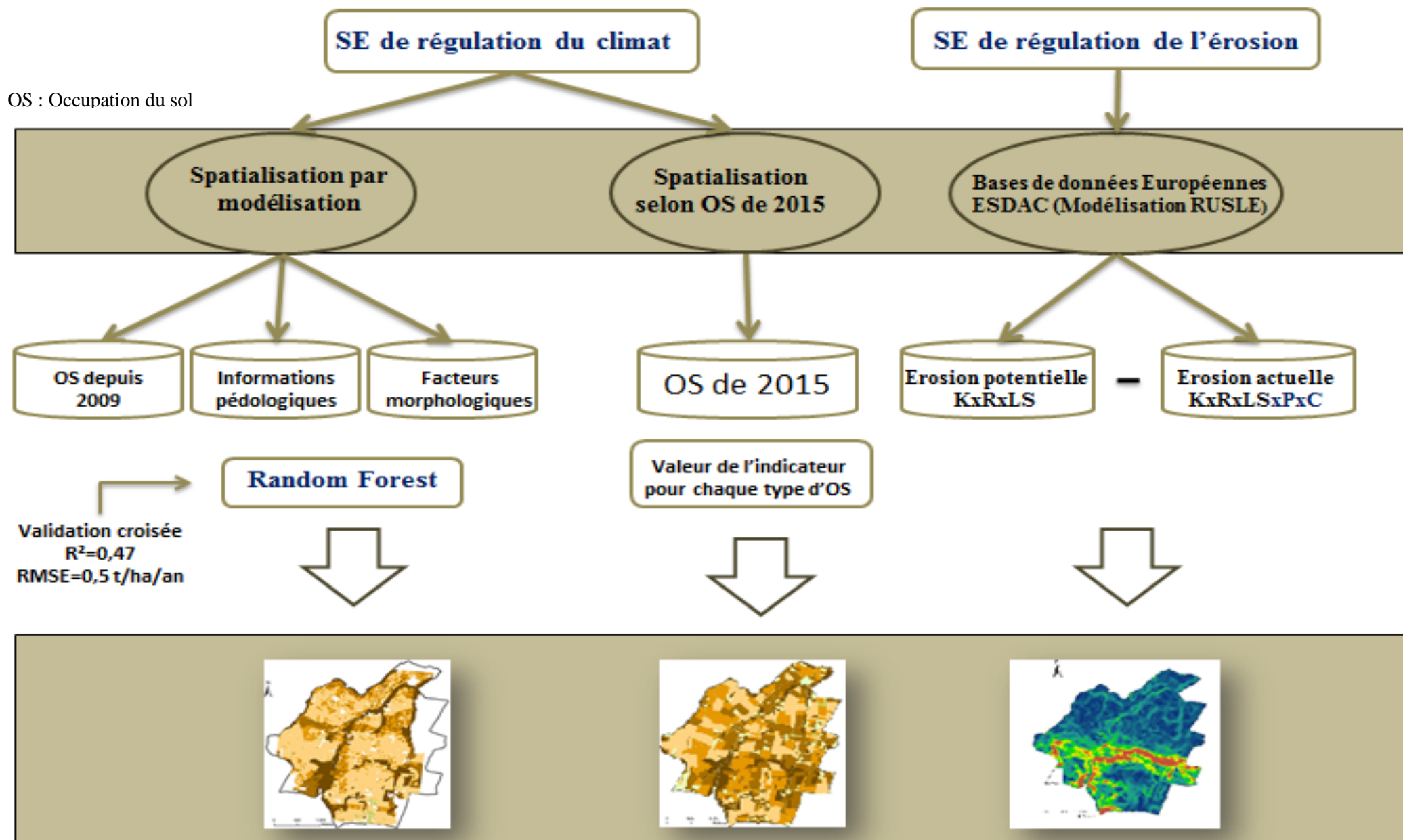
Ensuite, l'analyse du graphique (Figure 26), représentant les valeurs normalisées des indicateurs retenus, a permis de distinguer 3 domaines d'influence (Larondelle *et al.*, 2014). Pour les caractériser, on a fixé 2 seuils ($\alpha=0.3$ et $\beta=0.6$), soit 3 intervalles définissant 3 modalités de fourniture des SESs : Moyen, Fort et Très fort (Tableau 3). On note également que la modalité « faible » n'était pas définie, puisqu'elle exprime généralement un dys-service ou des valeurs nulles. Or ce n'était pas le cas dans notre étude.

Tableau 3: Le croisement des modalités de fourniture des

| | | Régulation de l'érosion | | |
|-------------------------|-----------------|-------------------------|---------------|-----------------|
| | | Moyen (+) | Fort (++) | Très fort (+++) |
| Régulation du climat | Moyen (+) | (+) / (+) | (+) / (++) | (+) / (+++) |
| | Fort (++) | (++) / (+) | (++) / (++) | (++) / (+++) |
| | Très fort (+++) | (+++) / (+) | (+++) / (++) | (+++) / (+++) |

Avec : Moyen : $0 \leq X'i \leq \alpha$ Fort : $\alpha \leq X'i \leq \beta$ Très fort : $X'i \geq \beta$

Schéma général de la méthodologie de spatialisation de 2 SES étudiés



3. Résultats

Les différentes méthodes mises en œuvre, ont permis de quantifier et spatialiser les SESs étudiés sur le site atelier de Pleine-Fougères. Les premiers résultats délivrés englobent la caractérisation des paramètres mesurés au laboratoire et l'évaluation des stocks de carbone, du SE associé et les différents facteurs explicatifs de leur évolution.

La deuxième partie, concerne l'évaluation du SE relatif à la régulation de l'érosion et les résultats cartographiques représentant les distributions spatiales des indicateurs retenus ainsi que leurs éventuelles interactions.

3.1. Densité apparente

La comparaison diachronique des densités apparentes des échantillons de sol prélevés aux différentes profondeurs, montre une forte variabilité en surface et une quasi-stabilité en profondeur (Figure 9).

La densité apparente actuelle varie entre 0,58 et 1,58 ($\pm 0,06$) pour les horizons organo-minérales de surface et elle affiche une diminution moyenne d'environ 0,12 par rapport à 2009. Pour les horizons les plus profonds (30 à 45 cm), cette variable oscille entre 1,1 et 1,62 ($\pm 0,04$) avec une légère augmentation d'environ 0,015. On note également que les incertitudes liées à la mesure de densités apparentes, issues de la simulation de Monte Carlo, sont plus fortes en surfaces qu'en profondeur. En effet, dans 0-30 cm, l'incertitude est estimée à 0,06 et elle est de l'ordre de 0,04 dans 30-45 cm de sol, soit une diminution de 33%.

Par ailleurs, la variabilité des densités apparentes est plus marquée sous céréales et maïs. En effet, une diminution notable de la densité apparente sur les 30 premiers cm de sol et une légère augmentation en profondeur caractérisent ces occupations du sol. Par conséquent, entre les deux dates, le sol est devenu plus léger en surface et plus compact en profondeur.

3.2. Teneurs en carbone organique

Les résultats des analyses de teneurs en carbone organique des échantillons de sol prélevés mettent en évidence une variabilité selon l'occupation du sol et la profondeur d'échantillonnage. En effet, sous prairies, ces teneurs varient entre 10 et 90 g/kg (‰) sur 0-30 cm et elles ne dépassent pas 27‰ dans les horizons 30-45 cm. Sous les terres cultivées, la gamme des teneurs est comprise entre 10 et 30 ‰ dans les horizons de surface et entre 5 et 15 ‰ dans 30-45 cm de sol.

De plus, la figure 10, montre que pour toutes les profondeurs d'échantillonnages, les teneurs mesurées en 2016 sont souvent plus élevées que les teneurs déterminées, aux mêmes points, en 2009. Ceci s'observe également en analysant les résultats du test de Student apparié ($p=0,05$) (Virto *et al.*, 2012) présentés dans le tableau 4. En effet, pour toutes les profondeurs prospectées, le test de Student est significatif puisque les p . values sont inférieures à 5%. De ce fait, les teneurs en carbone mesurées en 2016 sont significativement différentes des teneurs mesurées en 2009.

Par ailleurs, les prairies et plus précisément celles occupées par des sols hydromorphes enregistrent des teneurs plus fortes dépassant parfois 90 %. Ces zones sont principalement proches des cours d'eau et sont souvent exploitées en pâturage. De plus, les prairies récemment retournés en terres cultivées, présentent également des fortes teneurs en carbone plus marquées en profondeurs.

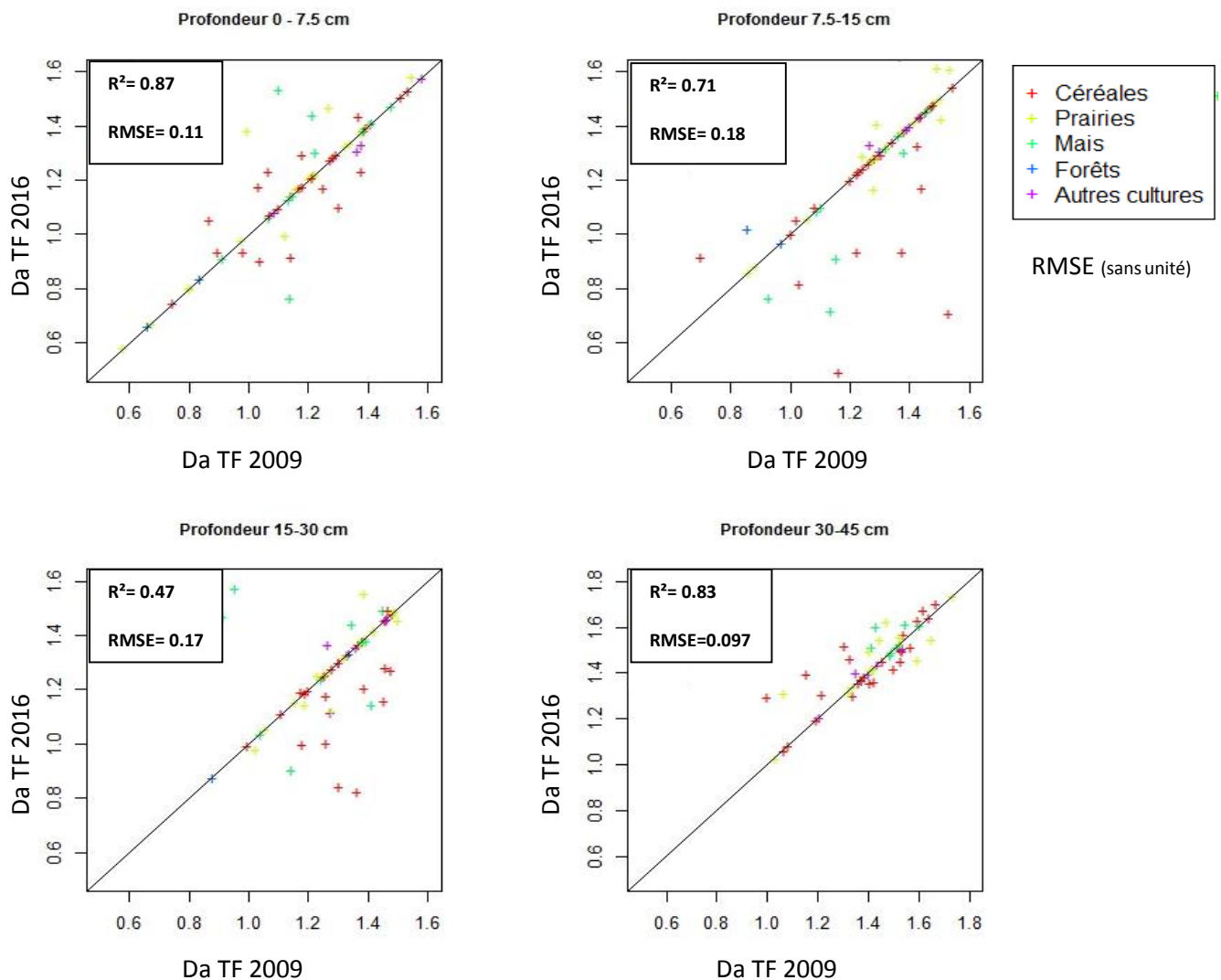


Figure 9: Représentation de la Da_{TF} de 2016 en fonction de celles de 2009 pour chaque profondeur de prélèvement

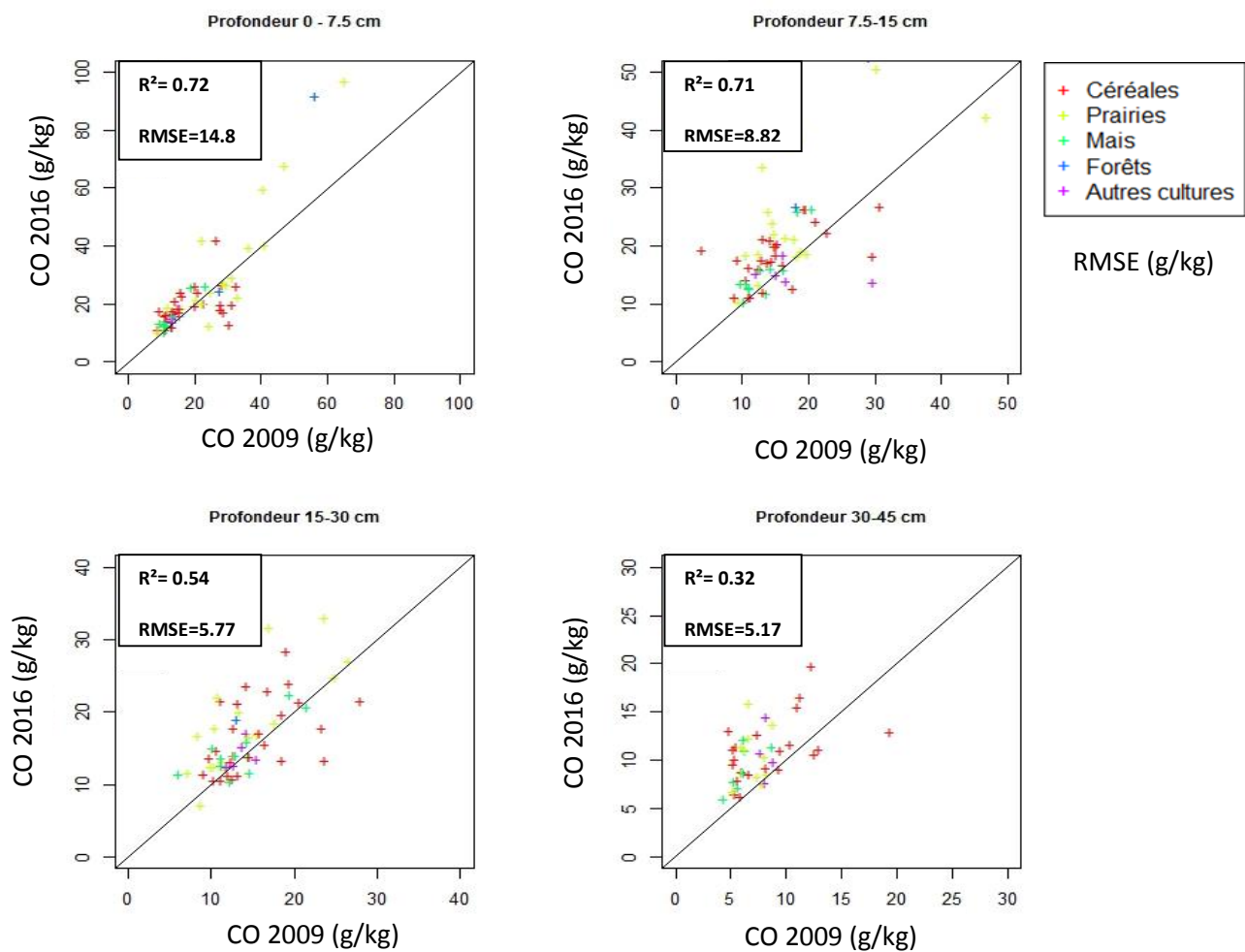


Figure 10 : Représentation des teneurs en CO de 2016 en fonction de celles de 2009 pour chaque profondeur de prélèvement

Tableau 4: Résultats de test de Student apparié ($p=0,05$) mené sur les teneurs en carbone organique 2009 et 2016

| Profondeur (cm) | p. value |
|-----------------|-----------|
| 0 – 7,5 | 0,03 |
| 7,5 - 15 | 8,977e-05 |
| 15 - 30 | 0.0003 |
| 30 - 45 | 2.733e-06 |

3.3. Les stocks de carbone organique

D'après la figure 11, la comparaison des stocks de carbone organique contenus dans les masses de terre minérale sur la période 2009-2016, met en évidence un accroissement significatif des stocks de carbone dans les sols. En effet, en 2009, ce stock est estimé à $2,5 (\pm 0,02)$ kg/m² dans 150 kg/m² de terre minérale, et il atteint $2,9 (\pm 0,06)$ kg/m² en 2016, soit une augmentation d'environ 16 % en 7 ans.

La même tendance est observée en exprimant le stock dans 300 kg de terre minérale (30 cm de sol). En 2009, la médiane de ce stock est équivalente à $4,8 (\pm 0,04)$ kg/m² et elle atteint $5,8 (\pm 0,08)$ kg/m² en 2016, soit une augmentation de 20 % entre les deux dates.

En outre, l'analyse des incertitudes issues de la simulation de Monte Carlo, montre que les stocks de carbone contenus dans 300 kg de terre minérale présentent, pendant les 2 périodes, des incertitudes plus fortes que ceux exprimés dans 150 kg de terre minérale. On note également que les incertitudes déterminées en 2016 sont nettement plus fortes que celles estimées en 2009. Par exemple, ces erreurs sont de l'ordre de 0,04 kg/m² pour les stocks de carbone contenus dans 300kg/m² de terre minérale en 2009, et elles atteignent 0,08 en 2016, soit une multiplication par un facteur de 2.

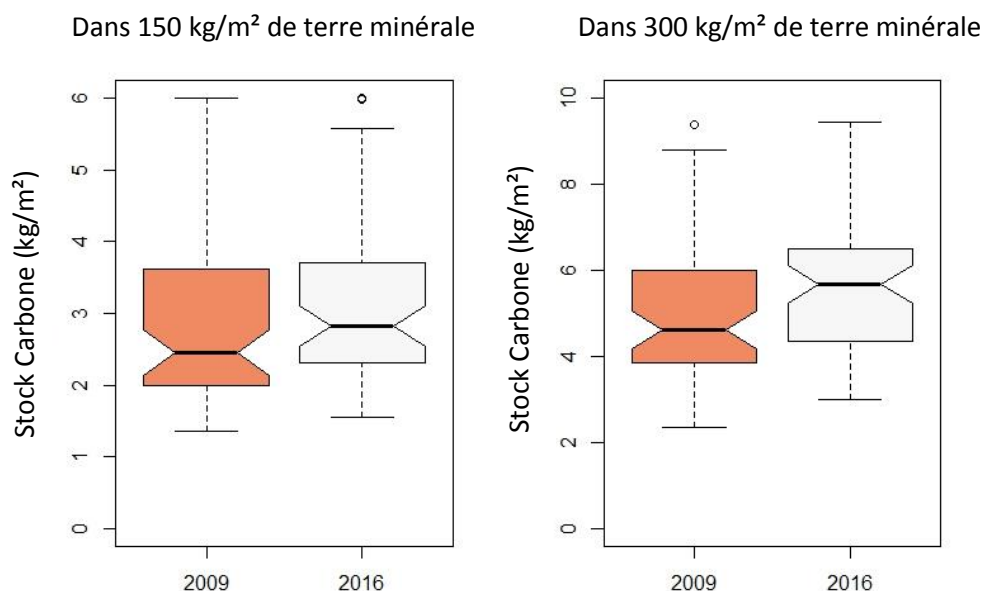


Figure 11 : Les stocks de carbone contenus dans les masses de terre minérale entre les deux dates

La représentation des stocks de carbone contenus dans 300 kg/m² de terre minérale par type d'occupation de sol (Figure 12), montre que les forêts et les prairies présentent les valeurs les plus élevées sur toute la période 2009-2016. Aussi, une grande variabilité de distribution des stocks actuels distingue ces occupations de sols.

Pour les prairies, la médiane des stocks est de l'ordre de 6 (± 0,25) kg/m² en 2016 contre 5,4 (± 0,11) kg/m² déterminée en 2009. Pour l'essentiel, ce sont les prairies occupées par des sols hydromorphes qui enregistrent les valeurs les plus élevées. D'autre part, les forêts sont caractérisées par un fort potentiel de séquestration de carbone. Ceci est confirmé par l'analyse diachronique des stocks observés : on passe de 6,2 (± 0,4) kg/m² en 2009 à 9 (± 0,25) kg/m² en 2016, soit un stockage d'environ 3 kg/m² en 7 ans.

En revanche, les étendues de variation des stocks de carbone caractérisant les terres cultivées sont quasi-stables entre les 2 dates de prélèvement. Sous maïs, on note une légère augmentation du stock d'environ 0,2 kg/m² et sous céréales, la médiane des stocks est estimée à 4,5 (± 0,06) kg/m² en 2009 et elle atteint 5,2 (± 0,1) kg/m² en 2016.

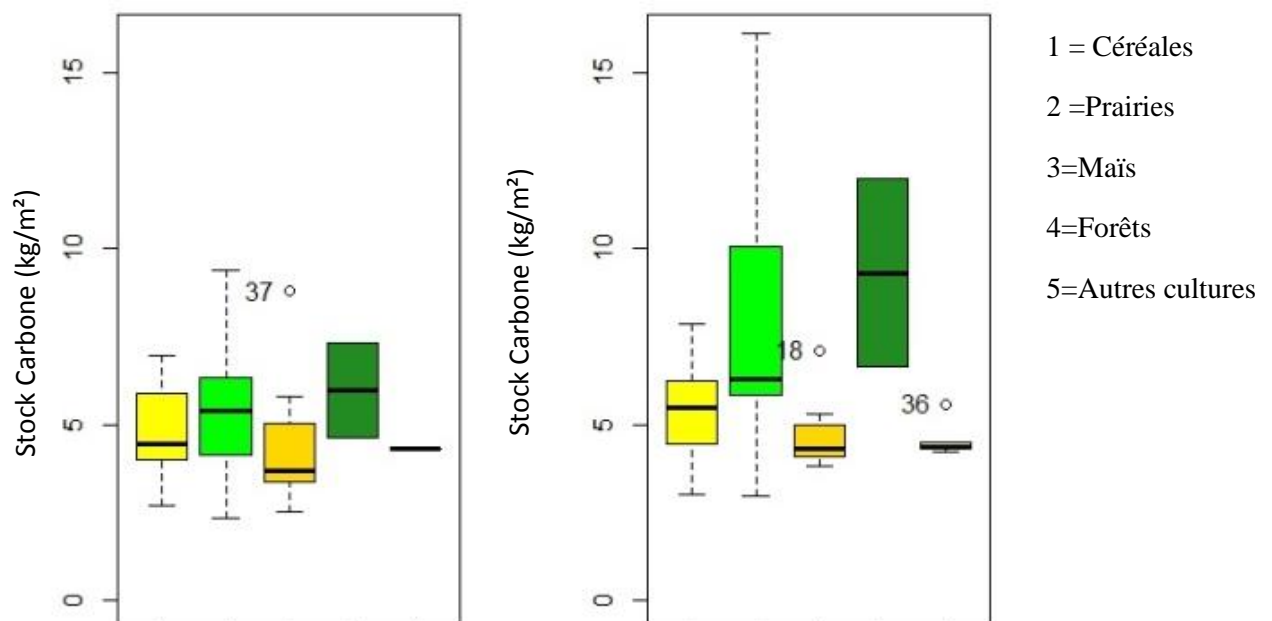


Figure 12: Les distributions des stocks de carbone selon le type d'occupation du sol pendant les deux périodes d'étude 2009 et 2016

3.4. Le SE de régulation du climat

L'expression de l'indicateur, associé à la régulation du climat, par type d'occupation du sol est représentée dans la figure 13.

On constate dans un premier temps que les prairies présentent une forte variation de l'indicateur retenu avec des valeurs allant de -0,7 t/ha/an à 12 t/ha/an. Les paramètres statistiques affichés permettent de limiter son étendue de variation à 5 t/ha/an. On note également que pour les céréales, cet indicateur oscille entre -4 t/ha/an et 4 t/ha/an avec un quartile 25 % établie à -0,2 t/ha/an, cette valeur négative pouvant qualifier un dys-service. En outre, les terres exploitées en maïs et autres cultures, présentent des étendues de variation étroites. Ceci traduit une distribution homogène de l'indicateur en question pour ces occupations du sol. Cependant, les valeurs enregistrées sous forêt ne permettent pas d'estimer la variation de l'indicateur du fait de la faible densité d'échantillonnage dans les surfaces boisées.

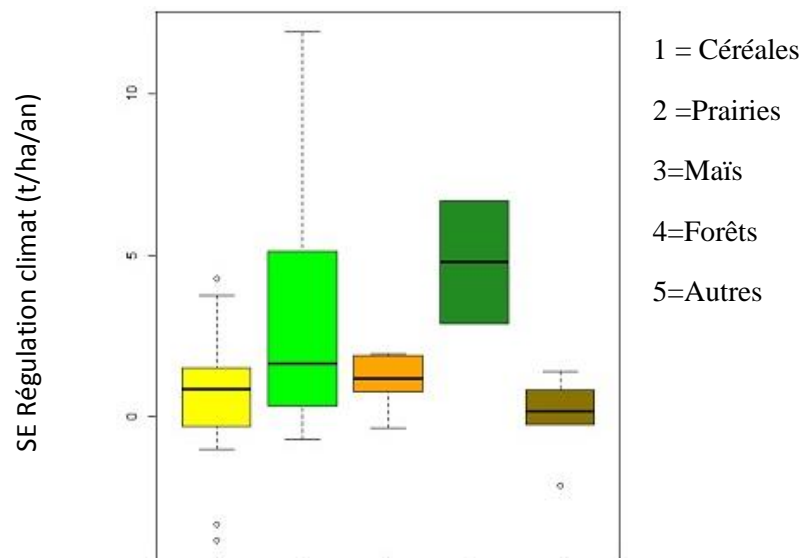


Figure 13 : Les distributions de l'indicateur du SE régulation du climat selon l'occupation du sol (2016)

3.5. Les facteurs explicatifs de la variabilité du l'indicateur retenu

Les résultats issus de l'ACP représentés en figure 14, montrent que le premier plan factoriel explique 56 % de l'inertie totale des données utilisées. L'indicateur du service écosystémique est positivement corrélé aux stocks de carbone contenus dans le sol pendant les deux périodes d'étude et aussi aux paramètres caractérisant l'hydromorphie des sols (indice de Beven et la classe d'hydromorphie).

Les variables morphologiques ne semblent pas explicatives de la variabilité de l'indicateur d'intérêt. En effet, les axes des variables relatives à la pente et à l'altitude sont orthogonaux à l'axe exprimant l'indicateur choisi.

Par ailleurs, la variable relative à l'évolution de l'occupation du sol depuis 2009, via la fréquence des prairies, n'est pas bien projetée sur les deux premières dimensions retenues. Ainsi, on ne peut rien conclure sur l'effet de cette variable sur la variation du stock de carbone dans les sols.

Les résultats complémentaires issus de l'ANOVA (Tableau 5), montrent que les valeurs de p-values associées aux variables morphologiques sont bien supérieures au seuil de 5% ce qui confirme le résultat issu de l'ACP. D'autre part, l'intégration des données disponibles sur les 64 points échantillonnés, n'a pas permis de mettre en évidence d'une façon significative l'effet de l'évolution de l'occupation de sol sur la variabilité de l'indicateur en question (p-value = 0,46).

De plus, l'ANOVA n'a permis de sélectionner que l'hydromorphie comme information pédologique explicative des évolutions des stocks de carbone dans les sols avec une p-value inférieure à 0,05. Du point de vue statistique, la variabilité de l'indicateur du service écosystémique « séquestration de carbone dans les sols » est ainsi liée aux variations des stocks initial et actuel de carbone organique et aussi à l'hydromorphie des sols.

Tableau 5: Les résultats de l'ANOVA réalisée sur des variables

| Variables explicatives | Df | F-value | p-value |
|------------------------|----|---------|-----------|
| Hydro | 1 | 13.27 | 0.0005 |
| F-prairies | 1 | 0.5538 | 0.45 |
| Pente | 1 | 1.7318 | 0.19 |
| Altitude | 1 | 0.4689 | 0.4963273 |
| Résidus | 56 | | |

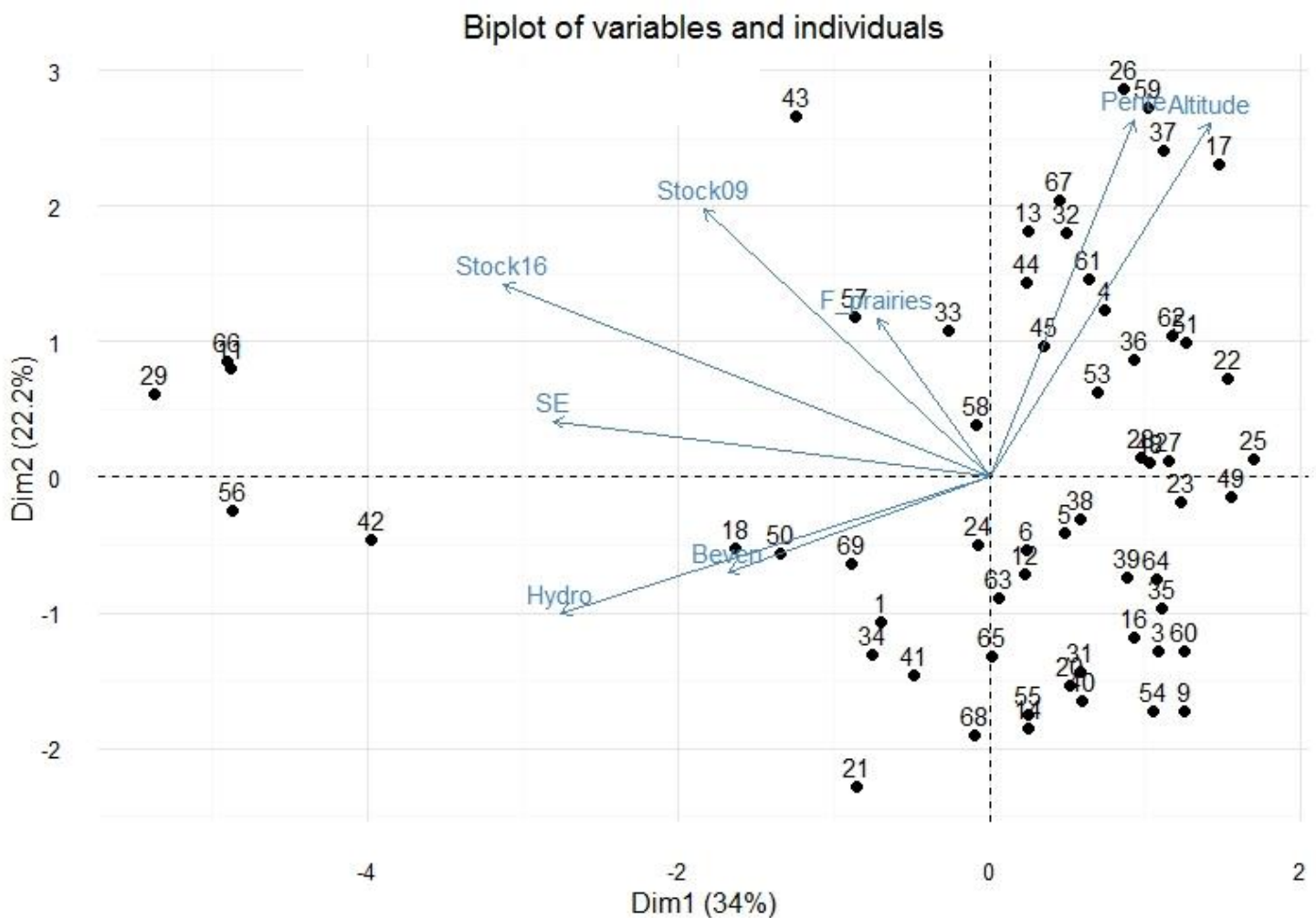


Figure 14 : Représentation des variables explicatives et des points échantillonnés dans le premier plan factoriel de l'ACP. Stock 09 et Stock 16 : stock de carbone dans 300 kg de terre minérale respectivement en 2009 et 2016, F-prairies : fréquence d'occupation du sol en prairies depuis 2009, Hydro : classe d'hydromorphie issue du code 4 critères, Beven : indice de Beven, SE : l'indicateur de service écosystémique (séquestration de carbone)

3.6. Le SE de régulation de l'érosion

3.6.1. Comparaison des données terrains aux données issues de l'ESDAC

La comparaison des facteurs contributifs à l'érosion des sols, calculés à partir des relevés terrains aux facteurs extraits des bases de données européennes, permet d'évaluer la précision des résultats délivrés.

Ainsi, les résultats relatifs au facteur LS, exprimant le facteur de la déclivité (Figure 15), montrent que ce paramètre est bien estimé sur l'ensemble de la zone d'étude. En effet, les coefficients issus de 2 sources de données sont fortement corrélés ($R^2 = 94\%$). Tous les points ayant des valeurs inférieures à l'unité sont quasi-superposés. Les points avec des

coefficients de LS compris entre 1 et 4 présentent des écarts plus ou moins importants par rapport à la première bissectrice.

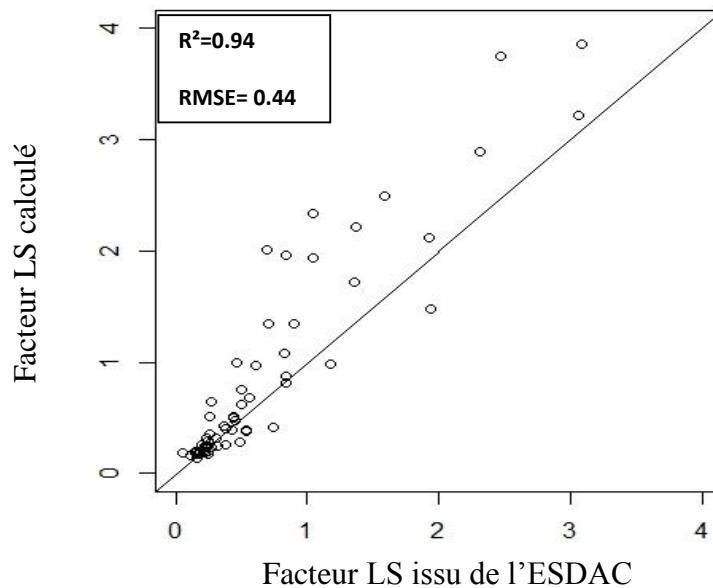


Figure 15 : Représentation de LS calculé en fonction de LS extrait de l'ESDAC

Par ailleurs, la représentation des données relatives au facteur K, exprimant l'indice d'érodibilité des sols (t ha h/ha MJ mm) (Figure 16), met en évidence une sous-estimation de ce paramètre par le comité d'experts. En effet, le coefficient K mesuré, varie entre 0,04 et 0,056 t.ha.h/ha.MJ.mm, et celui issu de l'ESDAC varie entre 0,04 et 0,053 (t ha h/ha MJ mm). Cependant, les deux sources de données délivrent des coefficients K corrélés à 70 %.

Les fortes valeurs du facteur d'érodibilité des sols « K » (Le Bissonnais et *al.*, 2002), enregistrées sur le site atelier de Pleine-Fougères, indiquent la présence des sols très sensibles à l'érosion. Ceci semble cohérent avec la texture limoneuse qui caractérise les sols du site d'étude. En outre, les écarts observés entre les valeurs calculées et les valeurs extraites, sont étroitement liés à la difficulté d'estimation de la teneur en matière organique dans le sol. En effet, cette teneur est fortement dépendante des pratiques agricoles mises en place, à savoir l'épandage agricole et le mode de fertilisation, qu'on les a définies par observation de l'état actuel. De ce fait, ce paramètre paraît mieux estimé par le comité d'experts puisqu'il s'appuie sur des approches statistiques caractérisant l'évolution des pratiques culturelles au cours du temps.

Concernant le facteur C exprimant la végétation, les données issues des bases de données européennes comme les montre la figure 17, reflètent une stabilisation de ce paramètre aux seuils de 0,1 et 0,23. Le calcul basé sur les relevés terrains offre un coefficient C qui oscille entre 0,04 et 0,26. Les écarts importants déduits sont essentiellement liés aux techniques culturales prises en compte. En effet, le facteur C est quasiment déterminé par le coefficient attribué au travail du sol à savoir le labour conventionnel, le labour superficiel et le non labour (Tableau1). Or, comme pour le facteur K, cet aspect est mieux évalué par les experts sur le terrain étudié.

On note également que les points alignés sur la première bissectrice et présentant des valeurs nulles ne sont pas biaisés. Ces points sont prélevés sous forêts où la couverture végétale est considérée maximale et donc un coefficient C optimal réduisant l'érosion des sols.

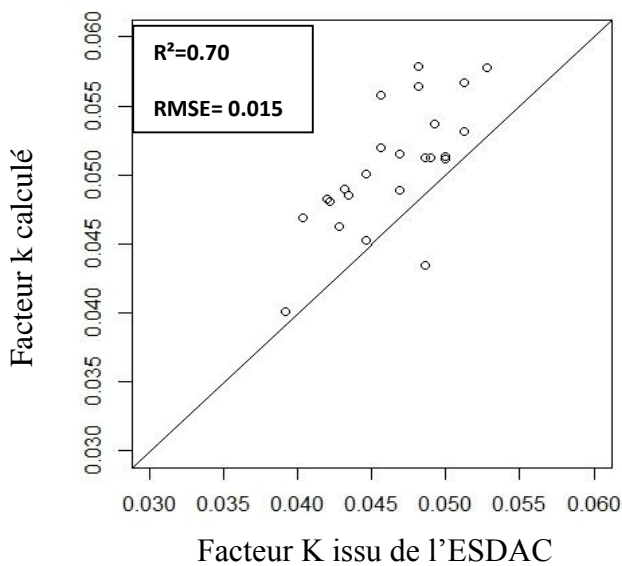


Figure 16 : Représentation de K calculé en fonction de K extrait de l'ESDAC

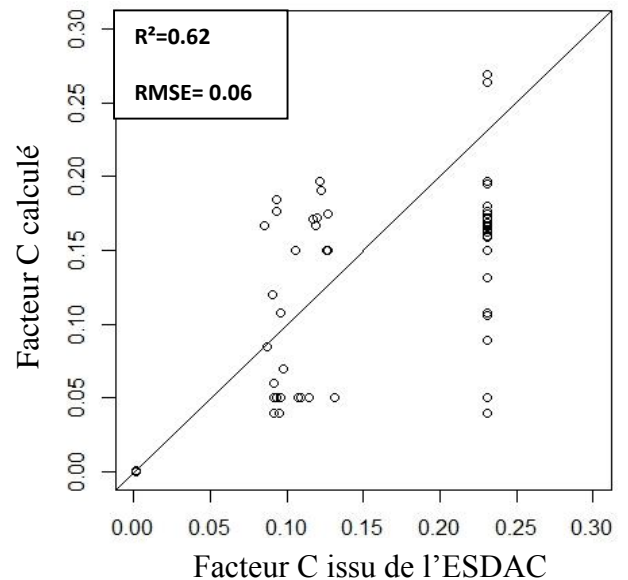


Figure 17 : Représentation de C calculé en fonction de C extrait de l'ESDAC

Ainsi, l'évaluation de la représentativité des facteurs du modèle RUSLE montre que les coefficients associés à l'érodibilité des sols « K » et à la déclivité « LS » sont bien estimés sur l'ensemble de la zone d'étude. D'autre part, le facteur caractérisant le couvert végétal présente une corrélation moins importante de l'ordre de 62 %. Le biais mis en évidence est essentiellement lié aux pratiques culturales prise en considération : le JRC les a définies par des approches basées sur leur trajectoire historique alors qu'on les a définies par observation de l'état actuel. De fait, les différents paramètres sont mieux évalués par le comité d'experts.

C'est pourquoi dans notre étude on s'est basé sur les données issues de l'ESAC pour modéliser l'érosion ainsi que l'indicateur du SES-ERO sur le site d'étude.

3.6.2. La distribution du SE de régulation de l'érosion selon l'occupation du sol

La figure 19 représente les distributions de l'indicateur du SES-ERO, équivalent à la différence entre l'érosion potentielle et l'érosion actuelle, selon les types d'occupation du sol relevés en avril 2016. Sur les 64 points d'échantillonnages, on trouve que les terres exploitées en prairies et céréales présentent des étendues de variation plus importantes que les terres exploitées en maïs, forêts et autres cultures. On note également que l'indicateur en question présente toujours des valeurs positives justifiant ainsi l'absence d'un dys-service pour toutes les occupations du sol.

Pour les terres occupées en céréales, l'indicateur retenu s'échelonne entre 0,9 et 16 t/ha/an avec une valeur médiane établie à 1,5 t/ha/an. Sous prairies, ce paramètre varie entre 0,9 et 23 t/ha/an et il enregistre une valeur médiane de l'ordre de 3 t/ha/an. Les autres occupations du sol à savoir maïs, surfaces boisées et autres cultures sont caractérisées par des intervalles de variation étroites qui s'étendent de 1 à 5 t/ha/an sous maïs, de 1 à 6 t/ha/an sous forêts. Cependant, l'échantillonnage dans les surfaces boisées n'était pas représentatif, puisque le prélèvement n'a concerné que 3 points.

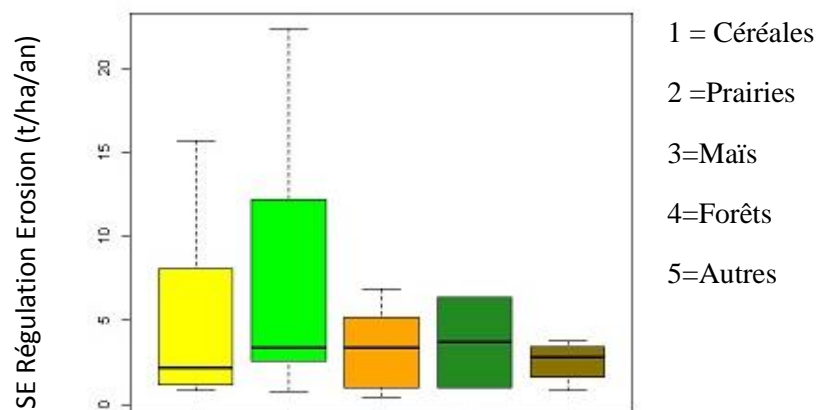


Figure 18 : Les distributions de l'indicateur du SES-ERO par type d'occupation du sol (2016)

3.7. Les résultats cartographiques

3.7.1. Le SE de la régulation du climat

La spatialisation de l'indicateur du SES-CLM, correspondant à la médiane des différences ponctuelles des stocks de carbone + l'erreur standard déterminée par son écart type, selon

l'occupation du sol de 2015 (Figure 20), permet d'appréhender la variabilité spatiale du service étudié. En effet, le service écosystémique rendu par les forêts, occupant 13 % de la superficie totale, est estimé à $4,8 \pm 0,87$ t/ha/an. De plus, les prairies considérées comme des agrosystèmes stables, situés souvent de part et d'autre des cours d'eau, fournissent un service écosystémique de l'ordre de $1,65 (\pm 0,28)$ t/ha/an. Les terres cultivées participent également à la régulation du climat : le SE rendu par les terres cultivées en maïs est estimé à $1,17 \pm 0,26$ t/ha/an et celui rendu par les terres exploitées en céréales est estimé à $0,85 \pm 0,16$ t/ha/an.

La deuxième approche de spatialisation de l'indicateur d'intérêt, par cartographie numérique au moyen de la méthode Random Forest, permet de prédire le service écosystémique sur l'ensemble du site à partir des données disponibles sur quelques points d'échantillonnages. La qualité de prévision du modèle statistique, évaluée par validation croisée, offre un coefficient de détermination R^2 de l'ordre de 0,47. De ce fait, la qualité de représentations est jugée convenable au regard de la littérature internationale (Ginand et *al.*, 2010 ; Baral et *al.*, 2009).

La figure 19 représente la classification des variables intégrées dans le modèle par ordre d'importance : plus on est loin de l'origine plus la variable est explicative du service écosystémique. L'observation de ces importances met nettement en avance la forte contribution des variables relatives à l'hydromorphie (l'indice de Beven et la classe d'hydromorphie), l'altitude et l'évolution de l'occupation de sol depuis 2009 dans la construction du modèle. Les autres variables explicatives telles que les variables morphologiques (courbures totales et pente), la texture, les inter-cultures et les informations pédologiques relatives au type de sol et son épaisseur, n'influencent pas significativement l'évolution des stocks de carbone dans le sol mais participent à la construction du modèle.

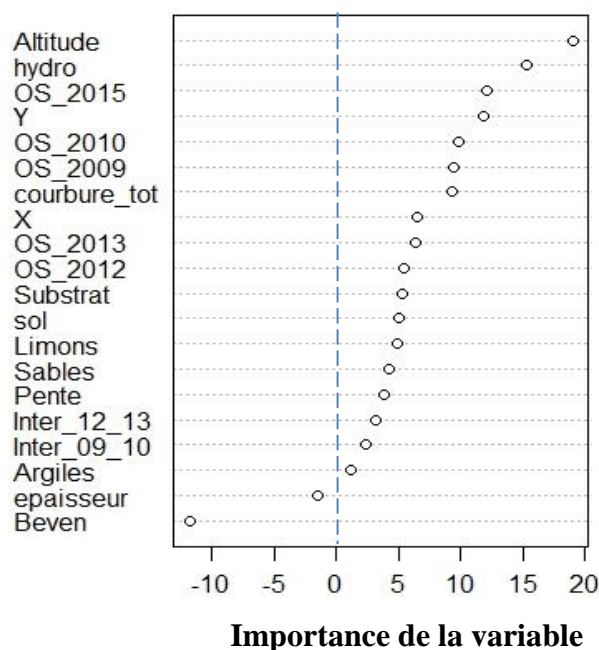


Figure 19 : Importances des variables dans la construction du modèle RF

La cartographie de l'indicateur du SE à partir des valeurs prédites par le modèle développé sous Random Forest permet d'appréhender la fourniture du SE à l'échelle de la petite entité spatiale « le pixel » (Figure 21). D'une façon générale, les valeurs les plus élevées sont rendues par les surfaces boisées avec une moyenne établie à $3,1 \pm 0,64$ t/ha/an. Les parcelles situées en bordures du réseau hydrographique enregistrent également des fortes valeurs avec une moyenne de l'ordre de $1,22 \pm 0,57$ t/ha/an. Ces zones correspondent à des prairies exploitées en pâturage et elles présentent souvent des sols engorgés d'eau pendant une bonne période de l'année. Les résultats obtenus semblent cohérents avec les conditions de l'étude : les sols hydromorphes, caractérisés par des conditions d'anaérobiose, garantissent la conservation et la stabilisation de la matière organique tout en limitant sa dégradation et en ralentissant son processus d'évolution. En outre, l'approche de modélisation a également permis la prédiction du service écosystémique rendu par les terres cultivées. En effet, en comparant les deux cartes obtenues, il s'avère que le modèle RF a bien estimé le SE rendu par les terres cultivées en céréales, qui occupent les parties centrales, sud-ouest et nord du site atelier. Pour ce type d'occupation du sol, le modèle RF estime la fourniture moyenne du SE en question à $0,83 \pm 0,38$ t/ha/an, légèrement inférieure à la valeur obtenue par la première approche. On note également que les terres cultivées en maïs, notamment celles occupant la partie sud de la zone d'étude sont globalement sous-estimées. Ceci peut être une conséquence de chevauchement des classes du SE associé à l'occupation du sol en maïs et en prairies, puisque le modèle RF renvoie une moyenne d'environ $1,14 \pm 0,32$ t/ha/an pour les terres exploitées en maïs, légèrement supérieure à la moyenne associée aux prairies.

Ainsi, à l'échelle du bassin versant, la première approche de spatialisation de l'indicateur en question donne un SE global équivalent à 1354 t/ha/an alors que celui issu de la modélisation (RF) est estimé à 1200 t/ha/an, soit un écart de 154 t/ha/an, enregistré sur toute la zone d'étude.

Légende

- SE : séquestration de carbone dans les sols (t/ha/an)
- Surfaces bâties
 - 0.16 ± 0.05 Autres cultures
 - 0.85 ± 0.16 Céréales
 - 1.17 ± 0.26 Maïs
 - 1.65 ± 0.28 Prairies
 - 4.8 ± 0.87 Surfaces boisées
 - Contour du site d'étude

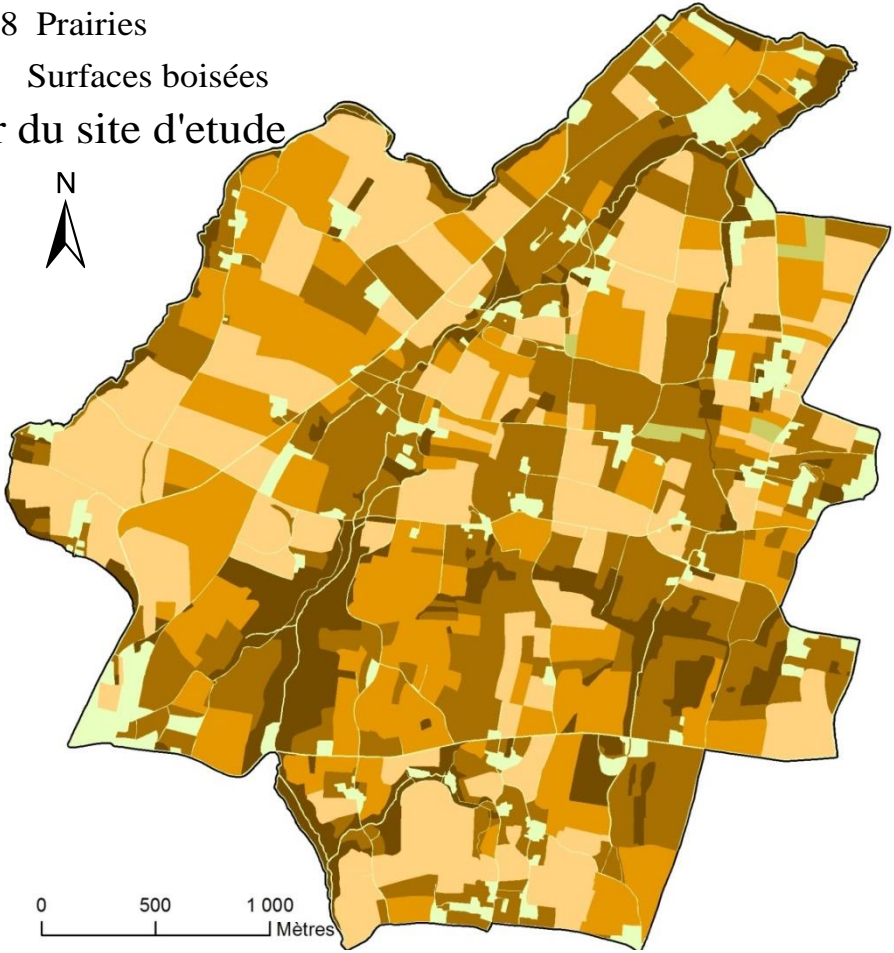


Figure 20: Estimation de l'indicateur du SE par occupation du sol

Légende

- SE : Séquestration de carbone dans les sols (t/ha/an)
- < 0
 - 0 < 0.16 < 0.2
 - 0,2 < 0.85 < 1
 - 1 < 1.17 < 1.3
 - 1,3 < 1.65 < 2
 - 2 < 4.8 < 5

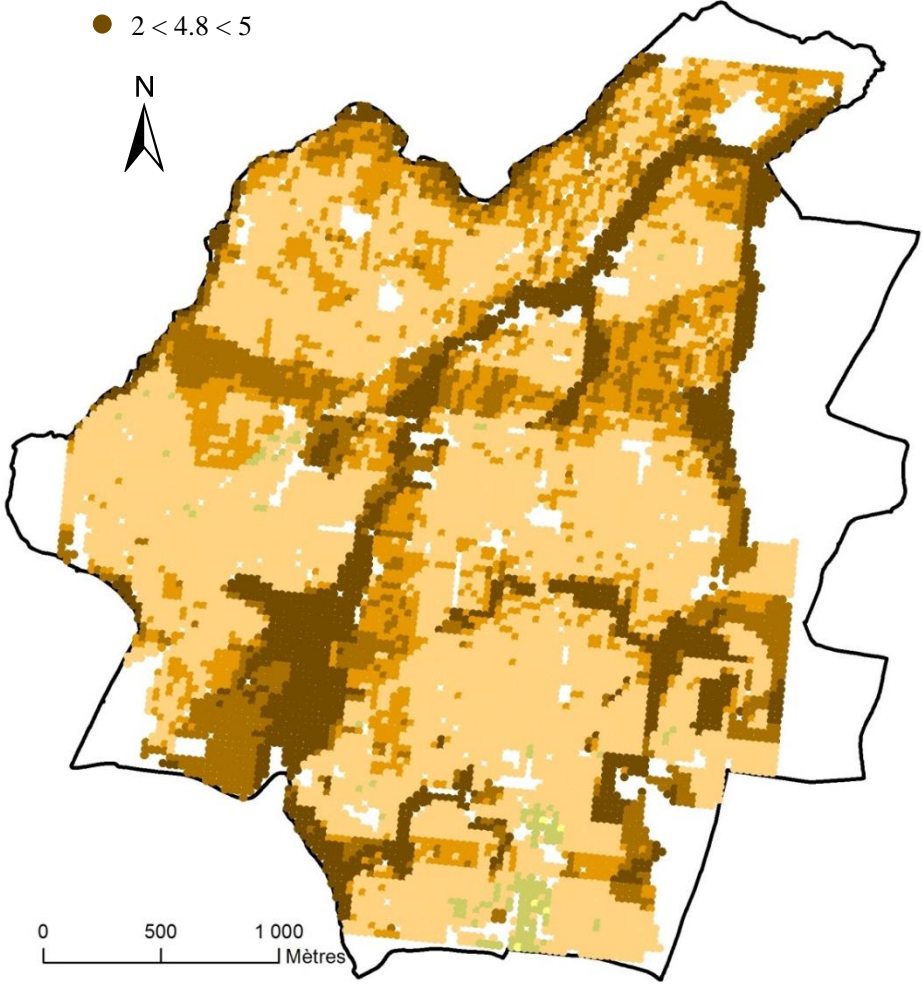


Figure 21: Estimation de l'indicateur du SE par le modèle Random Forest

3.7.2. La régulation de l'érosion

3.7.2.1. Estimation de l'érosion potentielle sur le site d'étude

Selon la définition proposée par Fu et al (2015), l'érosion potentielle correspond à la quantité de terre susceptible d'être érodée sans prendre en compte l'effet des aménagements antiérosifs et l'effet de l'occupation du sol.

Appliqué aux sols du site atelier de Pleine-Fougère, la figure 22 montre que les pertes potentielles en sol sont largement supérieures aux quantités de terre réellement déplacées (Figure 23). Sur l'ensemble de la localité, l'érosion potentielle varie entre 0,7 et 103 t/ha/an avec une moyenne établie à 12 t/ha/an. Les sols situés sous des pentes fortes, comprises entre 20 et 35 %, et présentant une texture limoneuse, enregistrent les fortes quantités de terre érodée. Ce sont des régions associées aux altitudes les plus élevées dont elles varient de 70 à 109 m. D'autre part (la figure 25, a), montre que la classe d'érosion potentielle la plus répandue sur le site d'étude varie entre 5 et 7 t/ha/an avec présence de faibles fréquences des événements érosives extrêmes qui enregistrent des fortes valeurs dépassant parfois 20 t/ha/an.

3.7.2.2. Estimation de l'érosion annuelle sur le site d'étude

Les résultats dérivés de la modélisation RUSLE apportent une estimation des pertes en sol, évaluée pour chaque maille de 25 m du site d'étude. La figure 23 montre que les quantités de terre érodée varient entre 0,1 et 15 t/ha/an avec une moyenne estimée à 1,57 t/ha/an.

Les surfaces les plus sensibles à l'érosion sont situées dans des zones de fortes pentes occupant les parties sud-est et sud-ouest du site atelier. Ces surfaces sont majoritairement associées à des terres cultivées et délivrent annuellement jusqu'à 8 t/ha de particules de sol arrachées.

Par ailleurs, la représentation de la répartition de l'érosion annuelle par les pixels constituant la zone d'étude (Figure 25, b) montre que la classe d'érosion la plus présente sur le site échelonne entre 1,2 et 1,5 t/ha/an avec présence négligée des événements extrêmes.

3.7.2.3. Estimation du SE de régulation de l'érosion

La cartographie du service écosystémique de régulation de l'érosion, par l'intermédiaire de modèle RUSLE, met nettement en évidence une grande variabilité spatiale de l'indicateur retenu (Figure 24). A l'échelle de la localité, cet indicateur varie entre 0,5 et 103 t/ha/an avec une moyenne établie à 10 t/ha/an.

En outre, les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau des ruptures de pente. Ces zones présentent souvent un couvert végétal dense permettant de diminuer le gradient de ruissellement. De plus, en comparant la carte de l'érosion potentielle et celle du SE rendu, il s'avère que les 2 représentations graphiques sont similaires. Ceci s'observe également en analysant la (figure 25, C) qui reflète les mêmes tendances de répartition en fonction de la superficie occupée. Cette correspondance est associée à des régions présentant différentes occupations du sol à savoir prairies, terres cultivées et surfaces boisées occupant principalement les zones de fortes pentes et des altitudes les plus élevées. De ce fait, le SE de régulation de l'érosion est fortement dépendant du couvert végétal en place ainsi que des caractéristiques morphologiques du milieu naturel.

Légende

Erosion_potentielle (t/ha/an)

Valeur

Elevée : 103

Faible : 0,6

Contour du site d'etude

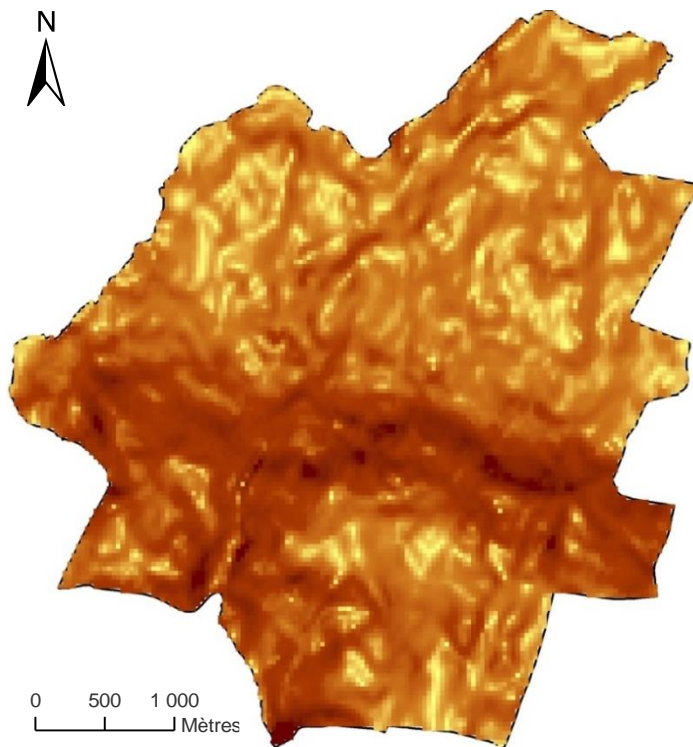


Figure 22 : Estimation de l'érosion potentielle

Légende

Erosion_actuelle (t/ha/an)

Valeur

Elevée : 15

Faible : 0.1

Contour du site d'etude

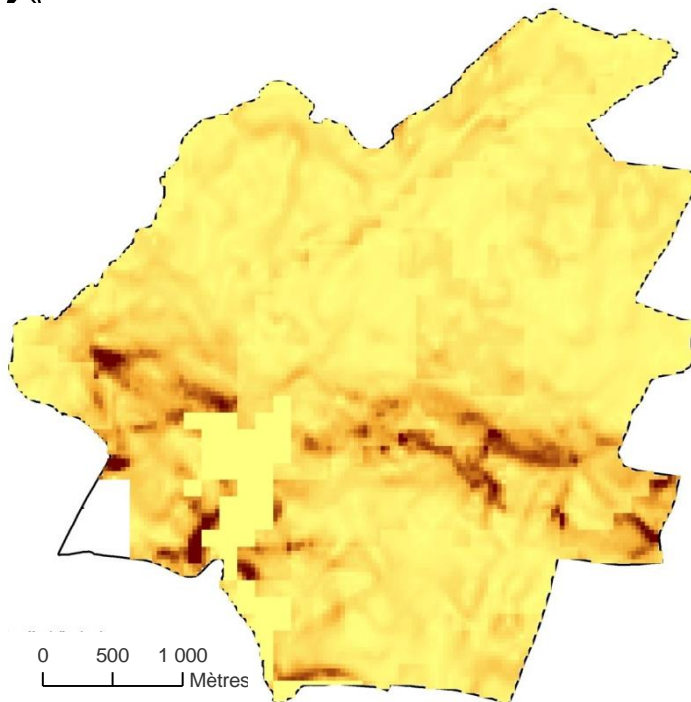


Figure 23 : Estimation de l'érosion annuelle

Légende

SE : régulation de l'érosion (t/ha/an)

Elevée : 103

Faible : 0,5

Contour du site d'etude

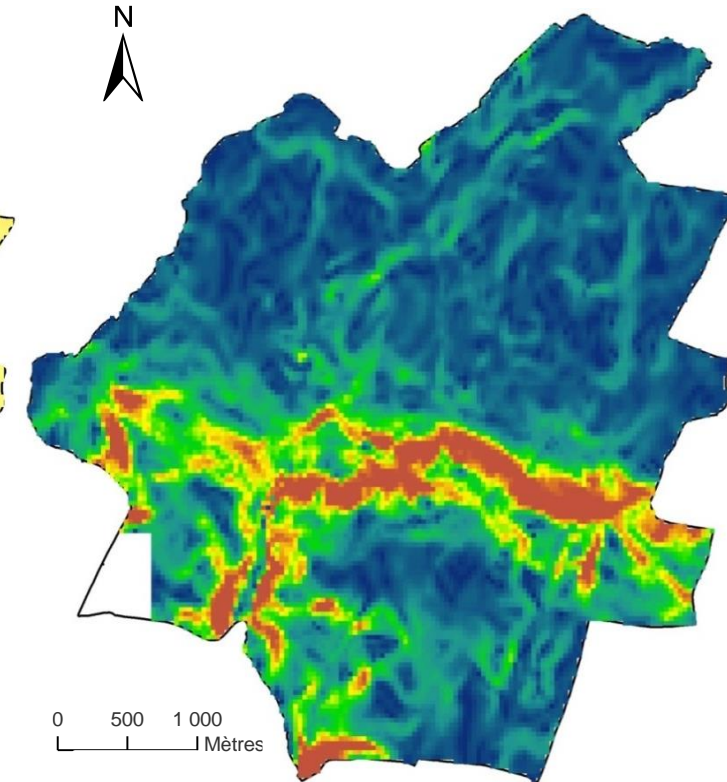


Figure 24 : Estimation de la régulation de l'érosion

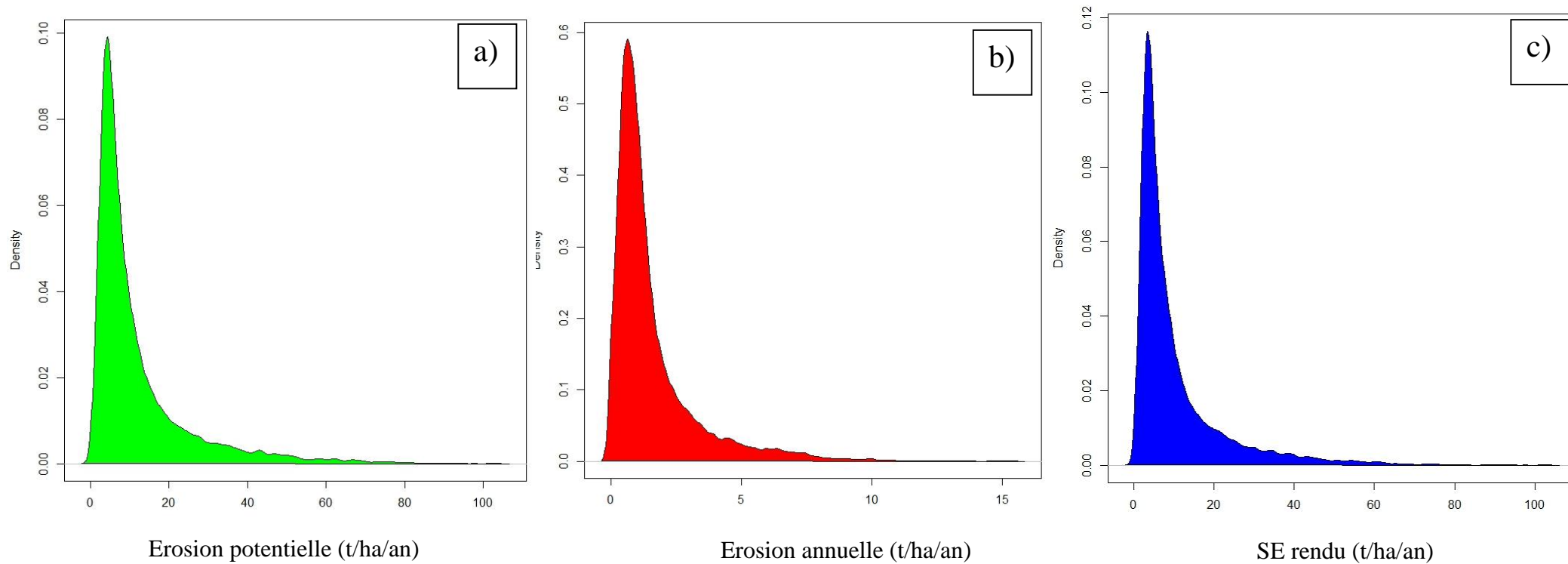


Figure 25 : Répartitions de a) l'érosion actuelle, b) l'érosion potentielle, c) le SE rendu

3.7.3. Les interactions entre les SES étudiés

La représentation graphique des scores de l'indicateur du SES-ERO en fonction de ceux de SES-CLM (Figure 26), met en évidence une distribution trio modale distinguant 3 domaines d'influence. Ceci traduit l'absence d'une corrélation linéaire reliant les 2 indicateurs étudiés ($R^2=0,1$).

Par ailleurs, la distribution statistique des scores associés à l'indicateur de SES-CLM est caractérisée par une moyenne estimée à 0,28 avec un écart type de l'ordre de 0,11. De même, les paramètres statistiques caractérisant la distribution des scores du SES-ERO, affichent une moyenne de l'ordre de 0,18 avec une dispersion évaluée par un écart type équivalent à 0,9. De ce fait, sur l'ensemble de la zone d'étude, la fourniture moyenne du SES-CLM est plus élevée que celle du SES-ERO.

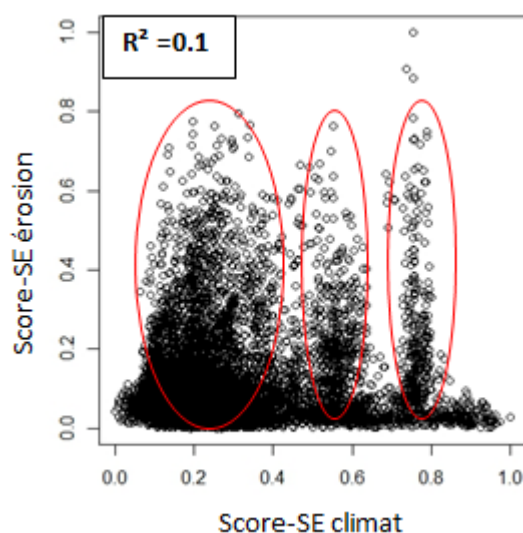


Figure 26 : Représentation des scores du SES-ERO en fonction de ceux du SES-CLM pour chaque pixel de la zone d'étude

3.7.4. La représentation spatiale des interactions entre les SESs étudiés

Pour chaque indicateur, 3 modalités ont été définies pour caractériser la fourniture des SESs. La combinaison de ces modalités donne 9 interactions représentatives (Tableau3) des interrelations entre les SESs du site atelier de Pleine-Fougères. Ces interactions sont définies comme suit : modalité du SE de régulation du climat / modalité du SE de régulation de l'érosion.

Par ailleurs, la spatialisation des interrelations possibles (Figure 27), montre qu'une synergie qualifiée par Moyen/Moyen est la plus présente sur l'ensemble de du site d'étude. Ces zones occupent souvent la partie nord et sud-est du site atelier et correspondent à des terres

cultivées. De plus, les interactions Fort/Moyen et Très fort/Moyen, distinguent les prairies et les terres cultivées présentant des sols hydromorphes et occupant les zones de faibles pentes (<5%). En outre, les interactions Moyen/Fort et Moyen/Très fort caractérisent les régions occupant des fortes pentes dépassant parfois 30 %. D'autre part, les zones présentant des interactions Très fort/Très fort, caractérisées par une fourniture maximale de 2 SESs, sont limitées dans l'espace et occupent souvent les surfaces boisées développées sur des sols hydromorphes situées sur des pentes fortes. Les autres modalités sont aussi présentes mais elles ne semblent pas bien réparties sur l'ensemble de la zone atelier. On note également que sur la carte des interactions, le parcellaire ou les unités de gestion ont disparu : on ne sait donc plus comment l'interaction évolue en fonction d'une modification des pratiques ou des systèmes de production. Seules les grandes entités ont été bien dégagées.

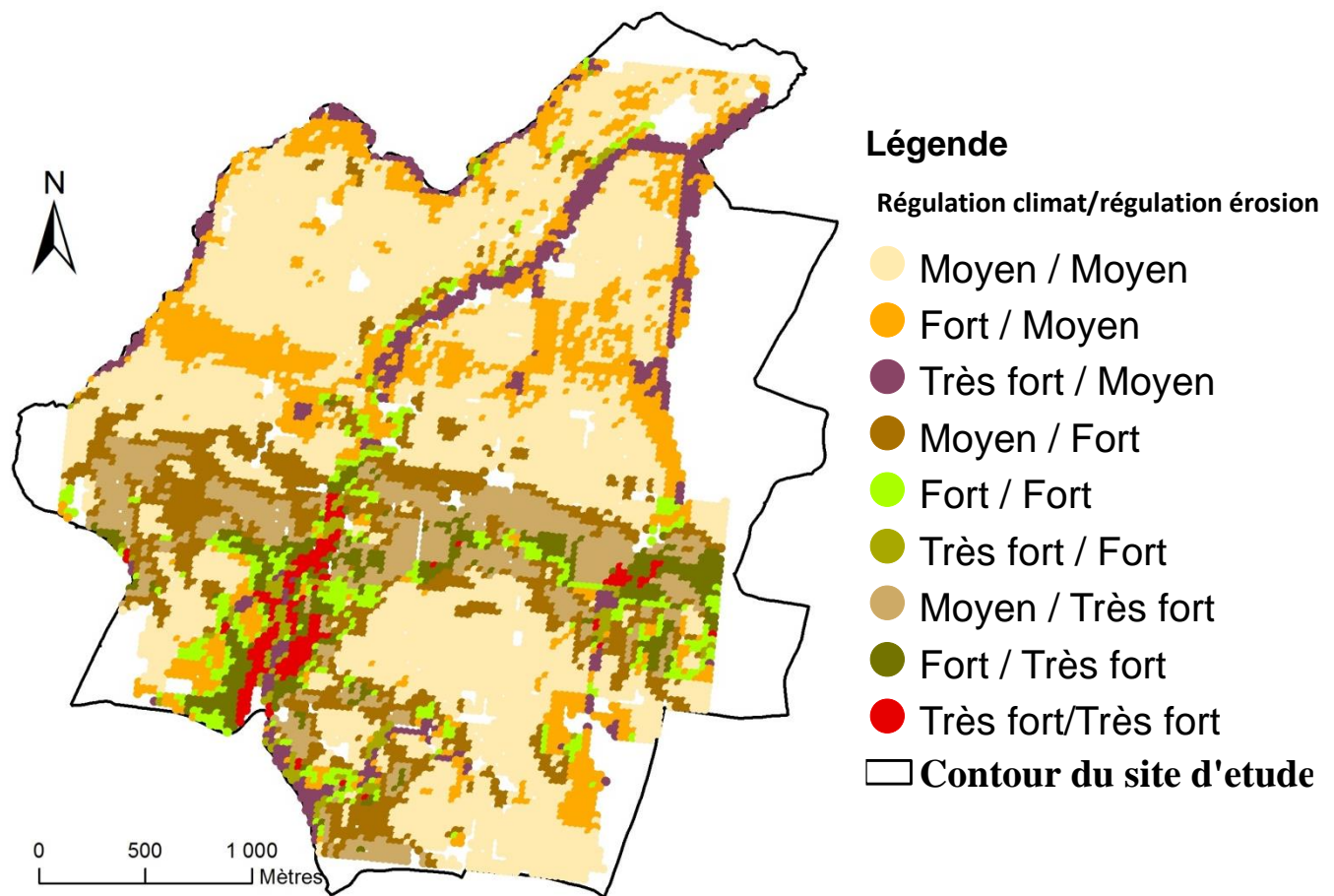


Figure 27 : Représentation spatiale des interactions entre les SESs étudiés

4. Discussion :

Les approches méthodologiques développées, ont permis de comprendre la cinétique de fourniture de 2 SESs à l'échelle de la zone atelier de Pleine-Fougères. Il faut cependant discuter les résultats obtenus dans cette étude au vu des données utilisées, des protocoles suivis et des indicateurs choisis.

4.1. Le SE de régulation du climat

4.1.1. Les incertitudes associées à la densité apparente et aux teneurs en carbone

Les données mobilisées pour estimer le SE de régulation du climat présentent plusieurs limites dont certaines sont associées à leurs méthodes d'acquisition. En effet, les points échantillonnés en 2009 ont été localisés avec une précision de 3 m, et de la même façon ces points ont été retrouvés pour être ré-échantillonnés. Ainsi, l'accumulation des incertitudes liées à la localisation des points d'échantillonnages peut certainement influencer les mesures de densités apparentes et des teneurs en carbone organique indispensables à l'évaluation des stocks de carbone dans les sols (Arrouays et *al.*, 2003) ainsi que l'indicateur associé à la régulation du climat.

En ce qui concerne la mesure des teneurs en carbone organique, les échantillons de sol prélevé en 2009, ont été analysés par le laboratoire d'analyse des sols d'Arras et celles couramment prélevés ont été analysés par le laboratoire de l'UMR SAS. Du point de vue du protocole, les 2 laboratoires s'appuient sur la même norme NF ISO 10694 et le même type d'analyseur élémentaire CHN. Cependant, afin de distinguer le carbone organique du carbone minéral, les échantillons de sol, analysés par le laboratoire d'Arras, ont été décarbonatés et ce qui n'était pas le cas pour le laboratoire de l'UMR SAS. Ceci semble cohérent avec la nature non carbonatée des sols bretons, mais cette hypothèse ne prend pas en considération les pratiques agricoles qui peuvent être adoptées par les agriculteurs du site d'étude : par exemple le chaulage pour augmenter le pH des sols et le maintenir à un pH optimal. Ce raisonnement peut expliquer les évolutions importantes des teneurs en carbone par le biais laboratoire. En effet, la ré-analyse de quelques échantillons de sol conservés depuis 2009, donne des coefficients de variation dépassant parfois 50 %. De plus, comme les répétitions de mesure des teneurs en carbone de quelques échantillons de sol donnent des incertitudes négligeables et équivalentes à une moyenne de 1 g/kg, il paraît indispensable d'harmoniser les données de 2009 et 2016 en déterminant un coefficient de correction des teneurs de 2009.

D'autre part, le choix de ne mesurer que les densités apparentes des échantillons de sol présentant des charges en cailloux supérieures à 10 % en 2009, était relativement hasardeux. Cependant, toutes choses égales par ailleurs, la comparaison d'un stock de carbone témoin à des stocks de carbone estimés à partir des pourcentages en cailloux (+ et - 10%) montre que le seuil de 10% n'affecte pas significativement les stocks en carbone. En outre, pendant la période de l'étude, la densité apparente des sols du site d'étude enregistre une diminution de 0,12 pour des horizons de surface. Cette diminution est expliquée par l'augmentation des teneurs en carbone organique dans les horizons de surface par des apports de fumier et lisier. De fait, sur 0-30 cm, une corrélation négative caractérise la relation entre les teneurs en carbone mesurées et les densités apparentes associées. D'un autre côté, les incertitudes associées à la densité apparente sont plus fortes en surface qu'en profondeur. En effet, pour les horizons de surface, les incertitudes sont équivalentes à 0,06 et elles sont estimées à 0,04 sur la couche 30-45 cm du sol. La différence observée est expliquée par l'effet préleveur lors du découpage des échantillons de sol afin de différencier les horizons 0-7,5 cm et 7,5-15 cm.

4.1.2. Comparaison des stocks de carbone estimés à des références françaises

Globalement, pour toutes les occupations du sol présentes, les stocks de carbone actuels sont nettement plus élevés que les stocks déterminés en 2009. Ceci met en évidence la difficulté d'estimation de la variation des stocks de carbone dans les sols à partir des mesures ponctuelles. En effet, en 2009, le stock de carbone moyen contenu dans les 30 premiers cm du sol, est estimé à 43,5 t/ha pour les terres cultivées (céréales et maïs). Ce résultat est plus faible que celui de Tosser et *al.*, (2013) évalué à 52,8 t/ha à l'échelle des sols cultivés de France en mobilisant le jeu de données disponible sur le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols RMQS et correspond à celui de Arrouays et *al.*, (2002) de 43 t/ha en moyenne en France. Pour la même période, ce stock est équivalent à 55 t/ha dans les sols prairiaux contre 70 t/ha, estimée comme moyenne nationale (Arrouays et *al.*, 2002). La même tendance caractérise les sols développés sous forêts : le stock de carbone moyen est équivalent à 65 t/ha, relativement inférieur à la référence française correspondante à 70 t/ha/ha (Arrouays et *al.*, 2002). De plus, les évaluations des stocks en carbone actuels, montrent que les terres cultivées présentent un stock de l'ordre de 52 t/ha, légèrement inférieur à celui de Tosser et *al.*, (2013) de 52,8 t/ha. Sous prairies, ce stock est estimé à 77 t/ha, ce qui semble cohérent avec la référence française établie à 70 t/ha (Arrouays et *al.*, 2002), avec des moyennes plus élevées en Bretagne caractérisée par une intensification de l'élevage (Tosser et *al.*, 2013).

D'autre part, les erreurs associées à la détermination des stocks de carbone issues de la simulation de Monte Carlo, varient selon l'occupation du sol. Sous prairies, elles sont estimées à 0,11 t/ha/an en 2009 contre 0,25 t/ha/an en 2016. La même tendance caractérise les terres cultivées : par exemple pour les céréales les incertitudes passent de 0,06 t/ha/an en 2009 à 0,1 t/ha/an en 2016, soit une augmentation de 66%. Ce résultat est proche de celui déterminé par Del Grosso et *al.*, (2011). Ces auteurs ont estimé l'incertitude associée aux évolutions des stocks de carbone pour les terres cultivées aux États-Unis à 59%.

4.1.3. Comparaison de l'indicateur du SES-CLM à des références françaises

Le service écosystémique de régulation du climat, rendu par chaque type d'occupation du sol, est fortement influencé par la variabilité des stocks de carbone, déduite sur la période d'étude 2009-2016. En effet, pour les terres cultivées, la variation annuelle des stocks de carbone est estimée à +0,85 t/ha sous céréales et elle atteint +1,1 t/ha/an sous maïs. En comparant à la littérature scientifique, le potentiel de stockage moyen de carbone des sols cultivés en France est de l'ordre de +0,2 t/ha/an (Tosser et *al.*, 2013) et il peut atteindre +0,68 t/ha/an pour un système de production durable basé sur un labour réduit et des apports d'entrants organiques élevés (Tosser et *al.*, 2013). Pour les prairies, le potentiel de stockage de carbone est estimé à 1,65 t/ha/an. Ce chiffre est nettement supérieur à la moyenne française équivalente à 0,7 t/ha/an (CNRS, 2007). Les grands écarts observés, par rapport aux références bibliographiques, sont principalement liées à l'accumulation des incertitudes associées aux méthodes mises en œuvre pour déterminer les stocks de carbone pendant les 2 périodes d'étude. Ces incertitudes sont estimées, grâce à la simulation de Monte Carlo, à 0,16 t/ha/an pour les céréales, 0,26 t/ha/an pour les maïs, 0,28 t/ha/an pour les prairies et 0,87 t/ha/an pour les surfaces boisées. Malgré la pertinence de l'indicateur associé au SE de régulation du climat (Dominati et *al.*, 2010), cet indicateur est fortement influencé par les méthodes d'acquisition des données et les incertitudes associées. De fait, la mesure des accroissements de carbone dans les sols sur une période de 7 ans ne permet pas de dresser leur évolution réelle, car les incertitudes associées aux mesures sont trop élevées. Celles-ci sont liées d'une part à la variabilité spatiale des teneurs et d'autre part aux méthodes de mesure mises en œuvre. Nous avons cherché à minimiser l'effet de la variabilité spatiale en revenant en 2016 le plus près possible des points de 2009, mais il reste bien toujours une variabilité spatiale résiduelle à courte distance. Nous avons aussi cherché à évaluer les incertitudes liées aux méthodes en faisant des répétitions, en négligeant les différences de mesure des stocks entre les deux laboratoires Arras et SAS. Ainsi, le constat est que les différences observées entre les

deux dates sont très supérieures aux incertitudes sur les stocks que l'on estime. Il faudrait donc conclure à une évolution positive des stocks de carbone entre les deux dates, mais l'augmentation observée est tellement forte qu'elle amène à se réinterroger sur des effets qu'on aurait négligé dans la comparaison et qui pourraient biaiser la comparaison. D'autre part, la difficulté d'évaluation des accroissements des stocks de carbone sur des courtes durées a été également évoquée dans les travaux de Schapel et *al.*, (2016), portant sur l'évaluation de l'effet d'apport de quantités d'argiles sur l'évolution des stocks de carbone dans des sols sableux d'Australie. De fait, les argiles favorisent la formation des complexes organo-minéraux stables ralentissant la dégradation de carbone par les micro-organismes du sol (Routhier et *al.*, 2014). Ainsi, les résultats annoncés par ces chercheurs signalent des accroissements très élevés de stocks de carbone dans les sols qui peuvent atteindre une augmentation annuelle d'environ 7,5 t/ha sur une période de 3 ans et 1,6 t/ha sur une période de 9 ans.

4.1.4. La cartographie du SE de régulation du climat

Deux approches ont été mises en œuvre pour spatialiser l'indicateur du SE de régulation du climat. La première consiste à spatialiser l'indicateur d'intérêt en se basant sur l'occupation du sol de 2015. Ce choix est justifié par le manque d'informations spatiales caractérisant la couverture végétale actuelle (2016). Toutefois, cette approche ne tient pas compte des successions culturales et l'évolution des pratiques agricoles entre les 2 dates. En effet, pour les parcelles couramment prospectées, quelques parcelles initialement exploitées en céréales ont été retournées en maïs et d'autres exploitées en maïs ont été retournées en céréales. De ce fait, la carte d'occupation de sol de 2015 ne correspond pas à celle de l'occupation actuelle.

La deuxième approche consiste à spatialiser l'indicateur du SES-CLM par la mise en place d'un modèle statistique développé sous Random Forest, expliquant 47% de la variabilité totale de l'indicateur en question. Ce résultat est jugé satisfaisant au regard de la complexité des processus qui définissent la fourniture de ce SE (Dominati et *al.*, 2010 ; Oszwald et *al.*, 2014), mais aussi de la limitation du jeu de données utilisée pour calibrer le modèle développé. De plus, les erreurs résiduelles issues de cette modélisation sont de l'ordre 0,5 t/ha/an. Ceci révèle un biais élevé qui pourrait certainement être amélioré en utilisant un jeu de données plus important. En outre, les facteurs potentiellement explicatifs de la variabilité de l'indicateur de SES-CLM sont essentiellement liés à l'altitude, l'hydromorphie et l'historique d'occupation du sol. Ce résultat semble cohérent avec les résultats annoncés par Vian et *al.*, (2009). Ces chercheurs ont démontré que les sols hydromorphes présentent un

potentiel de stockage très important : l'anoxie inhibe la minéralisation de la matière organique par ralentissement de l'activité des micro-organismes, responsables de la dégradation de la matière organique dans les sols. De plus, l'apport du facteur associé à l'altitude est probablement lié à l'effet mutuel existant entre l'occupation du sol et l'altitude. En effet, les zones occupant les fortes altitudes sont souvent occupées par des surfaces boisées. On note également que cette approche ne permet pas d'évaluer l'effet des pratiques agricoles sur l'évolution du SE de régulation du climat, puisque les unités de gestion ou les parcellaires ont disparu.

4.2. Le SE de régulation de l'érosion

La modélisation RUSLE permet d'évaluer l'érosion hydrique sur le site atelier de Pleine-Fougères. Bien qu'il s'agisse d'un modèle empirique calé sur des sols américains (Wischmeier et Smith., 1978) et très critiqué par les spécialistes de l'érosion, ce modèle est le plus adapté pour l'estimation de l'érosion annuelle (Panagos et *al.*; 2015), mais aussi pour l'estimation du SE de régulation de l'érosion (Bastian et *al.*, 2013).

4.2.1. Analyse de la représentativité des données issues de l'ESDAC

Dans notre étude, les paramètres définissant le modèle RUSLE, sont issus des bases de données européennes « ESDAC ». L'étude de la représentativité du facteur morphologique « LS » montre que les coefficients mesurés sur le terrain et les coefficients estimés par le JRC présentent une corrélation de 94 %. Le biais existant est essentiellement lié aux incertitudes associées à l'estimation des longueurs de pentes (L). En effet, selon Wischmeier et Smith (1978), le facteur L est défini par la distance séparant le point d'origine de l'écoulement de surface et le point où commence le ruissellement en canal. Or, la caractérisation de cette distance, par le comité d'experts, s'appuie sur un modèle hydrologique implanté sur SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) en mobilisant un MNT de 25 m de résolution. De plus, pour le facteur exprimant l'érodibilité des sols « K », les coefficients extraits et les coefficients mesurés sont corrélés à 70 %. Les écarts observés sont expliqués par les incertitudes associées au modèle statistique développé. De fait, la prédiction de l'érodibilité des sols, par le JRC, s'appuie sur le modèle d'apprentissage Cubist, construit à partir de 22 000 points issus de la base de données LUCAS (Land Use/Cover Area frame Survey) : pour chaque point, le facteur K est estimé par l'équation de Wischmeier et Smith (1978) (Tableau 1) et il est mis en relation avec des covariables morphologiques moyennant l'arbre de régression Cubist. En outre, en ce qui concerne le facteur C exprimant la résistance du couvert végétal, les résultats obtenus affichent une corrélation de 62% entre les données mesurées et

les données extraites. Les écarts mis en évidence sont associés aux approches mises en œuvre par le JRC, permettant d'estimer les paramètres C pratiques agricoles et le C cultures (Tableau 1). En effet, le comité d'experts a défini ces coefficients en mobilisant des bases de données statistiques caractérisant l'évolution des pratiques agricoles et l'occupation du sol au cours du temps. Par contre, sur le terrain, ces paramètres ont été définis par leur état observé à une date donnée sans intégrer leur historique d'évolution. De ce fait, le facteur C exprimant le couvert végétal est mieux évalué par le JRC.

4.2.2. Evaluation de l'érosion et du SE de régulation de l'érosion

Sur l'ensemble de la zone d'étude, la perte en terre moyenne est estimée à 1,57 t/ha/an. A titre de comparaison, Cros-Cayot (1996) estime l'érosion hydrique des sols limoneux bretons à 0,3 t/ha/an. De ce fait, l'écart déduit remet en question l'application de l'équation RUSLE dans notre contexte d'étude.

En ce qui concerne la répartition spatiale de l'érosion actuelle, les pertes de sols moins importantes sont enregistrées sous les surfaces boisées. En effet, grâce à la densité de leur couvert végétal, les forêts atténuent l'énergie cinétique des gouttes de pluie ce qui réduit l'érosion par effet « splash » (Rey et al., 2004). De plus, ces sols présentent généralement des taux très élevés de la matière organique ce qui augmente la cohésion de ses particules et donc leur stabilité structurale (Le Bissonais et Le Souder., 1995)

D'autre part, l'estimation de l'érosion potentielle, met en évidence des fortes quantités de terre susceptibles d'être érodées en absence du couvert végétal et des aménagements anti érosifs. Les zones de fortes pentes enregistrent les valeurs les plus élevées. Ceci semble cohérent avec la nature du relief caractérisant le terrain étudié et le gradient de pente responsables de l'érosion hydrique (Wischmeier et Smith., 1978).

Ainsi, le SE de contrôle de l'érosion, issu de la différence entre l'érosion potentielle et l'érosion actuelle, présente une étendue de variation très importante allant de 0,5 à 103 t/ha/an. Ce résultat est proche de celui de Fu et al., (2015) qui prouvent que l'aménagement des zones en pentes fortes induit un service de régulation de l'érosion plus important. On note également que l'indicateur en question et l'érosion potentielle présentant la même gamme de variation.

4.3. Les interrelations entre les services écosystémiques étudiés

L'étude des interactions entre les 2 services écosystémiques étudiés met en évidence l'absence d'une corrélation significative reliant les deux indicateurs en question. Ce résultat

correspond à celui de Fu et *al.*, 2015. Ces chercheurs ont estimé la corrélation entre le SE de régulation du climat et le SE de contrôle de l'érosion à 0,0047. De plus, la forte présence de l'interaction Moyen/Moyen sur le site d'étude est probablement expliqué par les facteurs explicatifs de chaque SE. En effet, le SE de régulation du climat est principalement expliqué par l'hydromorphie et l'occupation du sol alors que le SE de régulation de l'érosion est plutôt expliqué par la variabilité des reliefs présents. Néanmoins, les zones avec des interactions Très fort/Très fort occupent principalement les surfaces boisées. Ceci semble cohérent avec les forts stocks de carbone enregistrés sous les forêts mais aussi par les fortes pentes occupées par ces occupations du sol.

Ainsi, les cartographies des SESs ainsi que leurs éventuelles interactions mettent en relation la variabilité spatiale de la fourniture des SESs et les conditions pédoclimatiques caractérisant le site atelier Pleine-Fougères.

4.4 .Normalisation des définitions d'un service écosystémique

Sur le plan opérationnel, l'enjeu scientifique est de proposer une définition universelle d'un service écosystémique. Dans notre étude, le service de régulation de l'érosion, est défini par la différence entre l'érosion potentielle et l'érosion actuelle. Cette définition met nettement en avant l'influence du couvert végétal et des aménagements antiérosifs sur les pertes en sol. De fait, l'effet direct du sol, via ses processus biophysiques et ses différentes fonctions, n'était pas bien déterminé, mais il peut être indirectement déduit par mutualisation de son rôle régulateur et son rôle support du couvert végétal et des aménagements de conservation du sol. En outre, dans la littérature scientifique, le service écosystémique en question est aussi défini par l'érosion tolérable. Il s'agit de spécifier un seuil de tolérance de l'érosion, équivalent à la quantité de terre susceptible d'être érodée sans affecter la fertilité et la productivité du sol (Logsdon et *al.*, 2013). D'autres travaux tels que ceux de Grimaldi et *al.*, (2014), ont défini la régulation de l'érosion par la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol. Ceci traduit le contrôle du ruissellement d'eau, identifié comme processus moteur du transport solide et donc de l'érosion hydrique. Ainsi, le constat est que l'intégration de tous les processus sous-jacents dans la caractérisation de ce SE est difficile à mettre en œuvre, puisque ces processus biophysiques mettent en relation plusieurs propriétés inhérentes aux milieux (Dominati et *al.*, 2010). Ce problème est moins posé lorsqu'il s'agit du service de régulation du climat. En effet, dans la littérature scientifique, le service de régulation du climat est toujours défini par le stockage de carbone dans le sol et la végétation (Dominati et *al.*, 2010 ; Grimaldi et *al.*, 2014 ; Oszwald et *al.*, 2014). Il exprime souvent le rôle du sol dans la réduction des

émissions des gaz à effet de serre. Toutefois, l'évaluation de ce potentiel n'est pas conventionnelle : elle peut correspondre au stock actuel de carbone dans le sol, observé à une date donnée, comme elle peut exprimer la variation du stock de carbone dans le sol pendant une période donnée.

5. Conclusion et perspectives

Les services écosystémiques rendus par les sols sont une notion émergente dans le champ scientifique que l'UMR SAS cherche à intégrer parmi ses nouveaux axes de recherche. Dans cette optique, ce travail préliminaire constitue une première tentative d'appliquer les méthodes d'évaluation et de spatialisation des SESs sur des données de sols du site atelier de Pleine-Fougères. Pour ce faire, 2 services écosystémiques de régulation de l'environnement ont été évalués, en se basant sur des approches par indicateur et modélisation, et cartographiés à l'aide du système d'informations géographiques. Les interactions entre les SESs étudiés ont été également évaluées par l'intermédiaire d'une approche de normalisation en scores.

Les résultats obtenus au vu de la quantification biophysique de 2 SEs étudiés, signalent des valeurs bien supérieures aux références bibliographiques. Les accroissements des stocks de carbone estimés sur une période de 7 ans sont en effet très élevés : $1,65 \pm 0,28$ t/ha/an pour les prairies, $1,17 \pm 0,26$ t/ha/an et $0,85 \pm 0,16$ t/ha/an respectivement pour les terres exploitées en maïs et céréales. Les incertitudes englobant les mesures, la variabilité spatiale du sol et l'effet laboratoire, qui sont difficilement gérables dans notre contexte méthodologique, peuvent expliquer cette accentuation. De même, les résultats relatifs au service de régulation de l'érosion reflètent des moyennes très fortes (10 t/ha/an sur l'ensemble du site), exprimant l'efficacité du couvert végétal et des aménagements antiérosifs plutôt que le rôle des processus des sols impliqués dans la lutte contre l'érosion. Bien que les évaluations biophysiques des SESs révèlent des évaluations incohérentes avec les tendances d'évolution réelles des agrosystèmes étudiés, les résultats cartographiques obtenus permettent de comprendre la cinétique de fourniture des SESs selon les caractéristiques pédoclimatiques et morphologiques caractérisant le site d'étude. En effet, les terres exploitées en prairies présentant des sols hydromorphes fournissent les valeurs les plus élevées du SE de régulation du climat et les zones occupant les fortes pentes enregistrent les valeurs les plus élevées du SE de régulation de l'érosion. De plus, les interactions induites sont essentiellement qualifiées par une synergie de Moyen/Moyen. La forte dominance de cette interrelation est principalement associée aux facteurs potentiellement explicatifs de la distribution spatiale de chaque SE.

Par ailleurs, afin de développer un outil de gestion et de diagnostic des sols, il serait judicieux de s'appuyer sur une évaluation multiservices et multi-échelles. L'évaluation multiservices consiste à intégrer d'autres services écosystémiques à savoir la régulation de la qualité de l'eau et le SE de l'atténuation naturelle des contaminants dans les sols. L'évaluation de ces 2 services est jugée cruciale sur Pleine-Fougères, puisque cette région enregistre des excédents de nitrates, issus de la fertilisation excessive et de l'élevage intensif. En outre, l'évaluation multi-échelles représente une évaluation emboîtée regroupant toutes les entités agricoles à savoir la parcelle, l'exploitation et le système de production. De ce fait, l'approche d'évaluation intégrée des SESs offre la possibilité d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur l'évolution spatio-temporelle du SE rendu.

Références bibliographiques :

Adhikari, K., and Hartemink, A.E. (2016). Linking soils to ecosystem services. A global review. *Geoderma* 262, 101–111.

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P. (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France – Expertise scientifique collective, INRA, 334 p

Arrouays, D., Feller, C., Jolivet, C., Saby, N., Andreux, F., Bernoux, M., and Cerri, C. (2003). Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. *Etude et Gestion Des Sols* 10, 347–355.

Baral, H., Kasel, S., Keenan, R., Fox, J., and Stork, N. (2009). GIS-based classification, mapping and valuation of ecosystem services in production landscapes: a case study of the Green Triangle region of south-eastern Australia. In *Proceedings of the Biennial Conference of the Institute of Foresters of Australia, Caloundra, Australia*, p.

Bastian, O., Syrbe, R.-U., Rosenberg, M., Rahe, D., and Grunewald, K. (2013). The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services* 4, 15–24.

Baveye, P.C., Baveye, J., and Gowdy, J. (2016). Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science* 4, 41.

Beven, K.J., and Kirkby, M.J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24, 43–69.

Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., and Tarocco, P. (2016). A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma* 261, 190–203.

Cardona, A. (2012). L'introduction de la notion de “services écosystémiques” : pour un nouveau regard sur le sol. In *6ème Journées de Recherches En Sciences Sociales, (SFER)*, p. 14–p.

Cros-Cayot, S. (1996). Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Rennes, 218 p. pp.

D.Crossman, N., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., et al. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services* 4, 4–14.

De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., and Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260–272.

Del Grosso, S.J., Ogle, S.M., and Parton, W.J. (2011). Soil Organic Matter Cycling and Greenhouse gas Accounting Methodologies. In : Lei Guo, Amrith S, Gunasekara and Laura L, McConnell, Eds, *Understanding Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Management*, Chapter 17, pp. 331-341.

Dominati, E., Patterson, M., and Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69, 1858–1868.

Dufour, S., Sartre, X.A. de, Castro, M., Oszwald, J., and Clec'H, S.L. (2014). Chapitre 9 Cartographie, services écosystémiques et gestion environnementale : entre neutralité technicienne et outil d'empowerment.

Elie, L., and Lapeyre., B. (2001). Introduction aux méthodes de Monte-Carlo.

Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., and Gaston, K.J. (2010). The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47, 377–385.

Fisher, B., Turner, R.K., Burgess, N.D., Swetnam, R.D., Green, J., Green, R.E., Kajembe, G., Kulindwa, K., Lewis, S.L., Marchant, R., Marshall, A.R., Madoffe, S., Munishi, P.K.T., Morse-Jones, S., Mwakalila, S., Paavola, J., Naidoo, R., Ricketts, T., Rouget, M., Willcock, S., White, S., Balmford, A., 2011, « Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania », *Progress in Physical Geography*, 35,p. 595-611.

Fu, Q., Li, B., Yang, L., Wu, Z., and Zhang, X. (2015). Ecosystem Services Evaluation and Its Spatial Characteristics in Central Asia's Arid Regions: A Case Study in Altay Prefecture, China. *Sustainability* 7, 8335–8353.

Grimaldi, M., Oszwald, J., Dolédec, S., Hurtado, M. del P., de Souza Miranda, I., Arnauld de Sartre, X., Assis, W.S. de, Castañeda, E., Desjardins, T., Dubs, F., et al. (2014). Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landscape Ecology* 29, 311–328.

Grinand, C. (2010). Développement d'une méthode de spatialisation des stocks de carbone dans le sol à l'échelle régionale.

Larondelle, N., Haase, D., and Kabisch, N. (2014). Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change* 26, 119–129.

Le Bissonnais, Y., Le Souder, C. (1995). Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. Disponible sur http://94.247.178.43/afes/egs/EGS_2_1_bissonnais.pdf.

- Le Bissonais, Y., Thorette, J., Bardet, C., and Daroussin, J. (2002). L'érosion hydrique des sols en France. Rapport INRA, IFEN.
- Le Clec'h, S., Oszwald, J., Dufour, S., Desjardins, T., Jegou, N., and Grimaldi, M. (2016). La spatialisation de Services Écosystémiques à l'échelle locale dans un contexte de déforestation : quelles approches statistiques et quelles données ? *Confins*.
- Liaw, A., and Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R News* 2, 18–22.
- Logsdon, R.A., and Chaubey, I. (2013). A quantitative approach to evaluating ecosystem services. *Ecological Modelling* 257, 57–65.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC
- Minasny, B. and McBratney, A.B. (2006). A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. *Computers & Geosciences*, 32(9): 1378-1388.
- Minasny, B., and McBratney, A.B. (2007). Latin Hypercube Sampling as a Tool for Digital Soil Mapping. In *Developments in Soil Science*, A.B.M. and M.V. P. Lagacherie, ed. (Elsevier), pp. 153–606.
- Minasny, B., McBratney, A.B., Malone, B.P., and Wheeler, I. (2013). Digital Mapping of Soil Carbon. In *Advances in Agronomy*, (Elsevier), pp. 1–47.
- Nagy, G.G., and Kiss, V. (2011). Borrowing services from nature. Methodologies to evaluate ecosystem services focusing on Hungarian case studies. (Budapest: CEEweb for Biodiversity).
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, Dr., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., et al. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 4–11.
- Oszwald, J., Grimaldi, M., Le Clec'h, S., and Dufour, S. (2014). Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques : l'apport des approches paysagères. In *Political ecology des services écosystémiques*, A. Arnauld de Sartre, M. Castro, S. Dufour, and J. Oszwald, eds. (Bruxelles: P. Lang), pp. 191–204.
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Rousseva, S., Tadić, M.P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., et al. (2015). Rainfall erosivity in Europe. *Science of The Total Environment* 511, 801–814.
- Panagos, P., Borrelli, P., and Meusburger, K. (2015). A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. *Geosciences* 5, 117–126.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., and Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50.

- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., and Alewell, C. (2015). Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy* 51, 23–34.
- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., and Alewell, C. (2014). Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of The Total Environment* 479–480, 189–200.
- Qin, K., Li, J., and Yang, X. (2015). Trade-Off and Synergy among Ecosystem Services in the Guanzhong-Tianshui Economic Region of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12, 14094–14113.
- Rey, F., Ballais, J.-L., Marre, A., and Rovéra, G. (2004). Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes Rendus Geoscience* 336, 991–998.
- Rivière, J.M., Tico, S., and Dupont, C. (1992). Méthode tarière massif armoricain, caractérisation des sols. Rennes, INRA 20.
- Routhier, M., Lafleur, B., and Bélanger, N. (2014). Accumulation des stocks de carbone dans les sols sous des cultures bioénergétiques de *Populus* spp., *Salix* spp. et *Panicum Virgatum*. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Schapel, A., Davenport, D., and Marschner, P. (2016). Organic carbon concentration and stock increased after clay addition to sands à effect of sampling methodology and modification method. *Soil Research*.
- Tosser, V., Eglin, T., Bardy, M., Besson, A., and Martin, M. (2013). Évaluation des stocks de carbone organique des sols cultivés de France.
- Van Wijnen, H.J., Rutgers, M., Schouten, A.J., Mulder, C., de Zwart, D., and Breure, A.M. (2012). How to calculate the spatial distribution of ecosystem services — Natural attenuation as example from The Netherlands. *Science of The Total Environment* 415, 49–55.
- Vian, J.F., Peigné, J., Chaussod, R., and Roger-Estrade, J. (2009). Effets du mode de travail du sol sur les microorganismes à l'échelle du profil cultural. *Étude et Gestion Des Sols* 16, 355–364.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., and Chenu, C. (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17–26.
- Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais-Hesse, A., and Schwartz, C. (2015). Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorisation. *Agriculture et Foncier-Concurrences Entre Usages Des Sols et Entre Usagers Des Sols Agricoles: La Question Foncière Renouvelée* 51–68.
- Wischrneier, W.H., and Smith, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A Guide to Conservation Planning. USDA-SEA, US, Governmental Printing Office, Washington.
- Wu, J., Feng, Z., Gao, Y., and Peng, J. (2013). Hotspot and relationship identification in multiple landscape services: A case study on an area with intensive human activities. *Ecological Indicators* 29, 529–537.

Annexe1 : Les variables de l'échantillonnage hypercube latin

| X | Y | mnt | beven | K | grass |
|------------|-----------|-----|-----------|----------|-------|
| 311725,437 | 2397478,5 | 29 | 5,934999 | 1,337 | 11 |
| 310675,437 | 2395588,5 | 71 | 2,084 | 1,577999 | 0 |
| 312105,437 | 2398248,5 | 21 | 2,842999 | 1,332 | 4 |
| 310095,437 | 2396698,5 | 86 | 1,802999 | 1,687999 | 1 |
| 310735,437 | 2398158,5 | 33 | 4,165999 | 1,391 | 11 |
| 310505,437 | 2397608,5 | 35 | 3,894 | 1,488 | 5 |
| 311655,437 | 2397958,5 | 21 | 3,594 | 1,381999 | 11 |
| 310715,437 | 2396518,5 | 66 | 3,561 | 1,865 | 0 |
| 310405,437 | 2398328,5 | 31 | 3,286 | 1,248999 | 1 |
| 312055,437 | 2398418,5 | 17 | 3,352999 | 1,396999 | 7 |
| 311145,437 | 2397458,5 | 24 | 17,660999 | 1,419999 | 11 |
| 312205,437 | 2398888,5 | 21 | 1,654 | 1,488999 | 11 |
| 311135,437 | 2396058,5 | 92 | 2,64 | 1,593 | 0 |
| 312345,437 | 2398468,5 | 18 | 3,463 | 1,356999 | 11 |
| 311895,437 | 2396318,5 | 101 | 2,767999 | 1,524 | 9 |
| 311445,437 | 2398218,5 | 28 | 2,430999 | 1,435999 | 0 |
| 311305,437 | 2395258,5 | 96 | 1,356999 | 1,225999 | 9 |
| 310265,437 | 2397888,5 | 30 | 6,495999 | 1,315 | 8 |
| 311685,437 | 2395618,5 | 91 | 6,59 | 1,302 | 11 |
| 312415,437 | 2398068,5 | 21 | 3,157 | 1,277999 | 0 |
| 311395,437 | 2398338,5 | 26 | 3,013 | 1,442999 | 1 |
| 311865,437 | 2395778,5 | 97 | 2,698999 | 1,274999 | 11 |
| 310365,437 | 2396948,5 | 57 | 4,410999 | 1,638 | 0 |
| 312525,437 | 2398968,5 | 16 | 4,682 | 1,424 | 11 |
| 311945,437 | 2396988,5 | 47 | 4,772999 | 1,523 | 2 |
| 312625,437 | 2396708,5 | 73 | 2,947999 | 1,335 | 11 |
| 311565,437 | 2395358,5 | 99 | 3,697999 | 1,202 | 11 |
| 310885,437 | 2396818,5 | 53 | 1,574 | 1,804999 | 0 |
| 312445,437 | 2397718,5 | 20 | 10,395999 | 1,383999 | 11 |
| 312795,437 | 2399168,5 | 13 | 8,317999 | 1,472 | 11 |
| 310845,437 | 2398488,5 | 32 | 2,134 | 1,409 | 1 |
| 311275,437 | 2396508,5 | 88 | 3,779 | 1,884999 | 8 |
| 310845,437 | 2395888,5 | 69 | 2,243 | 1,633999 | 11 |
| 311465,437 | 2397518,5 | 29 | 4,543 | 1,317999 | 11 |
| 310375,437 | 2397208,5 | 44 | 4,228 | 1,465999 | 0 |
| 311595,437 | 2396368,5 | 100 | 2,414999 | 1,771 | 0 |
| 311035,437 | 2396128,5 | 94 | 2,180999 | 1,792999 | 8 |
| 309885,437 | 2396748,5 | 60 | 2,342 | 1,503999 | 10 |
| 311425,437 | 2397258,5 | 34 | 4,396999 | 1,452 | 11 |
| 312215,437 | 2397228,5 | 33 | 5,506 | 1,401 | 5 |
| 312425,437 | 2398598,5 | 16 | 3,982 | 1,396 | 11 |
| 312805,437 | 2398968,5 | 14 | 18,063999 | 1,430999 | 0 |
| 310945,437 | 2396428,5 | 90 | 1,064 | 1,843 | 11 |

| | | | | | |
|------------|-----------|-----|-----------|----------|----|
| 310485,437 | 2396028,5 | 105 | 0,335 | 1,700999 | 1 |
| 312275,437 | 2396838,5 | 56 | 3,407 | 1,353 | 11 |
| 311705,437 | 2396698,5 | 87 | 2,875 | 1,715999 | 3 |
| 311935,437 | 2399078,5 | 15 | 11,649999 | 1,605 | 11 |
| 312125,437 | 2395408,5 | 102 | 5,203999 | 1,190999 | 0 |
| 312135,437 | 2395288,5 | 102 | 3,638 | 1,131999 | 0 |
| 310965,437 | 2397588,5 | 28 | 4,586999 | 1,463 | 11 |
| 311075,437 | 2396598,5 | 79 | 1,338 | 1,796 | 11 |
| 312365,437 | 2397318,5 | 28 | 5,671 | 1,37 | 3 |
| 311225,437 | 2395778,5 | 77 | 4,910999 | 1,414 | 8 |
| 312265,437 | 2398288,5 | 22 | 3,036999 | 1,273 | 0 |
| 312175,437 | 2397998,5 | 23 | 2,551 | 1,322 | 0 |
| 311675,437 | 2398038,5 | 19 | 17,274 | 1,381999 | 11 |
| 310485,437 | 2396318,5 | 81 | 4,254 | 1,822999 | 7 |
| 312295,437 | 2396438,5 | 84 | 14,510999 | 1,325 | 0 |
| 312615,437 | 2396348,5 | 95 | 2,500999 | 1,269 | 11 |
| 310525,437 | 2397418,5 | 37 | 4,052999 | 1,550999 | 3 |
| 312375,437 | 2396248,5 | 98 | 1,855999 | 1,184999 | 11 |
| 310355,437 | 2396658,5 | 82 | 3,487999 | 1,832999 | 0 |
| 312275,437 | 2399098,5 | 18 | 3,101 | 1,444 | 10 |
| 311215,437 | 2397108,5 | 39 | 4,032 | 1,527999 | 1 |
| 312835,437 | 2396978,5 | 40 | 3,854 | 1,363999 | 7 |
| 311065,437 | 2397638,5 | 25 | 4,835 | 1,389999 | 11 |
| 312245,437 | 2396798,5 | 64 | 2,947 | 1,379999 | 11 |
| 312115,437 | 2397538,5 | 27 | 5,013999 | 1,399999 | 6 |
| 311645,437 | 2397158,5 | 36 | 5,782999 | 1,442 | 11 |
| 309605,437 | 2396618,5 | 46 | 5,151 | 1,376 | 0 |

Annexe 2 : Exemple d'une fiche d'identité des points d'échantillonnages

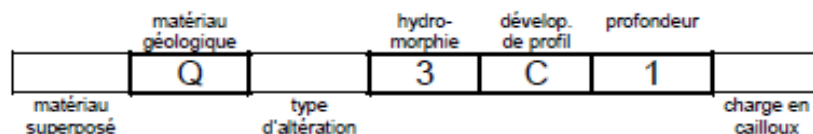
| Fiche d'identité point N°4 | Campagne Landsoil 2009 | Base de données donesol |
|----------------------------|--------------------------------|--|
| Code 4 critères | ROR5r | _ RANKOSOL issu de schiste gréseux ou cornéenne parfois altéré (sol 1) |
| Matériau parental | CORNEENNE | |
| Nom RP 2008 | RANKOSOL sain issu de coméenne | |

| Horizon | RPF | ABOND_MO | FRAG_MO | ARGILE | LIMON | SABLE | TEXTURE | ABOND_EG | COUL_H |
|---------|-----|----------|---------|--------|-------|-------|---------|----------|--------|
| 0 - 30 | LA | 3 | 4 | 12 | 68 | 20 | L | 15 | 10YR33 |
| 30 - 40 | A | 3 | 4 | 12 | 68 | 20 | L | 15 | 10YR34 |
| 40 - 58 | C | 0 | | 12 | 63 | 25 | LSa | 40 | 10YR46 |



Annexe 4 : Signification du code 4 critères

CODIFICATION 4 CRITERES DU MASSIF ARMORICAIN : LE CODE TARIERE



Matériau géologique

Deux matériaux superposés peuvent être indiqués (LN pour limon sur schiste par ex.).

| | | |
|--|---|--|
| A. Argile, altérites épaisses B. Cuirasse ferrugineuse C. Calcaire D. Dune sableuse d'origine marine E. Eboulis de pente F. micaschiste G. Granite H. Tourbe I. Gneiss L. Limon | M. Marais (type marais du Mt-St-Michel) N. Schiste tendre (type Briovérien) O. Schiste moyen (type Angers) P. Schiste dur (type Pont-Réan) Q. Grès dur (type Armoricain) R. Schiste gréseux S. Sable T. Terrasse caillouteuse U. Matériau d'apport colluvial V. Matériau d'apport alluvial | W. Alluvions argileux X. Quartz et poudingues Y. Roches volcaniques Z. Matériau remanié par l'homme Si altération notable : de type arène : a de type altérite : t |
|--|---|--|

Type de solum (succession d'horizons)

- SOLS SANS DIFFERENCIATION TEXTURALE
 - N. LITHOSOLS (sols minéraux bruts, très superficiels)
 - R. RANKOSOLS (sols bruns organiques, superficiels, sous lande)
 - B. BRUNISOLS (sols bruns)
- DIFFERENCIATION RESULTANT DE PROCESSUS D'ILLUVIATION DE L'ARGILE
 - C. NEOLUVISOLS : BT en profondeur, avec $1,3 < IDT^* < 1,8$ (sols bruns lessivés)
 - L. LUVISOLS TYPIQUES : BT en profondeur, avec $IDT^* > 1,8$ (sols lessivés)
 - D. LUVISOLS DEGRADÉS : $IDT^* > 1,8$ et E fortement décoloré et pénétrant en langues dans le BT (sols lessivés glossiques)
 - E. LUVISOLS-REDOXISOLS : $IDT^* > 1,8$ et apparition d'un horizon -g à moins de 50 ± 10 cm de profondeur (sols lessivés fortement dégradés)
- SOLS D'ACCUMULATION PROGRESSIVE DE MATERIAUX
 - U. COLLUVISOLS (sols d'apport colluvial)
 - V. FLUVISOLS-COLLUVISOLS (sols d'apport alluvial et colluvial)
 - W. FLUVISOLS-COLLUVISOLS argileux (sols d'apport alluvial et colluvial à texture très argileuse)
- P : Podzol, T : Tourbe

^{*}IDT (Indice de Différenciation Texturale) = teneur en argile horizon BT / teneur en argile horizon E)

Profondeur du sol

La profondeur du sol se détermine par la profondeur d'apparition de l'horizon d'altération C ou de la roche mère R

- | | |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • SOLS PROFONDS Classe 1 : profondeur de plus d'1 m Classe 2 : de 80 cm à 1 m • SOLS MOYENNEMENT PROFONDS Classe 3 : de 60 à 80 cm Classe 4 : de 40 à 60 cm | <ul style="list-style-type: none"> • SOLS PEU PROFONDS Classe 5 : de 20 à 40 cm Classe 6 : moins de 20 cm |
|--|--|

Dans le cas de profondeur du sol se situant en limite de deux classes, c'est la classe la plus pénalisante qui est choisie.

Hydromorphie ou asphyxie par l'eau

SOLS PROFONDS

- SOLS SAINS
- Classe . ou 0 : absence, couleur homogène sans taches
- Classe 1 : taches d'oxydo-réduction à une profondeur supérieure à 80 cm de faible intensité
- Classe 2 : taches d'oxydo-réduction à une profondeur supérieure à 80 cm de forte intensité
- SOLS PEU HYDROMORPHES
- Classe 3 : taches d'oxydo-réduction à une profondeur comprise entre 40 et 80 cm de faible intensité
- SOLS MOYENNEMENT HYDROMORPHES
- Classe 4 : taches d'oxydo-réduction à une profondeur comprise entre 40 et 80 cm de forte intensité
- SOLS HYDROMORPHES
- Classe 5 : taches d'oxydo-réduction dès la surface de faible intensité
- Classe 6 : taches d'oxydo-réduction dès la surface de forte intensité
- Classe 7 : horizon(s) redoxique(s) (pseudogley) sur toute l'épaisseur du sol
- Classe 8 : horizon(s) réductique(s) (gley) ou histique(s) (tourbe) en profondeur
- Classe 9 : horizon(s) réductique(s) (gley) ou histique(s) (tourbe) à faible profondeur

SOLS PEU PROFONDS

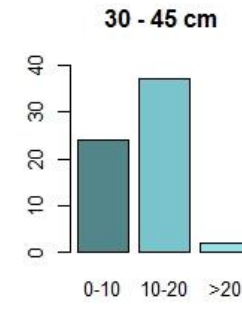
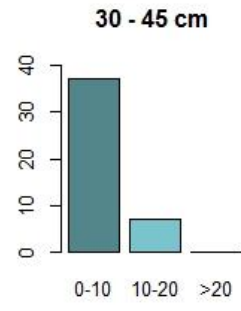
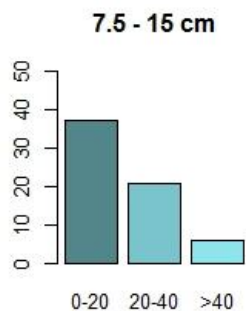
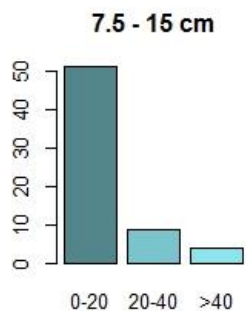
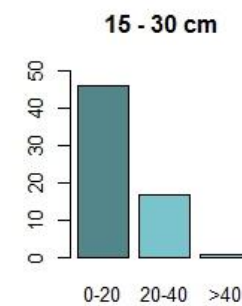
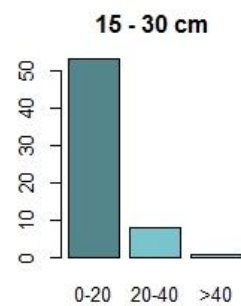
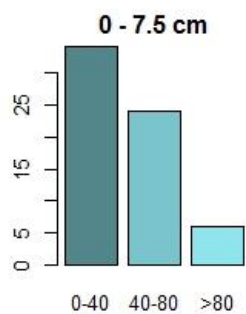
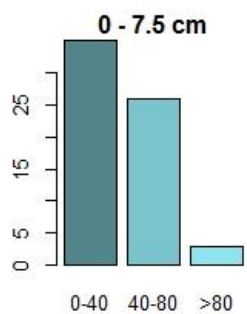
- SOLS SAINS
- Classe . ou 0 : absence, couleur homogène sans taches
- SOLS PEU HYDROMORPHES
- Classe 3 : taches d'oxydo-réduction au contact sol - matériau géologique
- SOLS HYDROMORPHES
- Classe 5 : taches d'oxydo-réduction dès la surface de faible intensité
- Classe 6 : taches d'oxydo-réduction dès la surface de forte intensité
- Classe 7 : horizon(s) redoxique(s) (pseudogley) sur toute l'épaisseur du sol
- Classe 8 : présence d'horizon(s) réductique(s) (gley) ou histique(s) (tourbe)
- Classe 9 : horizon(s) réductique(s) (gley) ou histique(s) (tourbe) sur toute l'épaisseur du sol

Une hydromorphie existant en surface puis disparaissant peut être indiquée en indice (ex. : 1₁ ou 1₂ selon l'intensité)

Charge en cailloux

L'indiquer si > 15%, utiliser pour sa nature le code matériau géologique.

Annexe 5 : Histogrammes des teneurs en carbone organique (g/kg) pendant les 2 périodes 2009 et 2016



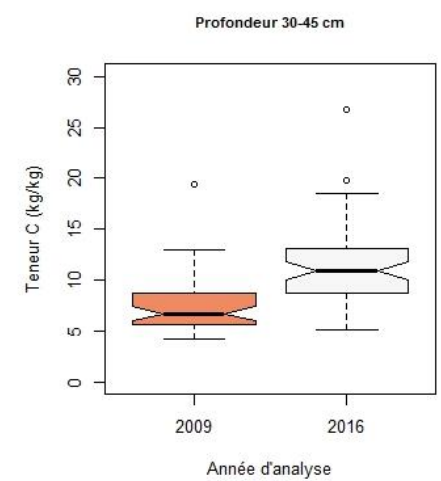
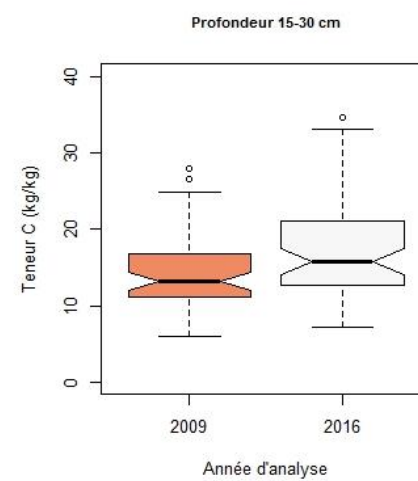
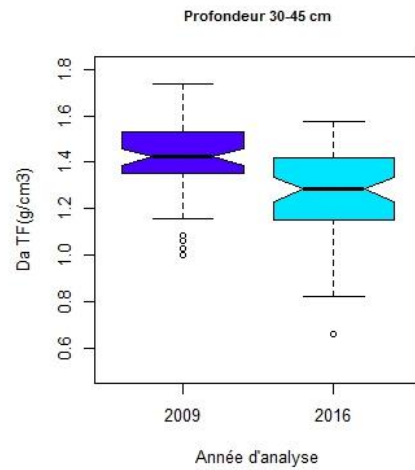
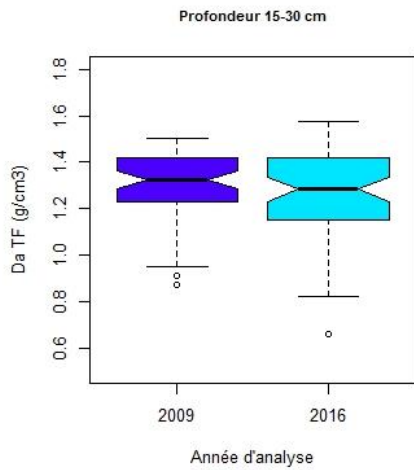
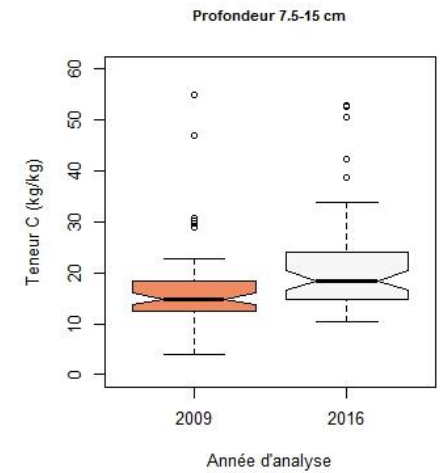
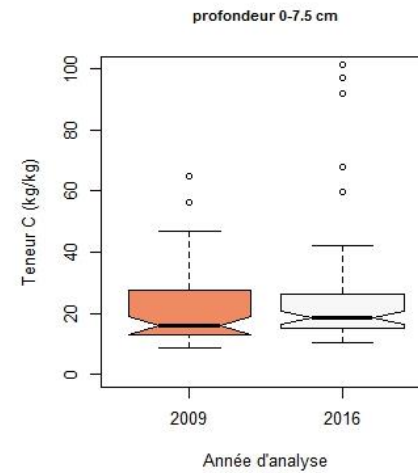
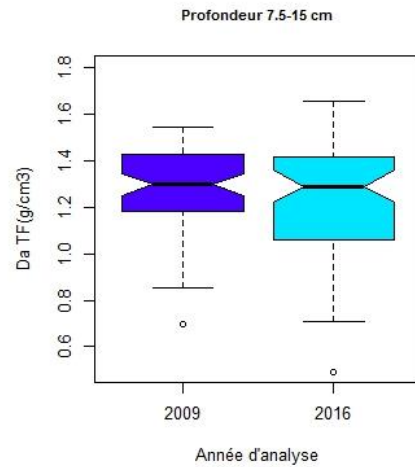
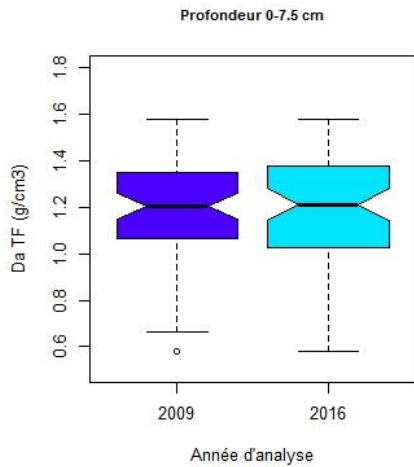
2009

2016

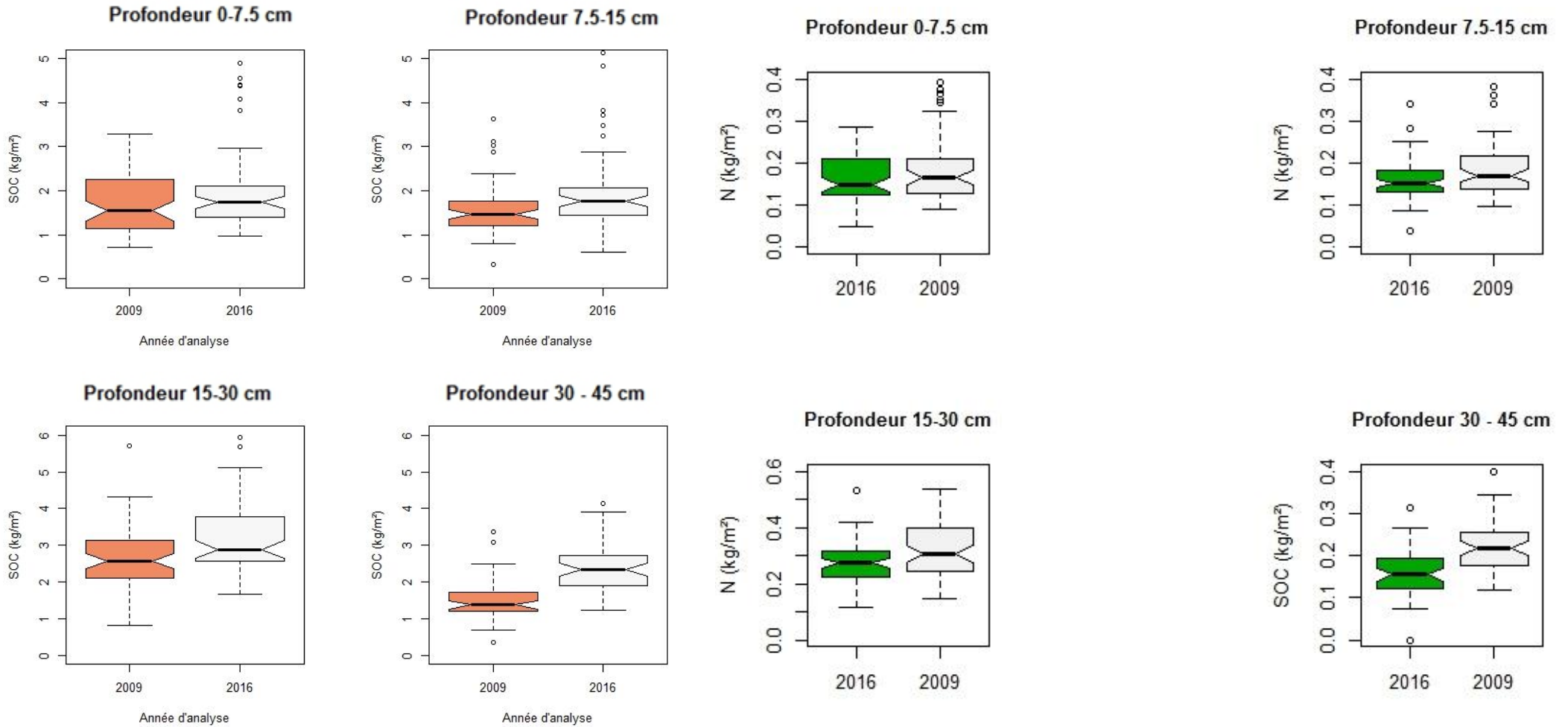
2009

2016

Annexe 6 : Distribution de la densité apparente et des teneurs en carbone organique par profondeur pendant les 2 périodes d'étude



Annexe 7 : Distribution des stocks de carbone et des stocks d'azote par profondeur (2009 et 2016)



Annexe 8 : Distributions spatiales des paramètres du modèle RUSLE

Légende

C-factor



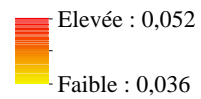
Contour du site d'étude



0 500 1 000
Mètres

Légende

K-factor (t ha h/ ha MJ mm)



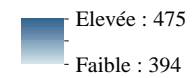
Contour du site d'étude



0 500 1 000
Mètres

Légende

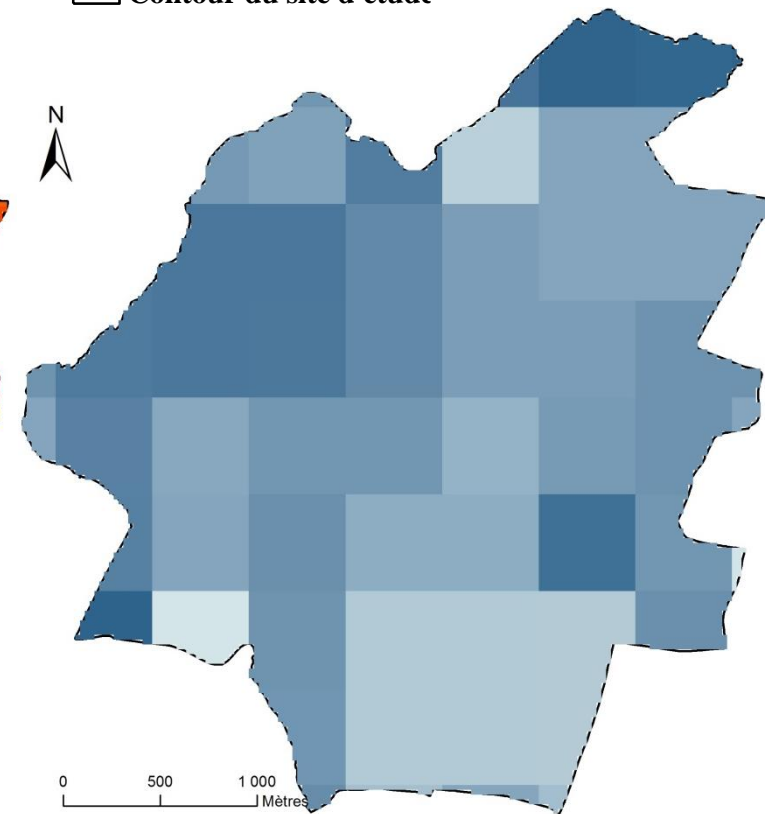
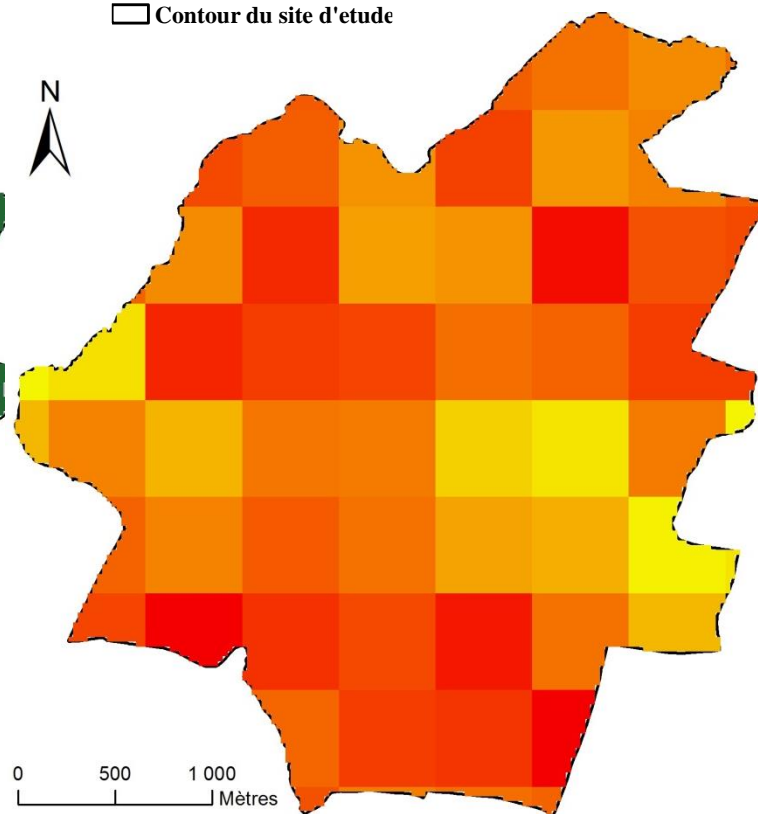
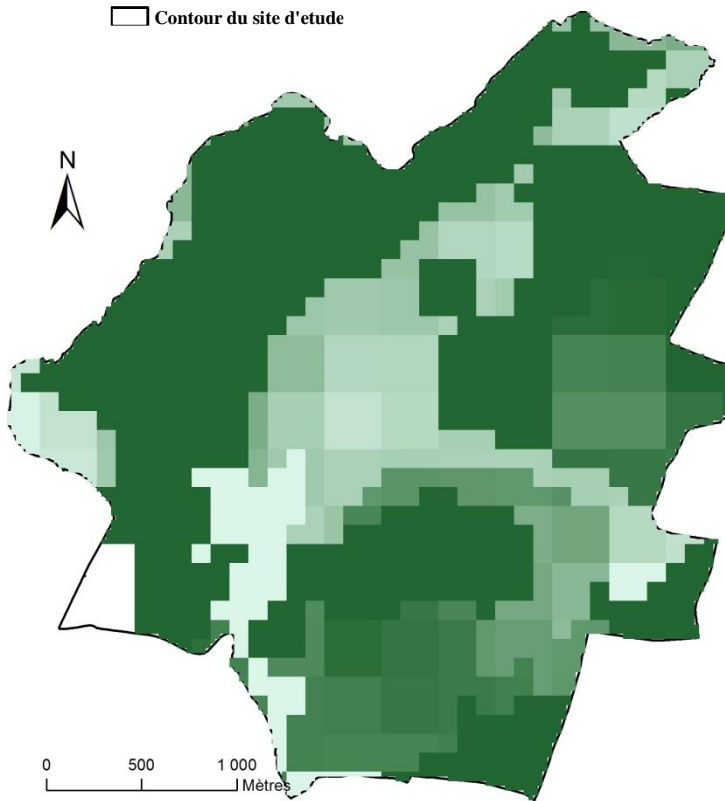
R factor (Mj mm/ha h an)



Contour du site d'étude



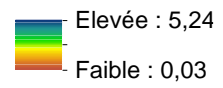
0 500 1 000
Mètres



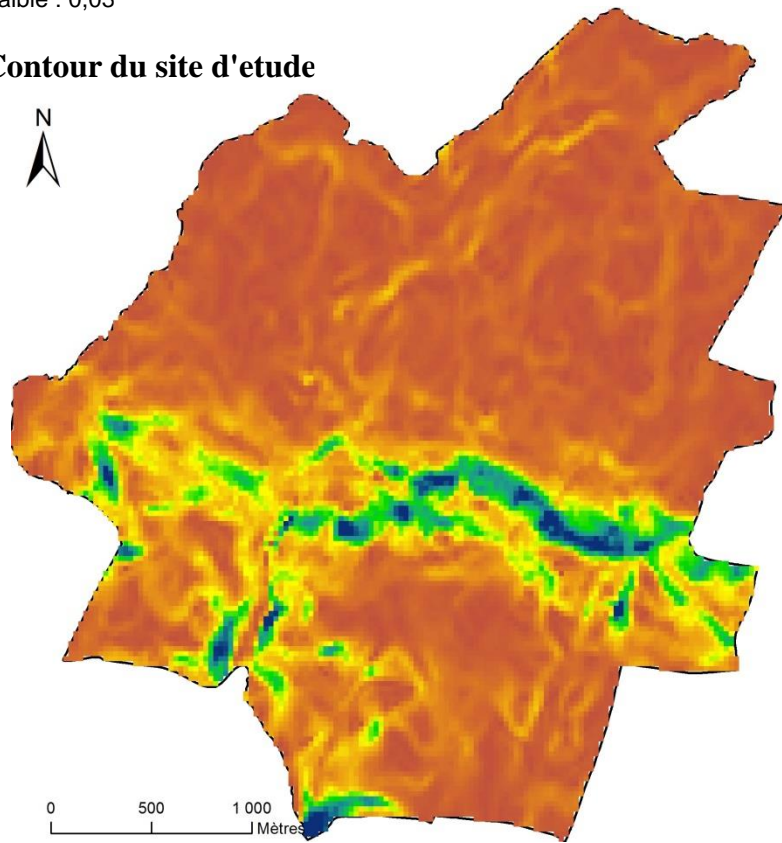
Légende

LS-factor

Valeur



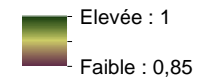
Contour du site d'étude



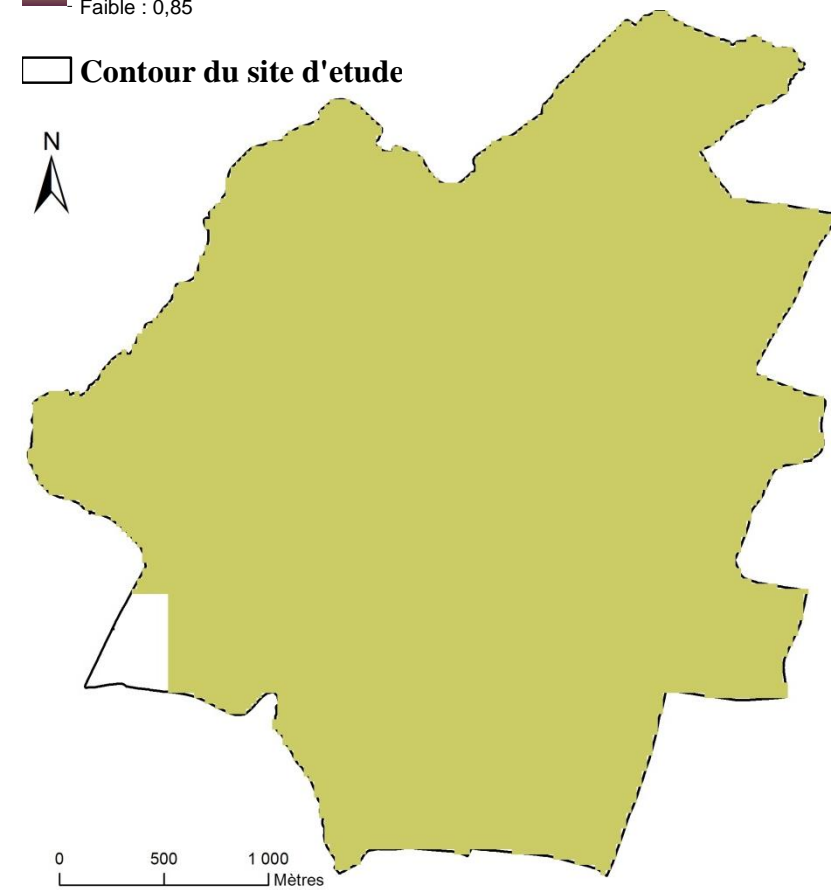
Légende

P factor

Valeur



Contour du site d'étude





Diplôme : ingénieur agronome
Spécialité : Génie de l'environnement
Spécialisation / option : Sol, Eau Hydrosystèmes
Enseignant référent : Didier Michot

Auteur(s) : Ellili Yosra

Organisme d'accueil : UMR SAS

Date de naissance* : 04/09/1991

Adresse : 65, Rue de Saint Briec 35000
Rennes

Nb pages : 55 Annexe(s) :10

Maître de stage : Christian Walter

Année de soutenance : 2016

Titre français : Evaluation et cartographie des services écosystémiques fournis par les sols

Titre anglais : Mapping and assessment of soil ecosystem services

Résumé :

Le sol est une ressource essentielle rendant plusieurs services écosystémiques (SE). L'objectif de cette étude est d'évaluer et de cartographier 2 SEs fournis par les sols du site atelier de Pleine-Fougères : la régulation du climat et la régulation de l'érosion. La quantification biophysique du SE de régulation du climat s'appuie sur l'indicateur de la variation des stocks de carbone dans les sols sur une période de 7 ans. La caractérisation de cet indicateur révèle des accroissements très élevés par rapport aux références nationales. En effet, ce service est estimé à $1,65 \pm 0,28$ t/ha/an pour les prairies, $1,17 \pm 0,26$ t/ha/an et $0,85 \pm 0,16$ t/ha/an respectivement pour les terres exploitées en maïs et céréales. De plus, afin de spatialiser le SE en question, deux approches ont été mises en œuvre : la première consiste à spatialiser l'indicateur d'intérêt moyennant la méthode d'apprentissage de la forêt d'arbres de régression Random Forest ($R^2 = 0.47$) à partir d'un jeu de calibration de 64 points. Ce modèle a mis nettement en avant l'hydromorphie et l'occupation du sol comme facteurs potentiellement explicatifs de sa distribution spatiale. La deuxième approche consiste à attribuer une valeur de l'indicateur à chaque type d'occupation du sol. En outre, le service de régulation de l'érosion, estimé par la modélisation RUSLE, est équivalent à la différence entre l'érosion potentielle et l'érosion actuelle. Sur l'ensemble de la zone d'étude, la fourniture moyenne de ce SE est estimée à 10 t/ha/an, avec des valeurs plus fortes enregistrées sur des zones aménagées occupant des pentes fortes. Par ailleurs, l'étude des interrelations de synergies et d'antagonismes par normalisation en scores, montre que l'interaction qualifiée par Moyen/Moyen est la plus présente sur l'ensemble du site. Ainsi, malgré les incertitudes associées à l'évaluation biophysique de 2 SES, les résultats obtenus ont permis de caractériser les grandes structures paysagères du site d'étude alors que les unités de gestion ont disparu.

Abstract:

Soil is a natural resource providing several ecosystem services (ES). This study aims to assess and map 2 ES provided by soils of Pleine-Fougères study area: climate regulation and control of erosion. Biophysical quantification of climate regulation support on the indicator of soil organic carbon (SOC) stock changes over a period of 7 years. The characterization of this indicator reveals SOC stocks increases higher than national references. Indeed, this service is estimated at 1.65 t / ha / year for grassland, 1.17 t / ha / year and 0.85 t / ha / year respectively for the land used for corn and cereals. In addition, to map this ES, two approaches have been implemented: the first is to spatialize the indicator using a soil digital mapping approach with the Random Forest method ($R^2 = 0.47$) and a calibration dataset of 64 points. This model uses soil hydromorphy and landuse as explanatory factors of its spatial distribution. The second approach is to assign a value of the indicator for each type of land occupation. Furthermore, the control of erosion, estimated by RUSLE model, is defined by the difference between the potential and the actual erosion. The average provision of this ES is estimated at 10 t / ha / year and the highest values recorded for landscape areas located in steep slopes. Moreover, the study of the interrelationships of synergies and antagonism with standardization scores shows that the interaction described by Medium / Medium is the most present on the site. Thus, despite uncertainties associated with the biophysical evaluation of 2 SES, the results have characterized the major landscape features of the site while management units disappeared.

Mots-clés : Services écosystémiques, sol, évaluation biophysique, cartographie

Key Words: Ecosystem services, soil, assessment, mapping

