

PROJET ANCRES

ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF – RETENTION ET EPURATION PAR LES SOLS

**MISE EN PLACE D'UN INDICATEUR INTEGRATIF POUR LA
GESTION DU POTENTIEL EPURATEUR DES SOLS SOUMIS
A L'INFILTRATION EN ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF**

10

BUILDING AN INTEGRATIVE INDEX FOR MANAGEMENT OF THE DEPURATOR FUNCTION OF SOILS SUBMITTED TO INFILTRATION UNDER ON-SITE SANITATION SYSTEMS

Olivier Fouché-Grobla

20

Conservatoire national des Arts et Métiers
Leesu – Ecole des Ponts

Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains
Université Paris-Est – Ecole des Ponts ParisTech – AgroParisTech
6 et 8, avenue Blaise Pascal - Cité Descartes
F 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

olivier.fouche@enpc.fr
olivier.fouche@cnam.fr

30

Rapport final

28 novembre 2014

AVERTISSEMENT

Les mots marqués d'un astérisque* sont répertoriés et expliqués dans le glossaire à la fin de ce document.

Dans ce rapport, on a fait le choix de ne pas développer la description de l'ANC comme mode de gestion des eaux usées, avec ses règles et ses techniques, et comme activité socio-économique. Cela ne peut pas être pris comme un manque d'intérêt des auteurs pour le sujet car la problématique de l'ANC est le fil conducteur du rapport, les objets et les usages observés appartiennent à ce champ d'activité, et les fonctions des sols sont étudiées dans le service qu'elles rendent à cette activité. Mais il ne serait pas raisonnable, par manque de temps et de place, d'entrer dans le détail. Le lecteur est donc renvoyé au DTU 64-1, revu en 2013, pour s'approprier l'art difficile du traitement et du rejet des eaux usées. On trouvera un exposé très clair du DTU et de très bonnes illustrations des techniques de l'ANC dans Brigand et Lesieur (2008).

REMERCIEMENTS

- Nous remercions le programme GESSOL, le Ministère de l'Ecologie et l'ADEME, pour le cadrage scientifique de qualité et le soutien financier alloué au projet. Un soutien complémentaire important a été apporté à la thèse de Behzad Nasri par le Ministère des Affaires étrangères et sa représentation en Iran, conjointement avec l'Institut Kurde de Paris.
- Ce projet doit beaucoup à notre collaboration ancienne avec la Régie des eaux de Puisaye-Forterre (REPF) en gestion de la ressource en eau, collaboration poursuivie et renouvelée à partir de 2009 dans le domaine de l'ANC. Nous remercions en particulier son président, Christian Chaton, et la directrice du SPANC, Christine Bailly, qui ont été présents au début comme à la fin du projet, lors du séminaire à Auxerre qui a aussi bénéficié du soutien du Conseil général de l'Yonne. Nous étendons ces remerciements aux trois SPANCs de Seine-et-Marne qui ont accepté de se soumettre à l'observation critique des chercheurs, phase délicate du projet. Nous sommes convaincus que les résultats du projet ANCRES leur seront utiles.
- Non remboursable est notre dette et immense est notre reconnaissance à l'égard des particuliers qui nous ont accueillis au domicile, ont répondu à un questionnaire, nous ont autorisé à faire des prélèvements de sol et des observations sur leur dispositif d'ANC, ou simplement accepté de discuter au téléphone.
- Ce rapport a bénéficié de la contribution écrite de : Behzad Nasri et Christophe Saillé (Enpc et Cnam), Martin Seidl et Emilie Caupos (Enpc), David Ramier (Cerema), Nicolas Forquet (Irstea).



L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie et du ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche. www.ademe.fr

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Résumé

Contribuer par un projet scientifique à améliorer le pilotage des services rendus par le sol en assainissement non collectif (ANC) exigeait au préalable deux travaux préparatoires concernant la réglementation et le jeu des nombreux acteurs concernés. Le premier était une analyse historique et technique de l'évolution réglementaire de l'assainissement autonome depuis un siècle, et une rétrospective sur l'émergence de la nouvelle réglementation de l'ANC qui se met en place depuis 2009. Le second était une réflexion socio-culturelle sur le cahier des charges que devrait respecter l'outil scientifique quand il se pose en outil d'aide à l'élaboration de la communauté d'acteurs, dans l'esprit de la gestion participative d'un territoire. Ce double prérequis a permis d'aborder dans de bonnes conditions l'étude socio-politique de la mise en œuvre de la nouvelle politique par le service public de l'ANC (SPANC) et par les usagers. L'analyse des conditions réelles, modalités et stratégies selon lesquelles les communes déploient actuellement leur compétence en la matière démontre l'existence d'une mésentente entre les acteurs sur le rôle joué par les fonctions des sols et sur l'impact sanitaire et environnemental de l'ANC.

La préoccupation première du gestionnaire est d'améliorer l'évaluation de la faisabilité* de l'ANC sur son territoire. L'étude de faisabilité* est faite actuellement au cas par cas en fonction de l'aptitude de la parcelle, avec une prise en compte faible voire nulle du sol lui-même. Quand le sol est supposé inapte à les épurer, les eaux usées doivent être traitées avant d'être évacuées dans le sol, cette évacuation se faisant de préférence par infiltration, à défaut par rejet au fossé. Le traitement inclut un ensemble de filières techniques, certaines sont anciennes, d'autres innovantes, dont aucune jusqu'à présent n'est considérée comme suffisante pour se passer des services du sol. Le projet ANCRES étudie les trois fonctions du sol à l'égard de l'infiltration des eaux usées – évacuation, épuration, rétention – et le devenir des contaminants dans les trois modes associés aux trois fonctions – transfert au sous-sol, rejet à la surface du sol, accumulation dans le sol. Il propose un jeu d'indicateurs d'aptitude du sol et une règle pour les combiner avec les caractéristiques de l'aptitude de la parcelle en un système de notation des fonctionnalités qui s'applique sur tout site pour choisir les dispositifs techniques possibles. La note d'aptitude sur le sol et la parcelle est ensuite intégrée avec une note construite sur des indicateurs sociotechniques d'aptitude de l'utilisateur à la gestion de l'ANC. Cela constitue l'indicateur intégratif SPU, de l'aptitude ou du potentiel des sols pour l'infiltration des eaux usées traitées en ANC, qui contribuera à la convergence des points de vue des acteurs.

Sous-jacente à la nouvelle gestion de l'ANC se trouve la question de l'impact de l'ANC sur les eaux et sur les sols qui est la seconde préoccupation du gestionnaire. Parmi les sources de pollution diffuse, le rejet des eaux usées occupe une place de choix et malgré son ancienneté dans la société humaine, pose encore des questions non résolues en termes d'impact sanitaire et environnemental. Le déficit de connaissance scientifique est à l'origine d'une mésentente apparue très tôt à ce sujet entre les acteurs de l'ANC. Un meilleur pilotage des fonctions du sol nécessite, pour dépasser les clivages et les habitudes, une production de connaissance grâce à l'expérimentation sur les processus dans le sol. Au cœur du projet a donc été placé un site pilote d'ANC en conditions réelles, un filtre à sable non drainé, construit et instrumenté pour le suivi dynamique (tension dans le sol, teneur en eau) et chimique de l'eau usée infiltrée d'une parcelle habitée. Outre son apport original sur le fonctionnement hydraulique et physico-chimique des sols hétérogènes, cette expérimentation a eu deux débouchés pour la recherche d'indicateurs : elle a révélé des indicateurs d'efficacité des fonctions du sol et des indicateurs d'impact des contaminants, en étroite interdépendance ; elle a confirmé des indicateurs d'aptitude du sol et en a révélé d'autres, comme la teneur en cailloux dans le sol qui favorise un mode d'écoulement préférentiel.

Avec l'identification des paramètres-clés du sol et de l'utilisateur en ANC, le projet s'est focalisé sur l'élaboration de protocoles d'essais et d'enquêtes sur le terrain afin d'acquérir les indicateurs. Pour apprécier et cartographier la faisabilité de l'ANC, un prototype de web-SIG dédié a été créé sur le territoire de la Régie des Eaux de Puisaye-Forterre dans l'Yonne, qui inclut le SPANC. Le projet soutient finalement, en donnant des arguments et des outils, trois recommandations essentielles : territorialiser l'action du SPANC en fonction de l'état actuel du sol, de la parcelle et de l'utilisateur, améliorer l'aptitude à l'ANC sur ces trois dimensions, et évaluer l'impact de l'ANC sur les sols et les eaux. Ces trois pistes ouvrent la voie à une prospective pour l'évolution des règlements et des pratiques et la convergence de point de vue des acteurs, ce qui aura pour résultat d'accroître la légitimité et la durabilité de la politique publique en matière de gestion du sol et de l'eau. Les enjeux de l'ANC – amélioration de l'habitat, préservation de la santé et protection de l'environnement en milieu péri urbain et rural – seront dorénavant interrogés à partir des résultats du projet ANCRES.

Abstract

How to improve driving of the soil functions in on-site sanitation management ?

Contribute by a scientific project to improve the management of services provided by the soil to On-Site Sanitation (OSS, or ANC in French) demanded at first two preparatory works concerning the regulation and the interplay of many stakeholders. The first was a historical and technical analysis of the regulatory changes concerning on-site sanitation for a century and a retrospective on the emergence of new regulations of ANC being put in place since 2009. The second was a socio-cultural reflection on the specifications that should respect the scientific tool when it arises as a tool for the development of the community of actors, in the spirit of participatory management of a territory. This double prerequisite allowed addressing in good condition a socio-political study of the implementation of the new public policy by the public service of the ANC (SPANC) and by users. The analysis of the actual terms, conditions and strategies according to which municipalities are deploying their competence in the field shows that there is a disagreement between the actors on the role played by soil functions and on the health and environmental impact of the ANC.

The first concern of the manager is to improve the assessment of the feasibility of the ANC on its territory. The feasibility study is now being done on a case by case basis depending on the ability of the private plot: it is in the case which taking in account of soil itself is very low or no account. The waste water must be treated before being discharged into the soil when the soil is assumed unable to purify, this evacuation being preferably done by infiltration, by failing to discharge ditch. Treatment includes a set of technical courses which some of them are old and some innovative, none of which so far is considered sufficient to dispense with the services of the soil. The ANCRES project focuses on three soil functions with regard to the infiltration of wastewater – evacuation, purification, retention – and the fate of contaminants in the three modes associated with three functions – transfer to the underlying soil, dispose to the soil surface, accumulate in soil. It suggests a set of indicators of the ability of soil and a rule for combining them with the characteristics of the ability of the plot in a scoring functionality system that applies to any site to choose the possible technical devices. The score of aptitude on the soil and the plot is then integrated with a built score on indicators of socio-technical ability of the user to manage the ANC device. This makes an integrated indicator SPU, of the ability or potential for soils to infiltrate treated wastewater by ANC, which will contribute to the convergence of actor's viewpoints.

Underlying the new management of the ANC, we find the question of the impact of the ANC on the waters and soils which is the second concern of the manager. Among the sources of diffuse pollution, the discharge of wastewater occupies a prominent place, and despite its age in human society, still poses unresolved issues in terms of health and environmental impact. A lack of scientific knowledge is the source of disagreement appeared very early in this respect between the actors in the ANC. A better control of functions of the soil needs, in order to overcome divisions and habits, a generation of knowledge through experimentation on processes in the soil. So, at the centre of the project a pilot site of ANC was placed in real conditions. An undrained sand pack was built and instrumented for soil dynamic (matrix potential and water content in the soil) and chemical monitoring of infiltrated wastewater in an inhabited plot. Besides its original contribution on the hydraulic and physico-chemical functioning of heterogeneous soil, this experiment opened two opportunities to research the indicators: it showed some indicators of the efficiency of soil functions and indicators of impact of contaminants in close interdependence; it confirmed indicators of ability of the soil and in the same time it showed others like rock fragment content in the soil which promotes preferential flow.

After identifying the key parameters of the soil and the user in ANC, the project focused on the development of test protocols and field surveys to develop the indicators. In order to evaluate and map the feasibility of the ANC, a prototype of dedicated web-GIS was created on the territory of the Water Authority of Puisaye-Forterre in Yonne, France, a public service including the SPANC. The project, by giving arguments and tools, finally supports three key recommendations: territorialize the action of the SPANC depending on the current state of the soil, the plot and the user, improve the ability to the ANC on these three dimensions, and evaluate the impact of the ANC on the soil and water. These three tracks open the way to a prospective for the evaluation of the regulations and practices and the convergence the point of view of the actors, which will result in increasing the legitimacy and sustainability of public policy management of soil and water. The challenges of the ANC – improvement of housing, health preservation and protection of land and environment in peri-urban and rural areas – will from now on be questioned based on the results of the ANCRES project.

Equipe scientifique

Chercheurs et ingénieurs (en **gras** ceux qui ont encadré un stagiaire ou un doctorant)

- 210
- **Martin SEIDL (ITPE, Leesu - Enpc)**
 - **José Frédéric DEROUBAIX (IR, Leesu - Enpc)**
 - **Emilie CAUPOS (IR, Leesu - Enpc)**
 - **Mohamed SAAD (IR, Leesu - Enpc)**
 - **Emmanuel BERTHIER (IDTPE, Cerema)**
 - **David RAMIER (CR, Cerema)**
 - **Jérémy CHOLLET (Tech. Sup. Pal, Cerema)**
 - **Mathilde MORVAN (MDC, Polytech-CF)**
 - **Pierre BREUL (MDC, Polytech-CF)**
 - **Olivier FOUCHÉ-GROBLA (MDC, Cnam)**
 - **Jean-Michel FOLLIN (MDC, Cnam)**
 - **Zehoua HAMOUCHE (MDC, Cnam)**

220

 - **Guillaume FAUCHEUX (IE, Cnam)**
 - **Patrice LEFRANÇOIS (IE, Cnam)**
 - François GIRAUD (IE, Cnam)
 - Geneviève LÉPINASSE (IR, Cnam)
 - Catherine BOUTIN (IDEA, Irstea)
 - Nicolas FORQUET (IAE, Irstea)
 - Vivien DUBOIS (IE, Irstea)
 - Sébastien KASKASSIAN (Ing. R&D, Burgeap)
 - Adelphe BOST (Ing. R&D, Burgeap)
 - Thomas GLEIZE (Ing. R&D, Burgeap)

230

 - **Emmanuel DE LAURE (IE, Navier - Enpc)**

Doctorants et contractuels

- **Behzad NASRI (TH, Leesu)**
- Marielle NAAH (TH, Leesu)
- Bahar SALAVATI (TH, Leesu)
- **Christophe SAILLÉ (IT, Leesu - Enpc)**

...et ce qu'ils deviennent :

Chercheur post-doc (cf. CV en annexe)

Gestionnaire de crédit impôt recherche

Doctorante

Consultant en ANC et gestion de rivière

Conseillers scientifiques et techniques externes

- 240
- Christine BAILLY (Dir. SPANC de Toucy)
 - Jean-François BÉRAUD (Consultant, ex. Burgéap)
 - Nathalie LYDIÉ (INPES)
 - Jean-Claude LACASSIN (CDP)
 - Jean DIEBOLT (DR, CNRS)
 - Jean-Claude DEUTSCH (DR, Enpc)
 - Véronique TEXIER (Dr, Bur. Ét. SETUR)
 - Pierre-Alain LESSAULT (Chambre d'agriculture de Seine-et-Marne)
 - Rafaël ANGULO-JARAMILLO (CR, CNRS, Lehna)
 - Julien TOURNEBIZE (CR, Irstea)
 - Dino TORRI (DR, CNR - IRPI, Perugia, Italie)
 - Dimitri XANTHOULIS (DR, Univ. Gembloux, Belgique)
 - Bruno TASSIN (DR, Enpc)

250

 - Ary BRUAND (PR, CNRS, ISTO)
 - Stanislas PACHULSKI (Chef de projet, Esri)

Stagiaires

- | | | |
|-----|-----------------------------------|--|
| | • Drouet Fanny (Enpc) | Technicienne SPANC / Veolia |
| | • Reboza Tony (Enpc) | Doctorant |
| | • Thomas Gaël (Cerema) | en formation |
| | • Bensalah Antoine (Enpc) | Doctorant |
| | • Le Roy Maria (Enpc) | Data Scientist in Industrial Engineering |
| | • Héricher Matthieu (Enpc) | Technicien Environnement |
| 260 | • Amamou Chahrazad (Polytech-CF) | |
| | • Léger Emmanuel (Cerema) | Doctorant |
| | • Jia Neng (Enpc) | Doctorante / SnCF |
| | • Guirassy Aboubakar (Enpc) | Action humanitaire |
| | • Lemaire Tristan (Enpc) | Ingénieur HSE / Edf |
| | • Le Cadre Pierre-Emmanuel (Cnam) | Technicien géomètre / Ratp |
| | • Arfi Fella (Enpc) | Retournée au pays |
| | • Vidal Natacha (Enpc, Irstea) | Géotechnicienne |
| | • Renaud Stéphane (Cnam) | Agent administratif |
| | • Guerguadj Nadia (Cnam) | Gestionnaire labo. de recherche |

260

270

Equipe de communication, gestion et administration

Le bon déroulement du projet doit beaucoup à l'aide administrative et au support technique de nombreux collègues qui sont les anonymes de la recherche cachés sous l'élégante expression « frais de gestion ». Parmi eux, nous avons beaucoup sollicité les personnes suivantes :

- Annick PIAZZA (Assistance de direction et secrétariat, Leesu - Enpc)
- Catherine CHARLEUX (Assistance de direction et secrétariat, Leesu - Enpc)
- Stéphanie BONNEL (Bureau des missions, Enpc)
- Serge PIPERNO et Geneviève JESTIN (Dir. et Dir. adjointe de la recherche, Enpc)
- Carolina GARCÍA-OLMEDO (Développement partenarial, Direction de la recherche, Enpc)
- Matilde SOTILLO-MARSAL (Pôle contrats, Direction de la recherche, Enpc)
- Marie-Claude GROSHENY (Gestion du personnel, Direction de la recherche, Enpc)
- Monique PAGNAC (Cellule communication, Cnam)
- Arnaud MALGORN (Cellule communication, Cnam)

280

Sommaire

	Liste des figures	11
	Liste des tableaux	16
	Abréviations employées	17
290	1. Synthèse et apport du projet ANCRES aux politiques publiques : comment améliorer le pilotage des fonctions du sol en assainissement non collectif ?	21
	1.1. Introduction : enjeux et rôle du sol en ANC	21
	1.2. Questions de politique publique de l'eau et du sol en ANC	22
	1.3. Eléments de méthodologie	23
	1.4. Diagnostic sur le pilotage des fonctions du sol d'après les enquêtes et entretiens	24
	1.5. Résultats opérationnels	25
	1.6. Conclusion de la synthèse	27
	Rapports de stage du projet ANCRES	46
	Acronymes des organismes de gestion, établissements et formations	47
300	2. Introduction générale	51
	3. Problématique et objectifs	52
	3.1. Faisabilité de l'ANC, aptitude sol-parcelle-usager, utilisabilité et acceptabilité	52
	3.2. Les fonctions des sols en ANC et la mésestimation entre les acteurs	53
	3.3. Le besoin d'un indicateur intégratif pour l'aptitude et d'indicateurs d'impact séparés	54
	3.4. Le besoin d'une observation dynamique du fonctionnement du sol et de son efficacité	55
	3.5. Quelques jalons scientifiques d'après la bibliographie	55
	3.6. Les objectifs du projet : proposer différents types d'indicateurs	56
310	4. Méthodologie	57
	4.1. Les caractéristiques d'un bon indicateur	57
	4.2. Méthodologie de l'approche sociotechnique et sociopolitique	65
	4.3. Méthodologie de l'approche hydro-pédologique pour les indicateurs d'aptitude du sol	66
	4.4. Mise en place d'un site pilote, caractérisation initiale et outils	68
	4.5. Méthodologie de l'approche physico-biochimique pour les indicateurs d'impact	69
	4.6. Recherche d'impact par sondages au pénétromètre, géo-endoscope, profil de résistivité	70
	5. Résultats scientifiques et opérationnels	70
320	5.1. Origine d'une mésestimation : déficit de connaissance scientifique et de territorialisation	70
	5.2. Un cahier des charges pour l'outil scientifique visant à réduire la mésestimation	71
	5.3. Un portrait d'une population choisie pour son expérience de l'ANC et du SPANC	72
	5.4. Des indicateurs sociotechniques sur l'aptitude de l'utilisateur à l'ANC	74
	5.5. Des indicateurs physico-chimiques pour caractériser l'aptitude du sol à l'ANC	75
	5.6. Indicateurs physico-chimiques et système de notation de l'aptitude de sol et parcelle	78
	5.7. Utilisation du système de notation pour évaluer l'aptitude de quelques sols à l'ANC	85
330	5.8. Prototype de SIG et intégration d'indicateurs physico-chimiques et socio-techniques	88
	5.9. Apport de l'expérimentation à la compréhension de la fonction évacuation du sol sous ANC : hétérogénéité du sol, fonctions de pédotransfert et écoulement préférentiel	95
	5.10. Apport de l'expérimentation à la compréhension de la fonction épuration du sol sous ANC : analyses sur les eaux du site pilote et de colonnes de sable	102
	5.11. La fonction rétention du sol et les indicateurs d'impact affectant le sol, physico-chimiques et enzymologiques : analyses sur quelques sites d'ANC	106
	5.12. Autres moyens d'observation utiles à la détection d'impact affectant le sol sur des sites d'ANC : pénétromètre et endoscope, profil de résistivité électrique	108
340	6. Discussion	115

	6.1.	Un impact mesurable, l'accroissement de la teneur du sol en fines... mais de quelle origine et selon quel processus ?.....	115
	6.2.	Quelle stratégie d'échantillonnage permettrait d'intégrer des indicateurs physiques, chimiques et biologiques en exprimant la dépendance entre aptitude, impact et efficacité ? 124	
	7.	Perspectives	126
	7.1.	Perspectives du site pilote et du suivi in situ des rejets d'EUT	126
	7.2.	Perspectives des fonctions de pédotransfert (FPT)	128
	7.3.	Perspectives des indicateurs scientifiques d'impact comme support décisionnel.....	130
350	8.	Conclusion générale	132
	9.	Glossaire	133
		Références citées	135
	10.	Liste des annexes.....	142
	11.	Annexe 1	143
	12.	Annexe 2	146
	13.	Annexe 3	152
	14.	Annexe 4	156
	15.	Annexe 5	159
	16.	Annexe 6	161
360	17.	Annexe 7	162
	18.	Annexe 8	166
	19.	Annexe 9	172
	20.	Annexe 10 : Posters	173
	21.	Annexe 11 : Articles.....	174

Liste des figures

370	Figure 1. Schéma de l'ANC pour une filière classique (épandage dans le sol en place jouant le rôle du traitement) et distances réglementaires minimales. La chaîne DTR – digestion, traitement, rejet – de l'eau en ANC.....	28
	Figure 2. Impact environnemental ou sanitaire. A. Photo du rejet d'un restaurant sur une falaise, littoral de Normandie. B. Photo du rejet d'un foyer familial en l'absence de dispositif de traitement, val de Seine. Olivier Fouché, 2013.	28
380	Figure 3. Le projet ANCRES étudie le sol au carrefour des ressources pour la société. A. Le sol comme ressource économique, ressource écosystémique, ressource culturelle et patrimoniale à exploiter, gérer, et préserver (Colloque <i>Sol contre tous</i> , exposition « Un sol pour tous », IRD2, 2014). B. Usages multiples du sol sur la parcelle privée habitée : parking, puits, potager, récréation, etc., source de conflit d'usages. C. Les produits d'hygiène et cosmétiques, source de nouveaux polluants : l'utilisateur et sa consommation.....	29
	Figure 4. A. Les 3 fonctions des sols (action sur l'eau infiltrée) et les 3 types d'impact (contaminants) associés aux cas où une seule fonction domine. B. Schéma conceptuel du projet ANCRES fondé sur : 1. la dissymétrie entre le point de vue du sol (impact) et celui de l'eau (efficacité) dans l'intérêt porté aux fonctions du sol et aux contaminants ; 2. au cœur du projet, le site pilote d'ANC qui met en interaction le sol et l'eau ; 3. l'intégration (SNF ou SIG) des indicateurs physiques, chimiques, et socio-techniques ; 4. l'ensemble est encadré (initié et valorisé) par l'approche socio-politique qui devrait évoluer sous l'effet des résultats du projet. SNF = système de notation des fonctionnalités. SIG = système d'information géographique.	30
390	Figure 5. Schéma de King appliqué à l'infiltration et l'affinage des eaux usées en ANC : du besoin de rejeter au besoin de traiter, un cercle vertueux pour aider l'utilisateur à piloter les fonctions du sol sur la parcelle, et aider le SPANC à territorialiser sa gestion de l'eau et du sol.	31
	Figure 6. Système de notation de l'aptitude du sol aux services à rendre. La colonne centrale représente les étapes de l'intégration entre les notes des indicateurs individuels du sol (à droite) et les notes des conditions de la parcelle (à gauche) au moyen de sommes, produits, ou fonctions de pédotransfert.....	31
400	Figure 7. Le site pilote à Usselot. A. Schéma en vue aérienne de la rue, du puits, et du filtre à sable relié à la maison via la fosse septique et à la centrale via le câblage et les capillaires, et implantation de la ligne de résistivité électrique : les valeurs en rouge repèrent l'orientation de la ligne du point 0 au point 23,5 m. Le drain central n'est pas représenté par souci de clarté du schéma. B. Schéma en vue plongeante du dispositif d'ANC montrant les plaques poreuses en rouge et les tubes capillaires regroupés dans un regard à l'amont gauche, conduisant l'eau prélevée vers un collecteur situé dans la cave. C. Photo du massif filtrant achevé : on voit dépasser une partie de l'instrumentation (tensiomètres et sondes FDR de teneur en eau) avant son recouvrement par la terre végétale.....	32
	Figure 8. Organigramme des indicateurs d'aptitude SPU (sol – parcelle – usager) et des indicateurs d'impact de l'ANC. Abréviations explicitées au tableau 3, sauf VBM : valeur au bleu de méthylène (BMS ou BMT selon aptitude ou impact).	36
410	Figure 9. Partenariats. A. Académique ; B. Avec des gestionnaires. En rouge : liens fortement structurants préexistants au projet. En gris : liens secondaires préexistants. En vert : liens nouveaux développés pour et pendant le projet.	45
	Figure 10. A. Principe suivi pour l'instrumentation du sol et le prélèvement des effluents aux stades successifs du traitement et du rejet en profondeur des eaux usées traitées (EUT). Projet initial ANCRES, 2010. B. Schéma d'une sonde FDR et d'un tensiomètre électronique. C. Photos des plaques poreuses installées et reliées à une pompe pour prélever l'eau interstitielle du sol.	58
	Figure 11. Zoom écorché sur le schéma de la figure précédente (fig. 8-B). Plan d'installation des capteurs et des plaques poreuses au fond de la fouille du futur massif filtrant.....	59
	Figure 12. Coupe longitudinale (B-B') de gauche (amont) à droite (aval) de la fouille du futur massif filtrant.	60
420	Figure 13. A. Légende idem pour la figure suivante. B. Évolution temporelle des potentiels de pression mesurés par le groupe 1 composé de 6 tensiomètres : T2, T3, T5, T6, et T10, T12, du 26 juin 2012 au 23 mai 2013. On distingue deux types de régimes.	61
	Figure 14. Évolution temporelle des 6 teneurs en eau volumiques mesurées sur une même verticale par la sonde PR1 pour la période du 26 juin 2012 au 23 mai 2013 (moyenne mobile sur 3 heures).....	61

	Figure 15. Procédure analytique suivie pour le dosage des parabènes et des triclosans dans l'eau interstitielle et dans un échantillon de sol. Thèse de M. Naah, 2013.	62
	Figure 16. Schéma de la méthode de prélèvement des échantillons de sols pour analyses d'impact. La seconde carotte dans la gouge de 36 mm : sable en place à usage filtrant donc contaminé.	62
430	Figure 17. Inégalité de la tarification des contrôles de diagnostic sur le territoire. CLCV (2011), Dossier noir de l'ANC.	63
	Figure 18. Indicateurs d'aptitude de l'usager. A. Un indicateur de connaissance de l'usager sur l'épuration en ANC. Quel est le rôle épurateur d'un massif filtrant ? Une faible connaissance du traitement est constatée (44 % se déclarant sans connaissance et 18% croyant que le filtre élimine les microbes). B. Un indicateur de perception de l'usager à propos de l'impact supposé de l'ANC sur le sol. En rouge : fort impact imaginé à 69 % ; vert : faible impact imaginé ; bleu, sans réponse.	63
	Figure 19. Quadrillage du fond de fouille du site pilote, plan des prélèvements du sol et des essais d'infiltration Guelph, et emplacement des capteurs.	64
440	Figure 20. Valeurs de la conductivité hydraulique Ks mesurée par 15 essais Guelph sur 15 m ² à 120 cm de profondeur dans la fouille du site pilote. Thèse de B. Nasri, 2013.	64
	Figure 21. Diversité des proportions de l'argile (< 2 µm), du limon (2 à 50 µm), et du sable (> 50 µm) pour 18 échantillons des sols du territoire d'étude (Yonne).	65
	Figure 22. La texture d'un sol, un indicateur des fonctions des sols en ANC : proportions d'argile (< 2 µm), de limon (2 à 50 µm) et de sable (> 50 µm). A. pour 18 échantillons de divers sols du territoire d'étude (Yonne) ; B. pour les 15 échantillons du site pilote. C. Une autre définition des grandes classes granulométriques, avec une limite limon - sable à 63 au lieu de 50 microns.	76
	Figure 23. Organigramme de la formation des couplages entre les BD-FPTs et les Ks-FPTs. Thèse de B. Nasri, 2013.	77
450	Figure 24. Exemple de couplage entre une BD-FPT et une Ks-FPT, modifié par la relation de Torri pour intégrer l'effet des cailloux. Thèse de B. Nasri, 2013.	77
	Figure 25. Les profondeurs limites d'hydromorphie d'un profil de sol. Les flèches (rouge, bleue et verte) nous indiquent la profondeur d'évacuation des eaux usées traitées qui dépend de la filière ANC. Les mots histosol, réductisol, zone humide, gley, pseudogley, gley ré-oxydé sont définis dans le référentiel pédologique de 2008.	82
	Figure 26. Diagramme et tableau de la sensibilité au tassement, Rémy et Mathieu (1972).	84
	Figure 27. A. Projet d'installation d'ANC dans le cas d'une parcelle en pente. Dispositif : filtre à sable drainé vers une tranchée de dissipation avec rejet dans l'horizon superficiel (limon des plateaux). B. Schéma vu en plan d'un système d'épandage en pente.	86
460	Figure 28. Carte de remontée des nappes, BRGM. A. Echelle = 3,5 km. Les sites de l'Yonne (5 points) sont en zone TFI (de sensibilité très faible à inexistante). B. Echelle = 0,5 km. Seine-et-Marne. À gauche, le site 23 est aussi situé en zone TFI ; à droite, le site 21 est situé en zone à sensibilité très élevée, la nappe affleurant, et le site 22 (ou 77 ME ANC 22) est en zone TFI.	86
	Figure 29. Interface utilisateur du SIG-ANC : localisateur, liste des couches disponibles, etc. Couche affichée : carte géologique du BRGM (BD Charm). Outil SIG développé à l'ESGT (Cnam) avec le soutien de GESSOL, avec une application propriétaire Esri pour le webmapping.	90
	Figure 30. La formation superficielle et le sol sur un site identique au site pilote. Une colluvion constituée de toutes les fractions d'éléments calcaires, depuis les blocs et les cailloux jusqu'à une matrice argilo-limoneuse. En plus, sur le site pilote, se trouve une couche de remblai historique.	90
470	Figure 31. Cartographie potentielle d'une formation superficielle inconnue sur la carte du BRGM : la colluvion ancienne des thalwegs creusés dans le plateau calcaire portlandien (J9), sollicitée en ANC par un habitat dispersé. Carte intégrée des critères pour localiser la colluvion sur les bassins versants de l'Ouanne et du Baulche. Les aires de pente supérieure à 8° (valeur de pente moyenne par cellule de 25 m x 25 m) sont susceptibles d'être occupées par la colluvion. Des coupes transversales aux cours d'eau sont tracées en couleur prune.	91
	Figure 32. Distribution potentielle de la colluvion du j9. Superposition de la géologie, de l'ortho-photo et des courbes de niveau. Points jaunes : recouvrement du j8 par la colluvion issue du j9.	91
480	Figure 33. Contexte immédiat du site pilote (point rouge). Superposition de la géologie, de l'ortho-photo et des courbes de niveau, des zones de pente > 8° (4 intervalles) et des aires boisées (en vert kaki superposé aux pentes fortes). La croix noire localise le talus de J9 en place sur le versant opposé au site pilote. Trois profils (en rouge) sont tracés à la figure suivante : le premier passe par le site pilote, puis les deux autres sont décalés vers l'aval (à gauche).	92

Figure 34. Profils des 3 coupes transversales tracées sur la carte des critères à la figure 60 : au site pilote p0, un peu en aval p1, et à quelques centaines de mètres en aval p2. Légende : les traits discontinus orange indiquent sur chaque versant l'intervalle où la colluvion est susceptible d'exister. 93

Figure 35. **A.** Schéma du contexte géologique du site pilote et des colluvions. Habitat dispersé entre le village (Ouanne dans ce cas) et l'émergence au contact du calcaire du Portlandien sur les marnes grises du Kimméridgien. **B.** Photo de la colluvion du Portlandien au contact des marnes grises. 93

490 Figure 36. A. Requête programmée dans le SIG : en haut, identifier les parcelles se trouvant à une distance proche d'un sondage de sol existant dans la base de données ; en bas, calculer sur une parcelle l'aire disponible pour l'installation d'un dispositif d'ANC. B. Contraintes géométriques réglementaires sur la position d'un dispositif d'ANC. 94

Figure 37. Extrait du modèle conceptuel du SIG-ANC : logigramme du géotraitement pour obtenir la surface disponible à l'ANC d'après les contraintes réglementaires. 94

Figure 38. Un remplissage incomplet de la porosité ou un emballage imparfait des cailloux par la matrice du sol, ainsi que le retrait différentiel en présence d'argile et de cailloux, crée des chemins préférentiels de flux dans le sol. 96

Figure 39. Valeurs de la conductivité hydraulique Ks mesurée par 33 essais Guelph espacés de 1 m le long d'une ligne sur un sol urbain. Thèse de B. Salavati, 2012. 96

500 Figure 40. Sur les images de la matrice (particules < 80 microns mises en suspension puis sédimentées) prises au MEB sont mises en évidence des fissures de retrait de l'argile en forme d'étoile avec des angles de 120°, comme cité par Hénin (1976), dues au séchage du sol. 97

Figure 41. La variation du potentiel (m) du sol à 120 cm de profondeur, période pluvieuse. 97

Figure 42. La variation du potentiel (m) du sol à 160 cm de profondeur, période sèche. 98

Figure 43. La variation du potentiel (m) du sol à 160 cm de profondeur, groupe G₁, période pluvieuse. 98

Figure 44. Évolution temporelle des potentiels de pression mesurés par T2, T5, T6, T10 et T12 pour la semaine du 5 au 12 août 2012 (cf. figure 11-A pour la légende). 99

510 Figure 45. Enregistrement continu de la teneur en eau et du potentiel sur 4 jours, période sèche. La variation de la teneur en eau à 3 profondeurs dans PR2 et du potentiel (T3) du sol dans la maille numéro 2 (moyenne mobile sur 3 heures) est cyclique, comme le rejet des eaux usées. 99

Figure 46. Tests de protocoles d'infiltration : au centre, essai Porchet, à droite le Guelph. 100

Figure 47. Bulbe d'infiltration en forme de jupe créé par l'appareil de Guelph lors d'une mesure de la conductivité hydraulique du sol. 100

Figure 48. **A.** Réalisation d'un essai Guelph en fond de fosse pédologique. **B.** Forme en jupe de l'infiltration sous des tuyaux d'épandage distants de 1 mètre et situation des capteurs sous les tuyaux. 101

520 Figure 49. Sélection des meilleurs couplages entre une BD-FPT et une Ks-FPT, modifié par la relation de Torri pour intégrer l'effet des cailloux. Ici, la TBD-Ks-FPT sélectionnée est le couplage Torri –Tomasella and Hodnett – Campbell). Thèse de B. Nasri, 2013. 101

Figure 50. La variation du potentiel (m) du sol à 120 cm de profondeur, période sèche. 101

Figure 51. A. Teneur en carbone organique dissous (COD) ; B. Demande chimique en oxygène dissous (DCO) ; obtenues sur les eaux du site pilote entre mars 2012 et juillet 2013. 103

Figure 52. Dénombrement de coliformes totaux et E coli à l'entrée et à la sortie du massif filtrant sur le site pilote de juin à juillet 2013 (sur 3 campagnes de prélèvements). 103

Figure 53. A. Evolution de l'indice SUVA exprimant l'augmentation de l'aromaticité du carbone (C) au cours du traitement de l'effluent par le sable puis son affinage par le sol du site pilote. B. Corrélation normale entre le SUVA et le rapport C/N d'échantillons d'eau superficielle, et d'eau interstitielle d'horizons de sols en profondeur ou en surface (Lavaud, 2010). 103

530 Figure 54. Teneurs en parabènes, triclosan et triclocarban, dans les effluents du site pilote (A. fosse septique ; B. massif filtrant ; C. sol), pour 8 campagnes de prélèvements. 104

Figure 55. Teneurs en méthyl-parabène et triclosan dans les effluents du site pilote. Statistiques sur 8 campagnes de prélèvements. 105

Figure 56. Concentration en nitrate et azote (N) total dans les 3 types d'eau du site pilote. On vérifie la nitrification et la richesse en azote dans l'eau du sol, comparée à l'eau du puits (P). 105

Figure 57. Phosphore total et phosphore dissous dans les eaux du site pilote. Prélèvements effectués entre mai et juillet 2013. Abattement faible à nul entre l'eau prétraitée et l'eau traitée + affinée du sol. 105

540	Figure 58. Sondage réalisé au marteau piqueur. La succession lithologique suivante est observée. A. On distingue 3 horizons : terre végétale, limon des plateaux et marne blanche. B. On distingue 2 horizons : un sol noir, riche en matière organique, un sol plus argileux gris à beige avec gley très net. 107	107
	Figure 59. Exemple de mesure de la surface spécifique d'un sol à Chartrettes : le blanc est en bleu, le sol impacté est en rose. A. Premier horizon, sableux, épais de 20 cm. B. Horizons argileux, de marne, jusqu'à 80 cm de profondeur. Une moindre absorbance dans le liquide traduit une adsorption plus grande par les particules, donc une proportion de fines accrue. 107	107
	Figure 60. Dans plusieurs types de sols, les échantillons impactés par l'ANC ont une teneur en eau résiduelle plus élevée par rapport aux blancs. Exception : le site CHE, au sol très calcaire. 107	107
550	Figure 61. Activités enzymatiques comparées entre le sol sous le rejet d'ANC et le blanc du sol à distance sur le site Les Clercs (Yonne). 108	108
	Figure 62. Evolution de l'activité de l'uréase avec la profondeur (ANC' et ANC sont deux prélèvements distincts) à côté d'un épandage en Seine-et-Marne (sol utilisé en traitement). Une interface pédologique existe vers 60 cm de profondeur, un sol grossier surmontant un sol fin. 108	108
	Figure 63. Images obtenues par pénétromètre dynamique + géo-endoscope. Comparaison des sables de deux sites équipés d'un massif filtrant non drainé. A. Photo : percussion du pénétromètre au marteau. B. Site pilote à Ouanne. C. Site de Chéry, plus ancien. 111	111
560	Figure 64. A. Plan d'implantation des sondages et essais d'infiltration sur un site au disfonctionnement avéré, à équiper en dispositif d'ANC neuf. Méthodologie généralisée pour caractériser l'aptitude du sol et l'impact sur le sol. B. Prélèvement de 0,7 à 2 m de profondeur à la tarière thermique. C. Essai d'infiltration au perméamètre de Guelph pour caractériser un sol peu profond sur substratum calcaire. 112	112
	Figure 65. A. Site de tranchées filtrantes. FTE : fosse toutes eaux. En rouge : ligne de résistivité (cf. figure 29 le profil obtenu). Mesures complémentaires PE : Panda-Endoscope ; S1 : sondage ; Essais d'infiltration DA (double-anneau) et TRIMS. B. Localisation des sites pour la campagne de résistivité. 112	112
	Figure 66. Profil de tomographie de résistivité électrique pour le site pilote. Cf. figure 8 pour voir la ligne implantée. 113	113
	Figure 67. Résultats de tomographie électrique et de géo-endoscopie pour un site de tranchées filtrantes. 114	114
570	Figure 68. Dispositif expérimental, thèse de G. Benosman (ECP) : colonne de sol et banc gamma-densimétrique. 117	117
	Figure 69. Observation microscopique d'un prélèvement de sable avant et après un essai de filtration. 117	117
	Figure 70. Observations microscopiques au MEB. Cas1 : dépôt autour de la surface du grain. Cas 2 : dépôt formant des ponts entre les grains de sable. 118	118
	Figure 71. Incertitude de mesure de la densité (gamma) le long d'une colonne de sable. 119	119
	Figure 72. Distribution de taille des pores après la filtration : comparer des prélèvements à différentes hauteurs H dans la colonne de sable. 119	119
580	Figure 73. Observation microscopique (MEB) du dépôt de particules de kaolin et des volumes de vide mort contenu entre les agrégats de particules. 120	120
	Figure 74. Schéma du milieu granulaire avec accumulation des fines lors de la filtration : dépôt et transport de particules dans le pore. 120	120
	Figure 75. Courbe de granulométrie laser sur des échantillons d'un sol à Chartrettes (Seine-et-Marne). Le blanc (témoin) est en bleu, le sol impacté est en rouge. L'appareil utilisé est un Beckman Coulter LS 230 ; il détecte des particules de 0,04 µm à 2 mm et donne une distribution en volume. NB. Dans le sol en profondeur, le résultat est identique à 61 et 66 cm alors qu'il est plus riche en fines à 63 cm. Il faut que la précision soit inférieure au cm et que le sol soit homogène pour que la comparaison avec un blanc ait un sens en termes d'impact. 122	122
590	Figure 76. Courbes granulométriques obtenues au laser (carrés roses) et par sédimentométrie (points bleus) sur un échantillon (le n° 12-1) du site pilote. Le diamètre équivalent de particule est en microns. L'appareil utilisé est un Beckman Coulter LS 230 qui permet de détecter des particules de 0,04 µm à 2 mm. La courbe en tirets bleus est une approximation des points de sédimentométrie qui corrige la légère surestimation de la fraction argileuse. Les flèches noires à point milieu blanc représentent l'écart entre les deux méthodes dans le domaine où le laser sous-estime la fraction massique, qui contient surtout la gamme du sable. Le trait vert est une approximation linéaire de la	

courbe laser dans ce domaine jusqu'au limon grossier. Le laser surestime la fraction massique dans la gamme du limon grossier à fin, et ne voit pas la fraction argileuse..... 123

600 Figure 77. Courbes granulométriques obtenues au laser (carrés bleus) de grande précision (0,01 micron) et par sédimentométrie (points rouges) sur un échantillon d'argile lithologique de référence P300 (kaolinite avec une faible présence d'illite et de quartz) très bien caractérisée. Le diamètre équivalent de particule est en microns. La sédimentométrie voit plus de 40 % d'argile : comme dans notre sol argileux (figure 34), elle surestime très peu la fraction argileuse granulométrique. Le laser sous-estime la fraction massique dans la gamme du sable et du limon jusqu'à 10 microns et voit plus de 80 % d'argile granulométrique alors que dans notre matrice à 25 % de sable (figure 34), le laser surestimait la fraction massique dans la gamme du limon grossier à fin, et ne voyait pas la fraction argileuse. 123

Figure 78. Dans un sol naturel sableux (site de Eglény) contenant moins de 1 % de limon en réalité (selon sédimentométrie), les 3 échantillons impactés par l'ANC (anc;) sont enrichis en fines (classées en limon par le laser) par rapport aux blancs (b;) respectifs. 124

610 Figure 79. Corrélation entre un indicateur physique (HR, humidité ou teneur en eau résiduelle) et un paramètre important pour les fonctions des sols en ANC mais difficile à mesurer (Rw, teneur en cailloux) : mesure au laboratoire, limitée à 7 échantillons du site pilote. Thèse de B. Nasri, 2013. 129

Figure 80. L'incorporation de cailloux à un sol argileux ou limoneux pour accroître sa conductivité est une proposition confortée par une pratique connue en paysagisme, le mélange terre-pierres. LRPC d'Angers – reproduit par J-P. Rossignol et al. In : Cheverry et Gascuel (2009). 129

Liste des tableaux

- Tableau 1. Principales composantes de l'acceptabilité du dispositif technique et réglementaire de l'ANC sous l'influence de la parcelle, du sol et de l'utilisateur.
- 620 Tableau 2. Nombre d'échantillons de sols prélevés (un par site sauf au site pilote) pour les analyses de sols, par territoire et par protocole (aptitude ou impact).
- Tableau 3. Paramètres utiles (En gras : utilisés dans le SNF.) sur la parcelle et le sol, dont indicateurs-sols. En bleu : mesurés ou déduits de mesure. En vert : calculés par les FPT.
- Tableau 4. Références des protocoles : indicateurs et paramètres utilisés pour l'aptitude du sol.
- Tableau 5. Paramètres extraits de la base de données DONESOL utilisables en première approche pour l'aptitude du sol à l'ANC.
- Tableau 6. Liste des actions de valorisation du projet ANCRES.
- Tableau 7. Coût (euros et temps) et consommation de sol prélevé des essais normalisés sélectionnés comme indicateurs d'aptitude du sol à l'ANC.
- 630 Tableau 8. Classes d'aptitude du sol au service : rejet superficiel des eaux usées traitées (Rs-eut).
- Tableau 9. Classes d'aptitude du sol au service : rejet profond des eaux usées traitées (Rp-eut).
- Tableau 10. Classes d'aptitude du sol au service : affinage des eaux usées traitées infiltrées (A-eut).
- Tableau 11. Gamme de notes que l'on peut obtenir pour le service « rejet en profondeur ».
- Tableau 12. Gamme de notes que l'on peut obtenir pour le service « rejet en surface ».
- Tableau 13. Gamme de notes que l'on peut obtenir pour le service « affinage ».
- Tableau 14. Seuils et intervalles de la conductivité hydraulique à saturation de Guelph KSG pour les services autres que le traitement : Rp-eut, Rs-eut, A-eut.
- Tableau 15. Seuils et intervalles de l'épaisseur de la ZNS pour les services Rp-eut et A-eut. Classes des profondeurs limites d'hydromorphie associées en cas de PHE inconnue.
- 640 Tableau 16. Note d'hydromorphie PLH attribuée à l'horizon traitant (dont la profondeur doit être préalablement déterminée) d'après la figure FF.
- Tableau 17. Note MOCh de l'effet limitant de la matière organique du sol sur l'hydromorphie.
- Tableau 18. Note TER de l'effet aggravant du temps de résidence de l'eau dans le sol (interprété à partir de l'humidité résiduelle) sur l'hydromorphie.
- Tableau 19. Note < IPL > de l'effet de l'indice de plasticité sur les phénomènes de retrait et de gonflement qui influencent la circulation d'eau dans le sol, donc l'hydromorphie.
- Tableau 20. Note sur l'effet de la teneur en carbonate sur la stabilité structurale et la porosité.
- Tableau 21. Note de sensibilité au tassement établi à partir de la figure FFF, Rémy et Mathieu (1972).
- 650 Tableau 22. Note ACA et sa signification en lien avec la capacité d'adsorption du sol qui facilite les processus de dégradation et de minéralisation par les bactéries.
- Tableau 23. Note de l'effet de la surface spécifique BMT (m²/g) sur la capacité d'adsorption et sur la capacité d'échange cationique CEC (cmol/kg).
- Tableau 24. Relation empirique CEC = f(BMT) en fonction de la classe texturale simplifiée, d'après la bibliographie (Nasri, 2013).
- Tableau 25. La hauteur capillaire maximale (en mm) en fonction de la classe texturale du sol, d'après la bibliographie (Nasri, 2013). Le paramètre HCM est utilisé pour corriger le PHE mesuré.
- Tableau 26. Notes obtenues pour chaque service rendu par le sol, filières réalisables et non réalisables, pour les sites 89 ME ANC 15, 16, 17, 18, 19.
- 660 Tableau 27. Notes obtenues pour chaque service rendu par le sol, filières réalisables et non réalisables, pour les sites 77 ME ANC 21, 22, et 23.
- Tableau 28. Arbre de décision SPU. L'aptitude au service attendu (influent sur la filière d'ANC à installer) découle de la classe d'aptitude du sol et de la parcelle à rendre le service testé, puis elle est conditionnée par l'aptitude de l'utilisateur. Dans l'ordre, si T est possible, la décision est prise, sinon tester Rp, sinon tester Rs. Le service A vient en compensation d'une aptitude usager insuffisante dans le test Rp ou Rs, ou alors il faut améliorer celle-ci par une formation ou un suivi. Le cas sans solution existe si le couplage sol-parcelle est incapable de rendre les 4 services.

Abréviations employées

AC = assainissement collectif (réseau de collecte + STEP)

ANC = assainissement non collectif

670 ANCRES = assainissement non collectif – rétention et épuration par les sols

BDAT = Base de données d'analyses de terre

BET = Brunauer, Emmett, Teller : méthode de mesure de la surface spécifique par adsorption de gaz

BSE = Baromètre Santé & Environnement

COD = carbone organique dissous

COP = carbone organique particulaire

COT = carbone organique total

DBO5 = demande biochimique en oxygène à 5 jours

DONESOL = base de données nationale des informations spatiales pédologiques

DTR = Digestion – Traitement – Rejet (actions sur l'eau en ANC)

680 DTU = document technique unifié

EUT = eaux usées traitées

FPT = fonctions de pédotransfert (pour estimer la conductivité hydraulique : Ks-FPT ; pour estimer la densité apparente du sol : Bd-FPT)

FSTE = fosse septique ou toutes eaux, parfois distinguées en FS ou FTE

ISE = Impact sanitaire et environnemental

LC-MS-MS = spectrométrie de masse en tandem après UPLC

LOQ (Lower Limit of Quantification) = limite inférieure de quantification

MEB = microscope électronique à balayage

MES = matière en suspension

690 MF = massif filtrant (de sable, drainé ou non drainé selon la filière) ou « filtre à sable »

OSECA = outil scientifique d'aide à l'élaboration de la communauté d'acteurs

PBs = Parabènes (MeP, EtP, PrP, BzP, IsoBuP, BuP) : Méthyl-parabène, Ethyl-parabène, Propyl-parabène, Benzyl-parabène, Isobutyl-parabène, Butyl-parabène

RMQS = Réseau de mesures de la qualité des sols

SAGE = Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

SIG = système d'information géographique

SNF = système de notation des fonctionnalités (sol et parcelle)

SOLHYDRO = base de données sur les propriétés de rétention des sols (Bruand et al., 2004)

SPANC = service public de l'ANC

700 SPE (Solid Phase Extraction) = extraction sur phase solide

SPU = indicateurs Sol – Parcelle – Usager

STEP = station d'épuration

SUVA (Specific UV Absorbance) = absorbance UV spécifique (ou % d'aromaticité) de la matière organique dissoute

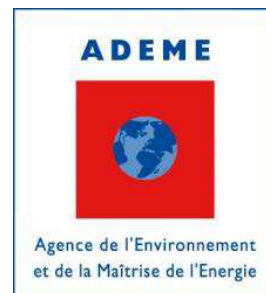
TCC = Triclocarban

TCs = Triclosans

UPLC (Ultra Performance Liquid Chromatography) = chromatographie en phase liquide à haute pression.

710

720



PROJET ANCRES

ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF – RETENTION ET EPURATION PAR LES SOLS

MISE EN PLACE D'UN INDICATEUR INTEGRATIF POUR LA
GESTION DU POTENTIEL EPURATEUR DES SOLS SOUMIS
A L'INFILTRATION EN ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF

BUILDING AN INTEGRATIVE INDEX FOR MANAGEMENT OF THE
DEPURATOR FUNCTION OF SOILS SUBMITTED TO INFILTRATION
UNDER ON-SITE SANITATION SYSTEMS

Olivier Fouché-Grobla

Conservatoire national des Arts et Métiers
Leesu – Ecole des Ponts

Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains
Université Paris-Est – Ecole des Ponts ParisTech – AgroParisTech
6 et 8, avenue Blaise Pascal - Cité Descartes
F 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

olivier.fouche@enpc.fr
olivier.fouche@cnam.fr

I. Partie synthétique – apport aux politiques publiques

28 novembre 2014

1. Synthèse et apport du projet ANCRES aux politiques publiques : comment améliorer le pilotage des fonctions du sol en assainissement non collectif ?

On parle de techniques alternatives en gestion des eaux pluviales, avec l'infiltration des eaux de pluie dans le sol de la parcelle privée, et de sources d'énergie alternatives avec par exemple l'exploitation de la chaleur du sol. De même, on doit considérer aujourd'hui l'assainissement non collectif (ANC) utilisant les fonctions du sol (évacuation, épuration, rétention) pour le traitement des eaux usées domestiques et le rejet des eaux traitées comme une méthode alternative au réseau d'assainissement couplé à la station d'épuration.

Après quelques décennies où l'urbanisation et le réseau d'assainissement monopolisaient toute l'attention aux dépens de la ruralité et de l'assainissement autonome, jusqu'aux années 1980, et malgré les oracles de la modernité qui ont continué jusqu'aux années 2000 à en proclamer la fin, celui-ci n'a pourtant pas disparu et a même fini par retrouver droit de cité sous l'appellation « assainissement non collectif » (ANC). En effet, ce mode d'assainissement, à la parcelle, reste souvent le mieux adapté aux contraintes de l'habitat dispersé. Au-delà de l'habitat familial, ce type de solution concerne aussi les petits collectifs (campings, lotissements, ZAC...). Il est désormais érigé par la nouvelle réglementation comme « l'autre » méthode de gestion en assainissement.

Depuis 30 ans, dans le contexte général de la décentralisation, l'assainissement autonome n'a plus suscité de réel intérêt de la part des services techniques et scientifiques de l'Etat. Avec le transfert de nombreuses compétences aux communes, dont l'ANC, suite aux deux grandes lois sur l'eau de 1992 et 2006, il devenait pourtant urgent de délimiter le champ des connaissances et de faire le point des questions restées ouvertes, ou posées par la nouvelle réglementation de 2009, surtout en ce qui concerne les fonctions du sol car elles sont toujours considérées indispensables à un assainissement autonome efficace. Le projet ANCRES fait l'état des lieux des questions techniques et scientifiques intéressant l'ANC et le sol, apporte des solutions à certains problèmes, et fait des préconisations pour le pilotage des fonctions du sol en ANC. Que peuvent faire les acteurs, l'usager et la commune, le bureau d'études et l'installateur, l'Etat et la Région, pour améliorer ce pilotage ? C'est la problématique à laquelle cette synthèse répond.

« Au-delà des critères d'aptitude du sol et de structure de l'habitat, la fiabilité des solutions d'assainissement mises en œuvre dépendra de la réceptivité des usagers. L'efficacité d'une solution de type individuel dépendra essentiellement de la façon dont les responsabilités qui leur incombent seront prises en charge par les individus usagers d'une part et la collectivité d'autre part. Celle-ci devra s'assurer d'une possibilité de contrôle et de suivi des dispositifs en place, opérations essentielles pour une fiabilité à long terme de la solution retenue quelle qu'elle soit, et donc pour une satisfaction durable des usagers » (Vals, 1986). Voici comment le SESAER, un bureau d'étude disparu en 2009, concluait son travail de cartographie d'aptitude des sols à jouer le rôle de traitement des eaux usées en assainissement autonome pour planifier le développement de l'habitat sur Escamps, commune de Puisaye-Forterre qui fait partie du premier territoire d'étude du projet ANCRES. Plus de 5 ans avant la naissance de la loi sur l'eau (1992), on voit ici clairement posée la problématique qui allait devenir 20 ans après, celle des SPANCs. La prise en compte couplée de l'aptitude des sols et des usagers à l'ANC constitue l'axe du projet ANCRES.

1.1. Introduction : enjeux et rôle du sol en ANC

L'assainissement non collectif (ANC) est un mode de gestion des eaux usées domestiques alternatif à la gestion par un réseau (assainissement collectif ou AC) et consistant, sur le plan technique, en un dispositif installé en général dans le sol de la parcelle privée et relié à l'habitation. La diversité des filières techniques serait en croissance rapide, si l'on se fie à l'explosion du nombre d'agréments délivrés depuis 2009. Dans le cas de l'ANC, après décantation et liquéfaction dans la fosse septique ou toutes eaux (on fera exception des cas de microstations qui ne nécessitent pas de fosse séparée), puis après filtration* et dégradation aérobie dans le sol en place ou un massif de sable d'emprunt ou un filtre compact de matériau de synthèse ou tout autre dispositif de traitement (microstation), le sol reste le destinataire principal de l'évacuation des eaux usées traitées (EUT). Du point de vue de l'eau, quelle que soit la filière, un dispositif d'ANC est une chaîne de trois actions s'exerçant sur l'eau usée de la maison – digestion anaérobie, traitement aérobie, rejet – que l'on

retiendra sous l'acronyme DTR (figure 1). Le sol est toujours sollicité par l'ANC, au moins pour le rejet (R), et souvent encore pour le traitement (T).

Constatant les insuffisances des recommandations actuelles en gestion de l'ANC – absence de référentiel pour évaluer la faisabilité*, faiblesse des préconisations pour l'étude de sol et en priorité son aptitude à l'infiltration, impasse sur l'impact affectant le sol soumis à l'ANC – le projet ANCRES pose deux problèmes : l'aptitude du sol à l'ANC et l'impact de l'ANC sur le sol. La notion usuelle de « potentiel épurateur » reprise dans le titre, ou plus généralement d'aptitude du sol à l'ANC, sera développée en détaillant l'aptitude aux trois fonctions appliquées par le sol en ANC : évacuation, épuration, rétention. De plus, la qualité du résultat de l'ANC dépend du comportement de l'utilisateur (consommation d'eau, gestion du dispositif) : la connaissance de la parcelle et des propriétés physiques du sol ne suffit donc pas à apprécier la faisabilité* de l'ANC. Il fallait trouver un moyen de coupler l'aptitude du sol, l'aptitude de la parcelle, et l'aptitude de l'usager : il est proposé d'intégrer une grande richesse d'information sur ces trois entités dans un indicateur d'aptitude à l'ANC qui contribuera à évaluer sa faisabilité* sur un territoire.

Réduire l'impact sanitaire et environnemental du rejet des eaux usées domestiques après un traitement approprié est la justification fondamentale affichée par le législateur en ANC. Le rôle protecteur du sol à l'égard du milieu et des masses d'eaux est essentiel, ce qui en fait une ressource vitale, à préserver au même titre que l'eau (figure 3). Au contraire de l'eau qui est un bien public en droit, le sol est un bien privé, ce qui oblige à poser la question de sa préservation d'une façon différente (Girard et al., 2011). Ainsi, le second objectif du projet ANCRES est d'apporter de la connaissance sur l'impact affectant le sol lui-même, dû à des dispositifs d'ANC en place, afin d'améliorer la légitimité de l'ANC.

Les deux questions, aptitude à l'ANC et impact de l'ANC, quoique distinctes, ont en commun qu'elles nécessitent de travailler sur le rejet des EUT, plus précisément sur l'infiltration et sur le sol employé comme milieu récepteur, non regardé comme passif mais exerçant ses trois fonctions. Le projet ANCRES a pour but de définir et évaluer le rôle du sol dans la chaîne DTR en ANC, en insistant sur son rôle dans le rejet des EUT, quel que soit le moyen de traitement (qui peut être le sol, parmi d'autres moyens).

En France 5,2 millions de foyers ne sont pas raccordés à un réseau d'assainissement, soit 13 millions de personnes (IFEN, 2008). L'enjeu de l'ANC est donc considérable. Parmi eux, beaucoup n'ont pas de dispositif de traitement de leurs effluents en état de fonctionnement. Quand il existe, même s'il est en bon état encore conforme à la norme qui était en vigueur lors de la construction de l'habitation, il est souvent incomplet ou non conforme à la norme actuelle. L'absence de dispositif constitue – sa non-conformité peut constituer – un risque sanitaire et environnemental (non évalué) dans des secteurs périurbains ou ruraux. Pour remédier à cette situation, en transférant à la commune la compétence de l'Etat, le législateur a institué par des textes successifs (loi sur l'eau de 1992, LEMA de 2006) un service public d'assainissement non collectif, le SPANC*, qui est destiné à la gestion de l'ANC depuis la conception jusqu'au suivi des dispositifs à demeure.

1.2. Questions de politique publique de l'eau et du sol en ANC

L'objectif affiché de la politique publique de l'ANC est de réduire (figure 2) l'impact sanitaire et environnemental de l'habitat en assainissement autonome. Cet objectif n'est pas nouveau mais la démarche globale l'est, avec le passage de l'obligation de résultat à l'obligation de moyens pour le particulier, et le transfert des compétences de gestion et suivi, de l'Etat aux communes, vraiment effectif depuis la loi sur l'eau de 2006 et les arrêtés de 2009 complétés par les arrêtés de 2012 (cf. références citées). Cet objectif est supposé atteint en mettant en place une obligation de moyens de traitement des eaux usées domestiques à demeure dont l'installation, l'entretien et la réhabilitation sont à la charge et de la responsabilité du propriétaire de l'habitation. La sélection appropriée parmi les filières techniques agréées, la conception du projet d'installation ou de réhabilitation, la mise en œuvre de ces moyens chez l'habitant, l'exécution de l'entretien, sont aidées techniquement et administrativement, et la conformité en est contrôlée, par un nouveau service public consacré à ces tâches, le SPANC*. La procédure de gestion est aidée financièrement par les agences de l'eau et les collectivités, mais de façon inégale.

En termes de politique publique sont questionnées l'acceptabilité pratique et sociale de l'ANC et du SPANC*, et plus précisément la légitimité et la faisabilité* de cette politique de gestion qui implique de nombreux acteurs aux points de vue différents, dont les usagers de ce service public.

En ce qui concerne la légitimité, la question que chacun se pose est : quel est concrètement l'impact sanitaire et environnemental de l'ANC, c'est-à-dire des EUT, en champ proche ou lointain ?

870 L'impact lointain serait une influence diffuse sur la qualité des hydrosystèmes : là, le sujet principal d'inquiétude réside dans la diffusion du nitrate et des résidus de médicaments, mais aussi dans les nombreuses inconnues concernant les sources et le devenir des polluants émergents.

880 L'impact proche est postulé comme une évidence et par l'absurde, d'après l'observation des problèmes de santé endémiques observés dans les régions du monde où l'assainissement fait défaut. L'exemple suivant permet d'illustrer, non pas l'impact mais le risque sanitaire dans un pays comme la France. Le moustique tigre (*Aedes albopictus*) est connu pour être vecteur des virus de la dengue et du chikungunya et il se répand dans le sud de la France depuis 2004, profitant de toute eau stagnante jusqu'au moindre pot de fleurs. Pour éviter sa prolifération, les pouvoirs publics ont pris des mesures préventives. Ainsi, le département du Gard fait l'objet en 2014 d'un arrêté préfectoral empêchant, notamment, les rejets d'ANC en surface (fossé). Cette disposition, qui paraît légitime sur le plan sanitaire (figure 8), est contraignante au point sans doute d'être inapplicable sur le parc d'ANC existant, et entre en contradiction avec la faisabilité* de l'ANC sur certaines parcelles où l'infiltration est considérée comme impossible. Cependant, on comprend pourquoi le législateur pose l'infiltration comme le mode de rejet à privilégier. Cela conduit à s'interroger quant à l'impact sur le sol lui-même.

890 Quel est le rôle du sol à l'égard de l'impact sanitaire et environnemental de l'ANC, c'est-à-dire quelle est son efficacité épuratoire mais aussi sa durabilité ? Peut-on caractériser l'impact affectant le sol lui-même et ses fonctions ? Un sol épurateur ou évacuateur est-il un sol pollué ? En l'absence de dommages avérés, identifiés, observés, quantifiés, à l'environnement ou à la santé en France, en l'état actuel du parc des dispositifs d'ANC en place, il faut définir des indicateurs intermédiaires témoignant des processus qui sont en jeu dans le sol et susceptibles de provoquer un impact proche ou lointain. En attendant de trouver de tels indicateurs pertinents et utiles à la gestion de l'ANC, on tourne dans un cercle vicieux : sur fond de connaissance scientifique faible de l'impact, c'est la perception et l'opinion des acteurs concernés qui influence leur comportement, avec des conséquences sur leur gestion de l'ANC et in fine sur son impact sanitaire et environnemental.

900 Mais un SPANC* a-t-il les moyens de construire un discours collectif sur l'impact ? Pour le construire, il faudrait une base de faits scientifiques, sur le risque sanitaire et environnemental qui à ce jour est mal connu et très peu étudié, mais pas exclusivement. En effet, il n'est pas seulement question ici de gestion de l'eau et de transfert de contaminants mais aussi de gestion du sol qui intervient de façon active avec ses fonctions naturelles et rend ainsi service aux actions sur l'eau en ANC (figure 5). Ensuite, il faudrait que les techniciens des SPANCs aient connaissance des faits scientifiques, et pour cela, il est urgent de mettre en place des formations.

La question de la faisabilité* se pose comme celle de l'impact, au niveau des acteurs et du sol. Quelle est la réception de la politique publique de l'ANC par ses acteurs, dont les usagers ? La prise en compte du sol dans la gestion permettrait-elle la mise en place d'une démarche collective nécessaire à l'atteinte des objectifs, qui pourrait dissoudre certains obstacles et se révélerait ainsi un moyen de territorialiser la gestion de l'ANC ?

910 Le maire, qui doit notamment assumer le zonage de l'assainissement (partage du territoire entre ANC et AC), devrait disposer d'instruments d'aide à la décision scientifiquement fondés pour éviter les controverses autour de l'expertise de son SPANC*. La difficulté d'accéder à des cartes d'aptitude des sols élaborées par les communes traduit à la fois leur faible nombre, leur rare utilisation, et la réticence à communiquer des documents qui engagent et à partager des outils d'aide à la décision. Concernant l'aptitude à l'ANC et la faisabilité* de l'ANC, la question est : comment territorialiser une gestion qui devrait l'être par sa conception et son organisation, mais qui ne l'est pas en réalité, le plus souvent en raison de contradictions internes à la politique publique ? Avant même la problématique de l'impact, le projet ANCRES est consacré prioritairement à cette question de la territorialisation par l'évaluation de l'aptitude. L'aptitude du sol, de la parcelle et de l'utilisateur, appelée aptitude SPU, permettra de territorialiser la gestion de l'ANC.

1.3. Eléments de méthodologie

920 On l'a vu, le projet ANCRES est fondé d'abord sur la distinction entre deux problématiques : l'aptitude du sol à l'ANC et l'impact de l'ANC sur le sol, impact qui est interdépendant avec l'efficacité épuratoire du sol. Il s'appuie sur une définition précise des fonctions des sols en ANC – évacuation, épuration, rétention, auxquelles s'ajoutent à l'intersection des trois fonctions majeures, la filtration* et l'affinage* – et des types d'impact qui leur sont associés (figure 4-A). Il est fondé aussi sur la prise en

compte de l'utilisateur, couplé au sol et à la parcelle, dans l'aptitude d'un territoire à l'ANC (qui participe à sa faisabilité*) et dans l'acceptabilité de la nouvelle politique publique (tableau 1).

La contribution du sol à l'épuration est une question rarement abordée par la littérature technique et scientifique, et même absente si on la pose en relation avec les polluants émergents. Cette question de l'efficacité épuratoire est abordée ici au moyen d'une expérimentation sur un site réel d'ANC construit et instrumenté pour le projet (figure 1). L'originalité consiste dans l'évaluation sur ce pilote, par des analyses chimiques des effluents à des stades successifs (prétraité par la FSTE, traité par le massif filtrant, affiné par le sol), de l'affinage* (épuration complémentaire) lors de l'évacuation des EUT, qui atténue le transfert des contaminants à l'hydrosystème.

Un autre volet méthodologique, hydro-pédologique, passe par l'échantillonnage du sol (tableau 2) d'un grand nombre de sites pour y tester un jeu d'indicateurs physico-chimiques sur le sol selon des protocoles normalisés (tableau 4), afin d'évaluer l'aptitude d'une diversité de sols à exercer leurs fonctions et à rendre les services attendus dans une diversité de situations d'ANC (filiales, conditions des parcelles). Certains indicateurs sont disponibles dans la BD nationale DONESOL (tableau 5) en valeur moyenne sur un canton. Le choix des indicateurs d'aptitude parmi une batterie plus large de paramètres mesurés est justifié par l'apport de l'expérimentation d'un site pilote (figure 7) en s'appuyant aussi sur une caractérisation multi-échelle par imagerie, depuis le microscope électronique à balayage jusqu'à l'endoscope en sondage, pour finir avec le profil de résistivité électrique. Sur un nombre restreint de sites (tableau 2), on a réussi à identifier des indicateurs biochimiques et physico-chimiques d'impact dans le sol, ce qui nécessitait d'élaborer un autre protocole de prélèvement que celui utilisé pour les indicateurs d'aptitude.

Les indicateurs sont présentés dans le tableau 3 et dans l'organigramme détaillé (figure 8). La liste des paramètres et indicateurs révèle le haut degré d'interdisciplinarité scientifique de la problématique : nature, texture et structure des sols ; physico-chimie et biologie des eaux et des sols ; environnement géomorphologique, hydrogéologique et foncier des parcelles ; éléments techniques des filiales installées.

Il s'y ajoute les indicateurs sociotechniques de l'aptitude des usagers de l'ANC. Les réponses des usagers aux questionnaires entrent dans une typologie de 4 champs, avec une note pour chacun : connaissance, perception, opinion, comportement. L'idée est d'associer, à l'aptitude de la parcelle qui est bien connue et fonde couramment les projets d'ANC, l'aptitude du sol et celle de l'utilisateur. Cette intégration est réalisée au moyen d'un système de notation des fonctionnalités (figure 6) du sol et de la parcelle (SNF), puis d'un indicateur d'aptitude SPU dont l'évaluation des composantes, la construction et l'utilisation seront facilitées par un SIG dédié à l'utilisateur et à la collectivité. L'approche de l'aptitude d'un territoire à l'ANC par combinaison d'indicateurs physico-chimiques et socio-techniques dans un seul indicateur est une démarche innovante.

En parallèle des enquêtes auprès des usagers, on met en évidence au moyen d'entretiens semi-directifs les points de convergence ou de divergence entre les logiques d'action des usagers, des techniciens et des élus. Le séminaire de juin 2014 à Auxerre a permis de recueillir en complément le point de vue des installateurs et des bureaux d'études.

1.4. Diagnostic sur le pilotage des fonctions du sol d'après les enquêtes et entretiens

La prise de parole de l'utilisateur est rarement une discussion ouverte avec le SPANC* : l'utilisateur obtient pourtant des concessions parfois significatives et influence la stratégie du SPANC*. Le volontarisme ou l'attentisme de ce dernier, notamment à l'égard de l'accompagnement de la réhabilitation, dépend de l'acceptabilité locale de la réforme. Il existe de vraies tentatives d'utilisateurs d'influencer le cours des choses, y compris par la mobilisation associative, qui sont à distinguer des simples manifestations de colère adressées non au SPANC*, mais au monde entier. Signe d'échec, des voix s'élèvent parmi les acteurs pour demander comment faire appel à l'intervention de la police de l'eau afin d'obliger l'utilisateur à obtempérer.

La nouvelle organisation de l'ANC pose un problème d'acceptabilité pratique et sociale, par les habitants et les propriétaires, des contraintes et des coûts inhérents. Mais le facteur décisif dans le comportement des usagers n'est pas le coût, bien que celui-ci soit commodément mis en avant par tous les acteurs. Le déficit de connaissance scientifique est à l'origine d'une méfiance apparue très tôt à ce sujet entre les acteurs de l'ANC. La méfiance sur la justification de l'ANC, depuis le risque environnemental et la nécessité du traitement, en passant par le rôle du sol, jusqu'à la preuve de l'impossibilité de l'AC et du besoin d'un SPANC*, est la raison principale de la forte réactivité et conflictualité sur le sujet. Celle-ci provient aussi des usages que l'habitant fait du sol, qui génèrent des

980 conflits d'usages avec le dispositif d'ANC sur une parcelle. L'aspect financier vient ensuite, qui d'ailleurs n'est pas forcément favorable à l'AC et défavorable à l'ANC, qui aussi n'est pas toujours influent, et dans lequel il faut différencier des causes indépendantes ; par exemple la faiblesse réelle des moyens pécuniaires de l'utilisateur, ou bien son refus de payer motivé par le sentiment de seulement produire du bénéfice pour des sociétés privées. Le coût n'est souvent qu'un révélateur ou un catalyseur de la mécontente et il pourrait être pris en charge par la collectivité sans que la mécontente ne disparaisse, ni ses conséquences.

990 Globalement, il règne ainsi une mécontente sur les fonctions du sol peut-être surestimées car méconnues, et sur l'intérêt d'un traitement poussé des eaux usées. Pour réaliser un bon pilotage des fonctions du sol, l'objectif premier du SPANC* devrait être d'obtenir un comportement de loyauté de la part de l'utilisateur. Or, pour l'obtenir, il faut convaincre, et on s'aperçoit que l'argumentation est souvent insuffisante, sur le plan scientifique ainsi que sur le plan de la cohérence réglementaire et juridique. La loyauté partielle de l'utilisateur ne suffit pas et la simple acceptation du diagnostic initial ne résout pas la question : la réhabilitation s'avère nécessaire, ou souhaitable, dans un nombre important de cas ; elle serait justifiée par la précaution, dans d'autres cas. C'est donc bien de l'intérêt de la réhabilitation qu'il faut convaincre l'utilisateur. La surenchère technologique actuelle dans l'efficacité du traitement de l'eau usée n'est pas justifiée aujourd'hui aux yeux de l'utilisateur, et l'émergence des micropolluants organiques dans le champ médiatique ne modifie pas cette opinion, du moins pas encore.

1000 Une fois fait le diagnostic de l'installation chez l'utilisateur, en cas de réhabilitation nécessaire comme dans le cas de conservation de l'existant, le pilotage des fonctions du sol passe par l'entretien du dispositif. L'entretien, sous tous ses aspects et pas seulement la vidange de la fosse, est d'ailleurs à la fois ce qui coûte le moins cher sur les filières classiques, et le plus directement efficace pour les utilisateurs, leur santé et leur environnement immédiat. Or, force est de constater que la question est à peine effleurée dans la stratégie de communication des SPANCs, toute tournée vers la réhabilitation. L'entretien apparaît comme une question à suivre lorsque le SPANC aura plus de maturité [sic].

1.5. Résultats opérationnels

1010 La mise en œuvre du SPANC*, initiée du haut vers le bas, est un processus qui évolue au fil des interactions entre les responsables du service et les utilisateurs. Les stratégies de communication et leur efficacité sont influencées par le milieu socio-culturel des utilisateurs et par l'implication variable des gestionnaires. Sur tel territoire, on a assisté à une mise en place individualisée du service avec d'emblée une gestion au cas par cas des utilisateurs. Sur tel autre, malgré une gestion uniforme du diagnostic des dispositifs en place, le SPANC* est amené à se montrer prudent en ce qui concerne la réhabilitation et adapte sa position en fonction de la réaction réelle ou potentielle de l'utilisateur. De nombreux SPANCs ignorent donc la dimension territoriale du service.

1020 Les utilisateurs du SPANC* ont des connaissances concernant le sol et leur dispositif d'ANC. Cependant, ils ne savent pas grand chose de sa finalité. La diffusion des bactéries, du nitrate et des résidus médicamenteux ne semble pas connue. C'est pourtant ce qui est le plus difficile à dégrader, donc plus cher en traitement épuratoire ou plus polluant. Les agriculteurs n'hésitent pas à incriminer l'assainissement, et l'ANC spécialement, pour contester qu'ils aient l'entière responsabilité de la pollution par le nitrate ou les bactéries qui leur est généralement attribuée (Crane et al., 2003). Il existe peu de discours élaboré et objectif sur la pollution des milieux récepteurs et sur la nécessité de participer de façon collective à la protection de ces milieux, en particulier sur le cycle de l'eau (expliquer au moins d'où vient l'eau qui sert à la fabrication de l'eau potable). L'intérêt général est peu ou mal territorialisé. Le besoin se fait sentir d'outils intégrateurs, en science et en gestion.

Il était attendu du projet de fournir un indicateur intégratif que les gestionnaires tels que le SPANC* puissent mettre en œuvre pour gérer le potentiel des services rendus par le sol en ANC. Il n'est pas possible de tout intégrer et il faut distinguer aptitude, efficacité et impact. Le projet ANCRES propose donc comme outils d'appui à la politique publique en matière d'ANC un jeu d'indicateurs : un indicateur intégré d'aptitude SPU prenant en compte le sol, la parcelle et l'utilisateur, des indicateurs non intégrés d'efficacité épuratoire du sol dans l'eau rejetée, et des indicateurs non intégrés d'impact de l'ANC dans le sol lui-même.

1030 On débouche sur un système de notation de l'aptitude du couple sol-parcelle, fondé sur les indicateurs physico-chimiques et hydro-pédologiques validés sur le site instrumenté. Ce système de notation des fonctionnalités (SNF) est appliqué aux sols des sites échantillonnés dans l'Yonne (une vingtaine) et en Seine-et-Marne (une quarantaine). Les indicateurs sur les sols et les parcelles sont ensuite intégrés avec les indicateurs sociotechniques de l'utilisateur dans la construction de l'indicateur

d'aptitude SPU. La méthodologie de construction et d'application de l'indicateur d'aptitude SPU est délivrée dans un guide pour l'utilisation de cet indicateur par les gestionnaires. Sa construction autant que sa mise en place nécessitent un SIG qui permettra la transmission des informations auprès des utilisateurs, des décideurs et du public, et la remontée d'informations de ce dernier vers le SIG et sa base de données. Celui-ci, grâce à son interactivité, ouvre aussi la voie à une amélioration de l'aptitude de l'utilisateur à l'ANC.

1040

Une démonstration d'un prototype de SIG a été faite pour l'un des deux territoires d'étude lors du séminaire ANCRES à Auxerre en juin 2014 et l'objectif en a été discuté. Ainsi, un installateur d'ANC soutient cet objectif en soulignant que ce SIG peut-être utile dans le cas d'une parcelle vide au moment d'établir le permis de construire : en ajoutant le plan de l'ANC sur le plan cadastral, l'information reportée permettrait à l'utilisateur d'être sûr de prévoir un espace suffisant pour l'installation. L'outil amènerait à la prise de conscience chez l'utilisateur du placement de la zone consacrée à l'ANC et lui permettrait de mieux se projeter et prévoir l'utilisation du reste de l'espace sur la parcelle. La représentante d'une municipalité soutient également cette approche car le fait de visualiser les zones à écarter de l'ANC à l'échelle d'une commune représenterait un gain de temps, permettrait de mieux appréhender le problème et de pouvoir l'expliquer en le montrant aux habitants. Pour cartographier l'indicateur SPU, il faudra réaliser à l'échelle d'un SPANC* sur un territoire, l'évaluation de l'indicateur sur une centaine de sites distincts, ce qui n'a pas été fait à ce jour.

1050

L'indicateur d'aptitude SPU incluant les aspects physico-chimiques et sociotechniques est utilisable par les gestionnaires à toute échelle, de la parcelle à la commune ou l'intercommunalité, jusqu'au territoire d'un SPANC* ou d'une région. Néanmoins, cela est conditionné par la qualité de la cartographie des sols. Cet indicateur d'aptitude aidera à la mise en place de zonages plus cohérents et à promouvoir une gestion intégrée des sols, à condition de pouvoir s'appuyer sur un programme de cartographie de précision, tel que celui avec lequel nous avons collaboré en Seine-et-Marne avec la Chambre d'agriculture. On pourra s'appuyer aussi sur un programme de collecte des données de tous les sondages effectués sur le territoire comme ont commencé à le faire certains conseils généraux. L'indicateur SPU est donc aussi un outil qui orientera ou renforcera la politique publique sur les sols. Le bilan hydrologique couplé à la carte géo-pédologique forme un outil intégrateur qui a été choisi comme archétype du cahier des charges d'un outil scientifique visant à élaborer une communauté d'acteurs (cahier des charges appelé OSECA) et à territorialiser leur action, en s'inspirant du principe du SAGE.

1060

L'impact de l'ANC sur le sol est caractérisé par des indicateurs de la fonction de rétention d'après un petit nombre d'essais, insuffisant à ce jour pour valider statistiquement ces indicateurs mais suffisant pour valider un protocole d'échantillonnage dédié. Grâce au travail expérimental effectué sur le site pilote et sur des colonnes de sols, le choix de ces indicateurs d'impact s'appuie pourtant sur une meilleure compréhension des processus hydrauliques dans le sol et de leurs interactions sous un dispositif d'ANC. Ce choix est complété par des indicateurs d'efficacité épuratoire qui sont bien établis par la littérature sur les filtres d'ANC et par notre expérimentation in situ en ce qui concerne le sol, même si la validation de terrain sur d'autres sites n'a pu être faite. Ils sont absents de l'organigramme car ils se mesurent dans l'eau et non dans le sol. Concernant l'impact environnemental, le projet ANCRES apporte donc des indicateurs spécifiques, d'une part de l'impact de l'ANC sur les sols (analyses sur les sols), d'autre part de l'efficacité épuratoire du sol (analyses sur les effluents) encaissant un type de dispositif classique (massif filtrant non drainé). Ceci préfigure un futur observatoire de l'ANC, actuellement au stade d'une mission préalable financée par l'ONEMA à laquelle participent deux partenaires du projet ANCRES (Irstea et Cerema), et qui peut prendre son essor dans le cadre de la mission globale du MEDDE sur la biodiversité.

1070

1080

Du point de vue de la recherche approfondie, des méthodes scientifiques de modélisation et d'expérimentation ont été produites. Entre la conductivité hydraulique et certains des indicateurs physiques et chimiques proposés pour noter l'aptitude du sol à l'ANC, des relations quantitatives ont été étudiées sous la forme de fonctions de pédotransfert. Pour progresser dans la modélisation des écoulements préférentiels, la classification géométrique des discontinuités du sol (fissures, macropores) a fait l'objet d'un algorithme qui modélise l'anisotropie structurale du sol. Ces méthodes relevant de la modélisation pédologique sont venues répondre au suivi hydraulique du site pilote qui a mis en évidence l'influence considérable de l'écoulement intermittent et préférentiel sur un site d'ANC et qui déjoue des prévisions ou certains présupposés. Ainsi les indicateurs d'aptitude, définis pour caractériser le sol dans le cas général, c'est-à-dire un sol non homogène, sont-ils reliés entre eux de façon conceptuelle et quantitative par une compréhension physique et statistique de leur influence sur les fonctions des sols, leur rôle dans l'aptitude du sol aux services demandés, et leur part dans l'impact sur le sol.

1090

Du point de vue opérationnel, le projet fait en particulier une proposition pour répondre à une question récurrente posée par des SPANCs et qui taraude tous les acteurs : que doit-on préconiser dans une région où le sol n'est pas favorable à l'infiltration alors que c'est le mode de rejet préféré par tout le monde ? La réponse, une amélioration du sol destiné à recevoir les eaux usées traitées en ANC par ajout de grave et mélange au sol fin, illustre l'apport de l'expérimentation du site pilote sur un sol caillouteux naturel et l'intérêt des fonctions de pédotransfert appliquées.

Des propositions de protocoles sont faites pour le prélèvement de sol en vue d'estimer l'impact environnemental, pour la cartographie du sol, l'auscultation hydraulique du sol, le diagnostic d'aptitude du sol, l'amélioration du sol destiné à recevoir les eaux usées traitées en ANC, ainsi que pour la formation des techniciens des SPANCs et l'information des usagers. Ces produits sont listés dans la rubrique qui suit. Il résulte aussi du projet des préconisations, par exemple pour l'évaluation de l'acceptabilité de la politique publique de l'ANC par les usagers, ou la planification, au moyen d'un zonage fondé sur les sols et les usagers, de la réhabilitation du parc des installations sur un territoire.

1.6. Conclusion de la synthèse

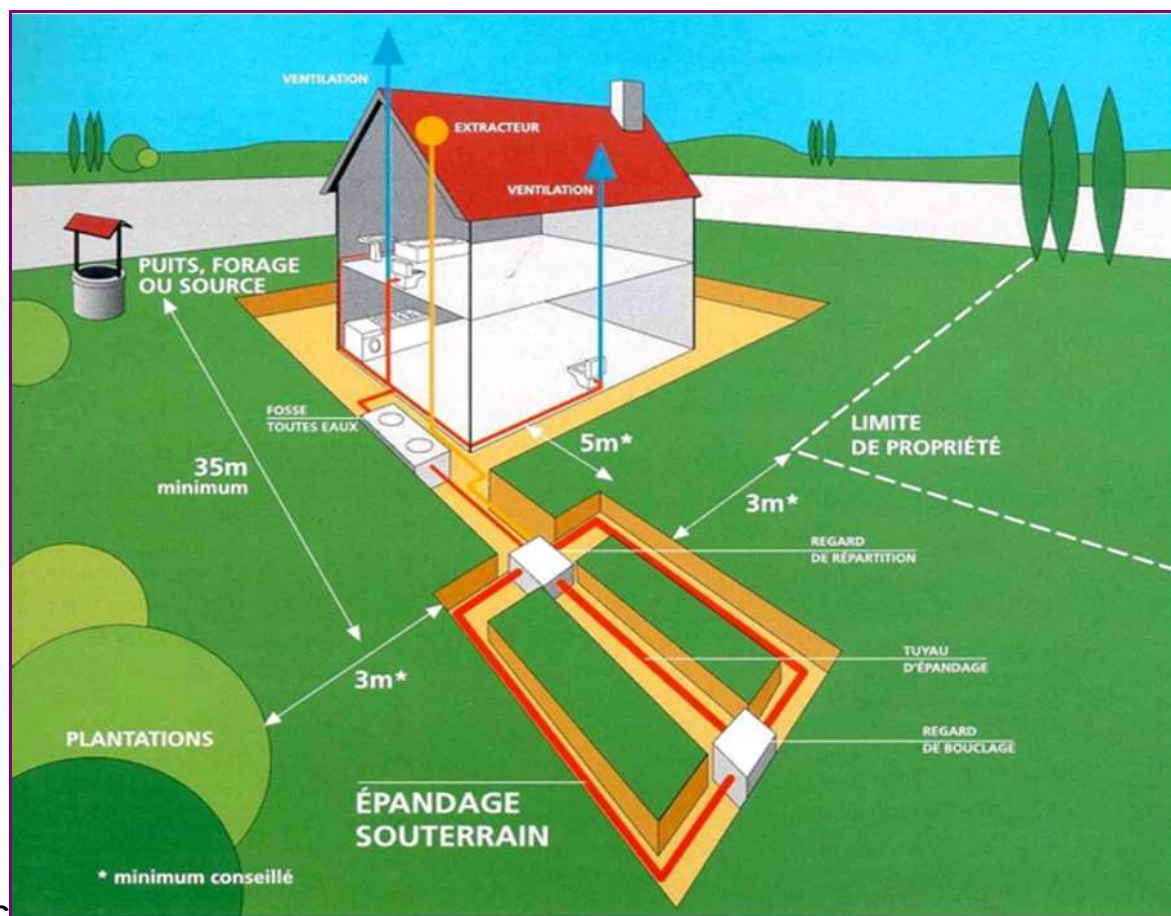
Dans le contexte conflictuel de la mise en place d'une nouvelle politique publique de l'ANC, l'approche du projet ANCRES allie expérimentation in situ sur un dispositif d'ANC, échantillonnage de sols, enquêtes et entretiens auprès des usagers et des autres acteurs, et définit des indicateurs pour aider à planifier la gestion du sol dans ses services à la gestion des eaux usées domestiques. Le projet a testé et recommande des outils scientifiques en hydrologie (bilan du cycle de l'eau) et pédologie (cartographie des sols) qui recèlent un fort potentiel d'intégration d'une communauté d'acteurs. Il apporte des indicateurs qui objectivent la notion d'impact environnemental, en particulier sur le sol, en vue de dissiper la méfiance entre les usagers et le législateur. Il sélectionne des indicateurs d'aptitude du sol qui traduisent de façon précise ce qu'on appelle communément le potentiel épurateur. Ces indicateurs d'aptitude sont couplés aux conditions de la parcelle pour créer un système de notation de l'aptitude sol-parcelle en distinguant les services attendus du sol en ANC : traitement, rejet par infiltration profonde ou superficielle, affinage*. L'indicateur d'aptitude intégré sol – parcelle – usager (SPU) reste à discuter en termes de pondération entre ses composantes, lors de futures réunions avec les acteurs de l'ANC, mais il est clair qu'il sera un outil essentiel de territorialisation de la gestion par les SPANCs. Le moyen choisi pour intégrer des indicateurs a priori immiscibles identifiés au cours du projet est ensuite de construire un SIG interactif avec les usagers.

Tableau 1. Principales composantes de l'acceptabilité du dispositif technique et réglementaire de l'ANC sous l'influence de la parcelle, du sol et de l'utilisateur.

↑Y joue sur X→	Acceptabilité pratique	Acceptabilité sociale
Aptitude parcelle	Faisabilité (technique)	Conflit d'usages
Aptitude sol	Utilité / Service rendu	Territorialité
Aptitude usager	Efficacité / Facilité	Compréhension
Connaissance Opinion	Satisfaction	Modalité d'action
Perception Comportement	Efficience	Territorialité
Efficacité sur l'eau	Utilité / Utilisabilité	Légitimité
Impact sur le sol	Utilité / Service rendu	Durabilité

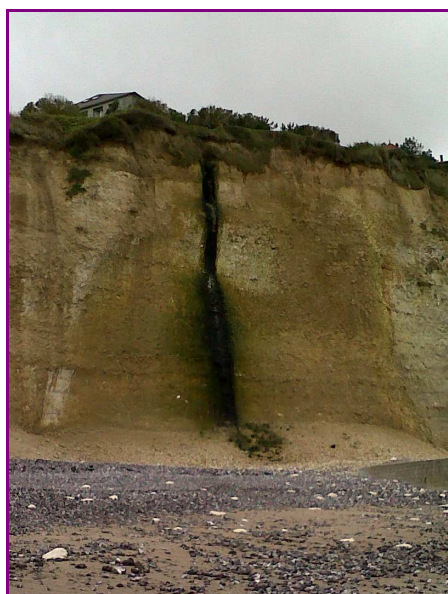
Tableau 2. Nombre d'échantillons de sols prélevés (un par site sauf au site pilote) pour les analyses de sols, par territoire et par protocole (aptitude ou impact).

Territoire	Aptitude (Nb de sites) : protocole 1 (cf. P7)	Impact (Nb sites x Nb horizons) : protocole 2 (cf. P3)
Site pilote	15	0
Yonne	19	4 x 3
Seine-et-Marne	37	3 x 4
Total	71	24



C

1130 Figure 1. Schéma de l'ANC pour une filière classique (épandage dans le sol en place jouant le rôle du traitement) et distances réglementaires minimales. La chaîne DTR – digestion, traitement, rejet – de l'eau en ANC.

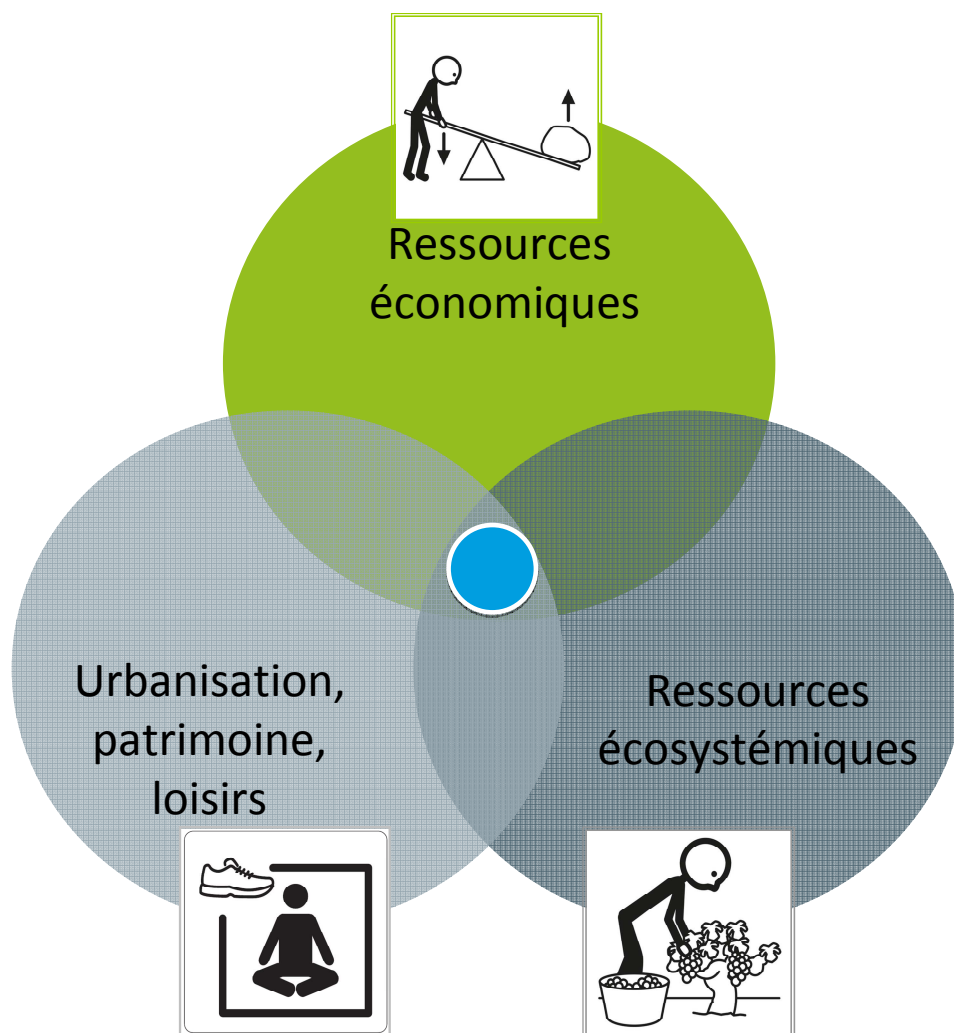


A.



B.

Figure 2. Impact environnemental ou sanitaire. A. Photo du rejet d'un restaurant sur une falaise, littoral de Normandie. B. Photo du rejet d'un foyer familial en l'absence de dispositif de traitement, val de Seine. Olivier Fouché, 2013.



A.

1140



B.  **C.**  **Figure 3.** Le projet ANCRES étudie le sol au carrefour des ressources pour la société. **A.** Le sol comme ressource économique, ressource écosystémique, ressource culturelle et patrimoniale à exploiter, gérer, et préserver (Colloque *Sol contre tous*, exposition « Un sol pour tous », IRD2, 2014). **B.** Usages multiples du sol sur la parcelle privée habitée : parking, puits, potager, récréation, etc., source de conflit d'usages. **C.** Les produits d'hygiène et cosmétiques, source de nouveaux polluants : l'utilisateur et sa consommation.

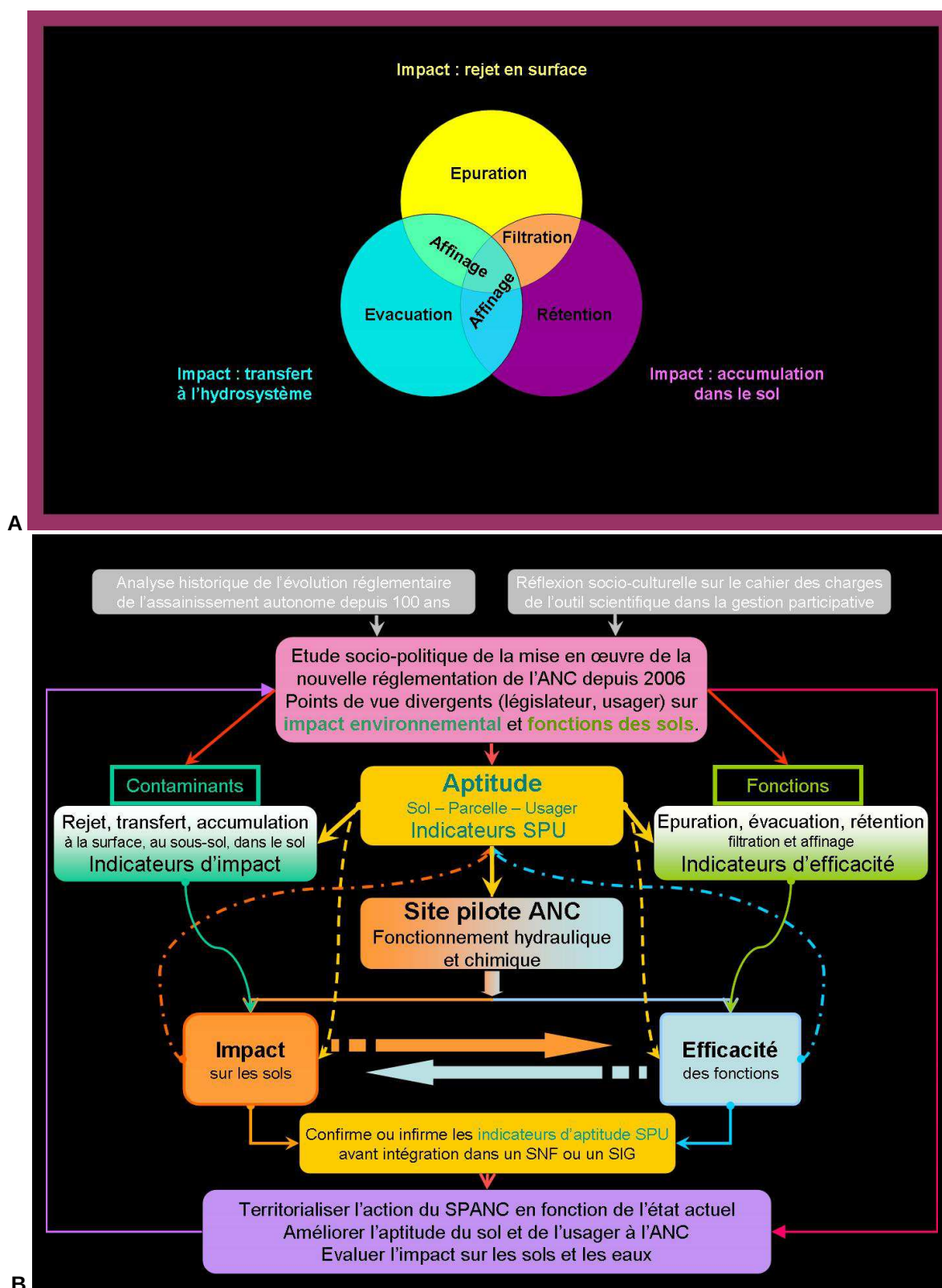
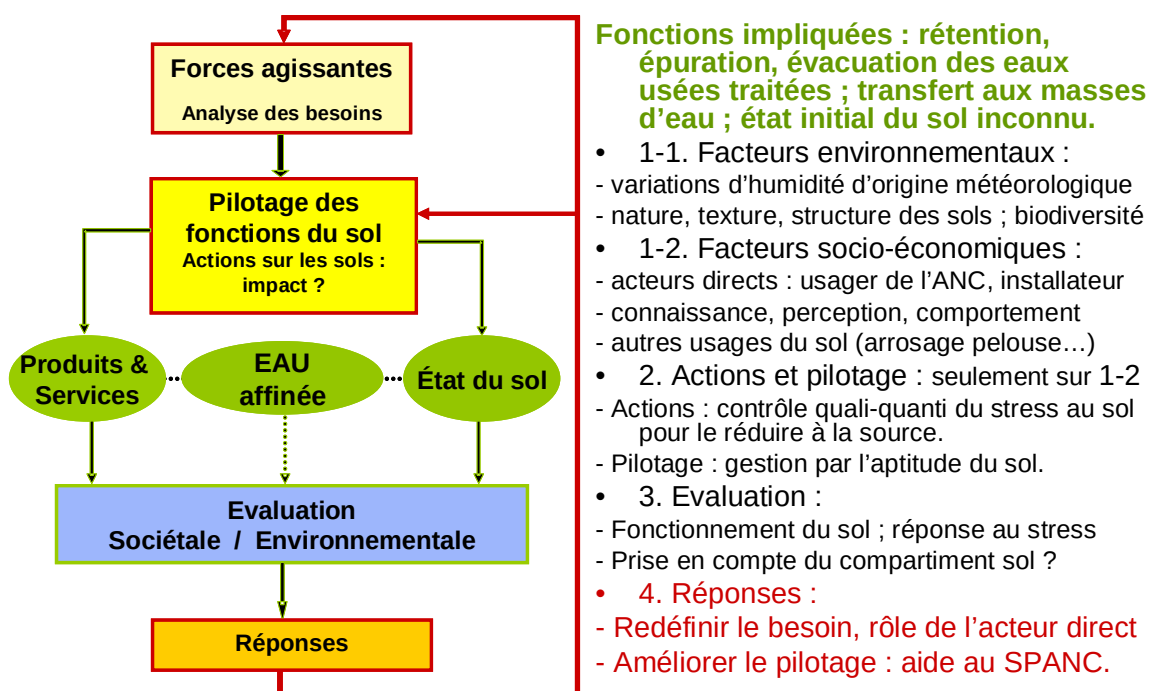


Figure 4. **A.** Les 3 fonctions des sols (action sur l'eau infiltrée) et les 3 types d'impact (contaminants) associés aux cas où une seule fonction domine. **B.** Schéma conceptuel du projet ANCRES fondé sur : 1. la dissymétrie entre le point de vue du sol (impact) et celui de l'eau (efficacité) dans l'intérêt porté aux fonctions du sol et aux contaminants ; 2. au cœur du projet, le site pilote d'ANC qui met en interaction le sol et l'eau ; 3. l'intégration (SNF ou SIG) des indicateurs physiques, chimiques, et socio-techniques ; 4. l'ensemble est encadré (initié et valorisé) par l'approche socio-politique qui devrait évoluer sous l'effet des résultats du projet. SNF = système de notation des fonctionnalités. SIG = système d'information géographique.



1160 Figure 5. Schéma de King appliqué à l'infiltration et l'affinage des eaux usées en ANC : du besoin de rejeter au besoin de traiter, un cercle vertueux pour aider l'utilisateur à piloter les fonctions du sol sur la parcelle, et aider le SPANC à territorialiser sa gestion de l'eau et du sol.

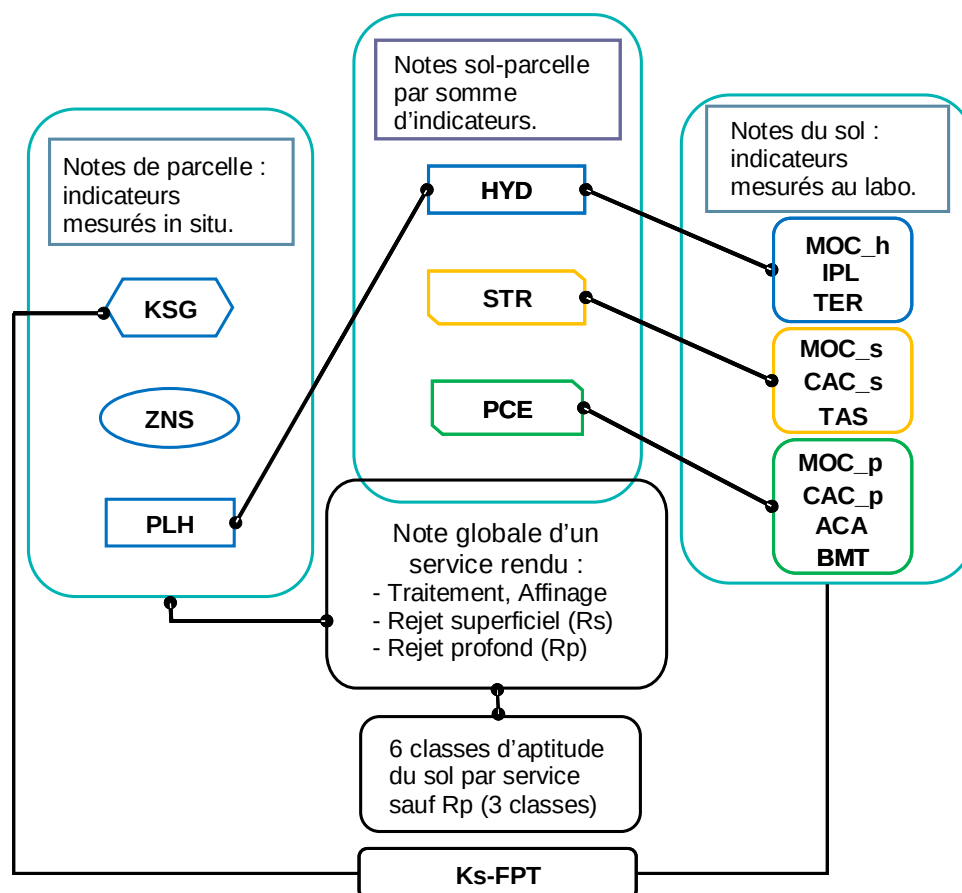
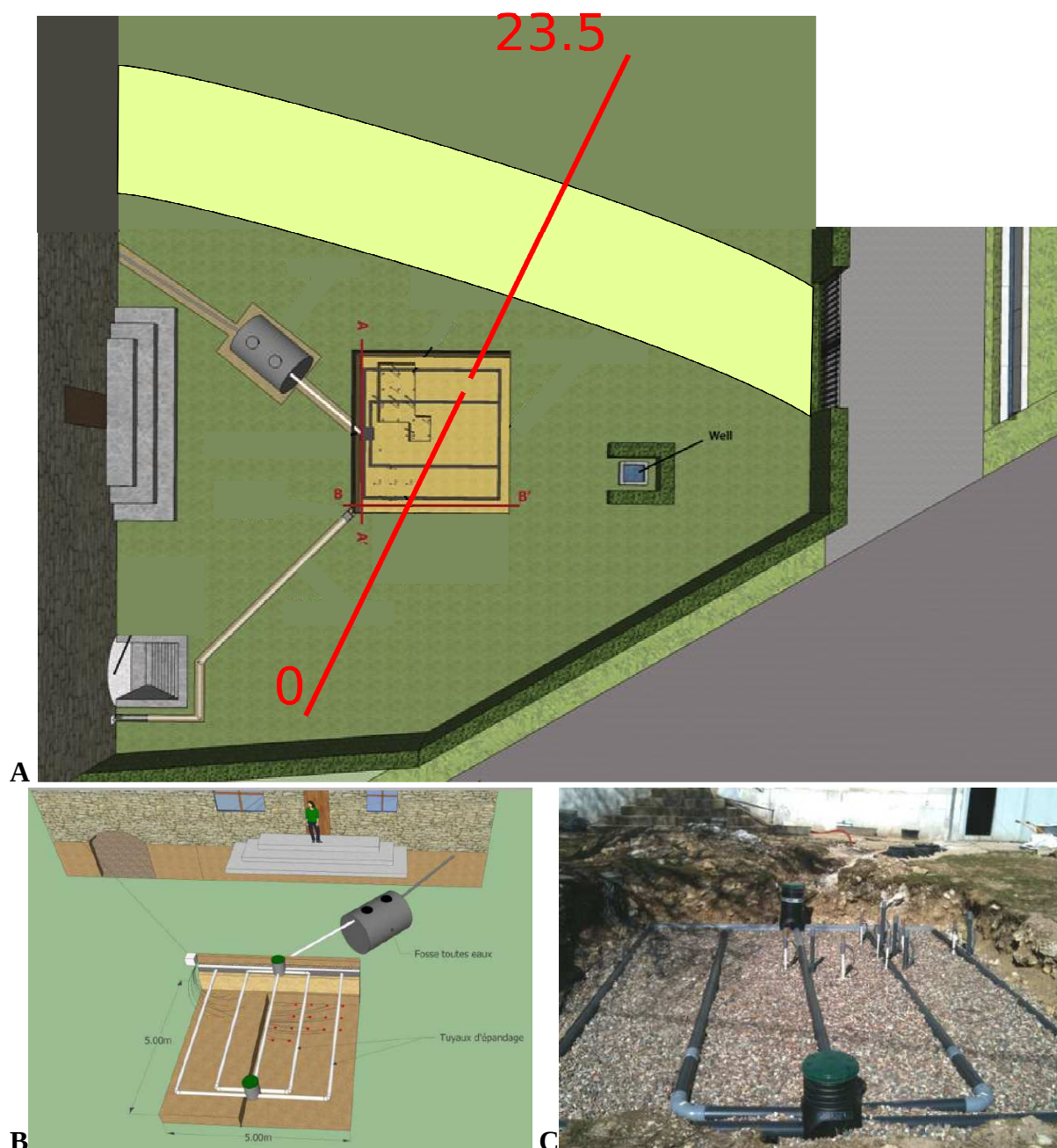


Figure 6. Système de notation de l'aptitude du sol aux services à rendre. La colonne centrale représente les étapes de l'intégration entre les notes des indicateurs individuels du sol (à droite) et les notes des conditions de la parcelle (à gauche) au moyen de sommes, produits, ou fonctions de pédotransfert.

1170



1180

Tableau 3. Paramètres utiles (**En gras : utilisés dans le SNF.**) sur la parcelle et le sol, dont indicateurs-sols. **En bleu : mesurés ou déduits de mesure.** **En vert : calculés par les FPT.**

	Code du paramètre	Type ou format data	Unité	Nombre de colonnes	Source de la donnée
Problématique de l'aptitude de la parcelle et du sol					
Conditions de l'habitation et de la parcelle					
Nombre de pièces principales	NPP	Entier	-	1	User
Nombre d'habitants simultané maximal	NHM	Entier	-	1	User
Distance minimale aux arbres (à 3 m au moins)	DMA	Entier	m	1	User
Distance aux limites de propriété (à 3 m au moins)	DLP	Entier	m	1	User
Distance minimale à la maison (dispositif de traitement à 5 m au moins)	DMM	Entier	m	1	User
Pente de la surface (< 5%, si 5<p<10% alors tuyaux // c. de niveau)	TOP	Entier	%	1	BD SIG, User
Présence d'un fossé pour l'évacuation superficielle	FES	Booléen	-	1	User
Paramètres du dispositif installé					
Profondeur de l'évacuation par infiltration (superficielle, tranchée, fouille) : 10, 60, 110 cm	PEI	Entier	cm	1	User, BD SIG
Indicateurs d'aptitude du sol : texture et physico-chimie					
Profondeur du prélèvement de sol (devrait être égale à PEI)	PPS	Entier	cm	1	User, BD SIG
Teneur en eau résiduelle	TER	Décimal	%	1	User, BD SIG
Granulométrie (sédimentométrie ou pipette) d'où TEX classe texturale	ARG-LIM-SAB, TEX	Décimal x3, String	%	4	User, BD SIG
Carbonate total (calcimétrie // volumétrie) d'où CAR classe calcaire	CAC // CAV, CAR	Décimal x2, String	g/kg %	3	BD SIG
Matière organique (calcination ≠ oxydation humide dite méthode de Anne)	MOC ≠ MOO	Décimal x2	g/kg %	2	BD SIG
Limites d'Atterberg d'où PLA classe de plasticité	LLI, LPL, IPL, PLA	Décimal x3, String	%	4	BD SIG
Surface spécifique BMT (Valeur au bleu de méthylène à la tâche)	BMT	Décimal	m ² /g cmol/k	1	BD SIG
Capacité d'échange cationique (ou déduit de BMT ou éventuellement mesuré)	CEC	Décimal	g	1	BD SIG
Activité argileuse : combine 2 autres indicateurs (= BMT / ARG)	ACA	Décimal	-	1	Calcul SIG
Teneur en cailloux : TEC = f (TER)	TEC (Rw)	Décimal	%	1	User, BD SIG
Masse volumique apparente MVA = f (TEX, MOC, TEC)	MVA (Bd)	Décimal	%	1	User, BD SIG

Ecoulement (parcelle)					
Conductivité de Guelph (réel : à la PPS ; idéal : sous le niveau d'infiltration PEI)	KSG	Scientifique	m/s	1	User, BD SIG
Conductivité de Porchet (épandage à 60 cm) : en général non mesuré donc KSP = f(KSG)	KSP	Décimal	mm/h	1	Calcul SIG
Conductivité contextuelle de l'horizon de terre végétale (20 cm) : donnée par DTEX	KTV	Scientifique	m/s	1	DONESOL
Conductivité indicative à PPS d'après ARG, LIM, SAB ou la TEX de l'échantillon	KIT	Scientifique	m/s	1	Calcul SIG
Conductivité calculée d'après ARG, LIM, SAB, MOC, TEC par 1 couplage Ks-Bd-FPT	KSC (Ks)	décimal + scientif	m/s	1	Calcul SIG
Conductivité indicative horizontale de l'aquifère sous PPS : selon BRGM (karst, fractures...)	KIA	Scientifique	m/s	1	Calcul SIG
Profil vertical du sol (parcelle et sol)					
Classe d'hydromorphie selon profondeur limite des traces redox en sondage ou fosse	PLH	String	-	1	User
Sensibilité au tassement : TAS = f (TEX)	TAS	String	-	1	User
Hauteur capillaire maximale HCM = f (TEX)	HCM	Entier	cm	1	Calcul SIG
Profondeur minimale de la nappe (NPHE)	PHE	Entier	cm	1	User
Epaisseur de la ZNS : combine 2 autres paramètres (= PHE - HCM / 2)	ZNS	Entier	cm	1	Calcul SIG
Profondeur de changement textural du profil de sol - sondage : Chambre agri., autre BD	PCT	Entier	cm	Nb col. selon BD source	
Présence d'un horizon-plancher imperméable (pédo ou litho) entre 60 et 170 cm	HPI	Booléen	-	1	User
Conditions sur l'environnement (parcelle)					
Périmètre de protection des captages, rapproché 35 m : OUI si distance < pixel carto (50 m)	PCR	Booléen	-	1	BD SIG, User
Périmètre de protection des captages, éloigné : (KIA x 50 jours)	PCE	Booléen	-	1	Calcul SIG
Problématique de l'impact sur le sol et de l'efficacité de l'affinage					
Indicateurs d'impact dans le sol par accroissement					Hors-SIG
Activité enzymatique uréase dans le sol	AEU	Décimal			
Surface spécifique BMS (valeur au bleu de méthylène au spectrophotomètre)	BMS	Décimal			
Matière volatile solide et teneur en carbonate	MOC et CAC	Décimal			
Teneur en eau résiduelle	TER	Décimal			
Majeurs nutritifs totaux du sol : carbone, azote, phosphore	CNP	Décimal			
Indicateurs d'efficacité proposés dans l'eau interstitielle du sol (site pilote)					Hors-SIG
Matières en suspension	MES	Décimal			
Majeurs nutritifs dissous : carbone organique dissous ou DCO filtrée, NO ₃ , SO ₄	COD, NO ₃ , SO ₄	Décimal			
Aromaticité SUVA	ARO	Décimal			
E. Coli	COL	Décimal			
Parabènes, triclosan, triclocarban	PAR	Décimal			

Tableau 4. Références des protocoles des indicateurs et paramètres utilisés pour l'aptitude du sol à l'ANC.

Paramètre	Norme utilisée	Norme alternative possible
Préparation des échantillons de sols.	NF ISO 11464 (séchage à l'air)	
TER	NF ISO 11465 (méthode gravimétrique) ou NF P 94-050	
ARG, LIM, SAB, et TEX	NF P 94-057 (sédimentation) et NF EN ISO 14688-2 (classe)	X 31-107 (pipette) identique à sédimentométrie.
CAC et CAR	NF P 94-048 (essai volumétrique sur particules < 0,4 mm, calcimètre Dietrich-Frühling)	
CAV	NF ISO 10693 (essai volumétrique sur terre fine < 2 mm, calcimètre Bernard)	Idem à CAC pour teneur > 2%, sous-estimé si < 2%.
MOC	NF ISO 10694 (calcination : matière volatile solide) ou XP P 94-047.	
MOO	NF ISO 14235 (oxydation : méthode de Anne). Dans un sol non cultivé, ne permet pas de quantifier la MO (réf. pédo. et vérifié ANCRES).	
LLI, LPL, IPL et PLA	NF P 94-051 ou [ISO/TS] 17892-12	
BMT	NF P 94-068	
CEC	Calcul ANCRES	X 31-130 (plusieurs méthodes).
ACA	Calcul	
TEC (Rw)	XP P 94-056 (tamisage voie humide).	X 31-101 (passoire à sec).
MVA (Bd)	NF ISO 11272	X 31-501 (cylindre : Ssi absence de cailloux).
KTV	DONESOL	
KSG (Ks)	Brevet de Guelph (Reynolds & Elrick, 1985).	
KSP	NON normalisé	
KIT	Table ANCRES	
KSC (Ks)	Calcul ANCRES	
KIA	Table ANCRES	
PLH	Référentiel pédologique (Baize et Girard, 2009).	
TAS	Table (Rémy & Mathieu, 1972).	
HCM	Table ANCRES	
PHE	Mesure in situ (par l'habitant)	
ZNS	Calcul ANCRES	

Tableau 5. Paramètres extraits de la base de données DONESOL utilisables en première approche pour l'aptitude du sol à l'ANC.

Les paramètres extraits de la BD DONESOL										DARG	DLIM	DSAB	DTEX
RMQS	RMQS	INDIQUASOL : Classe prépondérante dans les sols de la cellule RMQS				BDAT : Texture modale de l'horizon de surface des sols agricoles				Texture calculée pour déduire KTV			
Numéro cellule RMQS	Médiane de la teneur en carbone organique, période 1995-99 (g/kg)	Classe de teneurs en carbone (T/ha)	Limitation dominante à l'usage agricole	Classe de profondeur du changement textural	Classe de régime hydrique annuel dominant	Numéro INSEE du canton pour BDAT	Teneur moyenne en Argile de l'horizon de surface des sols agricoles (g/kg)	Teneur moyenne en Limon total (Lim_f + Lim_g) de l'horizon de surface des sols agricoles (g/kg)	Teneur moyenne en Sable total (Sab_f + Sab_g) de l'horizon de surface des sols agricoles (g/kg)	A	L	S	Classe USDA

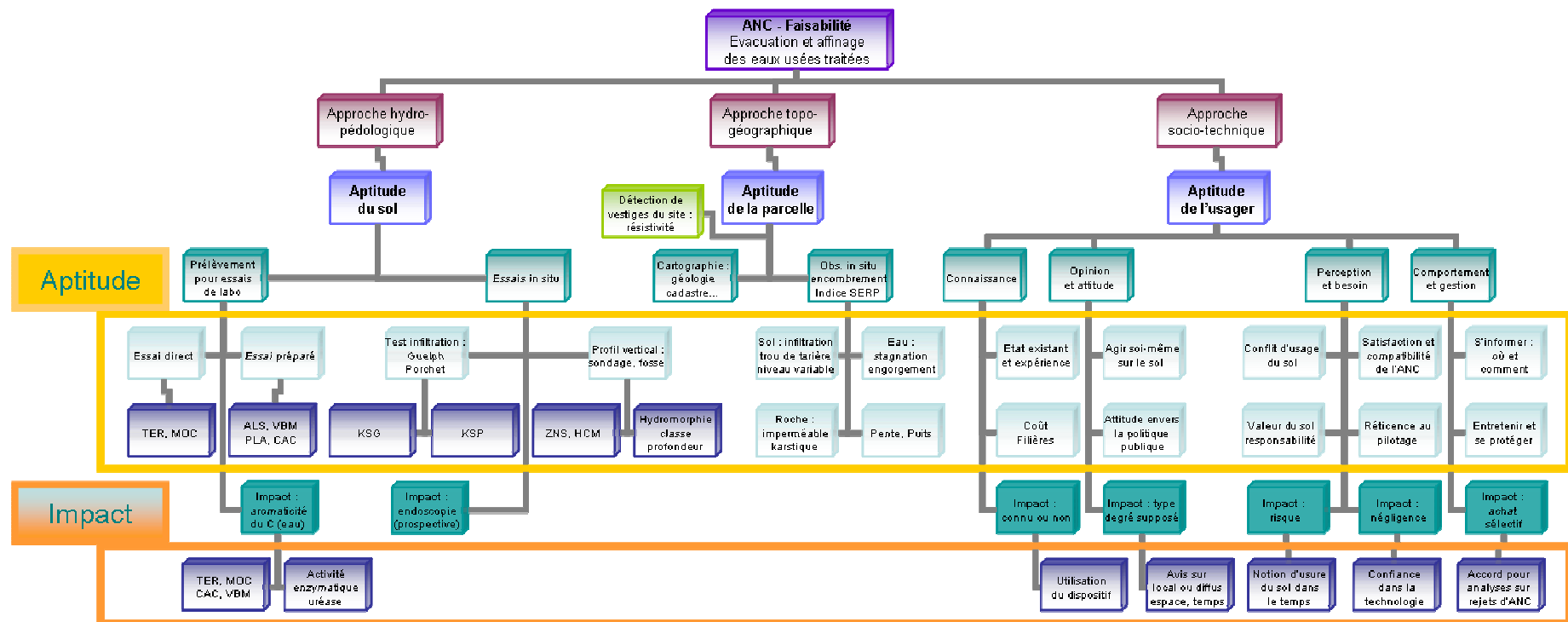


Figure 8. Organigramme des indicateurs d'aptitude SPU (sol – parcelle – usager) et des indicateurs d'impact de l'ANC. Abréviations explicitées au tableau 3, sauf VBM : valeur au bleu de méthylène (BMS ou BMT selon aptitude ou impact).

Implications pratiques et recommandations, réalisations, valorisation

Implications pratiques et recommandations

Des protocoles originaux et d'autres classiques sont proposés pour acquérir les indicateurs choisis pour les trois grandes fonctions du sol. Des protocoles ont aussi été développés pour évaluer la perception des usagers sur le sol et l'ANC et réaliser des entretiens avec les gestionnaires.

Les principales recommandations que l'on peut faire à l'issue du projet sont au nombre de quatre. Elles peuvent devenir des actions de gestion, qui sont à élaborer avec les acteurs. D'autres recommandations secondaires pourront être ajoutées pour valoriser de façon plus détaillée les protocoles.

1. Pour étudier la faisabilité* de l'évacuation des eaux usées traitées par infiltration dans le sol, et pas seulement pour évaluer l'aptitude du sol à l'épuration, il faut réaliser un essai d'infiltration sur une parcelle et l'interpréter. Un protocole très différent de la méthode actuellement pratiquée pour caractériser l'aptitude à l'épuration est proposé : celui du test d'infiltration de Guelph, normalisé.

2. Dans leur mission de conseil et de conception sur site, un problème souvent rencontré par les SPANCs est l'évacuation des eaux traitées à travers les sols peu perméables. Actuellement, un essai d'infiltration négatif devrait valoir rejet de ce mode d'évacuation. Une méthode d'amélioration du sol en place par incorporation de cailloux est proposée pour faciliter l'évacuation des eaux traitées. Elle sera élaborée et expérimentée avec des professionnels de la construction en assainissement.

3. De façon à anticiper sur les difficultés liées à l'aptitude des sols, notamment mais pas seulement à l'infiltration, une méthodologie de priorisation et planification des travaux de construction et de réhabilitation de l'ANC peut être mise en place sur le territoire d'un SPANC* en fonction des indicateurs physico-chimiques sur le sol et la parcelle et du système de notation. Est recommandée également une sectorisation de la faisabilité* de l'ANC par l'Etat, une Région ou un Conseil général ou encore une Agence de l'eau, en prenant en compte des indicateurs autres que physiques, dits socio-techniques. C'est dans cet objectif opérationnel que la démarche d'intégration des indicateurs physico-chimiques et sociotechniques sera la plus pertinente.

4. A ce jour, seuls les rejets de dispositifs drainés font l'objet d'analyses, à la demande du MEDDE notamment, pour le suivi du fonctionnement de sites réels équipés récemment en dispositifs d'ANC conformes à la nouvelle réglementation. Nous recommandons que dans la continuité du projet ANCRES et en s'appuyant sur ses réalisations et conclusions, un effort similaire soit fait pour mettre en place un échantillonnage et un suivi d'efficacité sur des filières par infiltration non drainée.

Réalisations

Un jeu d'indicateurs physico-chimiques définit l'aptitude du sol à l'ANC et un système de notation couple ces indicateurs du sol avec des informations sur la parcelle pour évaluer son aptitude à l'ANC. Ce système de notation a été testé avec succès sur une dizaine de sites réels aux sols variés. Un autre jeu d'indicateurs, socio-techniques, définit l'aptitude de l'utilisateur à l'ANC. L'intégration de ces deux jeux d'indicateurs reste un problème ouvert à l'issue du projet.

Un prototype de SIG utilisant les indicateurs existe et sera développé en 2015 : c'est un outil d'aide à la décision pour le particulier et outil d'aide à la gestion pour la commune, le SPANC*, le conseil général, l'agence de l'eau. En échange d'informations et réponses qu'il donnera à l'utilisateur, ce SIG lui soumettra un questionnaire afin d'enrichir la BD sur l'aptitude de l'utilisateur à la gestion de l'ANC, en vue d'identifier les points à développer par la communication et la formation des techniciens et des usagers. Ce SIG nécessite d'accroître la richesse de l'information disponible sur les sols.

Une cartographie d'une formation superficielle, une colluvion issue du Portlandien, non représentée sur les cartes géologiques et pédologiques, est réalisée. Elle sera à court terme disponible dans la BD des études et références de l'INRA. La méthode est applicable à d'autres formations de colluvions. Elle nécessitera cependant plus de travail de terrain pour être validée.

Un observatoire de l'ANC in situ a été opérationnel pendant plus d'une année sous forme d'un massif filtrant instrumenté implanté dans le sol de colluvion ci-dessus cartographié. N'ayant pas été financé par des projets soumis pour relayer ANCRES, il s'est arrêté. Il servira de modèle pour d'autres expérimentations ailleurs et pour mettre au point une stratégie de mesure allégée et répétable en vue d'évaluer l'efficacité épuratoire des dispositifs d'ANC in situ, en particulier en filière par infiltration non drainée des eaux usées traitées. La principale difficulté, non vérifiée à ce jour, est celle de la méthode de prélèvement de l'eau interstitielle dans le sol sur une diversité de sites.

L'impact sanitaire et environnemental est évalué par des témoins de la rétention dans le sol : un prélèvement de sol pour analyser les fines* et l'activité enzymatique du sol fait l'objet d'un protocole complexe qui était inexistant et répond à une question émergente. L'impact est lié à l'efficacité épuratoire évaluée par un jeu de paramètres chimiques et biologiques, à doser dans l'eau traitée à différents stades (eau prétraitée, filtre, sol). Les protocoles d'analyse sont classiques et leur combinaison devrait améliorer la surveillance de l'efficacité de l'ANC en vue de progresser dans la connaissance de l'impact sur l'environnement immédiat, sur le sol.

Valorisation en cours

Le tableau 6 donne la liste exhaustive des actions de valorisation effectuées. A la date de remise de ce rapport, en novembre 2014, plusieurs actions importantes sont en cours : une formation de 6 ECTS se déroule au Cnam depuis le début d'octobre, dans le cadre d'une nouvelle licence en gestion de l'eau et aménagement du territoire, en formation à distance ; un sujet de stage est proposé pour développer le prototype de SIG sur la gestion de l'ANC ; une communication est en cours de rédaction pour le congrès européen du management qui se tiendra à Varsovie en juin 2015 ; les manuscrits soumis à des revues sont en cours de correction pour publication en 2015.

Suite au séminaire de restitution du projet ANCRES à Auxerre, qui a eu lieu du 13 au 15 juin 2014, une communication envers les acteurs de l'ANC dans l'Yonne et en Seine-et-Marne s'est mise en place pour le transfert effectif des recommandations et des protocoles d'acquisition des indicateurs.

Partenariats

Partenariats mis en place ou projetés

Le partenariat sur lequel s'est appuyé le projet est double, un groupe académique et un groupe gestionnaire (figure 9). Les partenariats mis en place en-dehors de ce noyau sont spécifiques de tâches identifiées au préalable : certaines sont des tâches indispensables au projet, d'autres sont des extensions du projet ou des points d'approfondissement. Les partenariats envisagés, quant à eux, ont pour but d'offrir un terrain de développement et d'intensifier la valorisation.

Les sols urbains (Barles et al., 1999) ont une histoire perturbée et le sol disponible pour recevoir les eaux usées traitées, autour d'une maison gérée en ANC, a souvent les caractéristiques d'un sol urbain. Sa structure est devenue hétérogène : la présence de cailloux, parmi lesquels on rencontre des débris de démolition et d'autres corps étrangers aux matériaux divers, en fait une matrice complexe dans laquelle les processus de pédogenèse aboutissent à un comportement inattendu, notamment du point de vue hydraulique (Burton et al., 2002). Dans le cadre de la thèse de Bahar Salavati, nous avons effectué sur un tel site des essais d'infiltration au moyen du perméamètre de Guelph selon un schéma en croix (64 essais ponctuels alignés) et appliqué une méthode de modélisation statistique multifractale en vue de définir le comportement du site dans son ensemble en intégrant sa variabilité d'échelle. Le partenariat noué à cette occasion au sein du Leesu – Enpc concernait le rôle de l'infiltration dans la gestion des précipitations en milieu urbain. Il nous a permis de valider ce protocole d'essai d'infiltration.

L'expérimentation de filtration* sur colonnes de sols avec des eaux enrichies par des produits organiques émergents simulant des eaux usées dépassait la disponibilité des équipes du projet et leurs moyens en analyse chimique : aussi avons-nous préféré recourir à l'envoi d'une stagiaire en 2011 au sein d'un projet international dédié à cette approche, à TU Delft (Pays-Bas, avec A. Verliefde), pour aider au montage expérimental de la thèse de Chéryl Bertelkamp, soutenue en 2013.

Une recherche approfondie s'est déroulée sur la migration de particules fines* dans un milieu poreux et l'application au phénomène de colmatage, dans le cadre d'une collaboration avec l'Ecole Centrale de Paris depuis 2009 (avec A. Modaressi). Le principal produit en est la thèse de Ghizlane Benosman, qui a été soutenue le 5 juillet 2012 avec participation du coordinateur ANCRES au jury. Cet approfondissement des mécanismes est important pour avancer dans la problématique essentielle de l'impact sur un sol encaissant un massif filtrant d'ANC avec évacuation par infiltration.

D'autres partenaires internationaux nous ont aidés par la discussion scientifique à travers le montage d'un projet qui n'a pas été conduit jusqu'à la soumission malgré une préparation avancée : citons le professeur Dimitri Xanthoulis, en Belgique (Gembloux), spécialiste de l'assainissement autonome, qui a été membre du jury de la thèse ANCRES de Behzad NASRI (annexes 1 et 2), le professeur Dino Torri en Italie, spécialiste en agronomie et en particulier des sols caillouteux (Institut de recherche pour la protection hydrogéologique, Groupe de géomorphologie, Perugia, Italie), et les

professeurs Isaac Rodríguez Pereiro et Rafael Cela Torrijos, en Espagne (Galicia), spécialistes en génie analytique des micropolluants organiques.

L'acquisition de données pédologiques collectées en sondages à la tarière et en fosses depuis deux ans est l'objet d'un partenariat avec la Chambre d'agriculture de Seine-et-Marne depuis 2013. On suit avec attention l'évolution de DONESOL : la CA77 rentre ses données nouvelles chaque année dans cette base. Notre indicateur peut être renseigné par ces données existantes et un SIG-ANC est envisagé sur ce territoire. Pour valoriser le projet, le montage d'un enseignement en pédologie et ANC est en cours avec l'équipe d'AgroSup à Rennes.

La mesure de la conductivité par le perméamètre de Guelph et la caractérisation des sols est l'objet d'une collaboration naissante en 2014 avec Xavier Morvan, équipe GEGENAA, université de Reims, qui effectue des travaux similaires aux nôtres pour une toute autre application : il étudie l'évolution d'un sol à rotation rapide (culture de robiniers pour la production de charbon de bois) à la ferme expérimentale de Grignon.

Le SPANC* de la Fédération des eaux de Puisaye-Forterre, dans l'Yonne, nous a fourni des données techniques et humaines et nous a aidé à entrer dans la problématique de l'ANC. Sur l'autre territoire d'étude, nous avons collaboré avec trois SPANCs aux caractéristiques différentes : celui de la Communauté de Communes du Pays de Seine (CCPS), celui du Syndicat Intercommunal d'Assainissement de la communauté de communes du Moret-Seine-et-Loing (SIDASS), et celui du Syndicat Intercommunal d'Assainissement du Nord-Est de la Seine-et-Marne (SIANE).

Le travail d'enquête a été effectué par des étudiants du master SAGE de l'Ecole des Ponts et du master EDTS d'AgroParisTech, ainsi que l'Université Paris I – La Sorbonne. Ces partenariats ont permis de trouver des étudiants motivés et compétents en aménagement des espaces et des milieux pour réaliser des enquêtes et des entretiens avec des usagers et des gestionnaires de l'ANC.

Le suivi d'une organisation participative, un SAGE, a été effectué sur nos deux territoires d'étude. Ce travail a été d'un grand apport en ce qu'il nous a permis d'être au plus près des préoccupations des élus et des gestionnaires et d'avoir avec eux de nombreux entretiens utiles pour réfléchir aux réponses à apporter. Il en est sorti un cahier des charges qui définit les conditions à remplir par un scientifique pour réussir à rendre service aux gestionnaires dans une problématique de gestion de l'eau et du territoire. A ce stade, il reste général, donc non spécifique de l'ANC, et permet de transformer en méthode l'approche empirique qui a été la nôtre vis-à-vis des SPANCs partenaires.

Des partenariats avec des sociétés privées nous ont permis d'obtenir des matériaux (Holcim pour les 30 tonnes de sable du massif filtrant), des matériels (Fugro pour le matériel de forage), ou encore des applications-logiciels (Esri pour le web-SIG). Un partenariat de grande valeur a été noué avec des particuliers à travers les visites au domicile pour remplir (des questionnaires) ou creuser (des trous). Parmi eux, nous sommes infiniment redevables aux propriétaires qui habitent la parcelle du site pilote : sans eux, celui-ci n'aurait pas vu le jour dans le sol de l'Yonne.

Partenariats envisagés

Un partenariat déjà exploré avec l'EHESP avec laquelle on a déjà co-écrit un projet devrait se concrétiser par un nouveau projet sur l'ANC et l'infiltration des eaux traitées issues de STEP. Ce projet pourra s'associer au montage d'un partenariat au Maroc (avec l'EMI, Ecole Mohammedia d'Ingénieurs, près de Casablanca, et avec un bureau d'étude local) avec un bureau d'étude français.

Le partenariat avec le Cerema va s'intensifier. Pour l'instant, le Cerema va aborder la question de l'ANC pour la Direction de l'Eau sous 4 volets :

- participation aux commissions de normalisation ;
- suivi in situ de différentes filières et réflexion sur l'instrumentation des filières traditionnelles (avec rejet en profondeur) ;
- retour d'expérience de la filière agréée des filtres plantés ;
- retour d'expérience sur les études de sol aboutissant aux cartes d'aptitude à l'ANC et au choix des filières avec un zoom sur les essais d'infiltration.

Le lien avec ce qui a été fait dans ANCRES est fort et la collaboration va se poursuivre dans le cadre de la mission Biodiversité.

Enfin, un partenariat avec l'AESN à Rouen concernant la charte pour l'ANC qui est en train de se mettre en place sur une partie du département de l'Eure renforcera cette démarche qui s'appuie sur la consultation des acteurs locaux et l'élaboration d'une communauté d'intérêt.

Liste des opérations de valorisation et de transfert issues du contrat

Tableau 6. Liste des actions de valorisation du projet ANCRES.	
PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES	
Articles scientifiques parus	
Nasri B., Fouché-Grobla O., Saillé Ch., Ramier D., Seidl M.	A1. Design and realisation of a pilot site for monitoring infiltrated soil water under a real on-site treatment system; evaluation of soil functions. 13 th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2013) – Urban waters: resource or risks ? Arcueil, France. https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00843163
Nasri B., Dadmehr R., Fouché-Grobla O. (cf. aussi C9)	A2. Water table rising consecutive to surface irrigation in alluvial aquifers: predictive use of numerical modelling. In : G. Lollino et al. (eds.), <i>Engineering Geology for Society and Territory</i> – Vol. 3, Chap. 79, Proceedings of the 12 th Congress of IAEG, 15-19 September, Turin, Italy. DOI: 10.1007/978-3-319-09054-2_79, © Springer International Publishing Switzerland 2014.
Articles scientifiques à paraître	(sous réserve de corrections)
Nasri B., Fouché-Grobla O., Ramier D.	A3. Monitoring of soil water infiltration under a real on-site treatment system; evaluation of physical soil functions. <i>Environmental Earth Sciences</i> (accepté en nov. 2014).
Bensalah A., Diebolt J., Fouché-Grobla O.	A4. Modélisation de l'anisotropie d'un réseau de discontinuités en 3D par un mélange de lois de probabilité. <i>Canadian Geotechnical Journal</i> (accepté avec modification en sept. 2013).
Fouché-Grobla O. Renaud St., Nasri B.	A5. Un cahier des charges pour l'outil scientifique au service de l'organisation territoriale participative : cas du SAGE (schéma d'aménagement et de gestion des eaux). <i>Annales de géographie</i> (accepté avec modification en janv. 2014).
Articles scientifiques prévus	(soumis en anglais)
Nasri B., Fouché-Grobla O., Torri D.	A6. Coupling published pedotransfer functions for the estimation of bulk density and saturated hydraulic conductivity in stony soils. <i>Canadian Journal of Soil Science</i> (accepté avec modification majeure en nov. 2014).
Fouché-Grobla O., Deroubaix JF., Chaton Ch. (cf. aussi C13)	A7. On-site sanitation management in France : a transfer of charge (water and responsibility). EURAM 2015, Varsovie.
CITATION DU PROJET DANS UN OUVRAGE PARU	
Plumelle Cl., Fouché-Grobla O. et al. (2013). <i>Théorie et pratique de la géotechnique</i>	Le projet ANCRES est cité sur le sujet des essais d'infiltration, au chapitre 16 de ce manuel de mécanique et hydraulique des sols.
COLLOQUES	
Participation à des colloques	
Renaud St., Fouché-Grobla O., Saillé Ch., Nasri B.	C1. Bilan alimentation / prélèvements du bassin versant Arroux-Bourbince. Communication orale au colloque de l'AFEID, <i>GroundWater 2011 : Gestion des ressources en eau souterraine</i> , 14-16 mars 2011, Orléans, France.
Drouet F., Fouché-Grobla O., Saillé Ch., Nasri B.	C2. Perception de l'ANC et du sol par les usagers - Une enquête dans l'Yonne. 8 ^{èmes} Assises Nationales de l'Assainissement Non Collectif, 26-27 octobre 2011, Metz, France.
Fouché-Grobla O. Saillé Ch., Drouet F., Seidl M., Nasri B.	C3. Perception des fonctions du sol par les usagers de l'assainissement non collectif. Communication orale aux 11 ^{èmes} Journées d'Etude des Sols, 19-23 mars 2012, Versailles.
Nasri B., Fouché-Grobla O., Saillé Ch., Forquet N., Dubois V.	C4. Conception d'un pilote instrumenté pour l'étude des fonctions du sol en assainissement non collectif. Poster aux 11 ^{èmes}

Fouché-Grobla O., Yao K.Th., Salavati B.	Journées d'Etude des Sols, 19-23 mars 2012, Versailles. C5. Stochastic and Fractal analysis of fissure networks in rock or soils. Oral communication, <i>PedoFract VII</i> : Int. Workshop on Scaling in Particulate and Porous Media Modeling, 14-17 mai 2012, A Coruna, Espagne.
Nasri B., Fouché-Grobla O., Saillé Ch., Forquet N., Seidl M., De Laure E.	C6. Field monitoring and sampling of infiltrated soil water under on-site treatment systems for domestic wastewater: evaluation of soil functions. Poster communication, EuroSoil, 4 th Int. Congress of the ECSSS, 2-6 juillet 2012, Bari, Italie.
Nasri B., Fouché-Grobla O., Ramier D.	C7. Evaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée, sur un site pilote dédié. Communication aux 12 ^{èmes} Journées d'Etude des Sols, 30 juin-04 juillet 2014, Chambéry, France.
Fouché-Grobla O., Vidal N., Saillé Ch., Seidl M.	C8. Aptitude d'un territoire à l'assainissement non collectif : indicateurs SPU (sol – parcelle – usager). 12 ^{èmes} Journées d'Etude des Sols, 30 juin-04 juillet 2014, Chambéry, France.
Nasri B., Dadmehr R., Fouché-Grobla O.	C9. Water table rising consecutive to surface irrigation in alluvial aquifers: predictive use of numerical modelling. Poster communication, 12 th Congress of IAEG, 15-19 September, Turin, Italie (+ article publié).
Guerguadj N., Nasri B., Fouché-Grobla O.	C10. On site sanitation management : colluvium mapping through GIS from geomorphological criteria. Poster comm., 12 th Congr. of IAEG, 15-19 Sept. 2014, Turin, Italie.
Vidal N., Nasri B., Fouché-Grobla O.	C11. Un système de notation de l'aptitude du sol à exercer ses fonctions en assainissement non collectif. Rencontre nationale « Sol contre tous ? », poster pour l'expo. « Un sol pour tous », Inst. rég. dév. durable IRD2, 13-14 octobre 2014, Caen, France.
Seidl M., Caupos E. Nasri B., Saillé Ch., Fouché-Grobla O.	C12. Rôle du sol dans l'élimination du parabène et du triclosan par un filtre à sable non drainé en assainissement non collectif. 10 ^{ème} congrès international du GRUTTEE, 29-31 octobre 2014, Limoges, France. (communication orale)
Participation future au colloque Fouché-Grobla O., Deroubaix JF., Ch. Chaton	C13. On-site sanitation in France 2006-2015: new stakeholders and load transfers – water, skill, charge, responsibility – but still based on the soil functions and the user ability. 15 th annual conference of the European Academy of Management, <i>Euram</i> , 17-20 June 2015, Warsaw.
THESES	
Thèses soutenues	
Nasri B. (18 mois financés)	T1. <i>Evaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée sur un site pilote dédié.</i> Dir. thèse : Olivier Fouché s/c Bruno Tassin, Ecole des Ponts, 2013.
Naah M. (3 mois financés)	T2. <i>Impact du développement urbain du bassin versant de la rivière Mingoa sur le Lac Municipal de Yaoundé.</i> Dir. thèse : Martin Seidl s/c Bruno Tassin, Ecole des Ponts, 2013.
Benosman G. (0 mois financé) (O. Fouché-Grobla examinateur au jury de thèse).	T3. <i>Migration de particules fines dans un milieu poreux : application au phénomène de colmatage.</i> Dir. thèse : A. Modaressi, Ecole Centrale de Paris, 2012.
Thèses en cours	
Salavati B. (0 mois financé) (co-encadrée O. Fouché-Grobla)	T4. <i>Variabilité de la conductivité hydraulique sur sol urbain : modélisation multifractale des données acquises avec le perméamètre de Guelph.</i> Dir. thèse : Daniel Schertzer, Ecole des Ponts, non soutenue.
Diplomation post-doctorale	
O. Fouché-Grobla	(procédures en cours)
B. Nasri	- Habilitation à diriger des recherches, Université Paris Est - Candidature à la qualification de maître de conférences

ACTIONS DE VALORISATION OU VULGARISATION – SEMINAIRES	
Actions de valorisation	
Fouché-Grobla O. et al.	V1. Le projet ANCRES – Assainissement Non Collectif : Rétention et Épuration par les Sols. Communication orale au séminaire de suivi du programme GESSOL 3, 16-18 mai 2011, Tours, France.
Nasri B.	V2. The emerging pollutants and individual wastewater treatment system: What about the role of soil in purifying the treated wastewater? Oral communication, 3 rd seminar of European PhD students working in the field of Water & Health, 27-29 juin 2011, Cannes, France.
Nasri B.	V3. Le sol, milieu récepteur des eaux usées traitées. Evaluation des fonctions du sol lors de l'infiltration : évacuation, affinage (ou épuration), rétention. Communication orale au séminaire du laboratoire, LEESU – Ecole des Ponts – UPE – AgroParisTech, 3-4 juillet 2011, Champs-sur-Marne, France.
Fouché-Grobla O. et al.	V4. Le projet ANCRES – Mise en place d'un indicateur intégratif pour la gestion du potentiel épurateur des sols soumis à l'infiltration en assainissement non collectif. Communication orale au séminaire de restitution des projets achevés ou en cours du programme GESSOL, 7-9 novembre 2012, Paimpont, France.
Nasri B.	V5. Design and realisation of a pilot site for monitoring infiltrated soil water under a real on-site treatment system; evaluation of soil functions. Oral communication, 13 th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2013) – Urban waters: resource or risks ? Arcueil, France.
Fouché-Grobla O.	V6. Le projet ANCRES – Assainissement Non Collectif : Rétention et Épuration par les Sols. Résumé du projet dans le rapport annuel de la DR de l'Ecole des Ponts, 2013.
Berthier E., Ramier D., Nasri B., Fouché-Grobla O.	V7. L'évacuation par le sol des eaux usées traitées en ANC. Communication orale à la Journée d'études sur l'ANC, FNCCR, 31 mars 2014, Paris.
Fouché-Grobla O., Nasri B., Seidl M., Deroubaix J-F., Berthier E., Ramier D., Saillé Ch., Caupos E., Follin J-M.	V8. Entre eau et sol, l'ANC. Séminaire de restitution du projet ANCRES, organisé avec le SPANC de la Régie des Eaux de Puisaye-Forterre. Auxerre, C ¹ . G ^{al} de l'Yonne, 13-15 juin 2014. Avec les partenaires du projet, les gestionnaires et usagers. Animation des ateliers par les stagiaires du projet.
Seidl M., Caupos E., Nasri B., Héricher M., Lherm D., Naah M., Saad M., Fouché-Grobla O.	V9. Suivi d'un système pilote in situ en ANC : paramètres globaux et micropolluants émergents (parabènes, triclosan, triclocarban). Communication orale au workshop sur « Les micropolluants au sein des zones ateliers : mesures, traitements et changements de pratiques », 2 octobre 2014, Institut Le Bel, Strasbourg, France.
Vidal N., Nasri B., Fouché-Grobla O.	V10. Les fonctions du sol dans l'évacuation des eaux usées domestiques traitées - cas de l'assainissement non collectif. International seminar, Urban Wastewater Management, ASTEE, 5-7 novembre 2014, SIAAP, Colombes, France.
Actions de valorisation à venir	
Fouché-Grobla O. et al.	V11. Le projet ANCRES – Mise en place d'un indicateur intégratif pour la gestion du potentiel épurateur des sols soumis à l'infiltration en assainissement non collectif. Communication orale au séminaire de restitution des projets achevés du programme GESSOL-3, 28-30 avril 2015, Enpc, Champs-sur-Marne, France.
Actions de valorisation prévues	
Fouché-Grobla O. et al.	V12. Entre eau et sol, l'ANC, II. Séminaire de restitution du projet ANCRES, à organiser avec 3 SPANCs de la Seine-et-Marne. Date à définir en 2015, Enpc, Champs-sur-Marne.
AUTRES ACTIONS VERS LES MEDIAS	

Actions vers les médias passées	- Interview de Ch. Saillé par SPANC info, 2011. - Compte-rendu écrit des assises de l'ANC à Nice pour Eau-magazine, fin 2011, 3 p. - L'Yonne républicaine, quotidien régional : annonce à J-3 et J-1 du séminaire ANCRES à Auxerre (Yonne), 13 au 15 juin 2014.
Fouché-Grobla O., Follin J-M.	Le projet ANCRES ou comment améliorer le pilotage des fonctions du sol en ANC. <i>GéoTop</i> , Revue de l'Union des ingénieurs géomètres et topographes. Contribution au numéro spécial sur la recherche à l'ESGT, paru en septembre 2014.
Actions vers les médias prévues	- Préparation d'un dossier pour un journal quotidien, 2014. - Interview de O. Fouché par SPANC info, 2014.
ENSEIGNEMENT – FORMATION	
Enseignement / formation dispensé	- Quelques cours sur l'ANC dans une UE du Cnam déjà existante en 2013. - Création d'une UE de 6 ECTS ouverte au Cnam en oct. 2014 : formation à distance en collaboration avec AgroCampus Rennes (Ch. Walter, A. Jaffrézic, D. Michot, G. Pérès, B. Lemerrier). - Le nouveau parcours Aménagement et environnement du diplôme d'ingénieur Cnam – Table ronde sur la gestion des sols en ANC. Journée Grégoire au Cnam, 10 octobre 2014.
Enseignement / formation prévu	- Un jour de formation sur l'ANC à l'ONA (Algérie) en 2015. - Un jour sur l'infiltration en milieu urbain, CG94, en 2015.
EXPERTISES	
Expertise menée n°1	Réalisation d'un test de type Porchet (x4) mais à niveau variable entre -1 m et -1,5 m pour une étude d'ANC dans un sol de faible perméabilité (craie altérée, $k = 1,6 \text{ à } 8,5 \times 10^{-7} \text{ m/s}$), Val d'Oise. Collaboration avec le BE GéoExperts, Cité Descartes, Champs-sur-Marne.
Expertise menée n°2	Etude d'ANC en zone de montagne dans un sol de forte perméabilité (blocs dans une matrice grossière, $k = 40 \text{ à } 60 \text{ mm/h}$), Isère.
Expertise menée n°3	Diagnostic et préconisation de réhabilitation sur un dispositif ANC non conforme dans un sol argileux suite à constat permanent d'eau stagnante, Gers.
Expertise en cours, n°4	Sapiteur auprès de l'expert judiciaire : expertise d'un sinistre habitat occasionné par résurgence d'eau infiltrée sur la parcelle voisine (diagnostic : fuite de piscine).
METHODOLOGIES LIVRABLES	
Méthodologies produites : P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8	<i>Protocoles d'acquisition et d'utilisation des indicateurs.</i> P1. Un jeu de paramètres chimiques à analyser dans l'eau interstitielle à l'aval d'un rejet d'EUT pour évaluer l'efficacité du dispositif et le rôle du sol dans l'épuration. P2. Essai d'infiltration de Guelph sur une parcelle pour évaluer le rôle du sol dans l'épuration et dans l'évacuation. P3. Prélèvement de sol à proximité d'un dispositif et évaluation de la rétention par analyse des fines et de l'activité enzymatique. P4. Enquête auprès des usagers : questionnaire, grille de lecture, évaluation de l'aptitude à l'ANC. P5. Fiches d'entretien avec les acteurs de l'ANC. P6. Procédure de sélection des meilleurs couplages de FPT pour chaque type de sol d'un territoire. P7. Guide de construction et d'emploi de l'indicateur intégratif et

	système de notation d'aptitude d'un sol sur critères physiques pour différents services rendus par le sol en ANC. P8. Méthode de cartographie de susceptibilité d'existence d'une formation superficielle (colluvion de pédologie spécifique) non représentée sur les cartes géologiques et pédologiques.
AUTRES REALISATIONS	
Vers un observatoire de l'ANC	Instrumentation d'un dispositif ANC neuf (massif filtrant) pour acquérir des indicateurs hydriques et chimiques dans le sol.
Un prototype d'outil d'aide à la gestion de l'ANC	Un SIG en webmapping pour la faisabilité et la planification de l'ANC : animation vidéo illustrative.
Outil de calcul sur les fissures dans l'argile et autres objets 3D	Outil de calcul qui classe des objets géométriques en 3D sur le critère de l'orientation afin de modéliser la texture d'un matériau, son hétérogénéité ou ses discontinuités.
Site web du projet ANCRES	http://btp.cnam.fr/amenagement-environnement/assainissement
Base de données	Insertion des données de sols du projet ANCRES dans InfoSol.
RAPPORTS DE RECHERCHE LIVRABLES (livrés)	
Rapports séparés en sciences sociales et politiques	
Saillé Ch.	R1. Histoire de la réglementation de l'assainissement autonome : origine d'un transfert de compétences.
Fouché-Grobla O.	R2. Enquêtes sur la perception du sol et de l'ANC par l'utilisateur et son comportement – notation de l'aptitude de l'utilisateur à l'ANC.
Deroubaix J-F., Fouché-Grobla O.	R3. Entretiens avec les acteurs sur la mise en place de la politique publique de l'ANC – mésentente et perspectives.
Rapports séparés sur l'impact et l'efficacité épuratoire	
Saillé Ch.	R4. Mise en place du dosage des activités enzymatiques dans un sol soumis à l'infiltration d'eaux usées traitées issues d'un dispositif d'Assainissement Non Collectif (ANC).
Seidl M., Caupos E.	R5. Des indicateurs physico-chimiques pour évaluer l'efficacité épuratoire des sols soumis à l'infiltration en ANC et l'impact engendré sur les sols.
Ramier D., Forquet N.	R6. Suivi hydrodynamique du site pilote d'ANC. Traçage.
PROJETS DE RECHERCHE (collaborations et thèmes dérivés de ANCRES)	
Projets démarrés en 2014-2015	
CEZURES	CEZURES. Continuité Ecologique : Zones hUmides et Restauration Ecologique dans le bassin de la Sarthe amont. Coord. Mathieu Bonnefond, Jeannine Corbonnois, Olivier Fouché, Anne-Julia Rollet. Conservatoire national des arts et métiers (Cnam) et Universités du Mans et de Caen. SAGE Sarthe amont. Contrats régionaux de bassin versant, Pays de la Loire et Basse-Normandie. Agence de l'eau Loire Bretagne. Démarré en juin 2014, durée 2 ans. Post-doc : B. Nasri.
REFUJ	REFUJ – REconversion d'une Friche Urbaine en Jardin. Coord. Matthieu Bagard (Upec) – Institut d'Ecologie et des Sciences de l'Environnement de Paris). Action 1.2 (Leesu - Enpc) : transfert des polluants depuis le sol vers l'hydrosystème (O. Fouché et M. Seidl). Programme PICRI, Partenariats Institutions-Citoyens pour la Recherche et l'Innovation, Région Ile-de-France. Démarrage en janvier 2015, durée 3 ans.
Projets soumis en 2014	CETOI – Concevoir et Entretenir des TOltures végétalisées pour le maintien des services écosystémiques / performances. Coord. David Ramier (Cerema) et Bernard De Gouvello (Leesu, Enpc).

CETOI

Volet 2. (LES, Univ. de Lorraine) : Quantifier les processus d'évolution de la toiture influant sur ses performances (G. Séré, O. Fouché). ANR, Défi n°6 : Mobilité et systèmes urbains durables. Possible démarrage en septembre 2015, durée 3 ans.

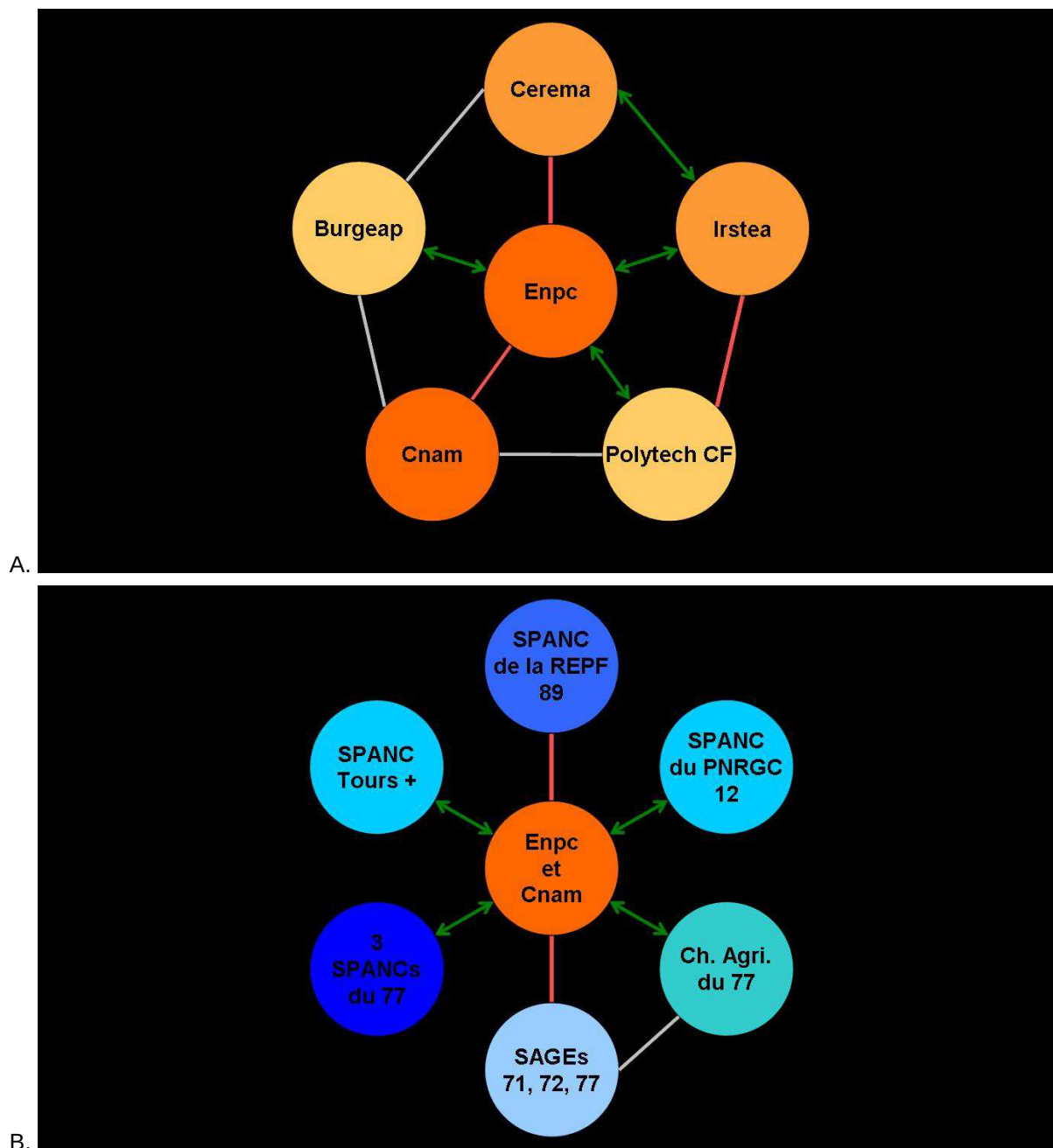


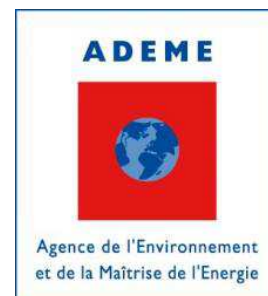
Figure 9. Partenariats. **A.** Académique ; **B.** Avec des gestionnaires. En rouge : liens fortement structurants préexistants au projet. En gris : liens secondaires préexistants. En vert : liens nouveaux développés pour et pendant le projet.

Rapports de stage du projet ANCRES

- S1.** Renaud Stéphane, 2011, CNAM (encadrant Fouché-Grobla O.). Un outil combiné pour une vision commune en gestion de l'eau : bilan hydrologique et carte géopédologique. Exemple du bassin versant de l'Arroux.
- S2.** Drouet Fanny, 2011, ENPC (encadrant Saillé Ch.). Évaluation de la perception par les particuliers des fonctions du sol et de l'impact environnemental de leurs usages du sol. Université Panthéon Sorbonne.
- S3.** Reboza Tony, 2011, ENPC (encadrants Nasri B., Hamouche Z.). Définition d'indicateurs texturaux pertinents pour l'infiltration des eaux traitées en assainissement non collectif.
- S4.** Thomas Gaël, 2011, CETE IDF – LROP (encadrants Berthier E., Ramier D.). Infiltration de l'eau dans les sols : développement et utilisation d'infiltromètres. IUT d'Orsay Mesures physiques.
- S5.** Bensalah Antoine, 2011, ENPC (encadrants Diebolt J., Fouché-Grobla O.). Modélisation de l'anisotropie d'un réseau de discontinuités 3D par mélanges de lois de probabilités.
- S6.** Le Roy Maria, 2011, ENPC (encadrants Verliefde A., Fouché-Grobla O.). Removal of pharmaceuticals during river bank filtration. Université de Delft, Pays-Bas.
- S7.** Héricher Matthieu, 2012, ENPC (encadrants Nasri B. et Seidl M.). Evaluation de l'impact des dispositifs d'assainissement non collectif sur le sol et de leur efficacité épuratoire sur un site pilote d'ANC.
- S8.** Amamou Chahrazad, 2012, PolyTech CF (encadrants Breul P. et Morvan M.). Vers un modèle de terrain d'une parcelle d'ANC à partir des données du pénétromètre et de l'endoscope.
- S9.** Léger Emmanuel, 2012, CETE IDF – LROP (encadrants Berthier E. et Ramier D.). Infiltration en milieu urbain. Université Paris SUD.
- S10.** Héricher Matthieu, Jia Neng, Guirassy Aboubakar, 2012, ENPC (encadrants Deroubaix J.-F. et Seidl M.). Projet multidisciplinaire. Acceptabilité de la mise en conformité des dispositifs ANC en fonction de l'environnement physique de l'utilisateur.
- S11.** Lemaire Tristan, 2012, ENPC (encadrant Deroubaix J.-F.). Formes de conflictualité dans la mise en œuvre des services publics d'assainissement non collectif (SPANC). AgroParisTech.
- S12.** Vidal Natacha, 2013, ENPC et IRSTEA (encadrants Nasri B. et Fouché-Grobla O.). Evaluation d'indicateurs texturaux et hydrauliques des sols pour juger de la faisabilité de l'ANC. Master Géologie & Géotechnique, Université Paris VI et CNAM.
- S13.** Arfi Fella, 2013, ENPC (encadrants Seidl M. et Caupos E.). Evaluation de l'impact des dispositifs d'assainissement non collectif sur le sol – suite.
- S14.** Le Cadre Pierre-Emmanuel, 2013, ESGT (encadrants Follin J.-M. et Fouché-Grobla O.). Mise en place d'une application web pour l'aide au choix de son système d'assainissement non collectif. Université de La Rochelle.
- S15.** Guerguadj Nadia, 2013, CNAM (encadrant Fouché-Grobla O.). Réalisation d'une application SIG pour la cartographie d'une formation géologique superficielle : les colluvions du Portlandien dans l'Yonne.

Acronymes des organismes de gestion, établissements et formations

ADEME = Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AESN = Agence de l'eau Seine-Normandie
AFEID = Association française pour l'eau l'irrigation et le drainage
AFES = Association française d'étude du sol
ANSES = Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail
APHA = American Public Health Association
ASTEE = Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement
AWWA = American Water Works Association
CA77 = Chambre d'agriculture de Seine-et-Marne
CCPS = Communauté de communes du Pays de Seine
CDP = Canal de Provence
CEREMA = Centre d'études et d'expertise sur les risques, environnement, la mobilité, l'aménagement
CNAM = Conservatoire national des arts et métiers
ECSSS = European Confederation of Soil Science Societies
EDTS = Master « Environnement, dynamiques, territoires, société », Museum et AgroParisTech
EHESP = Ecole des hautes études en santé publique
EMI = Ecole Mohammedia d'ingénieurs, Casablanca, Maroc
ENPC = Ecole nationale des ponts et chaussées, ou Ecole des Ponts – ParisTech
ESGT = Ecole supérieure des géomètres et topographes
FNCCR = Fédération nationale des collectivités concédantes et régies
GESSOL = programme de recherche national sur la gestion des sols
GIS Sol = Groupement d'intérêt scientifique sur les sols
GRUTTEE = Groupement de recherche univ. sur les techniques de traitement et d'épuration des eaux
IAEG = International Association of Engineering Geology
INPES = Institut national de prévention et d'éducation pour la santé
INRA = Institut national de la recherche agronomique
INSEE = Institut national de la statistique et des études économiques
IRD2 = Institut de recherche sur le développement durable
IRSTEA = Institut nat. de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
ISTO = Institut des sciences de la Terre, Orléans
JES = Journées d'étude des sols
MEDDE = Ministère de l'écologie, du développement durable, et de l'énergie
ONEMA = Office national de l'eau et des milieux aquatiques
PICRI = Partenariats institutions-citoyens pour la recherche et l'innovation
PNRGC = Parc naturel régional des Grands Causses
REPF = Régie des eaux de Puisaye-Forterre
SAGE = Master « Systèmes aquatiques et gestion de l'eau », ENPC et université Paris VII (Diderot)
SESAER = Société d'étude des sols pour l'aménagement de l'espace rural
SIANE = Syndicat intercommunal d'assainissement du nord-est de la Seine-et-Marne
SIDASS = Syndicat intercommunal d'assainissement, comm. de communes du Moret-Seine-et-Loing
TOURS+ = SPANC de la communauté d'agglomération de Tours



PROJET ANCRES

ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF – RETENTION ET EPURATION PAR LES SOLS

**MISE EN PLACE D'UN INDICATEUR INTEGRATIF POUR LA
GESTION DU POTENTIEL EPURATEUR DES SOLS SOUMIS
A L'INFILTRATION EN ASSAINISSEMENT NON COLLECTIF**

**BUILDING AN INTEGRATIVE INDEX FOR MANAGEMENT OF THE
DEPURATOR FUNCTION OF SOILS SUBMITTED TO INFILTRATION
UNDER ON-SITE SANITATION SYSTEMS**

Olivier Fouché-Grobla

Conservatoire national des Arts et Métiers
Leesu – Ecole des Ponts

Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains
Université Paris-Est – Ecole des Ponts ParisTech – AgroParisTech
6 et 8, avenue Blaise Pascal - Cité Descartes
F 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

olivier.fouche@enpc.fr
olivier.fouche@cnam.fr

II. Rapport détaillé

28 novembre 2014

2. Introduction générale

L'assainissement non collectif (ANC) ou autonome est le mode de gestion des eaux usées alternatif à la gestion par un réseau de collecte conduisant à une station d'épuration (assainissement collectif). Sur le plan technique, il consiste en un dispositif installé dans le sol de la parcelle privée et relié de près à l'habitation. La diversité des filières techniques agréées a explosé depuis 2009. Du point de vue de l'eau, quelle que soit la filière, un dispositif d'ANC est une chaîne de trois actions s'exerçant sur les eaux usées de la maison, que l'on retiendra sous l'acronyme DTR (figure 1) :

- Action D. Digestion anaérobie des déchets issus des eaux vannes* et eaux grises*, en fosse septique ou toutes eaux (FSTE) enterrée, évacuant les gaz par une cheminée au toit de l'habitation et produisant une eau usée prétraitée qui reste à traiter ;
- Action T. Traitement de l'eau usée prétraitée par filtration* aérobie directe dans le sol s'il est apte, ou dans un matériau rapporté constituant un massif filtrant encaissé dans le sol, ou encore dans un système préfabriqué qui est le plus souvent installé dans le sol ;
- Action R. Rejet des eaux usées traitées (EUT) au milieu récepteur, en général le sol lui-même, soit en profondeur par infiltration, soit en surface où l'eau traitée rejoint le ruissellement.

Le sol est toujours sollicité par l'ANC, toujours pour le rejet, et encore très souvent pour le traitement. L'intensité du service demandé au sol dépend de la consommation d'eau de la maison et de la filière installée. L'épaisseur de sol sollicitée en incluant l'horizon nécessaire au rejet (au moins 40 cm dans tous les cas), est de 40 cm à 160 cm selon la filière technique mise en place. Le projet ANCRES s'est fixé pour but de définir et évaluer le rôle du sol en ANC, en insistant sur le rejet qui est l'action la plus universelle et aussi la plus mal maîtrisée à ce jour.

Outre les critères de technique et de coût, présents par définition dans l'étude de faisabilité* de tout système, les recommandations actuelles en France pour l'étude de conception et d'installation d'un dispositif ANC chez un particulier font aussi intervenir l'aptitude de la parcelle à recevoir tel dispositif. Cependant, l'étude de la parcelle n'est pas systématique et des réflexions sont menées par des gestionnaires territoriaux en vue de mettre en place des référentiels de qualité de l'étude et de la mise en œuvre.

Quant à l'aptitude du sol à l'ANC, dans la recommandation actuelle, elle n'est représentée que par le « pouvoir épurateur » du sol, et seulement dans le cas particulier (lit ou tranchée d'épandage) où il est utilisé comme moyen de traitement (action T) de l'eau prétraitée. Ce « pouvoir épurateur » n'est d'ailleurs pris en compte que de façon implicite par un indicateur du comportement hydraulique du sol, le taux d'infiltration mesuré in situ au trou de tarière, qui plus est un essai non normalisé et peu robuste donc un piètre indicateur. Constatant les insuffisances de ces recommandations, c'est cette notion d'aptitude du sol à l'ANC que décline et développe le projet ANCRES en détaillant l'aptitude aux trois grandes fonctions exercées par le sol en ANC : évacuation, épuration, rétention. Dans la chaîne DTR, le projet ne se restreint pas à l'action T (traitement par le sol) puisque les trois fonctions mises en exergue jouent aussi un rôle dans l'action R (rejet au sol).

De plus, la connaissance des propriétés physiques du sol caractérisant son aptitude ne suffit pas à apprécier la faisabilité* de l'ANC car la qualité du fonctionnement et du résultat de l'ANC dépend du comportement de l'utilisateur et des usages qu'il fait du sol. Il faut trouver un moyen de coupler l'aptitude du sol, l'aptitude de la parcelle, et l'aptitude de l'usager, en intégrant une grande richesse d'information sur ces trois entités dans un indicateur global d'aptitude contribuant à l'étude de la faisabilité* de l'ANC. C'est le premier objectif du projet.

Réduire l'impact sanitaire et environnemental du rejet des eaux usées domestiques après un traitement approprié est la justification fondamentale affichée par le législateur en ANC (figure 2). Ainsi, le second objectif du projet ANCRES est d'apporter de la connaissance sur l'impact affectant le sol dû à des dispositifs d'ANC en place, afin d'améliorer la légitimité de l'ANC et sa durabilité. En effet, chacune des trois fonctions du sol est susceptible de produire, en même temps qu'un service, un impact environnemental. En envisageant le devenir des contaminants, un type d'impact est associé (figure 4-A) à chaque fonction considérée seule : accumulation de contaminants dans le sol suite à la rétention par le sol, transfert à l'hydrosystème souterrain suite à l'évacuation par le sol, rejet au milieu superficiel suite à l'épuration par le sol sans évacuation dans le sol. Noter que l'évacuation est une fonction du sol à l'égard de l'ANC : elle est distinguée du transfert, une fonction du « sous-sol » plus distante, sans lien direct avec le fonctionnement de l'ANC et qui n'est donc pas centrale dans le projet

(pour une étude récente focalisée sur le transfert des contaminants à la nappe, voir Guérin et al. 2012). Le sol est le premier maillon du milieu récepteur des EUT en ANC, puis s'effectue le transfert à l'hydrosystème souterrain (l'aquifère) ou superficiel (la rivière). C'est bien l'impact sur le sol qui est objet d'étude et non l'impact sur l'hydrosystème (Khaleel et al., 1980 ; Mackay et al., 1985 ; Diaz-Cruz et Barcelo, 2008). La connaissance produite sur cet impact affectant le sol sera traduite par des indicateurs d'impact.

Les deux questions, aptitude et impact, nécessitent de travailler sur le rejet des EUT et sur le sol employé comme milieu récepteur avec ses trois fonctions. Les deux questions sont liées, c'est certain, et cela est discuté en fin de rapport. Cependant, elles sont considérées comme indépendantes dans le projet : un indicateur intégratif est proposé pour évaluer l'aptitude des sols à exercer ses fonctions et à rendre les services attendus en ANC, sans y intégrer les indicateurs d'impact sur le sol car la façon dont ceux-ci pourraient faire évoluer l'aptitude n'est pas encore éclaircie.

3. Problématique et objectifs

En France 5,2 millions de foyers ne sont pas raccordés à un réseau d'assainissement, soit 13 millions de personnes (IFEN, 2008). Parmi eux, beaucoup d'habitations n'ont pas de dispositif de traitement de leurs effluents en état de fonctionnement. Quand il existe, même s'il est en bon état encore conforme à la norme qui était en vigueur lors de la construction de la maison, il est souvent incomplet ou non conforme à la norme actuelle. L'absence de dispositif constitue – sa non-conformité peut constituer – un risque sanitaire et environnemental (non évalué) dans des secteurs périurbains ou ruraux. Pour remédier à cette situation, en transférant à la commune la compétence de l'Etat, le législateur a institué par des textes successifs (loi sur l'eau de 1992, LEMA de 2006) un service public d'assainissement non collectif, le SPANC*, qui est destiné à la gestion de l'ANC depuis la conception jusqu'au suivi des dispositifs à demeure (Philip et al., 2008 a et b ; Techniques de l'Ingénieur, 2011). La légitimité du traitement autonome des eaux usées et du service public de l'ANC se fonde sur l'idée fondamentale qu'il existe un impact sanitaire et environnemental qui n'est pas soutenable par le milieu. L'enjeu de la politique publique de l'ANC (Eyl-Mazzega, 2009) est considérable et avéré dans le nombre de personnes que ce nouveau service public concerne et dans leur empreinte écologique qui reste pourtant à évaluer, au-delà du projet.

3.1. Faisabilité de l'ANC, aptitude sol-parcelle-usager, utilisabilité et acceptabilité

La faisabilité* technique de l'ANC est actuellement régie par le DTU 64-1. Ce document de mars 2007, mis à jour en 2013, a le double statut de norme expérimentale et de DTU*. En tant que norme expérimentale il est d'application volontaire et, en tant que DTU*, il constitue un cahier des clauses techniques types applicables contractuellement à des marchés de travaux de bâtiment.

Toute discussion entre les acteurs de l'ANC tourne autour du choix d'une filière technique... qui doit être judicieux, en fonction des caractéristiques de la parcelle. En effet, la faisabilité* de l'ANC dépend en premier lieu des contraintes techniques réglementaires (DTU 64-1) sur les caractéristiques de la parcelle – encombrement de la surface, pente du terrain, présence d'un puits – contraintes qui sont en général respectées lors d'un projet d'ANC par un bureau d'étude, un installateur, ou par l'utilisateur lui-même en cas d'auto-construction. Cette généralité, satisfaisante à première vue, n'empêche pas l'existence de divers et abondants dysfonctionnements des dispositifs in situ, mêmes récents, en raison du caractère erroné ou imparfait des choix techniques ou de la réalisation, mais plus encore, à cause de l'absence de prise en compte des influences autres que la parcelle.

Dans la faisabilité* de l'ANC, il faudrait tenir compte de l'aptitude du sol et de l'utilisateur et les croiser avec l'aptitude de la parcelle à recevoir l'ANC. Au-delà de la vision technico-financière habituelle de la faisabilité*, le projet ANCRES développe une méthodologie pour prendre en compte l'aptitude du sol, présente mais de façon très insuffisante dans les recommandations actuelles de l'état de l'art, et introduit la notion d'aptitude de l'utilisateur à gérer l'ANC à son domicile. Cette problématique intitulée aptitude SPU (sol, parcelle, usager) est au cœur du projet et le pavé correspondant du schéma conceptuel (figure 4-B) a été déplié en un organigramme SPU (figure 8).

La faisabilité* de l'ANC dépend de l'aptitude SPU et pas seulement de l'utilisabilité* du dispositif technique et réglementaire qui focalise les débats entre les acteurs. En effet, l'utilisabilité* d'un dispositif doit être située au sein du concept plus large d'acceptabilité du système, divisée en acceptabilité pratique et acceptabilité sociale.

L'acceptabilité pratique englobe à son tour plusieurs caractéristiques dont les performances et l'utilité qui se divise elle-même (Grudin, 1992) en service rendu et utilisabilité*. L'importance de l'utilisabilité* pour l'acceptation et le succès d'un système est indéniable, mais il faut reconnaître aussi que ce n'est qu'une des composantes de l'acceptabilité pratique. Ainsi, la territorialisation de l'ANC fondée sur une bonne connaissance des sols et leur cartographie à l'échelle d'une commune, est une approche qui accroît l'acceptabilité pratique – elle est pourtant rarement mise en œuvre (Frippiat et al., 2006).

L'acceptabilité sociale de la politique publique comprend, dans le cas de l'ANC : la légitimité (reconnaissance de la nécessité du traitement pour mitiger l'impact sanitaire et environnemental, nécessité du SPANC*), la modalité (d'action du SPANC*), l'instabilité (de la norme), la capacité (financière, culturelle)... Dans le projet, l'aspect financier a été laissé de côté, non par négligence mais du fait que son rôle essentiel est évident à plusieurs titres et pour tous les acteurs. L'instabilité des normes est un fait majeur depuis le début de la réforme de la politique publique de l'ANC, avec la loi sur l'eau de 1992 : l'histoire de la réglementation sur un siècle jusqu'à 2009 est le sujet d'un livrable (rapport R1).

Le succès du dispositif réglementaire et technique dépend de la conviction de l'utilisateur à lui donner suite. L'acceptabilité sociale et pratique de l'ANC dépend donc de la perception du problème par l'utilisateur. La prise en compte de la connaissance, de l'opinion, de la perception et du comportement de l'utilisateur, est donc nécessaire pour mettre en œuvre de façon territorialisée les missions du SPANC* et pour améliorer l'utilité de l'ANC. L'évaluation de ces caractéristiques de l'aptitude de l'utilisateur à l'égard des sols et de l'ANC est le sujet d'un livrable (rapport R2).

Intention majeure qui sera servie par le premier objectif du projet, la territorialisation de la gestion de l'ANC grâce à des critères d'aptitude des parcelles, des sols et des usagers, sera un puissant levier pour accroître l'acceptabilité sociale et l'acceptabilité pratique de l'ANC. Le second objectif du projet, un travail exploratoire pour caractériser l'accumulation dans le sol et l'abatement dans les eaux traitées, produira des arguments (impact, efficacité) pour la légitimité de la politique publique en matière d'ANC.

En perspective est questionnée la durabilité des solutions techniques en relation avec le sol. Il serait prématuré de poser ici comme une question de recherche la durabilité de l'usage du sol en ANC : cela nécessiterait d'étudier les effets de l'impact de cet usage (incluant la technique et l'utilisateur) sur l'aptitude du sol à continuer à exercer ses fonctions. On n'en sait pas suffisamment aujourd'hui sur la transformation du sol au cours de cet usage pour aborder ces effets réciproques. De plus, la notion de bien durable est complexe, parfois floue, et encore relativement nouvelle (tous les domaines liés à l'économie ne l'ont pas encore pleinement intégrée).

3.2. Les fonctions des sols en ANC et la mésentente entre les acteurs

Le projet ANCRES étudie les fonctions du sol, c'est-à-dire les processus physiques impliqués dans les services rendus par le sol. Ces fonctions sont étudiées non pas à l'égard du traitement par le sol, qui est un service particulier de l'usage du sol, mais en focalisant sur l'infiltration des EUT, mode principal de rejet en ANC qui est le plus universel des services rendus par le sol. Les fonctions physiques en jeu sont au nombre de trois : évacuation, épuration, et rétention par le sol.

Quand il s'agit du sol, l'épuration est un mot ambigu car il peut être utilisé dans son sens complet, celui d'épuration principale qui est le traitement des eaux prétraitées (action T de la chaîne DTR), ou dans le sens partiel d'épuration complémentaire ou affinage* des EUT (corollaire de l'action R). Des opinions divergentes entre les acteurs sur les fonctions des sols ou l'impact environnemental ont été mises en évidence par l'activité des SPANCs depuis 2006. Il existe un préjugé sur le sol qui serait capable, de l'avis général, d'épurer les eaux infiltrées incomplètement traitées, et d'un avis encore largement partagé mais pas par tous les acteurs, d'épurer tout court donc de traiter les eaux usées. Ce préjugé sur le sol met en doute, pour le particulier, le bienfondé d'un dispositif de traitement élaboré et coûteux qui doit être interposé entre l'habitant et le sol. Le particulier focalise sur l'évacuation et a tendance à confondre affinage* (lors de l'évacuation) et traitement. Le législateur focalise encore plus que par le passé sur le traitement et sur le dispositif, en négligeant de s'intéresser et de faire des recommandations pour le rejet et l'affinage*. L'origine de ces points de vue, la diversité des modalités d'action des SPANCs selon le territoire et la conflictualité induite avec les usagers est le sujet d'un livrable (rapport R3).

Une divergence existe donc au fondement même de l'ANC et pose un problème complexe d'acceptabilité et de mise en œuvre de la politique publique. Suite au passage effectué de l'obligation

de résultat in situ à l'obligation de moyens (filères évaluées sur banc d'essai), l'inquiétude quant au succès de la réhabilitation de l'ANC en termes d'amélioration des conditions d'évacuation (qualité et quantité d'eau) s'est d'ailleurs accrue chez tous les acteurs, le particulier, le SPANC*, et même les pouvoirs publics.

Dans une communauté d'acteurs, une mésentente peut se dissiper grâce à l'emploi pertinent de certains outils scientifiques. C'est ce que révèlent l'observation et l'expérimentation au sein d'un Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE). Cela exige que l'outil scientifique respecte un cahier des charges et un engagement de la part des scientifiques qui s'en font les porteurs (Article A2). L'activité d'un SPANC* ne s'exerce pas dans le cadre d'un organe participatif tel qu'un SAGE. Néanmoins, il a besoin également de développer son discours et son action de façon territorialisée et dans le contexte d'un jeu d'acteurs parfois conflictuel. Une argumentation scientifique sur les fonctions des sols et sur les conditions de leur usage efficace et durable en ANC permettra de résoudre la mésentente et de fonder, à travers un indicateur et sa cartographie, la priorisation d'un plan d'action territorial.

3.3. Le besoin d'un indicateur intégratif pour l'aptitude et d'indicateurs d'impact séparés

Les pouvoirs publics sont demandeurs d'un appui scientifique car chacun prend conscience que les conséquences de certains choix se répercutent à long terme. A l'interface entre les exigences scientifiques et les exigences décisionnelles, on trouve les indicateurs. Il existe deux types de méthodes de calcul d'indicateurs (Aissani et al., 2012) : conformistes et scientifiques. Les méthodes conformistes ou « non scientifiques » utilisent des seuils de référence fondés sur des normes, règlements ou objectifs. Les méthodes scientifiques utilisent la connaissance des mécanismes pour caractériser l'aptitude, l'efficacité ou l'impact. Les modèles d'indicateurs scientifiques se classent selon leur position dans la chaîne de cause à effet et deux types se distinguent : le premier type s'intéresse aux impacts dits à mi-parcours (*midpoints*) ; le second type s'intéresse aux impacts finaux (*endpoints*) ou dommages.

Le projet ANCRES élabore selon son titre un « indicateur intégratif » décrivant le « potentiel épurateur » découlant des fonctions du sol, afin d'aider les gestionnaires à évaluer le patrimoine sol en vue de l'usage ANC. Cet indicateur unique doit aider à la décision, et à d'autres niveaux de gestion, aider à l'élaboration et à la mise en œuvre de la politique publique en matière d'ANC. La territorialisation de la gestion des services rendus par les sols en gestion des eaux sera aussi un pas en avant dans la gestion des sols.

Cet indicateur est intégratif en ce qu'il vise à enrichir la notion d'aptitude à l'ANC par le croisement de données sur le sol, sur la parcelle au-dessus, et sur son usager. La richesse de cette notion exige l'emploi d'indicateurs conformistes et d'indicateurs scientifiques. La complexité de la démarche naît d'une double-exigence : pertinence dans le choix des paramètres à intégrer dans un indice, puis arbitrage lors de la pondération des indices pour évaluer l'indicateur d'aptitude global. Les indicateurs conformistes d'une part, les étapes de pondération, normalisation et agrégation des indicateurs scientifiques d'autre part, imposent de choisir des valeurs de référence et des coefficients. Dans ces étapes, les choix des valeurs et des coefficients reposent sur des considérations politiques, techniques, économiques ou sociales où la subjectivité tient une grande part. Il appartient aux spécialistes de ces disciplines de développer des méthodes de choix telles les approches d'aide à la décision multicritères, et aux gestionnaires de faire ces choix. Le projet n'apporte pas un indicateur validé par eux mais fait une proposition aboutie d'indicateur d'aptitude qui est une base solide de discussion.

Appliquée à la problématique de l'impact, l'approche intégrative permettrait d'évaluer les effets potentiels sur l'environnement de façon globale et plus aisée mais impliquerait une perte d'information et aboutirait artificiellement à réduire plus ou moins l'intensité de telle catégorie d'impact au bénéfice d'une autre. Estimant qu'il n'est pas dans les moyens et dans la responsabilité du projet de hiérarchiser les indicateurs d'impact, **on préfère utiliser des indicateurs de type scientifique, qualifiés de *midpoints* ou indicateurs de pression.** Ce sont des facteurs de caractérisation qui traduisent l'effet potentiel sur l'environnement d'une quantité de substance émise par un système, par exemple en ANC, les fines* ou la matière organique, et non l'effet ou le dommage effectif. Ces indicateurs sont construits le plus souvent à partir des propriétés intrinsèques de la substance et, parfois, **à partir de l'état du milieu impacté.** L'avantage de ces indicateurs réside dans la simplicité de leur calcul ou de leur mesure et la transparence de la méthode employée.

3.4. Le besoin d'une observation dynamique du fonctionnement du sol et de son efficacité

La problématique de l'impact sur le sol est étroitement liée à celle de l'efficacité des fonctions du sol et à leur durabilité. Lors de l'évacuation des EUT dans le sol se produit un affinage* de l'eau : évaluer l'efficacité de l'abattement de contaminants dans l'eau par l'analyse des concentrations dans les influents et les effluents, est une approche complémentaire de l'étude d'impact de la rétention et de l'affinage*, fondée quant à elle sur la recherche de témoins accumulés dans le sol.

Afin d'évaluer certaines fonctions du sol et les services rendus à la société (axe I de l'AAP GESSOL 3), il fut proposé de développer les méthodes d'observation des sols soumis à l'ANC avant d'élaborer l'indicateur. En effet, l'évaluation des fonctions du sol devrait s'appuyer sur des indices intégrant au moins l'état initial et final des sols, voire son fonctionnement dans l'intervalle. Un indicateur devrait donc être construit à partir d'indices mesurés par des dispositifs d'observation au cours du temps. On pensait plus précisément à des échantillonneurs passifs qui seraient disposés pour une longue durée dans les sols d'une série de sites munis de dispositifs d'ANC en fonctionnement, ou à des prélèvements d'eau interstitielle périodiques, et à un protocole adapté d'analyses chimiques. Mais ce volet du projet sur le suivi discret (auscultation) de sites a été annulé, ce qui a barré la voie à la possibilité d'intégrer dans un indicateur commun l'impact sur le sol et l'efficacité des fonctions du sol. En revanche, l'efficacité de l'abattement par le sol a été étudiée sur un site pilote expérimental construit pendant le projet (figure 11 et figure 12), pilote dédié au suivi des paramètres hydrauliques (état du sol) et physico-chimiques (état de l'eau).

3.5. Quelques jalons scientifiques d'après la bibliographie

Les études sur le mouvement des bactéries à travers le sol, menées sur le terrain, ont démontré un mouvement rapide et une concentration élevée de bactéries dans les eaux infiltrées (Chen, 1988). Ainsi, une migration bactérienne jusqu'à 830 m et une migration virale jusqu'à 408 m ont été rapportées (Gerba et al., 1975; Keswick et al., 1982). La capacité des micro-organismes à migrer dans le sol augmente la probabilité de contamination de l'eau. Le risque de contamination augmente si les micro-organismes ont la capacité de survivre pendant une longue période (Stevik et al., 2004). En convection, les micro-organismes sont transportés par le volume d'eau (Yates et Yates, 1990) et leur mouvement est contrôlé par la vitesse de l'eau. Les études sur le transport de substances chimiques dans les chemins préférentiels (Rice et al., 1988) donnent une analogie pour le transport des micro-organismes.

A toute échelle, l'hétérogénéité des sols est la cause principale de la difficulté de prévoir l'écoulement de l'eau et des solutés dans une situation réelle sur le terrain. Il en résulte souvent un écoulement plus rapide de l'eau, de solutés et de particules que celui prévu d'après les propriétés de la matrice du sol (De Rooij, 2000 ; Jamieson et al., 2002 ; Lin and Zhou, 2008). Ce transport de masse plus rapide est associé à des processus tels que l'écoulement dans les galeries de vers et des fissures (Perillo et al., 1999), en bref les macropores du sol (Thomas et Phillips, 1979 ; Beven et Germann, 1982), ou encore le flux associé à la stratification du sol. Ces processus sont regroupés sous l'expression « écoulement préférentiel ». Everts et Kanwar (1988) ont utilisé une technique de séparation de l'hydrogramme pour quantifier les composantes du flux préférentiel et du flux matriciel. Ils ont constaté que l'écoulement préférentiel représente moins de 2 % du débit total d'eau mais que le flux de bromure et nitrate comprend plus de 25 % de la quantité appliquée. Baveye et Boast (1998) ont conclu que l'expérimentation directe à plus grande échelle est encore nécessaire pour obtenir une représentation physique de ces processus de flux.

Van Cuyk et al. (2001) ont étudié la fonction d'épuration du sol en ANC dans des cases lysimétriques installées au laboratoire aux Etats-Unis. En comparant les carottes du sol à différentes profondeurs des lysimètres, ils ont conclu que l'activité biochimique se produit dans les 15 premiers cm sous la surface du lysimètre. En France, de façon cohérente avec ce résultat, on entend que seuls les 30 premiers cm d'un massif filtrant de sable sont actifs dans l'épuration, d'où il faut conclure que l'épaisseur de 70 cm recommandée par le DTU* 64-1 est de fait un surdimensionnement du dispositif de traitement qui n'apporte pas de plus-value en termes d'épuration. Outre l'épaisseur, on dit qu'en longueur, seul le premier tiers du massif est actif. Le surdimensionnement de ces filières en superficie engendre une emprise au sol importante qui est contraignante et parfois bloquante pour le particulier. Au-delà, le volume consommé en ANC des sables roulés, de granulométrie choisie pour retarder le colmatage, apparaît désormais exagéré.

L'absence ou l'épuisement des gisements de sables alluvionnaires dans certaines régions oblige les professionnels de ce secteur à élargir le panel de sables utilisables (sable concassé, sable silico-calcaire...). La compréhension de la dynamique de la pollution particulaire dans les massifs filtrants de sables permettrait de rationaliser l'exploitation de la ressource naturelle. L'étude du comportement au colmatage des systèmes filtrants à base de sable en écoulement non saturé est en cours d'étude à travers la thèse de M^{elle} Shen Wang, sous la direction de Christophe Dagot et Michel Baudu à l'université de Limoges, en partenariat avec le CSTB. L'objectif de cette recherche est d'établir des lois de comportement de la pollution particulaire (accumulation et dégradation, ce qui correspond dans les termes du projet ANCRES aux fonctions de rétention et épuration) au sein des massifs filtrants sableux pour aider à l'élargissement du panel des matériaux de filtration*, ce qui est un enjeu majeur pour la protection des milieux.

Il est admis que l'infiltration régulière d'eau dans le sol peut modifier localement et durablement le niveau de la nappe et que cette remontée peut altérer le système d'infiltration. Grela et al. (2004) ont étudié les « méthodes et les outils d'aide à la décision pour la planification et la mise en œuvre de systèmes d'épuration individuels ou groupés » en Belgique. Ils ont étudié sur plateforme d'essai l'épaisseur de sol non saturé nécessaire pour assurer une épuration poussée de l'eau usée traitée et ont préconisé une zone non saturée d'au moins 100 cm. En fonction de la configuration du système d'infiltration, de la nature du sol et des caractéristiques de la nappe, il est donc important d'évaluer le niveau et l'impact de la remontée de la nappe avant d'implanter le système d'infiltration, et d'assurer son suivi dans les cas critiques. Généralement, la remontée de la nappe est très faible dans le cas d'une maison (une famille, 5 EH). Dès lors, une profondeur d'investigation de 200 cm suffit et il n'est pas nécessaire de calculer la remontée de nappe.

Jayarathne et al. (2010) ont étudié la performance hydrologique de dispositifs d'ANC de la filière dite tranchée filtrante, où le sol est utilisé comme moyen de traitement, installés dans les sols argileux en Australie. Ils ont collecté des échantillons des sols et effectué une surveillance hydrodynamique par des sondes neutroniques portables, sur 8 sites d'ANC pendant un an. Les résultats de leur modélisation par un code en éléments finis montrent que plus de 50 %, et dans certains cas plus de 80 % de l'eau reçue par le sol non saturé en ANC, est perdue par évapo-transpiration. L'importance de ce mécanisme (Van Geel et Parker, 2003 ; Green et al., 2006) dans la détermination de la capacité d'absorption des sols et des modèles de flux dans le cas de l'ANC n'est pas prise en compte dans les recommandations de conception d'ANC en France.

En bilan de la bibliographie, on retient que la structure du sol (notamment les macropores, White, 1985) et sa texture influencent son espace poral et son comportement hydraulique et sont les propriétés qui conditionnent le processus de l'infiltration, donc sa fonction d'évacuation. Les eaux usées, même correctement traitées, contiennent des bactéries telles *Escherichia Coli* (Stewart et Reneau, 1981). Pour un type d'effluent donné, traité ou non, ces propriétés du sol jouent donc le rôle principal dans la diffusion des bactéries (Van Elsas et al., 1991) qui ont pénétré dans le sol avec l'infiltration des eaux usées (Mosaddeghi et al., 2009), ou encore dans le transfert aux hydrosystèmes du nitrate ou des résidus de médicaments (Drillia et al., 2005). Ces propriétés conditionnent le comportement physico-biochimique du sol et ses fonctions de rétention et d'épuration, i.e. la dégradation de la matière organique fécale ou de certains polluants émergents. C'est pourquoi le principal objectif du projet est de proposer une série d'indicateurs physico-chimiques, plus précisément sa texture et sa structure, caractérisant l'aptitude du sol à évacuer, épurer et retenir, en vue de contribuer à l'étude de la faisabilité* de l'ANC sur un territoire.

3.6. Les objectifs du projet : proposer différents types d'indicateurs

L'objectif est donc de proposer aux gestionnaires de l'eau et des sols : 1) des indicateurs physico-chimiques de l'aptitude du sol à l'ANC ; 2) des indicateurs bio-physiques de l'impact de l'ANC sur le sol ; 3) des indicateurs chimiques et bactériologiques de l'efficacité de l'abattement complémentaire par le sol, lors du rejet par infiltration, des contaminants dans les eaux déjà traitées par un filtre à sable normalisé ; 4) des indicateurs socio-techniques des relations que les usagers entretiennent avec le sol et l'ANC, qui définissent l'aptitude des usagers. A partir des deux familles d'indicateurs d'aptitude (1 et 4) et des paramètres définissant l'aptitude de parcelle, est construit un indicateur global d'aptitude à l'ANC indépendamment de l'impact (2) et de l'efficacité (3).

Entre ces catégories d'indicateurs, la recherche a été inégalement approfondie. Un progrès est plus marqué grâce à la thèse de Behzad Nasri (annexes 1 et 2 ; Nasri 2013), dans la modélisation de la structure des sols hétérogènes (matrice et cailloux) et l'effet de la structure sur la conductivité hydraulique, la compréhension du fonctionnement hydrodynamique d'un tel sol soumis à l'infiltration

intermittente, et la notion d'écoulement préférentiel. De plus, une innovation notable est l'évaluation de contaminants émergents tels les parabènes et le triclosan dans le sol afin de tester l'hypothèse d'une rétention de substances essentiellement connues sous forme dissoute, et dont la toxicité est fortement suspectée (Darbre et Harvey, 2008). Enfin, la prise en compte de l'aptitude des usagers à participer efficacement à la gestion de dispositifs techniques pouvant affecter la santé et l'environnement est une démarche d'actualité dont le besoin se fait sentir de façon croissante mais dont on a peu de retour d'expérience ou d'enquête à ce jour.

4. Méthodologie

La problématique de l'ANC, on le voit, est fort complexe. Pour s'y engager, il fallait à la fois la maîtrise de l'ingénierie et une très bonne connaissance de la réglementation, de son origine et de sa justification, ainsi que des idées précises sur les besoins et les attentes des acteurs. Le partenariat scientifique (figure 9) a eu pour objectif de réunir ces qualités. Les objectifs de ce projet ont été conçus au plus près des besoins des gestionnaires et des acteurs de l'ANC et pour cette raison, s'incarnent dans un jeu d'indicateurs avec un degré avancé d'intégration et de méthodes faciles à normaliser.

4.1. Les caractéristiques d'un bon indicateur

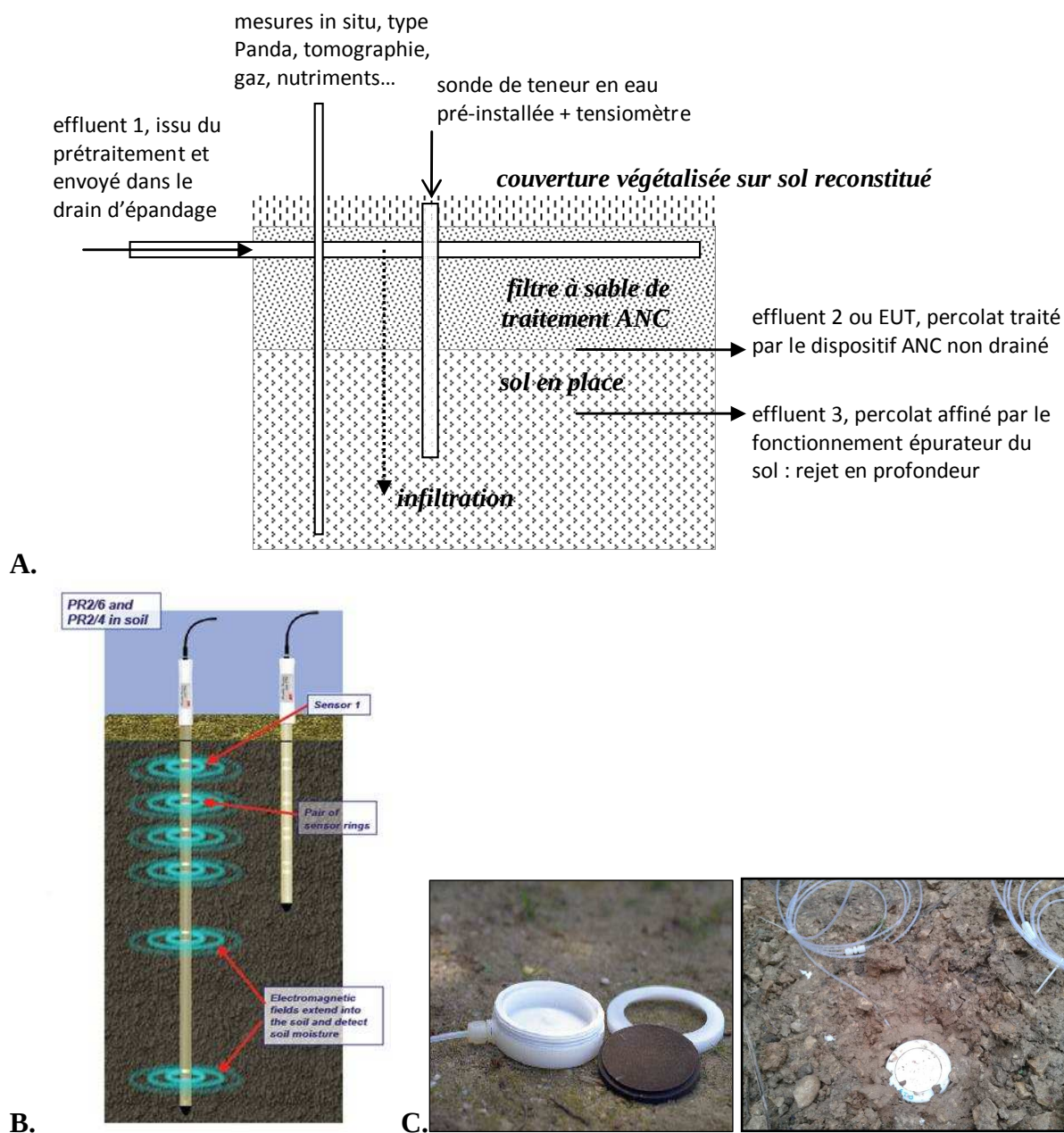
Un indicateur est un outil d'évaluation et d'aide à la décision (pilotage, ajustements, figure 5) à partir duquel il est possible de mesurer une situation ou une tendance, de façon relativement objective, dans le temps et/ou l'espace. Un indicateur, pour être efficace, doit répondre à plusieurs critères :

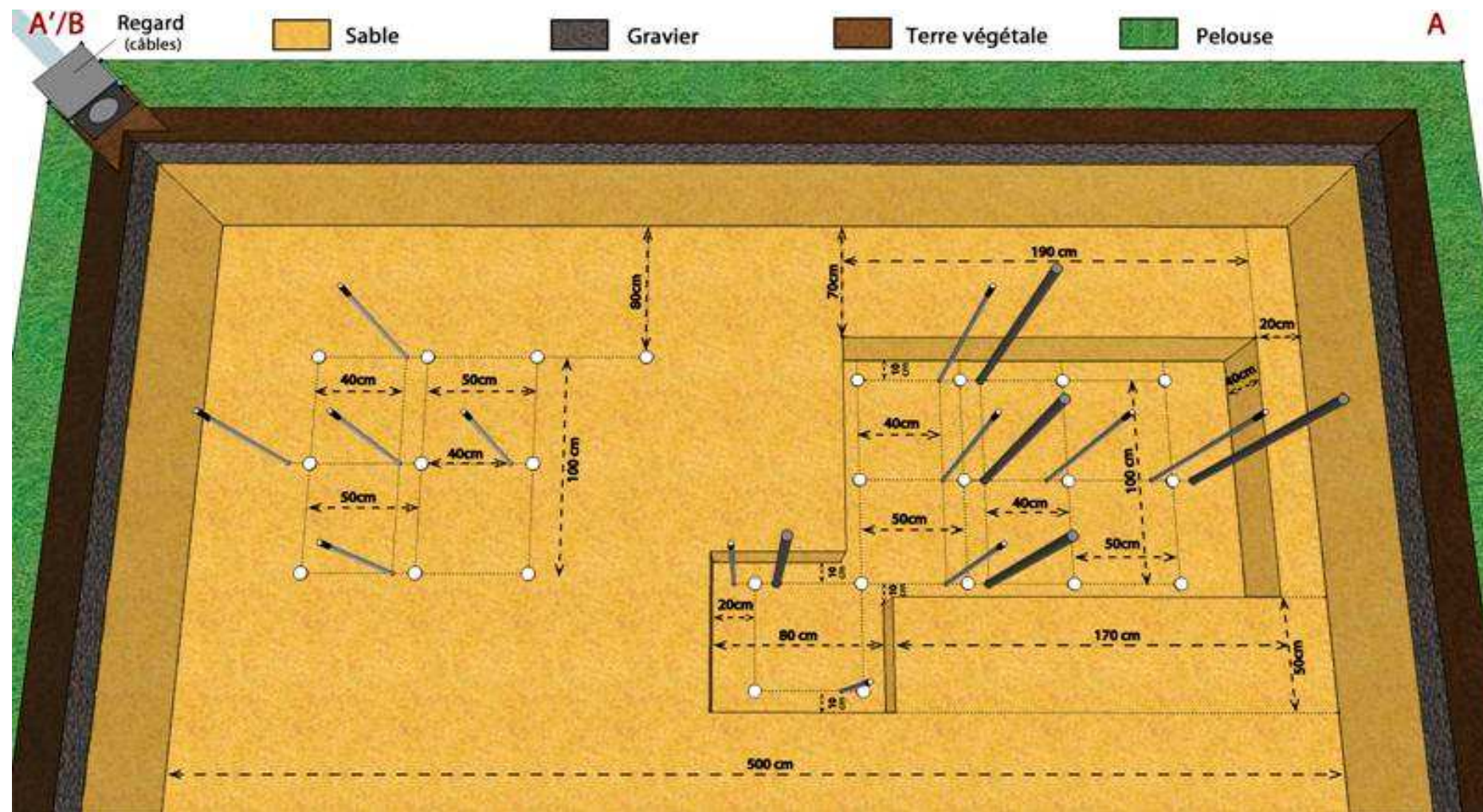
- Il est pertinent par rapport à l'objectif fixé.
- Il doit suffire à qualifier ou évaluer le phénomène étudié, et ceci dans la plupart des cas susceptibles d'être rencontrés pour ce phénomène.
- Il est simple à mettre en œuvre, compréhensible par divers acteurs.
- Il répond à un protocole de mesure généralisé, c'est-à-dire accepté et utilisé par tous. Noter qu'il n'est pas rare qu'un paramètre fasse l'objet de plusieurs normes, selon le pays, le secteur économique, ou la discipline scientifique sous-jacente. Certains protocoles de paramètres pourtant très utilisés ne sont pas normalisés.
- Sa précision permet de délimiter des classes dans la gamme des valeurs possibles.
- Il présente un coût acceptable par rapport au service qu'il rend, et il est faisable dans un délai court par un prestataire muni d'un équipement courant.

Nos terrains d'action pour l'élaboration des indicateurs se situent d'une part en Bourgogne (Yonne), principalement sur le territoire du SPANC* de la Régie des Eaux de Puisaye-Forterre couvrant une centaine de communes et actuellement dans une nouvelle phase d'expansion, et de façon secondaire sur le bassin versant de la Vrille et sur celui de l'Arroux, et d'autre part en Ile-de-France (Seine-et-Marne) sur les territoires de trois SPANCs précisés ci-dessous.

Pour les deux problématiques qui vont être décrites sur les sols, aptitude des sols et impact sur les sols, un protocole spécifique de prélèvement des échantillons de sols a été mis au point. Pour décrire l'aptitude de l'usager à l'ANC, deux protocoles d'enquête et d'entretien ont été mis au point. Les autres protocoles utilisés pour acquérir des indicateurs existaient déjà. Un résumé de la méthodologie a été écrit en 2012 pour le rapport à mi-parcours (annexe 5).

Un point important soulevé dès l'origine du projet est que la conductivité hydraulique n'apparaît pas comme un bon indicateur en raison de la multiplicité des méthodes de mesure (Tarantino et al., 2008) et de la non-répétabilité de l'essai dans l'espace et le temps.





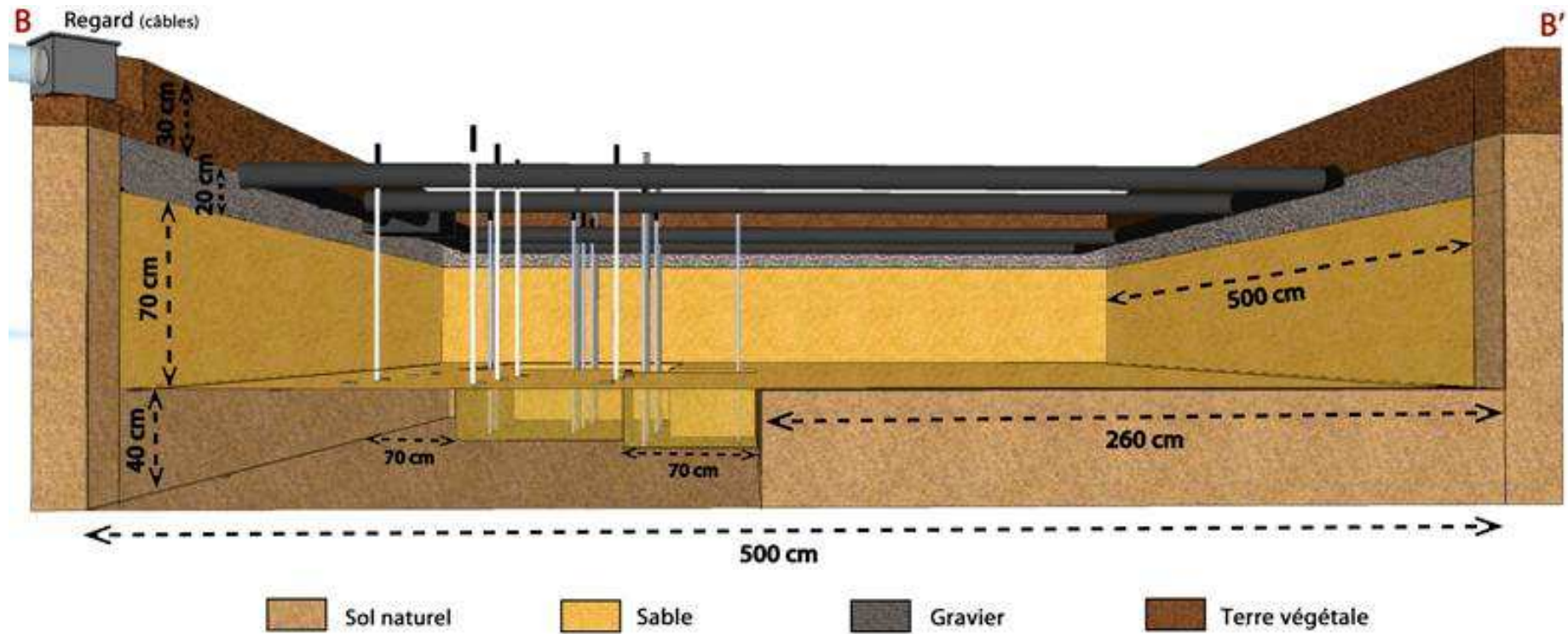
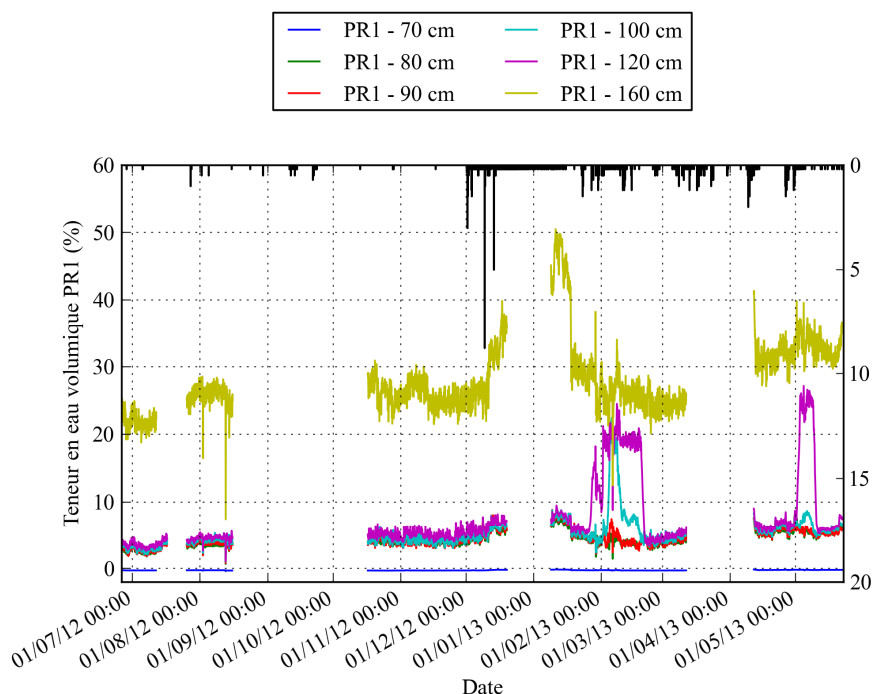
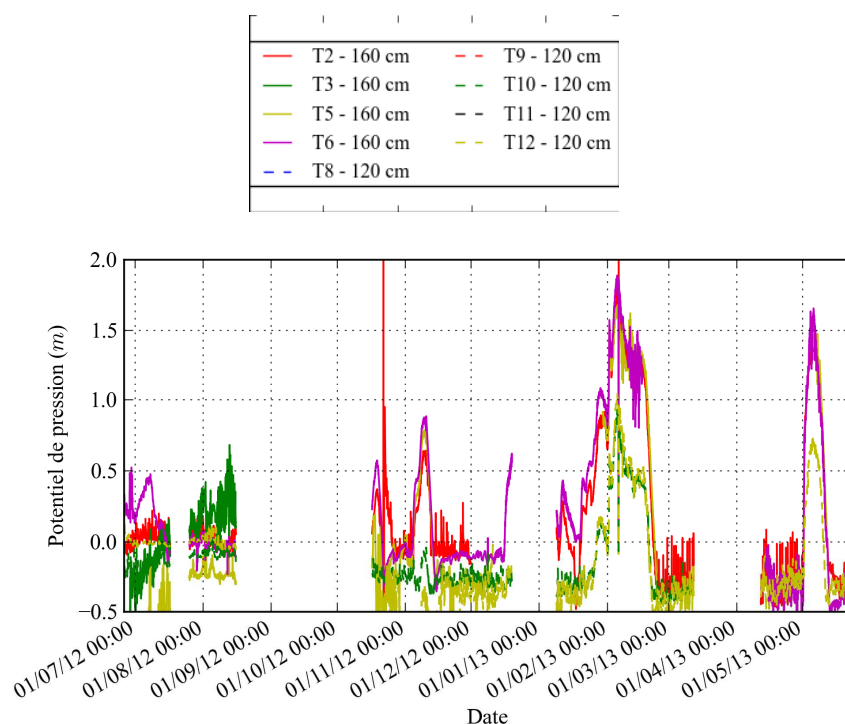


Figure 12. Coupe longitudinale (B-B') de gauche (amont) à droite (aval) de la fouille du futur massif filtrant.



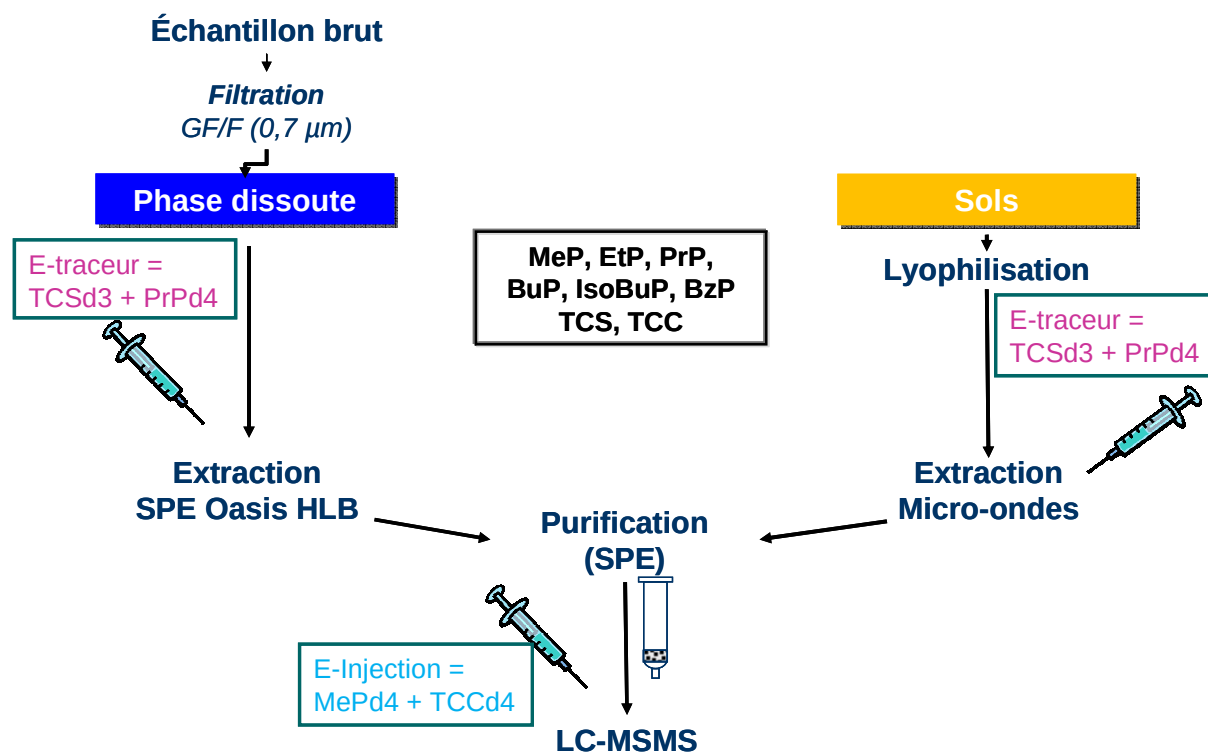


Figure 15. Procédure analytique suivie pour le dosage des parabènes et des triclosans dans l'eau interstitielle et dans un échantillon de sol. Thèse de M. Naah, 2013.

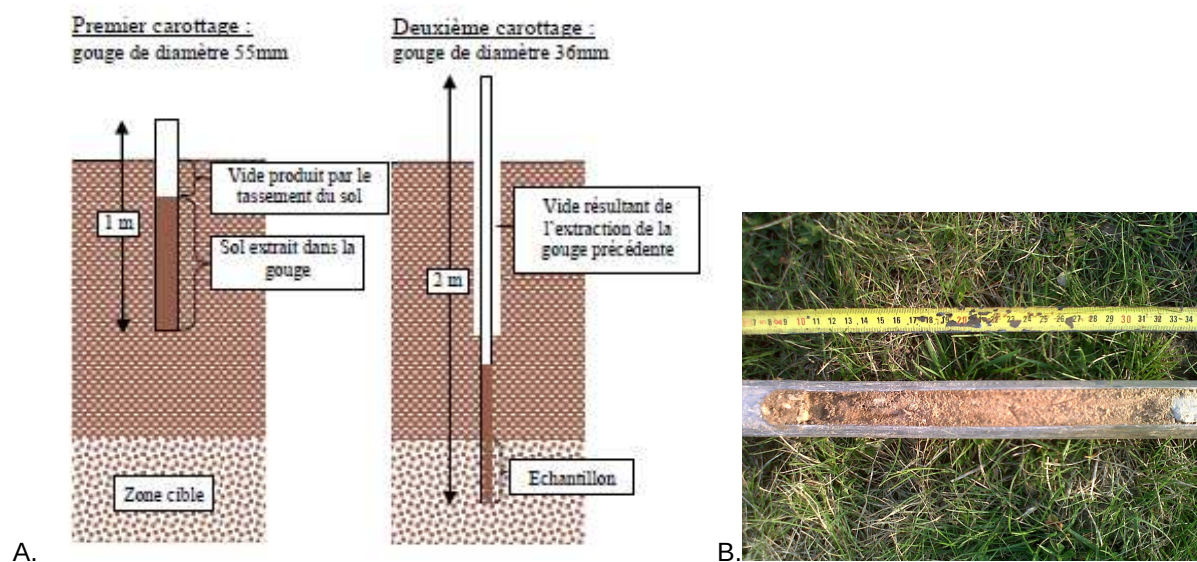


Figure 16. Schéma de la méthode de prélèvement des échantillons de sols pour analyses d'impact. La seconde carotte dans la gouge de 36 mm : sable en place à usage filtrant donc contaminé.

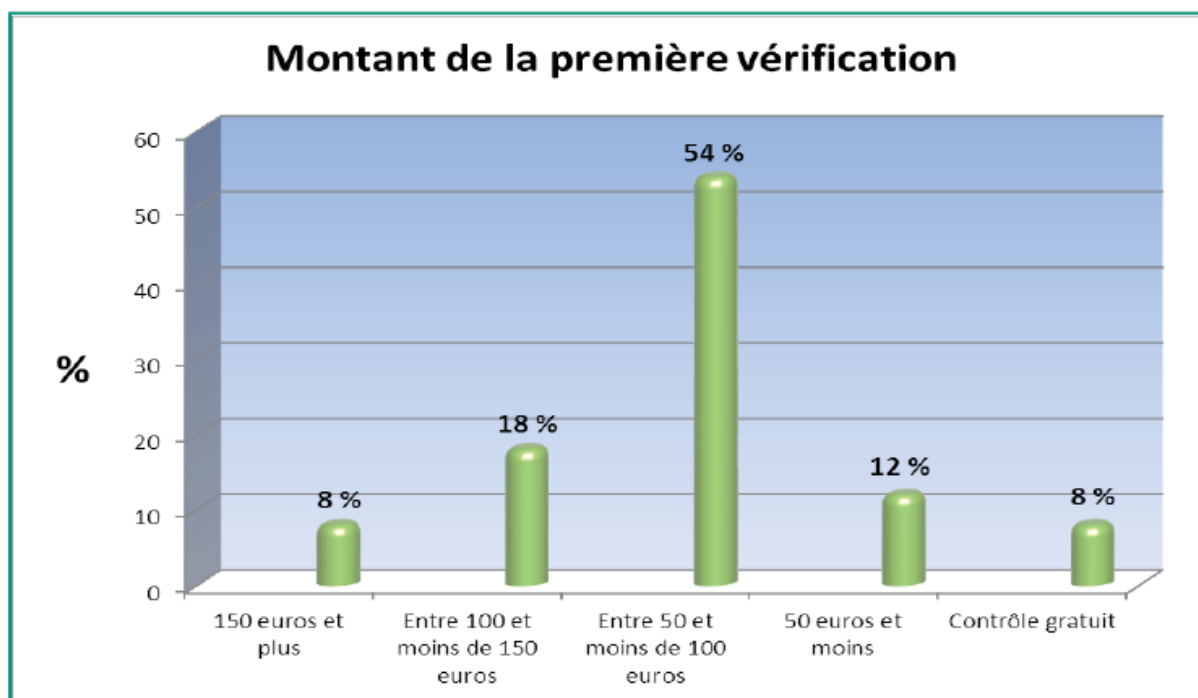
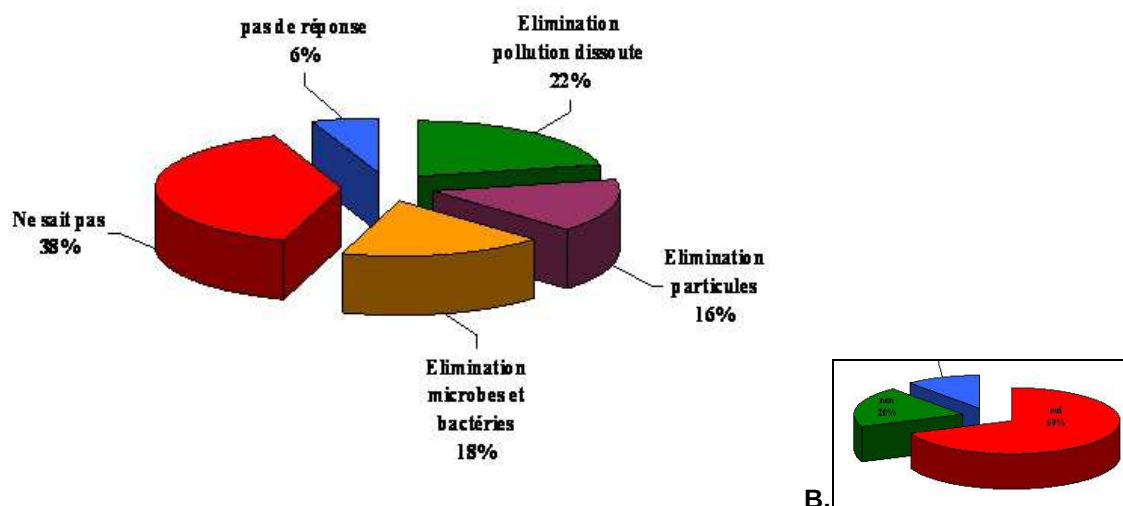


Figure 17. Inégalité de la tarification des contrôles de diagnostic sur le territoire. CLCV (2011), Dossier noir de l'ANC.



A. Figure 18. Indicateurs d'aptitude de l'utilisateur. **A.** Un indicateur de connaissance de l'utilisateur sur l'épuration en ANC. Quel est le rôle épurateur d'un massif filtrant ? Une faible connaissance du traitement est constatée (44 % se déclarant sans connaissance et 18% croyant que le filtre élimine les microbes). **B.** Un indicateur de perception de l'utilisateur à propos de l'impact supposé de l'ANC sur le sol. En rouge : fort impact imaginé à 69 % ; en vert : faible impact imaginé ; en bleu, sans réponse.

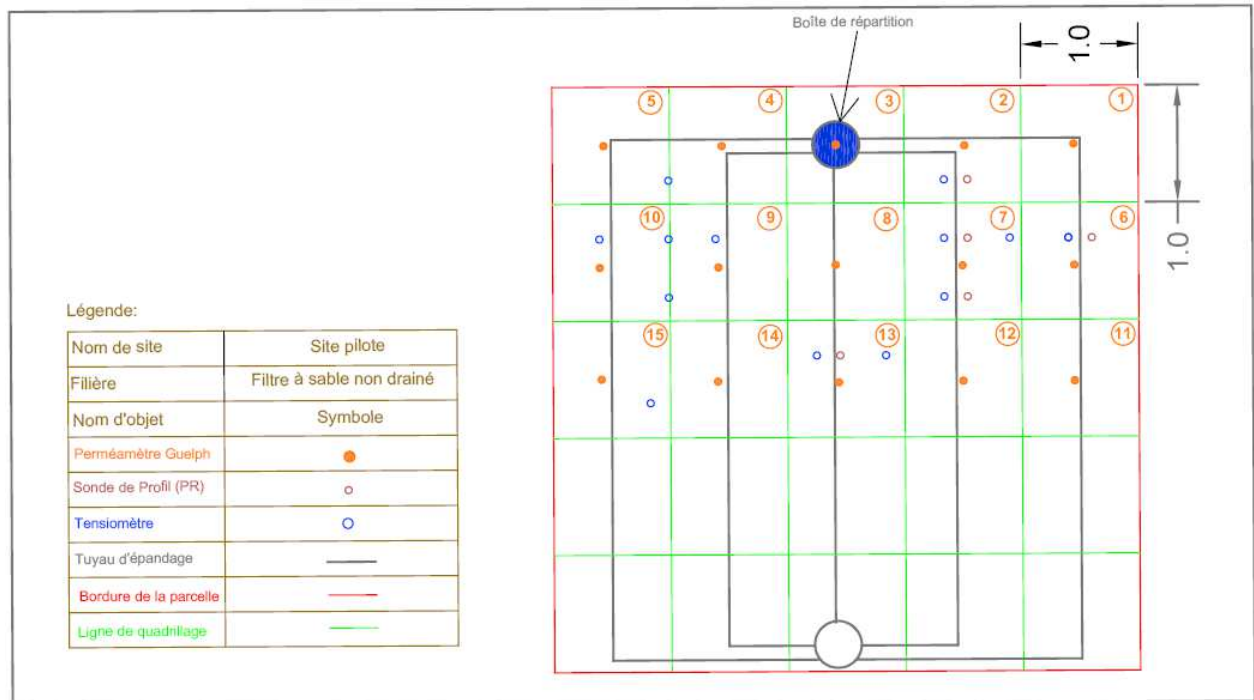


Figure 19. Quadrillage du fond de fouille du site pilote, plan des prélèvements du sol et des essais d'infiltration Guelph, et emplacement des capteurs.

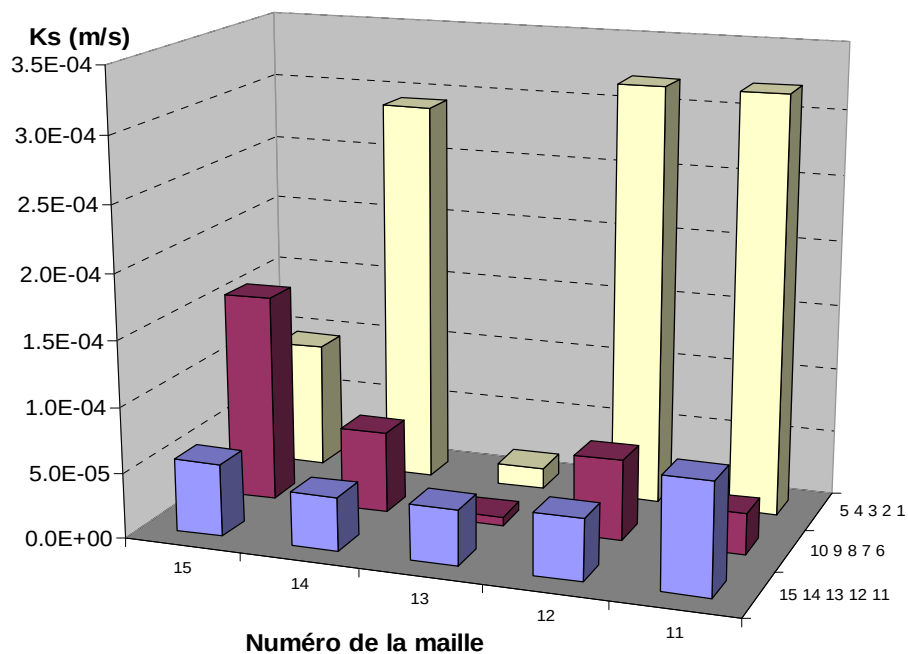


Figure 20. Valeurs de la conductivité hydraulique K_s mesurée par 15 essais Guelph sur 15 m² à 120 cm de profondeur dans la fouille du site pilote. Thèse de B. Nasri, 2013.

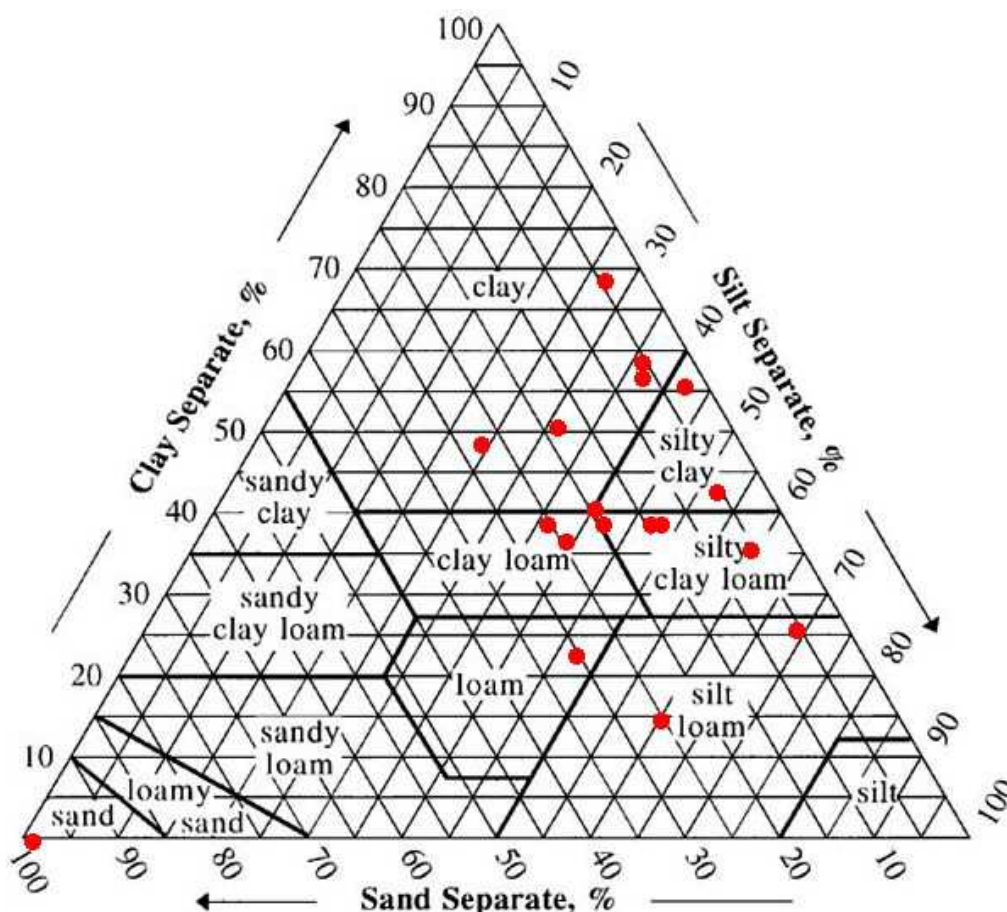


Figure 21. Diversité des proportions de l'argile ($< 2 \mu\text{m}$), du limon ($2 \text{ à } 50 \mu\text{m}$), et du sable ($> 50 \mu\text{m}$) pour 18 échantillons des sols du territoire d'étude (Yonne).

4.2. Méthodologie de l'approche sociotechnique et sociopolitique

Nous élaborons un indicateur sociotechnique pour nous aider à définir l'aptitude de l'utilisateur à l'ANC, vue comme une condition de la faisabilité* de l'ANC sur un territoire. Le type d'indicateurs choisi est un jeu de questions associées à une grille d'interprétation des aptitudes ou facultés et à un système de notation (figure 6).

Ce premier volet qualifié de sociotechnique s'est déroulé sur le territoire de la Régie des eaux de Puisaye-Forterre (échelle sub-départementale). Nous avons élaboré deux questionnaires pour évaluer d'une part la perception des fonctions et des usages du sol par les particuliers, d'autre part le rapport entre l'utilisateur et son dispositif d'ANC, dans les deux cas en testant la sensibilité à l'égard de l'environnement. La typologie des questions distingue 4 champs : connaissance, opinion, perception, comportement. La grille d'interprétation évalue le rapport des usagers de l'ANC à son dispositif, au sol et à ses fonctions. L'évaluation a été faite suite à deux enquêtes dans l'Yonne.

Le premier questionnaire, sur la perception des fonctions et des usages du sol, a été testé par interrogation en face à face, souvent suivie d'un entretien. Il est composé de 4 questions d'ordre général (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle et niveau d'étude), de 42 questions qui abordent des thèmes liés de façon non évidente pour le répondant : questions générales sur l'environnement, sur la santé, sur les produits d'entretien du jardin, sur le sol et sur les usages domestiques de l'eau et la protection de la ressource (figure 3). Le questionnaire se termine sur 10 questions concernant l'habitation.

Le second questionnaire, testé par voie postale, est composé de 36 questions qui traitent l'ANC sous tous les aspects comme son fonctionnement, son rôle, sa réglementation. Ces questions sont suivies par des questions d'ordre général sur le particulier et son habitation (les mêmes que pour le premier questionnaire). Il se termine sur trois questions qui proposent à l'utilisateur d'aller plus loin, aider le projet en autorisant les prélèvements de sol et les tests d'infiltration sur sa parcelle.

Ces deux questionnaires ont été testés sur une population constituée de foyers ayant réhabilité ou construit récemment leur dispositif avant la campagne de diagnostic initial sur le premier territoire choisi dans l'Yonne (la REPF et son SPANC*) où la gestion de l'eau et des sols est cohérente et plutôt bien territorialisée. Puis, un second test a été réalisé sur le second territoire, choisi en Seine-et-Marne pour l'étude de la diversité des SPANCs.

L'objet du volet sociopolitique est d'étudier un échantillon restreint de la diversité des situations des SPANCs selon les territoires et à deux périodes, avant et après les arrêtés de septembre 2009 (cf. Références citées), et de proposer une typologie de la réception du service par les usagers. On analyse les stratégies mises en œuvre par les personnels et les élus qui portent le service, selon la manière dont ces derniers s'accommodent des ressources et des contraintes que leur offre et leur impose la réglementation. On observe si les revendications ou les mobilisations des usagers sont transformées par, ou au cours de, l'interaction avec les techniciens et les élus des collectivités. On étudie, finalement, comment se construit un tel service public dans la relation entre collectivité et usagers, parfois avec la médiation d'un délégataire.

Nous abordons ces interrogations grâce à une enquête qui a été réalisée auprès des usagers de trois SPANCs, au moyen d'un double-questionnaire spécifique, et en assistant aux réunions publiques concernant l'ANC organisées sur ces terrains. Des entretiens semi-directifs ont été conduits avec les acteurs – usagers et responsables du service (Président de SPANC*, Directeur général du service, technicien en charge du diagnostic, élus des communes).

Cette étude s'appuie sur trois SPANCs en Seine-et-Marne : le SPANC* de la communauté de communes du Pays de Seine (CCPS), le SPANC* du Syndicat intercommunal d'assainissement (SIDASS) de la communauté de communes Moret, Seine et Loing (CCMSL), et le SPANC* du Syndicat intercommunal d'assainissement du nord-est de la Seine-et-Marne (SIANE). Ces terrains aux populations variées, en termes de type d'habitat (rural et périurbain) et de classe socio-professionnelle, présentent des modalités différentes de réalisation du service (mode de gestion en régie directe ou en délégation, prise de compétence, mise en œuvre du service, tarification, stratégie de communication, etc.). On a ainsi un échantillon illustrant à l'échelle des territoires, sinon la diversité, du moins la complexité de ce service public après 2009. Auparavant, on rappelle l'état des lieux initial de cette complexité avant 2009 grâce au travail d'enquête effectué par notre partenaire AgroParisTech sur trois SPANCs d'un autre territoire, le bassin versant de la Vrlle en Bourgogne.

De plus, s'agissant non seulement d'acquérir des éléments scientifiques par la recherche mais aussi de les introduire parmi les praticiens et les acteurs, un questionnement était nécessaire sur le rôle du scientifique, sur la capacité intrinsèque de certains outils scientifiques à lier les acteurs autour d'un objet commun de gestion, et sur les moyens d'appropriation de ces outils par les acteurs. C'est à travers la participation à des organes participatifs en gestion de l'eau (SAGEs en Bourgogne et en Ile-de-France) que nous nous sommes confrontés à cette difficulté. Dans les résultats, on présente le cahier des charges de l'outil scientifique qui guide les acteurs vers une conception territorialisée.

4.3. Méthodologie de l'approche hydro-pédologique pour les indicateurs d'aptitude du sol

Comment caractériser l'aptitude d'un sol à évacuer les EUT, essentielle dans la faisabilité* de l'ANC ? Pour caractériser un sol, peut-on remplacer des essais in situ actuellement recommandés, comme un essai d'infiltration, par d'autres plus légers ou rapides ou par des analyses de laboratoire ?

La nature, la texture, et la structure du sol (porosité de matrice, macropores), déterminent son comportement mécanique et hydraulique et conditionnent les processus de filtration* et d'infiltration. Pour une composition d'effluent donnée, les propriétés du sol jouent le rôle principal dans la diffusion des bactéries qui ont pénétré dans le sol lors de l'infiltration. De plus, les propriétés de texture du sol contrôlent son comportement physico-chimique et notamment, conditionnent la minéralisation de la matière organique et l'adsorption. S'appuyant sur le bilan de la bibliographie, l'aptitude des sols à exercer ses fonctions d'évacuation, épuration et rétention à l'égard de l'ANC sera caractérisée par une série d'indicateurs de nature, texture et structure du sol, qualifiés de physico-chimiques.

Une référence clé (Schwartz et al., 2008) est l'indice d'aptitude des sols à l'épandage (IASSE) qui, à l'échelle d'un champ destiné à la production végétale, évalue la capacité d'infiltration d'eaux usées brutes ou prétraitées. Il utilise la base de données d'analyses de terre (BDAT) et est construit d'indicateurs tels que l'acidité du sol, sa teneur en matière organique, en carbonate de calcium, en argile, le degré d'hydromorphie, la stabilité de la structure du sol et sa perméabilité. Il est donc déjà reconnu qu'un essai d'infiltration serait insuffisant pour évaluer seul l'aptitude du sol à exercer la

pluralité des fonctions nécessaires à un épandage d'eaux usées. On a repris certaines de ces propriétés dans notre indicateur intégratif d'aptitude du sol à l'ANC. Noter cependant que l'ANC attend du sol une action inverse de celle attendue en épandage des boues où c'est la rétention de la matière organique qui est recherchée et non sa dégradation rapide (Łuczkiewicz et Quant, 2007).

Plusieurs campagnes de terrain sans répétition de site ont permis de prélever 31 (dont 6 sur un même sol caillouteux) échantillons (10 kg) de sols à proximité de dispositifs représentant des filières d'assainissement différentes, en utilisant une tarière, thermique ou manuelle, à une profondeur de 50 à 120 cm selon le type de sol (figure 64-A). La proximité de la maison implique que le sol a souvent été remanié, quoique cela soit moins vrai en profondeur. Sur le second territoire, 37 échantillons extraits de fosses pédologiques, donc des sols non remaniés par la construction mais souvent influencés par l'agriculture, obtenus dans le cadre du projet d'atlas pédologique de Seine-et-Marne, ont été analysés ; pour certains paramètres, deux protocoles ont été testés entre lesquels des équivalences ont été recherchées.

La caractérisation physico-chimique des échantillons des sols a été faite avec deux objectifs complémentaires. D'abord, nous avons effectué une série d'essais classiques en géotechnique et en agronomie afin de déterminer, sur une diversité de sols représentatifs du territoire d'étude, les paramètres qui contrôlent le comportement physico-chimique et hydraulique des sols (Islam et al., 2006). Ensuite, parmi ces paramètres, certains ont été sélectionnés (tableau 7) comme indicateurs des propriétés qui jouent un rôle déterminant dans les fonctions du sol à l'égard de l'infiltration des EUT. Cette sélection est généralisable au-delà du territoire d'étude.

Tableau 7. Coût (euros et temps) et consommation de sol prélevé des essais normalisés sélectionnés comme indicateurs d'aptitude du sol à l'ANC. Coût total indicatif 775 euros HT à négocier au nombre et sans compter les frais de déplacement à prévoir de toute façon pour d'autres tâches.

Paramètre	Quantité (g) de la fraction granulométrique utile du sol	Coût commercial HT en euro	Protocole généralisé	Durée nécessaire pour faire un essai (heures)	
				Main d'oeuvre	- Protocole - Livraison
Teneur en eau résiduelle (TER)	50 à 100 Fraction selon objectif étude	15	Oui	0,5	24h à 105°C 48h à 50°C
Tamissage + Sédimentométrie (ARG, LIM, SAB, TEX)	80 (particule < 80 µm) « fines »	190	Oui	4	24h 3 j
Valeur au bleu de méthylène tâche (BMT)	30 (particules < 80 µm) « fines »	80	Oui	2	24h 1 j
Limites d'Atterberg (LLI, LPL, IPL, PLA)	300 (particules < 400 µm)	100	Oui	2	24h 2 j
Teneur en carbonates au calcimètre (CAC)	5 (particules < 400 µm)	90	Oui	0,5	24h 1 j
Matière organique par calcination : matière volatile sèche (MOC)	200 (particules < 2 mm) sur « terre fine »	150	Oui	0,5	24
Conductivité hydraulique à saturation de Guelph (KSG)	In situ	150 + déplacement	Oui	0,5 à 1	3 (pour 3 essais)

A partir des paramètres du sol (teneurs de texture : argile, limon, sable ; et teneur en matière organique), en utilisant différents types de fonctions de pédotransfert (FPT) issues de la bibliographie, la densité volumique apparente (Bd) de la matrice (fines* < 80 microns) a été estimée puis, en prenant en compte la fraction grossière (cailloux), la conductivité hydraulique à saturation (Ks) du sol a été calculée. Le résultat et sa variabilité est comparé à la conductivité hydraulique mesurée in situ en 15 points d'une fouille, ce qui permet de sélectionner le meilleur couplage Ks-Bd-FPT pour ce type de sol. La méthode développée pour un sol hétérogène est généralisable et testée pour d'autres types de sols plus homogènes. Egalement pour approfondir la modélisation des sols hétérogènes, la classification géométrique des discontinuités du sol a fait l'objet d'un algorithme qui fournit une paramétrisation de

l'anisotropie de structure du sol à partir d'objets qui peuvent être levés à la main ou par analyse d'image.

Au cours de plusieurs campagnes de terrain, six techniques différentes de mesure de Ks ont été testées sur le territoire hétérogène de l'Yonne. La technique de Porchet, non normalisée mais recommandée dans le DTU* 64-1 et l'annexe 3 de la circulaire n°97-49 du 22 mai 1997 pour caractériser l'aptitude du sol à l'épuration (traitement), exige un apport d'eau pendant une très longue durée (au moins 4 heures, voire 24 h) pour saturer le sol. Plusieurs autres techniques ne sont applicables qu'à la surface du sol (Angulo-Jaramillo et al., 2000) et ne sont donc adaptées que pour évaluer l'aptitude du sol à l'épandage superficiel. Certaines sont destinées aux sols très peu perméables comme les couches d'argile et ne sont donc pas appropriées. D'autres nécessitent de connaître la masse volumique apparente du sol au moyen de cylindres calibrés (Lassabatère et al., 2006), ce qui les rend inutilisables dans les sols caillouteux. On choisit finalement la méthode Guelph (Reynolds et Elrick, 1985) qui fournit une valeur réaliste pour l'infiltration sous un dispositif d'ANC. Nous la recommandons pour caractériser la fonction d'évacuation (figure 64-C) au lieu de généraliser l'essai connu sous le nom de Porchet (annexe 6).

4.4. Mise en place d'un site pilote, caractérisation initiale et outils

Les fonctions du sol dépendent des caractéristiques du sol mais aussi de l'eau. Or, il a été choisi au départ de travailler sur le devenir des eaux usées déjà traitées, en général par un dispositif dédié au traitement, ce qui réduit de façon considérable la sollicitation du sol dans sa fonction épuration et le réserve à un rôle d'épuration complémentaire (affinage*). Sous cette restriction qui simplifie le problème à la source, il devenait légitime du point de vue hydraulique de travailler sur le sol au moyen d'essais d'infiltration à l'eau claire, ce qui a été fait lors des essais d'infiltration sur une série de sites. On a pourtant été plus loin en installant un pilote expérimental in situ, qui a peu d'équivalent en Europe et seulement pour d'autres filières de traitement (Fountoulakis et al., 2009), afin de vérifier sur des EUT in situ des hypothèses quant au rôle d'affinage* du sol. Nous avons construit et instrumenté à Ouanne (Yonne), tout près de la source de la rivière du même nom, un dispositif d'assainissement du type massif filtrant de sable non drainé (figure 7).

La première étape de construction a été l'excavation du terrain sur 25 m² et 120 cm de profondeur. Avant le remplissage de l'excavation par le sable normalisé, des échantillons du sol ont été prélevés (1 par m²) au fond, sur une partie de la surface (15 m²), et caractérisés par une batterie d'essais de texture et structure au laboratoire (figure 21). Aux 15 points de prélèvement (figure 19), des mesures de conductivité hydraulique à saturation (figure 20) ont été effectuées in situ (1 essai par m²) avec le perméamètre de Guelph dans des trous creusés à la tarière de diamètre 6 cm, sous une charge constante de 5 cm dans chaque trou. On mesure ainsi la perméabilité du sol in situ, intégrant l'effet des fractions grossières et fines* du sol. Cette caractérisation approfondie a été conçue pour aller plus loin dans la compréhension des relations entre les indicateurs de texture, structure et comportement hydraulique, du sol, notamment comprendre l'origine et l'influence des chemins d'écoulement préférentiels.

Puis, le sol sur 40 cm d'épaisseur en fond de fouille a été équipé (figure 7), d'une part de sondes de tensiométrie et réflectométrie pour l'enregistrement continu du potentiel matriciel et de la teneur en eau (figure 10-B), et d'autre part, de plaques poreuses enfouies dans le sol et reliées à des pompes (figure 10-C) pour effectuer des prélèvements d'eaux à deux profondeurs (figure 11 et figure 12). Le suivi hydrodynamique vise à mettre en évidence le régime hydraulique particulier (intermittent) auquel est soumis le sol lors de l'évacuation des EUT sous un dispositif d'ANC (figure 13 et figure 14). La conception de l'instrumentation s'est appuyée sur la revue proposée par Weihermuller et al. (2007). Ce pilote a permis de prélever 3 types d'eaux (eau de sortie de fosse septique, eau traitée par filtration*, eau affinée par le sol sous-jacent) conformément à l'objectif (figure 10-A). Des analyses chimiques (éléments majeurs, métaux, parabènes et triclosan) sont réalisées sur ces eaux en vue de quantifier l'efficacité épuratoire du filtre à sable, puis l'affinage* du sol sous-jacent. La qualité de l'eau a été analysée plusieurs fois au cours d'une période de 8 mois.

Le dosage de certaines substances émergentes pertinentes comme indices d'une source domestique est destiné à nous éclairer sur l'efficacité épuratoire (eau), donc sur la contribution du sol et indirectement peut-être révéler des indices d'impact sur le sol. Cependant, les concentrations des composés organiques hydrophiles trouvées dans l'eau interstitielle étant de l'ordre du µg/l voire du ng/l, un premier travail d'établissement des protocoles d'extraction des parabènes (PBs) et triclosans (TCs) a été nécessaire pour les différents types d'eau étudiés dans notre pilote : eau de la fosse toutes eaux, eau filtrée-traitée par le massif filtrant, eau filtrée-affinée par le sol. Deux protocoles (figure 15) ont

donc été suivis selon que la matrice est liquide (eaux du site pilote) ou solide (échantillons de sols au voisinage de dispositifs d'ANC, section suivante). L'analyse est ensuite effectuée par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (Rodriguez-Mozaz et al., 2007). Les paramètres à optimiser sont le volume d'extraction pour atteindre une quantité mesurable et la diminution de l'effet matrice (atténuation du signal due à la présence de composés interférents).

4.5. Méthodologie de l'approche physico-biochimique pour les indicateurs d'impact

Comment caractériser l'impact sur le sol de l'infiltration des EUT après une longue période (des années) d'exploitation d'un dispositif ? Elaborer une méthodologie valable pour tout site est essentiel pour devenir capable de préciser la notion d'impact environnemental et de durabilité de l'ANC.

L'identification d'un ou deux paramètres pouvant servir d'indicateurs d'impact sur le sol est un problème nouveau. La rétention de fines* par un sol soumis à l'évacuation des EUT d'un dispositif de traitement sur tout site est postulée en se fondant sur l'abattement des MES* observé sur le site pilote dans l'eau ayant traversé le sol. L'accroissement des activités enzymatiques est supposé comme conséquence possible de la rétention du carbone organique total dans le sol (Acosta-Martinez et al., 2007) bien que la charge des eaux traitées en biocides puisse avoir un effet limitant (Liu et al., 2009). Il est donc souhaitable de pouvoir comparer, sur tout site déjà exploité, un échantillon de sol impacté avec un blanc (sol indemne) dans le but de quantifier cet impact.

Les deux paramètres pouvant servir à cette comparaison du point de vue de la rétention des MES* sont : la teneur en fines*, mesurée par sédimentométrie ou par laser-granulométrie, et la surface spécifique des particules fines* du sol. Cette dernière a été déterminée suivant deux méthodes : pour la surface spécifique totale on utilise l'adsorption du bleu de méthylène – déclinée elle-même selon deux techniques, observation à l'œil (tâche sur papier filtre, BMT) et spectrophotométrie (BMS) – et pour déterminer la surface spécifique externe, l'adsorption de l'azote gaz (BET) est employée. Selon la technique choisie, la masse d'échantillon change de plusieurs ordres de grandeur, allant du gramme pour la méthode BET au kilogramme pour la BMT, en passant par 100 g pour la BMS.

L'approche consiste donc en un double prélèvement, de carottes de sols impactés par l'ANC et leurs compléments non impactés (blanc). La difficulté méthodologique dans l'évaluation de l'impact sur le sol d'un site quelconque réside à la fois dans l'hétérogénéité du sol indemne et dans l'accessibilité du sol impacté. Dix sites de prélèvement ont été choisis pour représenter une diversité de sols et de filières d'ANC sur le territoire du SPANC* de Toucy (Yonne) et cinq autres sur le territoire du SPANC* de la Communauté de Communes du Pays de Seine (Seine et Marne).

La méthode de prélèvement du sol dépend de la profondeur à laquelle se situe la zone à échantillonner, qui est imposée par la filière installée. Ainsi, lorsque la profondeur d'échantillonnage ne dépasse pas 80 cm, une seule gouge longue de 1 m suffit pour faire le prélèvement. En revanche, plus en profondeur, nous devons procéder en deux passes, la seconde s'effectuant avec une gouge longue de 2 m et de diamètre inférieur (36 mm) à la première (figure 16).

Une fois collectés, les échantillons du sol sont stockés dans une glacière maintenue au frais à l'aide de pains de glace jusqu'au retour au laboratoire. Les échantillons sont ensuite homogénéisés en cassant les mottes et en mélangeant l'ensemble de l'échantillon. Par la suite, une moitié de l'échantillon est replacé dans les bocaux en verre pour être lyophilisé et la seconde moitié est congelée jusqu'à l'analyse des activités enzymatiques.

Les sols étudiés sont potentiellement impactés par des eaux usées, traitées de façon inégale. On sait que les eaux usées contiennent une forte proportion d'urée produite par le foie et la dégradation des acides aminés (Liang et al., 2003). On retrouve également dans les eaux usées des sucres issus de l'alimentation et l'on sait que la production d'enzyme est plus importante en présence de matière organique (Kolehmainen et al., 2009). Ainsi, ces nutriments étant bien représentatifs d'une pollution d'origine anthropique, notre choix s'est porté sur les enzymes uréase et β -glucosidase. Le protocole utilisé pour le dosage de l'activité de la β -glucosidase et l'uréase est celui de M.A. Tabatabaï (1982), et une modification du dosage a été apportée pour l'uréase en suivant la méthode décrite par Mathieu et Pieltain (2003). La mise au point du protocole a été effectuée au Cnam puis transférée au Leesu : tous les tests ont été effectués sur 6 enzymes et les résultats sont présentés dans le rapport ANCRES – Enzymo 1. Notons qu'il existe d'autres méthodologies (Hoppe, 1993).

Parmi les deux familles citées de polluants émergents, seuls le méthylparabène (MeP) et le triclosan (TC) ont été quantifiés dans les échantillons de sols. Les concentrations des autres composés analysés de la famille des parabènes (éthyl-, propyl-, benzyl-, isobutyl- ; butyl-) sont en dessous de la limite de quantification qui est identique à celle du MeP, soit 0,03 mg/kg.

Des paramètres classiques de qualité, C, N, P, métaux, ont été mesurés sur les échantillons de sols d'après les normes AFNOR et les recommandations de AWWA / APHA.

4.6. Recherche d'impact par sondages au pénétromètre, géo-endoscope, profil de résistivité

Le pénétromètre dynamique (type Panda, pénétromètre autonome numérique dynamique assisté par ordinateur) est conçu pour contrôler le compactage des sols. Il s'agit d'un essai portable et rapide d'exécution, réalisable dans des conditions d'accès difficile, et peu destructif pour le sol. Le principe est d'enfoncer, en frappant à l'aide d'une massette de poids calibré, une tige métallique creuse de diamètre 20 mm, équipée d'une pointe au fond. Un boîtier numérique enregistre l'enfoncement de la tige à chaque coup donné et calcule par la formule des Hollandais [NF X 94-105] la résistance de pointe Q_d à la profondeur totale atteinte. L'identification des horizons du sol se fait grâce aux changements brusques de Q_d . Il permet donc d'avoir une première approche de la nature du sol le long d'un profil vertical sur 1,5 m en distinguant les strates de matériaux composant le massif filtrant ou le sol.

Le sondage de 20 mm de diamètre réalisé au pénétromètre ouvre dans un deuxième temps le passage à l'endoscope, une caméra introduite manuellement dans la tige creuse qui est fenêtrée dans ce but. L'endoscope prend une image en continu de 5 mm x 5 mm avec enregistrement de la profondeur au cours de la descente. Le couplage de l'essai pénétrométrique avec la géoendoscopie réalise une caractérisation in situ plus précise et plus complète. En effet, par analyse numérique de l'image, des caractéristiques sont obtenues telles que la couleur, la texture, la granulométrie, et l'angularité, à condition toutefois qu'il s'agisse d'un sol granulaire contenant moins de 12 % de fines*. Dans le cas général, on est limité à une description qualitative visuelle.

Le couple PDGE, pénétromètre dynamique et géo-endoscope, a été utilisé par le passé dans une méthodologie de diagnostic des installations d'ANC anciennes, souvent de localisation approximative et de nature inconnue. Cela devait être, à l'origine, une des missions du SPANC* lors du diagnostic initial. C'est pourquoi ce couple d'outils fait partie, avec l'analyse de gaz et de l'azote (bandelettes), d'un brevet Veolia (méthode INVESTIG'+®) : la tomographie de résistivité électrique (Samouëlian A., 2005) y avait été associée afin de déterminer les limites spatiales des installations d'ANC enterrées.

Il a été proposé de tester ces outils pour voir s'ils pourraient être utiles dans un autre objectif que le diagnostic : le travail a porté sur l'utilisation du couple PDGE pour décrire l'impact du dispositif d'ANC sur le sol encaissant, au voisinage immédiat du dispositif. La méthodologie mise en œuvre sur chaque site a été la suivante : 1. Réalisation d'essais au sein du massif filtrant, dans la zone amont du dispositif et dans la zone aval du dispositif, pour étudier les différences de colmatage et d'alimentation au sein du massif. 2. Réalisation d'essais dans le sol encaissant à côté du dispositif et d'un essai témoin dans le sol en place à distance du dispositif. La tomographie de résistivité a été testée aussi avec un objectif différent du diagnostic : observer les variations de la distribution de résistance électrique autour du dispositif comme une aide à l'interprétation des mesures ponctuelles (pénétrométrie dynamique, géo-endoscopie, infiltrométrie).

5. Résultats scientifiques et opérationnels

5.1. Origine d'une méfiance : déficit de connaissance scientifique et de territorialisation

La divergence de point de vue observée est à l'origine d'une méfiance entre collectivité et usagers, née lors de la mise en place du SPANC* et qui peut durer depuis, obérant l'acceptabilité de l'ANC et la durabilité de sa gestion. La notion de méfiance relève du cognitif : ce défaut d'entente, ou cette mauvaise entente, se matérialise par une opposition entre l'usager et la personne qui dirige ou qui exécute le service, sur la foi des connaissances qu'ils possèdent l'un et l'autre, ou pensent posséder. Or, le déficit de connaissance, non celui des acteurs mais celui de la science elle-même, est fort dans ce domaine relativement aux objectifs affichés. **Le déficit général de connaissance scientifique sur l'impact sanitaire et environnemental et sur le rôle du sol à l'égard des eaux usées est la clé de voûte de la méfiance entre collectivité et usagers de l'ANC.** En s'appuyant sur cette hypothèse qui s'est vérifiée au cours du projet, on est arrivé aux deux questions suivantes auxquelles on a tenté de répondre. Quelle connaissance scientifique serait apte à dissoudre la

mésentente entre les acteurs ? Comment leur transmettre cette connaissance pour les aider à améliorer la gestion ?

Plus profondément que ce déficit de connaissance, on observe une très faible utilisation des connaissances existantes, notamment sur les sols, et l'absence (non générale mais dominante) de territorialisation du SPANC*. Or, il ne suffit pas de vouloir, car **la mise en place d'un service public territorialisé est en soi problématique**. Un service public suppose de la part des collectivités, dans un cadre juridique défini, d'assurer la neutralité du service (l'intérêt général le guide), l'égalité d'accès et de prestation pour tous les usagers, la continuité du service et sa mutabilité (il doit s'adapter à l'évolution de la technique et des attentes des usagers). Or, il existe une grande diversité de SPANCs sur le territoire national, tant du point de vue du degré d'avancement de leur mise en œuvre, que des modalités de diagnostic et de réhabilitation des dispositifs et cette diversité n'est pas fondée sur la nécessité du service. La mise en place d'un service territorialisé, i.e. adapté à la spécificité locale et à la collectivité, donc non homogène voire peut-être non équitable à l'échelle régionale ou nationale, **devrait être justifiée par des arguments forts et objectifs comme il est possible d'en tirer de la nature, de l'état et de l'aptitude des sols**.

Enfin, à la base de l'édifice, la complexification de la norme et de son dispositif d'application en quelques années depuis 2009 est riche de conséquences sur sa perception par les acteurs concernés, sur la mise en place du SPANC* ainsi que sur sa réception par les usagers. Le dispositif réglementaire ajoute pour l'utilisateur des contraintes à celles du dispositif technique et accroît les exigences d'aptitude de l'utilisateur à jouer son rôle dans la gestion de l'ANC et du sol. Dans ce cadre, l'identification du service rendu par le SPANC* est elle-même difficile du point de vue de l'utilisateur, insuffisance que le projet a mis en évidence comme une cause de conflictualité.

La mésentente est à distinguer de la divergence d'intérêt qui existe à différents niveaux, entre un usager et son voisin, entre un usager et le maire, entre les usagers et le concessionnaire du service... mais la synergie entre les deux types de divergences conduit souvent à une situation de conflit, une opposition exprimée par l'utilisateur concernant le coût du diagnostic (figure 17) ou son exécution, ou les écarts aux principes du service public commis par les SPANCs ou simplement le faible service rendu. De cette situation découlent des stratégies mises en œuvre par les services et les élus en fonction des ressources et des contraintes dues à la réglementation, ainsi que des formes de mobilisation et de revendication chez les usagers. Ces formes d'expression se transforment au cours de l'interaction avec les acteurs du service (techniciens en charge des contrôles, élus, etc.). Entre conflit et coopération, le comportement des usagers se décline en trois types : loyauté, fuite, et prise de parole.

L'objectif du SPANC* est de susciter la loyauté au service, avec ou sans prise de parole de l'utilisateur. Pour y parvenir, il doit construire un discours fondé sur : une connaissance scientifique démontrant l'impact environnemental ; la prise en compte de l'aptitude des sols pour l'ensemble des services demandés aux sols ; et une démarche visant à améliorer l'aptitude de l'utilisateur à jouer son rôle dans la gestion de l'ANC et du sol. Ces moyens seraient déjà une amélioration du service rendu, qui serait alors reconnu à sa juste valeur par l'utilisateur. Notre interprétation de la mésentente entre l'utilisateur et le SPANC* concernant les fonctions du sol conforte la nécessité de croiser des indicateurs physicochimiques et sociotechniques pour évaluer l'aptitude d'un territoire à l'ANC. Les résultats du projet aideront à former les acteurs du SPANC* et à fonder un nouveau discours du SPANC* destiné à l'utilisateur.

5.2. Un cahier des charges pour l'outil scientifique visant à réduire la mésentente

On parle souvent en gestion de l'eau des outils d'aide à la décision. Ils s'adressent à des instances ou des organisations constituées, ayant des décideurs identifiés, et non à une communauté d'acteurs. A l'amont de la décision, le projet introduit la notion d'outil scientifique d'aide à l'élaboration (OSECA) de la communauté d'acteurs à qui reviendra, dans un deuxième temps, de prendre des décisions. Cet outil d'aide à l'élaboration est avant tout scientifique par nature mais s'il respecte un cahier des charges adapté, il joue un grand rôle auprès d'acteurs non scientifiques. On considère la définition de ce cahier des charges commun à tout OSECA comme un résultat important qui nous a aidés à former avec des SPANCs, des professionnels et des usagers, des liens forts qui ont permis au projet ANCRES d'exister.

Un OSECA doit être : intégrateur, applicable (validé), accessible (simple), disponible (public), appropriable (transmis) et mutualisable (général).

Les acteurs locaux doivent avant toute décision acquérir une connaissance globale des milieux et des usages de l'eau et du sol pour apprécier les enjeux sur leur territoire. Cette connaissance est

indispensable pour dépasser une vision sectorielle et pour surmonter les conflits inhérents à la concurrence voire à l'incompatibilité entre certains usages de l'eau et du sol. Il est donc nécessaire, tout en tenant compte des préoccupations spécifiques des acteurs, de synthétiser les données afin d'améliorer leur lisibilité et d'alimenter la réflexion collective. Au titre du cahier des charges, un OSECA est intégrateur et donne une vision prospective et territoriale dès la phase d'élaboration du jeu d'acteurs.

Les approches nouvelles issues de la recherche nécessitent toujours une phase de validation. A contrario, un OSECA devra être applicable directement et ses résultats devront bénéficier d'emblée d'un fort niveau de confiance fondé sur sa renommée. La communauté d'acteurs et les enjeux de son territoire ne doivent pas être un terrain d'expérimentation préalable et de validation scientifique.

La complexité d'un OSECA, qui est malgré tout un outil scientifique, doit être compensée par un effort proportionné d'explications claires et efficaces aux acteurs. Il faut revenir aux fondamentaux. Le niveau académique requis pour comprendre l'outil et pour l'employer ne sera pas élevé au point de le rendre inaccessible aux techniciens ou aux gestionnaires. L'outil est accessible aux acteurs.

Il n'est pas nécessaire que l'OSECA acquière un statut opérationnel au sens où il serait à tout moment mobilisable comme au sein d'un service technique, mais il doit être reproductible dans une phase ultérieure de la vie de la communauté d'acteurs et en l'absence de son pourvoyeur initial. Il est disponible et appropriable.

Les études effectuées au moyen d'un OSECA seront publiques, explicables et discutables afin de les corriger lorsqu'elles ne donneront pas satisfaction à la communauté des acteurs. L'outil doit contribuer à cimenter la communauté d'acteurs dans le dialogue autour de questions scientifiques et techniques et de gestion. Il est mutualisable.

Un OSECA fournit un support à la discussion entre les intervenants dans le processus d'élaboration d'une communauté. Il permet d'étayer le dialogue entre les scientifiques, les techniciens et les acteurs locaux. Il contribue à l'émergence d'une culture patrimoniale de territoire, la ressource en eau et en sol étant moins conçue de façon sectorielle que comme un patrimoine qu'il faut gérer en commun avec les usagers. Il est utile pour synthétiser et croiser des données issues de, ou destinées à, différents acteurs. A partir de cette synthèse, les acteurs doivent choisir des solutions pour une gestion durable de la ressource (figure 3). En mettant en évidence des données objectives, un OSECA devient alors un moyen de communication et peut rendre plus rationnel le processus de décision.

Pour illustrer ce cahier des charges que doit respecter un OSECA, un article a été soumis aux *Annales de Géographie* qui présente un outil scientifique – une méthodologie – qui répond aux exigences énoncées, celle que nous avons appelé le bilan combiné : le bilan hydrologique d'un territoire combiné avec sa cartographie géo-pédologique est apparu, à travers l'expérience faite dans le cadre de plusieurs SAGES, comme un outil au fort potentiel intégrateur au sein d'une communauté d'acteurs. Pour une raison d'opportunité, le test complet du bilan combiné a été fait, non sur le territoire d'étude dans l'Yonne mais sur le bassin versant de l'Arroux dans un département voisin (Saône-et-Loire).

Un tel outil scientifique respectant le cahier des charges d'un OSECA est de nature, s'il était employé par un SPANC* pour communiquer sur son territoire, à réduire la mésentente entre les acteurs de l'ANC, de la gestion de l'eau et du sol.

5.3. Un portrait d'une population choisie pour son expérience de l'ANC et du SPANC

Les enquêtes menées ont d'abord produit un portrait d'une population, choisie sur un territoire donné et selon des critères tenant à son expérience de l'ANC et du SPANC*. Nous ne souhaitons pas interroger une population qui a priori connaîtrait mal le sujet. On a obtenu, en termes de rendement des enquêtes, respectivement dans la première / la seconde : 50 / 58 réponses soit 25 % / 23,5 % de taux de retour, dont 10 / 12 foyers ont accepté de nous recevoir pour effectuer des tests physiques sur le sol de leur parcelle. Ce rendement montre déjà l'intérêt fort pour le sujet dans cette population choisie. Les résultats de ces enquêtes donnent un portrait d'une population cible sous deux angles, celui de la perception des particuliers quant à l'utilité des sols, leur valeur écologique et la responsabilité individuelle dans leur préservation, et celui du rapport qu'entretiennent les usagers avec leur installation d'ANC et son fonctionnement. Les résultats auprès de la population sélectionnée dans l'Yonne montrent que le répondant, majoritairement sinon globalement :

- perçoit l'importance de l'ANC pour son habitation et sa qualité de vie ;

- est satisfait du dispositif technique d'ANC mais sans être convaincu qu'il soit meilleur que le raccordement au réseau de collecte ;
- connaît moyennement le fonctionnement du dispositif d'ANC (figure 18-A) mais juge, en large majorité, qu'il n'est pas assez informé sur celui-ci ainsi que sur les règlements ;
- pense que le rôle du sol est majeur en ANC et que le dispositif peut avoir, même en bon fonctionnement, un impact sur les sols (figure 18-B) et les eaux souterraines ; en revanche, l'idée qu'un dysfonctionnement peut avoir des effets néfastes sur la santé est minoritaire (44 %) ;
- affirme avoir déjà pensé à la qualité des sols qu'il laissera à ses enfants et essaie de limiter son impact personnel ; de plus, il s'est déjà renseigné sur l'utilisation précédente de son terrain. Il veut savoir ce qu'on lui a transmis et ce qu'il va transmettre.
- est convaincu de la responsabilité de chacun pour améliorer l'environnement et la qualité du sol en particulier.

La comparaison des résultats de l'Yonne avec ceux obtenus en Seine-et-Marne auprès d'une population choisie de façon différente, est révélatrice et confirme les principales observations. Les usagers de la population ciblée dans ce département (49 répondants) ont aussi une bonne connaissance de leur dispositif : par exemple sur la commune de Chartrettes (dépt. 77), 72 % des usagers connaissent leur dispositif de traitement et 76 % savent en citer les composantes. Sur le rôle exact du sol en ANC, les usagers sont partagés et le déficit de connaissance est flagrant : 35 % identifient le rôle de filtre, 35 % lui voient un rôle d'absorbeur (mot impropre utilisé par les répondants qui exprime plus ou moins l'évacuation par infiltration), 30 % ne savent pas. Autre similitude notable, avec des scores un peu déplacés vers le haut, on retrouve le décalage déjà vu dans l'Yonne entre la faible inquiétude sur le plan sanitaire pour soi-même et la forte intuition d'un impact sur les sols et les nappes : à Bois-le-Roi (dépt. 77), 50 % de l'effectif pense qu'un dysfonctionnement de l'ANC peut avoir un impact sur leur santé, et 83 % un impact sur le sol. Au-delà de l'ANC, comme dans l'Yonne, les usagers qui possèdent tous une maison avec jardin, sont conscients que le sol est un milieu vivant et 73 % n'utilisent pas de pesticides. La plupart trie ses déchets et économise l'eau (80 %). Au contraire de l'hypothèse de base qui sous-tend la communication de certains SPANCs du dépt. 77, il n'y a pas de corrélation entre la sensibilité environnementale des usagers et leur acceptation du service et des modalités de contrôle ou leur motivation à se mettre en conformité.

L'usager de la population interrogée est préoccupé par le sujet et réceptif aux questions posées et il pourrait piloter mieux les fonctions du sol en ANC s'il en avait une meilleure connaissance. Son aptitude à la gestion de l'ANC a augmenté et peut encore croître sous l'influence d'une communication éclairée du SPANC* concernant le sol, l'eau et l'ANC. D'autres fonctions du sol de la parcelle sont importantes du point de vue de l'utilisateur du dispositif et usager de l'ANC : récréation, circulation, construction... qui peuvent entrer en contradiction avec les trois fonctions définies envers les EUT. La conciliation avec ces autres fonctions n'est plus la seule affaire de l'habitant : le SPANC* partage avec l'usager la charge du pilotage des fonctions du sol pour l'ANC (figure 5) et participe à la recherche d'un compromis dans les conflits d'usages (tableau 1). L'acceptabilité de l'ANC est donc conditionnée non seulement par les services attendus du sol en ANC, mais aussi par les autres services attendus de sa parcelle en surface par le particulier.

L'incohérence identifiée, au cours du travail d'enquêtes et d'entretiens avec les acteurs, entre la perception minoritaire d'un effet de l'ANC sur la santé de l'habitant de la parcelle et l'opinion majoritaire d'un impact significatif sur les sols et les nappes montre le besoin d'une connaissance scientifique qui soit capable de préciser la notion trop intuitive d'impact sanitaire et environnemental.

Une fois fait le diagnostic de l'installation de l'usager, en cas de réhabilitation nécessaire comme dans le cas de conservation de l'existant, le pilotage des fonctions du sol passe par l'entretien du dispositif. La question de l'entretien est essentielle dans le comportement de l'usager et pour son pilotage de la gestion du sol et de l'ANC. L'entretien, sous tous ses aspects et pas seulement la vidange de la fosse (Butler et Payne, 1995), est d'ailleurs à la fois ce qui coûte le moins cher sur les filières classiques, et le plus directement efficace. Même sur le parc actuel de l'ANC, une amélioration de l'entretien et des travaux mineurs de réparation de l'existant, sans parler de réhabilitation, auraient des effets positifs perceptibles pour les usagers et leur environnement immédiat.

Or, force est de constater que la question de l'entretien est à peine effleurée dans la stratégie de communication des SPANCs, toute tournée vers la réhabilitation. L'entretien apparaît comme une question à suivre plus tard, lorsque le SPANC* aura plus de maturité. L'installation, à coups de subventions publiques, de dispositifs modernes de type microstation, dits plus efficaces mais nécessitant encore plus d'entretien (une vidange du dispositif de traitement tous les 6 mois, voire 3

mois pour certains) est, à ce titre, problématique : le défaut d'entretien aboutirait au rejet de boues, donc à un impact pire qu'avant. Les fabricants évoquent la possibilité de mettre en place un contrat d'entretien lié à l'achat, ce qui résoudrait le problème mais moyennant un surcoût et une nouvelle contrainte pour l'utilisateur. Mais cette possibilité reste peu vraisemblable si l'on en juge à la difficulté d'obtenir des informations concernant les garanties sur les produits. Le contrôle périodique annoncé par le SPANC*, s'il ne sert pas à vérifier la qualité de l'entretien et l'impact sanitaire et environnemental à long terme, mais seulement à justifier des travaux d'investissement et de modernisation, n'apparaîtra pas utile à l'utilisateur donc ne sera pas efficace pour le pilotage des fonctions du sol.

5.4. Des indicateurs sociotechniques sur l'aptitude de l'utilisateur à l'ANC

La réussite de l'ANC chez un particulier passe par l'installation d'un dispositif technique utilisable et durable. C'est pourquoi toute discussion en ANC tourne autour du choix d'une filière technique qui doit être judicieux en fonction des caractéristiques de la parcelle, mais aussi, ajoutons-nous, du sol et de l'utilisateur. Nielsen (1994) définit le concept d'utilisabilité* par les cinq composantes majeures d'un système utilisable. Deux d'entre elles, l'efficacité et la satisfaction, se trouvent dans des normes (étrangères à la gestion de l'eau et du sol) ; la facilité d'apprentissage, la facilité d'appropriation et la fiabilité sont considérées comme les composantes de l'efficacité. Notons que ce sont bien ces caractéristiques qui préoccupaient le bureau d'étude précité (Vals, 1986). Selon Nielsen (1994) et Mayhew (1999), une démarche d'amélioration de l'utilisabilité* doit décider lesquels de ces cinq critères sont plus importants car ils ne sont pas toujours conciliables. En particulier, la facilité d'apprentissage et l'efficacité peuvent être des objectifs contradictoires. Il convient donc de savoir si l'outil s'adresse plutôt à des utilisateurs novices et ponctuels ou à des experts. De plus, on a vu en introduction qu'au-delà de l'utilisabilité*, il faut se poser le problème en termes d'acceptabilité.

Il est donc nécessaire d'évaluer l'aptitude des utilisateurs à exercer le pilotage des fonctions du sol nécessaire pour un ANC efficace et durable. On explique ici comment s'élabore la note de perception de l'utilisateur à l'égard de la gestion du sol et de l'ANC. De même, on établira une note de connaissance, une note d'opinion, et une note de comportement. En comparant avec le nombre de questions-indicateurs pour la perception, on constate que les 3 autres notes seront moins bien analysées (2 fois moins de questions). Pour cette raison, on ne fera pas la moyenne mais on gardera les 4 types distincts : chaque utilisateur aura donc 4 notes.

La note de perception de l'utilisateur considérée comme pertinente à l'égard de la gestion du sol et de l'ANC comprend deux composantes : la note de perception de l'environnement et du sol, et la note de perception du dispositif d'ANC. Une note est construite par la somme de questions sélectionnées comme indicateurs notées de 0 à 3 pt chacune, avec parmi elles, des questions plus radicales (O/N/NSP) où la note 2 pt n'existe pas et qui séparent des groupes d'utilisateurs nettement.

La note de perception de l'environnement et du sol est construite avec 9 questions. Au total, un répondant peut donc atteindre $9 \times 3 = 27$ pt. Cette note contient entre autre :

- L'impression d'éloignement ou de proximité de l'environnement et la notion de responsabilité individuelle, en donnant au passage une info qualitative sur la définition de l'environnement (lieu de vie, la nature, facteur temps).
- La sensibilité aux problèmes d'environnement sur une échelle de 1-10 (tassée de 0-3).
- La demande d'information sur les étiquettes des produits achetés, qui exprime l'attention accordée à l'impact sur l'environnement, et en même temps la confiance en la parole publique.
- Le besoin d'espace et de sol pour vivre, le sentiment de sa valeur.
- La crainte de l'usure du sol, ou détérioration dans le temps, et la responsabilité individuelle dans la transmission.
- La conscience du risque de polluer le sol (par l'usage de phytosanitaires).
- La sensation de conflit d'usage entre le traitement des eaux usées et les autres usages de la parcelle (figure 3).

La note de perception de l'ANC est construite avec 14 questions. Au total, un répondant peut donc atteindre $14 \times 3 = 42$ pt. Cette note contient entre autre :

- o La satisfaction de son dispositif actuel (réhabilité) et celle de son dispositif ancien et la conviction d'avoir bien fait (ou le regret) de réhabiliter.
- o La conscience de l'utilité des éléments qui sont maintenant installés pour atteindre la conformité.
- o La confiance dans les acteurs de l'ANC pour que le traitement des eaux usées fonctionne bien à long terme et ne présente pas de risques pour l'environnement.

- o La conscience de l'impact de la négligence de l'entretien relativement à d'autres comportements négligents.
- o Le niveau de compréhension de comment fonctionne le système.
- o Le sentiment de gâchis d'espace et l'impression globale d'incompatibilité avec les autres usages du sol sur la parcelle.
- o La réticence au pilotage (le pire étant la contrainte d'entretien, le sentiment de contrainte sur les usages étant considéré comme normal et moins grave).
- o La conscience de l'impact environnemental sur les compartiments de la biosphère.
- o L'échelle à laquelle ces pollutions peuvent avoir une incidence.
- o La confiance dans la technologie pour éliminer tout polluant domestique émergent (figure 3).
- o L'importance du dispositif de traitement dans la maison par rapport à d'autres éléments.

Avec 42 points au maximum, il est aisé de distinguer 5 classes d'utilisateurs sur le critère de la perception, depuis « très favorable » à « pas du tout favorable » au pilotage des fonctions du sol en ANC : 0 à 8 ; 9 à 17 ; 18 à 26 ; 27 à 35 ; 36 à 42. De plus, cette classification est à confronter à la classification de l'utilisateur sur le critère « environnement et sol » : 0 à 5 ; 6 à 11 ; 12 à 17 ; 18 à 23 ; 24 à 27. En cas de cohérence, cela donne une forte signification au classement. En cas d'incohérence entre les deux, cela fait réfléchir.

Cette note de perception peut évidemment être améliorée et un groupe de travail pourra se constituer autour d'une telle question. De plus, le problème de la pondération des notes pour croiser cet indicateur sociotechnique avec un indicateur physico-chimique est à peine effleuré dans le projet. Cependant, l'obstacle principal n'est pas là : le séminaire ANCRES qui a réuni divers acteurs de l'ANC a révélé une grande frilosité des professionnels devant l'idée de prendre en compte l'utilisateur...

Plusieurs modes d'acquisition des indicateurs sociotechniques sont envisagés : en mode progressif, servant surtout à vérifier les effets de l'activité régulière du SPANC*, un questionnaire peut être déposé par le technicien SPANC* le jour de sa visite, à remplir plus tard et à renvoyer sous une semaine avec une enveloppe timbrée ; le développement du prototype de SIG permettra de soumettre le questionnaire en ligne aux utilisateurs du site web ; les réunions publiques sur l'ANC offrent un autre moyen. En mode prospection ou planification, il est nécessaire d'organiser un routage de courrier à toute une population afin d'acquiescer une image instantanée. Une campagne de diagnostic initial serait une bonne occasion pour acquiescer un état initial de la population.

5.5. Des indicateurs physico-chimiques pour caractériser l'aptitude du sol à l'ANC

Le sol sera-t-il capable d'exercer ses fonctions s'il est confronté à l'ANC à l'avenir ? Bien sûr, cette question de l'aptitude du sol se pose quel que soit son état initial, déjà impacté ou pas. Cependant, pour l'aborder dans la plus grande généralité possible, il est préférable de se placer face à l'état initial du sol non impacté. Il faut examiner les atouts et faiblesses des sols à l'état « naturel » en ce qu'ils facilitent ou limitent la faisabilité* de l'ANC. Le principal service attendu du sol en ANC sollicite sa fonction d'évacuation, mais il serait difficile de distinguer les 3 fonctions des sols par des indicateurs indépendants. On recherche donc des indicateurs communs pour la triple-fonction du sol qui agit lors de l'infiltration des EUT et permet, si elle est suffisante, d'envisager le sol comme un potentiel milieu récepteur.

Parmi la série de paramètres et de protocoles testés, qui concernent la nature, la texture, la structure, la consistance et le comportement hydraulique du sol, certains sont sélectionnés comme indicateurs parce qu'ils caractérisent des propriétés qui jouent un rôle déterminant dans les fonctions du sol au cours de l'infiltration des EUT. Cette sélection est valable pour une diversité de sols donc elle est généralisable au-delà du territoire d'étude. Il s'agit de : la teneur en eau résiduelle (par étuvage), les 3 pôles du triangle de texture des particules fines* (par densimétrie : argile, < 2 microns ; limon, 2-50 microns ; sable, > 50 microns ; figure 21) et la classe texturale, la teneur en carbonate total (par attaque acide) et la classe marno-calcaire, la teneur en matière organique (par calcination), les 3 indices de consistance (essai d'Atterberg) et la classe de plasticité, la surface spécifique du sol (par adsorption du bleu de méthylène, méthode de la tâche – BMT), et la conductivité hydraulique du sol (par l'appareil Guelph). Ces essais (tableau 7) sont au nombre de 7 et fournissent une douzaine de paramètres.

En particulier, connaître la texture du sol sert une meilleure compréhension hydraulique du sol mais pas seulement : la revue de la littérature montre que la texture contrôle la synergie entre les comportements biologique, chimique et physique du sol. Les indicateurs de texture sont donc pertinents pour les 3 fonctions du sol en même temps. La granulométrie sèche du sol est un essai qui n'a pas été retenu comme indicateur parce qu'il n'est faisable que sur les sols sableux. Pour les sols

naturels qui ont des agrégats, il faut les détruire préalablement afin d'analyser la taille des constituants par densimétrie qui fournit alors les données nécessaires sur la texture du sol.

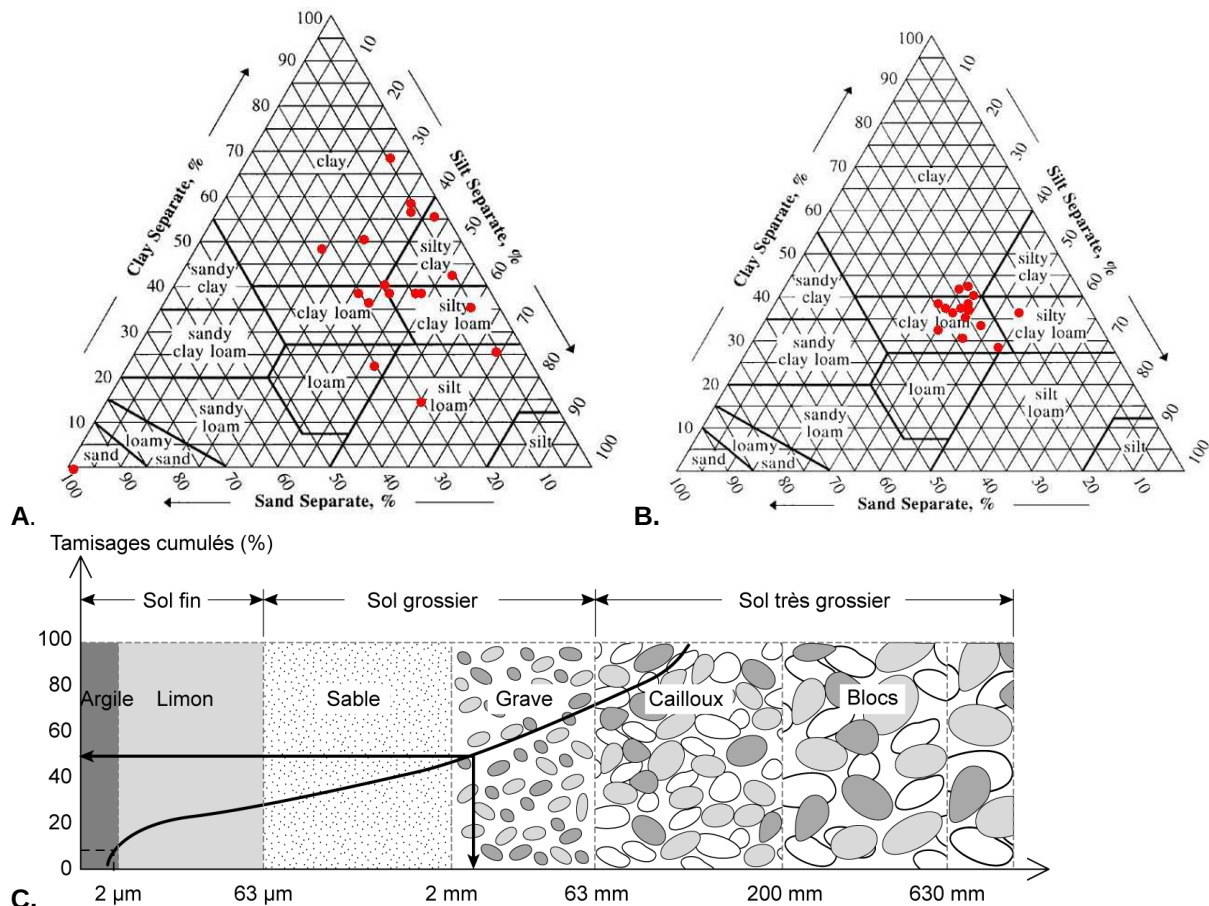


Figure 22. La texture d'un sol, un indicateur des fonctions des sols en ANC : proportions d'argile ($< 2 \mu\text{m}$), de limon (2 à $50 \mu\text{m}$) et de sable ($> 50 \mu\text{m}$). **A.** pour 18 échantillons de divers sols du territoire d'étude (Yonne) ; **B.** pour les 15 échantillons du site pilote. **C.** Une autre définition des grandes classes granulométriques, avec une limite limon - sable à 63 microns au lieu de 50 microns.

Afin de prendre en compte, sans la mesurer, le rôle de la masse volumique apparente MVA (alias B_d en anglais) qui est un paramètre de structure lié à la porosité, important pour l'aération du sol et l'infiltration de l'eau dans les sols complexes (caillouteux avec une matrice fine), nous avons développé sur le site pilote une méthodologie qui est un résultat de premier ordre du projet (figure 22, figure 23 et figure 24). D'abord, la teneur en cailloux TEC (alias R_w en anglais) du sol est estimée au moyen d'une relation avec la teneur en eau résiduelle TER (alias HR), relation établie de façon théorique pendant le projet et vérifiée sur quelques échantillons (figure 79) ; en utilisant TEC et les indicateurs de texture ARG, LIM, SAB, ainsi que la teneur en matière organique MOC, on estime la masse volumique apparente B_d du sol par une B_d -FPT puis la conductivité hydraulique K_s du sol par une K_s -FPT utilisant B_d comme prédicteur, opération que l'on nomme un couplage K_s - B_d -FPT. La recherche du meilleur ajustement entre les K_s calculées et les K_s mesurées aboutit à sélectionner un petit nombre de B_d -FPT et de K_s -FPT bien adaptées au type de sol étudié.

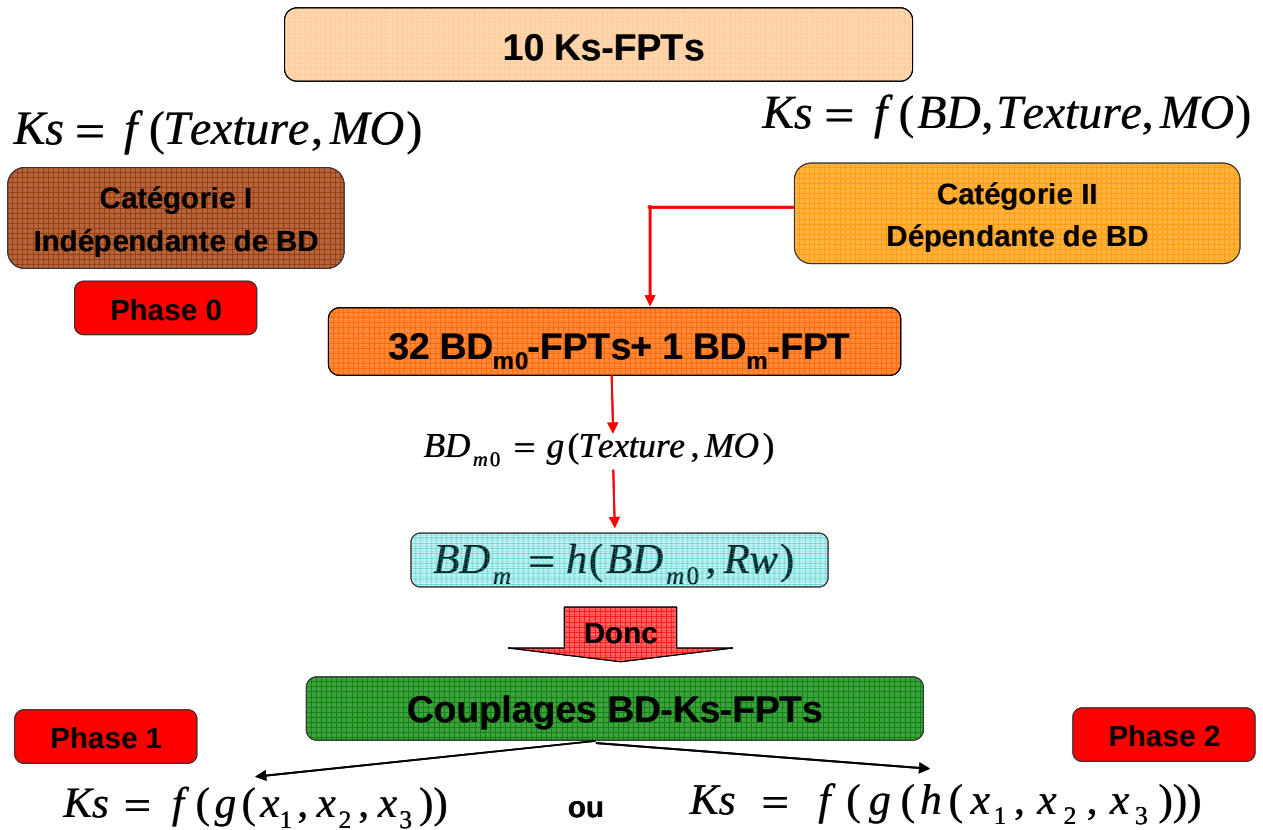


Figure 23. Organigramme de la formation des couplages entre les BD-FPTs et les Ks-FPTs. Thèse de B. Nasri, 2013.

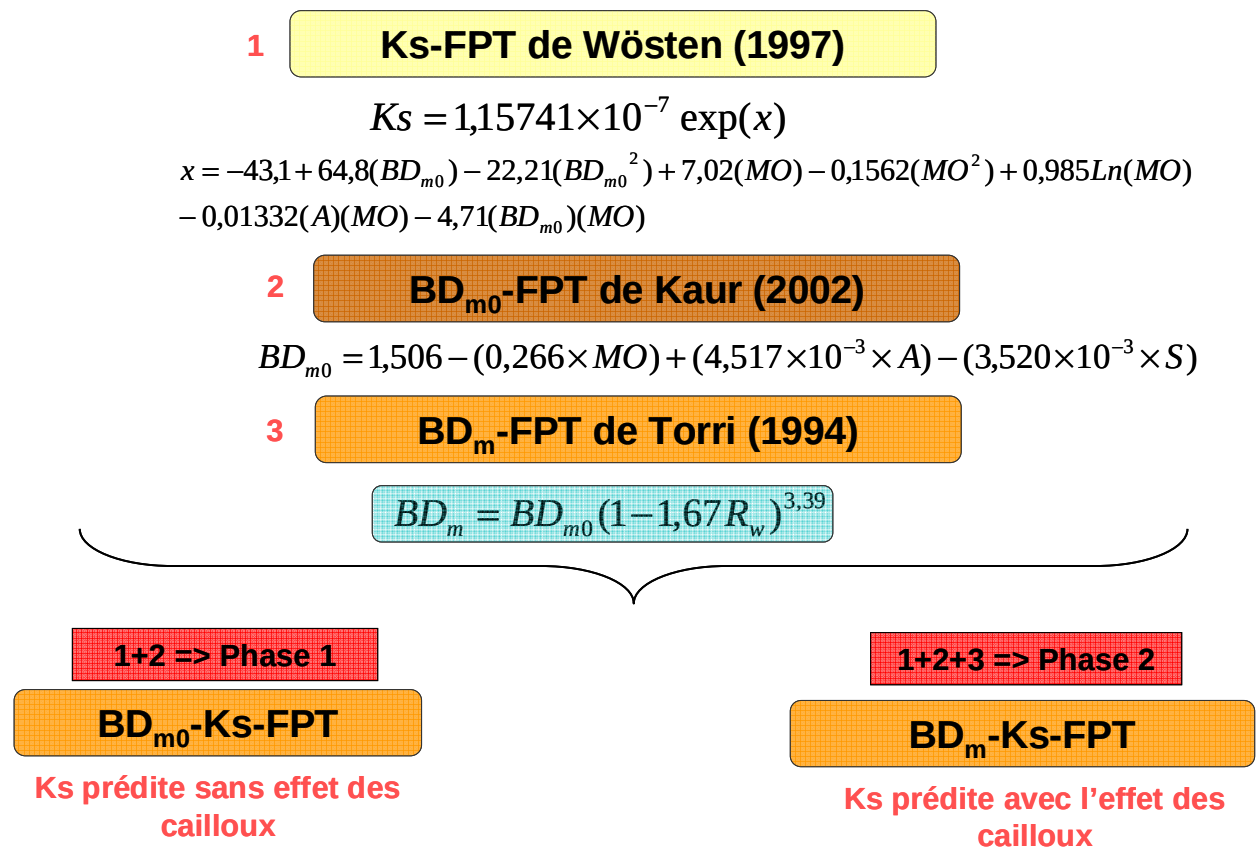


Figure 24. Exemple de couplage entre une BD-FPT et une Ks-FPT, modifié par la relation de Torri pour intégrer l'effet des cailloux. Thèse de B. Nasri, 2013.

Notons que contrairement à la Bd, la Ks gardera le statut d'indicateur car même si elle peut se calculer (KSC) dans les sols homogènes par une FPT, ou se déduire (KIT) de façon indicative selon la classe texturale, les acteurs de l'ANC ont l'habitude de la mesurer. Elle prend alors des noms différents selon la méthode de mesure : KSG ou KSP. Elle ne doit pas être confondue avec KIA, la perméabilité indicative horizontale de l'aquifère sous-jacent. Son estimation par le calcul ou sa mesure in situ est une problématique en soi.

D'autres paramètres interviennent dans l'aptitude du sol à l'ANC qui, sans avoir toutes les qualités d'un indicateur, sont pourtant indispensables dans le système de notation. Ainsi, les paramètres de structure Rw et Bd ne sont pas considérés comme des indicateurs, en raison de leur détermination par corrélation avec des indicateurs. Il en va de même, bien qu'ils soient aussi importants, de la capacité d'échange cationique CEC qui s'obtient par une corrélation avec la surface spécifique BMT, de la hauteur capillaire maximale HCM ou la sensibilité au tassement qui sont liées à la classe texturale TEX (elle-même déduite des indicateurs de texture des fines*), ou encore de l'activité argileuse ACA qui se calcule au moyen des deux indicateurs BMT et ARG (teneur en argile).

Certaines conditions de la parcelle telles que la présence d'un fossé permettant l'évacuation superficielle (FES) ou d'un horizon-plancher imperméable HPI empêchant l'infiltration, la pente topographique (TOP) et le transfert hors de la propriété par écoulement souterrain (perméabilité indicative horizontale de l'aquifère KIA), ne sont pas considérées comme des indicateurs du sol et n'entrent pas non plus dans le système de notation. Ces conditions d'aptitude sont cependant éliminatoires et interviennent dans les décisions sur la filière à installer. Elles sont couramment prises en compte lors de la conception d'un projet d'ANC et elles ne risquent pas d'être oubliées. Elles sont intégrées dans notre approche de l'aptitude à l'ANC via un outil de type SIG.

5.6. Indicateurs physico-chimiques et système de notation de l'aptitude de sol et parcelle

Ces indicateurs et ces paramètres concernant le sol et la parcelle (profil, surface, habitation) sont ensuite croisés dans un système de notation des fonctionnalités (figure 6). La classification d'aptitude du sol est conçue de façon à intégrer des indicateurs d'aptitude de la parcelle, comme les classes du profil vertical de sol (épaisseur de la zone non saturée, profondeurs limites de l'hydromorphie) qui exigent une description sur le terrain et une compétence en pédologie.

Dans la chaîne DTR, on ne s'intéresse pas au D (digestion anaérobie) car il ne concerne pas le sol. Le but est de noter les quatre services rendus par le sol selon la filière d'ANC, à savoir, T et R étant divisés chacun en deux sous-services :

- T-eu : le traitement des eaux usées prétraitées est le service principal rendu par la fonction d'épuration du sol (seulement dans le cas des filières : tranchée d'infiltration et lit d'épandage) ;
- Rp-eut : le rejet en profondeur par infiltration des EUT (cas des filières précédentes et aussi du filtre à sable non drainé) qui fait intervenir la fonction d'évacuation du sol ;
- Rs-eut : le rejet superficiel par infiltration des EUT (cas des tertres ou des EUT drainées de la profondeur vers la surface) qui fait aussi intervenir la fonction d'évacuation du sol ;
- A-euti : l'affinage* est un service complémentaire rendu par la fonction d'épuration du sol s'appliquant à des EUT infiltrées, en surface (A-eutis) ou en profondeur (A-eutip), corollaire de la fonction d'évacuation.

On établit dans un premier temps une note pour chaque indicateur dans chaque service, selon une méthode résumée dans des tableaux 14 à 23 et illustrée en annexe 8. Ici, la note d'un paramètre XYZ sera indiquée par <XYZ>. Quand un paramètre intervient dans plusieurs services, son rôle donc la construction de sa note, diffère suivant le service. Ainsi, la note qui traduit l'influence de l'épaisseur de la zone non saturée doit se décliner en <ZNS~T>, <ZNS~Rp>, <ZNS~Rs> et <ZNS~A>. Autre exemple, actuellement dans le DTU* 64-1, le seul cas où une mesure de la conductivité Ks est préconisée est celui où le sol est utilisé en mode traitement et c'est selon la méthode Porchet : la note qui traduit l'influence de Ks est donc <KSP~T> et elle ne se décline pas pour les autres services. Cependant, le projet préconise une autre méthode de mesure, l'essai de Guelph. Il faut donc définir aussi une note <KSG~T>, qui elle se déclinera puisqu'on veut l'employer pour les autres services.

Dans un deuxième temps est proposé un système de notation globale de chaque service par croisement de notes. Le cas le plus simple et qui se comprend bien d'après ce qui précède est celui du rejet en profondeur par infiltration : la note globale est <Rp-eut> = <ZNS~Rp> x <KSG~Rp>. Aussi le tableau 11 est-il formé à partir du tableau 14 et du tableau 15. Un cas plus compliqué est celui du rejet

superficiel par infiltration : on fait intervenir une note de stabilité structurale <STR> qui dépend d'une note de teneur en matière organique, d'une note de teneur en carbonate et d'une note de sensibilité au tassement : <STR> = <MOCs> + <CACs> + <TAS>, le suffixe s indiquant une note construite de façon spécifique à l'évaluation de la stabilité structurale alors que le même indicateur pourrait en principe être employé autrement ailleurs. A ce jour, pour ne pas alourdir le système, on préfère employer le même tableau pour la note <MOC> dans toutes les notes composées, donc le tableau 17 pour la note <MOCh> est le seul fourni ici. La note <STR> est donc la somme des notes lues dans le tableau 17, le tableau 20 et le tableau 21. La note globale est <Rs-eut> = <ZNS-Rs> x <KSG-Rs> x <STR> qui, à la place d'un calcul qui ferait perdre la trace des notes constituantes, se lit dans un tableau à triple entrée (tableau 12) qui comprend 7 lignes, en raison du maximum de 6 que peut atteindre la note <STR>.

Le cas le plus complexe est celui de l'affinage* <A-eut> qui (comme le traitement <T-eu> sauf l'usage de KSP) croise avec les notes <ZNS-A> et <KSG-A> la somme de deux autres notes : d'une part, une note d'hydromorphie <HYD> = <IPL> + <TER> + <MOCh> formée à partir des tableaux 17, 18 et 19, qui remplace la note directe d'observation des profondeurs limites d'hydromorphie <PLH> (tableau 16) si elle est absente ; d'autre part, une note des processus physico-chimiques d'épuration formée à partir des tableaux 22, 17, 20 et 23 : <PCE> = <ACA> + <MOCe> + <CACe> + <BMT>. On observe que la note de MOC est comptée deux fois car elle influence les deux fonctions (rétention et épuration). La somme des 7 notes qui forment <HYD> et <PCE> prennent les valeurs 0, 1 ou 2, ce qui mène à un maximum de 14 points pour un sol optimal, impliquant la création d'un tableau de 15 lignes pour le service affinage* (tableau 13).

Revenons sur le fait que certaines notes d'indicateurs individuels nécessitent de faire appel à un diagramme ou à une échelle de référence souvent liée à la classe texturale TEX (figure 22). C'est le cas de <TAS> (tableau 21) qui se forme à partir de la figure 26 fondée sur TEX. Certaines notes renvoient à la texture mais aussi à une équivalence avec un autre paramètre tel que BMT que l'on a corrélé avec CEC par classe, de façon empirique (tableau 24). C'est le cas aussi de <HCM> (tableau 25) qui n'entre pas directement dans le système de notation mais qui sera utilisée pour corriger le niveau des plus hautes eaux PHE qui est un indicateur exclusif de la parcelle à mesurer in situ. Dans le cas où PHE est inconnu, il est possible d'utiliser la note <PLH> pour estimer la ZNS. Or, <PLH> s'établit à partir de la figure 25 qui résume une diversité de cas de distribution de l'hydromorphie selon la profondeur, ce qui nécessite aussi une observation de terrain, encore plus poussée même que la mesure de PHE. En l'absence d'observation de terrain suffisante pour évaluer <PLH>, on utilise alors la note <HYD> vue ci-dessus.

Enfin, la troisième étape est une classification du sol selon son aptitude à chaque service : 6 classes par service (tableau 8 et tableau 10) sauf l'aptitude au rejet en profondeur qui ne compte que 3 classes (tableau 9). Si la note d'un sol pour un des 4 services est suffisante, elle permet d'utiliser le sol pour ce service. Chaque filière technique sollicite un jeu de 2 ou 3 services mais jamais les 4 à la fois. Ces classifications pour les 4 services rendus par le sol ont été testées avec succès sur 3 sites d'ANC à Chartrettes (dép. 77), et sur 5 types de sols dans le dép. 89 (Yonne).

Pour chacune des deux aptitudes, celle du sol et de la parcelle, celle de l'usager, une série d'indicateurs a été proposée et un système de notation élaboré, qui débouche sur deux classifications d'aptitude indépendantes. Ces deux classifications d'aptitude peuvent s'intégrer au moyen d'un croisement des notes, méthode dont les règles ne sont pas évidentes à fixer ; néanmoins, une proposition est faite au tableau 28. Cette intégration se fera plus aisément dans un système d'information géographique (SIG) accessible à tous dans une démarche participative, dont le prototype a été créé.

Le tableau 8 présente les classes d'aptitude pour le service rendu « rejet en surface des eaux usées traitées » (Rs-eut). Le code couleur correspond à la note obtenue (tableau 12). Pour chaque note on conseille de préciser le service, ici par exemple Aa0Rs-eut.

Le tableau 9 présente les classes d'aptitude pour le service rendu « rejet en profondeur des eaux usées traitées » (Rp-eut). Le code couleur correspond à la note obtenue (tableau 11). Pour chaque note on conseille de préciser le service, ici par exemple Aa0Rp-eut.

L'action d'affinage* est subordonnée à la fonction d'évacuation et peut s'appliquer au rejet par infiltration superficielle aussi bien que profonde. Elle représente l'aptitude épuratrice du sol à dégrader les molécules n'ayant pas été traitées par le dispositif d'ANC. On utilisera le même principe de notation que celui du traitement (fonction d'épuration), mais avec une autre signification des classes. Si le sol est inapte au rejet profond ou superficiel, il le sera également pour l'affinage*. Le tableau 10 présente

les classes d'aptitude pour ce service. Le code couleur correspond à la note obtenue (tableau 13). On précisera pour chaque note le service rendu, ici l'affinage* donc : Aa0_{A-euti}.

Tableau 8. Classes d'aptitude du sol au service : rejet superficiel des eaux usées traitées (Rs-eut).

Rejet superficiel des eaux usées traitées		
	Classe I A	Très bonne aptitude. Sol très perméable possédant une ZNS suffisante et une bonne stabilité structurale.
	Classe I B	Bonne aptitude. Sol très perméable possédant une ZNS suffisante mais une mauvaise stabilité structurale.
	Classe II A	Aptitude moyenne. Sol perméable possédant une ZNS suffisante et une bonne stabilité structurale.
	Classe II B	Aptitude moyenne. Sol perméable possédant une ZNS suffisante mais une mauvaise stabilité structurale.
	Classe III A	Sol inapte. Sol perméable mais possédant une ZNS insuffisante .
	Classe III B	Sol inapte. Sol imperméable ou de perméabilité médiocre .

Tableau 9. Classes d'aptitude du sol au service : rejet profond des eaux usées traitées (Rp-eut).

Rejet profond des eaux usées traitées		
	Classe I	Bonne aptitude. Bonne perméabilité et grande ZNS.
	Classe II	Aptitude moyenne. Bonne perméabilité mais ZNS moyenne.
	Classe III	Sol inapte. Sol imperméable ou de perméabilité médiocre ou ZNS insuffisante .

Tableau 10. Classes d'aptitude du sol au service : affinage des eaux usées traitées infiltrées (A-euti).

Affinage des eaux usées traitées infiltrées		
	Classe I	Très bonne aptitude. Sol possédant une très bonne capacité de drainage et un temps de rétention suffisant pour que l'eau usée traitée puisse être affinée par le sol. Les processus d'adsorption et de minéralisation sont très développés.
	Classe II	Bonne aptitude. Sol possédant une bonne capacité de drainage et un temps de rétention suffisant pour que l'eau usée puisse être affinée par le sol. Les processus d'adsorption et de minéralisation sont peu développés.
	Classe III	Aptitude moyenne. Sol possédant une moyenne capacité de drainage et un temps de rétention suffisant pour que l'eau usée puisse être affinée par le sol. Les processus d'adsorption et de minéralisation sont très développés.
	Classe IV	Aptitude médiocre. Sol possédant une capacité de drainage moyenne et un temps de rétention suffisant pour que l'eau usée puisse être affinée par le sol. Les processus d'adsorption et de minéralisation sont peu développés.
	Classe V A	Mauvaise aptitude de ce sol à l'affinage due à une ZNS insuffisante .
	Classe V B	Inapte du sol à l'affinage due à une perméabilité insuffisante .

Tableau 11. Gamme de notes que l'on peut obtenir pour le service « rejet en profondeur ».

Perméabilité \ ZNS	ZNS grande	ZNS moyenne	ZNS insuffisante
	a	b	c
Forte : A	Aa	Ab	Ac
Moyenne : B	Ba	Bb	Bc
Faible : C	Ca	Cb	Cc

Tableau 12. Gamme de notes que l'on peut obtenir pour le service « rejet en surface ».

très perméable	ZNS bonne	ZNS moyenne	ZNS insuffisante	perméable	ZNS bonne	ZNS moyenne	ZNS insuffisante	imperméable	ZNS bonne	ZNS moyenne	ZNS insuffisante
	a	b	c		a	b	c		a	b	c
A	Aa0	Ab0	Ac0	B	Ba0	Bb0	Bc0	C	Ca0	Cb0	Cc0
A	Aa1	Ab1	Ac1	B	Ba1	Bb1	Bc1	C	Ca1	Cb1	Cc1
A	Aa2	Ab2	Ac2	B	Ba2	Bb2	Bc2	C	Ca2	Cb2	Cc2
A	Aa3	Ab3	Ac3	B	Ba3	Bb3	Bc3	C	Ca3	Cb3	Cc3
A	Aa4	Ab4	Ac4	B	Ba4	Bb4	Bc4	C	Ca4	Cb4	Cc4
A	Aa5	Ab5	Ac5	B	Ba5	Bb5	Bc5	C	Ca5	Cb5	Cc5
A	Aa6	Ab6	Ac6	B	Ba6	Bb6	Bc6	C	Ca6	Cb6	Cc6

Tableau 13. Gamme de notes que l'on peut obtenir pour le service « affinage ».

très perméable	ZNS bonne	ZNS moyenne	ZNS insuffisante	perméable	ZNS bonne	ZNS moyenne	ZNS insuffisante	imperméable	ZNS bonne	ZNS moyenne	ZNS insuffisante
	a	b	c		a	b	c		a	b	c
A	Aa0	Ab0	Ac0	B	Ba0	Bb0	Bc0	C	Ca0	Cb0	Cc0
A	Aa1	Ab1	Ac1	B	Ba1	Bb1	Bc1	C	Ca1	Cb1	Cc1
A	Aa2	Ab2	Ac2	B	Ba2	Bb2	Bc2	C	Ca2	Cb2	Cc2
A	Aa3	Ab3	Ac3	B	Ba3	Bb3	Bc3	C	Ca3	Cb3	Cc3
A	Aa4	Ab4	Ac4	B	Ba4	Bb4	Bc4	C	Ca4	Cb4	Cc4
A	Aa5	Ab5	Ac5	B	Ba5	Bb5	Bc5	C	Ca5	Cb5	Cc5
A	Aa6	Ab6	Ac6	B	Ba6	Bb6	Bc6	C	Ca6	Cb6	Cc6
A	Aa7	Ab7	Ac7	B	Ba7	Bb7	Bc7	C	Ca7	Cb7	Cc7
A	Aa8	Ab8	Ac8	B	Ba8	Bb8	Bc8	C	Ca8	Cb8	Cc8
A	Aa9	Ab9	Ac9	B	Ba9	Bb9	Bc9	C	Ca9	Cb9	Cc9
A	Aa10	Ab10	Ac10	B	Ba10	Bb10	Bc10	C	Ca10	Cb10	Cc10
A	Aa11	Ab11	Ac11	B	Ba11	Bb11	Bc11	C	Ca11	Cb11	Cc11
A	Aa12	Ab12	Ac12	B	Ba12	Bb12	Bc12	C	Ca12	Cb12	Cc12
A	Aa13	Ab13	Ac13	B	Ba13	Bb13	Bc13	C	Ca13	Cb13	Cc13
A	Aa14	Ab14	Ac14	B	Ba14	Bb14	Bc14	C	Ca14	Cb14	Cc14

Tableau 14. Seuils et intervalles de la conductivité hydraulique à saturation de Guelph KSG pour les services autres que le traitement : Rp-eut, Rs-eut, A-euti.

KSG en m/s				KSG _{Rp-eut ou Rs-eut}	KSG _{A-euti}
KSG1	Inf à 10^{-6}	= 3 x seuil (T-eu)	faiblement perméable	C = Insuffisant	C
KSG2	10^{-6} à 10^{-5}	= 3 x seuil (T-eu)	perméable	B = Bon	A
KSG3	Sup à 10^{-5}	= 3 x seuil (T-eu)	très perméable	A = Très bon	B

Tableau 15. Seuils et intervalles de l'épaisseur de la ZNS pour les services Rp-eut et A-eutip. Classes des profondeurs limites d'hydromorphie associées en cas de PHE inconnue. Le suffixe eutip utilisé pour l'affinage signifie « eaux usées traitées puis infiltrées en profondeur ».

ZNS3 _{Rp-eut} et ZNS3 _{A-eutip} (Classes II, III, IV, V, VI)	Inf. à 160 cm	Epaisseur insuffisante pour effectuer un rejet des EUT en profondeur dans le sol.	c
ZNS2 _{Rp-eut} et ZNS2 _{A-eutip} (Classe I, +/- Classe II)	De 160 cm à 200 cm	Epaisseur minimale pour effectuer un rejet des EUT en profondeur dans le sol.	b
ZNS1 _{Rp-eut} et ZNS1 _{A-eutip} (Classe I)	Sup. à 200 cm	Epaisseur très favorable pour effectuer un rejet des EUT en profondeur dans le sol.	a

Dans le cas où la profondeur minimale PHE de la nappe n'est pas connue, il est possible d'utiliser la profondeur d'apparition des traces d'hydromorphie pour estimer la ZNS. Les classes d'hydromorphie sont définies à la figure 25 publiée en 1981 par la commission de cartographie du GEPPA (Groupe d'étude des problèmes de pédologie appliquée – groupe d'experts animé par Stéphane Hénin). Les profondeurs ont été modifiées ici pour l'adapter aux profondeurs d'évacuation par infiltration rencontrées en ANC. L'hydromorphie croît de la classe I à la classe VI, et de la colonne **a** jusqu'à la colonne **c** ou **d** dans chaque classe, les deux échelles pouvant se recouper. L'importance des sous-classes a, b, c ou d, est aussi grande pour l'interprétation de l'hydromorphie que celle des classes I à IV. Le référentiel pédologique de 2008 (Baize et Girard, 2009) utilise un nouveau système de classification des sols appelé GER (grands ensembles de référence).

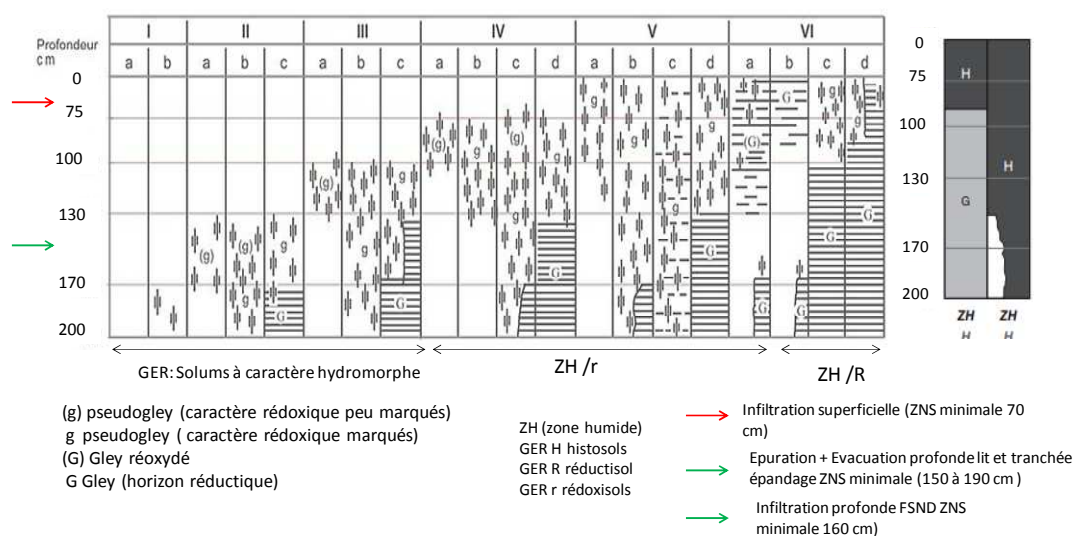


Figure 25. Les profondeurs limites d'hydromorphie d'un profil de sol. Les flèches (rouge, bleue et verte) nous indiquent la profondeur d'évacuation des eaux usées traitées qui dépend de la filière ANC. Les mots histosol, réductisol, zone humide, gley, pseudogley, gley ré-oxydé sont définis dans le référentiel pédologique de 2008.

Les profondeurs limites d'hydromorphie aboutissent à 6 classes et la note < PLH > prend des valeurs de 0 à 6 en principe. Mais à ce jour, on a choisi d'utiliser 3 valeurs seulement (0, 3 ou 6), ce qui pose un problème pour la comparer avec la note <HYD>).

- Classe I : Aucune manifestation d'hydromorphie avant 200 cm
- Classe II : Manifestations d'hydromorphie apparaissant entre 130 et 170 cm
- Classe III : Manifestations d'hydromorphie apparaissant entre 100 et 130 cm
- Classe IV : Manifestations d'hydromorphie apparaissant entre 50 et 75 cm
- Classe V : Manifestations d'hydromorphie apparaissant entre 0 et 50 cm
- Classe VI : Manifestations d'hydromorphie dès la surface du sol avec un horizon réduit débutant avant 100 cm.

Tableau 16. Note d'hydromorphie PLH attribuée à l'horizon traitant (dont la profondeur doit être préalablement déterminée) d'après la figure 25. La note d'aptitude du sol est plus élevée quand l'hydromorphie est plus faible. Cette note est alternative à la somme des 3 suivantes.

PLH3	Gley dans l'horizon traitant	Hydromorphie importante	0
PLH2	Pseudogley dans l'horizon traitant	Hydromorphie modérée	3
PLH1	Horizon traitant sain	Hydromorphie absente	6

Tableau 17. Note MOCh de l'effet limitant de la matière organique du sol sur l'hydromorphie.

MOCh		sol allant de limon fin à argile lourde	sol allant de sable à limon fin	Effet limitant	
pauvre	MOCh3	0 à 2 %	0 à 2 %	0	négligeable
moyen	MOCh2	2 à 6,5 %	2 à 10%	1	moyen
riche à très riche	MOCh1	6,5 à plus de 8 %	10 à plus de 13 %	2	important

Tableau 18. Note TER de l'effet aggravant du temps de résidence de l'eau dans le sol (interprété à partir de l'humidité résiduelle) sur l'hydromorphie.

4 à 8 % (texture argileuse)	TER3	Temps de résidence long, entraînant un risque de condition anaérobie et une diminution de la conductivité hydraulique	0	effet aggravant important
1 à 4 % (texture mixte)	TER2	Temps de résidence moyen mais pas excessif, qui permet de traiter l'eau du sol	1	moyen
< 1 % (texture sableuse)	TER1	Temps de résidence court optimal pour traiter l'eau du sol	2	effet aggravant négligeable

Tableau 19. Note < IPL > de l'effet de l'indice de plasticité sur les phénomènes de retrait et de gonflement qui influencent la circulation d'eau dans le sol, donc l'hydromorphie. Les notes IPL1, IPL2 et IPL3 sont valables pour les sols argileux, c'est-à-dire possédant une note d'humidité résiduelle TER3 et TER2. La note IPL4 est spécifique au sol sableux d'humidité résiduelle TER1.

Sol argileux plastique à très plastique	IPL3	0	Effet de gonflement et risque d'engorgement très important. Temps de stockage long dans le sol qui induit un risque de mauvaise aération du sol (colmatage et condition anaérobie). Effet de retrait fort mais qui ne compense pas le risque précédent.
Sol argileux non plastique	IPL2	1	Pas d'effet de retrait qui pourrait créer des chemins préférentiels de circulation d'eau dans le sol. Effet de gonflement et risque d'engorgement moyen.

Sol argileux peu plastique	IPL1	2	Effet de retrait modéré qui peut entraîner la formation de chemins préférentiels, associé à un temps de stockage moyen qui permet au sol d'affiner les EUT avec un risque de colmatage moins important.
Sol sableux (TER1) non plastique	IPL4	2	Cas d'un sol à texture sableuse qui fournit de bonnes conditions pour le développement des bactéries, donc la dégradation des matières organiques apportées par les EUT.

Tableau 20. Note sur l'effet de la teneur en carbonate sur la stabilité structurale et la porosité.

CACs			acidité	Effet sur la stabilité du sol	
absence	CACs3	pH eau du sol < 7 calcaire total < 2 %	sol acide	0	Effet positif négligeable
très faible à faible teneur	CACs2	calcaire total 2 à 10 % pH 7,5 à 8	sol neutre à très faiblement basique	1	Effet positif moyen
moyenne à très forte teneur	CACs1	10 à 55 % de CaCO_3 pH basique	sol basique	2	Effet positif important

Tableau 21. Note de sensibilité au tassement établi à partir de la figure 26.

assez forte à très importante	TAS3	0
modérée à assez forte	TAS2	1
faible à très faible	TAS1	2

Textures	Sensibilité au tassement					
	très faible	faible	modérée	assez importante	importante	très importante
Sable						
Limon léger						
Limon léger sableux						
Argile sableuse						
Argile lourde						
Sable limoneux						
Sable argileux						
Limon moyen						
Limon moyen sableux						
Argile						
Limon sableux						
Limon argileux						
Limon sablo-argileux						
Argile limoneuse						
Limon argilo-sableux						

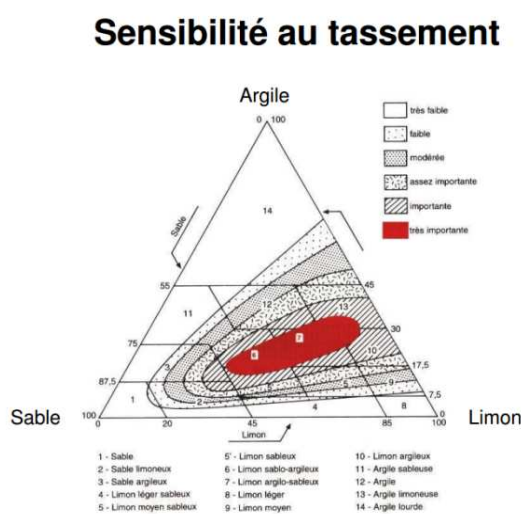


Figure 26. Diagramme et tableau de la sensibilité au tassement, par Rémy et Mathieu (1972).

Tableau 22. Note ACA et sa signification en lien avec la capacité d'adsorption du sol qui facilite les processus de dégradation et de minéralisation par les bactéries.

Intervalle	Classe	Code	Effet	Note
$0 < \text{ACA} < 3$	Inactive	ACA3	faible	0
$3 < \text{ACA} < 13$	Peu active à moyenne	ACA2	moyen	1
$13 < \text{ACA}$	Active à très active	ACA1	important	2

Tableau 23. Note de l'effet de la surface spécifique BMT (m^2/g) sur la capacité d'adsorption et sur la capacité d'échange cationique CEC (cmol/kg).

CEC / BMT 3	CEC (0 à 5) BMT (0 à 50)	0	CEC et BMT faible donc effet positif négligeable
CEC / BMT 2	CEC (5 à 10) BMT (50 à 100)	1	CEC et BMT moyenne donc effet positif moyen
CEC / BMT 1	CEC (> 10) BMT (> 100)	2	CEC et BMT élevée donc effet positif important

Tableau 24. Relation empirique $\text{CEC} = f(\text{BMT})$ en fonction de la classe texturale simplifiée, d'après la bibliographie (Nasri, 2013).

Classe texturale	BMT	CEC	$\text{CEC} = f(\text{BMT})$
Argile	150-250	4-60	$\text{CEC} = 0,560 \times \text{BMT} - 80$
Limon argileux	120-200	4-35	$\text{CEC} = 0,375 \times \text{BMT} - 40$
Limon	50-150	4-30	$\text{CEC} = 0,260 \times \text{BMT} - 9$
Limon sableux	50-100	3-25	$\text{CEC} = 0,440 \times \text{BMT} - 19$
Sable	10-50	2-17	$\text{CEC} = 0,500 \times \text{BMT} - 3$

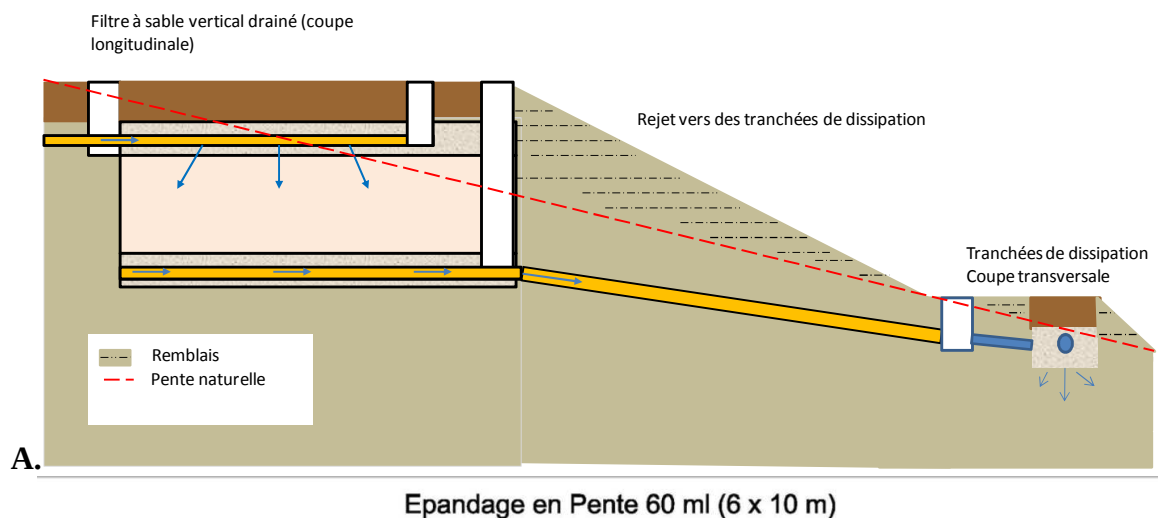
Tableau 25. La hauteur capillaire maximale (en mm) en fonction de la classe texturale du sol, d'après la bibliographie (Nasri, 2013). Le paramètre HCM est utilisé pour corriger le PHE mesuré.

No	Nom de la texture	HCM (mm)
1	Argile	400
2	Argile sableuse	300
3	Argile limoneuse	350
4	Limon sablo-argileux	250
5	Limon argileux	300
6	Limon fin argileux	320
7	Limon sableux	150
8	Limon	200
9	Limon fin	250
10	Limon ultra-fin	300
11	Sable	60
12	Sable limoneux	100

5.7. Utilisation du système de notation pour évaluer l'aptitude de quelques sols à l'ANC

Le système de notation est testé sur 3 prélèvements de sols de sites équipés d'ANC ancien à Chartrettes (Seine-et-Marne) et sur 5 prélèvements de sols de la REPF (dans l'Yonne) non équipés, dans le but d'obtenir une note d'aptitude pour les fonctions du sol utilisées en ANC. Une proposition de filière technique d'ANC pouvant être mise en place est faite à chaque fois, comme à la figure 27.

Une information contextuelle utile à connaître avant même de venir sur le terrain, mais qui ne dispense pas de rechercher le PHE de la parcelle, est la carte de remontée de nappe fournie par le BRGM qui nous donne la sensibilité de chaque site à cet aléa (figure 28).



Vue en plan :

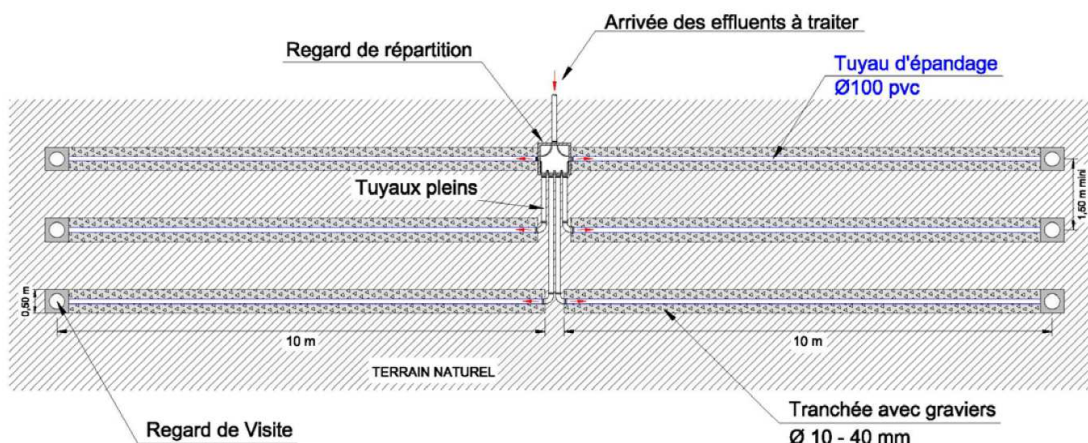


Figure 27. **A.** Projet d'installation d'ANC dans le cas d'une parcelle en pente. Dispositif : filtre à sable drainé vers une tranchée de dissipation avec rejet dans l'horizon superficiel (limon des plateaux). **B.** Schéma vu en plan d'un système d'épandage en pente.

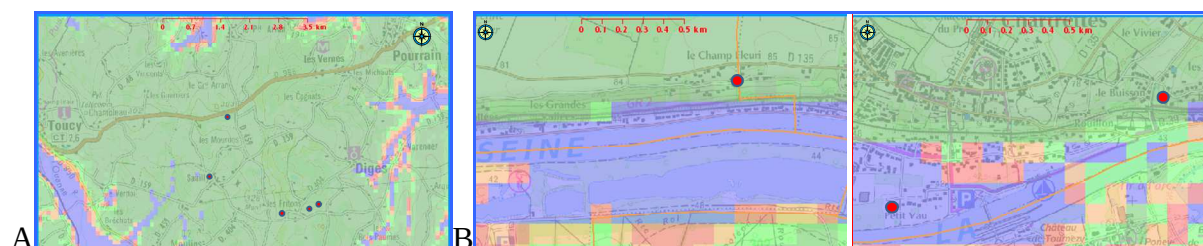


Figure 28. Carte de remontée des nappes, BRGM. **A.** Echelle = 3,5 km. Les sites de l'Yonne (5 points) sont en zone TFI (de sensibilité très faible à inexistante). **B.** Echelle = 0,5 km. Seine-et-Marne. À gauche, le site 23 est aussi situé en zone TFI ; à droite, le site 21 est situé en zone à sensibilité très élevée, la nappe affleurant, et le site 22 (ou 77 ME ANC 22) est en zone TFI.

Le détail de la procédure de notation pour 5 sites de la REPF dans l'Yonne est donné en annexe 8. Le tableau 26 présente les notes obtenues pour chaque fonction, sur chaque site.

Tableau 26. Notes obtenues pour chaque service rendu par le sol, filières réalisables et non réalisables, pour les sites 89 ME ANC 15, 16, 17, 18, 19.

Fonction	89 AU ANC 15	89 AU ANC 16	89 AU ANC 17	89 AU ANC 18	89 AU ANC 19
Traitement	Aa11 Très bonne aptitude (classe I)	Aa7 Très bonne aptitude (classe I)	Cc4 Sol inapte (classe V B)	Aa9 Très bonne aptitude (classe I)	Bc5 Sol inapte (classe V A)
Rejet superficiel	Ba4 Bonne aptitude (classe II A)	Ba6 Bonne aptitude (classe II A)	Cc4 Sol inapte (classe III B)	Ba5 Bonne aptitude (classe II A)	Cc4 Sol inapte (classe III B)
Rejet profond	Ba Bonne aptitude (classe I)	Ba Bonne aptitude (classe I)	Cc Sol inapte (classe III)	Ba Bonne aptitude (classe I)	Cc Sol inapte (classe III)
Affinage	Aa11 Très bonne aptitude (classe I)	Aa7 Très bonne aptitude (classe I)	Bc5 Sol inapte (classe V A)	Aa9 Très bonne aptitude (classe I)	Cc5 Sol inapte (classe V B)
Filières non réalisables	–	–	Lit et tranchées d'épandage, tertre d'infiltration, filtre à sable non drainé	–	Lit et tranchées d'épandage, tertre d'infiltration, filtre à sable non drainé
Filières réalisables	Toutes	Toutes	Filtre à sable drainé	Toutes	Filtre à sable drainé

Les sites 89 AU ANC 15, 89 AU ANC 16, et 89 AU ANC 18 montrent que ces sols ont une bonne aptitude pour les quatre services du sol : a priori, toutes filières ANC pourront y être mises en place. Cependant, il conviendra de tenir compte des paramètres environnementaux et de parcelle propres à chaque terrain (pente, captage à proximité, présence éventuelle d'une nappe, taille du terrain, etc.).

Sur les sites 89 AU ANC 17 et 89 AU ANC 19, les sols sont inaptes pour toutes les filières utilisant le sol en place, que ce soit pour l'épuration ou pour l'évacuation. Dans ce cas, la mise en place d'un filtre à sable drainé est possible en évacuant les eaux usées traitées vers un exutoire extérieur. Cependant, dans le cas où aucun exutoire extérieur n'est disponible, on pourra améliorer la conductivité hydraulique du sol peu perméable en place par ajout de grave.

Le détail de la procédure de notation pour les 3 sites de la commune de Chartrettes est donné en annexe 8. Le tableau 27 présente les notes obtenues pour chaque service du sol, sur chaque site.

Tableau 27. Notes obtenues pour chaque service rendu par le sol, filières réalisables et non réalisables, pour les sites 77 ME ANC 21, 22, et 23.

Fonction	77 ME ANC 21	77 ME ANC 22	77 ME ANC 23
Traitement	Ac10 Sol inapte (classe V A)	Ac9 Sol inapte (classe V A)	Bb5 ou Bc5 Aptitude médiocre (classe IV) à inapte (classe V A)
Rejet superficiel	Ba3 Bonne aptitude (classe II B)	Bb2 Bonne aptitude (classe II B)	Cb2 ou Cc2 Sol inapte (classe II B)
Rejet profond	Bc Sol inapte (classe III)	Bc Sol inapte (classe III)	Cb ou Cc Sol inapte (classe III)

Affinage	Aa10 Très bonne aptitude (classe I)	Aa10 Très bonne aptitude (classe I)	Cb5 Sol inapte (classe V B)
Filières non réalisables	Lit et tranchée d'épandage filtre à sable non drainé.	Lit et tranchée d'épandage, filtre à sable non drainé, tertre d'infiltration	Lit et tranchée d'épandage, massif filtrant non drainé, tertre d'infiltration
Filières réalisables	Tertre d'infiltration, massif filtrant drainé	Massif filtrant drainé avec évacuation par tranchée de dissipation	Filtre à sable drainé avec évacuation dans un exutoire extérieur

5.8. Prototypage de SIG et intégration d'indicateurs physico-chimiques et socio-techniques

La gestion de l'ANC relève des services publics créés par les communes (SPANC*). Les choix, faits au cas par cas pour chaque parcelle privée, sont contraints en premier lieu par des textes réglementaires et par la nature des sols : la gestion devrait donc être territorialisée selon des limites administratives et foncières mais aussi géo-pédologiques. L'aptitude des usagers au pilotage des fonctions du sol est aussi à prendre en compte via les questions-indicateurs. Le but est de réunir pour un lieu donné des informations d'origine diverse et d'en tirer un diagnostic d'acceptabilité pratique et sociale de l'ANC, en laissant une part d'interprétation à l'utilisateur. On s'est donc orienté vers un SIG avec une architecture de type webmapping. On sera ainsi en mesure de coupler des données existantes, aux propriétés (résolution, incertitude, couverture) aussi différentes que le raster de géologie (figure 29), le cadastre (figure 36-A) ou le schéma directeur d'assainissement, qui existent sur l'ensemble d'un territoire d'étude sub-départemental, avec des données-indicateurs à acquérir au cours du temps (échantillonnage par prélèvements et enquêtes) en phase d'exploitation du SIG.

L'outil du bilan combiné (géologie + cycle de l'eau) peut se contenter, comme information sur les terrains, d'utiliser les données du système InfoTerre maintenu par le BRGM. Cependant, les discussions entre les acteurs révèlent la nécessité d'une cartographie des terrains plus précise que la carte géologique du BRGM ou que les cartes qui en dépendent, comme c'est encore le cas des cartes pédologiques en France, en général.

La première étape du développement du SIG-ANC a donc été de croiser des couches de données relevant de la géomorphologie (géologie, topographie, hydrographie) afin de réaliser une cartographie détaillée d'un type de sol non pris en compte par la carte du BRGM ni par la carte pédologique disponible pour l'Yonne.

Ce type de sol (figure 30) est une colluvion qui est localisée aux endroits de forte pente des versants des thalwegs creusés à travers le plateau calcaire du Portlandien (J9) : les aires susceptibles d'être occupées par ces colluvions de J9 correspondent aux pentes supérieures à 8° (valeurs moyennes par cellule de 25 m x 25 m). Cette carte intégrant plusieurs critères permet de localiser l'existence probable de la colluvion dans les vallons sur le bassin versant de l'Ouanne et du ru de Baulche (figure 31). Des profils transversaux aux cours d'eau aident à visualiser la morphologie locale, par exemple au voisinage du site pilote (figure 33 et figure 34). Sur la carte, les dépôts de cette colluvion cachètent l'interface (figure 32) entre la couche inférieure du calcaire et le toit des marnes du Kimméridgien (J8), interface où le contraste de perméabilité produit une ligne d'émergence de l'eau souterraine (figure 35) qui a longtemps favorisé l'habitat en hameaux.

Ce sol a été démontré apte au rejet des EUT par infiltration en profondeur ainsi qu'à l'affinage* en ANC, à la fois de façon expérimentale sur le site pilote et au moyen du système de notation. Mais le fait que la note d'un sol conduise à le classer apte au service (traitement, rejet superficiel ou profond, affinage*) ne doit pas faire oublier les contraintes réglementaires telles que les distances d'exclusion (figure 36-B). Dans un SIG, ces contraintes sont les premières à prendre en compte pour ne pas se poser des questions inutiles si les pré-requis ne sont pas réunis. Un questionnaire composé de 26 questions factuelles (annexe 7) est soumis en ligne à l'utilisateur, seul à même de fournir des informations plus précises permettant de mieux délimiter la surface disponible, et un outil en ligne est prévu pour l'ajout d'éléments d'occupation du sol par l'utilisateur du SIG.

La deuxième étape du développement du SIG-ANC a donc été de créer un outil de calcul des surfaces disponibles pour l'ANC sur une parcelle cadastrale ou un groupe de parcelles (figure 37), et de visualisation en ligne par l'utilisateur (figure 36-A). On a illustré par une animation vidéo le fonctionnement du prototype de l'outil SIG sur un territoire où des indicateurs sont mesurés, celui de la Régie des eaux de Puisaye-Forterre (plus de 100 communes, échelle sub-département).

Les notes des deux types d'indicateurs, physico-chimiques et sociotechniques, peuvent être croisées avec les conditions de la parcelle pour obtenir une note d'aptitude SPU qui aidera les collectivités et les organes de financement à planifier la gestion de l'ANC. Le produit final est un arbre de décision SPU (tableau 28) qui répond pour les 4 services attendus à la question : « ce service peut-il être rendu par ce sol étant donné son aptitude et celle de cet usager ? ». On procède dans un ordre croissant d'exigence à l'égard de l'aptitude de l'utilisateur. Le traitement (T) est d'abord testé, en faisant l'hypothèse que c'est la mode la plus robuste et qu'il ne nécessite pas un usager plus éclairé que la moyenne en termes de gestion d'ANC ou de comportement à la consommation. Puis Rp est testé, puis Rs est considéré comme un pis-aller. L'affinage A est testé en complément des deux modes de rejet dans le cas où le niveau d'aptitude exigé de la part de l'utilisateur n'est pas satisfait, en supposant qu'une bonne aptitude du sol à l'affinage est un bonus qui compense l'insuffisance de l'utilisateur et permet finalement le rejet. Il reste une classe d'aptitude à l'affinage ambiguë qui ne permet ni d'autoriser ni d'exclure le rejet testé : dans ce cas, le test renvoie à l'aptitude insuffisante de l'utilisateur qui doit alors être améliorée par une formation, ou compensée par un suivi spécifique du SPANC.

La mise en œuvre d'un SIG participatif sur le web apparaît finalement comme le meilleur moyen pour acquérir les indicateurs sociotechniques via des formulaires en ligne et intégrer l'ensemble des indicateurs et conditions. Le caractère participatif du SIG et son utilisation pour communiquer sur le bilan combiné du territoire lui confèrera un grand rôle dans l'élaboration d'une communauté d'acteurs.

L'outil pourra servir pour des opérations de gestion telles que : pour orienter une campagne de travaux d'installation ou de réhabilitation d'ANC, financée par l'Agence de l'Eau, on a besoin de cartographier dans un territoire les surfaces où un ensemble de facteurs favorables sont réunis ; pour évaluer l'impact de l'ANC sur un petit cours d'eau, on peut faire une carte et un inventaire des installations d'ANC présentes sur son bassin versant ; pour assister un particulier, on souhaite extraire les informations au moyen d'une interrogation par parcelle cadastrale.

Tableau 28. Arbre de décision SPU. L'aptitude au service attendu (influent sur la filière d'ANC à installer) découle de la classe d'aptitude du sol et de la parcelle à rendre le service testé, puis elle est conditionnée par l'aptitude de l'utilisateur. Dans l'ordre, si T est possible, la décision est prise, sinon tester Rp, sinon tester Rs. Le service A vient en compensation d'une aptitude usager insuffisante dans le test Rp ou Rs, ou alors il faut améliorer celle-ci par une formation ou un suivi. Le cas sans solution existe si le couplage sol-parcelle est incapable de rendre les 4 services.

1	Tester d'abord Traitement	T-eu	Classes I à III Aptitude usager non limitante OUI	Classe IV Aptitude usager M exigée Sinon Tester Rejet en profondeur	Classes V-A et V-B Qqs Aptitude usager : Alors Tester Rejet en profondeur
2	Si Tester Rejet en profondeur	Rp-eut	Classe I Aptitude usager M exigée OUI	Classe II Aptitude usager F exigée Sinon Tester Affinage	Classe III Qqs Aptitude usager : Alors Tester Rejet superficiel
3	Si Tester Affinage	A-euti	Classes I à III Alors OUI à Rp-eut Classe II ou Rs-eut Classe II-B	Classe IV Sans conclusion Aptitude usager à améliorer	Classes V-A et V-B Alors NON à Rp-eut Classe II ou Rs-eut Classe II-B
4	Si Tester Rejet superficiel	Rs-eut	Classe I et II-A Aptitude usager F exigée OUI	Classe II-B Aptitude usager TF exigée Sinon Tester Affinage	Classe III Qqs Aptitude usager : Sans solution

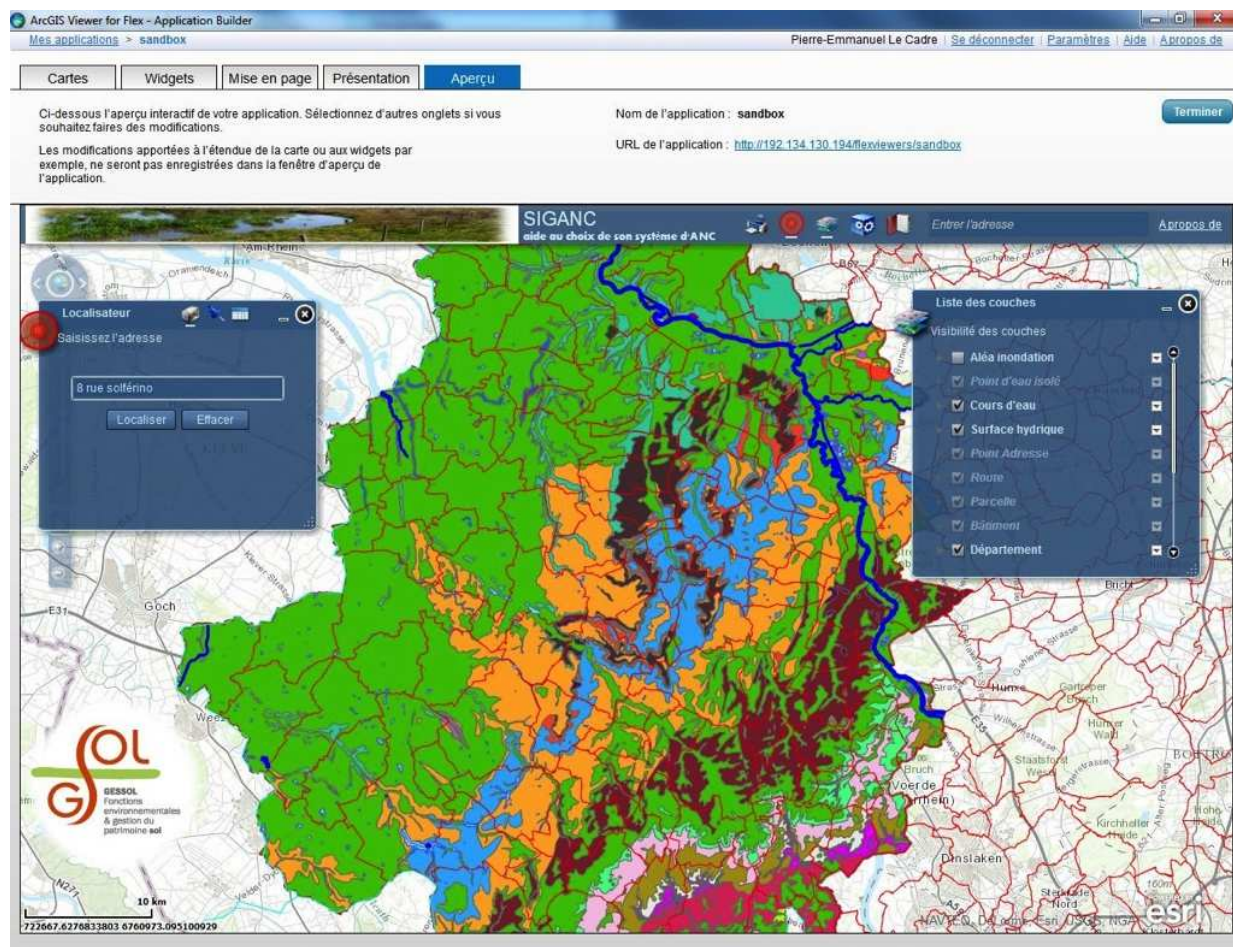


Figure 29. Interface utilisateur du SIG-ANC : localisateur, liste des couches disponibles, etc. Couche affichée : carte géologique du BRGM (BD Charm). Outil SIG développé à l'ESGT (Cnam) avec le soutien de GESSOL, avec une application propriétaire Esri pour le webmapping.



Figure 30. La formation superficielle et le sol sur un site identique au site pilote. Une colluvion constituée de toutes les fractions d'éléments calcaires, depuis les blocs et les cailloux jusqu'à une matrice argilo-limoneuse. En plus, sur le site pilote, se trouve une couche de remblai historique.

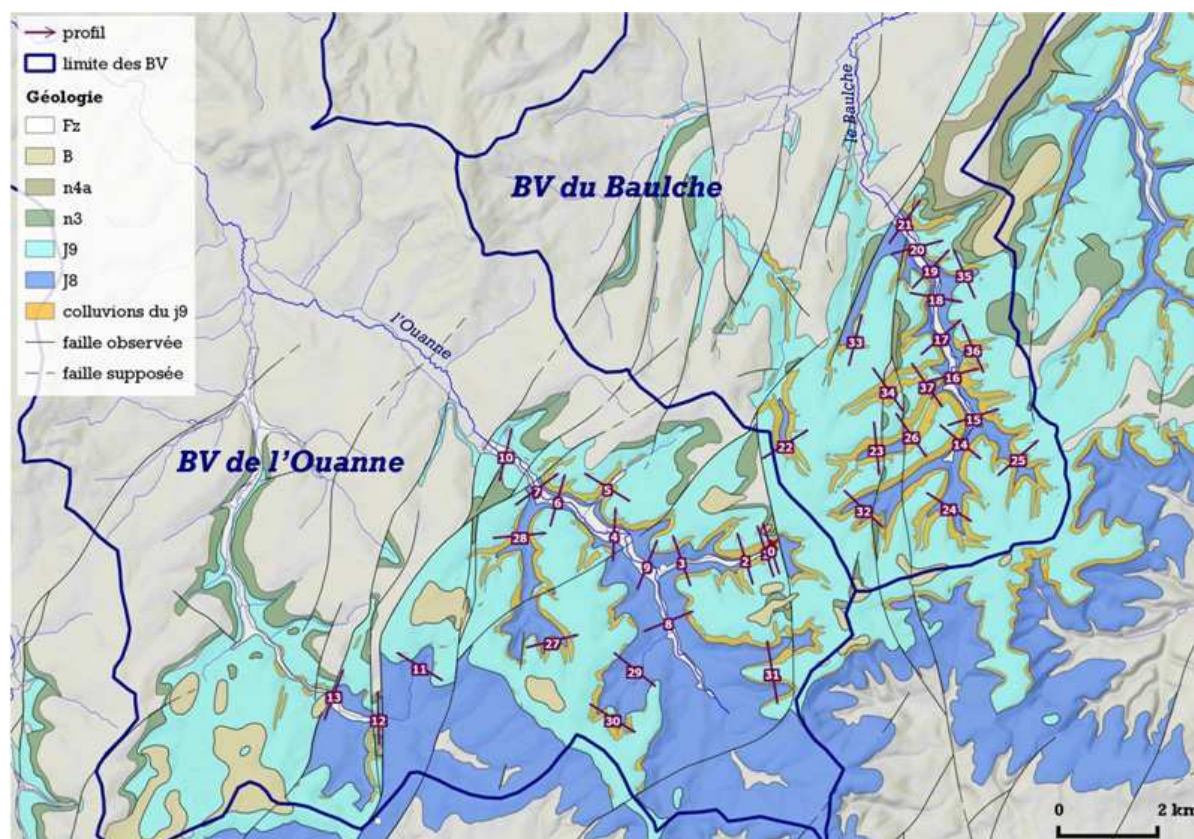


Figure 31. Cartographie potentielle d'une formation superficielle inconnue sur la carte du BRGM : la colluvion ancienne des thalwegs creusés dans le plateau calcaire portlandien (J9), sollicitée en ANC par un habitat dispersé. Carte intégrée des critères pour localiser la colluvion sur les bassins versants de l'Ouanne et du Baulche. Les aires de pente supérieure à 8° (valeur de pente moyenne par cellule de 25 m x 25 m) sont susceptibles d'être occupées par la colluvion. Des coupes transversales aux cours d'eau sont tracées en couleur prune.

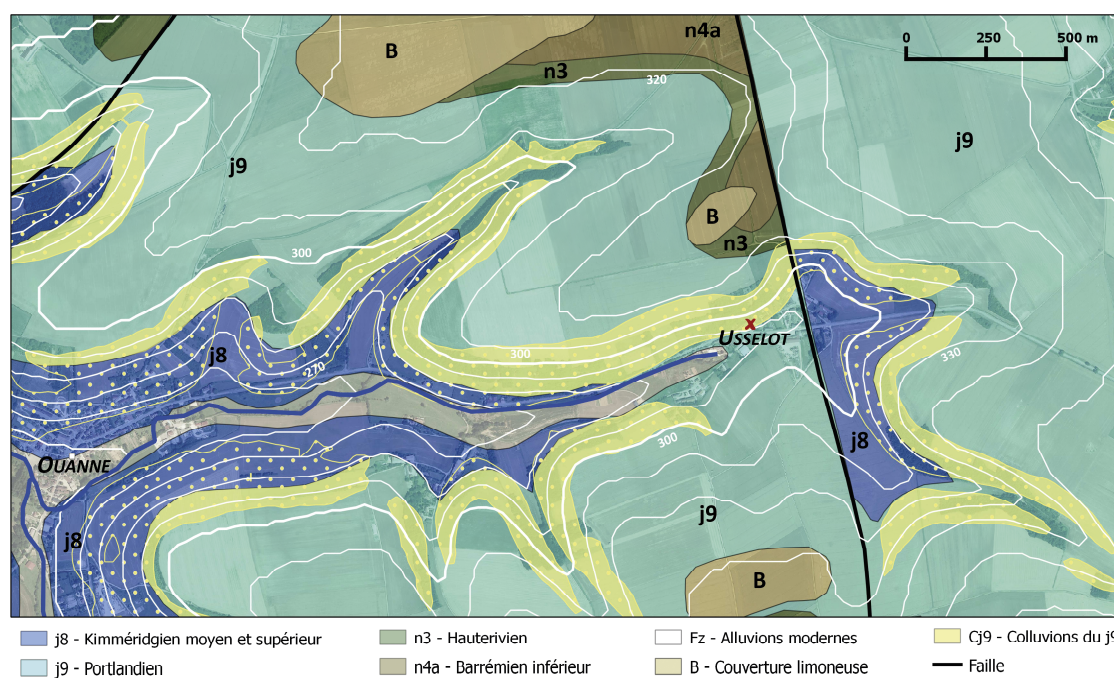


Figure 32. Distribution potentielle de la colluvion du j9. Superposition de la géologie, de l'ortho-photo et des courbes de niveau. En points jaunes, le recouvrement du j8 par la colluvion issue du j9.



Figure 33. Contexte immédiat du site pilote (point rouge). Superposition de la géologie, de l'ortho-photo et des courbes de niveau, des zones de pente > 8° (4 intervalles) et des aires boisées (en vert kaki superposé aux pentes fortes). La croix noire localise le talus de J9 en place sur le versant opposé au site pilote. Trois profils (en rouge) sont tracés à la figure suivante : le premier passe par le site pilote, puis les deux autres sont décalés vers l'aval (à gauche).

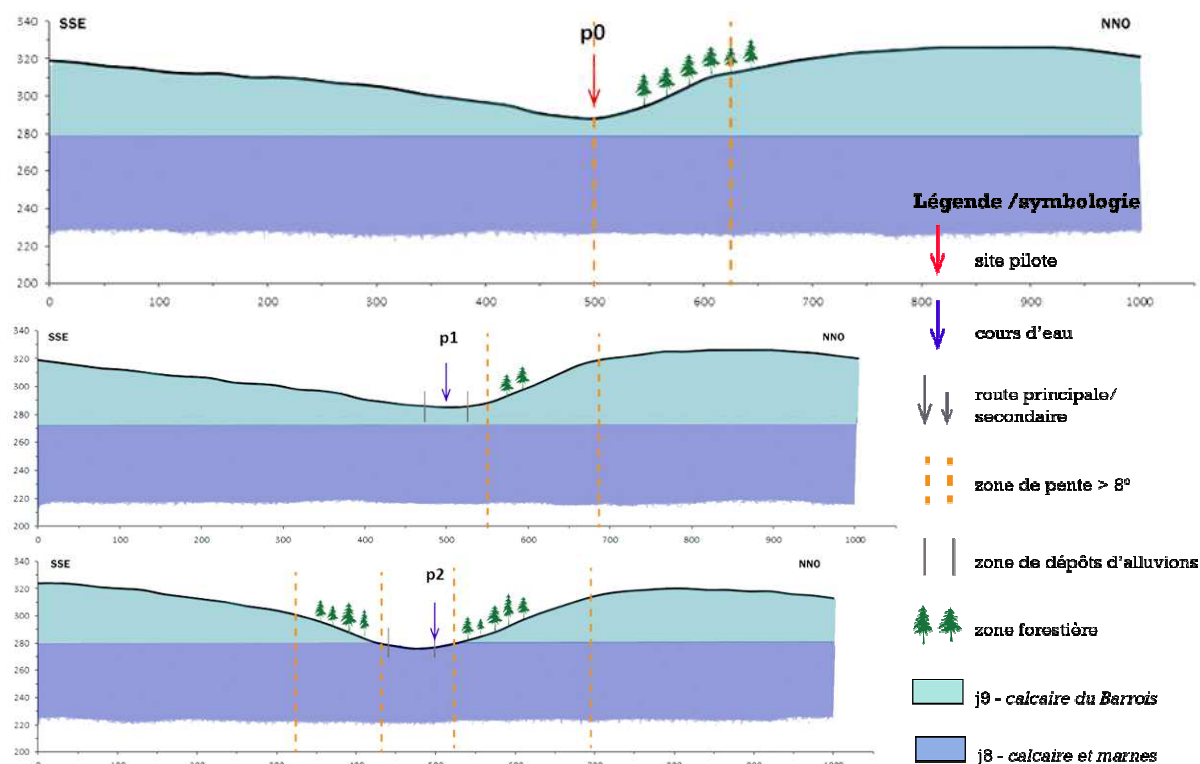


Figure 34. Profils des 3 coupes transversales tracées sur la carte des critères à la figure 60 : au site pilote p0, un peu en aval p1, et à quelques centaines de mètres en aval p2. Légende : les traits discontinus orange indiquent sur chaque versant l'intervalle où la colluvion est susceptible d'exister.

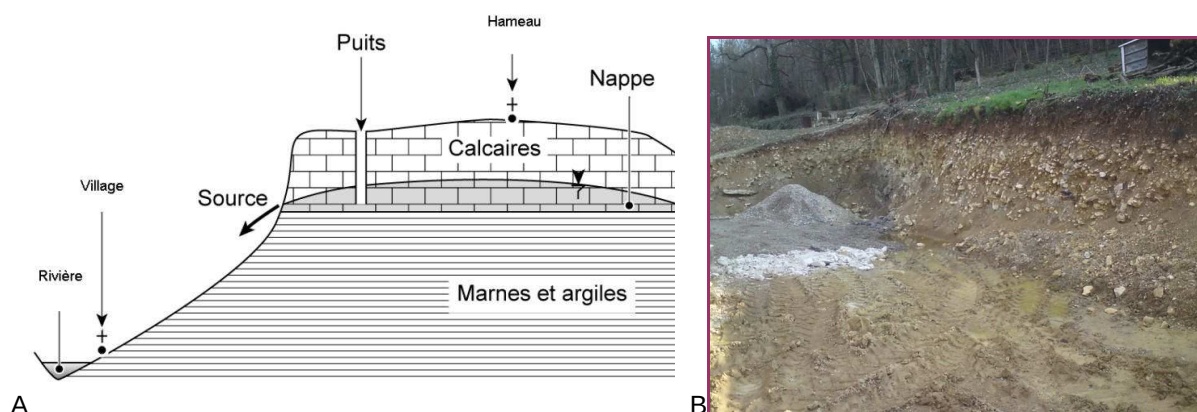
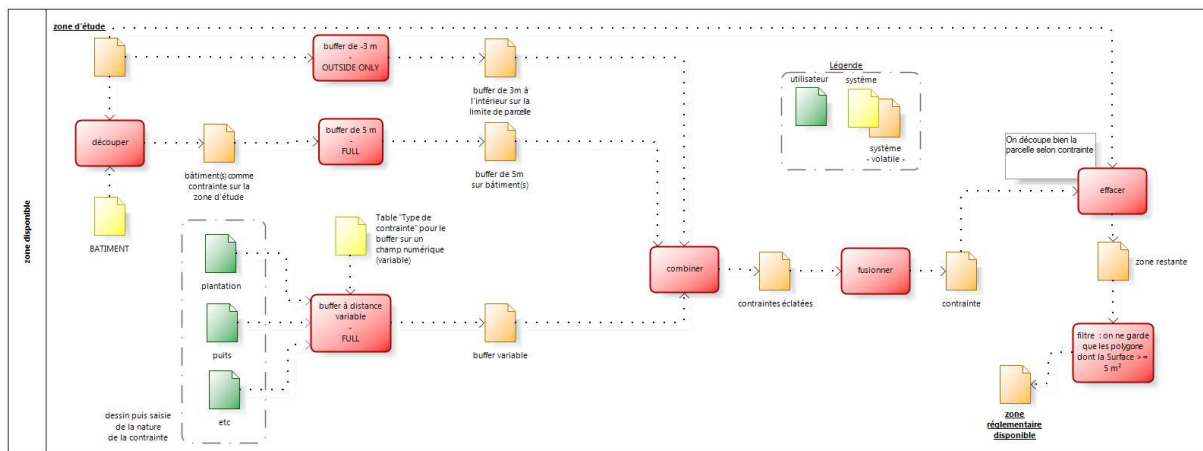
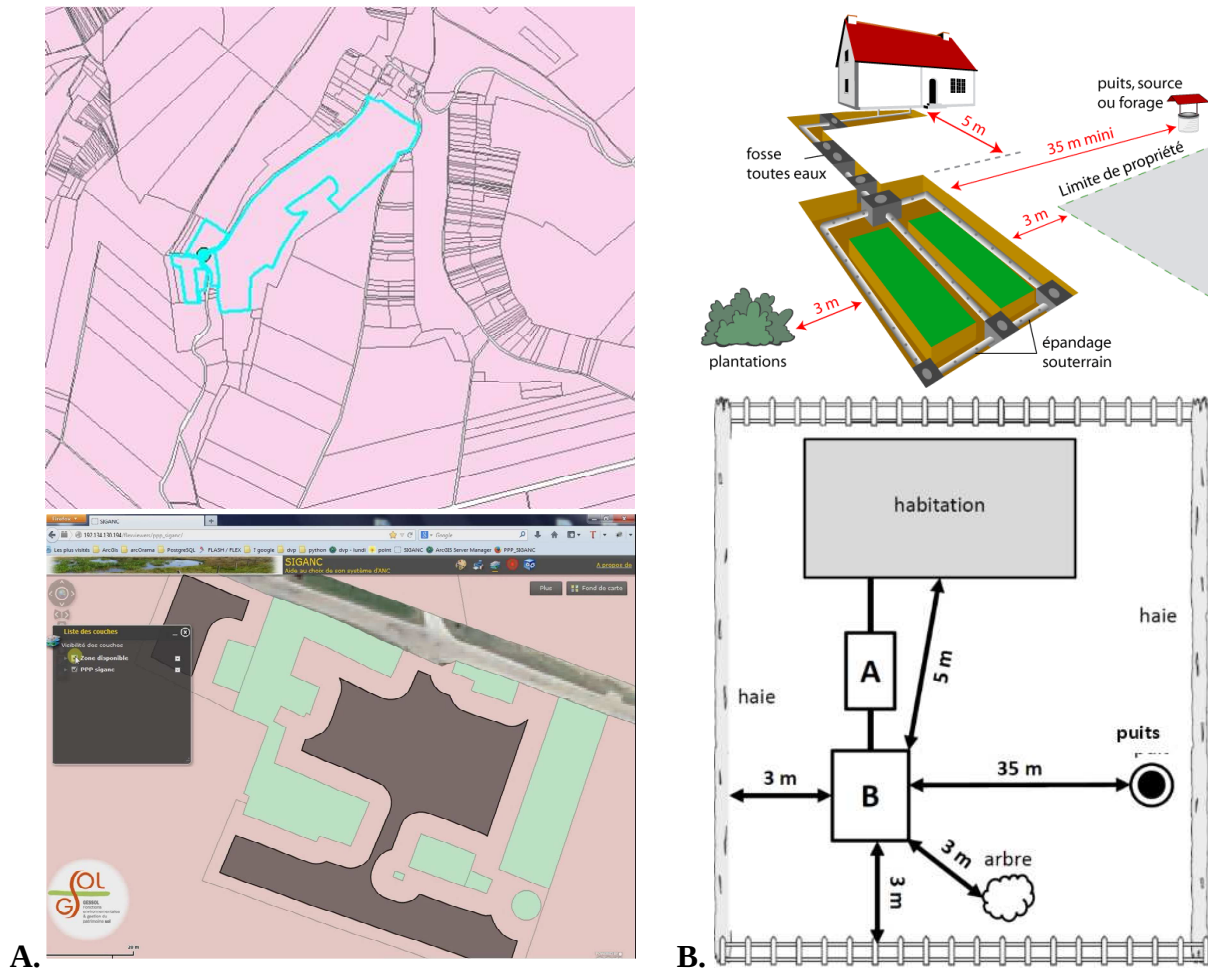


Figure 35. **A.** Schéma du contexte géologique du site pilote et des colluvions. Habitat dispersé entre le village (Ouanne dans ce cas) et l'émergence au contact du calcaire du Portlandien sur les marnes grises du Kimméridgien. **B.** Photo de la colluvion du Portlandien au contact des marnes grises.



5.9. Apport de l'expérimentation à la compréhension de la fonction évacuation du sol sous ANC : hétérogénéité du sol, fonctions de pédotransfert et écoulement préférentiel

L'expérimentation sur le site pilote a mis en évidence le rôle des paramètres de la texture et de son hétérogénéité dans les fonctions du sol : la présence de cailloux engendre un type d'écoulement préférentiel qui, en court-circuitant la matrice du sol, est favorable à l'évacuation et défavorable à l'affinage*. Le site pilote a donc contribué à identifier les indicateurs d'aptitude à l'ANC et ceci non seulement dans le cas des sols homogènes mais aussi dans celui des sols hétérogènes, autant dire dans le cas général.

Dans la littérature, les études sur le mouvement des bactéries à travers le sol, menées sur le terrain, ont démontré un mouvement rapide et une concentration élevée de bactéries dans les eaux infiltrées. Les phénomènes observés seraient dus à l'écoulement préférentiel dans des macropores (fissures ou fractures, galeries de vers). L'écoulement préférentiel est souvent invoqué pour répondre à des observations surprenantes, mais il est peu étudié en tant que tel : nous avons fait une étude spécifique de ce phénomène dans le sol du site pilote. Pour le décrire (Allaire et al., 2009), nous avons utilisé trois techniques : (i) observation de la fouille, la plus directe ; (ii) comparaison des conductivités hydrauliques mesurées in situ dans la fouille avec celles prédites par les Ks-FPT ; (iii) analyse de la distribution spatiale de la teneur en eau et du potentiel matriciel suivis en continu dans le sol.

L'observation de la structure du sol varie de l'échelle microscopique (MEB) à celle des profils et de la surface du sol (visuel, photographie). Ainsi, une observation directe au fond de l'excavation pendant une période pluvieuse a permis de visualiser des filets d'eau ayant un débit remarquable en trois points aux parois situées à l'amont de la fouille et de l'écoulement souterrain.

Pour chacune des Ks-FPT, les 15 valeurs de Ks prédites varient peu parce que la texture de la matrice fine est plus ou moins homogène. En revanche, la variabilité spatiale des 15 valeurs (figure 20) mesurées par l'appareil de Guelph sur le terrain est remarquable (coefficient de variation 100 %). Elle ne suit aucun ordre apparent et elle est attribuée à la variation de la quantité, la forme et l'emplacement des cailloux dans le sol de chaque échantillon, qui crée une porosité structurale supplémentaire (figure 38). Cette variabilité de la conductivité donnée par l'appareil de Guelph se retrouve dans d'autres sols, notamment dans les sols urbains, dont un représentant a été testé à l'échelle métrique pendant le projet (figure 39). La corrélation trouvée entre les Ks mesurées et les fractions R_w des cailloux, démontre l'effet positif de la quantité des cailloux dans le sol sur la conductivité hydraulique du sol. La variabilité spatiale de Ks révèle donc la distribution hétérogène des macropores (fraction des cailloux) dans le sol. Les valeurs mesurées de Ks sont deux ordres de grandeur en excès sur celles prédites pour la matrice, ce qui indique l'existence de chemins préférentiels dans le sol. L'existence de la fraction d'argile, avec alternance de séchage et humidification, mène à la construction d'agrégats et d'espaces lacunaires ou fissures (figure 40) constituant un autre niveau de macropores de la porosité structurale. Enfin, l'acidité des eaux usées elle-même provoque une évolution de la texture d'un sol argileux (Hamdi et al., 2008). Un outil de modélisation statistique de la géométrie du réseau des fissures en familles 3D a été élaboré pendant le projet (Bensalah, 2012).

La troisième technique pour identifier les écoulements préférentiels repose sur la comparaison des chroniques de la teneur en eau et de succion et l'analyse de leur variation spatiale sur le site pilote. En période pluvieuse, alors que la distribution de la pluie est assez uniforme sur la surface de la parcelle, la réaction des sondes à l'infiltration de la pluie n'est pas homogène et il est possible d'identifier des groupes de tensiomètres selon leur réaction (figure 41 et figure 43). Nous avons interprété cette hétérogénéité par l'existence de chemins préférentiels. Les observations sur les signaux enregistrés par les capteurs révèlent le régime hydrodynamique spécifique qui sollicite le sol sous le dispositif, régime intermittent voire cyclique (figure 42, figure 44 et figure 45).

L'hétérogénéité de l'écoulement dans le sol, ici démontrée à l'échelle d'une fouille (5 m x 5 m) dans une colluvion et d'une parcelle (32 m x 32 m) de sol urbain, explique la variabilité des résultats des mesures de conductivité hydraulique sur une parcelle en général. Une conséquence importante est la difficulté d'évaluer l'aptitude du sol à l'ANC sur ce critère. En effet, les méthodes d'infiltrométrie ont été développées pour les sols homogènes et ne considèrent pas l'effet de l'hétérogénéité et des macropores dans le sol. Nous avons testé plusieurs types d'essais d'infiltration (figure 46) et choisi le Guelph comme le plus représentatif du régime hydraulique dans le sol sous un ANC (figure 47 et figure 48) et pour sa moindre sensibilité aux macropores.

La procédure de sélection de la meilleure fonction de pédotransfert pour un sol donné (figure 49, résultant de la méthodologie de la figure 23 et figure 24) est un moyen puissant de le caractériser et

est applicable à tous les types de sols. Le sol du site pilote est caractérisé et même modélisé par ces fonctions. D'autres sols pourront faire l'objet de cette procédure et les meilleurs couplages sélectionnés seront conservés dans la base de données interne du SIG. Une méthode est ainsi disponible pour évaluer K_s à partir de la caractérisation d'un sol au laboratoire après prélèvement à la tarière sur chantier, sans réaliser de nouveau des essais in situ d'infiltration (ou avec très peu, juste pour vérifier dans le cas d'un chantier groupé de nombreux propriétaires).

L'existence d'une relation hydraulique entre la surface du sol et la nappe a été démontrée sur le site pilote grâce à l'effet de l'infiltration de l'eau de pluie sur la recharge de la nappe et grâce au suivi des cycles de pompage-arrosage de la pelouse à partir du puits. La nappe ne réagit pas à une averse ponctuelle et de faible intensité. Elle ne réagit pas non plus aux cycles d'activité des eaux usées, bien visibles sur certains tensiomètres pendant la même période sèche de 4 jours (figure 45 et figure 50). Cela confirme notre hypothèse que la surveillance du niveau de la nappe dans un puits, même très proche, n'est pas un bon moyen d'étudier le fonctionnement hydraulique du dispositif d'ANC et du sol sous-jacent. Avant le transfert à la nappe, il y a l'évacuation par infiltration et c'est elle qui doit être suivie.

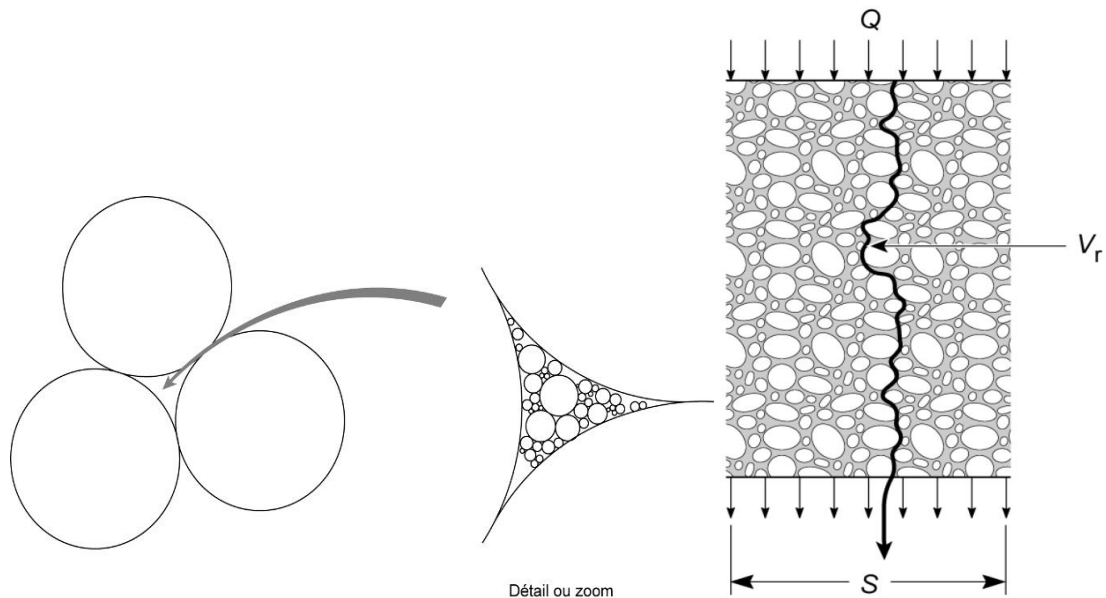


Figure 38. Un remplissage incomplet de la porosité ou un emballage imparfait des cailloux par la matrice du sol, ainsi que le retrait différentiel en présence d'argile et de cailloux, crée des chemins préférentiels de flux dans le sol.

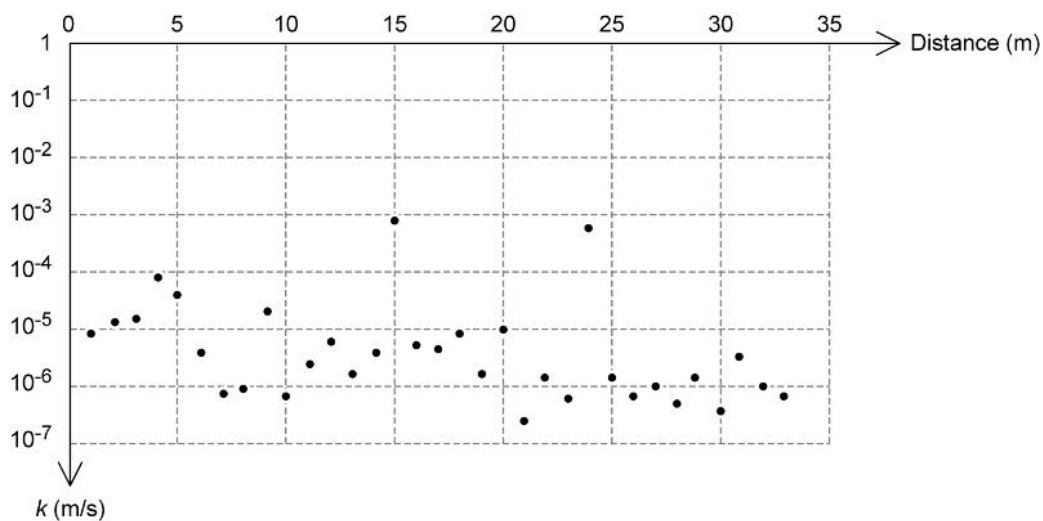


Figure 39. Valeurs de la conductivité hydraulique K_s mesurée par 33 essais Guelph espacés de 1 m le long d'une ligne sur un sol urbain. Thèse de B. Salavati, 2012.

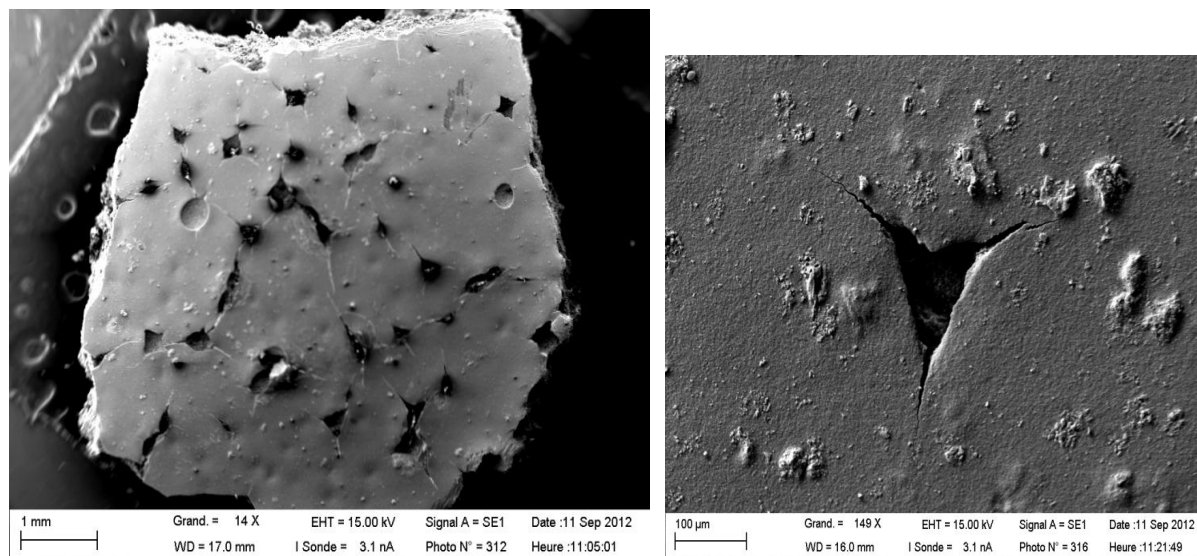


Figure 40. Sur les images de la matrice (particules < 80 microns mises en suspension puis sédimentées) prises au MEB sont mises en évidence des fissures de retrait de l'argile en forme d'étoile avec des angles de 120° , comme cité par Hénin (1976), dues au séchage du sol.

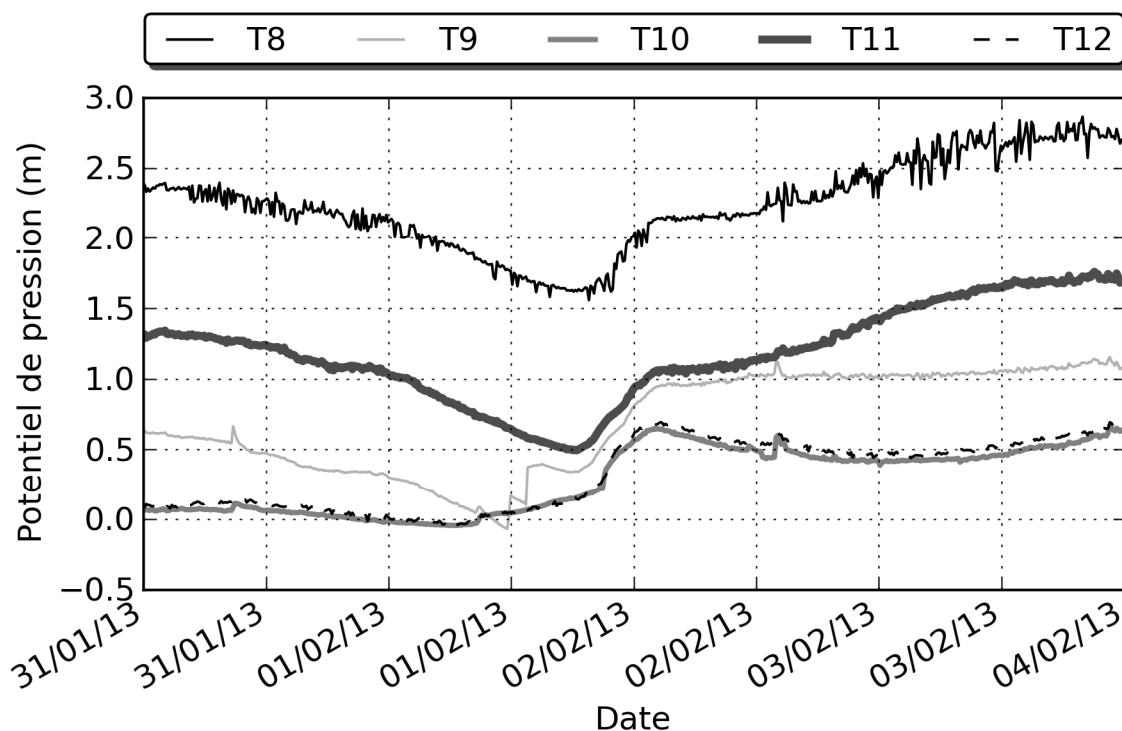


Figure 41. La variation du potentiel (m) du sol à 120 cm de profondeur, période pluvieuse.

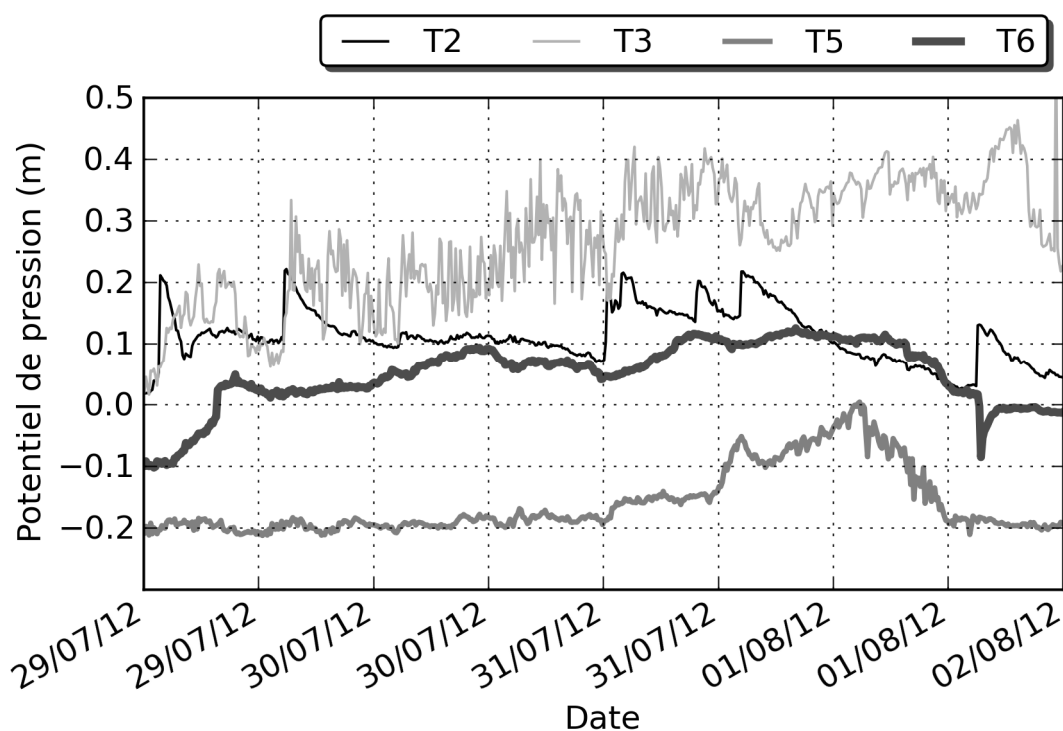


Figure 42. La variation du potentiel (m) du sol à 160 cm de profondeur, période sèche.

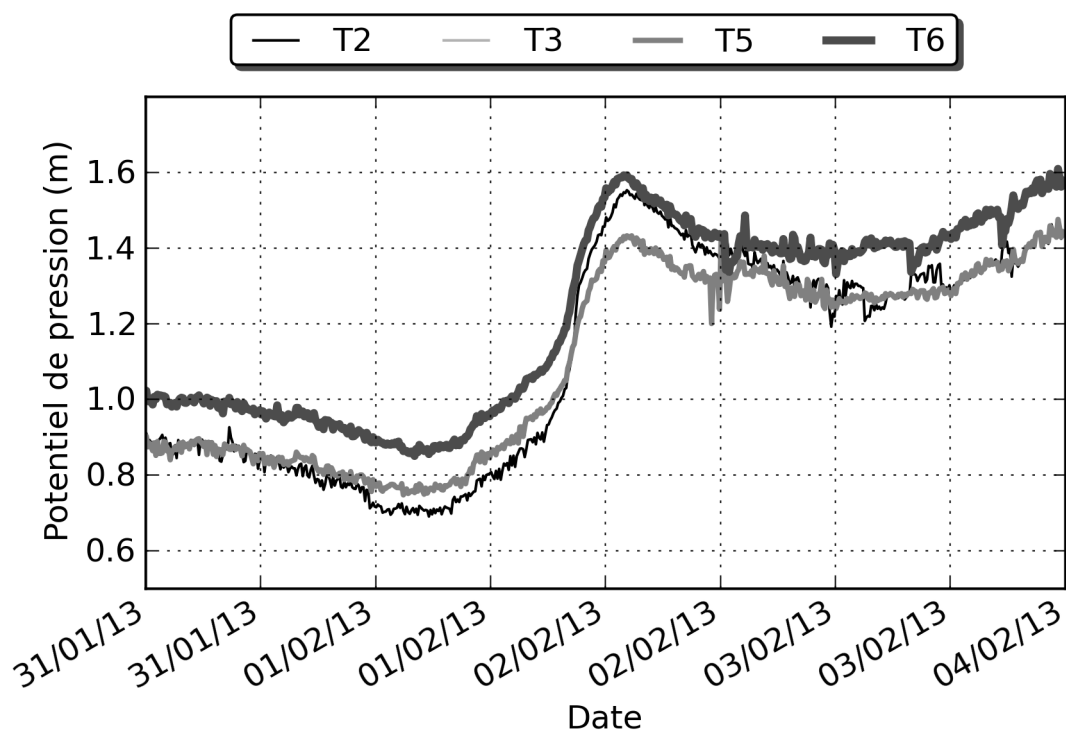


Figure 43. La variation du potentiel (m) du sol à 160 cm de profondeur, groupe G₁, période pluvieuse.

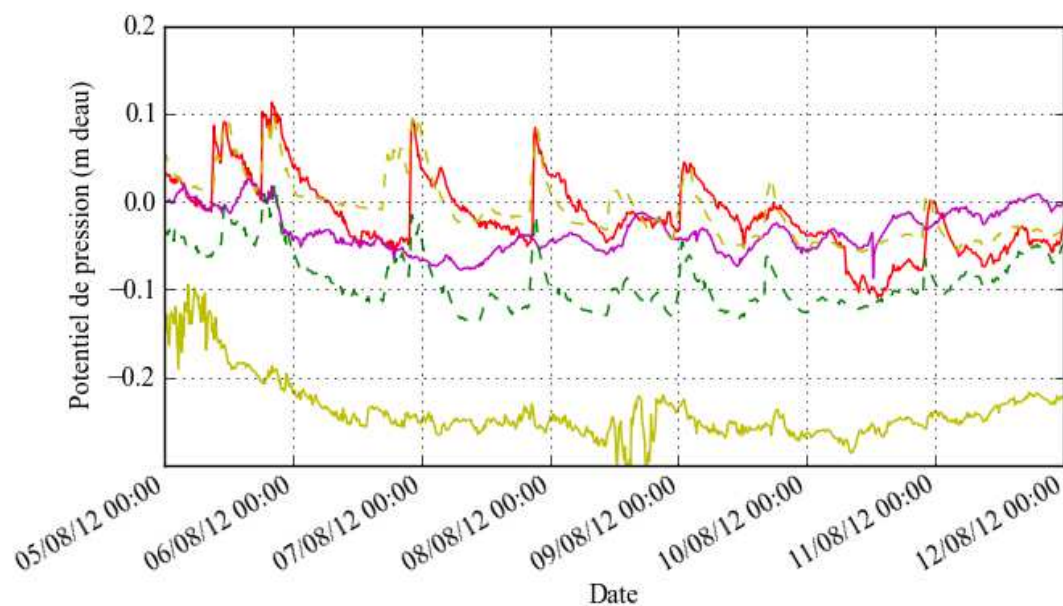


Figure 44. Évolution temporelle des potentiels de pression mesurés par T2, T5, T6, T10 et T12 pour la semaine du 5 au 12 août 2012 (cf. figure 11-A pour la légende).

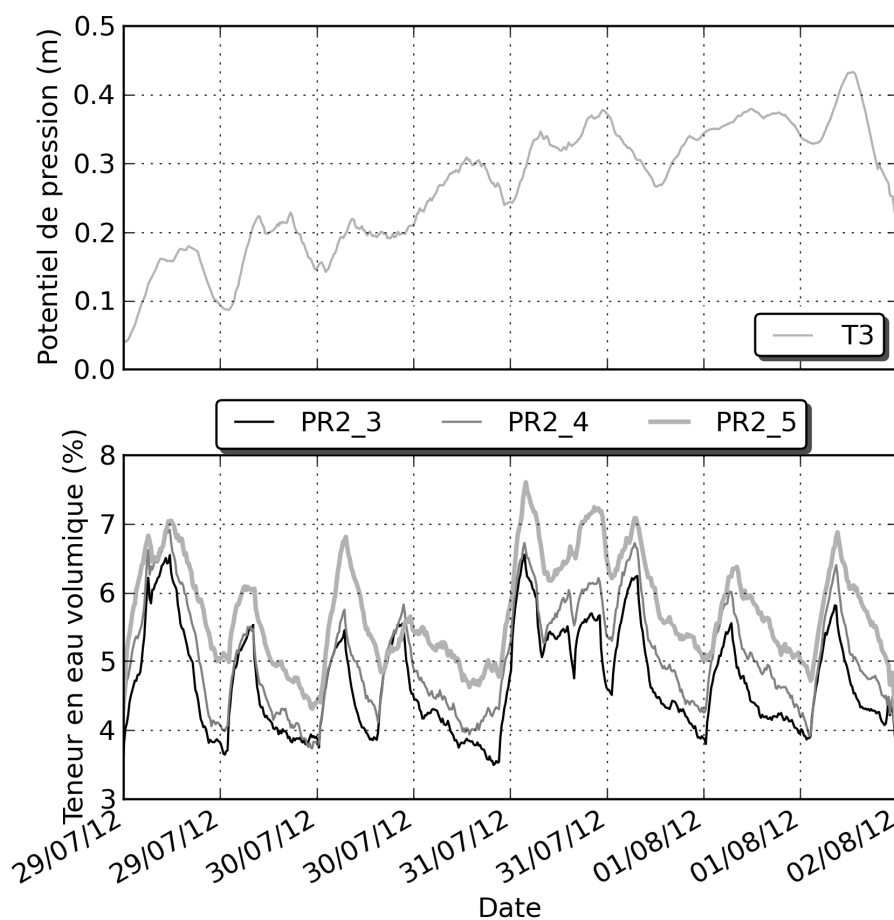


Figure 45. Enregistrement continu de la teneur en eau et du potentiel sur 4 jours pendant la période sèche. La variation de la teneur en eau à 3 profondeurs dans PR2 et du potentiel (T3) du sol dans la maille numéro 2 (moyenne mobile sur 3 heures) est cyclique, comme le rejet des eaux usées.



Figure 46. Tests des protocoles d'infiltration : au centre, l'essai Porchet, à droite l'essai Guelph.

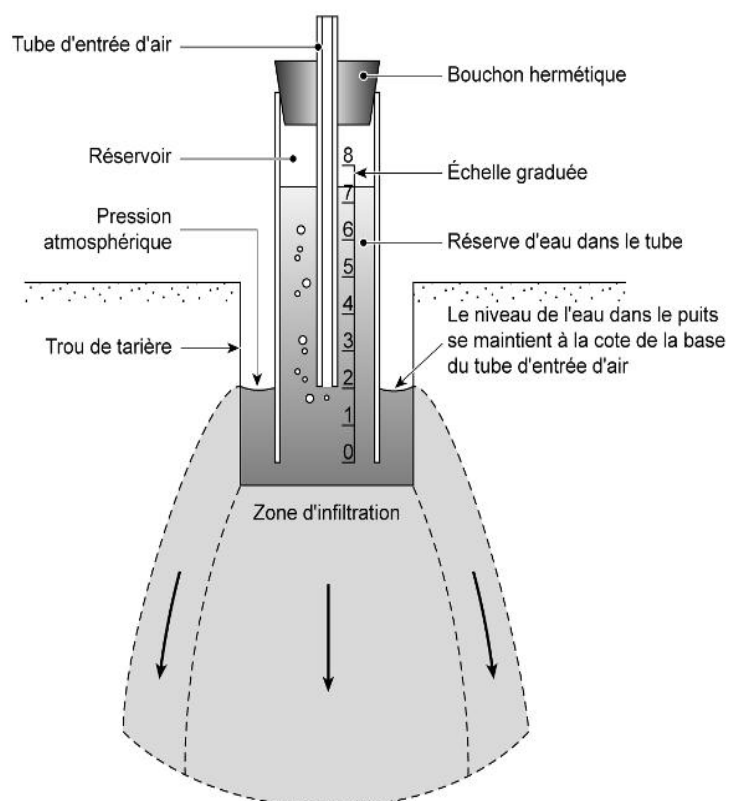


Figure 47. Bulbe d'infiltration en forme de jupe créé par l'appareil de Guelph lors d'une mesure de la conductivité hydraulique du sol.

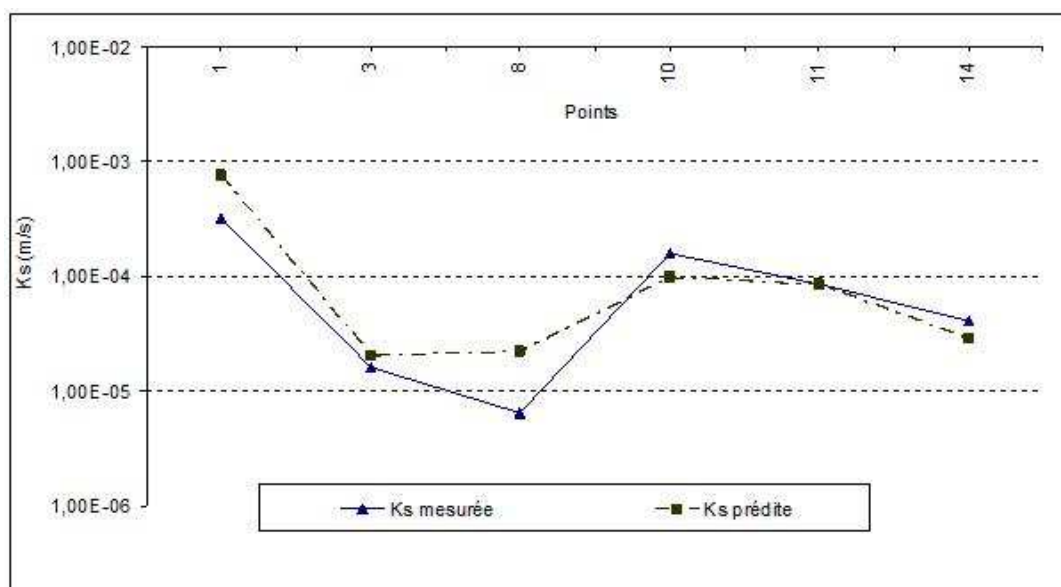
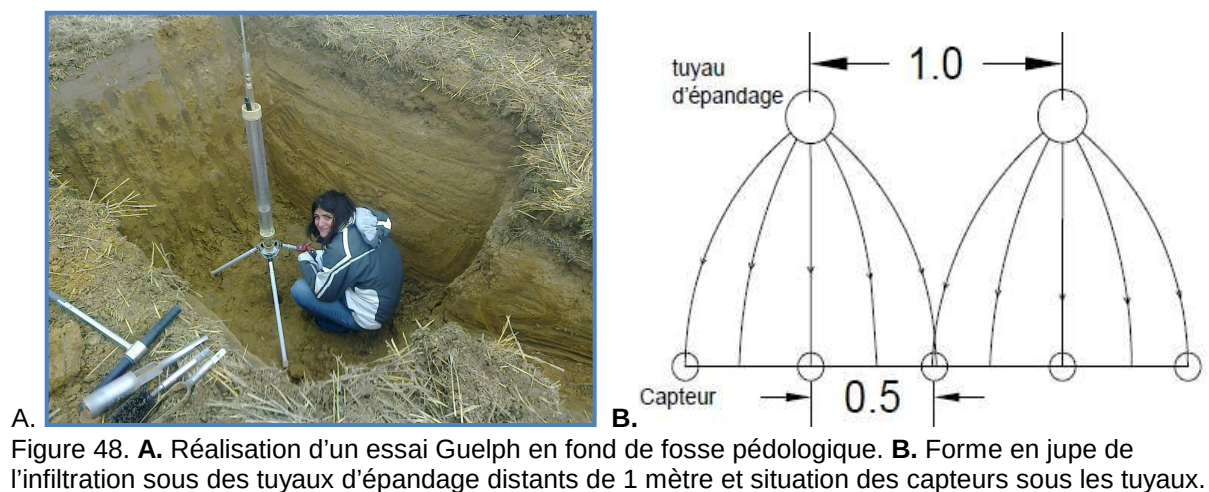


Figure 49. Sélection des meilleurs couplages entre une BD-FPT et une Ks-FPT, modifié par la relation de Torri pour intégrer l'effet des cailloux. Ici, la TBD-Ks-FPT sélectionnée est le couplage Torri – Tomasella and Hodnett – Campbell). Thèse de B. Nasri, 2013.

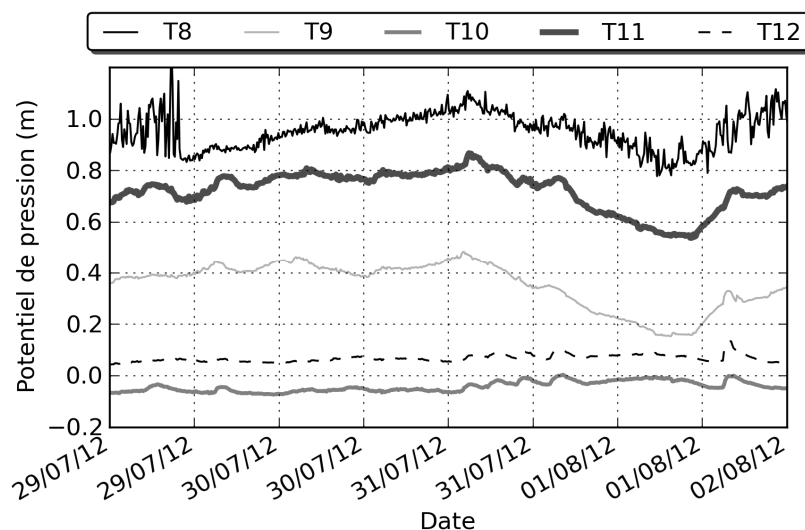


Figure 50. La variation du potentiel (m) du sol à 120 cm de profondeur, période sèche.

5.10. Apport de l'expérimentation à la compréhension de la fonction épuration du sol sous ANC : analyses sur les eaux du site pilote et de colonnes de sable

L'étude des échantillons d'eaux collectés sur le site pilote, à des dates espacées de plusieurs semaines au cours d'une période de 6 mois, a révélé que le traitement par le filtre à sable des eaux usées prétraitées de fosse toutes eaux ne permet pas un abattement total du carbone organique dissous (COD*) : une part non négligeable (10 %) persiste en sortie de massif filtrant (figure 51), et le sol élimine 40 % du reste (affinage*), ce qui signifie une efficacité identique au filtre si l'on tient compte de l'épaisseur de sol qui est moitié moindre. De plus, contrairement à la qualité de l'eau prélevée sous le massif filtrant, l'eau prélevée dans le sol apparaît très stable dans le temps, ce qui traduit la persistance et l'homogénéité des mécanismes d'épuration dans le sol. En particulier, le sol élimine totalement la turbidité de l'eau (MES). Nos résultats d'analyses sur les coliformes dans les eaux aux trois profondeurs semblent montrer que le dispositif de traitement (massif filtrant) est très efficace pour l'abattement d'E. coli mais moins efficace sur d'autres coliformes (figure 52), et surtout, que la nappe sous-jacente contient de l'eau largement contaminée par E. coli et les autres coliformes, ce qui provient sans doute des rejets domestiques du voisinage amont où l'ANC n'a pas encore été réhabilité.

Sur le site pilote, le sol abat donc de manière importante la concentration en COD dans l'eau. De plus, l'aromaticité du carbone augmente au cours du traitement, depuis la fosse au sable filtrant puis au sol, selon le paramètre SUVA (figure 53). Ceci est cohérent avec un autre résultat obtenu par une collaboration : la faiblesse de la biodégradation en présence de certains groupes fonctionnels, en particulier des amines et des structures cycliques, observée sur une série de composés organiques pharmaceutiques dans des colonnes de sable (Bertelkamp et al., 2014). En effet, une relation significative a été établie : la biodégradation est accrue surtout en présence des groupes fonctionnels éther et carbonyle. On note que dans cette expérimentation sur colonnes, bien que des tendances aient été observées en confrontant le taux de biodégradation des composés à leurs propriétés physico-chimiques telles que la charge, l'hydrophobicité ou le poids moléculaire, aucune corrélation n'a été trouvée de façon convaincante. L'influence de la biomasse active et inactive (biosorption), des grains de sable et de l'eau sur l'adsorption est négligeable dans les conditions de l'expérience. Les facteurs de retard de la plupart des composés sont proches de 1, ce qui indique une grande mobilité à travers le sol (Thomasson et Vierenga, 2003). On n'observe pas d'adaptation de la biomasse des colonnes de sable aux composés pharmaceutiques présents, même au bout de 6 mois, ce qui explique l'incapacité du milieu à biodégrader certains de ces composés, comme atrazine et sulfaméthoxazole.

Les doses en méthyl-parabène et en triclosan sont significatives (figure 54) mais faibles dans l'eau prétraitée du site pilote et flirtent avec les limites de quantification, une fois traitées par le filtre et le sol (figure 55). Un enrichissement artificiel de l'eau prétraitée avec ces molécules permettrait d'étudier leur comportement aux stades successifs du traitement en ANC, par le filtre et par le sol. Une étude menée sur une rivière, en parallèle du projet, a montré la persistance de certains composés dans l'environnement, ce qui a confirmé l'intérêt du triclosan qui a été choisi dans le protocole d'évaluation de l'épuration sur notre site pilote d'ANC. D'autres composés tels que carbamazépine (persistante) et ibuprofène (biodégradable) qui ont des comportements identifiés et contrastés, d'après la littérature et les essais sur colonnes de sable effectués en parallèle du projet, apparaissent comme des traceurs possibles pour de futurs travaux sur l'épuration par le sol en ANC.

Les métaux ont des comportements divergents et ne sont donc pas des indicateurs adéquats de l'épuration par le sol. L'azote a sur le site pilote le comportement attendu d'après la littérature : les concentrations en anions nitrate et sulfate traduisent le changement des conditions redox entre la fosse septique et la zone d'infiltration, le massif filtrant étant c'est connu, un milieu très efficace pour la nitrification (figure 56). Vu les conditions du potentiel redox et la présence des métaux, on pourrait s'attendre à une précipitation des phosphates : cela n'est pas le cas ici. Contrairement au carbone, le phosphore n'est pas éliminé dans le massif filtrant, ni dans le sol (figure 57). On n'observe pas de diminution du phosphore dissous, et on voit une diminution faible du phosphore total (-13 %) qui concerne surtout la fraction particulaire retenue par filtration* des MES*. C'est une surprise dans la mesure où la littérature, notamment sur les aires d'infiltration des EUT de STEP, laissait prévoir que l'on pourrait compter sur le phosphore comme un indicateur d'épuration et de rétention.

En définitive, il ne reste comme possibles indicateurs de l'épuration par le sol identifiés au moyen de l'analyse de l'eau interstitielle que les MES*, le COD* et le paramètre SUVA, qu'il faudrait compléter par un micropolluant organique spécifique, tel les parabènes et triclosan ou le couple carbamazépine / ibuprofène. Nitrate et phosphate serviraient d'indicateurs d'efficacité ou de pollution (Beal et al., 2005). Le coprostanol (Bethell et al., 1994) qui avait été évoqué n'a pas été testé et la

demande biochimique en oxygène (DBO5*) n'a pas été retenue, qui exige un délai d'analyse très court. La démarche s'est arrêtée là car il a fallu renoncer à la campagne de prélèvements d'eaux interstitielles envisagée au départ sur une série de sites d'ANC.

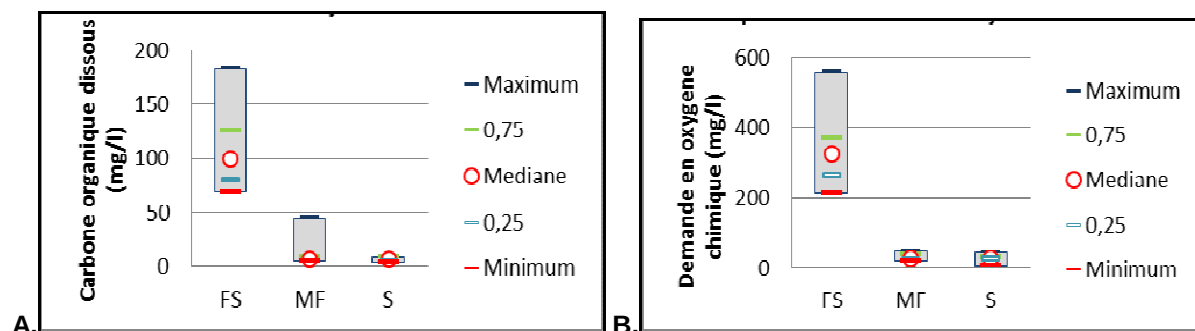


Figure 51. **A.** Teneur en carbone organique dissous (COD) ; **B.** Demande chimique en oxygène dissous (DCO) ; obtenues sur les eaux du site pilote entre mars 2012 et juillet 2013.

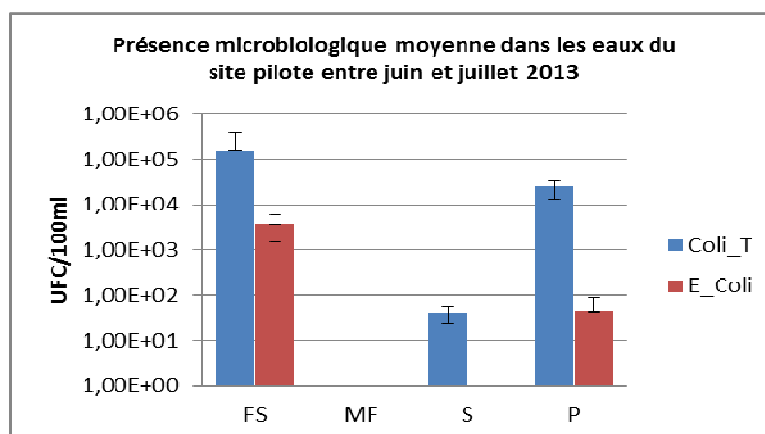


Figure 52. Dénombrement de coliformes totaux et E coli à l'entrée et à la sortie du massif filtrant sur le site pilote de juin à juillet 2013 (sur 3 campagnes de prélèvements).

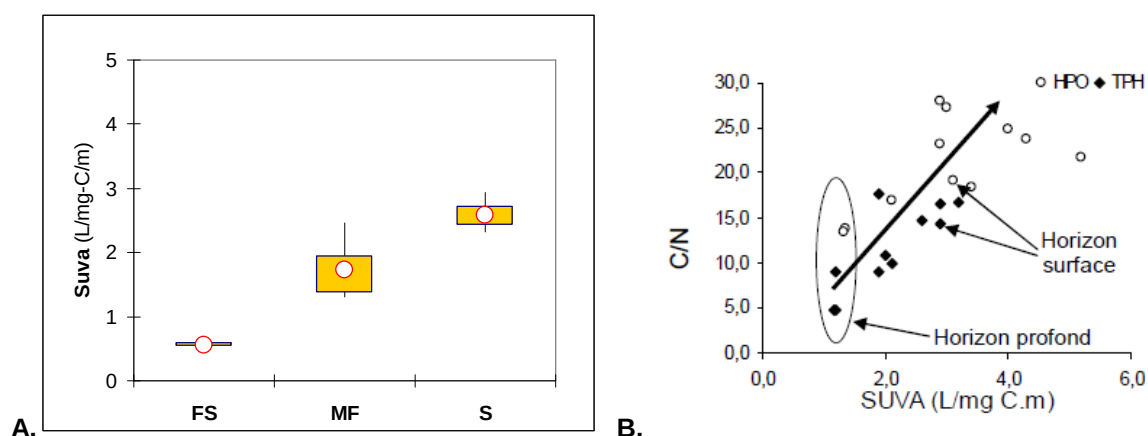


Figure 53. **A.** Evolution de l'indice SUVA exprimant l'augmentation de l'aromaticité du carbone (C) au cours du traitement de l'effluent par le sable puis son affinage par le sol du site pilote. **B.** Corrélation normale entre le SUVA et le rapport C/N d'échantillons d'eau superficielle, et d'eau interstitielle d'horizons de sols en profondeur ou en surface (Lavaud, 2010).

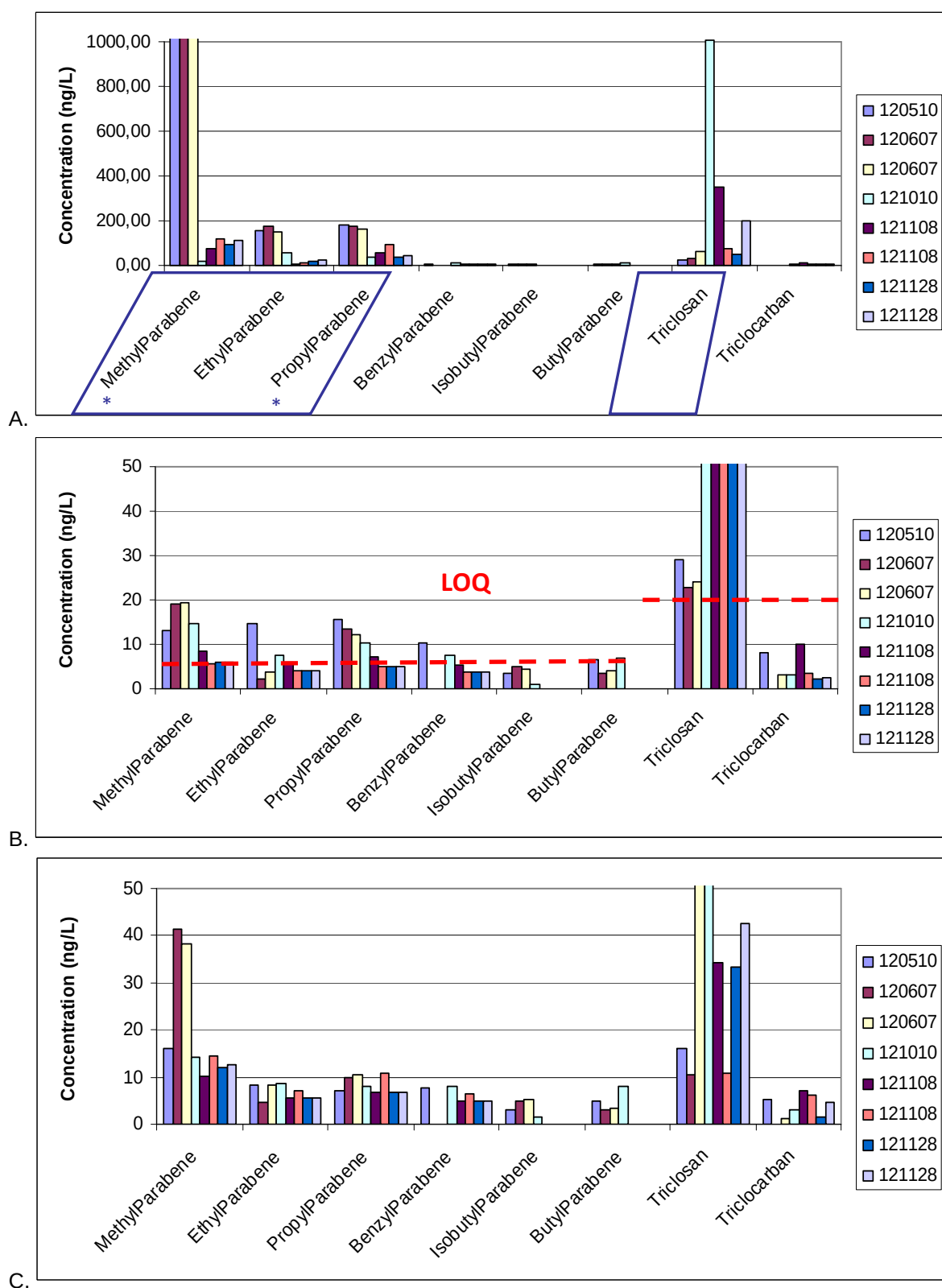


Figure 54. Teneurs en parabènes, triclosan et triclocarban, dans les effluents du site pilote (A. fosse septique ; B. massif filtrant ; C. sol), pour 8 campagnes de prélèvements.

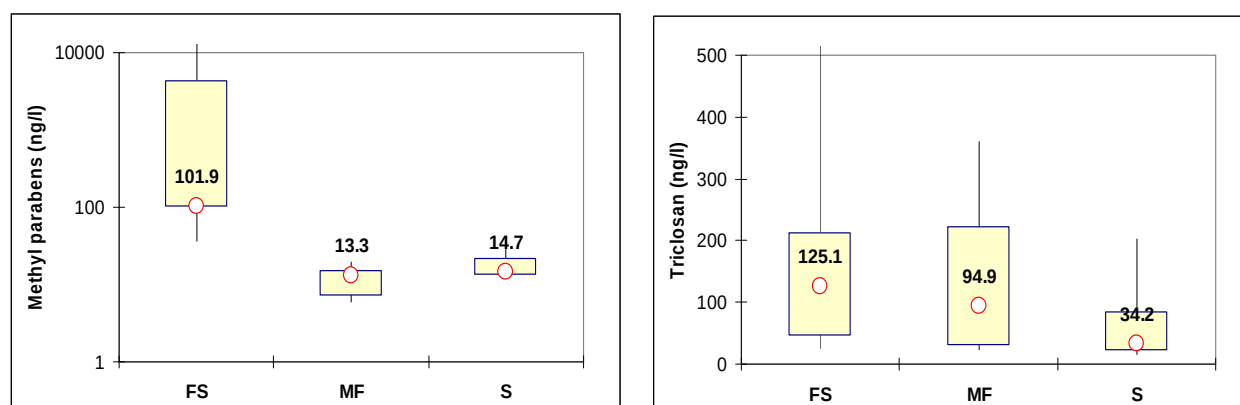


Figure 55: Teneurs en méthyl-parabène et triclosan dans les effluents du site pilote. Statistiques sur 8 campagnes de prélèvements.

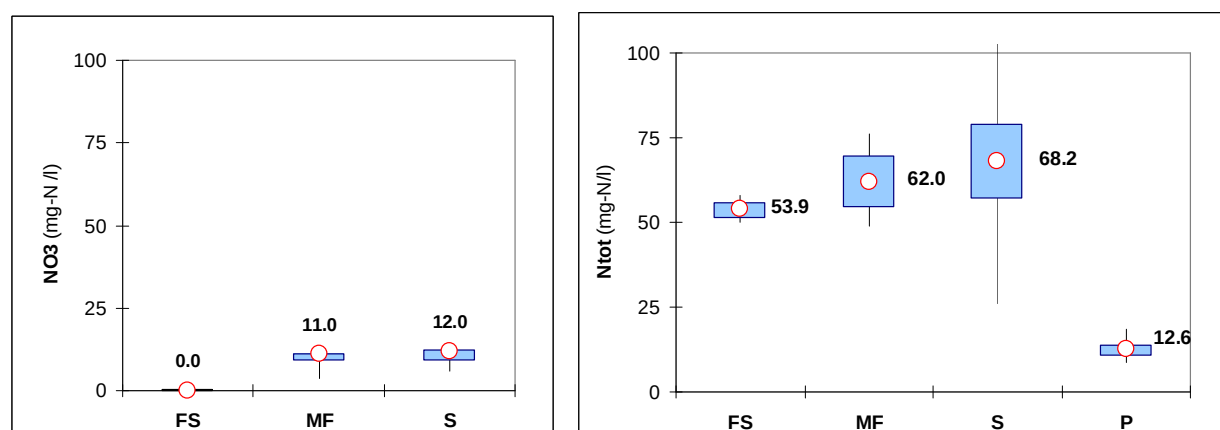


Figure 56: Concentration en nitrate et azote (N) total dans les 3 types d'eau du site pilote. On vérifie la nitrification et la richesse en azote dans l'eau du sol, comparée à l'eau du puits (P).

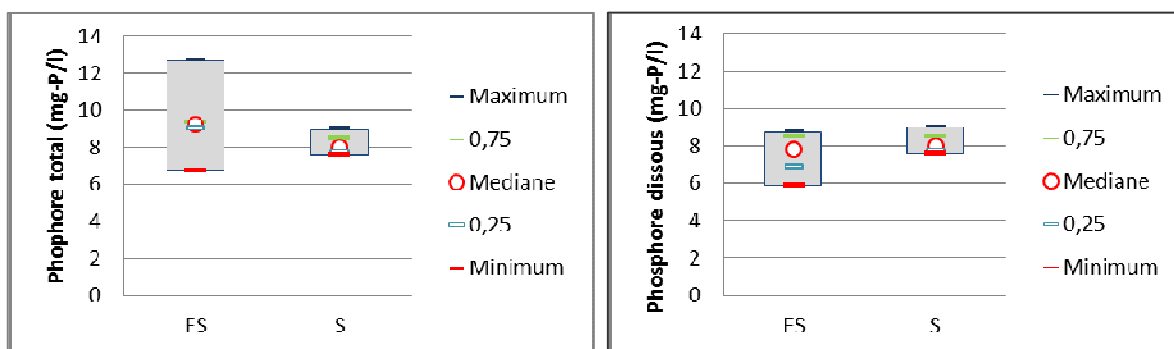


Figure 57: Phosphore total et phosphore dissous dans les eaux du site pilote. Prélèvements effectués entre mai et juillet 2013. Abattement faible à nul entre l'eau prétraitée et l'eau traitée + affinée du sol.

En perspective de ce travail, sont envisagés les travaux suivants :

- Suivre sur une plus longue durée le pilote et des dispositifs moins récents
- Confirmer les analyses sur micropolluants (amélioration de la purification pour triclosan et triclocarban, analyser plus d'échantillons, inclure les produits de dégradation)
- Etudier les processus en fonction du temps de séjour
- Comparer l'ANC avec une zone d'infiltration d'eaux usées traitées de STEP
- Perfectionner le bilan des éléments et produits par une enquête auprès des ménages sur les entrants / sortants
- Prélever sur 7 jours pour étudier des variations saisonnières ou météorologiques
- Estimation des flux vers la nappe, temps séjours etc, nouveau traçage

5.11. La fonction rétention du sol et les indicateurs d'impact affectant le sol, physico-chimiques et enzymologiques : analyses sur quelques sites d'ANC

Les différences d'impact observées entre les sites sont dues à l'âge de l'ANC, sa filière, et la nature des sols autour de l'ANC. L'exposition aux contaminants est parfois faible, notamment dans le cas des dispositifs d'ANC de l'Yonne qui sont récents et complets. Au contraire en Seine-et-Marne, on a prélevé sur des sites où le sol joue le rôle du traitement. Eu égard à la variabilité physico-chimique du sol, la teneur absolue ponctuelle d'un sol impacté par une substance ne serait pas en elle-même suffisante pour en faire un indicateur. Sur la base des analyses de quelques couples (échantillon et témoin), il est postulé que l'analyse comparative des teneurs du sol impacté et du sol témoin constitue un indicateur valable d'impact pour les sols soumis à l'infiltration. Les échantillons de sols soumis aux effluents d'ANC ont dans ces essais des teneurs en nutriments plus élevées que leurs témoins, mise à part l'hétérogénéité spatiale naturelle du sol qui peut expliquer parfois l'existence d'un témoin à valeur forte. L'ensemble des analyses physico-chimiques et biochimiques menées sur ces sols variés montrent que sur chaque site, la mesure dépend de la profondeur : il est nécessaire de choisir la profondeur de prélèvement du sol impacté de façon pertinente en fonction du site et de la filière installée, et d'identifier avec précision l'horizon de prélèvement du blanc... afin de s'assurer que le témoin en est vraiment un. C'est donc un problème de terrain très délicat (figure 58).

En effet, avec la méthode de prélèvement mise en œuvre pour caractériser l'impact, lors du carottage au marteau piqueur dans la zone d'épandage, un tassement de la carotte est observé. On définit ce tassement par un taux qui est de l'ordre de 25 % de la profondeur atteinte, et qui est moitié moindre dans la zone non impactée où est prélevé le blanc. Si le sol est nettement plus susceptible de tasser dans la zone d'épandage, c'est donc qu'il est moins consolidé. Cette différence peut être due au remaniement du sol lors de la mise en place de l'épandage ou/puis à une néo-structuration associée au lessivage des fines* vers les horizons plus profonds. Le taux de tassement lors du carottage n'a pas été validé comme un indicateur d'impact mais devra être étudié dans ce but.

La détermination de la surface spécifique par la méthode d'adsorption physico-chimique est directe, fonctionne dans tous les sols et donne un indicateur fiable, même pour un sol fin. Elle a mis en évidence un impact très net de l'infiltration des eaux usées avec l'apparition d'une fraction fine qui n'est pas présente dans les échantillons témoins (figure 59). L'enrichissement en particules fines* est donc un indicateur d'impact dans le sol. La quantité de fines* accumulées par rétention dans le sol sous le dispositif est faible, d'après la sédimentométrie (de l'ordre de 1 % en masse) : l'augmentation très forte de la surface spécifique dans l'échantillon impacté révèle donc la nature colloïdale, argileuse ou organique, de ces fines*. En conséquence, la teneur en eau résiduelle (figure 60) TER est aussi révélatrice et peut être utilisée comme un indicateur d'impact. La courbe granulométrique laser est rapide à acquérir et elle est interprétable par comparaison avec un blanc, mais seulement pour un sol granulaire et homogène (sable) : elle montre un enrichissement du sol sableux en fines* indéterminées et classées à tort en limon en raison des artefacts de l'interprétation au laser.

Les activités enzymatiques se révèlent le témoin le moins équivoque de l'impact des eaux usées traitées sur le sol : les résultats présentent un accroissement moyen de plus de 40 % entre les échantillons impactés et leurs témoins (figure 61). La dépendance avec la profondeur existe aussi pour ce paramètre (figure 62), en revanche la variabilité de position du blanc aurait moins d'effet. Les teneurs totales en carbone et azote viennent compléter l'activité enzymatique de l'uréase et la surface spécifique pour établir l'impact de l'ANC sur les sols. Le rapport C/N est corrélé au SUVA. En revanche, le carbone organique particulaire (COP) est moins intéressant que prévu pour révéler un impact car les résultats varient beaucoup en fonction de la nature du sol, de son hétérogénéité et de son passé. De même pour le phosphore, ce qui est un constat décevant car la rétention du phosphore semblait un fait acquis dans la littérature sur les sols et l'épandage des effluents.

Noter que TER et MOC qui ne nécessitent pas de préparation de l'échantillon (mesure directe) sont des indicateurs d'aptitude applicables comme indicateurs d'impact. La surface spécifique BMT est mesurée avec une variante de protocole (BMS pour l'impact au lieu de BMT pour l'aptitude) due à la masse de l'échantillon disponible. Les indicateurs d'aptitude IPL et TEX seraient difficilement utilisables pour suivre l'évolution de l'impact à cause de la masse de sol nécessaire (tableau 7).

L'utilisation à long terme d'effluents traités pour l'irrigation fait diminuer la perméabilité du sol. Les effluents utilisés étant peu chargés, cette diminution ne correspond pas à un colmatage du sol mais plutôt à un changement de son comportement hydraulique (Coppola et al., 2004) dont la forte teneur en sodium des effluents serait l'une des causes (Gonçalves et al., 2007). L'indicateur SUVA semble corrélé à la conductivité hydraulique (Magesan et al., 2000) mais cela reste à vérifier.

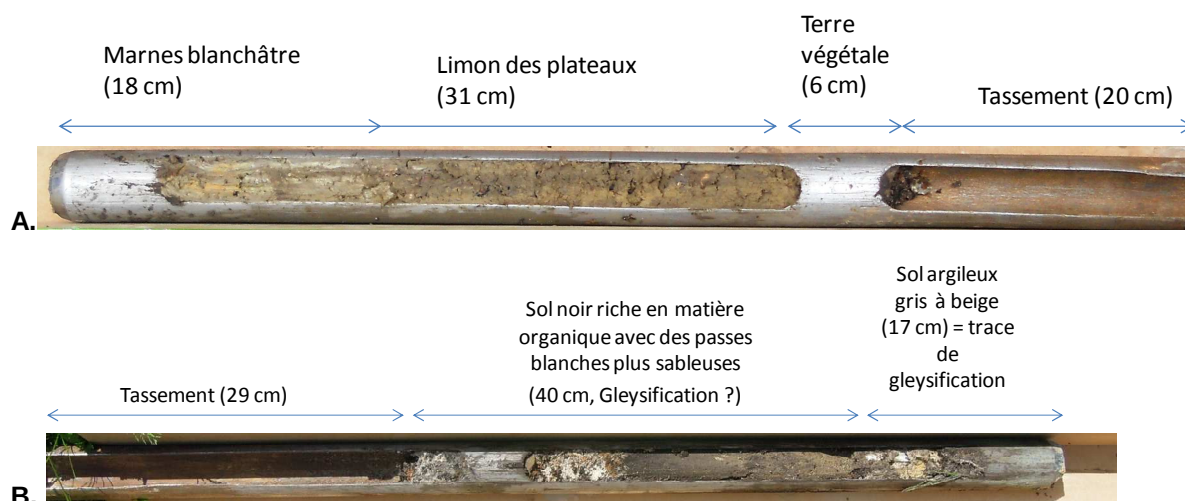


Figure 58. Sondage réalisé au marteau piqueur. La succession lithologique suivante est observée. **A.** On distingue 3 horizons : terre végétale, limon des plateaux et marne blanche. **B.** On distingue 2 horizons : un sol noir, riche en matière organique, un sol plus argileux gris à beige avec gley très net.

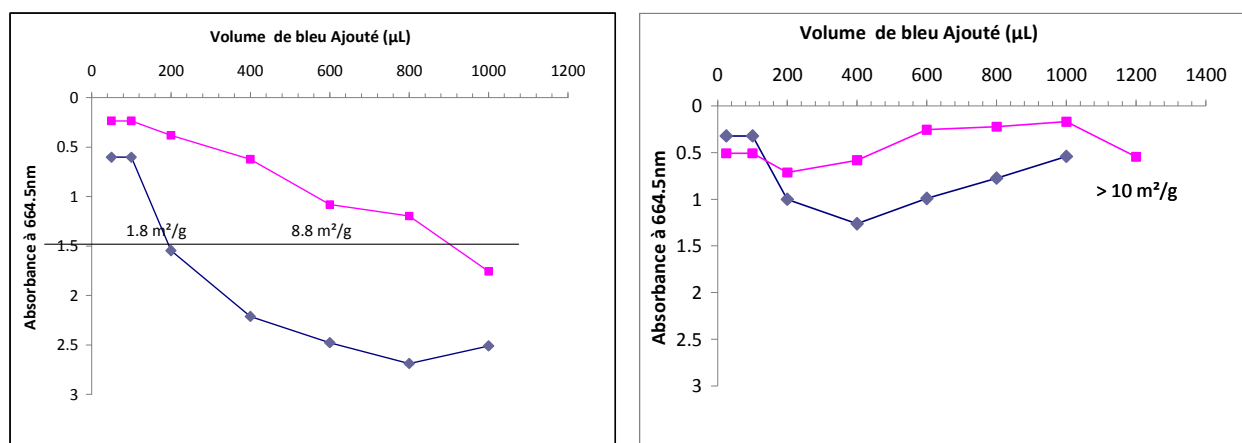


Figure 59. Exemple de mesure de la surface spécifique d'un sol à Chartrettes : le blanc est en bleu, le sol impacté est en rose. **A.** Premier horizon, sableux, épais de 20 cm. **B.** Horizons argileux, de marne, jusqu'à 80 cm de profondeur. Une moindre absorbance dans le liquide traduit une adsorption plus grande par les particules, donc une proportion de fines accrue.

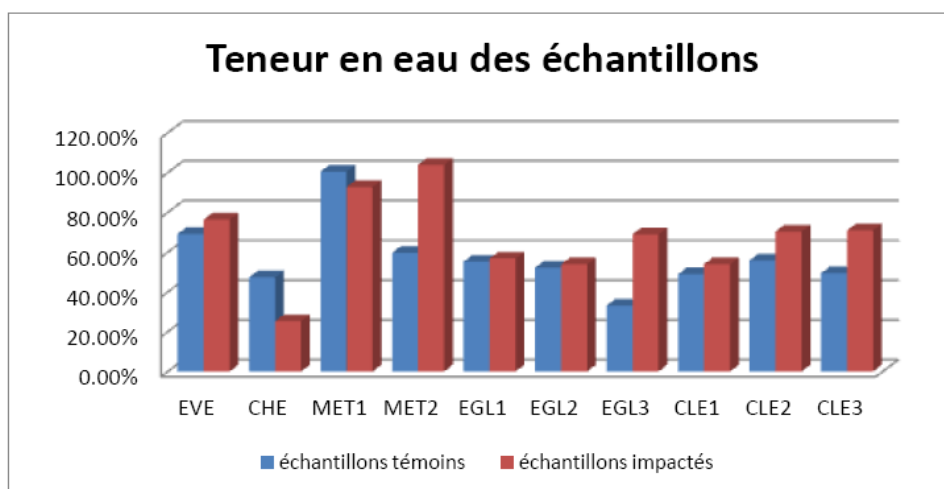


Figure 60. Dans plusieurs types de sols, les échantillons impactés par l'ANC ont une teneur en eau résiduelle plus élevée par rapport aux blancs. Exception : le site CHE, au sol très calcaire.

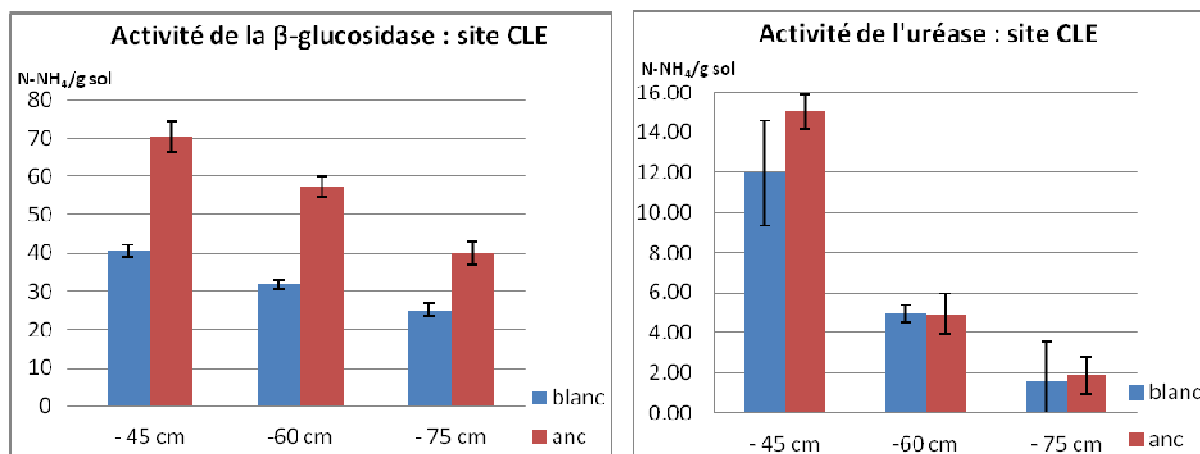


Figure 61. Activités enzymatiques comparées entre le sol sous le rejet d'ANC et le blanc du sol à distance sur le site Les Clercs (Yonne).

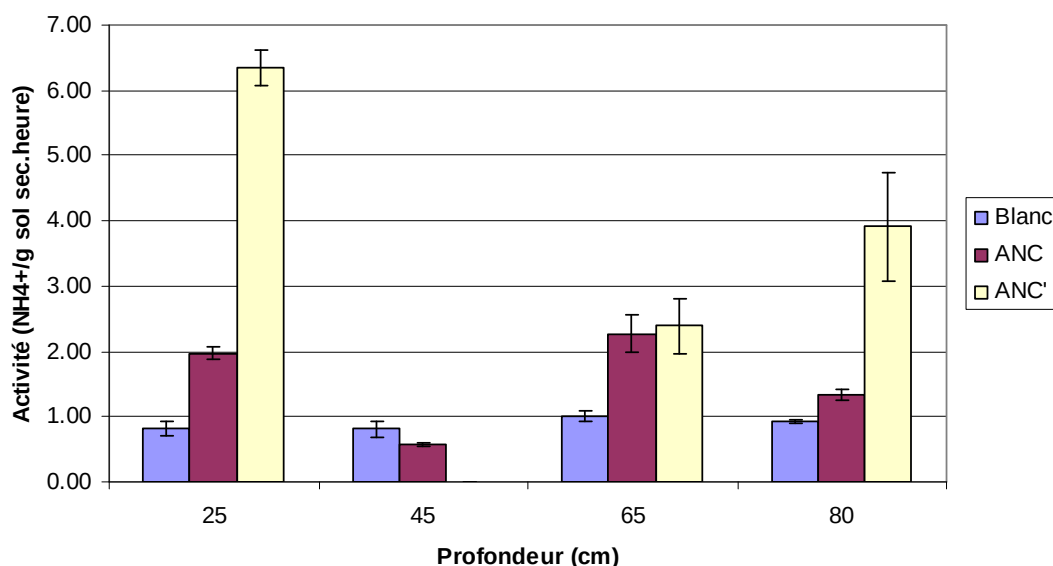


Figure 62. Evolution de l'activité de l'uréase avec la profondeur (ANC' et ANC sont deux prélèvements distincts) à côté d'un épandage en Seine-et-Marne (sol utilisé en traitement). Une interface pédologique existe vers 60 cm de profondeur, un sol grossier surmontant un sol fin.

5.12. Autres moyens d'observation utiles à la détection d'impact affectant le sol sur des sites d'ANC : pénétromètre et endoscope, profil de résistivité électrique.

Toute détection d'un dysfonctionnement du dispositif de traitement est utile dans la mesure où il implique un impact aggravé sur le sol encaissant. C'est le principal objectif affiché du diagnostic et du contrôle périodique par le SPANC*. Au-delà, l'étude du sol en place est nécessaire pour observer un éventuel impact du dispositif en dehors de ses limites en comparant le sol en place sain et le sol en place où circule l'eau (plus ou moins bien) traitée.

Pénétromètre et endoscope

Le couplage de deux outils, pénétromètre et endoscope, dans son utilisation en diagnostic, décrit la composition du massif filtrant (matériaux, hauteur des couches, présence de géotextile ou géogrille) et son état (présence de biofilm témoin de la colonisation bactérienne, saturation par l'eau), et permet en conséquence de vérifier si le dispositif d'ANC respecte le DTU* 64-1. Au cours du projet, 41 essais PANDA et 36 essais au géoendoscope ont été réalisés au cours de 2 missions sur 10 sites (dont 3 sites visités les 2 fois) équipés de dispositifs récents (quelques années) de différentes filières

d'ANC. Ces essais ont été effectués dans le matériau du dispositif d'ANC, ou à côté du dispositif. Dans plusieurs sites, l'état du dispositif paraît anormal. Dans la plupart des cas, de façon surprenante, on a conclu que le dispositif ne respecte pas totalement le DTU*, ce qui implique une sollicitation du sol plus forte que recommandé, à la fois dans ses fonctions épuration (pas seulement affinage*) et évacuation. Sur le site pilote en revanche, la méthode a confirmé l'exécution correcte du massif filtrant non drainé.

La méthode de géo-endoscopie est peu traumatisante pour le massif filtrant et pour le sol et fournit une bonne approche de la constitution du massif filtrant et de son état, et de la nature du sol encaissant. Comme le projet s'est concentré sur les sols fins, on a été obligé de l'appliquer en mode descriptif visuel et non en mode analyse d'image. Celle-ci ne permet de toute façon pas, à son niveau de développement actuel, d'estimer un degré de colmatage ou de saturation, même dans un sable.

La méthode a alors été appliquée au sol encaissant pour décrire l'impact d'un défaut de conception ou d'exécution du dispositif dans son voisinage immédiat, et on a trouvé un site qui semble significatif. On différencie visuellement le colmatage et la présence d'eau : l'enrobage des grains par un biofilm présente un aspect visqueux alors que la présence d'eau se reconnaît par une image floue quand le milieu est complètement saturé en eau et un aspect lisse et brillant des grains quand le milieu est humide ou partiellement saturé. De plus, sur un sable propre non colmaté, la porosité est clairement visible contrairement à un sable colmaté.

Il s'est révélé impossible de préciser le potentiel de la méthode pour apporter des indices sur l'aptitude aux fonctions des sols soumis à l'infiltration des EUT en ANC, qui est le cœur du projet. En revanche, dans le cas d'un dysfonctionnement du dispositif, mais aussi dans le cas particulier d'un fonctionnement normal où le sol en place est utilisé comme milieu traitant (lit ou tranchées d'épandage), l'impact sur le sol encaissant est fort et la méthode contribue à le décrire.

Ainsi, prenons l'exemple du sondage n°2 du site pilote, qui a été effectué à l'intérieur des limites du dispositif d'ANC (massif filtrant non drainé) jusqu'au sol sous-jacent, sur une profondeur totale de 1,84 m. L'analyse couplée des résultats du pénétromètre et de l'endoscope a permis d'identifier les mêmes couches que dans le premier sondage (mission n°1 faite un an avant). Des différences apparaissent entre des sous-couches de graviers, dues à une différence de nature du gravier. La différence remarquable est que le sable du premier sondage est propre contrairement à celui du deuxième sondage où l'apparition d'un biofilm (figure 63-A) sinon encore de colmatage s'observe à partir d'une profondeur de 1,22 m. Dans la dernière couche de sable, on note la présence d'eau :

- Du sable propre, sur une épaisseur de 0,38 m
- Du sable sale car enduit d'un liquide chargé, sur une épaisseur de 0,28 m
- Du gravier enduit d'un liquide à l'aspect visqueux sur une épaisseur de 0,34 m.

Le caractère limité du colmatage du massif filtrant à Ouanne apparaît en comparant ces images avec celles d'un massif filtrant non drainé installé à Chéry où le biofilm est plus présent sous la forme d'un gel colmatant (figure 63-B).

Utilisé plus modestement en mode reconnaissance de sol quelconque, le PANDA ne tasse pas le sol selon la verticale et est peu destructif, ce qui présente un avantage sur la gouge fenêtrée enfoncée au marteau piqueur (utilisée rappelons-le dans le prélèvement afin d'analyses des témoins d'impact). La méthode, réduite à la description visuelle des images, sera évidemment beaucoup moins précise pour quantifier la texture qu'un prélèvement de quelques kilogrammes de sol à la tarière thermique (figure 64-A) suivi d'une caractérisation complète au laboratoire, et celle-ci n'est pas remplaçable. Mais elle permettra de faire rapidement plusieurs essais sur un même site pour évaluer la continuité des strates et leurs variations d'épaisseur, décrire l'horizon d'évacuation et vérifier s'il existe un plancher imperméable, observations indispensables au choix de la filière.

En perspective, le couple pénétromètre et endoscope pourrait devenir utile, grâce au développement futur de l'analyse d'image en granulométrie et en angularité, pour évaluer à l'avance l'aptitude à la fonction épuration en mode traitement, dans le cas d'un sol granulaire en place ayant très peu de fines*, ce qui reste un cas particulier même s'il est courant dans certaines régions, et qui n'est pas le cœur du projet.

Profil de résistivité

Deux campagnes de mesure de résistivité électrique ont été effectuées. La première du 23 au 26 mai 2011 et la seconde du 19 au 21 juin 2012. Une troisième mission a eu lieu en 2013 pour le suivi d'un essai de traçage sur le site pilote mais les résultats n'ont pas été traités jusqu'au bout. Les profils de résistivité effectués sur 9 sites (figure 65) permettent de discuter des limites du dispositif filtrant, de la dissymétrie de la distribution de teneur en eau dans le sol encaissant, de la richesse en argile et de

la structure stratifiée du sol. Notamment, le profil de résistivité du massif filtrant du site pilote (figure 66) a fait apparaître une dissymétrie dans la distribution de la teneur en eau.

A l'issue de la première campagne, il a été conclu que les limites des terrains sur lesquels les investigations étaient menées obligeaient à utiliser des flûtes de l'ordre de grandeur d'une vingtaine de mètres au maximum, ne permettant pas une sensibilité suffisante de la mesure à une profondeur supérieure à 1 mètre. Un autre paramètre a réduit significativement la sensibilité de la mesure en profondeur sur certains sites : la présence d'argile. Il a été impossible sur certains sites, avec les données acquises lors de la première campagne de corréler les sondages pénétromètre - endoscope.

Dès lors, il est apparu que la méthode serait plus adaptée à l'étude de sites du type tranchée d'épandage, moins profondes que les massifs filtrants et normalement encaissées dans des sols dotés d'un certain pouvoir épurateur, donc non argileux. C'est alors sur deux sites de tranchées filtrantes que nous avons concentré nos efforts lors de la seconde campagne d'essai. Les résultats de tomographie de résistivité électrique obtenus lors de cette dernière ont été complétés par les mesures ponctuelles pour caler l'interprétation (figure 67).

Le profil de résistivité met en évidence les limites des dispositifs d'ANC mais aussi l'existence de couches à forte rétention d'eau, les fossés ou axes de drainage, la proximité de la nappe, qui sont des informations contextuelles utiles pour discuter de l'insertion de l'ouvrage dans le sol encaissant et d'une éventuelle perturbation du fonctionnement hydrodynamique du sol. Le profil de résistivité permet aussi, dans certains cas, de critiquer la représentativité des sondages effectués sur un site.

En revanche, au-delà de la détection d'une plus forte teneur en eau à la profondeur des drains, le profil de résistivité ne nous aidera pas à détecter un éventuel impact du dispositif d'ANC sur le sol encaissant. Les différences entre les sites (nappe juste sous la surface, ou profonde, ou absente), et l'hétérogénéité des sols empêchent de trouver un protocole commun adéquat pour des sites divers.

Comme dans le cas du couple pénétromètre – endoscope, la méthode ne pourrait être utile que pour la reconnaissance d'un site de sol granulaire pour évaluer à l'avance l'aptitude à la fonction épuration en mode traitement, qui n'est pas le cœur du projet.



A.

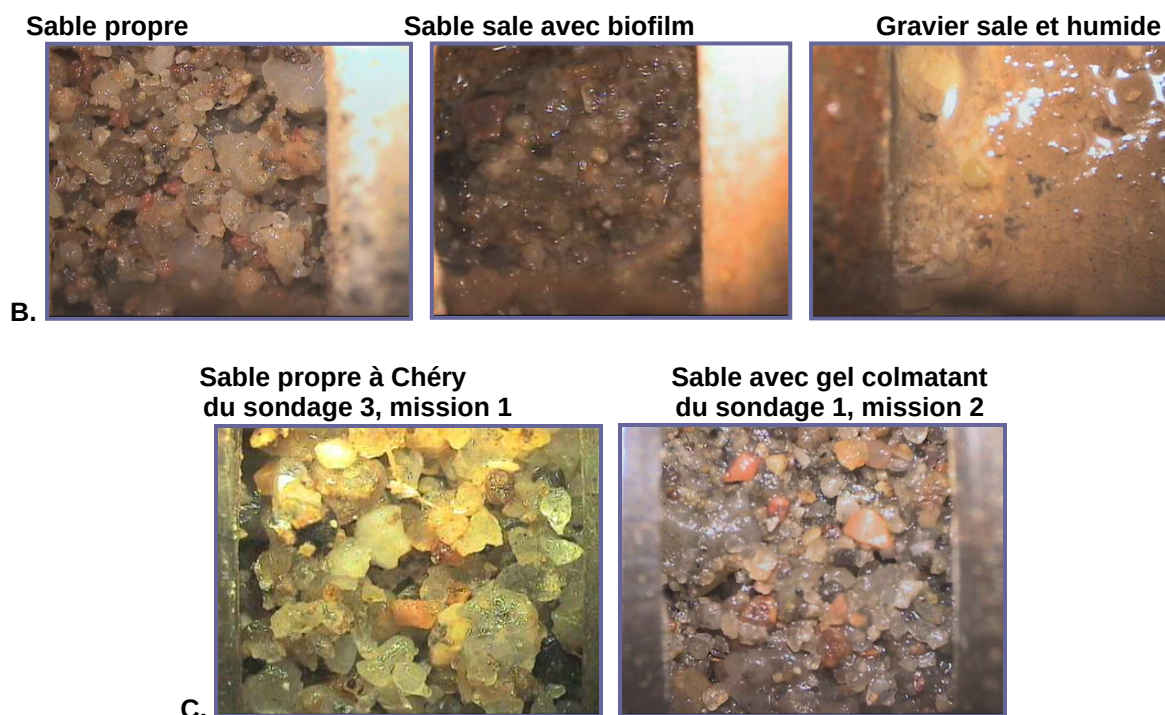


Figure 63. Images obtenues par pénétromètre dynamique + géo-endoscope. Comparaison des sables de deux sites équipés d'un massif filtrant non drainé. **A.** Photo : percussion du pénétromètre au marteau. **B.** Site pilote à Ouanne. **C.** Site de Chéry, plus ancien.

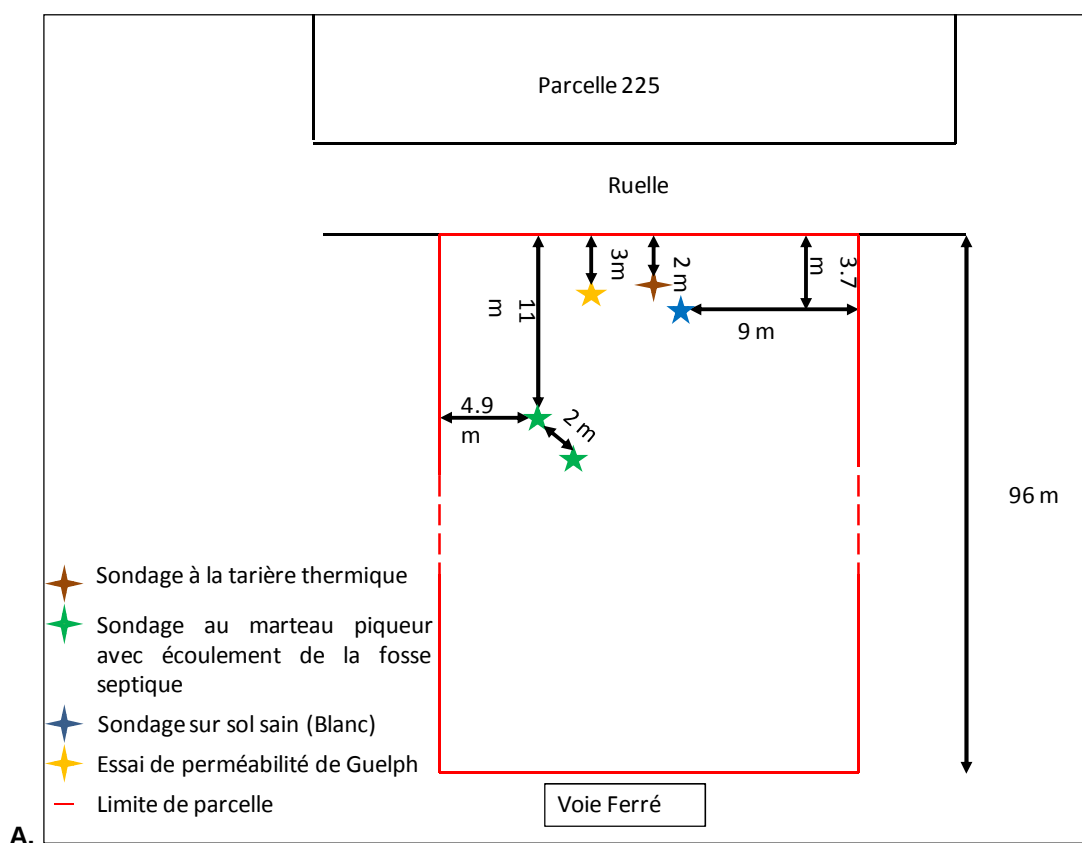




Figure 64. **A.** Plan d'implantation des sondages et essais d'infiltration sur un site au dysfonctionnement avéré, à équiper en dispositif d'ANC neuf. Méthodologie généralisée pour caractériser l'aptitude du sol et l'impact sur le sol. **B.** Prélèvement de 0,7 à 2 m de profondeur à la tarière thermique. **C.** Essai d'infiltration au perméamètre de Guelph pour caractériser un sol peu profond sur substratum calcaire.

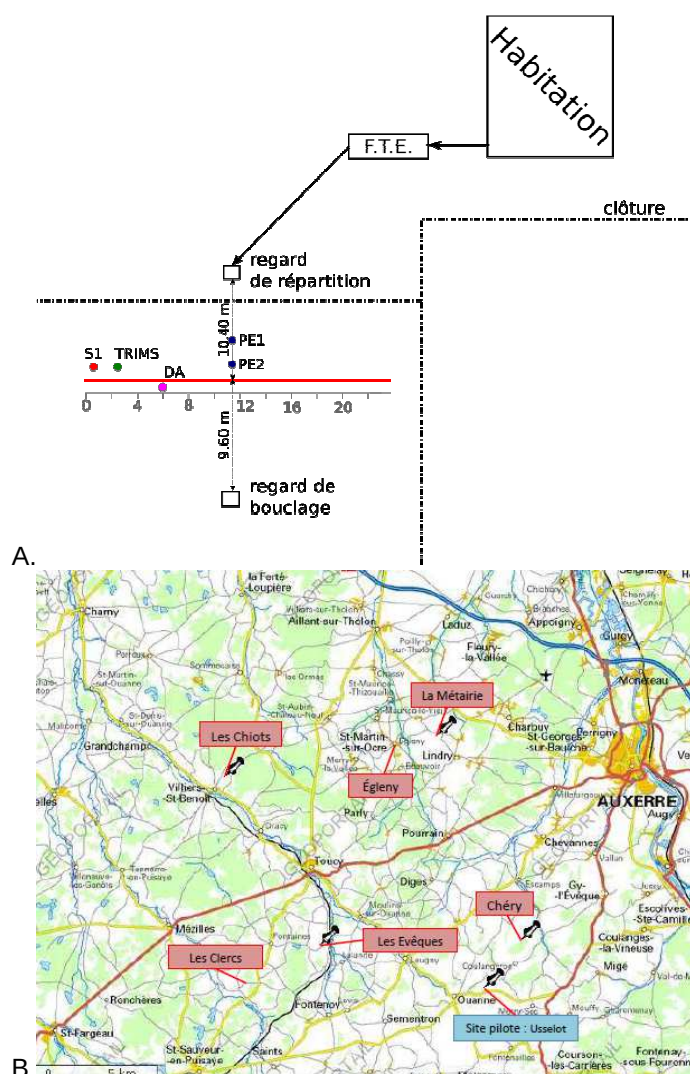


Figure 65. **A.** Site de tranchées filtrantes. FTE : fosse toutes eaux. En rouge : ligne de résistivité (cf. figure 29 le profil obtenu). Mesures complémentaires PE : Panda-Endoscope ; S1 : sondage ; Essais d'infiltration DA (double-anneau) et TRIMS. **B.** Localisation des sites pour la campagne de résistivité.

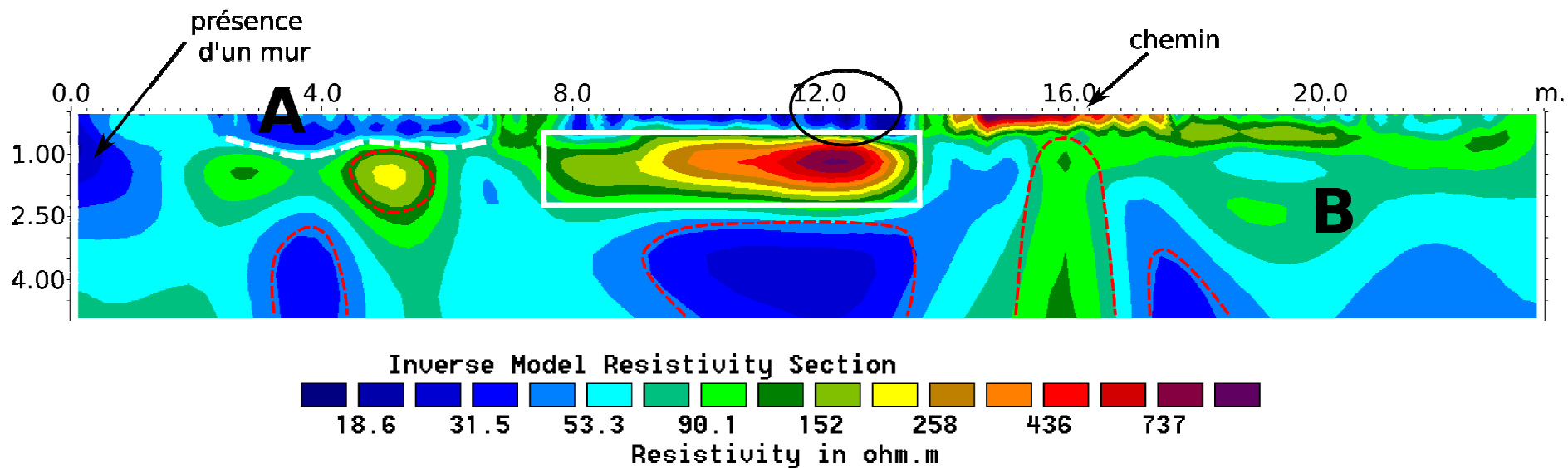


Figure 66. Profil de tomographie de résistivité électrique pour le site pilote. Cf. figure 8 pour voir la ligne implantée.

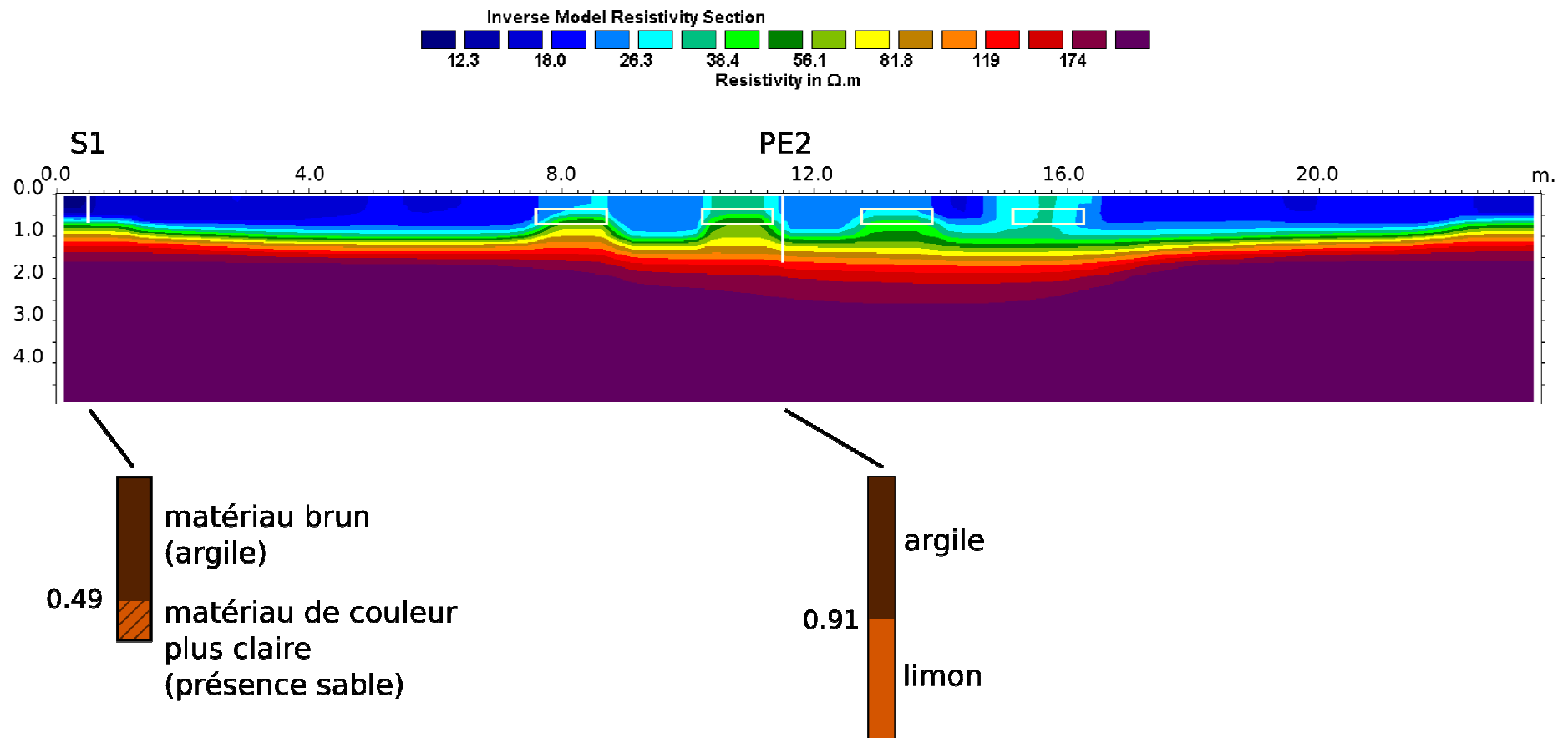


Figure 67. Résultats de tomographie électrique et de géo-endoscopie pour un site de tranchées filtrantes.

6. Discussion

Les sujets à discuter sont nombreux. Nous en avons retenu deux pour ce rapport, choisis autour de la notion d'impact sur le sol car c'est celle qui apparaît comme la plus complexe et qui justifiera des recherches approfondies sur le fonctionnement des sols :

- quelle est l'origine des fines* et la cause de l'accroissement de la teneur en fines* dans le sol, est-ce un impact cumulatif, et quel indicateur représente le mieux cet impact ?
- quelle stratégie d'expérimentation et d'échantillonnage recommander pour tenter d'intégrer des indicateurs physiques, chimiques et biologiques dans un indicateur global sans séparer aptitude, impact et efficacité ?

6.1. Un impact mesurable, l'accroissement de la teneur du sol en fines... mais de quelle origine et selon quel processus ?

Dans le but de caractériser la rétention de fines* par le sol sous un dispositif, on souhaite pouvoir comparer un échantillon impacté avec un blanc dans toute situation d'ANC. L'échantillonnage est compliqué par l'hétérogénéité locale du sol à l'échelle métrique et par la faible accessibilité du sol impacté sous le dispositif d'ANC. Mais la difficulté méthodologique dans l'évaluation de l'impact ne réside pas seulement là. Pour évaluer l'impact sur le sol, il faudrait déjà au départ avoir identifié un paramètre pouvant servir d'indicateur. Si l'infiltration et l'écoulement des eaux usées traitées enrichissent le sol profond en particules fines*, quel essai peut le mettre en évidence de façon directe, rigoureuse, et pas ou peu destructrice ?

La nature et l'origine des fines dans le sol profond sont indéterminées

Il est difficile de préciser la nature et l'origine de ces fines*. Si ces fines* viennent peut-être en partie des eaux usées, il s'agirait alors plutôt de fines* organiques, elles viennent aussi à coup sûr des horizons sus-jacents du sol. On peut expliquer l'apparition de la fraction de fines* comme un produit de l'infiltration de grands volumes d'eau sur une zone restreinte. Si l'on estime les volumes infiltrés sur la zone d'épandage, en considérant qu'un foyer de 2 habitants produit au maximum 300 litres d'eau usée par jour (1 équivalent habitant = 150L/j), et que la zone d'épandage mesure 25 m², on obtient une infiltration de 4380 mm/an, alors que la moyenne de la pluviométrie est de 650 mm/an. Les eaux de pluie qui ruissellent et s'infiltrant, contribuent aussi au lessivage des horizons supérieurs du sol, et cela de façon plus marquée à l'aplomb du dispositif d'ANC qu'en son voisinage. En effet, fines* minérales ou organiques, allochtones ou autochtones, elles traversent le filtre à sable puis le sol sous-jacent plus facilement que si le sol était resté en place. Une autre partie de ces fines* peut être issue de la couche de gravier qui supporte l'épandage, en général un gravier calcaire concassé, qui subit une érosion mécanique et chimique par l'infiltration des eaux usées prétraitées et des eaux de pluie. Dans tous les cas où des travaux d'excavation ont remanié le sol, la déstructuration du sol superficiel et profond facilite la mobilisation ultérieure des fines* préexistant dans le sol, qui ensuite se concentrent dans la couche sous le fond de fouille.

Le carbone organique du sol provient, aux profondeurs ciblées, d'horizons contenant des fines* organo-minérales mais très peu ou pas de débris organiques constitués ou figurés (racines...). Il est mesuré par analyse directe d'éléments lors de la combustion sèche ou par différence entre le carbone total (ou matières volatiles solides notée MVS ou MOC, combustion sèche) et le carbone minéral (CAC, attaque acide) qui sont deux indicateurs sélectionnés pour l'aptitude et que l'on pourrait utiliser aussi pour l'impact. La teneur en C total de l'horizon est souvent un meilleur prédicteur de la stabilité structurale (Chenu et al., 2011) que des fractions organiques (carbohydrates solubles à l'eau chaude, matières organiques particulaires) ou que la biomasse des microorganismes (Rauch-Williams et Drewes, 2006). Le carbone organique du sol est apparu en corrélation linéaire de qualité moyenne ($R^2 = 0,75$) avec le paramètre MVS sur l'ensemble de nos échantillons, impactés ou non. Un accroissement du carbone organique dans l'échantillon impacté / blanc est parfois observé, mais insistons, pas systématiquement, donc il est difficile d'interpréter de façon générale le carbone organique du sol. Pour ces trois raisons, il n'est pas choisi comme indicateur d'impact. Un raisonnement simple s'appuyant sur MOC, CAC et BMT, devrait permettre d'identifier si les fines* apportées sont de la matière organique colloïdale ou de la matière minérale en suspension, et dans ce cas de distinguer les argiles et les carbonates. Mais ce travail n'ayant pas été fait, les fines* apportées

par l'eau en infiltration et qui subissent la rétention dans le sol restent pour nous de nature indifférenciée ou inconnue.

Un impact cumulatif ? Expérimentation sur la mobilité des fines en colonne de sable

Quel est le comportement de fines* argileuses allochtones dans une colonne de sol et comment le caractériser ? La filtration* en profondeur dans un milieu poreux associe deux mécanismes majeurs : la filtration* mécanique et hydrodynamique qui retient les particules de diamètre supérieur à 10 microns, et la filtration* physico-chimique pour les fines* plus petites que 1 micron. On appelle souvent micro-filtration celle qui concerne l'intervalle de transition entre les deux. Les paramètres qui influencent le transport des particules fines* dans un milieu poreux donné sont : les conditions d'écoulement (saturé ou non) et la vitesse d'écoulement du fluide, la concentration des particules dans le fluide et leur diamètre, la force ionique du milieu (et dans une moindre mesure le pH) dont l'effet d'écrantage électrostatique favorise la rétention si les particules sont chargées de même signe que les surfaces des grains, ou défavorise la rétention si elles sont de charge opposée aux grains.

Dans la thèse de Benosman (2012), lors de la filtration* d'une suspension argileuse concentrée à 0,5 g/l (kaolinite et faible présence d'illite et quartz) en mode saturé à travers une colonne de sable (figure 68, colonnes de 900 mm de haut, 100 mm de diamètre), une restructuration géométrique des pores est constatée et une diminution des volumes de pores, donc de la porosité totale. La perméabilité de la colonne de sable est affectée par la diminution de la porosité. Le processus de filtration* de particules fines* dans un milieu poreux sableux, qui consiste en l'accumulation de particules dans les pores, est complexe même quand le milieu est peu hétérogène. Le processus dépend de la nature du milieu poreux et de sa géométrie (taille des grains, distribution des pores qui évolue durant l'essai) et des conditions d'injection durant l'essai (vitesse d'écoulement). Une partie des particules est bloquée dans les pores des premiers horizons de sable, et une autre partie est transportée le long de la colonne de test puis déposée plus loin. Au début de l'essai, des particules se déposent autour des grains de sable collecteurs sur des sites dits de surface (figure 69). Ensuite, le dépôt a lieu entre les grains dans des sites de crevasses puis de restreints, puis de cavernes, où les particules forment des ponts (figure 70). La formation de ces ponts dépend de la vitesse d'injection ainsi que de la forme, la rugosité et la taille des grains de sable. Plus la taille des grains est importante, plus longtemps va durer le dépôt sur la surface du grain, donc plus la première phase est importante (figure 69). Pour un milieu dont la porosité initiale est plus faible, on arrive plus rapidement à la deuxième phase de dépôt. Chronologie et profil de dépôt, et évolution de la perméabilité, sont donc les deux phénomènes essentiels à mesurer par des moyens non destructifs tels que le suivi de la pression à débit imposé constant et le gammadensimètre, mesure de densité de sol qui est interprétée pour fournir une valeur de porosité (figure 71).

Le modèle de Kozeny-Carman est une FPT où la perméabilité intrinsèque est exprimée en fonction de la porosité, de la surface spécifique de l'assemblage granulaire (obtenue par un calcul sur un modèle géométrique du milieu), de la forme des canaux capillaires du milieu et de la tortuosité. Il est applicable en principe aux sols non cohérents (sables) aussi bien qu'aux sols plastiques (argiles). Utilisé pour la prédiction de la perméabilité, il est capable de rendre compte de la structure du milieu en horizons plus ou moins denses (l'hétérogénéité), ainsi que de l'évolution de la tortuosité du milieu, nécessaire pour représenter le changement du parcours des particules. Ce modèle a été appliqué en intégrant l'évolution de la porosité (figure 72) mesurée sur échantillons prélevés après l'expérience de filtration*, l'évolution de la surface des grains accessible aux particules d'après le porosimètre à mercure, les observations microscopiques au MEB pour caractériser les agrégats (figure 73) et les volumes morts, et enfin l'évolution de la tortuosité du milieu. Le modèle de Kozeny-Carman donne une bonne approximation de l'évolution de la perméabilité au cours des essais, donc du colmatage du filtre, et rend compte que la perméabilité décroît plus vite pendant la deuxième phase de dépôt.

Un faible débit de fluide (30 ml/min au lieu de 100) favorise la rétention et la chute de perméabilité, ce qui est cohérent avec la diminution de l'effet d'entraînement hydrodynamique. Il est possible mais non nécessaire que cela favorise l'effet des forces attractives physico-chimiques (Van der Waals, double-couche). La tentative de modélisation de l'essai au moyen de l'équation de convection-dispersion en mode saturé a démontré qu'une cinétique du second ordre est nécessaire : l'évolution de la perméabilité dépend fortement de la porosité initiale et au cours du temps, il faut faire évoluer la porosité en fonction des particules déjà déposées (figure 74). Cependant, l'expérimentation effectuée à débit d'eau constant en colonnes de sable révèle aussi l'importance du phénomène de décolmatage spontané par réentraînement de particules qui suggère que la rétention était

précédemment due en majorité à la captation des particules d'argile sur des sites de surface des grains de sable. En effet, la désorption de particules ou de molécules a peu de chance d'être le mécanisme à l'origine des sauts de perméabilité observés. Le modèle est incapable de rendre compte de ce décolmatage qui remet en cause l'hypothèse de rétention cumulative et de réduction de porosité progressive et irréversible au cours du temps.



Figure 68. Dispositif expérimental, thèse de G. Benosman (ECP) : colonne de sol et banc gamma-densimétrique.

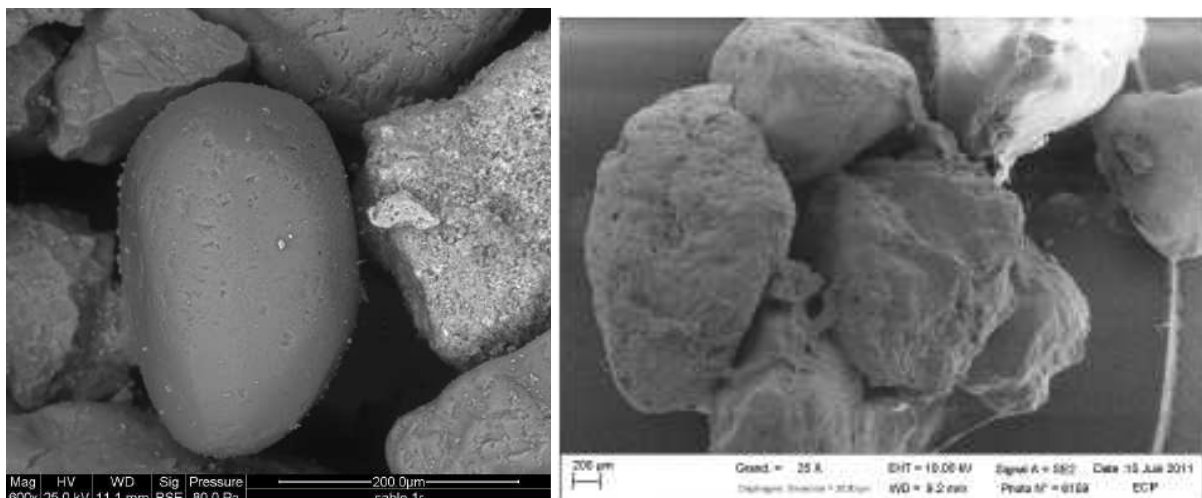


Figure 69. Observation microscopique d'un prélèvement de sable avant et après un essai de filtration.

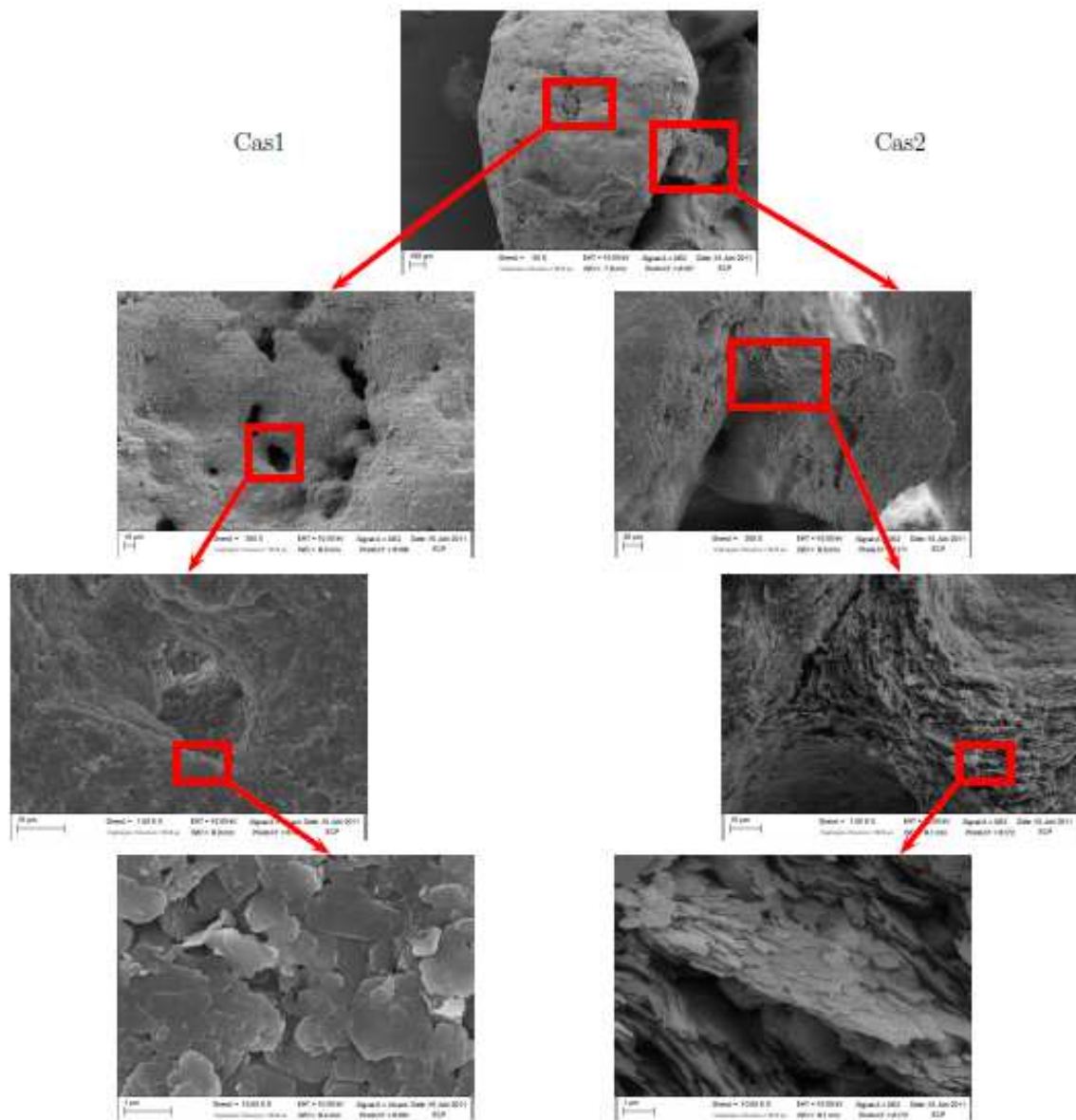


Figure 70. Observations microscopiques au MEB. Cas1 : dépôt autour de la surface du grain. Cas 2 : dépôt formant des ponts entre les grains de sable.

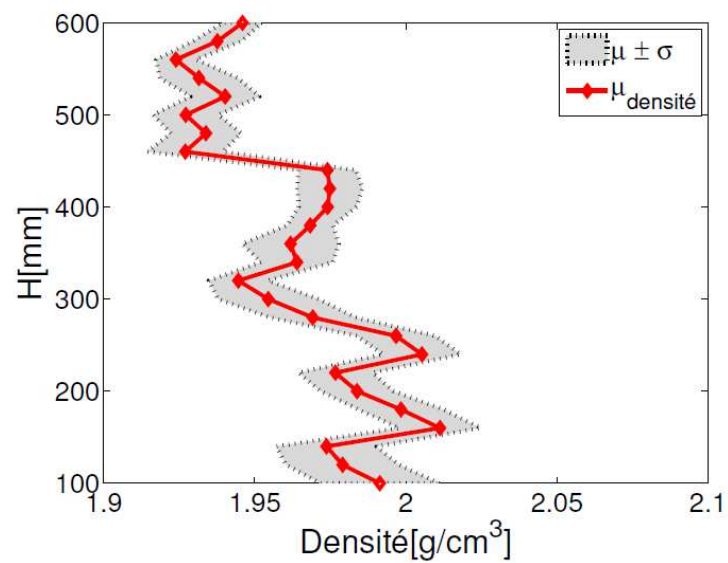


Figure 71. Incertitude de mesure de la densité (gamma) le long d'une colonne de sable.

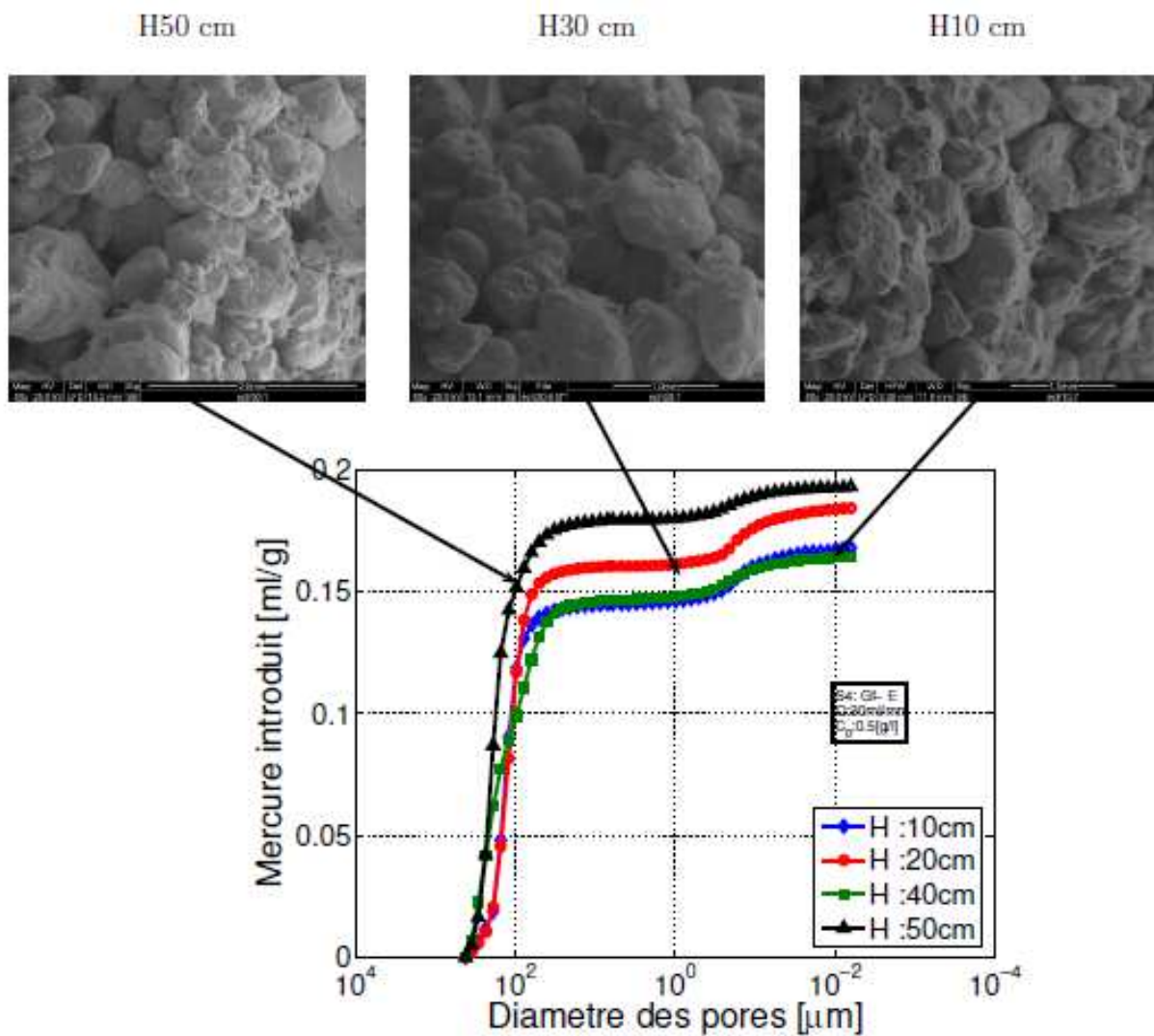


Figure 72. Distribution de taille des pores après la filtration : comparer des prélèvements à différentes hauteurs H dans la colonne de sable.

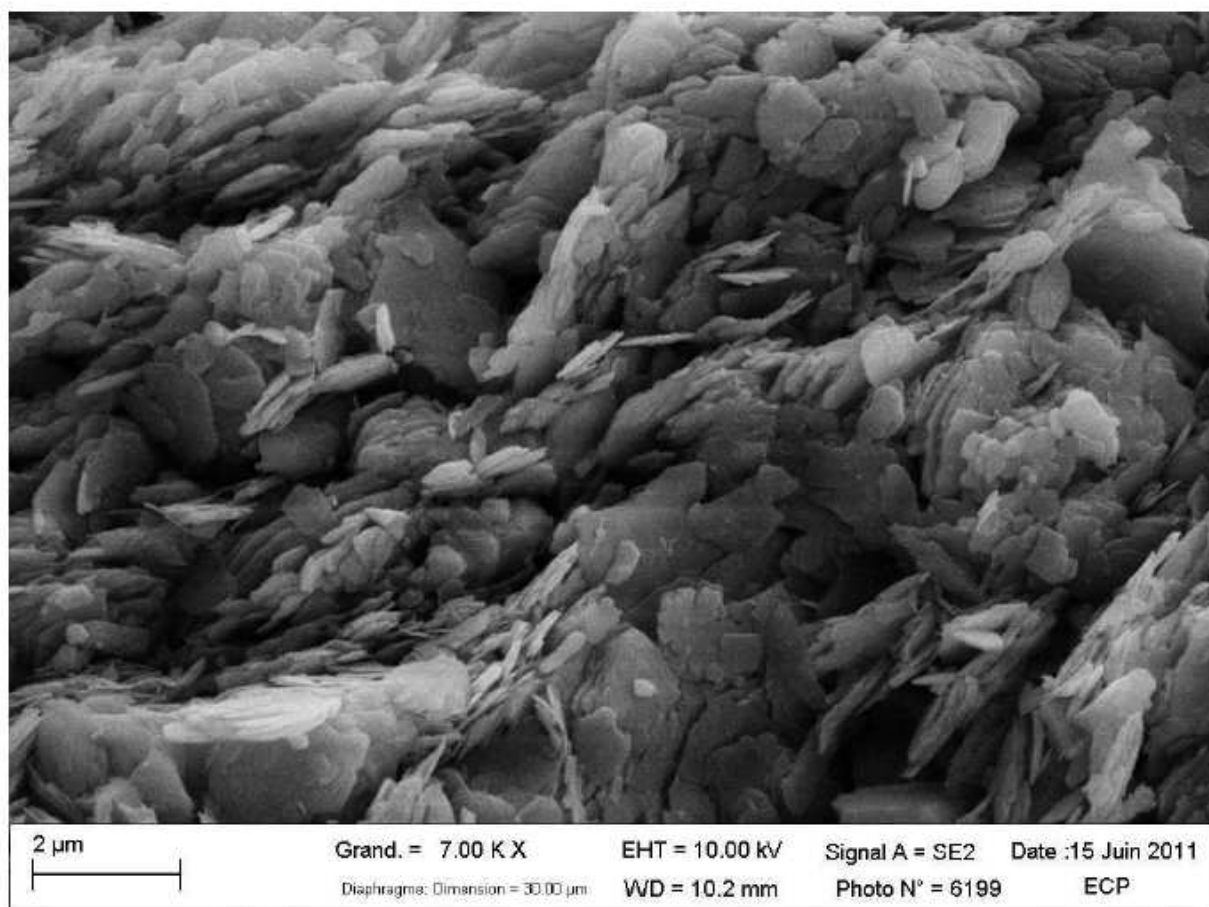


Figure 73. Observation microscopique (MEB) du dépôt de particules de kaolinite et des volumes de vide mort contenu entre les agrégats de particules.

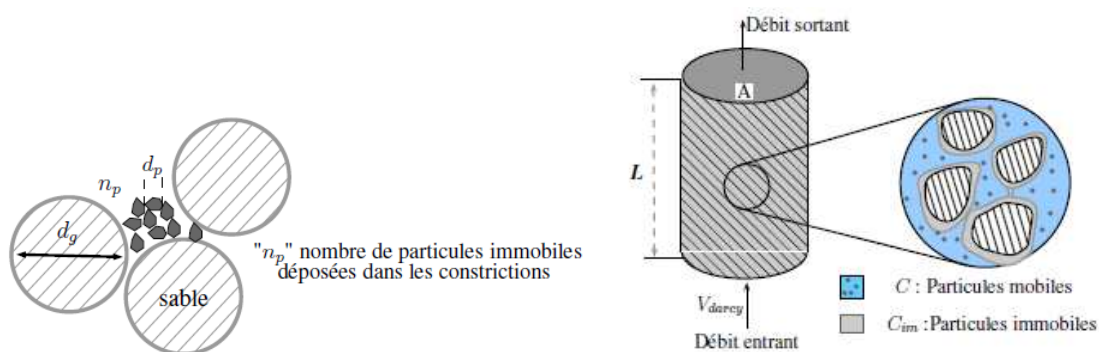


Figure 74. Schéma du milieu granulaire avec accumulation des fines lors de la filtration : dépôt et transport de particules dans le pore.

Quel indicateur pour cet impact ? Granulométrie ou surface spécifique ?

Le premier paramètre qui vient à l'esprit est la granulométrie, que l'on peut mesurer en sédimentométrie ou au laser. Ici, une critique détaillée de la méthodologie laser est appelée par la remarque d'un relecteur du rapport d'activité de projet.

La granulométrie laser mesure la variation angulaire d'un faisceau laser passant à travers un échantillon de sol dispersé au sein d'un liquide (l'eau en général) et donne la distribution de taille des particules de l'échantillon. Les résultats sont exprimés en % du nombre total de particules ou % du volume solide total, en fonction de la taille de particule. C'est donc une courbe de distribution en volume (figure 75), qui doit être convertie, moyennant l'introduction d'une valeur de densité réelle des particules solides, en une courbe de répartition en masse.

Cette méthode fournit un résultat pour des tailles de particules allant du millimètre jusqu'au centième de micron mais avec de fortes approximations (Campbell, 2003). En effet, cette méthode se fonde sur l'hypothèse que toutes les particules sont sphériques et opaques, ce qui n'est pas le cas général pour un sol. En particulier, les particules d'argiles sont en forme de feuillets : les considérer comme des sphères implique que leur surface spécifique se trouve sous-estimée et leur volume surestimé (Beuselink et al., 1998), ce qui conduit à une sous-estimation de la fraction (<2 microns) dans la distribution granulométrique. Cette sous-estimation se fait nécessairement au profit de la fraction limoneuse. En outre, pour éviter un autre biais, la formation d'agglomérats d'argile dans l'eau est inhibée par l'ajout d'hexa-métaphosphate de sodium (défloquant). Mais l'ajustement d'une loi de distribution par le logiciel chargé de produire la courbe granulométrique conduit de toute façon à un biais à l'autre extrémité de la distribution, une sous-estimation de la fraction sableuse. Ces biais sont clairement mis en évidence en comparant la courbe granulométrique obtenue au laser et celle obtenue par la méthode classique de sédimentométrie sur n'importe lequel de nos échantillons (figure 76) ainsi que sur des résultats de la littérature (figure 77).

Actuellement, les réticences à utiliser le laser ne sont pas levées car malgré une littérature abondante en tentatives, il n'existe pas de corrélation convaincante avec les méthodes traditionnelles de sédimentométrie, le densimètre et la pipette, qui sont utilisées comme référence dans beaucoup de pays. Il existe de nombreuses corrélations entre pipette et densimètre qui montrent que les résultats de ces deux méthodes sont similaires, et qui les confortent. En revanche, il est vain de rechercher une corrélation linéaire entre laser et densimètre (figure 76), du moins sur de nombreux types de sols.

Malgré ce défaut bien connu, les avantages du laser sont sa facilité et rapidité d'exécution, et surtout le volume réduit de l'échantillon de sol nécessaire, ce qui est important dans la quête d'un indicateur et qui exclut d'emblée la sédimentométrie par le densimètre. La granulométrie laser, même si elle n'est pas représentative de la granulométrie réelle, pourrait dans un sol homogène être utilisée comme un paramètre facile de distinction d'un contraste. On a donc tenté d'utiliser le laser en mode comparatif : une différence, ne serait-ce que qualitative, dans la courbe granulométrique produite apparaît-elle de façon systématique entre un échantillon de sol impacté et son blanc ? La figure 78 montre l'application de cette méthode comparative sur un sol sableux contenant moins de 1 % de limon en masse d'après la sédimentométrie. Le laser voit un volume de limon qui n'existe pas en fait, et qui, une fois interprété en masse, représente environ 9,3 % de l'échantillon blanc (7,7 à 11,2 % sur 3 échantillons blancs). L'échantillon impacté contient en moyenne 22,8 % de ce « limon ». On peut considérer dans ce cas que cet accroissement est significatif d'un enrichissement en fines*, bien que l'on ne puisse pas donner la teneur exacte ni même dire s'il s'agit de limon fin ou d'argile. Une autre fraction de ce « limon » est en réalité... du sable.

En faisant cette comparaison, surtout ne pas perdre de vue que l'on compare deux artefacts auxquels on donne une signification plutôt qualitative (« il y a un enrichissement en fines* ») et que l'on est incapable de définir et de fixer le seuil de signification de l'écart constaté (sauf à calibrer la courbe laser d'après la courbe de sédimentométrie pour tel type de sol). De plus, on rencontre là une difficulté considérable soulevée par les artefacts de la méthode et le protocole d'échantillonnage : l'échantillon impacté et le blanc doivent appartenir au même horizon de sol et celui-ci doit être homogène. Ainsi, une erreur de 2 cm sur la position de l'échantillon peut enlever son sens à toute comparaison (figure 75). On constate la sensibilité de cette approche à la variabilité du sol ou à sa structure en horizons. Le logiciel du granulomètre laser est doté aussi d'un calcul de la surface spécifique, donnée en cm^2/mL , qui est ensuite convertie en m^2/g . Mais pour les raisons indiquées ci-dessus, elle n'est pas fiable, même dans une approche par comparaison.

La porosité, même interprétée de la gammadensimétrie, n'est pas un indicateur possible car elle évolue in situ sous d'autres processus tels que le tassement du sol. La sédimentométrie à la pipette est à la rigueur possible puisqu'elle donne des intervalles granulométriques fiables. Mais au lieu de se focaliser sur la granulométrie, et notamment le laser dont le résultat, on l'a vu, est plus riche en artefacts qu'en information interprétable, on préférera les essais physico-chimiques qui mesurent la surface spécifique. Sur de faibles quantités du sol prélevées à la gouge, on sait appliquer la méthode du bleu de méthylène au spectrophotomètre (BMS) ainsi que la méthode de l'adsorption de gaz azote (BET). Entre BET et BMS, le BMS est le plus révélateur parce qu'il mesure la surface spécifique totale alors que le BET détermine seulement la surface spécifique externe des particules de l'échantillon. Autre avantage, la surface spécifique BMS est un paramètre parfaitement corrélé (pour ainsi dire identique) avec la surface spécifique mesurée par la méthode BMT du bleu de méthylène à la tâche, qui est un indicateur physico-chimique parmi les 6 choisis pour caractériser l'aptitude du sol aux 3 fonctions (évacuation, épuration, rétention).

Les résultats mettent en évidence une nette augmentation de la valeur au bleu et donc de la surface spécifique pour les échantillons impactés par les EUT. Pour chaque profondeur testée, la surface spécifique fait plus que doubler entre l'échantillon témoin et celui collecté sous l'épandage des eaux usées. Cela permet d'affirmer qu'une fraction de sol plus fine est apparue sous l'action de l'infiltration des eaux usées.

En conclusion de cette discussion, les essais de granulométrie ou porosité (gammadensimétrie, laser, sédimentométrie) ne fournissent pas les indicateurs attendus. On utilisera, comme indicateur physico-chimique de l'impact « enrichissement en fines* » attribué à l'infiltration des eaux usées traitées, que cela soit dû à la charge initiale de ces eaux (allochtone) ou bien à la mobilisation de fines* du sol (autochtone) par la forte sollicitation hydraulique du sol, la surface spécifique mesurée par la méthode BMS du bleu de méthylène au spectrophotomètre. Notons que l'inconvénient des paramètres du sol, c'est le besoin de prélèvement du sol : il est difficile, même une seule fois en vue d'un diagnostic, et encore plus si l'on devait le répéter pour un suivi de l'impact dans le temps.

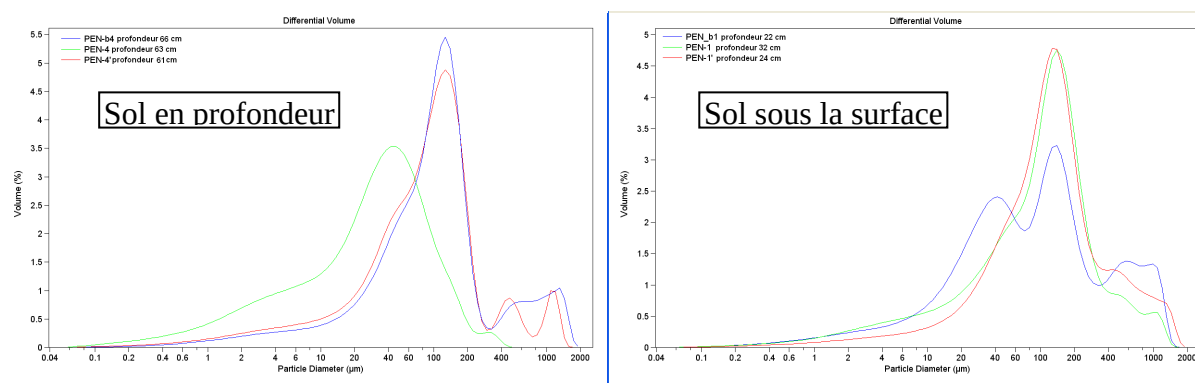


Figure 75. Courbe de granulométrie laser sur des échantillons d'un sol à Chartrettes (Seine-et-Marne). Le blanc (témoin) est en bleu, le sol impacté est en rouge. L'appareil utilisé est un Beckman Coulter LS 230 ; il détecte des particules de 0,04 µm à 2 mm et donne une distribution en volume. NB. Dans le sol en profondeur, le résultat est identique à 61 et 66 cm alors qu'il est plus riche en fines à 63 cm. Il faut que la précision soit inférieure au cm et que le sol soit homogène pour que la comparaison avec un blanc ait un sens en termes d'impact.

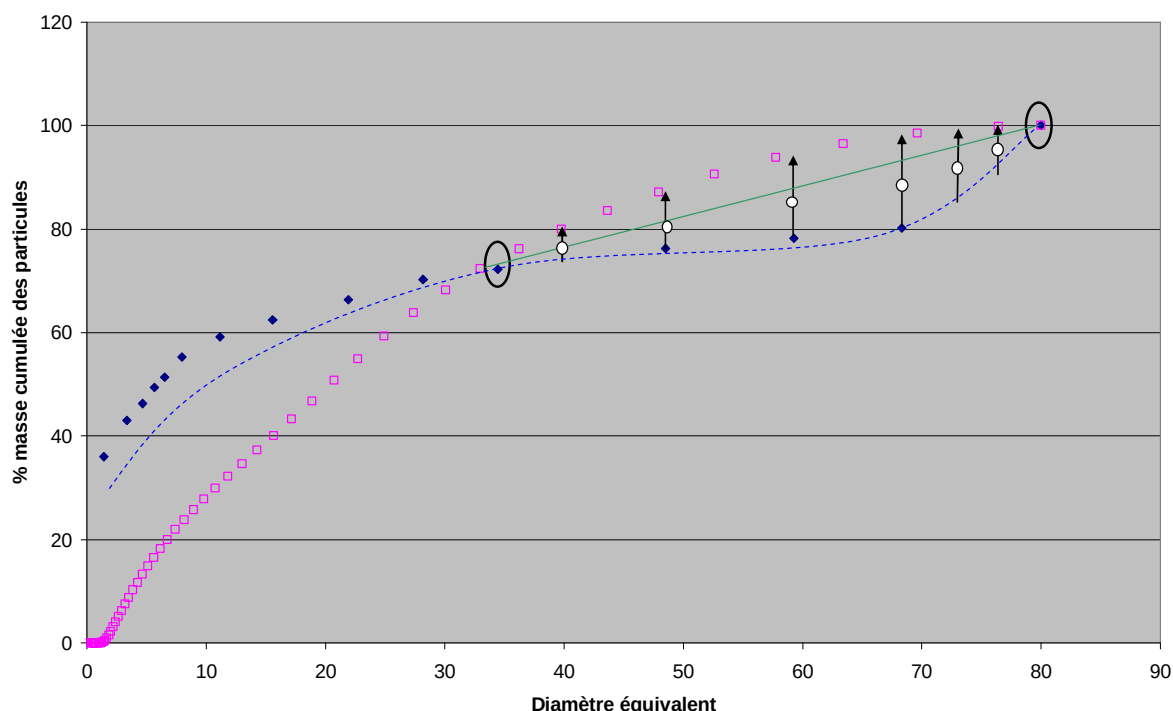


Figure 76. Courbes granulométriques obtenues au laser (carrés roses) et par sédimentométrie (points bleus) sur un échantillon (le n° 12-1) du site pilote. Le diamètre équivalent de particule est en microns. L'appareil utilisé est un Beckman Coulter LS 230 qui permet de détecter des particules de 0,04 μm à 2 mm. La courbe en tirets bleus est une approximation des points de sédimentométrie qui corrige la légère surestimation de la fraction argileuse. Les flèches noires à point milieu blanc représentent l'écart entre les deux méthodes dans le domaine où le laser sous-estime la fraction massique, qui contient surtout la gamme du sable. Le trait vert est une approximation linéaire de la courbe laser dans ce domaine jusqu'au limon grossier. Le laser surestime la fraction massique dans la gamme du limon grossier à fin, et ne voit pas la fraction argileuse.

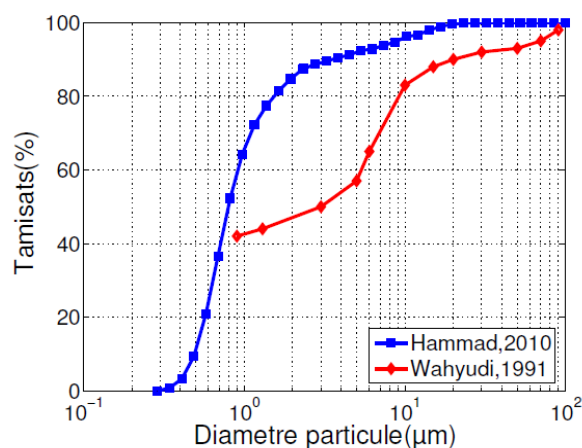


Figure 77. Courbes granulométriques obtenues au laser (carrés bleus) de grande précision (0,01 micron) et par sédimentométrie (points rouges) sur un échantillon d'argile lithologique de référence P300 (kaolinite avec une faible présence d'illite et de quartz) très bien caractérisée. Le diamètre équivalent de particule est en microns. La sédimentométrie voit plus de 40 % d'argile : comme dans notre sol argileux (figure 34), elle surestime très peu la fraction argileuse granulométrique. Le laser sous-estime la fraction massique dans la gamme du sable et du limon jusqu'à 10 microns et voit plus de 80 % d'argile granulométrique alors que dans notre matrice à 25 % de sable (figure 34), le laser surestimait la fraction massique dans la gamme du limon grossier à fin, et ne voyait pas la fraction argileuse.

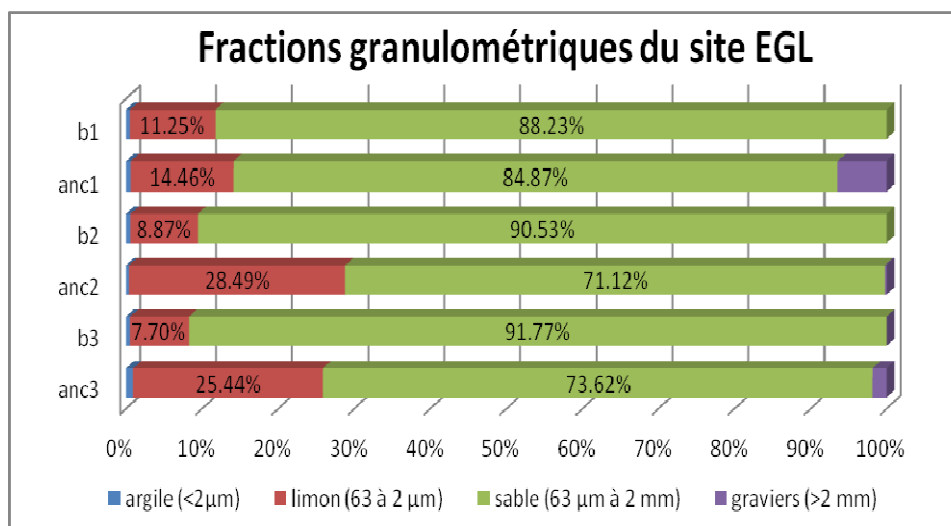


Figure 78. Dans un sol naturel sableux (site de Eglény) contenant moins de 1 % de limon en réalité (selon sédimentométrie), les 3 échantillons impactés par l'ANC (anc_i) sont enrichis en fines (classées en limon par le laser) par rapport aux blancs (b_i) respectifs.

6.2. Quelle stratégie d'échantillonnage permettrait d'intégrer des indicateurs physiques, chimiques et biologiques en exprimant la dépendance entre aptitude, impact et efficacité ?

La distinction entre aptitude, impact, et efficacité est-elle dépassable ?

Dans le projet, nous avons été amenés à distinguer l'aptitude du sol à l'ANC, l'impact de l'ANC sur le sol, et l'efficacité des fonctions du sol rendant service en ANC. Cette distinction nous a aidés à y voir clair, mais elle pourrait conduire à une simplification excessive avec des indicateurs séparés de façon quelque peu artificielle. Jusqu'où peut-on envisager d'aller dans l'intégration des indicateurs physiques, chimiques et biologiques pour les 3 fonctions du sol, la question doit être posée.

Ici, il faut voir comment les problématiques aptitude, impact, et efficacité, sont liées en principe. La qualité de l'eau sur le site pilote nous renseigne sur l'efficacité, du traitement par le filtre à sable et de l'affinage* par le sol. En même temps, la qualité de l'eau interstitielle (et sa quantité) est la source de tout impact environnemental, à commencer par l'impact dans le sol lui-même. La fonction de rétention est mise à contribution en synergie avec l'épuration dans le principe même des dispositifs filtrants : elle participe à la filtration* par le sol et laisse aux temps longs des témoins d'impact de l'ANC dans les sols. Ceci est démontré par comparaison des échantillons de sols ayant subi l'infiltration d'eaux issues d'ANC avec des blancs des mêmes sols. Par ces deux méthodologies, d'une part l'analyse de l'eau traitée et affinée sur un seul site pilote, d'autre part l'analyse de sols ayant joué un rôle de rétention et de leurs blancs, on a donc obtenu des résultats probants et complémentaires sur l'efficacité et l'impact environnemental. Efficacité des fonctions et intensité de l'impact dans le sol sont donc en interaction complexe.

Des indicateurs d'impact sont proposés, dont certains, ceux qui relèvent de la nature, de la texture et de la structure du sol, caractérisent aussi le potentiel du sol à continuer à exercer ses fonctions, ou même à commencer à les exercer, ce qui renvoie à la notion d'aptitude du sol à l'ANC. A partir du moment où l'impact est caractérisé par une évolution de la texture du sol, et pas seulement par une évolution biochimique, les indicateurs d'aptitude peuvent être utilisés aussi comme des indicateurs d'impact. Si un sol échantillonné aux temps longs montrait une différence d'aptitude avec son état initial, cela serait dû à l'impact de l'ANC sur le sol. Aptitude aux fonctions et intensité de l'impact dans le sol sont donc là aussi en interaction complexe. La distinction entre aptitude, impact, et efficacité, nous est apparue nécessaire pour mettre en place des protocoles adaptés à chaque problématique : un protocole unifié est-il possible ?

Au-delà de l'impact sur le sol, la question de la durabilité... de l'aptitude du sol

Il serait intéressant de pouvoir faire intervenir, dans l'appréciation de la faisabilité* de l'ANC dans un type de sol, la durabilité du service rendu. On aimerait pouvoir dire : « plus le service est durable dans tel sol, plus l'ANC y est faisable ». En est-on loin ? A ce jour, on a déjà identifié des témoins qui sont vus comme des indicateurs d'impact de l'ANC sur les sols, quoique sur un petit nombre de sites. Dans l'hypothèse où le processus responsable de cet impact serait cumulatif, et en l'absence supposée d'auto-nettoyage, il est tentant de penser qu'au bout d'un certain temps, le sol atteindra un seuil de cet impact où il sera altéré dans ses fonctions au point de ne plus pouvoir jouer son rôle en ANC, donc de perdre son aptitude. Ce serait une façon d'aborder la question de la durabilité du service rendu par le sol en ANC. Cependant, pour avancer sur cette voie, il faudrait pouvoir associer à une typologie des sols une sensibilité à l'impact que l'on désigne en première approximation le colmatage (rétention de fines*, accumulation du carbone, forte activité enzymatique témoin du développement de bactéries). Cette sensibilité au colmatage pourrait, comme la sensibilité au tassement, être évaluée en s'appuyant sur des indicateurs de texture. Tel type de sol ayant une grande sensibilité au colmatage serait affecté d'une mauvaise note de durabilité. Celle-ci pourrait alors être prise en compte dans le calcul de la note d'aptitude à l'ANC ou de faisabilité*. Mais pour réussir dans une telle démarche, il faudrait comparer une diversité de sols selon divers critères (paramètres de texture, témoins d'impact), à sollicitation égale (même nature et même taux des eaux infiltrées, même filière technique réalisée avec le même soin), avec un protocole unique... ce qui paraît impossible à réaliser in situ, au vu de la variabilité des situations réelles en ANC. Seule une expérimentation en conditions contrôlées sur bancs d'essai permettrait cela, à l'image de ce qui a pu être fait pour caractériser les sables de filtration*. Là, on rencontrerait l'obstacle du remaniement des sols qui mettrait en question le réalisme de ces bancs d'essai. Néanmoins, l'expérimentation sur colonnes de sols permettra sans doute d'avancer sur cette voie vers l'évaluation de la durabilité des fonctions du sol.

Des indicateurs d'efficacité de la fonction épuration par le sol

Quant à la qualité de l'eau, on y a trouvé des indicateurs d'efficacité du traitement (par le sable filtrant) et de l'affinage* (par le sol). Dans l'hypothèse où le mécanisme de transfert d'un contaminant à longue distance serait connu après l'évacuation de l'ANC dans le sol, et à condition que les autres sources de ce contaminant soient connues, on pourrait interpréter certains indicateurs d'efficacité (ou plutôt d'inefficacité) comme des indicateurs d'un impact environnemental diffus. Ceci doit être distingué de l'impact local sur le sol, mesurable seulement par prélèvement de sol. Rappelons que la fonction d'épuration dont il est question ici intervient dans le service d'affinage* des eaux usées déjà traitées, et non de traitement des eaux prétraitées. Seul un suivi temporel continu de la qualité de l'eau traitée et affinée étant à même de détecter une éventuelle perte d'efficacité de l'affinage*, c'est là qu'il faudra chercher des indicateurs de durabilité du service rendu par le sol. L'efficacité doit être étudiée a posteriori donc son potentiel prévisionnel est très faible et elle n'intervient pas dans l'aptitude. Notons que pour une raison évidente de calendrier, elle ne peut pas conditionner la faisabilité* au départ d'un projet d'aménagement. Pour une raison réglementaire, elle ne peut même pas remettre en question une installation après un certain temps d'exploitation : en effet, l'obligation de résultat du traitement n'a plus cours : l'obligation de moyen l'a remplacée pour justifier les installations d'ANC et les contrôler. Où en est-on dans la définition des indicateurs d'efficacité ? Le projet a dû renoncer à la campagne d'analyses des eaux interstitielles sur une diversité de sites et de sols. En parallèle, la mission d'Irstea sur l'analyse des rejets superficiels de certaines filières, ce qui ne prend pas en compte l'affinage* par le sol, n'a toujours pas publié de résultats (d'ailleurs, quels sont les paramètres suivis ?). En conséquence, on n'a pas pu valider sur un nombre significatif de sites les indicateurs d'efficacité (c'est-à-dire d'épuration avérée) proposés par ANCRES (en plus des MES*, paramètre classique, sont proposés le carbone organique dissous (COD)*, les ions nitrate et sulfate, l'aromaticité du carbone, éventuellement le comportement du phosphore, la persistance de micropolluants organiques d'origine domestique tels que le triclosan, un indice bactériologique). Malgré l'absence d'indicateurs d'efficacité validés à l'issue du projet, rappelons que nous livrons des indicateurs du « potentiel épurateur des sols » (qui est bien l'objectif annoncé dans le titre, potentiel requalifié aptitude) que l'on trouve dans la texture (dont certains sont chimiques) et des indicateurs d'impact dans le profil réel de sol. Une perspective est ouverte aux indicateurs d'impact par un autre type de mesure. En effet, des mesures d'oxygène gaz ont été effectuées dans des massifs filtrants (sable) lors de deux campagnes de mesure dans l'Yonne afin de localiser les zones biologiquement actives des massifs. L'information ainsi obtenue sur l'oxygénation du massif filtrant, condition de son efficacité épuratoire, serait à confronter aux résultats d'analyses d'impact sur des échantillons de sols à prélever au voisinage

immédiat des filtres à sable. La même méthodologie devrait fonctionner aussi en principe, si on l'appliquait à des lits d'épandage ou des tranchées filtrantes, où c'est le sol qui effectue le traitement.

Bilan et perspectives sur la voie de l'intégration d'indicateurs d'aptitude, impact et efficacité

L'aptitude des sols à exercer certaines fonctions à l'égard de l'infiltration d'eau usée traitée, l'impact de l'exercice de ces fonctions sur le sol lui-même, et l'efficacité des sols pour abattre les contaminants dans l'eau à la source avant son transfert à l'hydrosystème, sont exprimés à l'aide d'indices physiques, chimiques, enzymologiques, voire microbiologiques. Pour qu'ils soient finalement intégrés dans un indicateur unique, il faudrait acquérir tous ces indices sur chaque site d'ANC et l'interprétation en serait très difficile au vu des différents types de prélèvements nécessaires ayant chacun leurs exigences en termes de protocole, au vu de la diversité des filières, des conditions d'installation, des nombreux dysfonctionnements visibles ou non, et de la grande diversité des sols. La réflexion doit continuer pour examiner les possibilités de définir un plus grand dénominateur commun et un protocole unifié d'échantillonnage permettant de concevoir un suivi des fonctions des sols en ANC dans l'espace et dans le temps. L'analyse des sols étant destructive et non répétable en un même site, c'est vers l'analyse continue de l'eau interstitielle qu'il faut s'orienter pour les questions d'impact et d'efficacité, et de durabilité. L'implantation d'échantillonneurs cumulatifs dans divers sols soumis à l'infiltration d'eaux usées traitées et le dosage (fréquent sinon continu) d'une molécule organique émergente, caractéristique des eaux domestiques, proposée initialement dans le projet, reste une perspective à explorer. Une première approche expérimentale a validé cette démarche et des propositions de molécules ont été faites pour l'avenir.

7. Perspectives

Les perspectives sont nombreuses et on a déjà avancé dans l'élaboration de certaines pistes. On dresse ici des orientations pour la valorisation future du site pilote et le suivi in situ des rejets d'EUT en vue d'évaluer l'efficacité épuratoire des sols, pour une base de fonctions de pédotransfert étalonnées pour qualifier l'aptitude des sols d'un territoire donné, et pour l'avenir des indicateurs scientifiques d'impact sur le sol comme supports décisionnels dans la gestion des sols.

7.1. Perspectives du site pilote et du suivi in situ des rejets d'EUT

Le site pilote était un outil unique qui devait servir de point d'appui pour lancer de nouveaux projets en vue d'étudier le transfert des polluants à la nappe et au milieu superficiel et estimer l'impact sur les hydrosystèmes du milieu récepteur. Au-delà, le dosage de certaines substances émergentes bien choisies, pertinentes comme indices d'une origine de pollution humaine et/ou animale, permettrait d'identifier les sources des pollutions en milieu péri-urbain. Hélas, les projets soumis à l'ONEMA et à l'ANSES n'ont pas été considérés comme prioritaires. Les objectif(s) détaillé(s) de ces projets étaient et sont encore :

- Evaluer le risque de transfert, dans les eaux souterraines, de résidus médicamenteux et de biocides utilisés au quotidien par des particuliers dépendant d'un dispositif d'assainissement non collectif fonctionnant par infiltration des eaux usées traitées.
- Evaluer le risque de transfert de pathogènes microbiens et/ou viraux vers les eaux souterraines par ces mêmes dispositifs.

Le projet sera redéposé dans un AAP incluant l'axe suivant : mesurer et modéliser le devenir dans l'environnement des agents dangereux (sources, transfert, diffusion, réduction, transformation, interactions avec le milieu et d'autres pollutions).

Les questions majeures à la recherche sont :

- Caractérisation de l'exposition et évaluation des risques chroniques chez l'homme associés à la contamination de l'eau par les résidus de médicaments, les résidus de produits de l'hygiène corporelle et de cosmétiques, les biocides (Markman et al., 2007 ; Darbre et Harvey, 2008).

- Evaluation de l'efficacité des mesures de gestion sur la maîtrise du transfert des contaminants présentant un risque pour la santé humaine (polluants secondaires et métabolites) vers les milieux aquatiques (Lewis et al., 1980; Fourie et van Ryneveld, 1995).

Originalité et caractère novateur du projet

En France, on compte près de 5 millions de foyers, soit 12 millions de personnes, équipés d'un dispositif d'assainissement non collectif. Majoritairement, les dispositifs utilisent le sol en place ou un matériau rapporté (sable) pour effectuer une dépollution des eaux usées. Les eaux usées traitées sont ensuite infiltrées dans le sol et transférées à la nappe. En assainissement non collectif, les eaux usées traitées doivent préférentiellement être infiltrées (arrêté du 7 septembre 2009). L'inefficacité du traitement de ces eaux usées peut entraîner un transfert de micropolluants organiques vers les eaux souterraines et contaminer les captages destinés à la consommation humaine.

Parmi les usagers de l'assainissement non collectif, on compte des patients qui suivent un traitement chronique. Les eaux usées domestiques introduites dans un dispositif d'assainissement non collectif peuvent être de 50 à 1000 fois plus concentrées en résidus médicamenteux que celles parvenant à une station d'épuration. Or, à ce jour et dans ce cas de gestion des eaux usées, les connaissances sur l'efficacité du traitement de ces résidus médicamenteux et biocides sont peu nombreuses. Les rares études sur la question concernent des dispositifs utilisant des techniques de traitement équivalentes à celles des stations d'épuration (traitement par boues activées).

Le projet ANCRES, financé par le programme GESSOL 3, a réalisé un dispositif expérimental d'assainissement non collectif chez un couple. Le système de traitement des eaux usées est constitué d'un massif de sable filtrant et les eaux usées traitées s'infiltrant directement dans le sol. Grâce à ce dispositif expérimental, il est possible de collecter des eaux usées traitées à l'interface sol/massif filtrant et à 20 centimètres sous le massif filtrant.

Ce site expérimental est implanté en milieu rural, en tête de bassin versant. Un puits est présent à l'amont du dispositif et à l'aval, (environ 100 mètres) il existe une source pérenne. Cet ensemble de trois points de prélèvement formera le dispositif de mesure des molécules recherchées.

Pertinence des résultats / de la méthode pour faire avancer la connaissance sur ces questions.

L'implantation du site expérimental chez un couple de particuliers permet de suivre le fonctionnement réel d'un dispositif (alimentation du dispositif par la consommation quotidienne d'eau et les produits d'hygiène utilisés habituellement) tel qu'il existe dans de nombreux foyers. Cette méthode complète les études menées sur plate-forme qui sont insuffisamment représentatives de la réalité.

L'acquisition de résultats sur le transfert de résidus médicamenteux et de biocides dans les eaux souterraines permettra d'évaluer l'efficacité des mesures de gestion des eaux usées domestiques chez les particuliers non raccordés à un réseau de collecte. De plus ces résultats devraient permettre d'évaluer, par extrapolation, la part relative de l'assainissement non collectif sur la contamination par ces molécules des eaux souterraines.

Enfin, il est possible de cibler spécifiquement le comportement et le devenir de quelques molécules d'intérêt national en réalisant des injections dosées pendant une durée déterminée (temps de traitement d'une infection) dans le dispositif.

Description des méthodes à mettre en œuvre

Un suivi des prises de médicaments par les usagers du foyer sera mis en place. La caféine sera dosée comme témoin de contamination anthropique. Les analyses ne seront menées que dans le compartiment « eau ».

Pendant deux ans, des prélèvements mensuels seront réalisés à la sortie de la fosse toutes eaux, sous le massif filtrant des eaux usées domestiques, dans la source à l'aval et dans le puits situé à l'amont. Le site expérimental est équipé de deux séries de cellules poreuses, l'une à l'interface sol/massif filtrant, l'autre située 20 cm en dessous de cette interface. Chaque série de cellules est reliée à une pompe de prélèvement. Ces prélèvements synchrones seront analysés en laboratoire par chromatographie liquide et/ou gazeuse.

Dans le cadre d'une campagne spécifique de suivi d'une molécule d'intérêt national, le composé sera injecté dans les canalisations d'évacuation des eaux usées de la maison à une concentration préalablement définie (fonction de la posologie médicale). Auparavant, un traçage sera effectué à l'aide d'un marqueur fluorescent pour déterminer la vitesse d'écoulement dans la nappe. Ce traçage permettra de déterminer l'instant optimal de prélèvement dans la source.

Le travail méthodologique nécessaire pour la mise en place d'un indicateur d'efficacité ou d'un indicateur de transfert fondé sur des analyses d'eau interstitielle de divers sites équipés en ANC est encore considérable. Il contribuerait à améliorer les méthodes et dispositifs d'observation des sols et apporterait des éléments de réponse aux questions suivantes du programme GESSOL. Quelles nouvelles variables introduire pour décrire leurs fonctions et quels nouveaux capteurs ? Comment suivre la dynamique du bon état écologique d'un sol ? Comment suivre l'évolution des fonctions des sols ? Quelles sont les échelles pertinentes d'espace et de temps ? Existe-t-il des valeurs seuils au-delà desquelles une ou plusieurs fonctions ne sont plus assurées ?

En perspective, cette démarche sera testée sur d'autres types de dispositifs de rejet comme le fossé d'infiltration végétalisé ou non, ou bien, par un changement d'échelle, elle pourra être appliquée à l'aire d'infiltration des EUT de l'assainissement collectif (Coppola et al., 2004 ; Gelsomino et al., 2006 ; Ternes et al., 2007 ; Truu et al., 2009), ou encore, au-delà de l'ANC et des EUT, à la parcelle d'infiltration des techniques alternatives en gestion de l'eau pluviale (Cheverry et Gascuel, 2009).

7.2. Perspectives des fonctions de pédotransfert (FPT)

Le graphique des données mesurées de l'humidité résiduelle en fonction de la teneur en cailloux met en évidence une corrélation entre TER et TEC des échantillons du site pilote (figure 79). En augmentant la teneur en cailloux, l'humidité résiduelle diminue linéairement dans l'échantillon du sol. L'hypothèse simple qui consistait à supposer que la masse d'eau résiduelle est proportionnelle (existence de la constante p égale à 23,6 %) à la masse de matrice est ainsi confirmée par l'expérience. Notons que TEC (ou R_w) est difficile à mesurer car il faut nettoyer les cailloux à la brosse de façon méticuleuse pour ne pas surestimer leur masse. Le paramètre TER est plus facile à mesurer. Cette corrélation sera utile pour estimer de façon plus simple la fraction des cailloux dans le sol qui est un facteur important pour les fonctions de pédotransfert. En perspective, valider une corrélation soupçonnée entre un indicateur physique tel que la teneur en eau H_r ou TER et un autre paramètre difficile à mesurer tel que la teneur en cailloux R_w ou TEC serait donc un résultat majeur, vue l'importance de R_w dans l'estimation de la conductivité hydraulique par les FPT.

En conclusion, on peut dire que s'il existe une macroporosité au sein de la matrice ou à l'interface des cailloux et de la matrice, en tout cas, elle n'influence pas la rétention d'eau par le sol. Ce résultat est cohérent avec l'étude de Coutadeur et al. (2000a et 2000b) qui ont démontré que le taux d'évaporation se corréle négativement avec la teneur en cailloux dans le sol. La relation entre le taux d'évaporation et la teneur en cailloux dans le sol est une piste de recherche très intéressante qui serait complémentaire de la corrélation trouvée entre la teneur en eau résiduelle du sol et la teneur en cailloux. Cette idée ouvre la voie à l'évaluation de la fonction de rétention du sol et de la conductivité hydraulique sans avoir besoin d'un essai d'infiltration, donc de façon non destructive et répétable.

Pour mieux comprendre le processus par lequel les cailloux créent des macropores dans le sol et aussi trouver un mélange optimum qui assurerait en même temps la fonction d'évacuation et d'épuration, un modèle physique au laboratoire pourrait s'effectuer dans des colonnes de sol avec des proportions différentes de matrice-cailloux (de 0 à x %) et aussi avec des degrés de compactage différents qui seraient alimentées par des eaux de qualités différentes. L'impact du vieillissement des mélanges, l'influence du régime non saturé ou saturé sur le développement des macropores, et de ce fait les chemins préférentiels dans le sol, sont les résultats à atteindre par cette expérimentation. Ce travail serait accompagné par une simulation numérique avec un modèle de double porosité pour développer la modélisation avec plus de scénarios, comme on l'a fait pour simuler l'infiltration dans un aquifère (Nasri et al., 2014).

Si la conductivité hydraulique du sol est insuffisante à la profondeur ciblée pour l'évacuation des eaux usées traitées, une amélioration du sol par ajout de grave* est préconisée par le projet (figure 80). L'amélioration des sols consisterait à ajouter des graves* aux sols fins aujourd'hui considérés comme inaptes à l'ANC car insuffisamment perméables, ou réciproquement à ajouter des fines* aux sols grossiers considérés comme inaptes à l'ANC car trop perméables. Prenant l'exemple du Bassin parisien, une source considérable de matériaux fins s'ouvre avec les chantiers des tunnels du Grand Paris, dont la société gestionnaire n'a pour l'instant aucun plan de valorisation des matériaux excavés. Les sources de graves* existent et sont en activité extractive, le secteur des carrières est directement en mesure d'en fournir. La seule difficulté technique réside dans la mise en œuvre de ces matériaux par les terrassiers actifs en installation d'ANC, et cela nécessite une action de recherche expérimentale en laboratoire et in situ avec des professionnels. Mettre au point une méthode d'amélioration du sol dans ce secteur n'est pas plus problématique que dans d'autres applications de

la géotechnique et du paysagisme où cela a déjà été fait avec succès. Bien sûr, c'est un travail en plus pour l'installateur et cela aura un coût. Mais les dysfonctionnements découverts après-coup sont bien plus coûteux en termes économiques, sanitaires et écologiques.

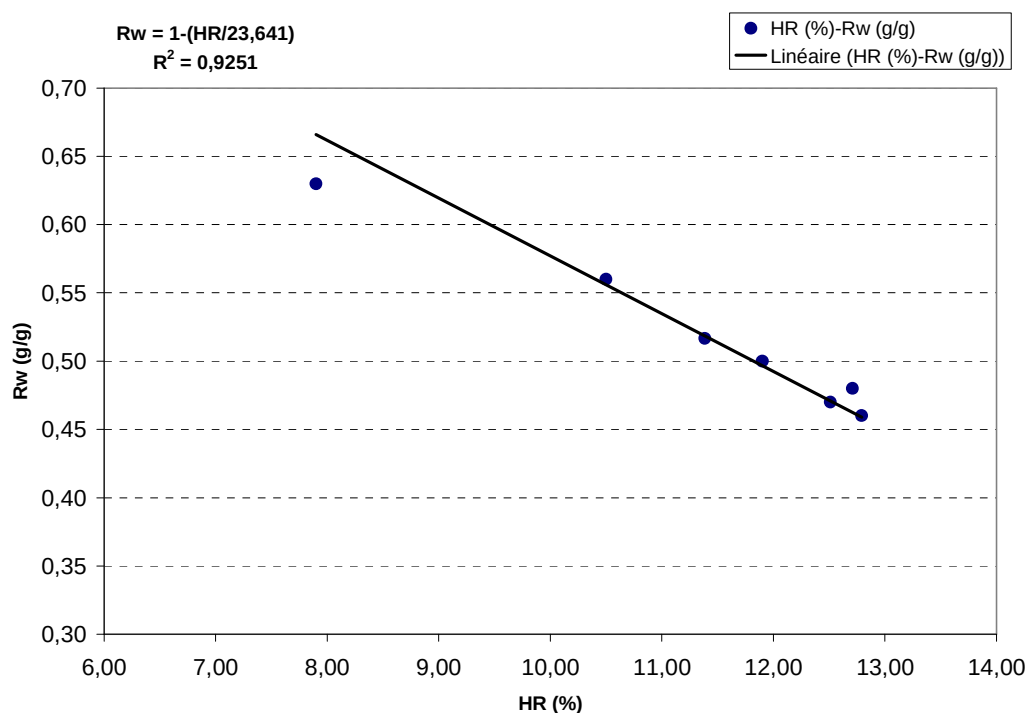


Figure 79. Corrélation entre un indicateur physique (HR, humidité ou teneur en eau résiduelle) et un paramètre important pour les fonctions des sols en ANC mais difficile à mesurer (Rw, teneur en cailloux) : mesure au laboratoire, limitée à 7 échantillons du site pilote. Thèse de B. Nasri, 2013.

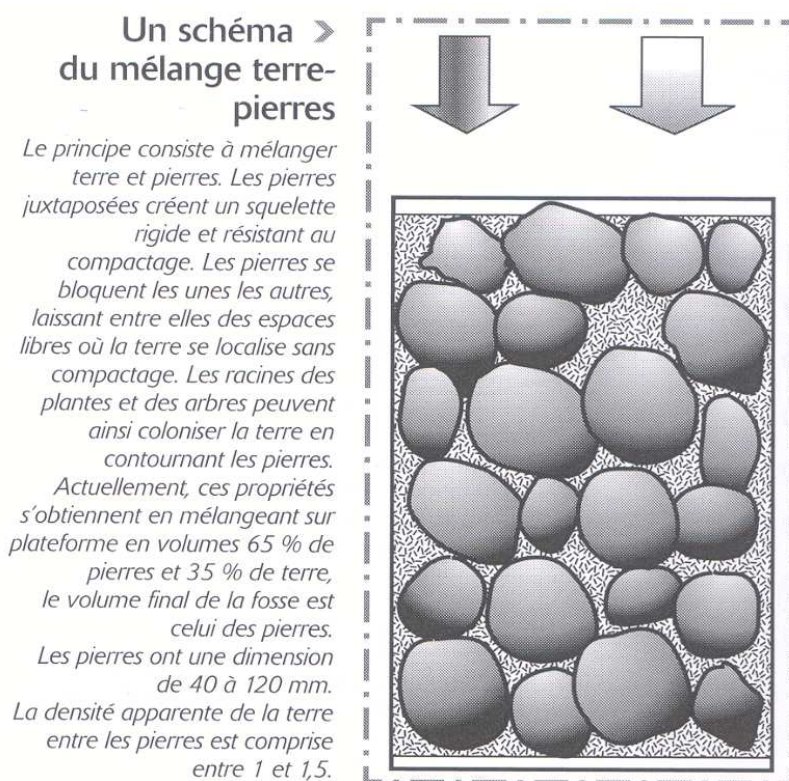


Figure 80. L'incorporation de cailloux à un sol argileux ou limoneux pour accroître sa conductivité est une proposition confortée par une pratique connue en paysagisme, le mélange terre-pierres. LRPC

d'Angers – reproduit par J-P. Rossignol et al. In : Cheverry et Gascuel (2009).

La détermination de la teneur en eau résiduelle (indicateur TER) et de la matière organique par calcination (indicateur MOC) est faite par des essais qui ne nécessitent pas une préparation de l'échantillon qui risquerait d'effacer des témoins d'impact. Ils peuvent donc être utilisés comme indicateurs pour tous les états du sol, qu'il soit impacté ou non impacté par les eaux usées prétraitées ou traitées. La MOC entre comme prédicteur dans les FPTs ; la TER y entre aussi, mais de façon implicite, via la corrélation avec la teneur en cailloux TEC. La TER a été contestée au sein du projet ANCRES comme trop dépendante des conditions de laboratoire mais on l'a retenue pour la raison ci-dessus. On a eu pour but de relier la conductivité hydraulique à ces indicateurs. Afin de prendre en compte le rôle de la masse volumique apparente qui est un paramètre important du sol pour l'aération et l'infiltration de l'eau dans les sols complexes (caillouteux avec une matrice fine), nous avons développé une méthodologie : on estime la TEC du sol par la relation établie avec la TER du sol et ensuite, en utilisant la teneur en cailloux, la texture et la matière organique du sol, on estime la masse volumique apparente (Bd) du sol (par des Bd-FPTs) puis la conductivité hydraulique (Ks) du sol par les couplages des fonctions de pédotransfert (Bd-Ks-FPT). Dans les meilleurs couplages trouvés, on constate que la matière organique est toujours un prédicteur. Mais les FPTs utilisées ont été établies par leurs auteurs pour le sol organique proche de la surface et la MOC traduit surtout la structuration du sol organique. Or, notre couche de « sol » à 80 cm ou 120 cm de profondeur est pauvre et n'est pas structurée comme le sol organique. La MOC (matière organique mesurée par calcination) est un paramètre qui contient d'ailleurs les autres matières volatiles solides du sol. Donc, les couplages (finalement, des nouvelles FPTs) que nous avons proposés ne sont adaptés avec certitude que pour un sol pauvre en matière organique et peu structuré. Par ailleurs, les eaux usées, même traitées, sont riches en matière organique. En perspective, une étude sur un site pendant 10 ans ou 20 ans de l'impact des eaux traitées sur le sol en profondeur montrerait une accumulation de la matière organique. On peut supposer que la vie se développant comme le suggère l'activité enzymatique, le sol à cette profondeur se structurera (Chenu et al., 2011), et que cela fera évoluer la Ks comme le prédisent nos couplages Bd-Ks-FPTs, c'est-à-dire en augmentant. Cet effet serait contradictoire avec la réduction de la conductivité (Gonçalves et al., 2007) due au colmatage progressif de la porosité par l'apport de fines*. Il n'est donc pas possible de conclure sur la durabilité du processus, et en tout cas rien n'indique que l'impact soit cumulatif sur le sol et aboutisse à une impossibilité d'exercer ses fonctions à l'égard des eaux usées traitées. A ce stade, on peut aussi bien conclure que cet usage du sol développe les fonctions du sol en le sollicitant plus en profondeur.

La diversité des résultats obtenus avec 7 fonctions Ks-FPT sur une dizaine de sols (Vidal, 2013) montre la difficulté d'utiliser ces fonctions de pédotransfert. En effet, il est reconnu que ces fonctions empiriques ne devraient être utilisées que pour le type de sol sur lesquels elles ont été établies et ne devraient pas être utilisées dans un autre contexte géopédologique. Pour dépasser cet obstacle, plusieurs études ont été réalisées par l'INRA qui utilise des fonctions de pédotransfert pour estimer la capacité de rétention d'eau d'une grande quantité d'échantillons de sols. Les résultats de la capacité de rétention prédite ont ensuite été comparés à la capacité de rétention mesurée disponible dans la base de données SOLHYDRO (Bruand et al., 2004). Cette comparaison permet d'obtenir pour chaque échantillon de sol des classes de fonctions de pédotransfert calibrées pour estimer la capacité de rétention. L'idée serait, dans notre cas, de déterminer des classes de fonctions de pédotransfert (couplage Bd-Ks-FPT) par type de sol et de mettre en place une base de données qui permettrait d'obtenir une valeur de conductivité pour un sol sur lequel la mesure n'a pas pu être réalisée. Plusieurs informations seraient disponibles pour chaque type de sol : les fonctions de pédotransfert sélectionnées, les résultats d'analyses en laboratoire (MOC, texture, teneur en cailloux...), ainsi qu'une description détaillée du profil de sol (hydromorphie, agrégats...). Ces informations permettraient d'être certains que le sol dont nous cherchons à connaître la conductivité hydraulique correspond bien au sol de la base de données. C'est-à-dire qu'il faut chercher à avoir des prédictions plus précises de la conductivité en étant exigeant sur les caractéristiques du sol. Cependant, la mise en place d'une telle base de données nécessite la réalisation d'un grand nombre de prélèvements, d'essais en laboratoire, et d'essais in situ de conductivité hydraulique pour évaluer la variabilité spatiale d'une même formation pédologique (Vauclin et al., 1994).

7.3. Perspectives des indicateurs scientifiques d'impact comme support décisionnel

Une question posée au départ du projet par Irstea était celle de l'analyse du cycle de vie, l'ACV : « Comment intégrer les fonctions assurées par les sols dans un système général d'évaluation multicritère de l'impact environnemental (type ACV) » ? Un constat d'échec a été fait pendant le projet

car à ce jour, l'ACV ne considère pas les liens possibles entre indicateurs environnementaux et actions locales ou territoriales qui seront le propre d'une future gestion des sols. Néanmoins, dans la perspective de l'ACV, les indicateurs *midpoints* proposés permettront de comparer plusieurs solutions techniques ; une modélisation des effets finaux sur l'environnement n'est donc pas nécessaire.

Au-delà de la facilité d'estimation d'un indicateur d'impact, se pose la question de l'intelligibilité des résultats. En effet, le choix des indicateurs et catégories d'impacts scientifiques *midpoints* et non agrégés repose sur une exigence de minimiser les incertitudes et de transparence des méthodes, mais leurs unités s'adressent aux experts et sont moins lisibles que des indicateurs *endpoints*.

Les acteurs s'interrogent sur la qualité des données utilisées et leur validation, insistent sur la nécessité de ne pas limiter l'évaluation à un seul indicateur et encouragent l'exhaustivité, et affirment l'importance d'intégrer la vie en service de l'ouvrage. De plus, le besoin de formation est clairement exprimé, et d'accompagnement vers un socle commun de connaissances liées à la méthodologie, ses atouts et ses limites (annexe 9). Or, le socle commun de connaissances des acteurs en environnement réside principalement dans la réglementation. Ainsi, la pertinence d'un outil constitué d'indicateurs environnementaux différents des approches purement réglementaires, proposé comme socle commun de réflexion entre les acteurs, dépendra de la compréhension qu'en auront les futurs utilisateurs pressentis. Il pourrait donc paraître inapproprié à première vue, mais on peut penser à rebours qu'un tel indicateur, s'il est suffisamment expliqué, pourrait déclencher la prise en compte d'aspects environnementaux jusque là ignorés, du simple fait de l'amélioration des connaissances que son existence génère.

A l'issue du projet sont envisagés un indicateur de l'impact hydraulique visible à l'entraînement des fines* vers la profondeur, et un indicateur d'accumulation de matière organique détecté par le développement microbiologique dans le sol. L'information fournie par les indicateurs ne peut pas embrasser tous les aspects : il n'est pas proposé d'indicateurs concernant les nuisances ou la biodiversité, même si les activités enzymatiques pourraient être mesurées dans cet objectif (Cadwell, 2005). Malgré cela, et bien qu'elle ne soit pas toujours fiabilisée en termes de données, l'indicateur peut être utilisé comme le moyen de dégager des leviers d'action, par exemple aller vers l'éco-conception en ANC, sinon pour la production de résultats absolus. Pour traduire ces indicateurs de façon à les rendre intelligibles sans utiliser de pondération subjective ni d'indicateurs *endpoints*, on pourrait :

- exprimer la comparaison entre différentes solutions techniques sous la forme d'un enjeu ou d'une possibilité d'action, pertinents par rapport aux objectifs du décideur ;
- exprimer les résultats d'indicateurs en différentiels par rapport à une solution de référence.

L'état des eaux superficielles, réceptrices d'un rejet de STEP par exemple, est évalué à ce jour à l'aide de l'indice SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux). Le SEQ se décline en SEQ-Eau pour l'aspect chimique, en SEQ-Physique pour l'aspect physique, et en SEQ-Bio pour l'aspect biologique. Cet indice SEQ permet de qualifier l'état de l'eau par son altération vis-à-vis d'un usage particulier et sur un critère de dépassement de seuil ponctuel. Cet outil d'évaluation est construit par rapport à un milieu « référence » et est exprimé en classes de qualité avec code couleur associé. Il y a encore beaucoup de travail en perspective avant d'être en mesure de proposer un tel système pour les sols, tout spécialement en ANC : peut-on dire qu'au-delà d'un certain seuil, un sol devient incapable de rendre un service attendu ? C'est sans doute le cas du colmatage, de l'acidité, de l'hydromorphie, de la saturation en phosphore... mais l'évolution vers ces états limites n'a pas été étudiée par le projet. Cette question est fort complexe comme l'illustre l'exemple suivant. En ANC, malgré l'intérêt supposé de l'apport en matière organique au sol, il pourrait s'avérer dommageable au sol de systématiser l'évacuation superficielle, que cela soit par épandage ou par rejet au fossé : en effet, le colmatage, si cet impact s'avérait caractéristique, aurait alors des conséquences non seulement sur les fonctions utiles à l'ANC mais aussi sur d'autres fonctions des sols, comme l'infiltration des eaux de pluie.

En guise de bilan, les indicateurs d'impact peuvent donc servir à orienter nos actions de façon à le réduire. La préservation du patrimoine « sol » (axe II de l'AAP) passe autant par la sensibilisation des acteurs que par le dimensionnement des surfaces d'infiltration des eaux usées traitées afin de réduire au mieux l'impact sur les sols.

8. Conclusion générale

L'innovation du projet ANCRES est dans la prise en compte approfondie du sol et de l'utilisateur dans la gestion de l'ANC. Du point de vue des disciplines, le projet a abordé des questions réglementaires, politiques et sociologiques sur l'ANC, auxquelles font écho les questions hydrauliques et pédologiques posées par l'évacuation, dans le sol, des eaux traitées. Il a également porté sur des questions de protocoles de prélèvements et d'analyses chimiques et biologiques sur les eaux et les sols. Le projet ANCRES est donc fortement interdisciplinaire et il a apporté des méthodes nouvelles et des plus-values spécifiques dans chacune de ces disciplines en s'imposant un cadre commun, qui est le fonctionnement du sol dans ses trois fonctions : évacuation, épuration, et rétention. Ce cadre commun possède un haut potentiel de généralisation, ce qui devrait faciliter l'analogie avec d'autres problématiques (sans lien avec l'ANC) faisant intervenir les services écosystémiques rendus par le sol.

Du point de vue du transfert depuis la science vers la gestion, on s'est focalisé dès l'origine du projet sur la sélection d'indicateurs pour renseigner le gestionnaire, y compris l'utilisateur, et l'aider à s'orienter dans la problématique de l'ANC, entre gestion de l'eau et gestion durable du sol dans la perspective tracée par King et al. (2008). Pour simplifier la démarche, il a fallu traiter de façon séparée l'aptitude, l'impact et l'efficacité, ce qui rend plus difficile apparemment l'intégration en un indicateur unique. Le résultat du projet consiste ainsi en 3 jeux d'indicateurs qui paraissent immiscibles à ce stade. Ce choix est assumé pour des raisons pratiques d'intérêt pour la gestion et d'autres, théoriques, fondées sur l'expérimentation et la modélisation des processus physiques dans le sol. Les conditions à réunir pour avancer sur la voie de l'intégration de l'aptitude, de l'impact et de l'efficacité ont été discutées à la fin, notamment la nécessité d'un protocole unifié de prélèvement de sol ou de mesure de paramètres.

La première conclusion du projet ANCRES est qu'il faut territorialiser l'action du SPANC* en fonction du sol, de ses contraintes et de ses propriétés, mais aussi de ses usagers. Pour cela, on fait intervenir des indicateurs physiques d'aptitude du sol et de la parcelle à héberger telle technique d'ANC et à rendre les services attendus du sol. La perception de l'utilisateur sur le sol et l'ANC et les modalités de la mise en œuvre du SPANC* sont des facteurs aussi importants que les propriétés physiques des sols dans l'évaluation de l'aptitude d'un territoire à l'ANC, donc de son acceptabilité pratique et sociale. En appliquant une méthode de transmission aux acteurs, on réussira à améliorer l'acceptabilité et la durabilité de l'ANC. Une approche de la transmission aux acteurs a été élaborée au cours du projet mais dans un cadre différent du SPANC*, celle d'un SAGE, organe participatif de gestion de l'eau sur un bassin versant : un cahier des charges général est proposé de l'outil scientifique apte à aider les acteurs à élaborer une communauté et à territorialiser leur action. Certes, de la conception à l'expérimentation au SAGE ou au SPANC*, il y a un grand pas à franchir. Le SPANC* n'est pas un organe participatif et ne semble pas destiné à le devenir.

Pour autant, les objectifs en termes de gestion de l'eau et du sol sont d'apporter une aide au SPANC* pour planifier son intervention, à l'utilisateur pour concevoir son projet, à l'installateur pour la mise en œuvre de techniques d'amélioration du sol. Lors de la restitution du projet par les chercheurs (séminaire à Auxerre, 13 et 14 juin 2014), le public – habitants, professionnels, gestionnaires – a donné son avis sur les préconisations du projet afin d'évaluer leur portée dans la mise en place d'une gestion performante.

En pratique, le projet ANCRES est valorisé en combinant l'indicateur d'aptitude physico-chimique du sol et de la parcelle avec l'indicateur socio-technique d'aptitude de l'utilisateur, pour produire l'indicateur intégré d'aptitude SPU qui sera l'outil de base de la territorialisation de la gestion de l'ANC. On a avancé vers cet objectif lors du séminaire ANCRES du 13-15 juin 2014 dont le compte-rendu est en annexe, puis en esquissant une règle de combinaison. On y travaille par la communication (séminaires, web-SIG, presse, formation...) et par le partenariat avec des SPANCs et d'autres acteurs de l'ANC. Il sera testé pour vérifier la pertinence du zonage ou du choix de la filière d'ANC mise en œuvre sur des parcelles par le passé. On organisera l'expérimentation de l'indicateur d'aptitude SPU avec les services techniques des collectivités. Cette expérimentation consistera à faire appliquer ces indices par les services techniques et à évaluer ce qu'ils en retirent comme aide pour leur action. On interrogera ces services sur les autres indices (techniques, sociaux, économiques) qui entrent en ligne de compte dans les décisions de zonage d'assainissement et de prescriptions techniques relatives aux installations pour améliorer l'indicateur global proposé. L'indicateur d'aptitude SPU dans sa forme finale (ou certains indicateurs partiels) servira en tant qu'instrument d'étude de faisabilité* et d'aide à la décision sur le financement et la planification.

9. Glossaire

Affinage

L'affinage désigne l'épuration complémentaire et la rétention complémentaire qui se produisent dans le sol d'une zone d'épandage lors de l'infiltration des rejets (eaux traitées) d'une station d'épuration, ou par analogie en ANC, lors de l'infiltration des eaux déjà passées par le prétraitement (en fosse septique ou toutes eaux) et par le traitement (par un filtre à sable ou un autre système de filtration*). Cet affinage accompagne l'évacuation des eaux traitées, qui s'effectue en profondeur ou juste sous la surface, selon la filière installée sur la parcelle.

Carbone organique dissous (COD)

Pour une eau de surface, le COT (CO total) est en général composé à 90 % de COD (CO dissous) et à 10 % de COP (CO particulaire). Le COD représente les matières organiques restant dans l'eau après filtration sur des membranes de 0,45 microns. Il existe une corrélation entre le COD et l'absorbance UV, et entre le COD et la DCO. Ne pas confondre COP et carbone organique du sol, ce dernier étant la différence entre le carbone total (matières volatiles solides : CO₂ dégagé par pyrolyse) et le carbone inorganique (minéral, dans les carbonates : CO₂ dégagé par attaque acide).

Demande biochimique en oxygène (DBO5)

La demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO5) est la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques biodégradables par des bactéries aérobies. Elle permet d'évaluer la fraction biodégradable de la charge polluante carbonée des eaux usées. Elle est calculée au bout de 5 jours à 20°C et dans le noir par différentiel avec le taux d'O₂ initial lors du prélèvement.

Document technique unifié (DTU)

Un document technique unifié (DTU) est un document applicable aux marchés de travaux de bâtiment en France. Il est établi par la « Commission Générale de Normalisation du Bâtiment / DTU » dont le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) assure le secrétariat.

Eaux vannes

Les eaux-vannes appartiennent à une catégorie de déchets faisant généralement référence aux sous-produits de la digestion tels que les matières fécales et l'urine. La méthode la plus fréquemment utilisée pour le traitement des déchets dans les zones rurales où il n'y a pas de réseau d'égout municipal reste l'utilisation d'une fosse septique. Elles peuvent être un danger pour la santé car elles véhiculent des agents pathogènes d'origine virale et bactérienne. Une des plus grandes réussites de la civilisation humaine a été la réduction des transmissions de maladies par les eaux-vannes avec la mise en place de règles d'hygiène et d'un processus d'assainissement.

Eaux grises

Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être traitées. Elles sont qualifiées d'« eaux grises » lorsqu'il s'agit d'eaux peu chargées en matières polluantes, par exemple des eaux d'origine domestique résultant du lavage de la vaisselle, des mains, des bains ou des douches. On parle d'« eaux noires » lorsqu'elles contiennent diverses substances plus polluantes ou plus difficiles à éliminer telles que des matières fécales, des produits cosmétiques, ou tout type de sous-produit industriel mélangé à l'eau.

Faisabilité

L'étude de faisabilité dans la gestion de projet s'attache à vérifier que le projet soit techniquement faisable et économiquement viable. Dans une optique plus large, on distingue les volets suivants dans une étude de faisabilité : étude technique, commerciale, économique, juridique et d'organisation.

Filtration

La filtration désigne le phénomène passif de diminution de la turbidité et d'épuration naturelle qui se produit quand l'eau s'infiltré dans un lit de sable ou de sédiment avant de rejoindre la nappe. La filtration est aussi un procédé de séparation permettant de séparer les constituants d'un mélange qui possède une phase liquide et une phase solide au travers d'un milieu poreux. L'utilisation d'un filtre permet de retenir les particules du mélange hétérogène qui sont plus grosses que les trous du filtre

(porosité). Le liquide ayant subi la filtration est nommé filtrat ou perméat, tandis que la fraction retenue par le filtre est nommé résidu, rétentat ou gâteau.

Fines

On appelle « fines », dans la courbe granulométrique, l'ensemble des particules de taille inférieure à 80 microns, en général de nature minérale mais comprenant aussi les molécules organiques adsorbées aux particules ainsi que les particules organiques. Plusieurs indicateurs sont mesurés sur les fines d'un échantillon de sol et non sur l'échantillon total.

Graves

Parmi les granulats, les graves sont des matériaux obtenus en une seule fraction, sans mélange, sans ajout d'eau, tels que sortis du crible de la carrière. En France, on les qualifie de « graves naturelles ». On appelle « graves », dans la courbe granulométrique d'un sol, la fraction de taille allant de 2 mm à 63 mm qui précède celle des « cailloux » (63 mm à 200 m), ce mot étant toutefois utilisé souvent pour recouvrir les deux fractions. Lire à ce sujet Tetegan et al. (2011).

Limite inférieure de quantification (LOQ)

La LOQ est définie comme $10 \times$ écart-type du blanc. Elle est une des façons de représenter la limite de détection (LOD) d'une méthode qui est la plus basse concentration pour un composé, analysé dans une matrice réelle, qui lorsque traité à travers toutes les étapes d'une méthode complète incluant les extractions chimiques et le prétraitement, produit un signal détectable avec une fiabilité définie, statistiquement différent de celui produit par un « blanc » dans les mêmes conditions.

Matière en suspension (MES)

La notion de matière en suspension désigne l'ensemble des matières solides insolubles visibles à l'œil nu, présentes dans un liquide. Plus une eau en contient, plus elle est dite turbide. On différencie les matières en suspension des colloïdes (taille comprise entre 10 nm et 1 µm). Les MES constituent une phase capable d'adsorber des polluants qui peuvent s'y transformer et être transportés par le courant, ou qui peuvent passer dans le réseau trophique et l'alimentation.

Service public d'assainissement non collectif (SPANC)

Le service public d'assainissement non collectif (SPANC) est, ou peut être, en charge : sur l'assainissement neuf, de contrôler la conception de la filière technique et son implantation, puis sa bonne exécution ; sur l'ancien, de contrôler la conformité de l'installation lors d'un diagnostic initial et de prescrire des travaux en cas de non-conformité (sans pouvoir de police de l'eau), puis de contrôler l'exécution ; sur l'ensemble, d'instaurer un contrôle périodique d'entretien ; et de percevoir en échange de ces services une redevance de la part de l'utilisateur. Il peut aussi, en cas de non-conformité, prendre en charge la maîtrise d'ouvrage pour la réhabilitation du dispositif (ou plutôt de plusieurs dispositifs, par groupes d'habitations), voire son entretien mais cela reste rare.

Sol

Le sol est un ensemble de strates ou « horizons » minéraux ou organo-minéraux produits par un gradient d'altération de la roche mère et par l'action de la biosphère. Cette couche superficielle du terrain nommée sol a plusieurs définitions, même en restant dans le seul champ de l'agronome. Pour le géotechnicien, le sol et sa roche mère, si elle est meuble, se confondent souvent, sans notion de différenciation pédologique. Il appelle « sol » l'ensemble du terrain concerné par un projet et distingue des strates de profondeur sur des critères mécaniques et hydrauliques.

Utilisabilité

L'utilisabilité ou aptitude à l'utilisation est définie par la norme ISO 9241-11 pour le travail de bureau avec terminaux à écrans comme « le degré selon lequel un produit peut être utilisé, par des utilisateurs identifiés, pour atteindre des buts définis avec efficacité, efficience et satisfaction, dans un contexte d'utilisation spécifié ». Alors que l'ergonomie est principalement issue d'une préoccupation d'amélioration des conditions de travail, l'utilisabilité est plus proche des démarches qualité. Ces deux courants peuvent se rejoindre, dans la mesure où un dispositif utilisable est potentiellement un meilleur outil s'il doit être utilisé au quotidien. Il reste que dans les préoccupations explicites de l'utilisabilité, l'absence de la santé et de la sécurité doit être relevée.

Références citées

Acosta-Martinez A., Cruz L., Sotomayor-Ramirez D., Perez-Alegria L. (2007). Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology* 35 : 35-45.

Aissani L., Vaxelaire S., Papinot P-E., Védrine H., Mollaret M-E., Villeneuve J. (2012). Méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux des opérations de prétraitement des déchets. *Projet CleanWasT*, 143 p.

Allaire S.E., Stéphanie S.B., Cessna A.J. (2009). Quantifying preferential flow in soils: a review of different techniques. *Journal of Hydrology* 378 : 179-204.

Angulo-Jaramillo R., Vandervaere J.P., Roulier S., Thony J.L., Gaudet J.P., Vauclin M. (2000). Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers: a review and recent developments. *Soil & Tillage Research* 55 : 1-29.

Arrêté du 7 septembre 2009 (texte 1) fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5.

Arrêté du 7 septembre 2009 (texte 2) relatif aux modalités d'exécution de la mission de contrôle des installations d'assainissement non collectif.

Arrêté du 7 mars 2012 modifiant l'arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5.

Arrêté du 27 avril 2012 relatif aux modalités de l'exécution de la mission de contrôle des installations d'assainissement non collectif.

Baize D. et Girard M.-C. (2009). Référentiel pédologique. AFES. Collection Savoir-faire, Ed. Quae, 405 p.

Barles S., Breysse D., Guillerme A., Leyval C. (1999). *Le sol urbain*. Ed. Anthropos, 278 p.

Baveye P. and Boast C.W. (1998). Concepts of "fractals" in soil science: demixing apples and oranges. *Soil Science Society of America Journal* 62 : 1469-1470.

Beal C., Gardner E., Menzies N. (2005). Process, performance, and pollution potential: a review of septic tank-soil absorption systems. *Australian Journal of Soil Research* 43 : 781-802.

Bertelkamp C., Reungoat J., Cornelissen E.R., Singhal N., Reynisson J., Cabo A.J., van der Hoek J.P., Verliefde A.R.D. (2014). Sorption and biodegradation of organic micropollutants during river bank filtration: A laboratory column study. *Water Research* 52 : 231-241.

Bethell P.H., Goad L.J., Evershed R.P., Ottaway J. (1994). The study of molecular markers of human activity: the use of coprostanol in the soil as an indicator of human faecal. *Material Journal of Archaeological Science* 21(5) : 619-632.

Beven K. and Germann P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research* 18 : 1311-1325.

Brigand S. et Lesieur C. (2008). *Assainissement non collectif*. Ed. Le Moniteur, Paris, 267 p.

Bruand A., Duval O., Cousin I. (2004). Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols* 11(3) : 323-332.

Burton G.A. et al. (2002). Case study to measure infiltration rates in disturbed urban soils. *Stormwater Effects Handbook*, pp. 389-397.

Butler D. and Payne J. (1995). Septic tank. Problems and practice. *Building and Environment* 30(3) : 419-425.

Cadwell B. A. (2005). Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review. *Pedobiologia* 49 : 637-644.

Chen M. (1988). Pollution of ground water by nutrients and fecal coliforms from lakeshore septic tank systems. *Water, Air, and Soil Pollution* 37 : 407-417.

Chenu C. et al. (2011). Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet de la gestion organique des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 18(3) : 161-174.

- Cheverry C. et Gascuel Ch. (2009). Sous les pavés, la terre. Connaître et gérer les sols urbains. Collection Ecrin, Omniscience, 208 p.
- Coppola A., Santini A., Botti P., Vacca S., Comegna V., Severino G. (2004). Methodological approach for evaluating the response of soil hydrological behavior to irrigation with treated municipal wastewater. *Journal of Hydrology* 292 : 114-134.
- Crane S.R., Moore J.A., Grismer M.E., Miner J.R. (1983). Bacterial pollution from agricultural sources: a review. *Trans. of ASAE* 26(3) : 858-866.
- Darbre P. and Harvey P. (2008). Paraben esters: review of recent studies of endocrine toxicity, absorption, esterase and human exposure, and discussion of potential human health risks. *Journal of Applied Toxicology* 28 : 561-578.
- De Rooij G.H. (2000). Modeling fingered flow of water in soils owing to wetting front instability: a review. *Journal of Hydrology* 231 : 277-294.
- Diaz-Cruz S.M. and Barcelo D. (2008). Trace organic chemicals contamination in ground water recharge. *Chemosphere* 72 : 333-342
- Drillia P., Stamatelatou K., Lyberatos G. (2005). Fate and mobility of pharmaceuticals in solid matrices. *Chemosphere* 60 : 1034-1044.
- DTU 64-1. AFNOR XP P 16-603. Mise en œuvre des dispositifs d'assainissement autonome.
- Everts C.J. and Kanwar R.S. (1988). Quantifying preferential flow to a tile line with tracers. *Proc. Amer. Soc. Agricul. Eng. Paper No. 88-2635*, St Joseph, MI, 15 pp.
- Eyl-Mazzega R. (2009). Les politiques de l'assainissement non collectif en France : état des lieux, enjeux et perspectives. Rapport de stage, ONEMA.
- Fountoulakis M.S., Terzakis S., Chatzinotas A., Brix H., Kalogerakis N., Manios T. (2009). Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment. *Science of the Total Environment* 407 : 2996-3003.
- Fourie A.B. and Van Ryneveld M.B. (1995). The fate in the subsurface of contaminants associated with on-site sanitation: a review. *Water SA* 21(2) : 101-111.
- Frippiat C., Hulpiau A., Vanderberghe Ch., Lejeune J-L., Marcoen J-M. (2006). Cartographie de l'aptitude du sol à l'évacuation souterraine des eaux usées traitées. *Ingénieries* 47 : 17-27.
- Gelsomino A., Badalucco L., Ambrosoli R., Crecchio C. Puglisi E. and Meli S. M. (2006). Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: a case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology and Biochemistry* 38 : 2069-2080.
- Gerba C.P., Wallis C., Melnick J.L. (1975). The fate of wastewater bacteria et viruses in soil. *J. Irrig. Drain. Div. ASCE* 101 : 157-174.
- Girard M-C., Walter Ch., Rémy J-C., Berthelin J., Morel J-L. (2011). Sols et environnement. 2^{ème} édition, 896 p.
- GIS SOL (2011). L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- Gonçalves R.A.B, Folegatti M.V., Gloaguen T.V., Libardi P.L., Montes C.R., Lucas Y., Dias C.T.S, Melfi A.J. (2007). Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. *Geoderma* 139 : 241-248.
- Green M., Shaul N., Beliavski M., Sabbah I, Ghattas B., Tarre S. (2006). Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems. *Ecological Engineering* 26 : 266-271.
- Grela R., Xanthoulis D., Marcoen J-M., Lemineur M., Wauthélet M. (2004). L'infiltration des eaux usées épurées. Guide pratique. Convention d'étude entre la FUSAG, l'INASEP et la DGRNE : Etude de méthodes et d'outils d'aide à la décision pour la planification et la mise en œuvre de systèmes d'épuration individuelle ou groupée, 29 p.
- Grudin J. (1992). Utility and usability: research issues and development contexts. *Interacting with Computers* 4(2) : 209-217.

- Guérin V. et al. (2012). Projet de recherche CaPhéInE, financé par l'Ademe, partenariat entre le BRGM, le CEA, EDF, l'Ecole des Mines de Douai, et l'INERIS. Site web du MEDDE.
- Hamdi N. et al. (2008). Interaction between clay soils and acidic wastewater: textural and structural evolution. *Surface Engineering and Applied Electrochemistry* 44(2) : 146-153.
- Hammad T. (2010). Comportement des sédiments marins de grande profondeur, approche multi-échelle. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Paris, France.
- Hénin St. (1976). Cours de physique du sol. Orstom Edition, Paris. Documentation technique, n°28, Volume 1.
- Hoppe H.G. (1993). Use of fluorogenic model substrate for extracellular enzyme activity (EEA) measurement of bacteria. In : Kemp P.F., Sherr B.F., Cole J.J. (Eds), *Handbook of methods in Aquatic Microbial Ecology*. Lewis Publishers, London, pp. 423-430.
- IFEN (2008). Les services publics de l'assainissement en 2004. Dossiers IFEN, n°10, 28 p.
- Islam N., Wallender W.W., Mitchell J.P., Wicks S., Howitt R.E. (2006). Performance evaluation of methods for the estimation of soil hydraulic parameters and their suitability in a hydrologic model. *Geoderma* 134 : 135-151.
- ISO 9241-11 (1998). Exigences ergonomiques pour travail de bureau avec terminaux à écrans de visualisation (TEV). Partie 11 : lignes directrices relatives à l'utilisabilité.
- Jamieson R.C., Gordon R.J., Sharples K.E., Stratton G.W., Madani A. (2002). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: a review. *Canadian Biosystems Engineering* 44 : 101-109.
- Jayarathne R., Yuen S., Connor M.A., Pivonka P., Pharoah A. (2010). A case study of on-site soil absorption systems in Australia. Water management. Manuscript Draft. WATER-D-11-00029.
- Keswick B.H., Wang D., Gerba C.P. (1982). The use of microorganisms as groundwater tracers: a review. *Ground Water* 20 : 142-149.
- Khaleel R., Reddy K.R., Overcash M.R. (1980). Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: a review. *Water Research* 14 : 421-436.
- King D., Bardy M., Bispo A., Citeau L. (2008). Gestion durable des sols. Collection Savoir-faire, Ed. Quae, 336 p.
- Kolehmainen R.E., Korpela J.P., Münster U., Puhakka J.A., Tuovinen O.H. (2009). Extracellular enzyme activities and nutrient availability during artificial ground water recharge. *Water Research* 43 : 405-416.
- Lassabatère L., Angulo-Jaramillo R., Soria-Ugalde J.M., Cuenca R., Braud I., Haverkamp R. (2006). Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - BEST. *Soil Science Society of America Journal* 70 : 521-532.
- Lavaud A. (2010). Extraction et caractérisation de la matière organique soluble des horizons profonds d'un sol arable. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, 228 p.
- Lewis W.J., Foster S.S.D., Drasar B.S. (1980). The risk of groundwater pollution by on-site sanitation in developing countries: a literature review. IRCWD Report, NO 01/82. International Reference Centre for Wastes Disposal, Duebendorf, Switzerland.
- Liang W., Wu Z., Cheng S., Zhou Q., Hu H. (2003). Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system. *Ecological Engineering* 23 : 191-195.
- Lin H. and Zhou X. (2008). Evidence of subsurface preferential flow using soil hydrologic monitoring in the Shale Hills catchment. *European Journal of Soil Science* 59 : 34-49.
- Liu F., Ying G., Tao R., Zhao J., Yang J., Zhao L. (2009). Effects of six selected antibiotics on growth and soil microbial and enzymatic activities. *Environmental Pollution* 157 : 1636-1642.
- Łuczkiwicz, A. and Quant B. (2007). Soil and groundwater fecal contamination as a result of sewage sludge land application. *Polish Journal of Environmental Studies* 16(4) : 587-593.
- Mackay, D.M., Robets P.V., Cherry J.A. (1985). Transport of organic contaminants in groundwater: a critical review. *Environmental Science and Technology* 19 : 384-392.

- Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W., Lloyd-Jones A.Rh. (2000). Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology* 71 : 21-27.
- Markman S., Guschina I.A., Barnley S., Buchanan K.L; Pascoe D., Müller C.T. (2007). Endocrine disrupting chemicals accumulate in earthworms exposed to sewage effluent. *Chemosphere* 70 : 119-125.
- Mathieu C. et Pieltain F. (2003). *Analyse physique des sols*. Lavoisier, Tec & Doc, Paris, 95 p.
- Mayhew D. (1999). *The usability engineering lifecycle: a practitioner's handbook for user interface design*. Morgan Kaufmann Publishers, San Francisco.
- Mosaddeghi M.R., Mahboubi A.A., Zandsalimi S. (2009). Influence of organic waste type and soil structure on the bacterial filtration rates in unsaturated intact soil columns. *Journal of Environmental Management* 90 : 730-739.
- Nasri B. (2013). *Evaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée, sur un site pilote dédié*. Thèse de doctorat, Ecole des Ponts, 476 p.
- Nielsen J. (1994). *Usability Engineering*, AP Professional, Cambridge.
- Perillo C.A., Gupta S.C., Nater E.A., Moncrief J.F. (1999). Prevalence and initiation of preferential flow paths in a sandy loam with argillic horizon. *Geoderma* 89 : 307-331.
- Philip H., Rambaud A., Vassel J-L. (2008-a). *Assainissement non collectif des habitations – Évolution technique et réglementaire*. Techniques de l'Ingénieur, base documentaire : technologies de l'eau [W 6 601], 6 p.
- Philip H., Rambaud A., Vassel J-L. (2008-b). *Assainissement non collectif des habitations – Fonctionnement et dimensionnement*. Techniques de l'Ingénieur, base documentaire : technologies de l'eau [W 6 602], 20 p.
- Piao C., Chen L., Wang Y. (2014). A review of the extraction and chromatographic determination methods for the analysis of parabens. *Journal of Chromatography B*, 969 : 139-148.
- Plumelle Cl., Fouché-Grobla O., Cui Y.J., Fabre D., Hirschauer A., Tabbagh A. (2013). *Théorie et pratique de la géotechnique*. Ed. Le Moniteur, 998 pages.
- Rauch-Williams T. and Drewes J.E. (2006). Using soil biomass as an indicator for the biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration. *Water Research* 40 : 961-968.
- Rémy J-C. et Mathieu Cl. (1972). Sur la technique du sous-solage en sol de limon. *Bulletin de l'Association Française d'Etude du Sol*, 3 : 145-156.
- Reynolds W.D. and Elrick D.E. (1985). In situ measurement of field-saturated hydraulic conductivity sorptivity and the (alpha)-parameter using the Guelph permeameter. *Soil Science* 140(4) : 292-302.
- Rice R.C., Jaynes D.B., Brown R.S. (1988). Preferential flow of solutes and herbicides irrigated fields. *Proc. Amer. Soc. Agric. Eng., Paper No. 88-2634*, St-Joseph, MI, 11 p.
- Rodriguez-Mozaz S., Lopez de Alda M.J., Barcelo D. (2007). Advantages and limitations of on-line solid phase extraction coupled to liquid chromatography–mass spectrometry technologies versus biosensors for monitoring of emerging contaminants in water. *Journal of Chromatography A*, 1152 : 97-115.
- Samouëlian A. (2005). Electrical resistivity survey in soil science: a review. *Soil & Tillage Research* 83 : 173-193.
- Schwartz Ch., Thorette J., Follain S. (2008). Représentation cartographique nationale d'un indice cantonal d'acceptabilité des sols à l'épandage agricole de boues de stations d'épuration calculé à partir de la Base de Données nationale d'Analyses de Terre. *Etude et Gestion des Sols*, 15(1) : 37-49.
- Stevik T.K., Aa K., Ausland G., Hanssen J.F. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research* 38 : 1355-1367.
- Stewart L.W. and Reneau R.B. (1981). Spatial and temporal variation of fecal coliform movement surrounding septic tank-soil absorption systems in two Atlantic Coastal Plain soils. *Journal of Environmental Quality* 10 : 528-531.

- Tabatabaï M.A. (1982). Soil enzymes. In : Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. Methods of soils analysis. Parts 2. Chemicals and microbiological properties. 2nd ed. American Society of Agronomy.
- Tarantino A., Ridley A.M., Toll D.G. (2008). Field measurement of suction, water content, and water permeability. *Geotechnical and Geology Engineering* 26 : 751-782.
- Techniques de l'Ingénieur (2011). Assainissement non collectif : techniques de gestion. Techniques de l'Ingénieur, base documentaire : techniques du bâtiment, eau sanitaire [TBA 2550], 51 p.
- Ternes T.A., Bonerz M., Herrmann N., Teiser B., Andersen R.H. (2007). Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere* 66 : 894-904.
- Tetegan M., Nicoullaud B., Baize D., Bouthier A., Cousin I. (2011). The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma* 165 : 40-49.
- Thomas G.W. and Phillips R.E. (1979). Consequence of water movement in macropores. *Journal of Environmental Quality* 8 : 149-152.
- Thomasson M.J. and Vierenga P.J. (2003). Spatial variability of the effective retardation factor in an unsaturated field soil. *Journal of Hydrology* 272 : 213-225.
- Torri D., Poesen J., Monaci F., Busoni E. (1994). Rock fragment content and fine soil bulk density. *Catena* 23(1-2) : 65-71.
- Truu M., Truu J., Heinsoo K. (2009). Changes in soil microbial community under willow coppice: the effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. *Ecological Engineering* 35 : 1011-1020.
- Vals G. (1986). Commune d'Escamps – Etude de l'aptitude des sols à l'assainissement individuel. Société d'étude des sols pour l'aménagement de l'espace rural (SESAER), n°121.
- Van Cuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson S., Fisher E., Figueroa L. (2001). Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Resources* 35(4) : 953-964.
- Van Elsas J.D., Trevors J.T., Van Overbeek L.S. (1991). Influence of soil properties on the vertical movement of genetically-marked *Pseudomonas fluorescens* through large soil microcosms. *Biology and Fertility of Soils* 10 : 249-255.
- Van Geel P.J. and Parker W.J. (2003). Estimating the water budget for a peat filter treating septic tank effluent in the field. *Journal of Hydrology* 271 : 52-64.
- Vauclin M., Elrick D.E., Thony J.L., Vachaud G., Revol Ph., Ruelle P. (1994). Hydraulic conductivity measurements of the spatial variability of loamy soil. *Soil Technology* 7 : 181-195.
- Wahyudi H. (1991). Etude des propriétés mécaniques des matériaux argileux en relation avec leur organisation à différentes échelles. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Paris, France.
- Weihermuller L., Siemens J., Deurer M., Knoblauch S., Rupp H., Gottlein A., Putz T. (2007). In situ soil water extraction: a review. *Journal of Environmental Quality* 36 : 1737-1748.
- White R.E. (1985). The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil. *Advances in Soil Science* 3 : 95-120.
- Yates M.V. and Yates S.R. (1990). Modeling microbial transport in soil and groundwater. *ASM News* 56 : 324-327.



2015

Année internationale
des sols