



**HAL**  
open science

# Étude du suivi des injections des lixiviats dans les massifs de déchets: combinaison entre méthodes géophysiques et simulation hydrodynamique

Rémi Clément

► **To cite this version:**

Rémi Clément. Étude du suivi des injections des lixiviats dans les massifs de déchets: combinaison entre méthodes géophysiques et simulation hydrodynamique. Géophysique [physics.geo-ph]. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2010. Français. NNT: . tel-00538155v1

**HAL Id: tel-00538155**

**<https://theses.hal.science/tel-00538155v1>**

Submitted on 22 Nov 2010 (v1), last revised 25 Nov 2010 (v2)

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

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

*n° attribué par la bibliothèque*

/ / / / / / / / / / / / / / / /

# Thèse

Présentée par

**Rémi Clément**

Pour l'obtention du grade de :

**Docteur de l'Université de Grenoble**

Ecole Doctorale : Terre-Univers-Environnement

Spécialité : Océan-Atmosphère-Hydrologie

## Etude du suivi des injections des lixiviats dans les massifs de déchets

Combinaison entre méthodes géophysiques et simulation hydrodynamique

Soutenue le 12 octobre 2010

Membres du Jury :

M. Roger Guérin	Professeur, Université Pierre et Marie Curie, Paris 6	Rapporteur
M. Marnik Vanclooster	Professeur, Université Catholique de Louvain, Belgique	Rapporteur
M. Claude Doussan	Chargé de recherche, INRA, Avignon	Examineur
M. Patrick Pierson	Professeur, Université Joseph Fourier, Grenoble	Examineur
M. Marc Descloîtres	Ingénieur de recherche, IRD, LTHE, Grenoble	Directeur de thèse
M. Jean-Paul Laurent	Chargé de recherche, CNRS, LTHE, Grenoble	Directeur de thèse





Ce travail de thèse, présenté dans ce mémoire a été réalisé au Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE-UMR5564-CNRS-IRD-UJF-INP) au sein de l'équipe HydroGéoPhysique (HGP).

Il s'inscrit dans le cadre de deux thématiques propres au laboratoire :

- le développement de méthodes géophysiques pour la caractérisation des infiltrations et des propriétés hydrodynamiques des milieux poreux (sols ou déchets) ;
- l'étude de la recirculation des lixiviats dans les déchets à l'échelle du site industriel.

Il est le résultat d'un travail initié en septembre 2007. La codirection de cette thèse a été assurée par Marc DESCLOITRES (Ingénieur de Recherche à l'Institut de Recherche pour le développement (IRD)) et Jean-Paul LAURENT (Chargé de Recherche au Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS)). Anatoly LEGCHENKO (Directeur de Recherche à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD)) et Laurent OXARANGO (Maître de conférences à l'Université de Grenoble) ont participé à l'encadrement du projet de recherche. Une collaboration a été développée avec Thomas GÜNTHER (Docteur au Leibniz Institute for Applied Geophysics (LIAG) à Hanovre) spécialiste de l'inversion électrique 2D et 3D.

Ce travail a bénéficié d'une bourse ministérielle et de financements par les programmes de recherche :

- EC2CO «ONDINE» (programme Ecosphère Continentale et Côtière porté par l'INSU) ;
- ANR PRECODD «bioréacteur» (Programme de Recherche sur les ECOTEchnologies et le Développement Durable porté par l'ADEME) ;
- projet «PARAPHYME (PARAMètres PHYsico-MÉcaniques)» (programme de recherche et développement porté par l'ADEME).



## Remerciements

---

Je remercie le laboratoire LTHE et plus particulièrement l'équipe HydroGéoPhysique, pour son accueil et son dynamisme, tout particulièrement:

- Marc, pour avoir initié cette thèse, pour m'avoir soutenu pendant 3 ans et fait progresser dans mes recherches. Mais aussi pour toutes nos discussions et idées partagées dans son bureau, pour tous les bons moments passés sur le terrain, en Allemagne, à Chatuzange, à Villiers sur Thonon.
- Jean-Paul et Anatoly, pour leurs conseils, pour avoir orienter et organiser mon travail,
- Hélène Guyard pour son soutien, son aide, les dépannages électroniques, sans oublier pour tous les nombreux desserts partagés à midi,
- Tous mes collègues Doctorants, Adrien, Tran, Dorothee, Aurélien D+C, Aline, Joris pour tous les bons moments passés avec eux, contribuant à mettre une bonne ambiance au laboratoire,
- Mathieu Quéty pour son aide et son travail réalisé au cours de son stage de Master avec moi, pour sa bonne humeur sans oublier nos sorties VTT.

Au LTHE, je voudrais dire un grand merci à:

- L'équipe TRANSPORE, pour m'avoir amené sur la thématique des déchets notamment à Laurent Oxarango et Jean-Pierre Gourc,
- L'équipe RIVER, Cédric Legout et Jean-Pierre Vandaerver,
- L'équipe administrative Odette, Claire, Synthia,
- Au pôle technique, Romain et Lucas.

Je ne vais pas oublier l'équipe de foot!!!! On a gagné!!!!!! Merci à tous!!!! (Aurélien D+C, Adrien, Alvaro, Freddo, Joris, Pierre, Thierry, Jean, Lucas, Romain, Steeve, Bruno, Mica)

Martine et Bernard, mes parents qui n'ont cessé de me soutenir et de m'encourager, sans qui je n'aurais pu aller jusqu'au bout. Merci pour toutes les relectures de mon manuscrit, vos conseils et votre aide.

Anne-Claire, ma compagne, pour m'avoir supporté, motivé, et soutenu au cours de ces trois années, dans les bons et moins bons moments.



Les exploitants des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) sont confrontés à la nécessité d'assurer une biodégradation homogène et rapide des déchets, pour ne pas prolonger la durée coûteuse de post-exploitation. Pour cela, il est nécessaire d'injecter des lixiviats (liquides résultant de la biodégradation) dans les déchets, tout en contrôlant les volumes injectés pour maintenir une bonne humidité assurant une meilleure biodégradation et limiter à 50 cm le niveau piézométrique en fond de casier (pour respecter la réglementation). Pour gérer ces contraintes, les industriels doivent disposer d'outils permettant de caractériser et de simuler les injections des lixiviats.

Ce travail vise à étudier les injections des lixiviats et a pour but de contribuer à établir un modèle conceptuel de la circulation des lixiviats à l'échelle du site industriel par une approche combinée de la simulation et de l'hydrogéophysique. Deux méthodes géophysiques ont été utilisées, la Tomographie de Résistivité Electrique (ERT<sup>1</sup>), employée en mode de « suivi temporel » et la Résonance Magnétique des Protons (RMP).

La première étape consiste en un développement méthodologique des outils géophysiques ERT et RMP afin de faciliter leurs applications à la caractérisation des injections des lixiviats dans les massifs de déchets.

En effet, pour l'ERT, plusieurs auteurs ont montré qu'il pouvait exister de fausses variations des résistivités électriques calculées lors des inversions de données en mode de suivi temporel.

Le développement méthodologique ERT a pour but de :

- montrer qu'il peut exister de fausses variations des résistivités calculées (artéfacts) dans les inversions ERT ;
- limiter et si possible éliminer ces artéfacts en proposant des solutions pratiques à mettre en œuvre.

Pour cela, nous avons utilisé une approche combinant :

- des simulations numériques en mode suivi temporel ;
- des expériences d'infiltration sur site ;
- des expériences à l'échelle réduite.

---

<sup>1</sup> Du mot anglais « *Electrical Resistivity Tomography* »

Pour valider les solutions proposées, les résultats d'inversion ERT ont été comparés à des mesures indépendantes (mesures hydrologiques, mesures de la résistivité électrique avec des sondes enterrées, mesures géophysiques de surface).

En ce qui concerne la RMP, un des problèmes majeurs de son utilisation est l'hétérogénéité qui existe dans les déchets et qui affecte la connaissance de la distribution de la teneur en eau à saturation. De façon classique, la RMP permet d'obtenir une distribution 1D de la teneur en eau. Dans les déchets une connaissance spatialisée en 2D serait beaucoup plus appropriée. Pour cette raison, nous avons choisi de tester un code d'inversion 2D développé au LTHE, sur un milieu de géométrie simple, avant de réaliser des expérimentations sur les déchets. Les résultats de ces mesures de teneur en eau en 2D sont comparés à d'autres méthodes géophysiques et permettent de valider le code d'inversion.

La seconde étape de ce travail consiste en une analyse et une interprétation des résultats géophysiques des suivis temporels de résistivité lors d'injection des lixiviats dans les déchets. Ensuite les mesures RMP sont réalisées sur des échantillons saturés de déchets en laboratoire, puis sur le terrain dans une ISDND où les déchets étaient saturés.

L'analyse des résultats ERT a permis de caractériser la structure et les propriétés hydrodynamiques du milieu. Les résultats RMP ont permis d'obtenir des informations sur les gammes de conductivité hydraulique dans le massif de déchets étudié.

La troisième étape consiste en une combinaison entre les résultats géophysiques et une simulation hydrodynamique (réalisée avec HYDRUS-2D). Cela permet d'établir un modèle conceptuel des circulations des lixiviats dans les déchets. Les résultats de la simulation hydrodynamique montrent que les déchets ne peuvent-être comparés en aucun cas à un milieu poreux homogène à l'échelle du site industriel. De plus, le milieu s'apparente à un milieu composé d'une matrice poreuse de faible conductivité hydraulique, recoupée par des drains dont la conductivité est très forte.

En résumé, les résultats de ce travail ouvrent de nouvelles perspectives dans l'application d'outils de simulation à l'échelle du site industriel pour l'étude de la circulation des lixiviats dans les déchets. Cette approche et les améliorations méthodologiques proposées dans ce travail, permettent d'entrevoir une application élargie pour d'autres types de problèmes hydrologiques, comme l'infiltration dans les premiers décimètres des sols, et l'identification des systèmes de recharge des aquifères, entre autres.

Operators of non-hazardous waste landfills have to ensure that the waste biodegrades uniformly and rapidly, to shorten the costly post-operation period. Leachate (liquids resulting from biodegradation) must be injected into the waste while controlling the volumes used, in order to maintain the correct moisture level to ensure better biodegradation and limit the piezometric level to 50 cm above the bottoms, in accordance with regulations. To achieve these requirements, operators need tools for characterising and modelling leachate circulation.

The aim of this work is to study leachate recirculation in industrial waste sites using combined geophysical data and hydrodynamic modelling.

We aim to contribute to define a conceptual model of leachate circulation in an industrial waste site using an approach combining simulation and hydrogeophysics. Two geophysical methods were used time-lapse imaging (using Electrical Resistivity Tomography (ERT) and Magnetic Resonance Sounding (MRS)).

The first stage in this work involved methodological development of geophysical ERT and MRS in order to adapt them to waste characterisation.

In the case of ERT, several authors have shown that there may be false variations in the electrical resistivities calculated from inversions of data obtained during infiltration monitoring. This must be ascertained in order to establish whether they are artefacts of inversion or real resistivity variations.

Infiltration monitoring tests of involving numerical ERT simulation and field experiments (as well as experiments at small scale) were conducted in order to:

- evidence that false variations in the electrical resistivities can be calculated in ERT inversions;
- limit or even erase these variations by proposing appropriate solutions.

To validate the proposed solutions, the field ERT inversion results are compared with independent measurements (hydrological measurements, electrical resistivity measurements using buried probes, surface geophysical measurements).

In the case of MRS, one of the major problems of using MRS is the heterogeneous nature of waste, which affects the saturated water content distribution. Usually, MRS provides a 1D water content distribution. However, a 2D spatialised representation would be much better suited to the case of waste. For this reason it was decided to test a 2D inversion code developed at LTHE, based on a



simple geometry medium, before carrying out experiments on real waste. The results of this 2D water content measurements are compared with other geophysical methods validate the 2D inversion code.

The second stage involved analysing the geophysical results obtained from:

- monitoring of leachate injection into the waste using the electrical resistivity method;
- MRS measurements taken on saturated waste samples in the laboratory;
- MRS measurements in a landfill for non-hazardous waste where the waste was saturated.

The analysis of the ERT results provided information on the structure and hydrodynamic properties of the medium. The MRS results provided information on the hydraulic conductivity ranges in the waste mass studied.

On the basis of this information and by combining the geophysical results with the hydrodynamic simulation (HYDRUS-2D), a conceptual model of leachate circulation in waste is proposed in the third stage. The simulation results show that:

- waste cannot in any circumstances be compared to a homogeneous porous medium at the industrial scale;
- the medium is similar to a two-phase medium with a porous matrix of low hydraulic conductivity crossed by drains with a very high conductivity.

Finally we found that combining geophysical tools with simple hydrodynamic simulation could open new perspectives for developing simulation tools applicable to industrial sites. This approach, and the methodological improvements proposed in this work, indicates that the research may be widened to include two other types of hydrological problem such as applied to infiltration in the top soil layers or identification of aquifer recharges systems.





<i>Avant propos</i> .....	<i>i</i>
<i>Résumé</i> .....	<i>iii</i>
<i>Abstract</i> .....	<i>vii</i>
<i>Sommaire</i> .....	<i>xi</i>

## **Introduction générale .....1**

## **Partie I : Méthodes .....15**

### **1. Tomographie de Résistivité Electrique (ERT) ..... 17**

1.1.La résistivité électrique .....	17
1.2.Tomographie de Résistivité Electrique (ERT) .....	22
1.3.DC2DInvRes et DC3DInvRes .....	31
1.4.Application de l'ERT au suivi temporel d'infiltration .....	39

### **2. Résonance Magnétique des Protons (RMP) ..... 51**

2.1.Introduction.....	51
2.2.Généralités sur la RMP .....	52
2.3.Mesure de $T_1$ .....	55
2.4.Mesure de $T_2^*$ .....	57
2.5.Mesure de $T_2$ (Echo de Spin) .....	58
2.6.Procédure d'interprétation et d'inversion des données mesurées .....	59
2.7.Intérêt de la RMP pour l'étude des déchets .....	61

### **3. Simulation hydrodynamique ..... 63**

3.1.Introduction.....	63
3.2.Rappels sur les propriétés hydrodynamiques des milieux poreux .....	64
3.3.Les propriétés hydrodynamiques des déchets.....	67
3.4.Outils de modélisation HYDRUS-2D .....	70
3.5.Conclusion .....	71

## **Partie II : Développements méthodologiques.....73**

<b>4. Développement méthodologique ERT .....</b>	<b>75</b>
4.1.Introduction.....	75
4.2.Démarche méthodologique .....	78
4.3.Influence des infiltrations superficielles sur le suivi temporel en ERT : expérience d'interprétation améliorée.....	84
4.4.Caractérisation d'une injection des lixiviats par ERT 3D .....	98
4.5.Réalisation d'expérimentations en conditions semi-contrôlées.....	112
4.6.Conclusion .....	129
<b>5. Développement méthodologique RMP .....</b>	<b>133</b>
5.1.Introduction.....	133
5.2.Caractérisation de la variation de la teneur en eau au sein d'une tourbière par méthode RMP, ERT et GPR au Lac Luitel (Isère (38), France) .....	134

## **Partie III : Etude des injections des lixiviats..... 161**

<b>6. Contribution de l'ERT 3D au suivi temporel des injections des lixiviats.....</b>	<b>163</b>
6.1.Introduction.....	163
6.2.Caractérisation des injections des lixiviats par ERT 3D .....	164
<b>7. Application de la RMP à l'étude des ISDND .....</b>	<b>189</b>
7.1.Introduction.....	189
7.2.Etude expérimentale des déchets par Résonance Magnétique des Protons .....	189
<b>8. Transferts des lixiviats dans les déchets : combinaison entre données hydrogéophysiques et simulations hydrodynamiques.....</b>	<b>207</b>
8.1.Introduction.....	207
8.2.Démarche méthodologique .....	208
8.3.Simulation de l'injection des lixiviats : cas d'un modèle homogène .....	209
8.4.Modélisation du transport dans le milieu poreux hétérogène .....	215
8.5.Discussion et conclusion .....	221

**Conclusions & perspectives ..... 225**

*Références bibliographiques ..... 233*

*Liste des figures ..... 243*

*Liste des tableaux ..... 245*

*Valorisations ..... 247*

*Index ..... 249*



# **Introduction générale**

---

*«Dans les sciences, le chemin est plus important que le but. Les sciences n'ont pas de fin.»*

***Erwin Chargaff, 1905-2002***





## Problématiques et objectifs

Depuis une vingtaine d'années, on observe une prise de conscience collective de la nécessité d'une meilleure gestion de la filière industrielle des déchets, et une augmentation significative du recyclage. En effet, la production de déchets issue des ordures ménagères ne cesse de progresser. En France, un habitant génère 1.5 kg d'ordures ménagères par jour. En trente ans, cette production a augmenté de 30 %. Cet accroissement annuel de 1% est du en partie au développement de notre société de consommation qui produit un grand nombre d'emballages plastiques et cartonnés.

Historiquement, pour le traitement des déchets issus des ordures ménagères, la mise en décharge a longtemps constitué une solution « bon marché ». En France, en 1999, un rapport de l'OPECST (Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques) recensait 7 800 décharges et quelques 25 000 dépôts sauvages. Ces chiffres sont une conséquence directe de la mauvaise gestion des déchets réalisée avant les années 90 [ADEME, 2007]. Depuis 1992, le recyclage des déchets et leur valorisation sont un objectif environnemental prioritaire pour notre pays. Le flux annuel de déchets produit en France est de 46 millions de tonnes, dont 26 millions provenant des ordures ménagères. 50 % de celles-ci finissent aujourd'hui dans des « Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux » (ISDND). Cela représente environ 13 millions de tonnes de déchets à traiter auxquels s'ajoute une partie des Déchets Industriels Banals (DIB) (boues d'assainissement, mâchefers non recyclables, résidus de recyclage et d'incinération).

Les exploitants des ISDND sont confrontés à des difficultés de toutes sortes, générées à la fois par des contraintes légales et financières. Les contraintes réglementaires liées à la gestion des déchets se traduisent en effet par des astreintes techniques complexes et coûteuses au premier rang desquelles il faut citer :

- la nécessité d'assurer une dégradation homogène (synonyme d'efficacité) et rapide des déchets pour ne pas prolonger la durée de post-exploitation, coûteuse pour les industriels ;
- la problématique des lixiviats : sous l'action de la pluie et de la fermentation naturelle, les déchets produisent un liquide appelé « lixiviat », riche en matières organiques, en éléments métalliques et chimiques. Ce liquide ne peut pas être directement rejeté dans le milieu naturel à cause de sa composition. Ainsi des réseaux de drains sont disposés sur le site afin de collecter et retraiter ces lixiviats. Il est nécessaire de contrôler les volumes des lixiviats dans les casiers pour maintenir la bonne humidité dans les déchets et assurer la dégradation tout en ne dépassant pas 50 cm de niveau piézométrique au fond des casiers.

Une des solutions techniques retenues actuellement en Europe par les principaux exploitants est la technique du bioréacteur. Il s'agit d'injecter depuis la surface (ou parfois en forage) des lixiviats récupérés en fond de casier et de tenter ainsi de répartir de façon la plus homogène possible une teneur

en eau optimale dans le massif de déchets [Imhoff et al., 2007]. Cependant il est difficile de dimensionner les systèmes d'injection dans les déchets. La répartition des volumes injectés n'est pas une information facilement accessible (il faudrait implanter de multiples forages coûteux). Pour construire des systèmes efficaces d'injection, une des questions scientifiques clefs est d'être capable de comprendre et de simuler la circulation des lixiviats dans les massifs de déchets à l'échelle du site industriel. Cependant, la démarche de simulation hydrodynamique est un exercice difficile à réussir, particulièrement à l'échelle du site industriel. Les modèles nécessitent un grand nombre de pré-requis pour être considérés comme reproduisant fidèlement la réalité [Barlaz and Reinhart, 2004].

L'objectif final de ce travail est de contribuer à établir un modèle conceptuel de circulation des lixiviats dans les déchets à l'échelle du site industriel, lors d'injections dans les bioréacteurs. Pour réaliser cet objectif, nous avons choisi une approche hydrogéophysique, combinant les informations apportées par deux outils géophysiques éprouvés, la méthode de Tomographie de Résistivité Electrique (ERT de l'anglais : *Electrical Resistivity Tomography*) et la méthode de Résonance Magnétique des Protons (RMP<sup>2</sup>), à une simulation hydrodynamique classique des transferts hydriques en zone non saturée (réalisée avec le logiciel HYDRUS-2D). Une part importante de notre travail comporte des développements méthodologiques, entrepris pour traiter des problèmes spécifiques liés, à l'imagerie géophysique obtenue lors de suivis temporels de la résistivité et à l'application de la RMP à des milieux hétérogènes. Ces développements seront appliqués d'une part au contexte des déchets et d'autre part à des contextes plus classiques comme l'hydrogéologie. Ces développements acquis, notre travail s'est orienté ensuite vers une combinaison entre les résultats géophysiques et la simulation hydrodynamique.

### ***Présentation des projets «Bioréacteur» et «Paraphyme»***

Ce travail de thèse a été réalisé grâce à la collaboration avec deux exploitants (Suez Environnement et Veolia) et le laboratoire LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement) au travers de deux programmes.

Le programme national ANR PRECODD «bioréacteur» (Agence Nationale de la Recherche : Programme de Recherche sur les ÉCOtechnologies et le Développement Durable) a pour objectif de proposer le développement des bases d'une seconde génération d'installation de stockage-bioactive : les «bioréacteurs». Par rapport à la situation actuelle, les améliorations visent à mettre en place une véritable stratégie de pilotage et de stabilisation raisonnée du massif de déchets. L'un des axes de ce projet vise à développer des stratégies optimales permettant de concilier la valorisation de la matière

---

<sup>2</sup> Ou MRS, pour *Magnetic Resonance Sounding*, dans la littérature anglophone

organique en biogaz (injection des lixiviats) et l'accélération de la stabilisation conduisant à un gain en termes de valorisation énergétique.

Notre contribution à ce programme concerne le développement d'une méthode de mesure et d'analyse pour permettre une meilleure optimisation de la biodégradation des déchets. La collaboration dans ce projet a permis de réaliser un essai d'injection des lixiviats combiné à un suivi temporel de l'évolution de la résistivité électrique dans une ISDND localisée dans la Drôme. Ce site d'étude sera présenté dans les chapitres 4 et 7.

Le programme de recherche pluridisciplinaire PARAPHYME financé par l'ADEME, porte sur l'étude du suivi de la dégradation des ISDND. Il a pour thème la post-exploitation des ISDND et comporte deux axes thématiques :

- l'axe n°1 concerne la stabilité des déchets, l'objectif est de définir si une installation de stockage ne présente plus de risque pour l'environnement et si elle peut être considérée comme stabilisée ;
- l'axe n°2 vise à étudier l'intégrité des couvertures qui séparent les déchets d'un contact direct avec l'atmosphère. Ces couvertures sommitales peuvent être variables d'un site à un autre et évoluer différemment dans le temps. L'étude de la stabilité des déchets exige de réfléchir en parallèle au devenir de cette couverture.

Cette seconde collaboration a permis de réaliser des mesures géophysiques, sur un site expérimental situé dans le nord de la France, où le casier fermé depuis 2002 est partiellement saturé par des lixiviats. Le site ne disposant pas d'une couverture étanche, les précipitations saturent le fond du casier sur une hauteur de 4 à 5 m, ce qui nécessite un pompage et un retraitement régulier des lixiviats (tous les 2 mois). Avant la réalisation du cycle de pompage bimensuel, nous avons pu réaliser des mesures RMP, sur ce site aux caractéristiques proches de celui situé dans la Drôme (âge du déchet, production de biogaz et date de fermeture).

## *Questions relatives aux ISDND*

La gestion des ISDND est aujourd'hui une technologie complexe. Cela vient notamment de la mise en place en Europe de réglementations strictes en matière de stockage de déchets ménagers. Ces règles visent à protéger l'environnement et permettent le développement de nouvelles techniques de gestion des ordures ménagères.

A l'échelle du territoire français, le mode d'exploitation d'une ISDND est similaire d'un site industriel à l'autre. Le site se compose de plusieurs casiers de stockage. Ce sont des secteurs d'exploitation pouvant contenir au maximum 50 000 tonnes de déchets chacun. Dans les ISDND

modernes, chaque casier de stockage est construit comme une unité hydraulique distincte des autres casiers et ne doit avoir aucun contact avec les unités hydrauliques naturelles (nappes, rivières), ceci pour limiter tout impact éventuel sur l'environnement. Pour cela le fond du casier est équipé d'une barrière à double étanchéité (Figure 1) :

- la première barrière est un système dit « passif », composée à partir du sol naturel présent ou de sol reconstitué. Cette barrière forme une couche avec une conductivité hydraulique inférieure à  $10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$  (conductivité hydraulique des argiles, milieu imperméable) ;
- la seconde barrière dite « active » permet de rendre le casier complètement étanche. Cette seconde protection est formée généralement de couches successives de géotextile et de sol naturel. Elle est en théorie complètement imperméable aux lixiviats (Figure 1).

La réglementation limite la surface active de remplissage à 2 500 m<sup>2</sup>. Pour respecter cette contrainte, les casiers sont subdivisés en alvéoles. Les déchets sont déposés par couches successives de quelques centimètres à quelques mètres et sont compactés au fur et à mesure du stockage dans l'alvéole. Lorsque le remplissage du casier est terminé, une couverture semi-perméable ou imperméable minérale et/ou synthétique est disposée sur les déchets (Figure 1). Lors de la dégradation, les déchets produisent ce qu'on appelle du biogaz, venant de la fermentation de la matière organique. Ces gaz ayant un impact sur le changement climatique, dans les ISDND modernes, un système d'extraction du gaz couplé à un générateur électrique est installé sur le site, permettant de produire une petite quantité d'énergie électrique.

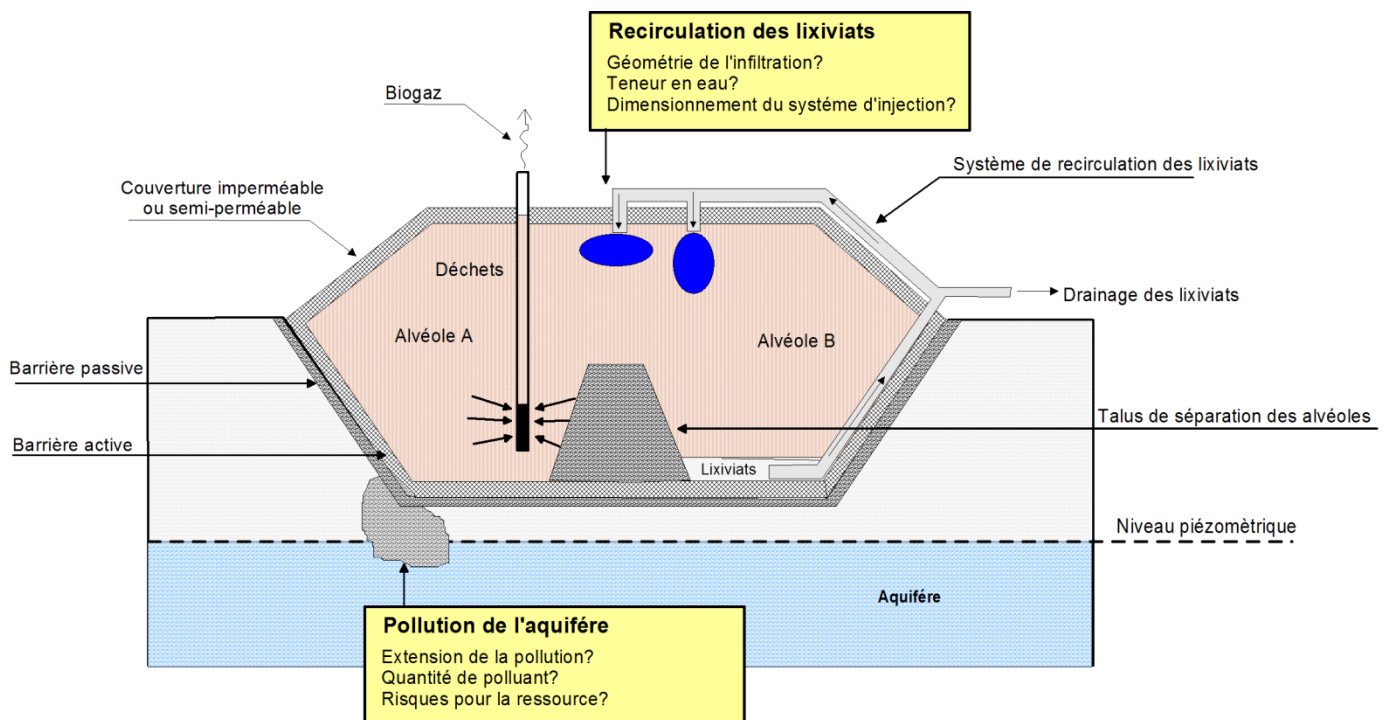


Figure 1 : Schéma d'un casier de stockage de déchets fonctionnant comme un bioréacteur avec un système d'extraction de gaz et un système d'injection des lixiviats (modifié d'après [Del Greco and Oggero, 1993])

Lorsque l'exploitation du site est terminée et que tous les casiers sont remplis de déchets, le site entre dans une période de post-exploitation qui est fixée par la législation à une durée minimale de trente ans. Au cours de cette période l'exploitant se doit :

- de maintenir la hauteur des lixiviats en fond de casier inférieure à 50 cm, pour cela ils sont dans la plupart des cas pompés et envoyés vers une filière de retraitement ;
- d'effectuer un suivi complet du casier en remédiant aux éventuels problèmes pouvant intervenir sur le site, et plus particulièrement en cas de pollution par les lixiviats, des nappes ou des rivières.

Après cette durée de post-exploitation, une reclassification du site pourra être envisagée dans la mesure où la dégradation des déchets est jugée stabilisée. C'est dans le but d'optimiser et d'accélérer la biodégradation que le principe de bioréacteur a été développé (Figure 1), assurant une biodégradation plus complète et rapide des déchets en produisant une plus grande quantité de biogaz et moins de lixiviats. A la différence d'un casier traditionnel, la couverture du bioréacteur est complètement étanche à l'air et à l'eau. Les lixiviats récupérés à la base du casier sont injectés au sommet du déchet ce qui permet d'introduire de l'eau et les micro-organismes nécessaires à une optimisation de la dégradation. Ce procédé contrôle les volumes d'eau présents dans les massifs et limite la quantité des lixiviats à retraiter. Pour assurer une bonne dégradation, l'injection des lixiviats doit respecter différentes contraintes :

- la teneur en eau doit être comprise en 40% et 70% de saturation [Reinhart et al., 2002] ;
- les points d'injection doivent humidifier l'ensemble du massif pour obtenir une dégradation homogène dans le casier.

Pour les ingénieurs, il est essentiel de modéliser, prédire, et réaliser une gestion durable et rentable des ISDND, pour cela il faut comprendre comment l'eau circule dans les déchets [Pacey et al., 1999], et comment faire circuler cette eau (ou ces lixiviats) de façon la plus homogène possible. Dès lors des questions pratiques sont posées :

- La répartition de l'eau est-elle homogène ? Qu'elle est la forme de l'infiltration sous le dispositif d'injection ? Existe-il des directions préférentielles d'infiltration ?
- Qu'elle est la teneur en eau (initiale) ?
- La circulation des lixiviats est-elle guidée par les couches successives de déchets déposées au cours du remplissage ?
- Quelle quantité de lixiviats est-il nécessaire d'utiliser pour humidifier un volume donné ?
- Comment évolue l'infiltration dans les déchets au cours du temps ?

Les méthodes utilisées en hydrologie pour caractériser les aquifères sont difficilement applicables pour l'obtention d'informations nécessaires à la réalisation de modèles sur la variation de

l'humidité des déchets. En effet aucune méthode non destructive n'est vraiment adaptée au cas d'un bioréacteur. Les critères limitant sont :

- l'hétérogénéité des déchets qui impose un échantillonnage important pour avoir une bonne représentativité des mesures d'humidité directes (par séchage à l'étuve des déchets, par exemple) ou indirectes (sonde TDR (de l'anglais *Time Domain Reflectometry*, humidimètre à neutrons, sondes capacitives, par exemple) ;
- l'existence d'une géomembrane qui assure l'étanchéité de la décharge à la fois sur le fond et au niveau de la couverture, rend toutes intrusions difficiles et contraignantes puisque l'étanchéité doit toujours être préservée.

La limitation de ces outils hydrologiques classiques rend difficile toute simulation hydrodynamique et il existe donc peu d'informations sur la circulation des lixiviats à l'échelle d'un site industriel. Dès lors, l'utilisation d'outils géophysiques non-destructifs, capables d'appréhender différentes échelles spatiales et temporelles, présente un réel intérêt pour l'ingénierie des bioréacteurs. Le présent travail s'inscrit dans une logique d'amélioration des outils géophysiques pour l'étude des transferts d'eau dans les déchets, avec une volonté affichée de rendre ces méthodes applicables à l'échelle du site, même si des expériences de laboratoire ont aussi été menées dans ce travail.

## *Organisation du manuscrit*

Ce mémoire ayant été rédigé à partir d'articles publiés dans différents journaux scientifiques, j'ai choisi de présenter la démarche méthodologique de ce travail, puis d'illustrer les résultats par les différents articles. La structure de ce manuscrit est schématisée selon le synoptique présenté dans la figure 2. L'organisation de ce manuscrit s'articule selon trois grandes parties

- la partie I, « Méthodes », présente la recherche bibliographique sur l'utilisation, l'intérêt et les limitations de l'ERT, de la RMP et de la simulation hydrodynamique pour l'étude de la circulation des lixiviats dans les déchets ;
- la partie II, « Développements méthodologiques », expose les résultats obtenus lors des développements nécessaires à l'utilisation des méthodes géophysiques ERT et RMP ;
- la partie III, « Etude des injections des lixiviats à l'échelle du site industriel », expose d'abord les résultats des expériences menées sur site lors d'une injection contrôlée de lixiviats (ERT) et lors de mesures réalisées sur un site saturé (RMP), puis l'apport de la combinaison des trois méthodes choisies dans ce travail (ERT, RMP et simulation hydrodynamique), afin de proposer un modèle conceptuel de la circulation des lixiviats dans les déchets à l'échelle du site industriel.

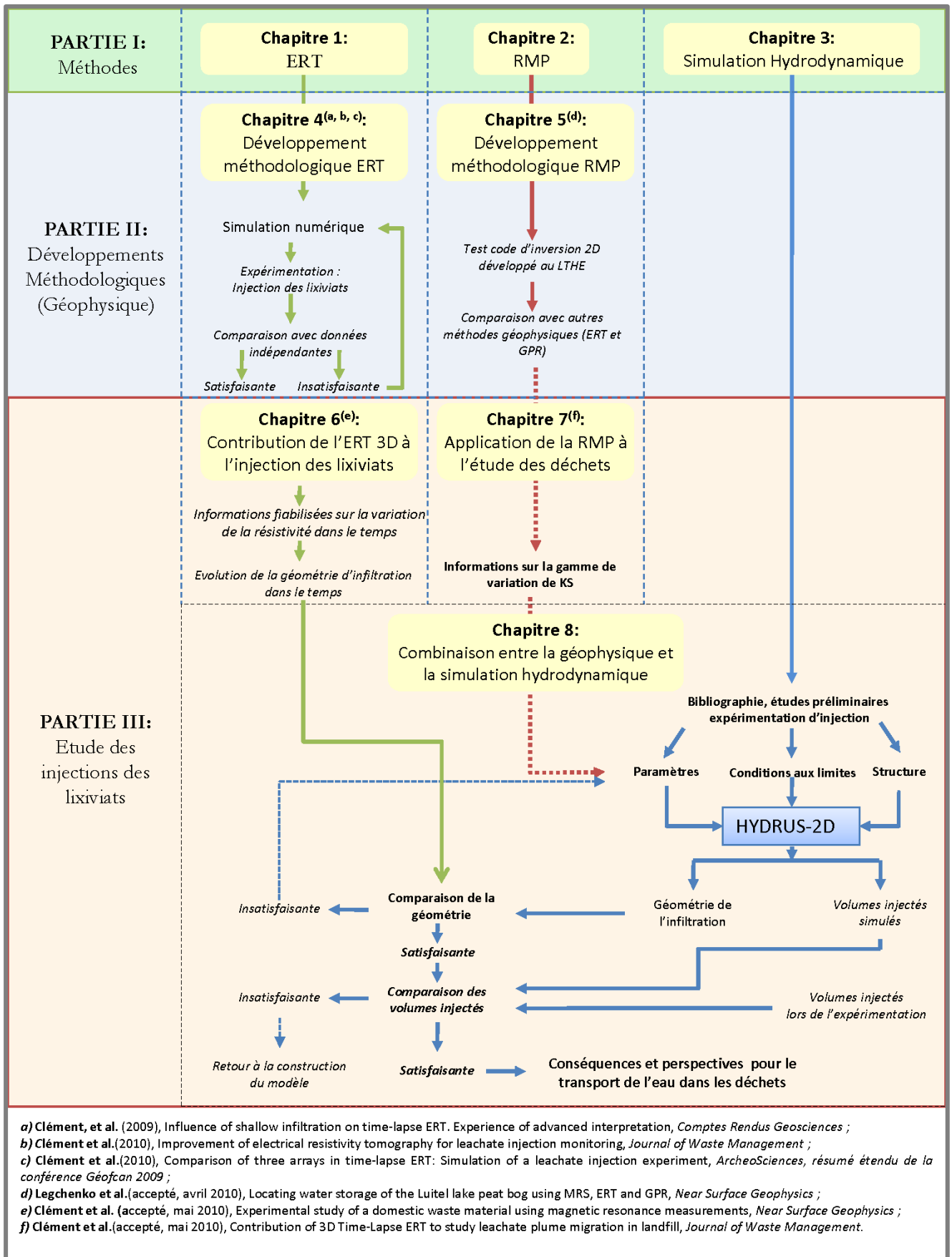


Figure 2 : Synoptique du manuscrit



## **Partie I : « Méthodes »**

Elle est composée de trois chapitres de synthèse bibliographique.

Le chapitre 1 est consacré à la présentation de la méthode ERT. L'intérêt d'utiliser cette méthode pour la caractérisation du transport de l'eau dans les déchets, réside dans les liens qui existent entre la résistivité, la teneur en eau, la conductivité de l'eau et la température (paramètres intéressant l'exploitant d'une ISDND). L'ERT présente aussi l'avantage d'être une méthode qui permet de spatialiser la distribution des résistivités électriques dans le sol en 2D et 3D. Le développement de l'informatique et des outils d'acquisition font qu'il est possible d'enregistrer les données avec une haute cadence d'acquisition, nécessaire lorsque l'on veut étudier une infiltration rapide. Ce chapitre met en relief les limites de la méthode en présentant d'une part, les effets d'infiltration superficielle pouvant générer des artefacts d'inversion en profondeur, et d'autre part des artefacts de variation de la résistivité électrique recensés dans la bibliographie, lors des suivis temporels de la résistivité électrique.

Le chapitre 2 présente le principe de la RMP, son intérêt et ses difficultés. Cette méthode a été retenue pour diverses raisons :

- contrairement aux méthodes géophysiques classiques, l'information déduite par résonance magnétique protonique (RMP) est directement liée à l'eau contenue dans le sous-sol ;
- il existe des relations pour corrélérer le signal RMP avec la conductivité hydraulique à saturation ;
- cette méthode n'a jamais été testée sur des déchets ménagers.

Ce chapitre illustre un certain nombre de problèmes méthodologiques existant dans l'utilisation de la RMP comme :

- les difficultés de relier le signal RMP à la teneur en eau volumique ;
- le bruit électromagnétique local perturbant les mesures ;
- les hétérogénéités du champ magnétique local pouvant atténuer ou faire disparaître le signal ;
- la spatialisation de la distribution de la teneur en eau RMP en 2D ou 3D, la méthode permet de connaître actuellement la distribution 1D des teneurs en eau dans le sol, elle reste limitée lorsqu'il s'agit d'avoir une représentation 2D ou 3D de la teneur en eau RMP.

Le chapitre 3 présente succinctement les principes de la simulation hydrodynamique et l'outil de simulation HYDRUS-2D utilisé dans ce travail.

## **Partie II : « Développements méthodologiques »**

Elle est composée de deux chapitres, présentant les adaptations des deux méthodes géophysiques pour l'étude des déchets.

Le chapitre 4 concerne l'ERT. Il s'agit d'une étude sur le suivi temporel de la résistivité électrique appliquée aux injections des lixiviats. Lors de suivi temporel de la résistivité électrique certains auteurs ont montré que de fausses variations de la résistivité électrique apparaissaient lors des calculs d'inversion [Descloitres *et al.*, 2003; Descloitres *et al.*, 2008b; Jolly *et al.*, 2007]. Le but du développement méthodologique ERT est de reproduire ces fausses variations, mais surtout de proposer des solutions pour limiter ou éliminer ces artefacts, par l'utilisation d'outils ou procédures inspirés de solutions proposées dans la littérature. Cette étude s'appuie sur une démarche classique en hydrogéophysique. Elle consiste à utiliser et à réaliser des simulations numériques ERT afin de tester et de valider différentes options de mesure et d'inversion. Le but final est d'imager de façon la plus réaliste la dynamique des infiltrations. Notre démarche spécifique de simulation numérique ERT est présentée en détail. Lorsque l'on obtient des résultats satisfaisants numériquement, il faut ensuite réaliser une expérimentation de terrain en utilisant les options et les paramètres d'inversion qui ont permis d'obtenir les meilleurs résultats en simulation numérique. Pour valider les résultats, il est nécessaire de comparer les résultats des suivis temporels réalisés sur le terrain avec des mesures indépendantes, comme des forages ou des mesures d'humidité. Dans le cas où les résultats seraient satisfaisants, c'est-à-dire qu'il n'y aurait pas de variation de la résistivité électrique pouvant entraîner de fausses interprétations hydrogéophysiques, il est envisageable d'analyser les résultats en termes d'informations hydrodynamiques. Dans le cas où les données indépendantes et les résultats du suivi temporel ERT seraient en désaccord, il est nécessaire de recommencer la simulation numérique ERT. Cette étude propose des solutions limitant les fausses variations de la résistivité électrique à partir d'outils disponibles dans la littérature. Les résultats permettent une fiabilisation notable des images géophysiques de suivi temporel et sont valorisés par trois articles publiés et présentés dans ce chapitre.

Le chapitre 5 est consacré à la RMP. Les codes actuels d'inversion donnent une information monodimensionnelle sur la distribution de l'eau. Dans le cas des déchets, de part leurs hétérogénéités, il était nécessaire de tester un code 2D développé au sein du LTHE. Le code d'inversion 2D développé par Anatoly Legchenko (LTHE) a été testé sur un terrain connu, la tourbière du lac Luitel situé dans le massif de Belledonne (Alpes françaises). La démarche choisie a été d'utiliser ce code d'inversion sur un jeu de données acquis dans ce milieu naturel de géométrie 3D ou 2D « simple » avant de l'utiliser dans les déchets. Les résultats obtenus ont été validés par comparaison avec d'autres méthodes géophysiques comme le radar géologique ou GPR (*Ground Penetrating Radar*) et l'ERT.

### **Partie III : « Etude des injections des lixiviats à l'échelle du site industriel »**

Cette partie présente tout d'abord l'analyse et l'interprétation des observations réalisées avec les méthodes géophysiques, puis la combinaison de l'ERT, de la RMP et de la simulation hydrodynamique.

Le chapitre 6 met en avant la contribution de l'ERT 3D pour le suivi temporel d'injection des lixiviats. L'objectif est d'extraire des images de suivi temporel de résistivité électrique des informations sur la dynamique et sur l'évolution de la géométrie de l'infiltration. Dans ce travail, nous avons adopté le parti pris de ne pas utiliser de relation entre la résistivité électrique et la teneur en eau, difficile à obtenir sur les déchets à l'échelle du site. Notre contribution concerne un travail sur la manière de traduire les images de suivi temporel de résistivité en termes de géométrie du front d'infiltration.

Le chapitre 7 est consacré à l'étude des mesures RMP réalisées sur une ISDND saturée en eau. Ceci permet d'obtenir, au travers de mesures de terrain et de mesures réalisées sur échantillons, des informations sur la conductivité hydraulique à saturation dans les déchets.

Le chapitre 8 s'inscrit dans une démarche typiquement « hydrogéophysique ». Il est consacré à la combinaison de la simulation hydrodynamique contrainte par les résultats géophysiques, pour proposer un modèle de circulation des lixiviats dans les déchets. Pour cela, nous proposons d'intégrer les résultats géophysiques à la simulation hydrodynamique en deux phases.

La première phase est la construction d'un modèle hydrodynamique à partir des informations issues de l'expérimentation d'injection réalisée. Le modèle est renseigné en tenant compte de la teneur initiale en eau, de la charge hydraulique imposée, de la conductivité hydraulique et/ou de relations constitutives qui lient la conductivité hydraulique à la teneur en eau ( $k(\theta)$ ) et la succion à la teneur en eau ( $h(\theta)$ ), issues de la bibliographie. Une paramétrisation initiale améliorée est réalisée par l'introduction de données issues des mesures RMP dans le modèle, en contraignant la conductivité hydraulique à saturation.

La seconde phase est une comparaison des résultats des simulations hydrodynamiques avec des données indépendantes, issues de l'imagerie ERT du suivi temporel de la résistivité électrique (géométrie de l'infiltration) ou des informations issues de l'expérimentation (comme par exemple les volumes des lixiviats injectés dans le temps). Cela conduit, selon que la comparaison est bonne ou pas, à des réajustements des paramètres du modèle. Enfin, cela permet de montrer qu'un modèle homogène n'est pas adapté à la circulation des lixiviats dans notre cas et de proposer un modèle conceptuel amélioré.

## **Conclusion**

Elle fait le point sur :

- les avancées méthodologiques en termes d'imagerie des infiltrations par suivi temporel de résistivité et en termes d'utilisation de la RMP pour spatialiser les variations de la teneur en eau dans les milieux saturés à l'échelle décamétrique ;
- les avancées de la compréhension de la circulation des lixiviats dans les massifs de déchets à l'échelle du site industriel, et les perspectives liées à ce travail.



## ***Partie I : Méthodes***

---

*« On ne peut se passer d'une méthode  
pour se mettre en quête de la vérité des choses »*

*René Descartes, 1596-1650*

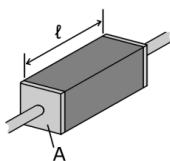


## ***Tomographie de Résistivité Electrique (ERT)***

Ce chapitre présente la méthode géophysique de Tomographie de Résistivité Electrique. Dans ce mémoire, le terme ERT est utilisé pour être en phase avec les articles présentés, qui utilisent cette abréviation. Ces initiales proviennent du nom anglais de la méthode *Electrical Resistivity Tomography*. Le principe de cette méthode repose sur la mesure d'une différence de potentiel électrique produite dans le sous-sol par l'injection d'un courant électrique. La Tomographie de Résistivité Electrique a pour but de déterminer la distribution des résistivités électriques dans les milieux étudiés.

### ***1.1. La résistivité électrique***

La résistivité électrique (exprimée en  $\Omega.m$ ) est l'inverse de la conductivité électrique (exprimée en S.m). La résistivité électrique est une propriété physique qui traduit la capacité d'un milieu à s'opposer au passage d'un courant électrique. Elle est définie comme la résistance du milieu par unité de longueur. Si l'on considère par exemple un échantillon de sol, de longueur  $l$  (exprimée en m) et de section  $A$  (exprimée en  $m^2$ ), disposé entre deux plaques conductrices reliées à un générateur délivrant un courant électrique d'intensité  $I$  (exprimée en A) et de tension électrique  $U$  (exprimée en V), la résistivité électrique de l'échantillon  $\rho$  ( $\Omega.m$ ) vaut alors (Équation 1) :



$$\rho = \frac{AU}{lI}$$

Équation 1



### 1.1.1. Exemple de valeurs de résistivités des sols

Le Tableau 1 présente un aperçu des différentes valeurs de résistivités pour des sols et pour les déchets (valeurs extraites de la littérature [Knödel *et al.*, 2007]). Pour l'ensemble des matériaux, on observe de grandes variations de la résistivité, y compris pour un même type de matériel. Par exemple la résistivité des graviers varie entre 50 et 10 000  $\Omega.m$ , de même pour les limons où la variation de la résistivité varie entre 30 et 100  $\Omega.m$ . Ces variations s'expliquent en partie par le degré de saturation, mais aussi par d'autres variables présentées par la suite. Il faut remarquer que dans les déchets la résistivité varie entre une valeur inférieure à 1  $\Omega.m$  et une valeur de 300  $\Omega.m$ .

Fluides et matériaux	Résistivité en $\Omega.m$	
	Minimum	Maximum
Gravier	50 (saturé en eau)	$10^4$
Sable	50 (saturé en eau)	$10^4$
Silt	20	50
Limon	30	100
Argile (humide)	5	30
Argile (sèche)		>1 000
Tourbe	15	35
Grés	<50	<50
Schiste	50	50
Déchets domestiques et industriels	<1	300 (plastique)
Eau de mer	0.25	
Lixiviats	0.01	
Eau naturelle	10	

Tableau 1 : Exemples de la résistivité exprimée en  $\Omega.m$  pour différents fluides et matériaux (d'après Knödel *et al.* [2007])

### 1.1.2. Les paramètres influençant la résistivité

Les paramètres physiques, comme la minéralisation de l'eau, la porosité, la saturation en eau, la nature du matériau et en particulier la teneur en argile, influencent la résistivité dans les sols de nature sédimentaire. En géophysique une relation empirique est fréquemment utilisée pour relier les différents paramètres du terrain, s'il est sableux : c'est la loi d'Archie [1942] généralisée :

$$\rho_r = \rho_w a \phi^{-m} S^{-n} \quad \text{Équation 2}$$

Avec  $\rho_r$  la résistivité du terrain (exprimée en  $\Omega.m$ ),  $\rho_w$  la résistivité de l'eau d'imbibition (exprimée  $\Omega.m$ ),  $\phi$  la porosité totale qui représente le rapport entre le volume de vide et le volume total (sans dimension),  $a$  un facteur dépendant de la lithologie (sans unité) et qui varie entre 0.6 et 2 ( $a < 1$  pour les roches à porosité inter granulaire et  $a > 1$  pour les roches à porosité de fracture),  $m$  (sans dimension) un facteur de cimentation (qui dépend de la forme des pores, de la compaction et varie entre 1.3 pour les sables non consolidés à 2.2 pour les calcaires cimentés).  $S$  (sans unité) est la saturation en eau de la roche et  $n$  (sans unité) est un facteur de saturation empirique. La loi d'Archie est applicable quand le degré de saturation est au-dessus d'une valeur critique qui correspond à la quantité minimale d'eau requise pour maintenir un film d'eau continu autour des particules [Parkhomenko, 1967]. Ainsi cette équation permet d'estimer, pour les sables, la valeur de résistivité en fonction de la teneur en eau en milieu non saturé, si l'on connaît les autres facteurs. Il faut noter que la loi d'Archie a été élaborée dans le cadre de la prospection pétrolière pour étudier les aquifères à forte porosité comme les aquifères sableux. Dans le cas où, dans le milieu étudié, il y a présence d'une fraction argileuse importante ou métallique, cette loi est rendue inexacte et inutilisable. Malgré cette limitation, la loi d'Archie présente l'avantage de relier l'ensemble des paramètres qui contrôlent la valeur de la résistivité :

- la porosité ;
- la teneur en eau ;
- la minéralisation de la solution par la résistivité du fluide.

A noter, Grellier et al. [2005] montrent que, sur des échantillons de déchets, une loi empirique d'Archie simplifiée peut être utilisée, l'équation devient :

$$\rho_r = \rho_w \theta^{-m} \quad \text{Équation 3}$$

Où  $\theta$  représente la teneur en eau volumique (sans unité). Avec cette formulation, le meilleur calage de la loi d'Archie obtenu en laboratoire sur des échantillons de déchets est  $m = 2.5$ .

### ***a. La minéralisation de l'eau***

Un des chemins préférentiels de la circulation du courant électrique dans le sol est celui de l'eau contenue dans les pores. Plus la conductivité de l'eau des pores est forte plus la résistivité du matériau mesurée est faible. La conductivité du fluide dépend du type de fluide et indirectement de la concentration en ions [Besson et al., 2008]. Des expériences de mesures de la résistivité en fonction de la conductivité de la solution ont été réalisées sur des sables « propres » (sans argile) saturés. Ces expériences montrent que la conductivité d'un sol saturé est directement proportionnelle à la conductivité de l'eau des pores [Archie, 1942].

### ***b. La porosité totale***

Pour un échantillon sableux saturé par un fluide, quand la porosité décroît, la résistivité croît [Archie, 1942]. La Figure 3 présente pour des sols saturés avec différentes porosités, la relation qui peut exister entre le facteur de formation et la porosité (Figure 3). Le facteur formation est sans unité. Il correspond au rapport entre la résistivité de la roche saturée  $\rho_r$  et la résistivité de la solution  $\rho_w$ . Il est donc certain qu'il existe une relation entre la résistivité mesurée et la porosité.

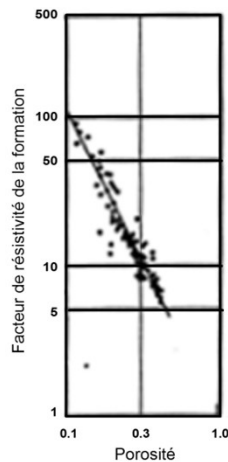


Figure 3 : Relation entre la porosité et la résistivité établie sur des sables (d'après [Archie, 1942])

### ***c. La teneur en eau***

Pour la plupart des roches, la conductivité est presque uniquement de type électrolytique. Cela signifie que ce sont les ions contenus dans l'eau qui transportent des charges sous l'effet du champ électrique. La résistivité électrique d'un milieu poreux saturé va être fortement dépendante de la taille des pores. Pour la zone non saturée, le premier facteur qui influence la résistivité est la quantité d'eau contenue dans les pores du sol.

### ***d. La température***

Keller et Frischnecht [1966] rappellent que la résistivité électrique d'un sol à une température donnée  $T$  (exprimée en  $^{\circ}\text{C}$ ) peut être reliée à  $\rho_{25}$  la résistivité standard à  $25^{\circ}\text{C}$ , par la relation suivante, où  $\rho_t$  est la résistivité à la température mesurée, et  $t$  (exprimée en  $^{\circ}\text{C}$ ) la température de mesure (Équation 4) :

$$\rho_{25} = \frac{\rho_t}{(1 + 0.025(25 + t))} \quad \text{Équation 4}$$

Besson et al.[2004] souligne l'importance de la température en fonction de la solution du sol lors d'un suivi d'infiltration, et confirme que la température joue un rôle important dans le contrôle de

la résistivité électrique. Grellier a montré sur des essais en laboratoire sur des lixiviats que la résistivité diminue de 2% par degré [Grellier *et al.*, 2006]. Lors d'une infiltration, la température de la solution peut influencer la résistivité. Il est nécessaire de corriger la résistivité en fonction de la température ou si la température du sol est connue, d'injecter une solution dont la température est proche de celle du milieu poreux étudié.

### ***e. La conductivité de la solution***

La conductivité de la solution dépend de la concentration en ions et de la mobilité des différents ions en solution. Plusieurs auteurs ont montré que la résistivité mesurée est directement proportionnelle à la conductivité de la solution. La résistivité électrique d'un échantillon de sol augmente lorsque la teneur en sel de la solution d'imbibition dissout décroît [Gupta and Hanks, 1972; Shea and Luthin, 1961; Waxman and Smits, 1968]. En zone saturée, la conductivité de l'eau est le facteur prédominant. Concernant la minéralisation, l'article de [Brunet *et al.*, 2010], propose d'utiliser une solution de départ fortement minéralisée pour limiter l'effet des échanges ioniques dans le sol au cours d'un suivi temporel d'infiltration.

### ***f. Intérêt du suivi temporel de la résistivité***

Lors de suivi temporel de résistivités dans les sols, une première mesure de la résistivité est réalisée avant l'infiltration (appelée résistivité initiale) puis après l'infiltration (appelée résistivité finale). Les résultats sont interprétés sous la forme d'un graphique présentant la variation de la résistivité entre l'état initial (marqué indice  $i$ , dans l'Équation 5) et final (marqué indice  $f$ , dans l'Équation 5). Cette variation correspond au rapport entre la résistivité finale et la résistivité initiale dans les sols sédimentaire sans argile.

$$\frac{\rho_f}{\rho_i} = \frac{a\rho_{wf}\phi_f^{-m}S_f^{-n}}{a\rho_{wi}\phi_i^{-m}S_i^{-n}} \quad \text{Équation 5}$$

L'utilisation de la méthode de suivi temporel permet de s'affranchir de certains paramètres en utilisant ce rapport. Si l'on s'appuie sur la loi d'Archie entre le temps initial et le temps final, on peut s'affranchir de connaître :

- la résistivité de la solution qui est égale à l'état initial et final (c'est une hypothèse qui n'est pas toujours vraie, dans certains cas elle peut varier) ;
- la porosité totale  $\phi$  qui ne change pas au cours de l'infiltration (mais, dans les déchets à l'échelle annuelle, elle peut fortement varier) ;
- le facteur  $a$ .

L'équation 5 peut alors s'écrire :

$$\frac{\rho_f}{\rho_i} = \frac{S_f^{-n}}{S_i^{-n}} \quad \text{Équation 6}$$

La variation de la résistivité correspond dans ce cas, à la variation de la saturation en eau dans le sol.

## 1.2. Tomographie de Résistivité Electrique (ERT)

### 1.2.1. Principe général de la mesure de résistivité en courant continu

Les principes théoriques de la prospection électrique sont bien posés dans les ouvrages de base en géophysique appliquée, tel que *Telford et al. [1990]*, ou dans les cours universitaires en ligne de Lausanne [*Chapellier, 2000*].

Le principe de cette méthode repose sur la mesure d'une différence de potentiel électrique créée par une source artificielle de courant électrique continu. La mesure consiste en l'injection d'un courant électrique entre deux électrodes (dites « de courant ») disposées à la surface du sol et à la mesure du potentiel électrique par l'implantation d'un second jeu d'électrodes (dites « de potentiel ») (Figure 4). La source est un courant continu ou un courant alternatif de basse fréquence (0.1- 30Hz). En écartant les électrodes d'injection, il est possible de créer des circulations de courant de plus en plus profondes.

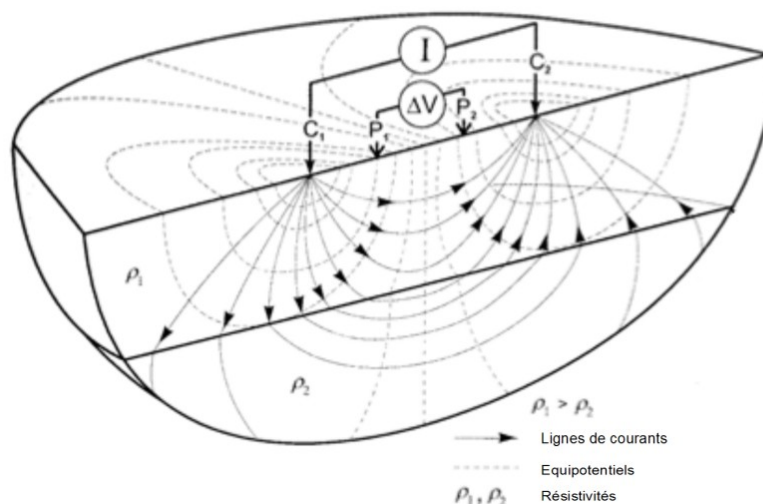


Figure 4 : Principe de la mesure de la résistivité avec quatre électrodes (d'après Knödel et al. [2007])

Dans le cas d'un milieu homogène et isotrope, la résistivité apparente correspond à la résistivité vraie du sol, ce qui n'est pas valable pour les milieux hétérogènes. Dans des milieux hétérogènes, les résistivités mesurées sont appelées résistivités apparentes. La résistivité apparente

$\rho_{app}$  est calculée en faisant le rapport entre la différence de potentiel  $\Delta V$  et le courant électrique  $I$ , multiplié par un facteur géométrique propre à chaque dispositif  $K$  :

$$\rho_{app} = K \cdot \frac{\Delta V}{I} \tag{Equation 7}$$

$K$  le facteur géométrique dépend uniquement de la configuration du quadripôle, il peut être déterminé dans un demi-espace de résistivité homogène par les équations de Neumann :

$$K = \frac{1}{2\pi} \cdot \left[ \left( \frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} \right) - \left( \frac{1}{AN} - \frac{1}{BN} \right) \right] \tag{Equation 8}$$

Il faut noter que cette équation généralisée n'est valide que pour une surface plane. Avec une topographie,  $K$  peut seulement être obtenu numériquement. Le coefficient  $K$  peut être calculé pour les quadripôles les plus utilisés. Le Tableau 2 donne la valeur de  $K$  pour différents quadripôles couramment utilisés lorsqu'il n'y a pas de topographie :

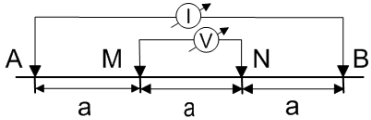
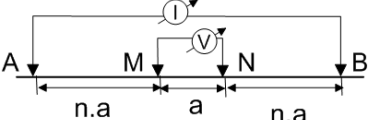
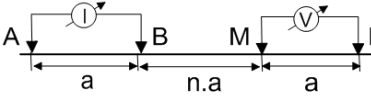
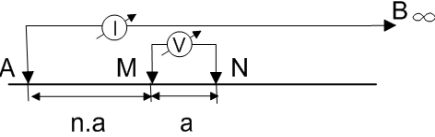
Dispositifs	Configuration des électrodes	Coefficient géométrique
Wenner <sup>3</sup> - $\alpha$		$K = 2\pi a$
Wenner -Schlumberger <sup>4</sup>		$K = \pi n(n+1)a$ $n > 3$
Dipôle-dipôle		$K = 2\pi n(n+1)(n+2)$
Pôle-dipôle		$K = 2\pi n(n+1)a$ $n > 3$

Tableau 2 : Exemples de coefficients géométriques pour différents dispositifs quadripôles

<sup>3</sup> D'après Wenner l'un des premiers à proposer l'utilisation de quatre électrodes

<sup>4</sup> D'après Conrad et Marcel Schlumberger, ils eurent l'idée de mesurer les propriétés électriques d'un terrain afin de mieux le caractériser, et donnèrent ainsi naissance à la méthode électrique.

### 1.2.2. Mesures de Tomographie de Résistivité Electrique 2D/ 3D

La tomographie (ou imagerie) de résistivité électrique est une technique géophysique apparue à la fin des années 1980, dérivant des méthodes classiques du sondage électrique et du traîné électrique. L'ERT permet une imagerie 2D ou 3D des variations de résistivité électrique du sous-sol [Dahlin, 2001]. Grâce au développement récent d'appareils performants, d'acquisitions automatisées [Dahlin, 1993] et de codes d'inversion, cette méthode connaît un essor important [Loke and Barker, 1996].

La tomographie de résistivité électrique permet d'obtenir un modèle de la résistivité du sous-sol où la répartition de la résistivité varie verticalement, horizontalement le long du profil (cas 2D), et parfois transversalement (cas 3D) (Figure 5).

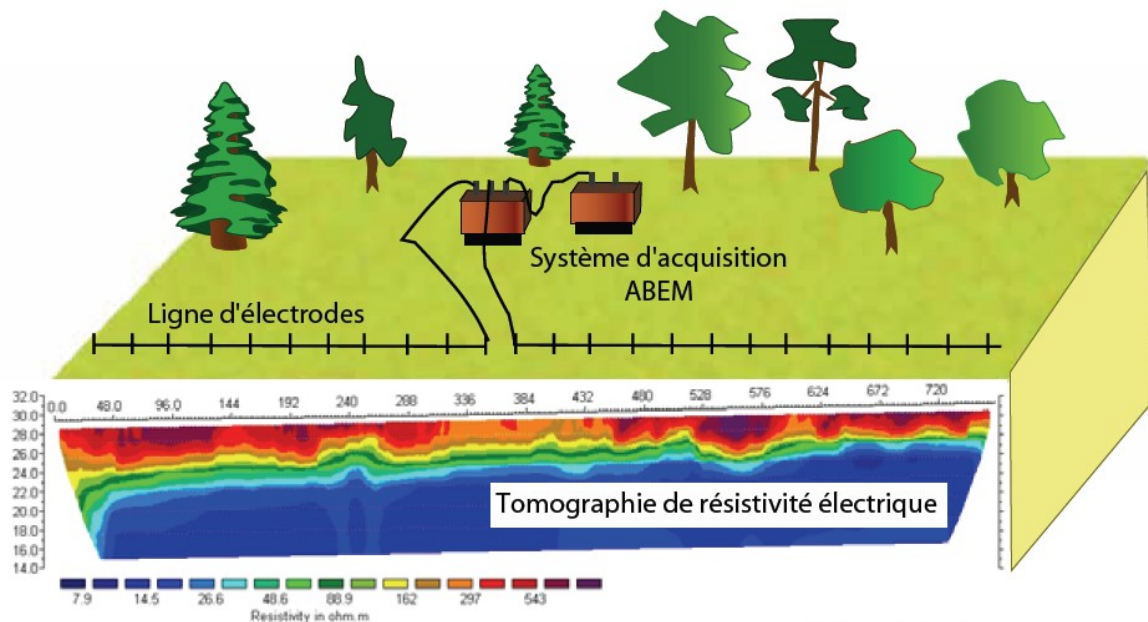


Figure 5 : Dispositif de mesure de tomographie électrique. L'image obtenue après l'inversion correspond à une tomographie de résistivité électrique, où l'on suppose ici une répartition 2D des structures (d'après Naudet [2004])

### 1.2.3. Acquisition et représentation des données

Les mesures de résistivités électriques sont habituellement représentées sous la forme de panneaux 2D, appelés pseudo-section ou panneaux de résistivité électrique. La mesure d'un quadripôle est reportée par convention à l'aplomb du centre du dispositif et à une ordonnée proportionnelle à la distance séparant les électrodes ( $AM/2$  ou  $AB/2$ ) définissant ainsi des niveaux d'acquisition (Figure 6), l'ensemble des quadripôles définissant le panneau 2D de résistivité électrique apparente. L'acquisition des différents quadripôles est réalisée à partir de séquences d'acquisitions programmables. Dans la Figure 6, le dispositif utilisé est un Wenner- $\alpha$  avec 20 électrodes. Le premier niveau d'acquisition  $n =$

$I$  est acquis à partir de quadripôles d'espacement inter électrodes  $n$  fois  $a$ , soit  $Ia$ . Ensuite le quadripôle d'espacement est déplacé vers la gauche, une fois que tous les quadripôles d'espacement  $Ia$  auront été utilisés, le niveau d'acquisition  $n = 2$  est obtenu à partir des quadripôles d'espacement  $2a$ , et ainsi de suite (Figure 6).

Le panneau 2D des résistivités apparentes est une représentation conventionnelle de la mesure. Cette image est distordue et dépend de la répartition des résistivités du sous-sol étudié, mais également du dispositif de mesure utilisé. La résistivité apparente ne traduit pas directement les résistivités réelles ni les profondeurs des objets du sous-sol. Pour cette raison, les données mesurées doivent être inversées de manière à reconstituer la distribution réelle des résistivités électriques.

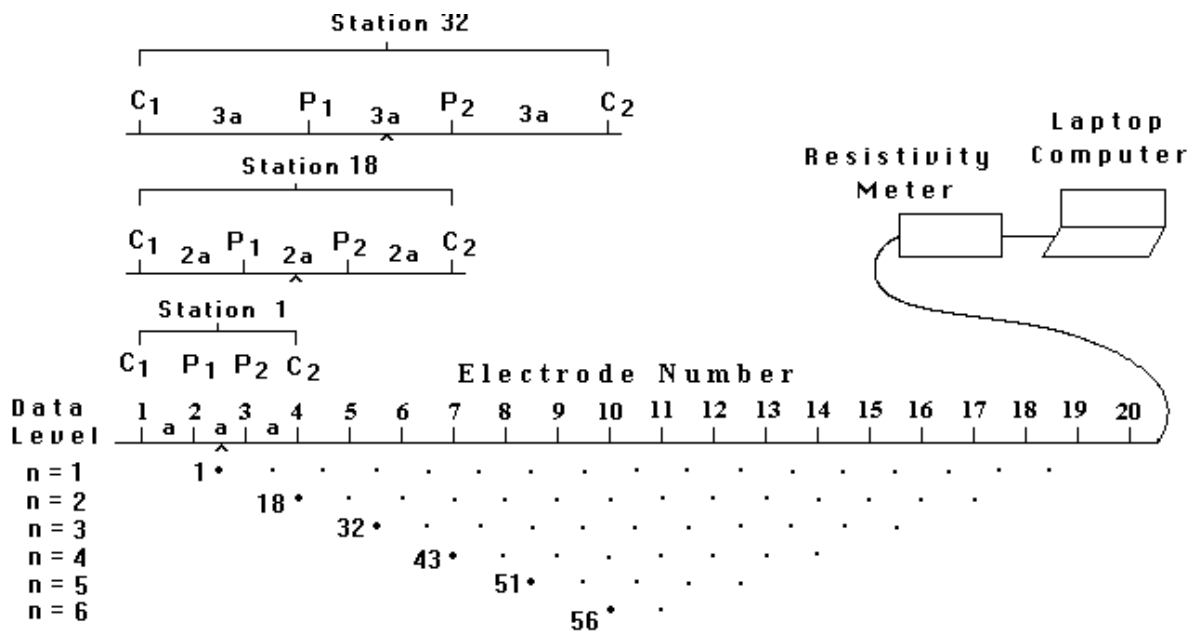


Figure 6 : Représentation d'un panneau électrique 2D pour les mesures en surface (d'après Loke et Barker [1996])

### 1.2.4. Sensibilité des dispositifs

Il est souvent délicat de déterminer, *a priori*, quel est le meilleur dispositif électrique à utiliser lors d'une prospection. En effet, l'information collectée varie en fonction de l'agencement des électrodes [Dahlin and Loke, 1998]. Les propriétés d'un dispositif peuvent être étudiées en évaluant la sensibilité de la mesure en un point par rapport à une variation des propriétés électriques du terrain [Barker, 1979]. Cette fonction permet de savoir dans quelle proportion les variations de la résistivité dans une région influencent la mesure de la différence de potentiel. Plus la valeur de cette fonction de sensibilité est élevée, plus son influence sera grande. La variation des contours de sensibilité explique la réponse des dispositifs aux différents types de structure. La Figure 7 montre la valeur de la fonction de sensibilité pour différents agencements de dispositifs en surface. Une très forte sensibilité peut être



remarquée proche des électrodes de courant et de mesures. Cela signifie qu'un corps situé à proximité de ces électrodes va avoir une influence majeure sur le potentiel de mesure. Il est également possible de constater que les valeurs de cette fonction diffèrent selon les dispositifs. Chaque dispositif a ses caractéristiques propres, par exemple :

- le dispositif Wenner- $\alpha$  : la disposition horizontale de la sensibilité implique que ce dispositif va être sensible aux variations verticales ;
- le dispositif dipôle-dipôle montre une sensibilité importante à l'aplomb des deux dipôles, ce dispositif est donc sensible aux variations latérales de la résistivité ;
- le dispositif pôle-dipôle, la limite franche entre la sensibilité positive et négative verticale explique la bonne sensibilité latérale de ce dispositif.

En conclusion la différence de forme, permet de mieux apprécier la réponse des dispositifs aux différents types de structures profondes.

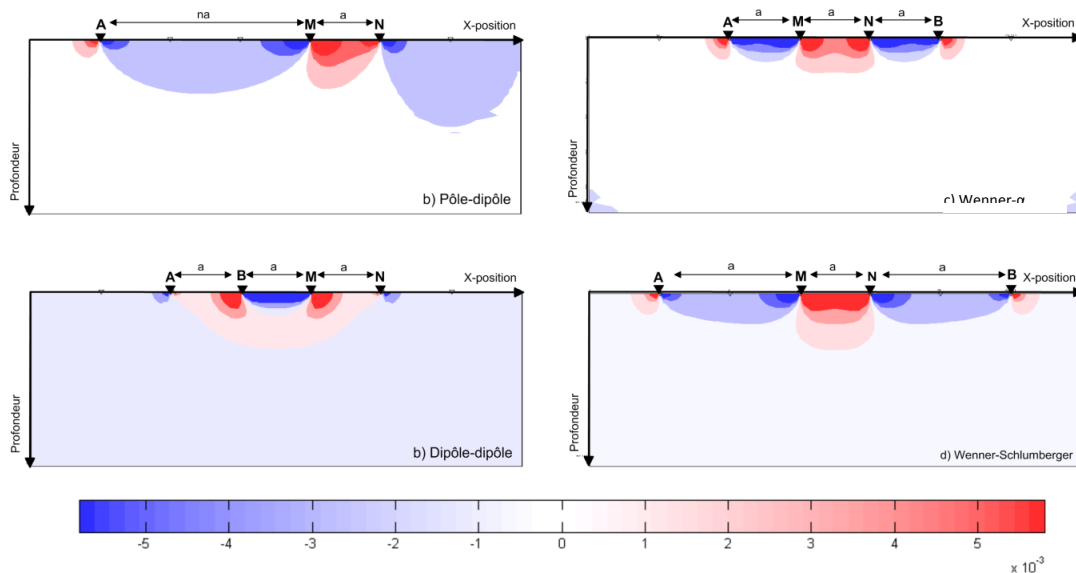


Figure 7 : Diagramme schématique des différents dispositifs de mesure de la résistivité électrique, et leurs sensibilités en 2D. A et B sont les électrodes d'injection de courant et M et N les électrodes de mesure du potentiel

### 1.2.5. Modélisation ERT directe

La modélisation directe permet de calculer le jeu de données des résistivités apparentes qui serait obtenu par l'injection d'un courant et la mesure des potentiels résultants, dans un milieu de résistivités connues. Elle permet par exemple de tester la résolution des résultats des calculs inverses en regard des dispositifs d'acquisition.

Dans le problème de la modélisation directe, la structure des résistivités vraies du sous-sol est connue et le but est de calculer les résistivités apparentes qui sont mesurées lors d'une prospection

ERT. Le programme de modélisation directe fait partie intégrante du programme d'inversion. Il est utilisé pour calculer les valeurs théoriques de résistivités apparentes pour le modèle produit par le programme d'inversion. Les résistivités apparentes calculées sont comparées aux résistivités apparentes mesurées sur le terrain.

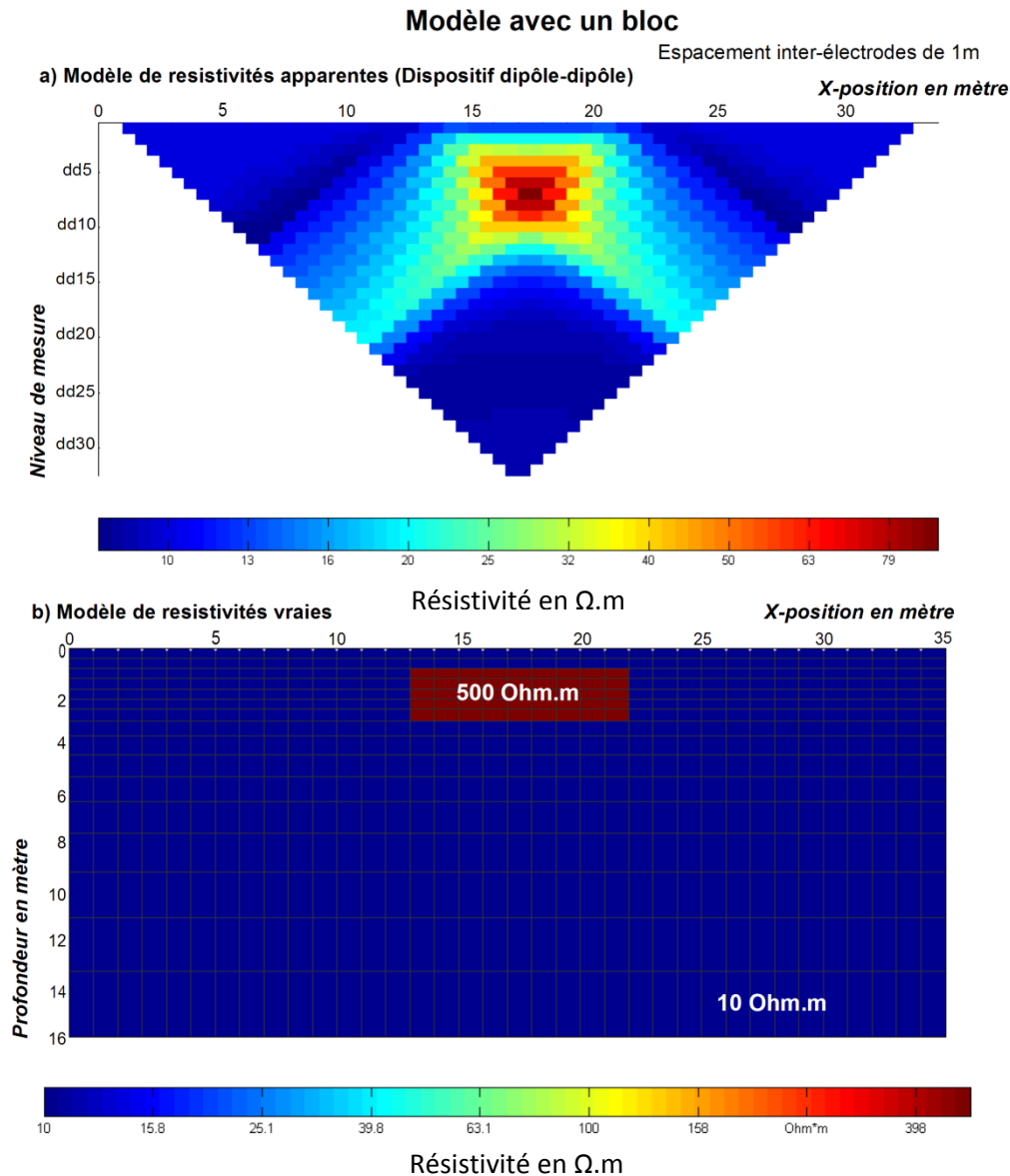


Figure 8 : Exemple de modélisation directe, pour le dispositif dipôle-dipôle, un espacement inter-électrodes de 1 mètre

Il existe deux principales méthodes pour calculer les valeurs de résistivités apparentes pour un modèle spécifique : (i) les méthodes analytiques, (ii) les méthodes par différences finies ou éléments finis. Les méthodes analytiques sont limitées à des géométries simples (comme une sphère ou un cylindre). Les méthodes par différences finies et éléments finis sont généralement les seules solutions utilisables lorsqu'il s'agit d'un sous-sol « normal », c'est-à-dire des milieux à géométries complexes. Dans le logiciel DC2DInvRes (largement utilisé dans ce travail et présenté par la suite, [Günther, 2004]), l'utilisateur prend les volumes finis, volume 2D/3D pour résoudre le problème direct. Dans le calcul direct, le sous-sol est divisé en un grand nombre de cellules rectangulaires (Figure 8, du bas). La

valeur de résistivité de chaque cellule peut être spécifiée. La méthode des différences finies est basée sur une méthode décrite par [Dey and Morrison, 1979]. La Figure 8 (en haut) montre un exemple de calcul des résistivités apparentes pour un modèle de structure 2D simple, en se basant sur cette méthode.

### 1.2.6. Interprétation des mesures et inversion des données

L'inversion est un procédé de calcul utilisé pour remonter aux caractéristiques inconnues du terrain à partir de réponses mesurées. Il s'agit, à partir des potentiels (ou des résistivités apparentes) mesurés pour N positions d'électrodes, de retrouver M paramètres qui décrivent la structure étudiée de manière plausible et expliquant les données mesurées. Cette opération s'effectue généralement en minimisant les écarts entre les résistivités apparentes mesurées et calculées par la modélisation.

Plusieurs techniques d'inversion et méthodes de calcul ont été développées au cours des dernières années [DeGroot-Hedlin and Constable, 1990; Ellis and Oldenburg, 1994; Li and Oldenburg, 1992; Loke and Barker, 1996]. Elles se basent toutes sur le même principe consistant à représenter la zone étudiée par un modèle de résistivités interprétées. Le but est de retrouver les épaisseurs et les résistivités interprétées des différents corps en présence.

A chaque bloc est associée une valeur de résistivité (Figure 9). De façon itérative (Figure 10), en ajustant la résistivité interprétée de chaque bloc du modèle, le logiciel d'inversion tente de minimiser une fonction basée sur l'écart entre les valeurs calculées et mesurées de résistivités apparentes. L'erreur RMS (*Root-Mean-Square*) donne une estimation de cette différence. Cependant ce n'est pas l'itération qui présente une valeur RMS la plus faible qui donne forcément le modèle le plus juste. 4 à 6 itérations suffisent habituellement pour converger vers le modèle de résistivité électrique vraie qui rend le mieux compte mathématiquement des observations de terrain (avec DC2DInvRes).

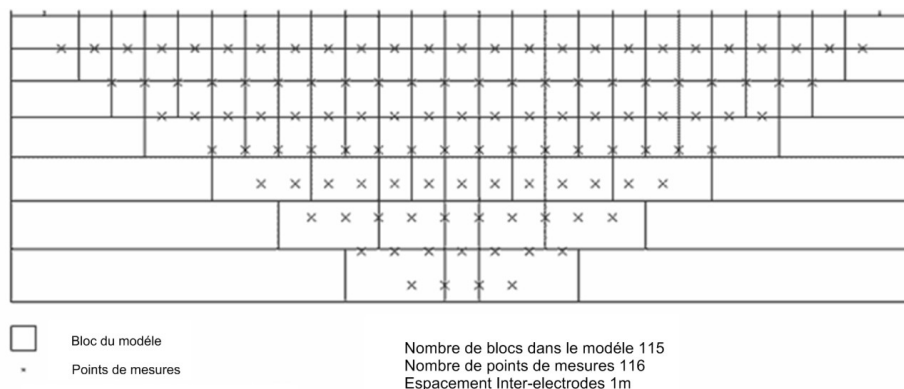
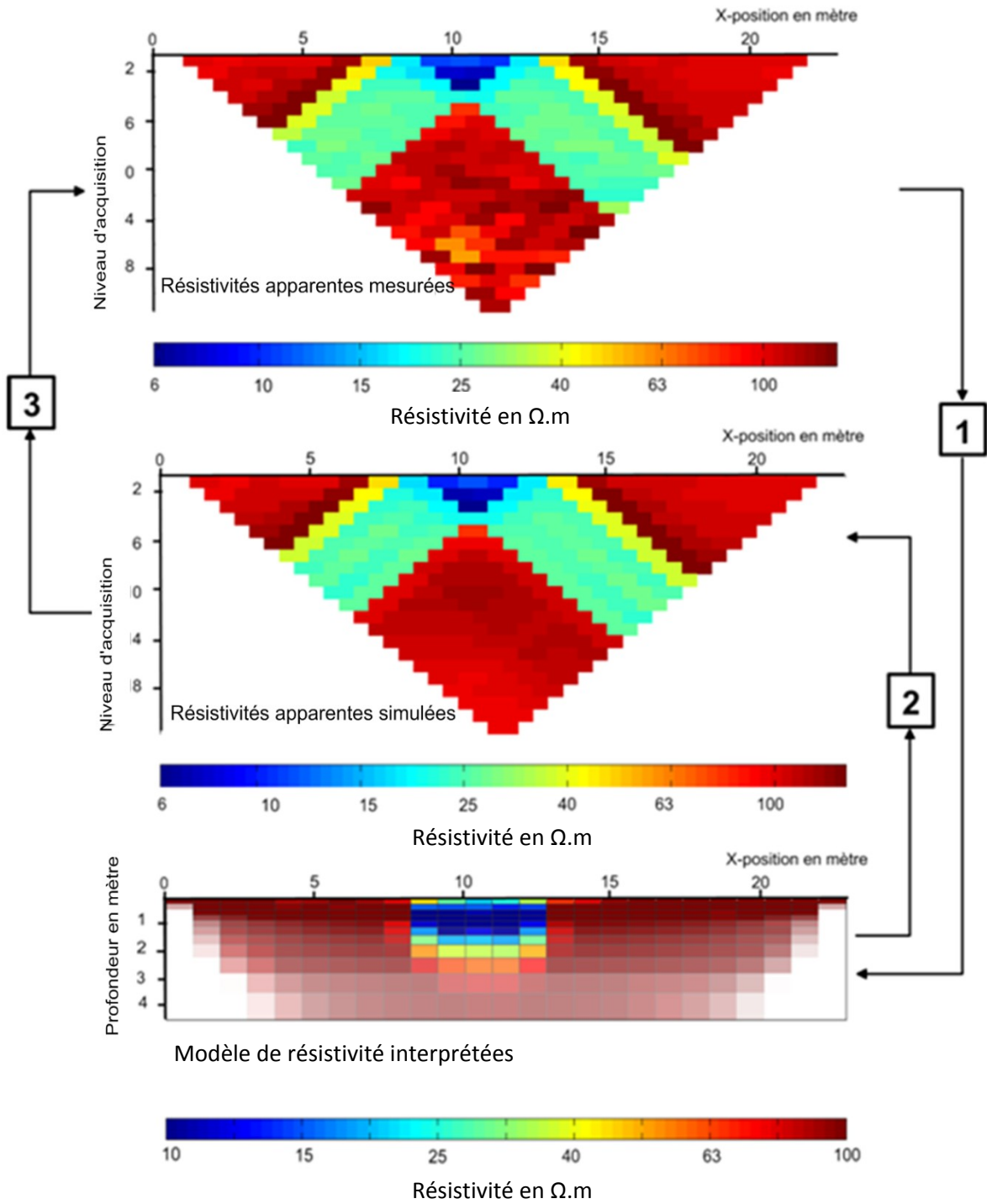


Figure 9 : Représentation des blocs et des points de mesure servant à l'inversion (d'après Loke et Barker [1996])



- 1** Calcul du modèle de résistivités
- 2** Calcul du modèle de résistivités apparentes simulées
- 3** Comparaison du modèle de résistivités apparentes mesurées sur le terrain et simulées

Figure 10 : Procédure d'inversion pour obtenir un modèle de résistivités calculées

### 1.2.7. Processus d'inversion : « time-lapse »

L'inversion *time-lapse*, en français « suivi temporel » est utilisée pour étudier les variations de la résistivité dans le temps. Les mesures ERT sont répétées à différents pas de temps au même endroit. Le pas de temps d'acquisition est choisi en fonction de la vitesse du phénomène hydrologique étudié. L'appareillage utilisé doit pouvoir « suivre » la cadence imposée par le phénomène étudié. Il est important de mesurer les variations de la résistivité à la même position au cours d'un suivi temporel, les électrodes ne doivent pas être déplacées entre deux mesures.

Pour l'inversion *time-lapse*, il existe différentes procédures d'inversion décrites dans le Tableau 3.

Types d'inversion <i>time-lapse</i>	Principes
<b>Indépendante</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ inversion indépendante de deux panneaux, acquis au temps initial et au temps final ;</li> <li>▪ calcul du rapport des résistivités interprétées.</li> </ul>
<b>Ratios de résistivités apparentes</b> [Daily et al., 1992]	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ utilise le rapport entre la résistivité apparente aux temps initial et final ;</li> <li>▪ inversion des rapports de résistivités apparentes.</li> </ul>
<b>« Set as reference model »</b> [Loke, 1999] Introduction du modèle initial comme modèle de référence dans l'inversion.	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ inversion du panneau de résistivité apparente au temps initial ;</li> <li>▪ inversion du second pas de temps en prenant pour modèle de départ dans l'inversion les résistivités calculées dans l'inversion initiale.</li> </ul>

Tableau 3 : Différentes méthodes d'inversion *time-lapse*

Il existe différentes façons d'inverser les jeux de données ERT *time-lapse*, l'une des méthodes proposées est d'inverser les ratios des résistivités apparentes [Daily et al., 1992]. Cette méthode ne permet pas de limiter les fausses variations de la résistivité interprétée lors d'un suivi temporel d'infiltration [Descloitres et al., 2003].

L'autre méthode est l'inversion *set as reference*. Selon la bibliographie, en incorporant une dépendance dans l'inversion par l'introduction du résultat du modèle initial comme modèle de départ de l'inversion du second pas de temps, cette méthode permet de mieux tenir compte des variations faibles des résistivités d'un pas de temps à l'autre [Loke, 1999].

### 1.3. DC2DInvRes et DC3DInvRes

#### 1.3.1. Choix des logiciels de modélisation et d'inversion

Dans les premières semaines de cette étude, un travail méthodologique comparant différents logiciels a été fait. Deux logiciels ont été comparés :

- le logiciel commercial « *Res2DInv* », cité dans un grand nombre d'articles et utilisé de façon routinière dans les bureaux d'études, et notamment lors de suivi d'injection de lixiviats ;
- un logiciel récent « *DC2DInvRes* », présentant des options d'inversions supplémentaires [Günther, 2004].

Les deux logiciels ont été comparés sur des calculs directs et des inversions simples. Ces résultats ne seront pas présentés ici, mais nous avons obtenu pour des paramètres équivalents des valeurs proches de la résistivité calculée :

- pour le calcul direct l'écart type entre les deux jeux de données était de 0.2% ;
- pour l'inversion il était de 1.7% ;
- lors d'inversion *time-lapse* classique, de fausses variations de la résistivité persistent dans les deux logiciels.

Une comparaison entre les deux logiciels est présentée dans le Tableau 4. Ces deux logiciels sont basés sur une méthode d'optimisation par les moindres carrés généralisés, pour obtenir un modèle de distribution de la résistivité dans le sol. Ce programme supporte à la fois les quadripôles conventionnels (Wenner- $\alpha$ , dipôle-dipôle), mais aussi les quadripôles non conventionnels, avec des positions d'électrodes aléatoires (3D). Le logiciel *Res2DInv* est adapté aux processeurs multi-cœur, et sa conception permet une rapidité dans l'exécution des calculs d'inversion. *DC2DInvRes* est un logiciel libre et gratuit. Par sa fonctionnalité à l'utilisation, *DC2DInvRes* présente une interface graphique très intuitive et permet la réalisation de modélisations directes de manière très simple. Un seul logiciel permet la modélisation directe et l'inversion des mesures de résistivités apparentes.

En ce qui concerne l'inversion, le logiciel *DC2DInvRes* présente les options similaires à celles de *Res2DInv*. Mais dans *DC2DInvRes*, trois options importantes sont proposées, qui facilitent notre travail méthodologique :

- il est possible de fixer une valeur minimale et/ou maximale de la résistivité dans l'inversion. Cette première option présente l'avantage de choisir les limites (contrairement à *Res2DInv*). Elle offre la possibilité, lorsqu'on inverse les logarithmes des rapports des

résistivités apparentes, de fixer la variation de la valeur des logarithmes des rapports de résistivités apparentes à 1. Ce qui permet d'empêcher à l'inversion de proposer des modèles où la résistivité augmente entre le temps initial et le temps final. Cette option est à utiliser dans les cas où l'on sait que la résistivité diminue uniquement dans le sous-sol ;

- la seconde option est l'introduction des discontinuités multiples dans l'inversion (*decoupling line*), par l'introduction d'une discontinuité numérique représentant deux horizons différents. Res2DInv propose cette option, mais ne permet pas d'introduire plusieurs discontinuités ;
- la troisième option *compound cell* permet de définir une zone où la résistivité est homogène, en groupant plusieurs cellules, mais dont la valeur de résistivité est inconnue.

Pour la modélisation directe et pour l'inversion des données ERT, il a été choisi d'utiliser par la suite les programmes d'inversion DC2DInvRes et DC3DInvRes.

	DC2DInvRes	Res2DInv	
<b>Général</b>	Système d'exploitation	Windows 32-bit	Windows 32-bit 64-bit
	Processeur multi-cœur	Non adapté	Adapté (calculs très rapides)
	Vitesse de calcul	Fonction du nombre de quadripôles	Rapide
	Prix d'achat	Gratuit (pour la recherche académique)	3000 euros
<b>Fonctionnalités</b>	Interface graphique	***	** (bug récurrent sur l'affichage)
	Paramétrage graphique des modèles	***	***
	Création de modèles directs	****	**
	Exportations/formats	****	****
	Utilisation pour la formation des étudiants	****	**
<b>Inversion</b>	Algorithme d'inversion	✓ (Gauss-newton)	✓ (Gauss-newton)
	Contraintes <i>smooth</i>	✓	✓
	Contraintes en minimisant les variations de résistivités	✓	✓
	Paramètres de régularisation	✓ ( $\lambda$ )	✓ ( <i>Damping factor</i> )
	Déformation anisotrope	✓ ( <i>Z-weight</i> )	✓ ( <i>Flatness ratio</i> )
	<i>Set as référence</i>	✓	✓
	<i>Set as reference</i> en minimisant les variations	✓ (minimum lenght)	✓ (minimise changes)
	<i>Set as reference</i> : inversion initiale avec une contrainte <i>smooth</i> et inversion finale en minimisant les variations	✓	
	Imposer des variations abruptes de la résistivité	<i>Blocky model</i>	Robuste
	Filtrage du bruit	Robuste	✓
	Combinaison des dispositifs	✓	✓
	Limitation min/max des résistivités	✓	NON seulement écart par rapport à la moyenne
	Fixer des zones avec des valeurs de résistivités fixes dans l'inversion	✓	✓
Limitation des effets de bord		✓	
Introduction de discontinuités	✓ (multiples)	✓	
Zone de même valeur de résistivité, mais dont la résistivité peut varier	✓ ( <i>compound cell</i> )	NON	
Prise en compte de la topographie	✓	✓	
Possibilité de mettre les électrodes sous l'eau	✓	✓	
IP mode	✓	✓	
<b>Résultats d'inversion</b>	Min/max modèle		✓
	Sensibilité	✓	✓
	Erreur	✓	✓
	Différence entre les résistivités apparentes	✓	✓
	RMS	✓	✓
	Chi <sup>2</sup>	✓	NON

Tableau 4 : Comparaisons entre DC2DInvRes et Res2DInv



### 1.3.2. Discrétisation du modèle

La pseudo-section obtenue avec les données de terrain est divisée en un certain nombre de blocs rectangulaires dont la taille augmente avec la profondeur de façon logarithmique. Cette augmentation est généralement affectée d'un coefficient selon le type d'acquisition (Wenner- $\alpha$ , Schlumberger, pôle-pôle). Le nombre de blocs entre chaque électrode est modulable. Dans la plupart des modèles réalisés deux colonnes de blocs sont introduites entre les électrodes (Figure 11).

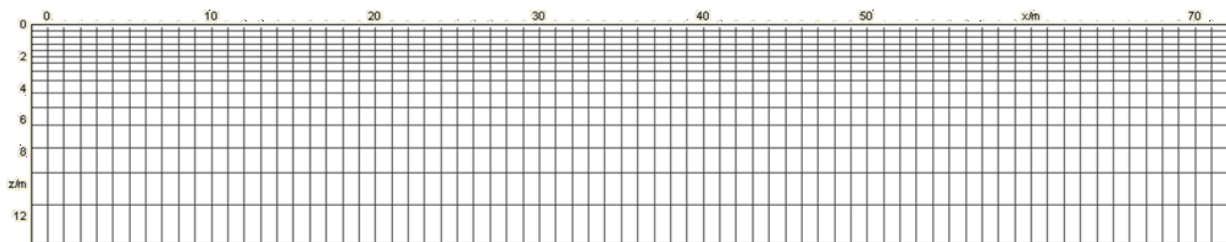


Figure 11 : Exemple de la distribution des blocs avant une inversion dans DC2DInvRes

### 1.3.3. Contraintes de régularisation

Dans le logiciel, il est possible d'utiliser deux contraintes de régularisation :

- l'option *Smoothness constraint* qui permet de créer un modèle où le gradient de la résistivité est plus ou moins fort, en fonction du paramètre « lambda  $\lambda$  » choisi et décrit par la suite ;
- l'option *Minimum-length* , permet parmi l'ensemble des équivalences de modèles de résistivités calculées de choisir le modèle où les écarts de variation de la résistivité sont minimaux entre les résistivités interprétées du pas de temps initial et final.

### 1.3.4. Incertitudes

Pour estimer les incertitudes et comparer les résistivités apparentes calculées et simulées, DC2DInvRes propose d'utiliser deux paramètres, le RMS et le Chi<sup>2</sup>. Le RMS donne une estimation de la différence mathématique entre les résistivités apparentes mesurées et calculées. Le RMS donnée par le logiciel est en réalité le *Relative Root Mean Square*, (RRMS, le R est souvent négligé). Il exprime la différence des carrés entre les résistivités apparentes mesurées  $x_{data,i}$  et les résistivités apparentes modélisées  $x_{model,i}$ . En comparaison au RMS classique qui serait exprimé en  $\Omega.m$ , il est exprimé en pourcentage dans les résultats, nous ferons comme dans les logiciels, nous n'utiliserons le RRMS, mais nous l'appellerons RMS (Équation 9) :

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{(x_{data,i} - x_{model,i})}{x_{data,i}} \right)^2}{N}} \quad \text{Équation 9}$$

Le RMS est calculée sur un intervalle de 1 à N, N représentant le nombre total de mesures. Si la valeur du RMS est faible, cela signifie que le modèle proposé reproduit mathématiquement bien les résistivités apparentes mesurées. Le problème du RMS réside dans le fait que s'il existe de forts contrastes de résistivité dans le modèle de résistivité apparente (parce que les données sont bruitées) les valeurs extrêmes vont fortement influencer l'estimation du RMS. Pour pallier cet effet, le logiciel propose d'utiliser le Chi<sup>2</sup> qui est très similaire au RMS (sans la racine carrée) et normalisé par l'erreur propre de chaque quadripôle de mesure  $e_i$  (erreur estimée en fonction du dispositif utilisé, de l'espacement inter-électrodes, du voltage injecté et des valeurs des résistivités apparentes mesurées) (Équation 10).

$$Chi^2 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{(x_{data,i} - x_{model,i})}{e_i}}{N} \quad \text{Équation 10}$$

Le Chi<sup>2</sup> permet d'avoir une estimation de l'erreur représentative de l'ensemble des résistivités [Günther, 2004]. Si l'erreur pour chaque quadripôle est égale il n'y a pas de différence à utiliser le RMS ou le Chi<sup>2</sup>. Au contraire, si les mesures sont de mauvaise qualité (erreur importante) le Chi<sup>2</sup> est une meilleure valeur à utiliser.

A noter, ce n'est pas l'itération qui présente une valeur de RMS ou de Chi<sup>2</sup> la plus faible, qui donne le modèle forcément le plus représentatif de la réalité du terrain [Descloitres et al., 2008a]. Par défaut l'inversion est arrêtée quand la valeur du RMS ne diminue plus, c'est-à-dire que la décroissance du RMS est inférieure à 3% entre deux itérations. Dans notre travail, contrairement à Descloitres et al. [2008a] qui proposent de choisir un nombre d'itération faible (2 à 3) pour limiter les exagérations (choix réalisé à partir de données extérieures), nous avons choisi de conduire les inversions à leurs termes RMS et Chi<sup>2</sup> faibles il s'agit d'une procédure classique.

### 1.3.5. Les paramètres d'inversion

Ce paragraphe a pour but de rappeler les principales options et paramètres d'inversion utilisés dans le suivi temporel des infiltrations. Ces rappels permettront par la suite de mieux comprendre les résultats présentés dans les différents articles où ces paramètres ne seront pas décrits.

#### a. « Z-weight »

Le paramètre *Z-weight* permet d'ajouter une contrainte de déformation dans l'inversion. Il est possible d'ajouter un filtre qui permet de contraindre la forme de la déformation dans l'inversion. Par

défaut, le coefficient est à 1 ce qui signifie qu'il y a autant de contraintes verticales qu'horizontales. S'il est connu dans le modèle que les anomalies de résistivités sont allongées verticalement, il est possible de forcer le programme à produire un modèle où il y a une élongation verticale en sélectionnant une forte valeur de Z-weight (par exemple 2.0). Inversement s'il existe une anomalie avec une élongation horizontale, il faudra choisir une petite valeur de Z-weight (par exemple 0.5). Dans notre étude, nous avons choisi de conserver pour toutes les inversions, la valeur par défaut de 1. Ce choix a été fait car il n'est pas forcément aisé de connaître la valeur de ce paramètre sur le terrain.

### **b. « Robuste »**

L'option robuste est utilisée si le jeu de données est très bruité. Ceci permet de limiter les effets dus à certains points de mesures, quand il existe trop de variations entre deux mesures voisines. En choisissant l'option *robuste*, l'inversion va amortir ces variations brusques entre deux points de mesures proches dans l'inversion. C'est une manière de filtrer les jeux de données lorsqu'il y a beaucoup de bruit.

### **c. Paramètre lambda $\lambda$**

Le paramètre lambda est le facteur d'amortissement dans l'inversion. Il varie de 0 à 100. Ce paramètre permet de définir l'intensité de la contrainte *smooth* dans l'inversion :

- si l'on choisit un facteur d'amortissement relativement important, c'est-à-dire compris entre 60 et 100, l'inversion va proposer un modèle où les variations de résistivités interprétées seront plus prononcées et peu amorties (Figure 12) ;
- si l'on choisit un facteur d'amortissement relativement important, c'est-à-dire compris entre 0 et 10, les variations de la résistivité interprétée seront lissées et amorties. Par défaut Günther suggère de prendre une valeur moyenne de 30 [Günther, 2004].

Dans l'inversion, il existe différentes méthodes pour forcer ce paramètre :

- soit fixer le même paramètre pour toutes les inversions ;
- soit régler le paramètre à chaque itération, par un ajustement manuel de la valeur de  $\lambda$  ;
- soit choisir une option où l'on fixe manuellement la valeur initiale du paramètre  $\lambda$  puis l'algorithme d'inversion optimise à chaque itération le paramètre afin de réduire au maximum le RMS et le Chi<sup>2</sup> dans l'inversion.

Dans notre étude, nous avons choisi de fixer dans toutes les inversions le même paramètre pour deux raisons différentes. La première étant qu'il n'est pas aisé d'ajuster manuellement ce

paramètre, la seconde étant que différents tests réalisés avec différentes valeurs de  $\lambda$  n'ont pas permis de limiter les artéfacts (tests non présentés dans ce manuscrit).

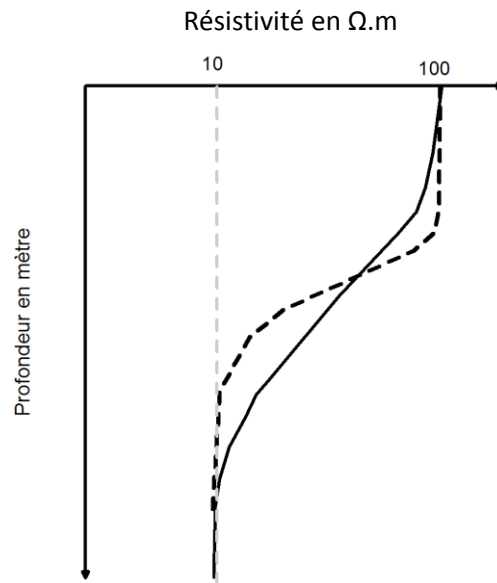


Figure 12 : Exemple d'inversion avec deux valeurs de lambda différentes, le modèle représenté par des tirets noirs correspond à une valeur forte de  $\lambda$ . Le modèle en trait plein correspond à une valeur faible de  $\lambda$ .

### 1.3.6. Les contraintes d'inversion

#### a. Limite de la variation de la résistivité dans le modèle

Cette option permet de limiter la variation minimale et maximale de la valeur de la résistivité interprétée estimée par l'algorithme dans l'inversion. Cependant pour laisser un certain degré de liberté dans l'inversion, la valeur de résistivité interprétée peut excéder la limite fixée notamment pour mieux ajuster le RMS dans l'inversion.

#### b. Blocky model

Cette option permet de produire des modèles avec des variations abruptes à l'interface de différentes régions de résistivité, et dans chacune de ces régions, la valeur de la résistivité est rendue plus homogène. Cette méthode est efficace dans des situations géologiques où la variation de résistivité est marquée, par exemple à l'interface entre le sol et le socle.

Cette méthode est aussi appelée norme L1 ou méthode d'inversion *Blocky*. De façon classique l'utilisation d'une contrainte *Smoothness* utilise la norme L2, qui lors d'une inversion donne de meilleurs résultats lorsque les variations de la résistivité sont progressives, telles que la limite de diffusion d'un panache de produits chimiques. Toutefois, dans les cas où le sous-sol se compose

d'éléments dont la variation de résistivité entre ces deux éléments est très abrupte, il est recommandé d'utiliser la norme L1 en sélectionnant l'option *Blocky model*.

### ***c. Fixing regions***

Dans certains cas, il est possible de connaître la valeur de la résistivité dans certaine zone du sous-sol. Cette option permet d'introduire la valeur de la résistivité dans l'inversion. De plus, lors d'une inversion *time-lapse*, si des zones de mesures ne varient pas entre le temps final et initial, avec cette option, il est possible de contraindre l'inversion. Cette contrainte se traduit dans l'inversion de la résistivité par une zone qui ne change pas entre le modèle du temps final et le modèle initial. Lors de suivi temporel d'injection des lixiviats, il est possible de connaître des zones où la résistivité n'évolue pas au cours du phénomène d'infiltration. Cette option permet de fixer ces zones invariantes. Nous testerons cette option par la suite.

### ***d. Compound cells***

S'il est connu que la résistivité est constante dans une région, mais que l'on ne connaît pas la valeur de cette résistivité, il est possible d'introduire dans l'inversion une zone où les cellules devront avoir la même valeur de résistivité. Cette valeur de résistivité est calculée par l'inversion.

### ***e. Decoupling line***

Cette option permet d'introduire une discontinuité dans le modèle calculé. Il résulte dans l'inversion un gradient très fort de la variation de la résistivité localisée à cet endroit. L'information sur la discontinuité peut venir de la sismique, du géoradar, des forages par exemples.

## ***1.3.7. BERT***

Le logiciel BERT (*Boundless Electrical Resistivity Tomography*) a été développé par Thomas Günther et Carsten Rücker de l'institut géophysique d'Hanovre, et fait suite aux logiciels DC2DInvRes et DC3DInvRes. Ses possibilités sont enrichies et il est particulièrement bien adapté aux modélisations complexes avec un grand nombre d'électrodes et aux modélisations où la topographie est forte.

Il offre la possibilité de travailler avec des géométries arbitraires. Le modèle est basé sur un maillage avec des éléments finis de tailles variables. En utilisant des triangles en 2D et des tétraèdres en 3D, on peut facilement créer des topographies complexes en surface, affiner le maillage autour des électrodes et inversement agrandir le maillage dans les zones où l'on a peu de données. Il est assez facile d'introduire des informations *a priori* dans l'inversion. La possibilité de réaliser un maillage

triangulaire très fin autour des points d'injection et de mesure de potentiel permet un meilleur calcul des potentiels grâce à une meilleure description des densités de courant.

Dans notre étude, BERT a été testé pour un jeu de données complexes comportant :

- un grand nombre de quadripôles ;
- une centaine de jeux de données.

#### ***1.4. Application de l'ERT au suivi temporel d'infiltration***

Les exemples d'application de l'ERT pour définir la structure géologique du sous-sol sont nombreux, et ne sont pas présentés dans ce travail. Ce chapitre s'attache plutôt à recenser les publications traitant de l'utilisation du suivi temporel des résistivités lors d'expériences d'infiltration réalisées en ERT. Elles sont classées, pour les plus importantes d'entre elles, dans le Tableau 5.

## 1. Tomographie de Résistivité Electrique

Noms	Années	Titres	Journaux	Domaines	Infiltration		2D/3D		Résultats		Dispositifs		Temps de l'expérimentation	Fréquence de mesure minimale	Options dimension
					Provoquée	Naturelle	2D	3D	Résistivité	Rapport des résistivités	Scal	Combinaison			
Daily et al.	1992	Electrical resistivity tomography of vadose water movement	Water Resources Research	Hydrologie	✓		✓		✓		Borehole		24 heures 72 heures	6 min	Inversion des ratios
Ramirez et al.	1993	Monitoring an underground steam injection process using electrical-resistance tomography	Water Resources Research	Hydrologie contamination	✓		✓		✓		Borehole		2 mois	15 jours	Inversion des ratios
Frohlich et al.	1994	Use geoelectrical methods in groundwater pollution survey in a coastal environment	Journal of Applied Geophysics	Recharge aquifères		✓	✓		✓		WS		1 mois		Indépendantes
Barker et Moore	1998	The application of time-lapse electrical tomography in groundwater studies	The leading edge	Recharge aquifères		✓	✓		✓	✓	Wa + DD		20 jours		
Loke, M.H.	1999	Time-lapse resistivity imaging inversion	5th meeting of the environmental and Engineering Society European Section	Hydrologie		✓	✓		✓		W + DD				"Set as reference"
Zhou, Q. Y.	2001	Three-dimensional spatial and temporal monitoring of soil water content using electrical resistivity tomography	Water Resources Research	Hydrologie agronomie	✓		✓		✓		W + PP		3 jours	1 heure	"Set as reference"
Slater, L.	2002	A 3D ERT study of solute transport in a large experimental tank	Journal of Applied Geophysics	Hydrologie contamination	✓		✓	✓			Borehole		1 jour	3 heures	
Kemna, A.	2002	Imaging and characterisation of subsurface solute transport using electrical resistivity tomography	Journal of Hydrology	Hydrologie contamination	✓		✓		✓		W + Borehole		90 jours	3 jours	Inversion des ratios
Ogilvy, C	2002	The use of 3D Electrical Resistivity Tomography to characterise waste and leachate distribution within a closed landfill, thriplow, UK	Journal of Environmental and Engineering Geophysics	Recirculation lixiviat	✓		✓								
Descloitres, M.	2003	Study of infiltration in a Sahelian gully erosion area using time-lapse resistivity mapping	Catena	Recherche aquifères	✓		✓		✓	✓	W		1 an	mois	Aucune
Michot, D.	2003	Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography	Water Resources Research	Hydrologie agronomie	✓		✓		✓		W + DD		1 journée	2 heures	"Set as reference"
Moreau, S.	2003	Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill	9th International Waste Management and landfill Symposium	Recirculation de lixiviat	✓		✓		✓		W		8 heures	2 heures	Non communiqué
Rosqvist, H.	2003	Mapping of leachate plumes at two landfill sites in south Africa using geoelectrical imaging techniques	Ninth International Waste Management and landfill Symposium	Pollution de nappe de lixiviat	✓		✓		✓		Grd		1 journée		"Set as reference"
Guerin	2004	Leachate recirculation : moisture content assessment by means of a geophysical technique	Waste Management	Recirculation lixiviat	✓		✓		✓		PD		1 journée	40 minutes	Non communiqué
Depountis, N.	2005	Application of electrical imaging to leachate plume evolution studies under in-situ and model conditions	Environmental Geology	Pollution par les lixiviat		✓	✓				DD + WS		65 heures	1 heure 30	"Set as reference"
Rosqvist, H.	2005	Investigation of water flow in a bioractor landfill using geoelectrical imaging techniques	10th International Waste Management and landfill Symposium	Recirculation de lixiviat	✓		✓		✓		WS + DD		1 jour	2 heures	"Set as reference"
Cassiani, G.,	2006	A saline trace test monitored via time-lapse surface electrical resistivity tomography	Journal of Applied Geophysics	Hydrologie aquifères côtiers	✓		✓		✓		WS		6 mois	1 semaine	Inversion des ratios

Vérfications				Micro expériences	Topographie	Profondeurs en mètres	Effets de température	Effets inexpliqués non discutés par l'auteur	Effets inexpliqués discutés par l'auteur	Prise en compte des effets de surface (précipitation évaporation)	Commentaires / Conclusions	Préconisation pour le time lapse ou développements nécessaires pour améliorer le time lapse
Autres méthodes (sonde à neutrons, TDR)	Mesure de la résistivité	Simulation numérique										
		Avant expérience	Après expérience									
			✓			0-40					Première étude de suivi temporel d'infiltration	Amélioration nécessaire de la vitesse d'acquisition
✓						0-50						Réduction de l'espacement inter électrodes pour une meilleure image
						0-30					Détection de l'infiltration du polluant	
						0-5					Technique pouvant être utilisée en routine et peut directement être mise en relation avec les paramètres hydrodynamiques, attention déformation de l'infiltration	Développement des inversions nécessaire pour obtenir des contours de résistivités plus marqués
						0-50						
	✓			✓		0-0.2					Loi d'Archie peut appropriée	
	✓			✓		0-1					Utilisation de l'ERT combinée aux outils hydrologiques permet d'avoir un meilleur modèle hydrologique	vitesse d'acquisition doit être augmentée
		✓				0-10					Il existe des déformations dans les images ERT dues aux paramètres de régularisation	nécessité de la simulation numérique, optimisation de la position des électrodes, utilisation d'autres critères de régularisation
						0-10					Premier article sur le suivi temporel des lixiviats dans les déchets	
✓	✓		✓			0-5	✓		Augmentation des résistivités apparentes à une profondeur intermédiaire après les précipitations	✓	Pas d'inversion: utilisation des résistivités apparentes	Simulation numérique nécessaire pour déterminer un espacement inter électrodes plus adapté, prendre en compte les effets de surface
✓					non prise en compte	0-1	✓		Anomalie d'augmentation de la résistivité après une irrigation		Non prise en compte de la microtopographie	
						0-10			Augmentation de résistivités		Augmentation des résistivité + 40% = hypothèse biogaz	Etudier les augmentations de résistivités sans dire comment
					✓	0-10					Correspondance entre l'ERT et les mesures réalisées sur des échantillons prélevés dans le sol	
✓					✓	0-9	✓		Anomalies positives d'augmentation de la résistivité inférieures à 5%		Première publication dans un journal scientifique d'un suivi temporel de la résistivité pour la recirculation des lixiviats	Réduire le temps d'acquisition, étudier la relation entre la résistivité, la teneur en eau et la température
	✓			✓		0-1			Anomalie de variation de la resistivité		Utilisation de l'ERT 3D est efficace pour le suivi des contaminations dans les sols	Recommande de réaliser des micro-expériences POUR?
						0-10				Diminution en surface et augmentation en dessous	Augmentation de la résistivité + 25% = biogaz	
	✓					0-15		Augmentation en surface juste après une pluie +20% - augmentation de la resistivité autour des injections d'eau salée			L'utilisation d'un code 2D pour étudier une contamination 3D génère des ambigüités dans le modèle de résistivités calculés	Nécessité d'avoir un bon contraste entre le liquide injecté et l'encassant, nécessité d'introduction des informations à priori (zones invariantes)



## 1. Tomographie de Résistivité Electrique

Noms	Années	Titres	Journaux	Domaines	Infiltration		2D/3D		Résultats		Dispositifs		Temps de l'expérimentation	Fréquence de mesure minimale	Option d'inversion
					Provoquée	Naturelle	2D	3D	Résistivité	Rapport des résistivités	Seul	Combinaison			
Marcoux, M.-A.	2007	Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor landfill: comparison of lysimeter and resistivity measurements	Eleventh International Waste Management and landfill Symposium	Recirculation lixiviate	✓		✓		✓		DD		2 à 5 jours		"Set as reference"
Moreau, S.	2007	Using electrical resistivity 2D tomography in solid waste to evaluate hydraulic performance of leachate recirculation network in landfills	Eleventh International waste management and landfill Symposium	Recirculation lixiviate	✓		✓		✓		DD		2 jours	4 heures	"Set as reference"
Jolly, J.	2007	Time-lapse electrical imaging to study fluid movement within a landfill	Eleventh International waste management and landfill Symposium	Recirculation lixiviate	✓		✓		✓		W		6 mois	1 mois	"Set as reference"
Radulescu, M.	2007	Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills	Annals of Geophysics	Hydrologie et contamination	✓		✓		✓		DD + W				"Set as reference" et "robust inversion"
Desclotres, M.	2008	Study of water tension differences in heterogeneous sandy soils using surface ERT	Journal of Applied Geophysics	Hydrologie	✓		✓				DD		4 heures	1 heure	"Set as reference"
Desclotres, M.	2008	Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding	Hydrological Processes	Recharge des aquifères		✓	✓		✓	✓	W + DD		8 mois		"Set as reference blocky"
Grellier, S.	2008	Monitoring of Leachate Recirculation in a Bioreactor Landfill by 2-D Electrical Resistivity Imaging	Journal of Environmental and Engineering Geophysics	Recirculation lixiviate	✓		✓		✓		PD		3 heures	16 minutes	"Set as reference"
Battle-Aguilar, J.	2009	Axisymmetrical Infiltration in Soil Imaged by Noninvasive Electrical Resistivity	Soil Science Society of America Journal	Hydrologie	✓		✓		✓		W		3 heures	15 minutes	"Set as reference"
Koch	2009	Joint interpretation of hydrological and geophysical data electrical resistivity tomography results from process hydrological research site in Black Forest Mountains, Germany	Hydrological Processes	Hydrologie modélisation	✓	✓	✓		✓						
Brunet P.	2010	Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) - A case study in the Cevennes area, France	Journal of Hydrology	Hydrologie crues méditerranéennes		✓	✓		✓		WS + DD		1 an	1 mois	"Independent" et "blocky"
Singha et Gorelick	2005	Saline tracer visualized with three-dimensional electrical resistivity tomography: Field-scale spatial moment analysis	Water Resources Research	Hydrologie et contaminant	✓		✓		✓		Borehole		20 jours	12 heures	

Vérifications				Micro expériences	Topographie	Profondeurs	Effets de température	Effets inexpliqués non discutés par l'auteur	Effets inexpliqués discutés par l'auteur	Prise en compte des effets de surface (précipitation évaporation)	Commentaires / Conclusions	Préconisation pour le time lapse ou développements nécessaires pour améliorer le time lapse
Autres méthodes (sonde à neutrons, TDR)	Mesure de la résistivité	Simulation numérique										
		Avant expérience	Après expérience									
	✓					0-10		Augmentation de la résistivité + 30%				
						0-10		Augmentation de la résistivité + 60%	Bulbe déformé et décalé vers la droite		Efficace pour détecter les infiltrations dans les déchets	
	✓		✓			0-9			Augmentation de la résistivité + 30%			il faudrait validation des résultats ERT par des mesures "in situ", et par la simulation numérique
	✓	✓				0-5					Il y a des artefacts et des ambiguïtés dans les images de suivi temporel ERT	recommande la simulation numérique avant d'aller sur le terrain
✓	✓			✓	✓	0-1	✓				Mise en évidence de l'influence de la régularisation, manque de résolution en profondeur	Utilisation d'informations indépendantes pour valider les résultats, introduction d'informations a priori dans l'inversion
	✓					0-10				✓	Montre qu'il y a des artefacts lors des suivis temporels et effets de surface	recommande le couplage entre time lapse ERT et suivi temporel RMP
						0-10	✓					
	✓					0-1		Résistivité qui augmente entre 2 pas de temps			Beaucoup d'anomalies justifiées par l'auteur par l'utilisation d'un code 2D sur un objet 3D et par l'utilisation du dispositif Wenner	Utiliser un code 3D sur 3D
	✓				✓	0-50	✓					Utilisation systématique de la simulation numérique et de données externes pour valider les résultats
	✓					0-1	✓		Ne fonctionne que dans les sols sablo-limoneux, avec une faible fraction d'argile et de matière organique		Calibration de la relation entre la résistivité par la teneur en eau par la loi d'Archie	
			✓			0-22					Perte de sensibilité en profondeur, anomalies de résistivités générées par les effets de régularisation	Tester d'autres méthodes de régularisation

Tableau 5 : Synthèse bibliographique

Les publications utilisant l'ERT pour le suivi temporel d'infiltration sont de plus en plus nombreuses. Cette méthode est utilisée :

- en hydrologie, pour étudier la recharge des nappes et le transfert des polluants dans les sols, [R Barker, 1998; Daily et al., 1992; Ramirez et al., 1993; Zhou et al., 2001] ;
- en agronomie, pour étudier les disparités dans la distribution de l'humidité des sols [al Hagrey, 2007; Michot et al., 2003] ;
- dans les études des déchets, pour comprendre la circulation des lixiviats [Grellier et al., 2008; Guérin et al., 2004; Guérin et al., 2004; Marcoux, 2008; Moreau et al., 2003].

Binley a utilisé les mesures ERT *time-lapse* pour calibrer un modèle numérique du mouvement de l'eau dans la zone non saturée [Binley, 2001]. Singha et Gorelick ont comparé le mouvement du NaCl obtenu par modélisation, aux mesures ERT [2005]. Kowalsky et al. ont employé plusieurs ensembles de données ERT dans une inversion commune pour créer une meilleure représentation de la distribution de la teneur en eau dans le temps [Kowalsky et al., 2004]. Cassiani et al. ont utilisé l'ERT *time-lapse* pour déduire des mécanismes hydrologiques de double porosité et détecter des zones à hautes perméabilités au cours d'un test au traceur salin [2006]. D'autres auteurs ont choisi l'ERT pour suivre des variations de résistivité dans les déchets, au cours d'une injection de lixiviats [Acworth and Jorstad, 2006; Frohlich et al., 1994; Guérin et al., 2004; Jolly et al., 2007; Mondelli et al., 2007; Moreau et al., 2003]. Les auteurs montrent qu'il n'est pas possible de suivre les variations de la teneur en eau, mais que l'ERT peut permettre de délimiter plus ou moins facilement l'expansion du bulbe.

Le Tableau 5 met en évidence un certain nombre de points concernant l'utilisation de l'ERT pour les suivis temporels d'infiltration :

- 90% des publications étudient des infiltrations provoquées, et s'intéressent peu à l'étude de phénomène naturel ;
- malgré le développement des outils 3D, et l'existence de publications comme celles de Slater et al. [2002], Kemna et al. [2002] et Ogilvy et al. [2002] qui stipulent que l'utilisation de mesures 3D génère de meilleurs résultats lors de suivi temporel de la résistivité. 90% des auteurs utilisent de façon récurrente un code 2D (y compris en présence de phénomènes manifestement 3D).

La majorité des articles restituent les résultats sous forme de rapport entre les résistivités interprétées finales et les résistivités interprétées avant l'expérimentation. Depuis 2003, on note la multiplication de publications traitant de variations inexplicables des résistivités interprétées entraînant de fausses interprétations hydrogéologiques [Descloitres et al., 2003; Descloitres et al., 2008b; Jolly et al., 2007; Marcoux, 2008; Singha and Gorelick, 2005]. Le Tableau 5 met en évidence le faible taux de publications (3 publications sur 34) ayant des vérifications indépendantes, permettant de valider les variations de résistivités interprétées observées en ERT. Depuis 2002, il y a une augmentation de la combinaison de l'ERT avec d'autres méthodes pour valider les résultats d'inversion ERT.

L'ensemble des publications recense différents problèmes à l'utilisation du suivi temporel l'ERT :

- soit les modèles de résistivités interprétées présentent des distorsions dans les images d'infiltration, avec par exemple des infiltrations que l'ERT montre plus profondes que la réalité [Descloitres et al., 2008b; Singha and Gorelick, 2005] ;
- soit les modèles de résistivités calculées présentent des valeurs de résistivités fausses, par exemple dans l'article de Descloitres et al., le terrain a une résistivité vraie de 50  $\Omega.m$  mais le résultat de l'inversion restitue une valeur de la résistivité calculée de 150  $\Omega.m$  [2003].

Enfin des articles présentent aussi des variations incohérentes de la résistivité calculée entraînant de fausses interprétations hydrologiques [Descloitres et al., 2003; Descloitres et al., 2008a; Jolly et al., 2007; Kemna et al., 2002; Marcoux, 2008; Moreau et al., 2003]. A titre d'exemple, nous présentons ci-dessous des extraits tirés de 4 articles différents :

- le premier article concerne la recharge des nappes [Descloitres et al., 2008b] ;
- les trois autres traitent le transfert des lixiviats dans les déchets [Jolly et al., 2007; Marcoux, 2008; Moreau et al., 2003].

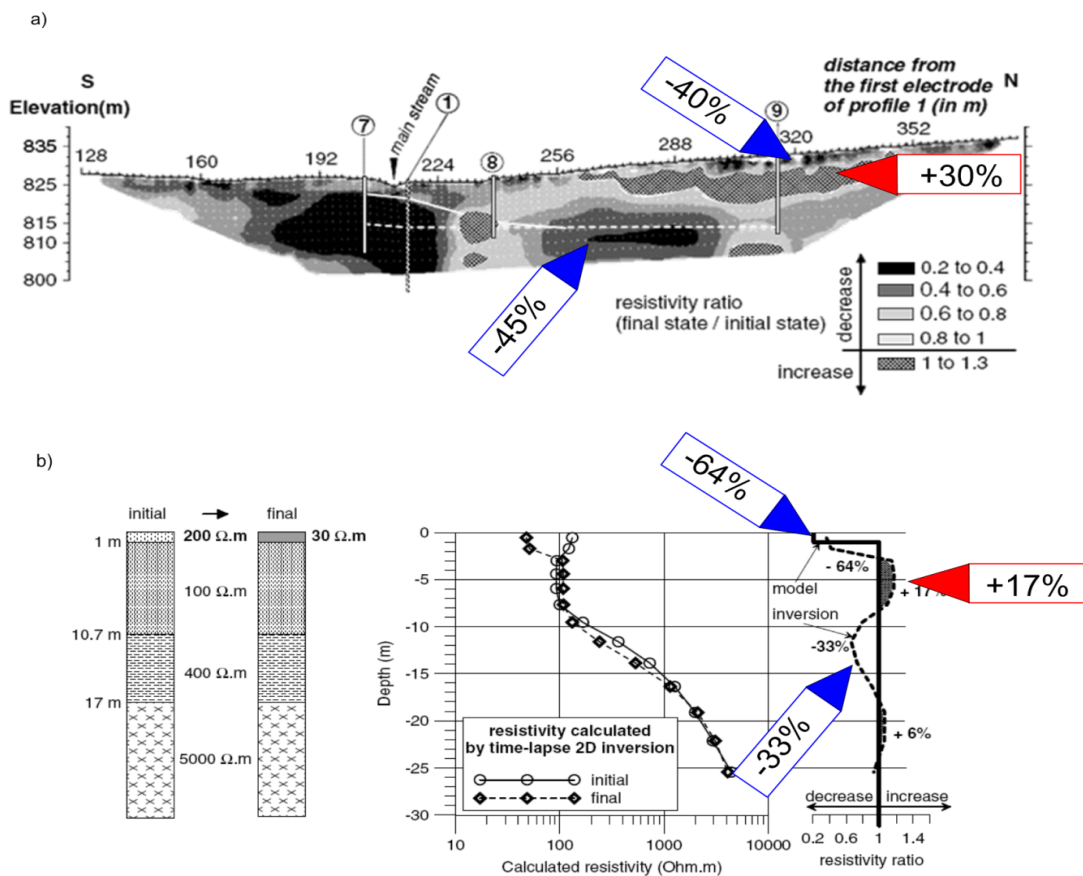


Figure 13 : Effets des infiltrations de surface (d'après Descloitres et al. [2008b])

Dans le premier article [Descloitres et al., 2008b], les auteurs étudient les processus de recharge d'un aquifère fracturé dans le bassin versant expérimental de Moole Hole, situé au sud de l'Inde. L'objectif de l'étude est de comprendre le comportement de l'écoulement des eaux souterraines et des lieux de recharge dans la ravine et les versants. Des observations hydrogéologiques ont montré des variations saisonnières significatives dans les niveaux observés d'eaux souterraines dans certaines zones où les piézomètres étaient implantés. Afin de localiser les zones de réalimentation des eaux souterraines et d'optimiser la mise en œuvre de forages, ils ont proposé d'utiliser l'ERT et la RMP en mode de suivi temporel durant la mousson en 2004. Les sondages par résonance magnétique des protons (RMP) ont été réalisés pour caractériser l'aquifère. Les résultats RMP sont compatibles avec les observations en forages. Cependant la RMP étant handicapée par une mauvaise résolution latérale, les investigations ont été complétées par la tomographie de résistivité électrique (ERT). En suivi temporel, l'ERT a permis de localiser la zone de recharge qui était marquée par une diminution de 80% de la résistivité interprétée entre les mesures réalisées avant la saison des pluies et pendant la saison des pluies. Au cours de leurs travaux les auteurs montrent qu'il y a des variations inattendues des résistivités calculées à une profondeur de 20 mètres (Figure 13-a). Ces variations ne correspondent pas avec les données de forage, qui montrent au contraire une augmentation des résistivités sous la nappe. La simulation numérique réalisée par les auteurs, montre que la présence d'une infiltration superficielle génère des augmentations et des diminutions fictives de résistivités électriques interprétées en profondeur, pouvant être interprétées comme de fausses variations hydrologiques (Figure 13-b).

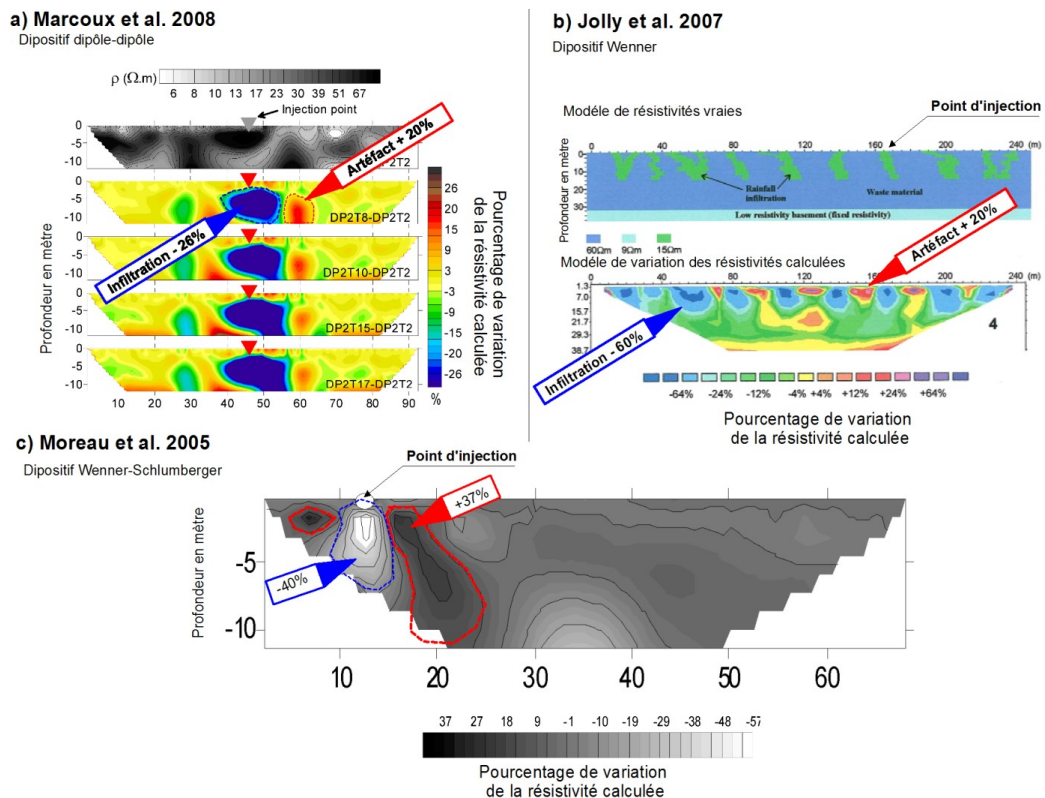


Figure 14 : Exemples de suivi temporel d'infiltration ERT 2D, dans les déchets

Dans les trois autres articles, Marcoux [2008], Jolly et al. [2007] et Moreau et al. [2003] étudient la circulation des lixiviats par suivi temporel des résistivités afin d'accélérer la biodégradation des ordures ménagères. Leurs objectifs sont multiples :

- comprendre comment l'eau circule dans les déchets ;
- dimensionner les systèmes de réinjection ;
- spatialiser la variation de teneur en eau.

Les auteurs utilisent les dispositifs Wenner- $\alpha$ , Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle. Dans tous ces articles, l'utilisation de l'ERT permet de proposer une interprétation de la localisation des infiltrations dans les déchets, mais on retrouve des variations de la résistivité interprétée surprenantes dans des zones où l'on suppose que rien n'a varié.

Dans leurs résultats respectifs, Jolly et al. [2007] et Marcoux [2008] montrent qu'il apparaît des augmentations incohérentes de la résistivité dans les panneaux 2D lors de suivi temporel d'infiltration.

Jolly et al. [2007] utilisent la simulation numérique présentée dans la Figure 14-b. Ils réalisent une simulation numérique où ils créent des zones d'infiltrations préférentielles. Les résultats de l'inversion des jeux de données synthétiques montrent des augmentations de la résistivité de part et d'autre des infiltrations dans des zones où la résistivité n'aurait pas du évoluer.

Moreau et al., [2003] (Figure 14-c), montrent que lors du suivi temporel, de chaque côté de l'infiltration, il existe des augmentations de résistivité de l'ordre de 15 à 40 %. Ces augmentations sont marquées en rouge. Dans ces résultats, les auteurs discutent de ces variations et émettent l'hypothèse qu'elles sont dues à des migrations de biogaz faisant diminuer localement la teneur en eau et donc augmenter la résistivité. Ils ne vérifient pas leurs hypothèses sur le terrain.

Marcoux présente dans la Figure 14-a, un exemple de suivi temporel de résistivités inexplicables au cours des expérimentations qu'elle a réalisé. Dans ses mesures apparaissent des augmentations de la résistivité de + 20%. Marcoux a aussi implanté des lysimètres enterrés afin de quantifier le flux d'eau arrivé à une profondeur de 8 m. Les lysimètres n'ont montré aucune arrivée de lixiviats à cette profondeur. Si l'on observe le panneau de résistivité, l'image de l'infiltration montre une résistivité qui diminue jusqu'à 10 m. Après des discussions avec notre équipe au LTHE, Marcoux a modélisé quelques scénarii par une simulation numérique. Elle montre (suite à nos remarques) qu'un même scénario d'infiltration conduit à différentes images suivant les dispositifs utilisés.

Ces résultats issus de la bibliographie montrent qu'il peut exister de fausses variations de la résistivité calculée dans les panneaux 2D de résistivités électriques. La plupart des auteurs expliquent les différences entre les modèles de résistivités et la réalité par :

- des effets de distorsion dans les inversions, dus aux méthodes de régularisation [*Singha and Gorelick, 2005*] ;
- la distribution géométrique des structures et notamment des effets dus à des infiltrations superficielles pouvant se produire dans des conditions naturelles lors de suivi temporel [*Descloitres et al., 2008b*] ;
- l'intensité du contraste de résistivité entre le liquide injecté et le sol [*Cassiani et al., 2006*] ;
- les effets de numérisation dus aux choix de l'espacement inter-électrodes [*Ramirez et al., 1993*] ;
- une vitesse d'acquisition des mesures ERT mal adaptée à la vitesse des phénomènes d'infiltration [*Slater et al., 2002, Guérin et al., 2004*].

En résumé, les études citées ici permettent d'orienter des pistes de recherche pour limiter les fausses variations de la résistivité dans les panneaux de résistivités électriques :

- Existe-il des dispositifs plus adaptés que d'autres à l'étude des infiltrations ?
- En utilisant des options d'inversion différentes ou en introduisant des informations à priori dans les calculs d'inversion, ne peut-on pas limiter les fausses variations ?
- Les méthodes de régularisation, notamment la méthode de régularisation *smooth*, n'introduit-elle pas des distorsions dans l'inversion ?
- Il apparaît aussi qu'il est nécessaire de vérifier des résultats ERT à l'aide de données indépendantes ;
- enfin comme Koch et al. [2009] le propose une utilisation systématique de la simulation numérique avant d'aller sur le terrain permet de valider (ou non) les variations suspectes dans les panneaux de résistivités.

L'ensemble de ces pistes de recherche dégagées, nous permet de construire une démarche méthodologique spécifique dédiée à l'exploration des moyens possibles pour remédier aux problèmes se posant à l'utilisation de l'ERT pour le suivi temporel. Le chapitre 4 sera consacré à cette étude.







---

## *Résonance Magnétique des Protons (RMP)*

### *2.1. Introduction*

La RMP est une méthode récente, non invasive parmi l'ensemble des méthodes géophysiques d'investigation de surface. Elle présente l'avantage de mesurer un paramètre proportionnel à la teneur en eau d'un aquifère (amplitude maximale du signal) et renseigne sur la taille des pores (temps de relaxation).

La RMP a fait son apparition en Russie dans les années 1960, elle a d'abord été utilisée par l'industrie pétrolière pour des diagraphies en forages, et par l'industrie chimique notamment pour l'étude de la cinétique des réactions. Elle est utilisée dans le domaine de l'Imagerie médicale par Résonance Magnétique (IRM). En géophysique, elle a été développée depuis une vingtaine d'années pour étudier les aquifères, les études réalisées depuis les années 1990 sont recensées dans l'article de Legchenko et Valla [2002]. Il existe des différences entre les méthodes :

- dans l'industrie pétrolière et l'imagerie médicale les volumes investigués sont de l'ordre du  $\text{mm}^3$  au  $\text{dm}^3$ . Pour la RMP les volumes étudiés sont de l'ordre du million de  $\text{m}^3$  ;
- l'IRM et la diagraphie pétrolière utilisent un champ magnétique initial artificiel sur de petits volumes. Pour la RMP, on utilise le champ géomagnétique terrestre, car il est difficile de créer un champ magnétique supérieur à celui du champ géomagnétique terrestre à grande échelle.

Ce chapitre présente les méthodes classiques de mesure RMP, utilisées sur le terrain dans une première partie, puis les mesures en laboratoire sur des échantillons de sol dans une seconde partie. Il décrit les protocoles de mesure, mais également l'utilisation de nouvelles techniques basées sur l'Echo de Spin (SE) qui permettent de faire des mesures dans les sols où le champ géomagnétique est localement hétérogène. Enfin, nous verrons l'intérêt d'aborder la RMP pour étudier les déchets.

## 2.2. Généralités sur la RMP

Le principe physique de la RMP repose sur les propriétés physiques du noyau de la molécule d'hydrogène. Les noyaux d'hydrogène des molécules d'eau (les protons) sont à l'état naturel, placés dans le champ géomagnétique terrestre ( $B_0$ ) (aussi appelé champ statique). Ces protons possèdent des moments magnétiques  $M_0$  non nuls qui, à l'équilibre, sont alignés dans la direction de ce champ terrestre (Figure 15), se comportant comme une aiguille de boussole.

Ces protons ont la capacité particulière d'entrée en résonance sous l'action d'un champ magnétique secondaire d'excitation émis à une fréquence spécifique « la fréquence de Larmor »  $f_L$  (en Hz). C'est à cette fréquence unique que l'on mesure le pic de résonance des protons d'hydrogène. La fréquence de Larmor est fonction de la valeur du champ géomagnétique au point de mesure, mesurée avec un magnétomètre à protons (Équation 11) :

$$f_L = \frac{\gamma B_0}{2\pi} \quad \text{Équation 11}$$

Où  $B_0$  est le champ géomagnétique terrestre au point de mesure (exprimé en T) et  $\gamma$  représente le rapport gyromagnétique des protons représentatif des atomes d'hydrogène ( $4,258.10^{-7}$  Hz/T). L'utilisation de cette fréquence précise permet d'être certain que lorsque l'on mesure un signal de décroissance, ce signal est bien une réponse des protons d'hydrogène. Cela signifie que la présence d'un signal mesuré est égale à la présence d'eau dans le milieu.

Lors d'une excitation à la fréquence de Larmor, l'état d'équilibre du moment magnétique du noyau d'hydrogène est modifié. Pour générer ce champ magnétique d'excitation un courant alternatif d'intensité  $i(t)$  est créé à la fréquence de Larmor (Équation 12) :

$$i(t) = I_0 \cos(\omega \cdot t), \quad 0 < t < \tau \quad \text{Équation 12}$$

Où  $I_0$  est (exprimé en A) et  $t$  (est exprimé en s) caractérisent respectivement l'amplitude du signal et la durée de l'impulsion.  $\omega$  est proche de la fréquence de Larmor (Hz).

Lorsque le courant est brusquement coupé, il y a un retour à l'équilibre du moment magnétique des protons autour du champ géomagnétique terrestre. Au cours de ce retour à l'état d'équilibre, un champ magnétique secondaire de relaxation est émis par les protons à la fréquence de

Larmor. Ce champ magnétique de relaxation constitue la preuve de la présence d'eau dans le milieu. En oscillant lui aussi à la fréquence de Larmor, ce signal a une enveloppe de forme exponentielle décroissante que l'on appelle *Free Induction Decay* (FID) qui est montré dans la Figure 15. Les détails de la méthode et des phénomènes physiques associés sont présentés dans de nombreux articles [Legchenko and Valla, 2002; Vouillamoz, 2003].

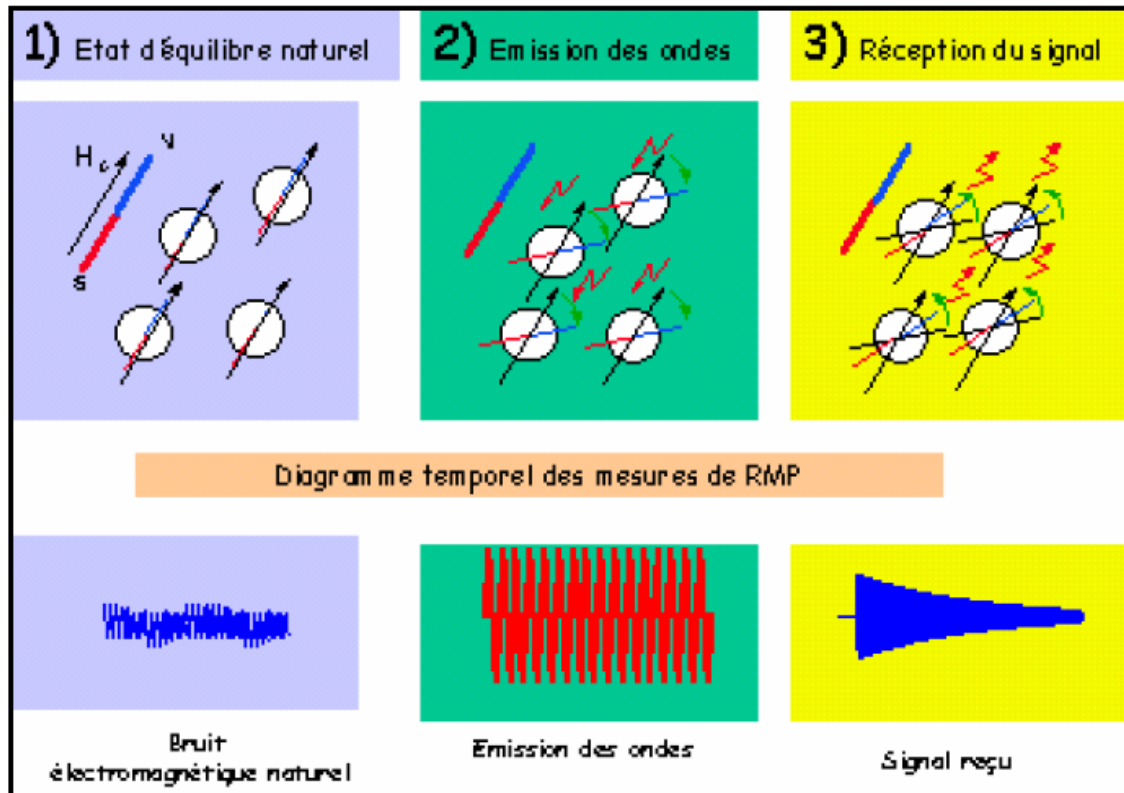


Figure 15 : Principe de la mesure RMP d'après [Legchenko et al., 2002]

Par cette méthode, on mesure une amplitude initiale de décroissance qui est directement liée à la quantité d'eau dans le volume investigué. Mais ce n'est pas la seule information à tirer du signal, en effet, la manière dont les protons d'hydrogène retournent à l'équilibre est porteuse d'informations. Le retour à l'équilibre du moment magnétique résultant peut être séparé en deux composantes :

- une parallèle au champ statique caractérisée par un temps de relaxation longitudinale ( $T_1$ ) ;
- une transversale au champ statique caractérisée par un temps de relaxation transversale ( $T_2$ ).

Dans le cas idéal où le champ statique est parfaitement homogène,  $T_2$  peut être déduit directement de l'enveloppe du signal enregistré (Figure 15-3). En réalité, en utilisant le champ géomagnétique comme champ statique cette condition n'est jamais remplie, il existe donc un déphasage entre les moments magnétiques de chaque proton d'hydrogène, la résultante transversale en

est diminuée. La mesure donne accès à un temps de décroissance transversale apparent ( $T_2^*$ ) inférieur à  $T_2$ .

Pour réaliser un sondage RMP sur le terrain, une antenne est déployée sur le sol, généralement selon un cercle ou un carré ayant un diamètre compris entre 20 et 120 m, selon la profondeur des couches des aquifères à investiguer. Le volume investigué lors d'un sondage est défini comme un cylindre vertical de diamètre égal à environ 1,5 fois le diamètre de la boucle, centré sur celle-ci et en l'absence de terrain conducteur la hauteur est égale à ce diamètre [Legchenko *et al.*, 2008]. Différentes géométries d'antennes peuvent être utilisées, en particulier, une antenne sous la forme d'un chiffre « huit » permet souvent d'améliorer le rapport signal/bruit [Trushkin *et al.*, 1994].

Le principe général pour faire les mesures, repose sur les généralités présentées ci-dessus. Cependant, avec l'appareil, utilisé dans la thèse, l'enregistrement de la réponse RMP n'est possible qu'après un délai instrumental dit temps mort de 40 ms. Quand on veut faire un sondage RMP, il faut réaliser des séquences de pulses. Les intensités des impulsions seront croissantes ce qui permet d'investiguer des volumes sous la boucle de plus en plus importants, permettant d'avoir des informations indirectement influencées par les zones profondes.

Lors des mesures, les amplitudes des signaux sont de l'ordre de quelques nV. La méthode est fortement sensible au bruit électromagnétique ambiant. C'est pour cette raison qu'une procédure dite de *stacking* sera utilisée, qui permet par la répétition de la mesure de minimiser le bruit et de récupérer le signal de la relaxation [Legchenko, 2007].

J'ai choisi de présenter succinctement les mesures des différents temps de relaxation en différenciant les mesures en laboratoire et sur le terrain. En effet les mesures sont différentes car en laboratoire on investigate un volume fini alors que sur le terrain on investigate un volume infini. C'est-à-dire que lorsque le pulse d'excitation augmente sur le terrain les volumes investigués augmentent, ce qui n'est pas le cas en laboratoire.

L'utilisation des mesures sur échantillons en laboratoire en complément des mesures de terrain présentent l'avantage de :

- tester les séquences des mesures ;
- déterminer s'il est possible de réaliser des mesures sur le milieu étudié et d'estimer les temps de décroissance du milieu ;
- calibrer les relations entre le signal mesuré par la RMP et la teneur en eau à saturation.

## 2.3. Mesure de $T_1$

### 2.3.1. En laboratoire

Le protocole pour estimer la constante longitudinale  $T_1$  en laboratoire, correspond à une succession d'injections de courant où l'on fait varier la durée de l'impulsion pour obtenir une amplitude maximale et un signal décroissant pour chaque impulsion (Figure 16). Pour estimer  $T_1$ , il est nécessaire d'extrapoler une courbe exponentielle croissante en fonction de l'amplitude finale  $e_0$  du signal de décroissance obtenue pour une impulsion infinie et en fonction de la constante de relaxation  $T_1$  dont l'équation est la suivante (Équation 13) :

$$e(t) = e_0(1 - e^{-\frac{t}{T_1}}) \quad \text{Équation 13}$$

Où  $t$  est le temps, et  $T_1$  la constante longitudinale.

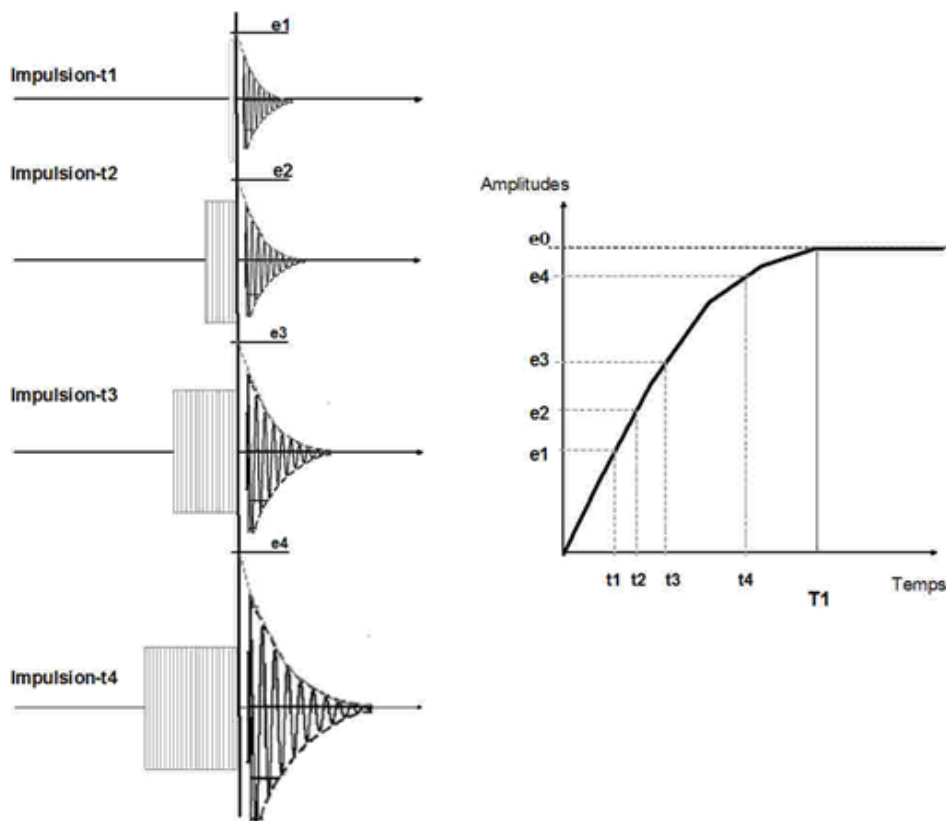


Figure 16 : Séquence de mesure de  $T_1$  ; où différents pulses sont utilisés pour estimer  $T_1$

La mesure de  $T_1$  est réalisable dans la mesure où il n'existe pas d'hétérogénéité de champ magnétique dans l'échantillon ou dans le champ magnétique local. Dans un champ hétérogène,  $T_1$  n'est pas mesurable, le signal est atténué et le temps de décroissance  $T_1$  est plus court. L'amplitude  $e_0$  estimée devient non représentative de la teneur en eau.

Pour estimer la teneur en eau de l'échantillon, il est nécessaire de réaliser une mesure avec de l'eau pure et d'estimer de la même façon que précédemment l'amplitude finale du signal  $e_0$  de l'eau. La teneur en eau correspond alors au rapport entre l'amplitude finale de l'échantillon  $e_{0\text{-échantillon}}$  et l'amplitude finale de l'eau  $e_{0\text{-eau}}$  (Équation 14)

$$\theta = \frac{e_{0\text{-échantillon}}}{e_{0\text{-eau}}} \quad \text{Équation 14}$$

En laboratoire par la connaissance de la teneur réelle en eau, il est possible d'ajouter un coefficient multiplicateur à l'Équation 14, pour calibrer la relation entre le signal RMP et la teneur en eau, notamment dans les milieux complexes.

### 2.3.2. Sur le terrain

Mesurer  $T_1$  sur le terrain n'est pas aussi simple qu'en laboratoire car en augmentant le temps du pulse, on ne sonde pas à la même profondeur et pas le même volume lors de l'investigation.

Une adaptation technique est nécessaire, au lieu d'injecter un seul pulse, on injecte deux pulses consécutifs où l'on mesure les signaux décroissants  $FID1$  et  $FID2$ , à partir de la différence de réponse entre  $FID1$  et  $FID2$  il est possible d'estimer  $T_1$  avec l'équation suivante (Équation 15) [Vouillamoz et al., 2003] :

$$\frac{e_{0\text{FID2}}}{e_{0\text{FID1}}} = 1 - \exp\left(-\frac{\Delta t}{T_1}\right) \quad \text{Équation 15}$$

Où  $e_{0\text{FID2}}$  et  $e_{0\text{FID1}}$  correspondent à l'amplitude initiale de l'enveloppe décroissante de  $FID1$  et  $FID2$ ,  $\Delta t$  correspond au délai entre les deux impulsions (exprimé en seconde).

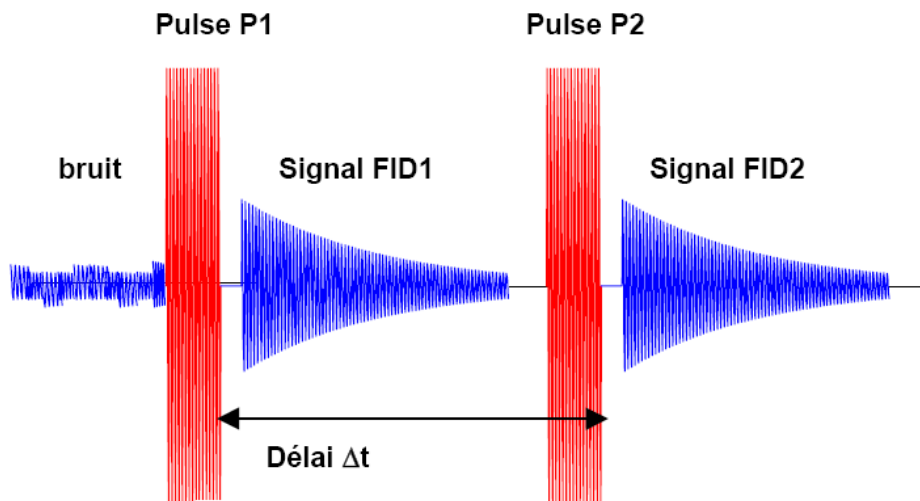


Figure 17 : Protocole de mesure de  $T_1$  sur le terrain

### 2.4. Mesure de $T_2^*$

La mesure la plus rapide sur le terrain est celle du temps de relaxation transversale apparent  $T_2^*$  réalisée par l'expérience dite de *Free Induction Decay* (FID), illustrée sur la Figure 18. Le temps de décroissance de l'enveloppe du signal correspond au temps de relaxation  $T_2^*$ . La valeur de la constante de temps  $T_2^*$  dépend de la taille de pores et des hétérogénéités magnétiques sous la boucle [Kenyon, 1997; Schirov *et al.*, 1991]. L'enveloppe du signal décrit un signal exponentiel décroissant dont l'équation  $e(t, q)$  dépend du pulse d'excitation  $q = I_0 \cdot t$  (Équation 16) :

$$e(t, q) = e_0(q) \exp\left(-\frac{t}{T_2^*}\right) \cos(\omega_0 t + \varphi_0) \quad \text{Équation 16}$$

Avec  $e_0$  l'amplitude initiale,  $T_2^*$  le temps de relaxation et  $\varphi_0$  la phase du signal RMP.

Le sondage par RMP avec le protocole de mesure  $T_2^*$  correspond à la réalisation d'une succession de mesures en faisant augmenter la durée de l'impulsion. Plus le pulse d'excitation est important plus la profondeur d'investigation est profonde (Figure 18).

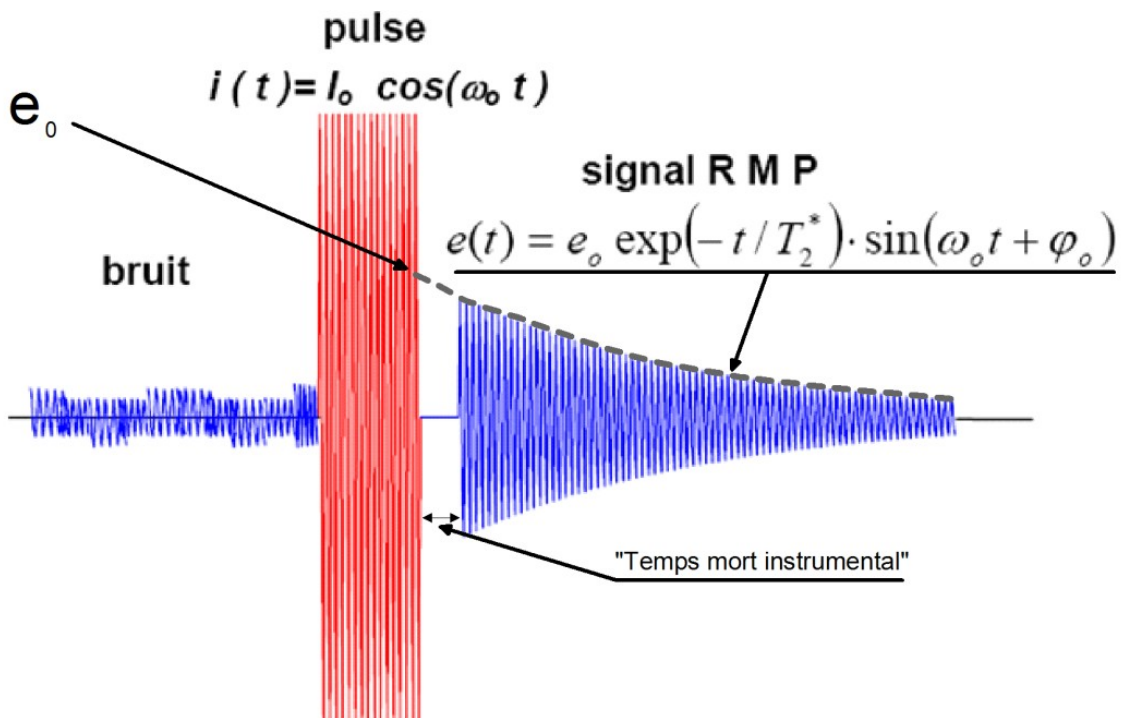


Figure 18 : Schéma d'une séquence  $T_2^*$



## 2.5. Mesure de $T_2$ (Echo de Spin)

### 2.5.1. En laboratoire

Si l'échantillon possède des grains magnétiques, il se produit des variations locales au voisinage des parois du grain du champ statique. Cela a pour conséquence de modifier localement les conditions de résonance, le signal FID1 devient court et il est difficile, voire impossible de le mesurer. Dans ce cas, la mesure de la constante  $T_2$  est réalisée en utilisant une méthode nouvelle dans le domaine de la RMP, mais déjà appliquée en imagerie médicale : la méthode d'Echo de Spin (SE). Cette méthode permet de s'affranchir des hétérogénéités de champ géomagnétique terrestre qui se produisent à l'échelle du pore.

Le concept de SE a été expliqué par Hahn [1950]. Le schéma de mesure consiste en l'émission de deux pulses consécutifs séparés par un intervalle de temps  $\tau_e$ , après ce second pulse le signal de SE peut être observé. La mesure de  $T_2$  est réalisée en mesurant différents échos obtenus par une variation du délai entre deux impulsions ce qui permet d'avoir des échos multiples (Figure 19).

L'enveloppe des échos multiples est décrite par :

$$SE_{\tau_e} = SE_0 \exp\left(-\frac{2\tau_e}{T_{2MRS}}\right) \quad \text{Équation 17}$$

Avec  $SE$  l'amplitude du signal (exprimée en nV) et  $T_{2MRS}$  le temps de décroissance observé (en seconde), affecté des phénomènes de relaxation et de diffusion moléculaire tel que :

$$\frac{1}{T_{2MRS}} = \frac{1}{T_2} + \frac{D\gamma^2 G^2 \tau_e^2}{3} \quad \text{Équation 18}$$

Où  $G$  correspond au gradient du champ géomagnétique ;  $D$  est le coefficient de diffusion, quand la diffusion est petite  $T_{2MRS}$  a approximativement la valeur de  $T_2$ .

Il est nécessaire de noter qu'en présence d'un gradient de variation du champ terrestre  $G$ , l'enveloppe des échos observée à différents  $2\tau_e$  n'est pas nécessairement exponentielle, ce qui peut induire des erreurs dans l'estimation de  $T_{2MRS}$ .

Pour mesurer la teneur en eau à partir de SE, il faut procéder comme avec  $T_1$ , à la différence qu'on utilise les amplitudes maximales de l'enveloppe des échos ( $SE_0$ ).

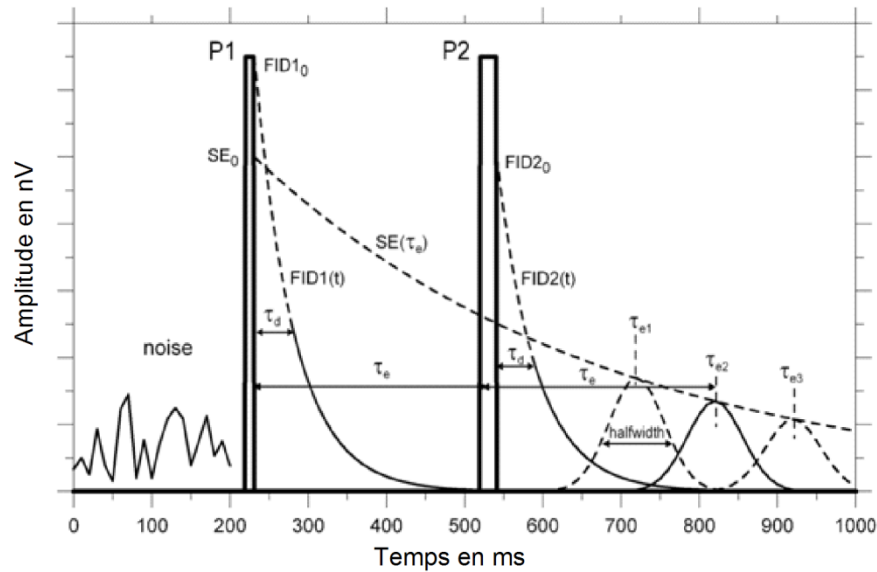


Figure 19 : Diagramme d'une séquence d'acquisition

### 2.5.2. Sur le terrain

Sur le terrain la mesure de SE est la même qu'en laboratoire, à la seule différence qu'un sondage doit être réalisé. Il faut reproduire ce protocole pour des intensités variables de pulses et différents  $\tau_e$  ce qui permet de sonder en profondeur. Il faut noter qu'un sondage SE est beaucoup plus long à réaliser qu'un sondage classique pour mesurer  $T_2^*$  ou  $T_1$ .

## 2.6. Procédure d'interprétation et d'inversion des données mesurées

### 2.6.1. Inversion

Le but de l'inversion est de transformer la courbe de sondage qui correspond aux amplitudes du signal  $e(t, q)$ , en une information montrant la distribution des teneurs en eau RMP à saturation en fonction de la profondeur.

L'algorithme d'inversion couramment utilisé (SAMOVAR) permet d'obtenir un modèle 1D [Legchenko and Valla, 1998]. Dans cet algorithme, l'inversion est réalisée en modélisant un demi-espace divisé en couches de taille équivalente. Un signal résultant du pulse utilisé est calculé comme la somme du signal de toutes les couches et réalisé pour tous les pulses utilisés sur le terrain. Ainsi la teneur en eau de chaque couche est ajustée pour obtenir le meilleur calage entre les données de terrain mesurées et les données modélisées.

### 2.6.2. Teneur en eau RMP à saturation et conductivité hydraulique

La teneur en eau et les constantes de temps estimées par l'inversion RMP ne sont pas des paramètres hydrogéologiques. Lorsque l'on fait des mesures dans la zone saturée, il existe des incertitudes sur la valeur de la teneur en eau fournie par la RMP. Sur le terrain ces incertitudes sont dues au fait que les eaux liées aux éléments constituant le milieu ont un temps de décroissance fortement réduit et ce temps ne peut être mesuré sur le terrain.

Dans ces conditions la porosité RMP mesurée est une valeur comprise entre la porosité totale et la porosité de drainage (qui représente la quantité d'eau libérée par le sol lors d'un rabattement de la nappe) ( $S_y$ ). Cependant, cette valeur est une approximation car la taille des grains peut être fortement dispersée et générer des erreurs sur la mesure. Dans la majorité des cas, la teneur en eau à saturation RMP est toujours plus grande que la teneur en eau de drainage [Boucher et al., 2009], on peut donc écrire que :

$$\phi > \theta_{RMP} > S_y$$

Si la porosité est inférieure à 1%, il n'est pas possible de mesurer de signal RMP, l'amplitude du signal est trop petite [Legchenko et al., 2006; Vouillamoz et al., 2005].

Pour calculer la conductivité hydraulique intrinsèque, on utilise la formule empirique proposée par l'industrie pétrolière [Kenyon, 1997] :

$$K_{RMP} = C_K \theta_{RMP}^a T_1^b \quad \text{Équation 19}$$

Avec  $\theta_{RMP}$  la teneur en eau RMP,  $C_p$  (en  $m.s^{-3}$ ) un pré-facteur calculé à partir des essais de pompage, et  $a$  et  $b$  des exposants de calibration.

A partir des analyses de données expérimentales, une formulation pour estimer la transmissivité du milieu à partir des paramètres RMP a été proposée [Vouillamoz, 2007]:

$$T_{RMP} = C_T (\theta_{RMP} \Delta z) T_1^2 \quad \text{Équation 20}$$

Où  $\Delta z$  (exprimée en m) est l'épaisseur estimée de l'aquifère par la RMP et  $C_T$  (en  $m.s^{-3}$ ) une constante. Cette formule doit être calibrée dans chaque nouveau contexte géologique étudié. Les transmissivités estimées par RMP ont été comparées aux transmissivités déduites d'essais de pompage [Lachassagne et al., 2005; Legchenko et al., 2002; Vouillamoz et al., 2002]. La robustesse de la formule empirique est liée au nombre de cas où elle est vérifiée. L'acquisition de données dans de nouveaux contextes géologiques est l'occasion de renforcer continuellement la validité de cette formule [Vouillamoz, 2007; Vouillamoz et al., 2005] ou de trouver des formulations différentes.

## 2.7. Intérêt de la RMP pour l'étude des déchets

Le problème principal dans les déchets notamment si l'on veut modéliser la circulation des lixiviats réside dans la connaissance de deux paramètres hydrodynamiques :

- la porosité totale  $\phi$  ;
- la conductivité hydraulique à saturation  $k_s$ .

La méconnaissance de ces paramètres est notamment due au fait qu'il n'est pas facile, voire impossible de mesurer et d'estimer ces paramètres sur les sites industriels. Le déchet est un milieu délicat à manipuler, il est difficile de creuser l'intérieur pour valider les résultats.

Parmi l'ensemble des méthodes géophysiques, la RMP n'a jamais été testée sur un massif de déchets, pourtant les informations qu'elle procure comme la conductivité hydraulique à saturation et la porosité RMP seraient directement utilisables dans une modélisation hydrodynamique. Le problème majeur qui justifie sa non utilisation jusqu'à présent est le caractère magnétique de ce milieu comme l'a montré Cossu [2005] par des mesures au magnétomètre à protons sur une décharge. Il montre qu'il existe une forte variabilité spatiale de la valeur du champ géomagnétique terrestre. Cependant le développement récent de nouveaux protocoles de mesure comme SE, permettent d'envisager l'application de cette méthode aux déchets saturés. L'utilisation de l'Echo de Spin permettra d'apporter des informations inédites sur les propriétés du milieu, propriétés qu'aucune autre méthode ne peut apporter à l'échelle du site.

Le second problème lié à l'étude des déchets, est celui des hétérogénéités que l'on peut rencontrer dans les casiers de déchets :

- la structure d'un casier de déchets s'apparente à un milieu 2D voire même 3D ;
- des hétérogénéités de la répartition de l'eau avec éventuellement des nappes perchées, phénomènes observés sur le site où nous avons réalisé nos expériences d'infiltration (présentées dans le chapitre 4).

Ceci explique que la méthode n'a pas été utilisée avant, car la résolution était monodimensionnelle et mal adaptée au milieu 2D ou 3D. Afin d'appliquer la RMP aux déchets, nous avons choisi de tester un code 2D (développé au sein du laboratoire) sur un milieu de géométrie simple (tourbière alpine) par comparaison avec d'autres méthodes géophysiques, (cf. Chapitre 5). Puis après validation du code 2D, des mesures seront réalisées sur un casier de déchets (cf. Chapitre 7).



## 3

---

*Chapitre*

---

*Simulation hydrodynamique**3.1. Introduction*

De part sa composition, le déchet est un milieu polyphasique composé de solides, de liquides et de gaz en proportions variables. Dans les sols naturels, la phase solide peut être le plus souvent considérée comme inerte et peu déformable. Dans les déchets ménagers, par contre, la phase solide renferme des composants inertes et d'autres déformables et/ou biodégradable. Néanmoins, dans ce travail de thèse, les injections dans les déchets ont été réalisées sur une période de 1 à 2 jours. A cette échelle de temps, la phase solide peut alors de nouveau être considérée comme invariante, la dégradation n'entraînant pas de modifications significatives de la structure des déchets. La phase liquide est composée des lixiviats. La phase gazeuse, qui ne joue pas de rôle particulier dans cette étude, est composée essentiellement de gaz issus de la dégradation de matières organiques (comme le méthane ou le dioxyde de carbone) et d'air piégé au cours du remplissage.

La composition moyenne des déchets varie en fonction des pays, de leurs développements économiques et des systèmes de collectes. Dans les ISDND, seuls les Déchets Non Dangereux (DND) sont enfouis. Ils se composent en majorité [ADEME, 2007] de :

- boues d'assainissement (2,2%) ;
- Déchets Industriels Banals (« DIB » > 32%) ;
- Ordures Ménagères (OM > 42%) ;
- autres (mâchefers, résidus de traitement, gravats, équipements hors usages) (24%).

La composition des OM varie peu. Pour les DIB, il existe de fortes fluctuations entre le contenu en plastique, carton et papier, en fonction de l'évolution des activités des entreprises.

Comme explicité en introduction, une partie de mes travaux de thèse s'applique à la simulation de la circulation des lixiviats au cours d'expériences d'injection à l'échelle du site industriel. Pour cette simulation, et de part sa composition polyphasique, le déchet est considéré comme un milieu poreux. C'est pourquoi, nous allons maintenant rappeler succinctement les principales relations et définitions des propriétés hydrodynamiques qui seront ensuite utilisées dans la modélisation.

### **3.2. Rappels sur les propriétés hydrodynamiques des milieux poreux**

La première étape de simulation du transfert de l'eau, est le choix de l'échelle à laquelle on va travailler [Vauclin, 1994]. Dans le cas de cette étude, il s'agit de l'échelle décimétrique. A cette échelle, les phénomènes de transfert peuvent être décrits par des équations dont les variables et les paramètres sont représentatifs des grandeurs moyennes au sein du continuum de milieu poreux à la même échelle : c'est le principe du Volume Élémentaire Représentatif (VER) qui consiste à affecter à un point de l'espace, la valeur moyenne des propriétés d'un volume de milieu poreux en « l'homogénéisant » en quelque sorte à l'échelle considérée.

#### **3.2.1. La porosité totale**

La première caractéristique importante d'un milieu poreux est sa porosité totale, notée ici  $\phi$  (sans unité). Elle constitue une mesure du volume relatif de vide dans le matériau (la fraction de l'espace qui n'est pas occupée par du solide) et se définit donc par :

$$\phi = \frac{V_v}{V_t} \quad \text{Équation 21}$$

Où  $V_v$  et  $V_t$  représentent, respectivement, le volume occupé par le vide et le volume total apparent correspondant (exprimé en  $m^3$ ).

#### **3.2.2. La teneur en eau volumique**

Dans les milieux poreux non saturés, la teneur en eau volumique  $\theta$  (sans unité) est définie à l'échelle du VER par :

$$\theta = \frac{V_w}{V_t} \quad \text{Équation 22}$$

Où  $V_w$  représente le volume occupé par l'eau.  $\theta$  est nécessairement inférieure à  $\phi$ . Quand elle est égale à celle-ci, on dit que le matériau est totalement saturé en eau.

### 3.2.3. Le potentiel hydrique

Dans un milieu poreux partiellement saturé en eau, l'eau n'est pas à la pression de la phase gazeuse en raison des phénomènes de mouillage de l'eau sur la surface du solide mais en dépression (tension) : c'est le phénomène bien connu de « suction capillaire » que nous noterons ici  $\psi$ . Il en résulte l'existence dans le milieu d'un potentiel hydrique correspondant qui a donc la dimension d'une énergie par unité de volume, mais qui en hydrologie, est couramment exprimée en termes de hauteur d'eau équivalente  $h$  (exprimée en m). On a donc :

$$h = \frac{\psi}{\rho_w g} = -\frac{P_{air} - P_{eau}}{\rho_w g} \quad h = \frac{P_{eau}}{\rho_w g} \quad \text{Équation 23}$$

Où  $P_{eau}$  est la pression de l'eau dans le sol,  $P_{air}$  celle de la phase gazeuse (généralement la pression atmosphérique),  $\rho_w$  la masse volumique de l'eau (exprimée en  $\text{kg.m}^{-3}$ ) et  $g$  l'accélération de la pesanteur (exprimée en  $\text{m.s}^{-2}$ ). A ce potentiel matriciel, s'ajoute évidemment un potentiel de pression du à la hauteur de la colonne d'eau à la côte  $z$  considérée. Avec des potentiels hydriques (exprimés en m), on a alors simplement :

$$H = h + z \quad \text{Équation 24}$$

En introduisant  $H$  la charge hydraulique totale et considérant l'axe des  $z$  orienté positivement vers le haut, dans la zone non saturée (aussi appelée « zone vadose »), le potentiel matriciel  $h$  donné par l'Équation 24 est toujours négatif (voire très négatif). A la saturation, il s'annule et la charge hydraulique  $H$  ne comporte alors plus qu'un terme de pression provenant de la hauteur  $z$  de la nappe au-dessus du point considéré.

### 3.2.4. La conductivité hydraulique et les équations de transferts

#### a. Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique  $K$  d'un milieu poreux caractérise son aptitude à laisser passer l'eau sous l'effet d'un gradient de charge hydraulique  $H$ . Sa définition en milieu saturé résulte de la « loi de Darcy » [Darcy, 1856] qui exprime la proportionnalité entre le débit et la différence de charge hydraulique appliquée. Cette relation a été généralisée au cas non-saturé et la loi de Darcy s'écrit alors :

$$\vec{q} = -K(\theta) \cdot \overrightarrow{\text{grad}}(H) \quad \text{Équation 25}$$



Où  $\vec{q}$  est la « vitesse » de Darcy ( $\text{m.s}^{-1}$ ) (débit volumique par unité de surface) et  $K(\theta)$  ( $\text{m.s}^{-1}$ ) une fonction qui traduit la forte dépendance de la conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau volumique  $\theta$ .

### ***b. Relations caractéristiques***

Le transfert de l'eau dans un milieu poreux est contrôlé par deux relations caractéristiques dépendantes des propriétés intrinsèques du milieu [Hillel, 1998] :

- la « courbe de rétention »  $h(\theta)$  qui exprime la relation entre la succion et la teneur en eau, est une mesure de la capacité du sol à retenir l'eau ;
- la fonction  $K(\theta)$  dont nous avons parlée plus haut, exprime la capacité du sol à transmettre l'eau quand un gradient de charge ou de teneur en eau existe au sein du milieu.

Ces courbes peuvent être déterminées en laboratoire ce qui représente un gros investissement expérimental ou, au contraire, estimées grâce aux bases de données existantes en fonction de la composition, de la distribution des tailles des grains ou des diamètres de pores, et de la texture [Simunek et al., 1999]. Plusieurs auteurs ont proposé des expressions mathématiques des courbes de rétention en eau,  $h(\theta)$ . Le modèle le plus utilisé est l'expression proposée par Van Genuchten (1980)  $\theta(h)$  :

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot \left(1 + |ah|^{\frac{1}{1-m}}\right)^{-m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad \text{Équation 26}$$

Où  $\theta_r$  est la teneur en eau résiduelle (sans unité),  $\theta_s$  est la teneur en eau à saturation (sans unité),  $a$  est un facteur empirique ayant la dimension d'une longueur.

Il faut noter que la courbe de rétention d'un matériau poreux naturel présente toujours des phénomènes d'hystérésis plus ou moins marqués : le teneur en eau ne sera pas la même suivant que l'on est en imbibition ou en drainage. La prise en compte de ces phénomènes est complexe et faute d'informations correspondantes sur les déchets, nous avons choisi de ne pas les considérer bien qu'ils jouent sûrement un rôle plus important que dans les sols.

En ce qui concerne  $K(\theta)$ , le modèle de conductivité hydraulique le plus utilisé est celui de Gardner modifié par Van Genuchten (1980) qui s'écrit :

$$K(\theta) = \left\{ K_s \cdot \left( \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot \left[ 1 - \left( 1 - \left( \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{2m}} \right)^m \right]^2 \right. \quad \text{Équation 27}$$

Où  $K_s$  est la conductivité hydraulique à saturation (exprimée en  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) [LT-1],  $Se$  est la saturation effective (sans unité),  $l$  est le coefficient de connexion des pores (sans unité).

### c. *Écoulement en milieu poreux non saturé*

Pour modéliser le transfert d'eau en milieu non-saturé, il suffit de combiner la loi de Darcy généralisée (Équation 25) avec le principe de conservation de l'eau. On obtient alors, l'équation connue sous le nom « d'équation de Richards, [Richards, 1931] » qui s'écrit :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\text{div } \vec{q} = \text{div} (K(\theta) \overrightarrow{\text{grad}} H) \quad \text{Équation 28}$$

La résolution de l'équation de Richards nécessite la connaissance des caractéristiques  $h(\theta)$  et  $K(\theta)$ . Cette équation fortement non linéaire nécessite des moyens numériques de calculs adaptés et importants pour sa résolution en 2D et, surtout, en 3D comme par exemple le code HYDRUS 2D-3D [Simunek et al., 1996].

## 3.3. *Les propriétés hydrodynamiques des déchets*

Le déchet est un milieu un peu particulier car sa structure poreuse évolue fortement au cours du temps à cause de sa dégradation et du tassement. Néanmoins, ce travail de thèse se focalise exclusivement sur la dynamique de l'eau dans les déchets sans tenir compte de ces évolutions structurales et texturales qui se traduisent évidemment par des variations des paramètres hydrodynamiques. Pour compenser ce problème, les déchets étudiés dans ce mémoire ont tous le même âge et ont subi les mêmes traitements. Les essais d'infiltration réalisés n'ont jamais dépassé plus de deux jours. Il est légitime de considérer qu'aucune modification significative des paramètres hydrodynamiques ne s'est produite pendant une aussi courte période.

### 3.3.1. *La porosité*

La porosité dans les casiers de déchets est fonction de la profondeur à laquelle le déchet est enterré. Elle dépend de la contrainte effective résultant de la combinaison du poids des déchets et de celui de la couverture du casier de stockage [Beaven, 1995; Marcoux, 2008]. Le Tableau 6 rassemble

quelques exemples de valeurs de porosité relevées dans des déchets jeunes (0 - 5 ans) et dans la couche superficielle (0, -10 m) :

Auteurs	Années	$\phi$	Profondeur
<i>Zeiss</i>	[1997]	0.5	0-2 m
<i>Yuen</i>	[1999]	0.5-0.6	0-10 m
<i>Zomberg et al.</i>	[1999]	0.6	0-20 m
<i>Reddy et al.</i>	[2008]	0.55	0-1 m
<i>Stolz et al.</i>	[2010]	0.65	0-1 m

Tableau 6 : Exemples de valeurs de porosités mesurées dans la bibliographie

En conclusion, la valeur moyenne de porosité dans les déchets est de l'ordre de 0.55 dans la zone superficielle.

### 3.3.2. La teneur en eau

La teneur en eau dans les déchets a été mesurée par différents auteurs (Tableau 7). Leurs résultats montrent qu'elle varie bien sûr énormément dans le temps. Ceci s'explique par les différences de :

- compositions initiales ;
- conditionnement (recyclage, broyage) ;
- mode de mise en place des déchets ;
- conditions météorologiques lors du remplissage.

De part la diversité des constituants du déchet, la teneur en eau volumique est aussi très variable spatialement dans le massif de déchets. Les matières plastiques et papiers renferment souvent une faible quantité d'eau tandis que les déchets végétaux peuvent contenir plus de 75% d'eau.

Auteur	Année	$\theta$
<i>Holmes</i>	[1980]	29-42%
<i>Oweis et Khera</i>	[1990]	20-35%
<i>Yuen</i>	[1999]	34%
<i>Stolz et al..</i>	[2010]	35%

Tableau 7 : Exemples de valeurs de teneur en eau volumique ( $\theta$ ) mesurées dans la bibliographie

Mesurer la teneur en eau volumique dans les déchets est par ailleurs un problème à part entière car il est difficile de transposer directement les méthodes classiquement utilisées en hydrologie des sols et ceci pour plusieurs raisons :

- dans le cas des mesures thermogravimétriques, il est difficile de reproduire les mesures et l'échantillonnage est délicat, en effet dans les sols, il est facile d'avoir un échantillon proche du volume représentatif. Dans les déchets, le VER est plus grand que dans les sols ce qui pose un problème de représentativité des mesures ;

- dans le cas des mesures indirectes de teneur en eau volumique à l'aide de sondes tensionométriques, TDR ou à neutrons, aucune ne donne une totale satisfaction. Les erreurs de mesures sont importantes. On leur reproche souvent leurs ponctualités qui les rendent non représentatives de l'ensemble de la teneur en eau volumique des déchets [Imhoff et al., 2007].

### 3.3.3. La conductivité hydraulique dans les déchets

L'écoulement hydrodynamique dans les déchets est trop complexe pour être décrit de façon minutieuse à l'échelle microscopique. C'est pour cette raison que l'écoulement dans les déchets (milieu poreux) est la plupart du temps décrit en terme de vitesse d'écoulement à l'échelle macroscopique ( $1 \text{ m}^3$ ) qui représente la moyenne des vitesses microscopiques dans le volume total étudié. Le comportement détaillé de l'écoulement est négligé et le déchet est souvent décrit comme un milieu poreux homogène et uniforme, ou l'on prend en compte l'anisotropie directionnelle de la conductivité hydraulique qui existe au sein des massifs de déchets [Bellenfant, 2001].

Le Tableau 8 présente quelques exemples de conductivités hydrauliques. Ce travail de thèse a ciblé les exemples de conductivité hydraulique sur les 10 premiers mètres de déchets. Par la suite, c'est cette zone qui fera l'objet de nos essais d'injection des lixiviats. Comme la porosité, la conductivité hydraulique est fonction de la profondeur (pression de confinement), elle diminue avec la profondeur [Oweis and Khera, 1990].

Auteur	Année	Conductivité hydraulique ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Profondeur
Bleicker et al.	[1995]	$10^{-6}, 10^{-9}$	0-1 m
Lanini	[1998]	$10^{-4}, 10^{-6}$	0-10 m
Reddy et al.	[2008]	$10^{-5}$	0-5 m

Tableau 8 : Exemples de valeurs de teneur en eau volumique ( $\theta$ ) mesurées dans la bibliographie

### 3.3.4. L'écoulement dans les déchets

Le flux d'eau est fonction d'un grand nombre de paramètres dans les déchets (porosité, dégradation, teneur en eau, variation de température). Il n'est pas facile de modéliser les processus qui se produisent. C'est pour cette raison que la plupart du temps les processus de dégradation, de transfert de chaleur et d'écoulement dans les déchets sont réalisés de façon indépendante [Olivier, 2003]. C'est ce que nous avons retenu dans notre étude. Quand on parle d'écoulement dans les déchets à l'échelle du site industriel, plusieurs concepts émergent :

- un milieu homogène uniforme avec des anisotropies directionnelles de conductivité hydraulique : dans la majorité des cas d'étude ce sont ces modèles hydrodynamiques de

milieu poreux qui sont utilisés et sont parfois renseignés avec les paramètres et des relations qui ne sont pas ceux des déchets [Bellenfant, 2001] ;

- le second concept plus compliqué correspond à une circulation de l'eau au sein du déchet conditionnée par la présence d'écoulements préférentiels [Bendz *et al.*, 1997b]. Ces écoulements sont conditionnés par une matrice avec une faible porosité et des drains dans lesquels la conductivité hydraulique est beaucoup plus forte.

A l'échelle de l'essai d'injection de quelques  $\text{cm}^3$  à quelques  $\text{m}^3$ , il existe des auteurs qui ont montré que le second modèle serait le modèle d'infiltration le plus adapté à reproduire la circulation des lixiviats dans les déchets. A l'échelle du site industriel aucun résultat à ce jour ne justifie ou ne valide l'un ou l'autre des concepts.

### **3.4. Outils de modélisation HYDRUS-2D**

#### **3.4.1. Introduction**

Afin de modéliser la dynamique du transport de l'eau, nous avons choisi parmi l'ensemble des modèles disponibles, le code commercial interfacé HYDRUS-2D basé sur le code de calcul SWM-2D [Simunek *et al.*, 1999]. L'interface HYDRUS-2D permet de simuler des écoulements 2D ou 3D de l'eau et le transport de solutés dans un milieu poreux incompressible et variablement saturé.

Ce modèle décrit le transport de l'eau en résolvant numériquement par la méthode des éléments finis l'équation de Richards. A l'aide d'un maillage triangulaire paramétré par l'utilisateur, on peut définir, dans le plan 2D vertical, des régions présentant des propriétés hydriques différentes. Le code permet d'utiliser le modèle de Van Genuchten pour paramétrer les courbes de rétention hydrique et de conductivité hydraulique. Ce code permet de prendre aussi en compte une éventuelle anisotropie et hétérogénéité du milieu, il est possible de spatialiser des hétérogénéités, mais cela implique de connaître les paramètres hydrodynamiques de chaque élément qui constitue le milieu poreux. Les données d'entrée à fournir au modèle sont la durée de la simulation, les unités de longueur et de temps choisies, et les conditions initiales et limites.

#### **3.4.2. Méthodes de résolution**

La méthode numérique de résolution choisie est celle des éléments finis par l'approximation de Galerkin. L'espace est discrétisé en éléments finis, par un maillage triangulaire ou tétraédrique en 3D. La résolution numérique s'effectue aux nœuds du maillage (et non au centre des cellules comme pour les différences finies). Le maillage est généré par un programme générateur de maillage. Pour plus de détails sur la discrétisation spatiale et temporelle [Simunek *et al.*, 1999]. Pour toutes les régions

définies par l'utilisateur, à tous les pas de temps préalablement sélectionnés, HYDRUS-2D calcule un bilan de masse pour estimer les pertes dues aux approximations sur les différentes variables au cours du calcul. Il évalue ainsi la précision du calcul.

### **3.4.3. Conditions initiales et aux limites**

Les conditions initiales doivent être spécifiées sur tous les points de domaine. Ces conditions peuvent être exprimées en potentiel ou en teneur en eau. Dans notre cas, elles seront exprimées sous la forme d'une teneur en eau volumique.

Les conditions aux limites proposées par le logiciel sont diverses, il est possible d'imposer dans la simulation :

- un flux nul ;
- un flux constant ou variable (conditions de Neumann) ;
- une tension constante ou variable (conditions de Dirichlet).

## **3.5. Conclusion**

Dans le cadre de ce mémoire de thèse, il a été choisi de réaliser des expériences d'injection des lixiviats. L'objectif est d'étudier un milieu poreux complexe à l'échelle du site industriel, et de déterminer si le milieu poreux a le comportement d'un milieu homogène uniforme à l'échelle du site industriel ou celui d'un milieu poreux plus complexe.

Pour cela, le code numérique HYDRUS-2D a été retenu pour résoudre l'équation de Richards afin de simuler le transfert d'eau. Le modèle Van Genuchten [1980] a été retenu pour les courbes de retentions et de conductivité hydraulique. Ce modèle est le plus utilisé et un des plus souples. Pour renseigner la future modélisation, les paramètres hydrodynamiques des déchets sont extraits d'expériences présentées dans la bibliographie [Reddy *et al.*, 2008; Stoltz *et al.*, 2010]. D'autre part, il faut noter que les données de Stoltz ont été réalisées sur le même déchet que celui étudié dans ce mémoire.



## ***Partie II : Développements méthodologiques***

---

*« La science doit s'accommoder à la nature. La nature ne peut s'accommoder à la science »*

*Ferdinand Brunot, 1860-1938*





## ***Développement méthodologique ERT***

### ***4.1. Introduction***

Les travaux décrits dans ce chapitre s'appuient sur trois publications, qui ont été rédigées et publiées au cours de la deuxième année de ce travail de thèse. Ils traitent des problèmes méthodologiques rencontrés lors de l'utilisation de l'ERT en suivi temporel, problèmes évoqués dans l'introduction et les exemples bibliographiques relatés au chapitre 2. Ces exemples montrent que les procédures d'inversion *time-lapse* utilisées de façon classique peuvent générer des artefacts d'augmentation de la résistivité calculée. Dans ce chapitre, on s'attache à démontrer qu'avec des procédures de mesure et d'inversion existantes, il est possible de limiter, voire même de supprimer les artefacts. Il s'agit d'un travail préliminaire, mais incontournable, pour la traduction des images de suivi temporel de résistivité en termes d'informations utiles à la simulation hydrodynamique, visant à une meilleure compréhension des transferts d'eau dans le sous-sol, et dans les déchets en particulier.

Pour mener à bien ce travail méthodologique, nous avons choisi de tester différents outils d'inversion issus de la littérature, en les appliquant à trois problèmes concrets représentant trois scénarii différents d'infiltration. Ces problèmes sont issus de la bibliographie, notamment d'articles où les auteurs ont suggéré ou supposé l'existence d'artefacts ou d'anomalies de variation de la résistivité dans les images 2D ou 3D de résistivités calculées lors de suivis d'infiltration.

Le premier cas est un jeu de données d'infiltration présenté dans l'article de Descloitres et al. [2003], acquis autour d'une ravine au Burkina Faso. L'objectif de l'étude était de déterminer l'existence (ou l'absence) d'une recharge profonde sous une ravine de versant au cours de la saison des pluies au Burkina Faso.

Les auteurs montrent que lors d'une tentative de cartographie des variations de résistivités apparentes, ils observent après les premières pluies des augmentations de la résistivité apparente (avec des lignes d'écartement d'électrodes de 5 mètres), dans des zones où aucune variation hydrologique n'a été observée en profondeur. Ils utilisent alors des coupes de résistivité 2D interprétées, les résultats montrent des augmentations de résistivités calculées en profondeur, alors que des contrôles en forage ne montrent aucune variation de résistivités correspondantes (Figure 20).

Ces variations de résistivités calculées conduisent à de fausses interprétations hydrogéophysiques. Ils suggèrent que ces effets seraient dus à la chute importante de résistivité qui se produit dans les premiers décimètres des sols brusquement humectés après un assèchement important de plusieurs mois (Figure 20). Cette chute de la résistivité provoque, dans le cas de ces terrains, un décalage des courbes de sondages vers la droite et une augmentation des résistivités apparentes pour certains écartements d'électrodes. Ces augmentations de résistivités apparentes peuvent être mal interprétées par l'inversion. Ce qui est le cas ici : les résistivités calculées augmentent dans certaines zones du modèle (Figure 20).

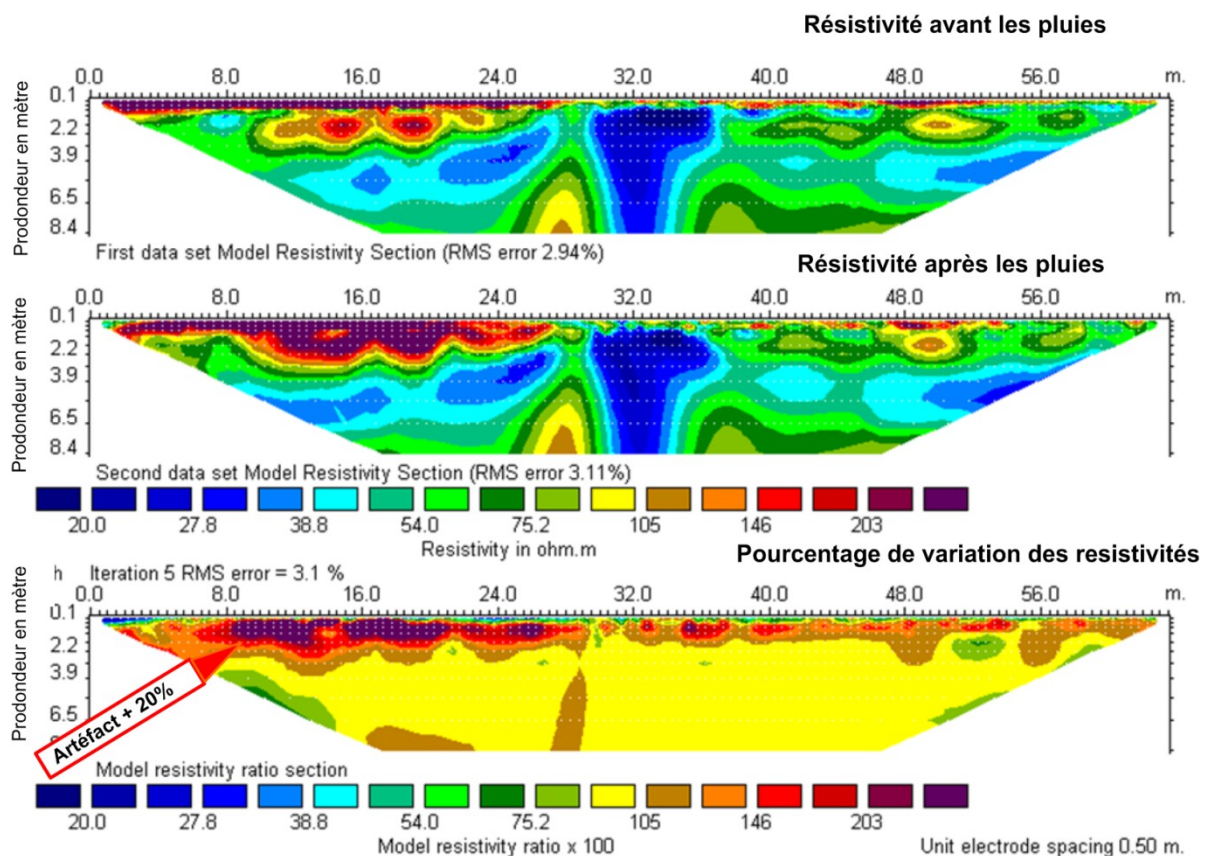


Figure 20 : Variations saisonnières de la résistivité (rapport entre la résistivité finale et la résistivité initiale) des sols proche d'une ravine sur un versant sahélien (D'après Descloitres et al., [2003])

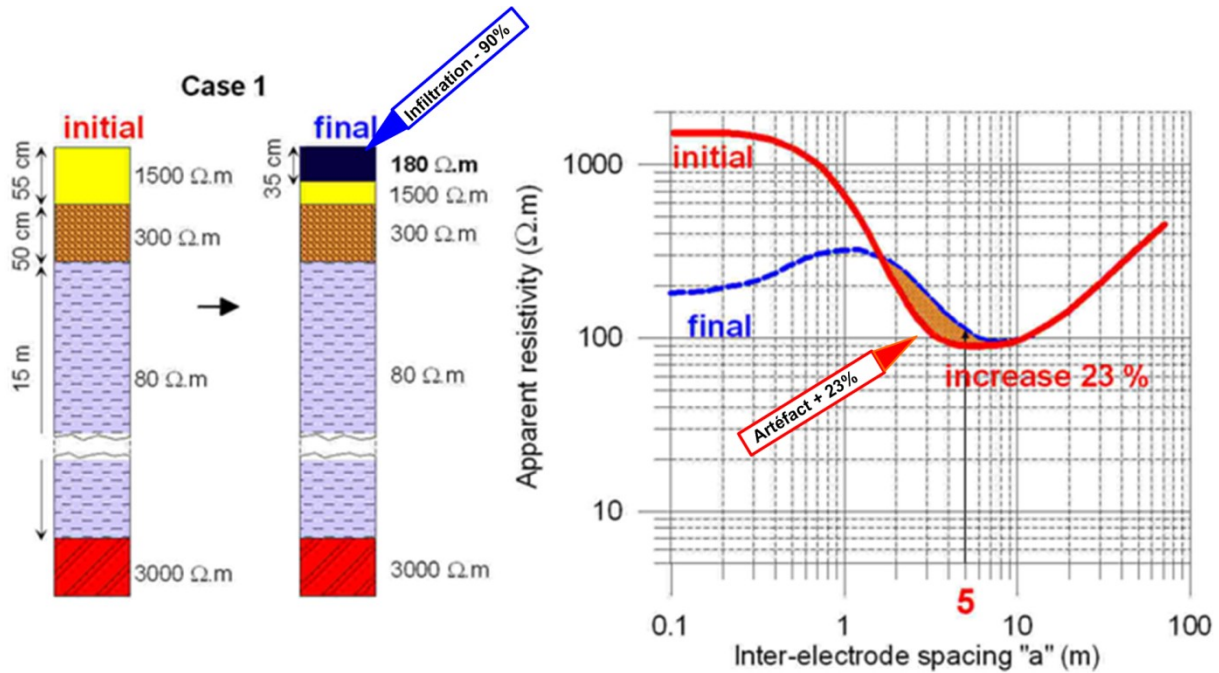


Figure 21 : Simulation 1D des augmentations des résistivités apparentes dues aux infiltrations superficielles après les pluies avec de grands espacements inter-électrodes (supérieurs à 5 m) (D'après Descloitres [2008b])

Nous avons entrepris une étude de ces effets superficiels d'infiltration sur l'inversion *time-lapse*, car ils peuvent se produire à toutes les échelles, et donc sur nos sites de mesures au dessus des alvéoles de déchets, dans les couvertures de sol les recouvrant. Il suffirait qu'une pluie se produise entre deux pas de temps de mesure pour que le suivi de résistivité soit, peut être, entaché de fausses variations des résistivités calculées.

Au travers des résultats présentés sous forme d'articles, nous confirmons que ces artéfacts sont dus à la présence d'une infiltration superficielle et fonction de l'espacement inter-électrodes. Nous mettons en œuvre une stratégie de prise en compte du front d'infiltration dans les inversions. Nous utilisons une approche basée sur une simulation numérique ERT, et appliquons les résultats sur le jeu de données du Burkina Faso.

Le second cas présenté, concerne l'étude des injections des lixiviats dans les ISDND. Comme indiqué dans le chapitre 2, de nombreux auteurs voulant caractériser les injections des lixiviats dans les déchets par la méthode ERT *time-lapse* relatent qu'il existe des variations suspectes de la résistivité calculée lors de suivis temporels, en particulier en périphérie des bulbes d'infiltration à l'intérieur desquels la résistivité calculée décroît (de façon logique). Ce travail s'intéresse à deux scénarii d'étude, présentés en deux parties successives :

- l'injection des lixiviats représentée par des points d'injection dans les massifs de déchets (infiltration 3D) ;
- l'injection des lixiviats dans des tranchées d'infiltration de géométrie 2D.

Un troisième cas d'étude est réalisé afin de tester et de valider des combinaisons d'options et des dispositifs de mesure pour limiter ou supprimer les artéfacts dans l'inversion 2D et 3D. Ces options et dispositifs sont difficiles à valider à l'échelle d'une ISDND pour des raisons pratiques. Un travail a donc été entrepris à une échelle réduite. Des essais d'infiltration dans une fosse contenant des sables limoneux ont été réalisés, avec des dispositifs d'injection en micro-tranchée et sous un infiltromètre à disque (produisant respectivement des géométries d'infiltration 2D et 3D). L'avantage de travailler à cette échelle est en effet de pouvoir reproduire facilement des essais d'infiltration dans un milieu poreux homogène connu et de pouvoir multiplier les expériences. Cela offre aussi la possibilité d'implanter des capteurs *in-situ*, et de pouvoir contrôler ensuite la validité des interprétations géophysiques par la destruction du sous-sol.

#### **4.2. Démarche méthodologique**

Pour tenter une fiabilisation de l'ERT lors d'un suivi temporel de la résistivité, la démarche méthodologique employée se fonde sur une approche classique de l'hydrogéophysique, présentée dans de nombreux articles [Koch *et al.*, 2009; Radulescu *et al.*, 2007; Slater *et al.*, 2000], cette démarche s'articule en deux étapes :

- étape n°1 : simulation numérique ERT, qui consiste en la réalisation de modèle de résistivités initial à partir duquel est simulé un jeu de données de résistivités apparentes. Ce jeu de résistivités apparentes est inversé puis comparé au modèle de résistivités initial. Ceci permet d'étudier la réponse obtenue par l'inversion en fonction des dispositifs et des options d'inversion choisis. L'objectif est d'optimiser l'inversion afin d'obtenir une image de la distribution des résistivités calculées la plus réaliste ;
- étape n°2 : réalisation d'expérimentations de terrain de suivi temporel d'infiltration par ERT, en parallèle avec des mesures indépendantes (sonde à neutrons, TDR, autres méthodes géophysiques). Les méthodes complémentaires permettent de valider les résultats de l'inversion obtenus avec les dispositifs et les options d'inversion choisis préalablement lors de la simulation numérique (étape n°1).

Cette démarche en deux étapes structure les articles présentés dans ce chapitre. Préalablement à la présentation de ceux-ci, je décris la démarche méthodologique dans les deux paragraphes suivants.

### 4.2.1. Etape n°1 : Simulation numérique

La simulation numérique s'appuie sur différentes phases à réaliser (Figure 22) :

- construction d'un modèle de résistivités vraies ;
- réalisation de la modélisation directe pour calculer un jeu de données de résistivités apparentes synthétiques ;
- inversion des jeux de données de résistivités apparentes (avec différents choix de paramètres et d'options d'inversion) ;
- comparaison du modèle de résistivités vraies et du modèle de résistivités interprétées.

Ces phases sont détaillées dans le synoptique suivant (Figure 22). La construction du modèle synthétique de résistivités vraies, nécessite de proposer un modèle d'infiltration réaliste, où les teneurs en eau à différents pas de temps sont définies arbitrairement. Pour cela, il est possible d'utiliser des informations issues de la bibliographie, des études préliminaires, ou encore des informations issues de simulations hydrodynamiques paramétrées avec des relations constitutives choisies dans un catalogue classique (existant pour les déchets, ou dans les sols par analogie). A partir de ce modèle hydrodynamique, il est possible de transformer le modèle d'infiltration en modèle de résistivités vraies. Pour cela, il est possible d'utiliser arbitrairement :

- des indications bibliographiques à partir desquelles, il est possible d'extraire des valeurs de résistivités avant l'infiltration et après l'infiltration ;
- une relation d'Archie paramétrée à partir de la littérature [Grellier *et al.*, 2005] ;
- des mesures en laboratoire pour quantifier les variations en fonction de la teneur en eau ;
- des mesures sur les affleurements ;
- des essais d'infiltration préliminaires sur le terrain, afin d'obtenir une gamme de variations des résistivités interprétées.

Dans le cas de notre étude, nous avons privilégié les études bibliographiques et des mesures antérieures réalisées sur le terrain pour connaître les valeurs de résistivités du modèle de résistivités vraies initial et du modèle de résistivités vraies final.

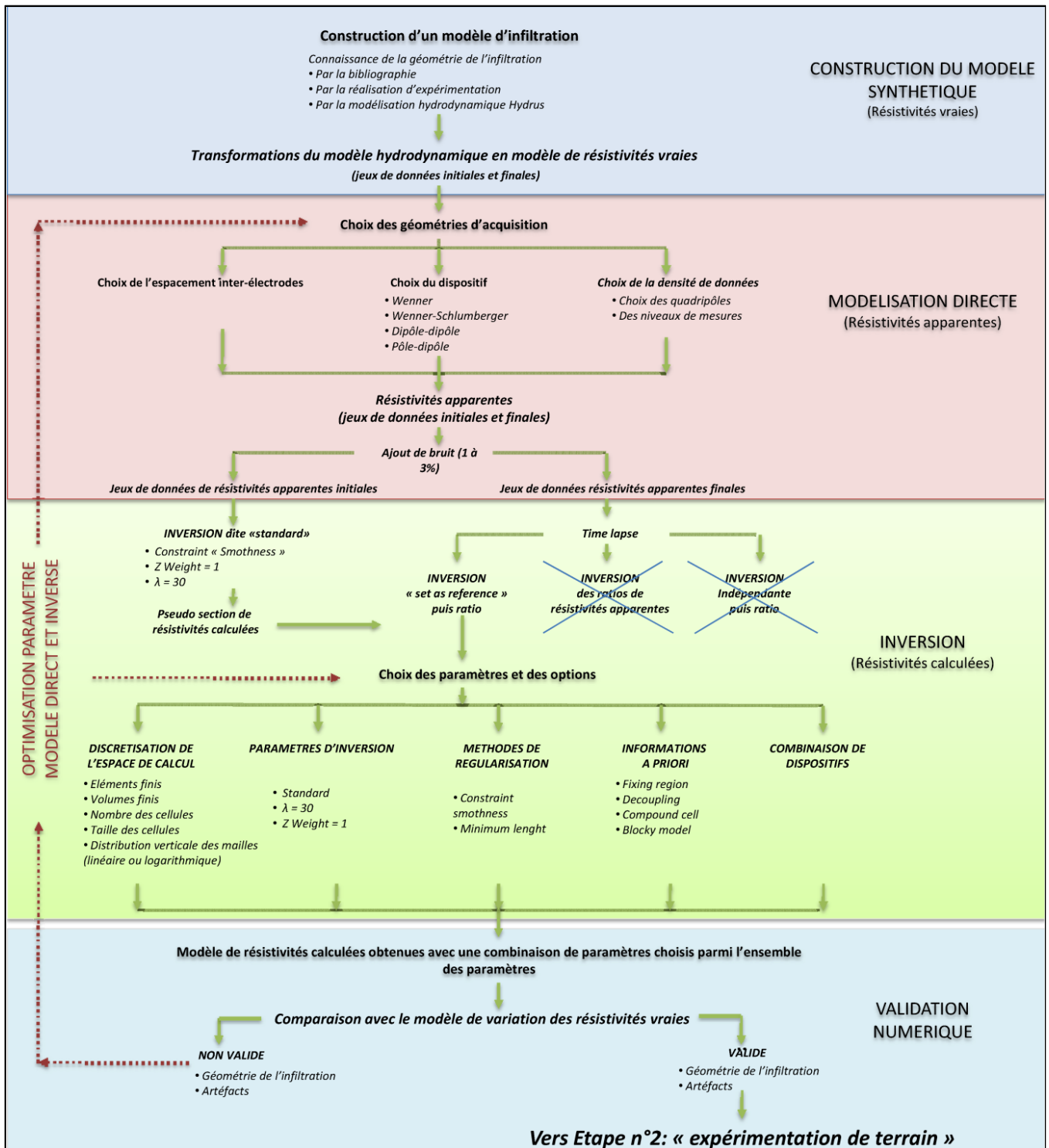


Figure 22 : Etape n°1 simulation numérique ERT, les éléments barrés par une croix sont les pistes non développées dans ce mémoire

A partir de ce modèle de résistivités vraies, il est possible de passer à l'étape de modélisation directe, et de calculer numériquement les résistivités apparentes en réponse au modèle de résistivités vraies. Pour cela il faut choisir la géométrie du dispositif d'acquisition :

- l'espacement inter-électrodes (qui s'est révélé crucial notamment pour traiter le cas des infiltrations superficielles) ;
- le dispositif de mesure : le choix est réalisé en tenant compte de la bibliographie existante présentée dans le chapitre 2. Les dispositifs Wenner-Schlumberger, dipôle-dipôle et pôle-dipôle ont été privilégiés. Ils sont en effet utilisés dans un grand nombre de publications pour le suivi temporel d'infiltration dans les sols ou les déchets, et facilitent l'utilisation des appareillages actuels multicanaux ;
- la densité de données : il faut choisir les quadripôles d'acquisitions et leurs niveaux de manière à obtenir une valeur du rapport signal sur bruit la plus forte possible sur le terrain, et également faire le choix d'un compromis entre une bonne discrétisation du milieu et une vitesse d'acquisition en accord avec le phénomène étudié.

A partir de cet ensemble de paramètres, on peut utiliser une procédure de calcul de réponse directe (à partir par exemple du logiciel DC2DInvRes) pour calculer les jeux de données de résistivités apparentes. Dans le but d'obtenir des résistivités apparentes plus réalistes, un bruitage aléatoire de 2% des données a été réalisé. Un jeu de données de résistivités apparentes initial (mesuré avant l'infiltration) et un jeu de données de résistivités apparentes final (mesuré au cours ou après l'infiltration) sont calculés. A partir de ces deux jeux de données, il est possible de réaliser la troisième phase, c'est à dire l'inversion *time-lapse* des données.

La troisième phase commence par l'inversion du jeu de données initial des résistivités apparentes. Nous appellerons « standard » les inversions réalisées avec un jeu de paramètres d'inversion par défaut, proposé par le logiciel (Figure 22).

L'inversion de ce premier jeu de données permet d'obtenir une section de résistivités interprétées qui représente la distribution des résistivités dans le sol avant l'infiltration. La validité de ce modèle est fixée arbitrairement par les critères mathématiques RMS et  $\chi^2$ . Le modèle de résistivités interprétées initial est comparé avec le modèle de la résistivité vraie initial. A noter, au cours de nos simulations numériques, le modèle de résistivités calculées initial pour l'ensemble des modèles réalisés, reproduit de façon fiable le modèle de résistivité vraie. Il n'existe pas de distorsion majeure dans les modèles initiaux de résistivités interprétées qui reproduisent la structure du milieu.

A partir de là, il est possible de réaliser l'inversion *time-lapse* du jeu de données mesuré après l'infiltration. Pour cela, en nous basant sur la bibliographie, il a été choisi d'utiliser l'inversion *time-lapse* classique *set as reference*. Dans ce type d'inversion, le modèle de départ pour l'inversion du deuxième jeu de données est le modèle de résistivités interprétées initial.

Pour réaliser l'inversion *time-lapse*, il est de plus nécessaire de choisir les paramètres et options d'inversion. Nous avons choisi les paramètres suivants, avec le parti pris de se placer dans la



situation d'un interpréteur n'ayant pas la possibilité de guider l'inversion par des informations extérieures pour ajuster les paramètres de régularisation :

- la discrétisation du modèle de résistivités interprétées est générée de façon fixe, c'est-à-dire que pour tous les modèles, la distribution verticale est calculée par DC2DInvRes en fonction de la sensibilité des mesures. En ce qui concerne la discrétisation horizontale, il y a deux cellules de calcul entre deux électrodes ;
- les paramètres de régularisation sont conservés fixes pour toutes les inversions, le jeu par défaut du logiciel est utilisé ;
- deux méthodes de régularisation ont été testées, la méthode *smooth* et *minimum length* ;
- nous introduisons des informations *a priori* dans l'inversion *time-lapse* du second pas de temps ;
- la combinaison de dispositifs est limitée au maximum à deux dispositifs, car sur le terrain lors de suivi temporel, acquérir plus de deux dispositifs pour un même pas de temps au cours d'une expérience d'infiltration génère des distorsions importantes dans le modèle final de résistivités calculées.

La dernière étape est la comparaison du modèle de résistivités interprétées par la simulation numérique avec le modèle de résistivités vraies. Pour cela plusieurs critères ont été appliqués :

- comparaison des variations de résistivités interprétées avec les variations de résistivités vraies (gamme de variations comprises entre +/-10%) ;
- l'extension verticale et horizontale de l'infiltration ;
- validation de la forme des contours d'infiltration.

Dans le cas où le modèle ne correspondrait pas, il est nécessaire d'utiliser d'autres paramètres d'inversion et de réaliser une inversion avec ce nouveau jeu de paramètres. Si le modèle n'est toujours pas satisfaisant, il est nécessaire de modifier la géométrie du dispositif d'acquisition et de recommencer toutes les étapes jusqu'à obtenir un modèle final de résistivités interprétées en accord avec le modèle final de résistivités vraies. Les solutions proposées limitant les fausses variations de la résistivité ; dans les panneaux de résistivités interprétées ; sont appelées inversions améliorées.

Pour réaliser la modélisation directe et l'inversion, il a été nécessaire de hiérarchiser le choix des options et des paramètres, parmi l'ensemble des paramètres et des options disponibles pour limiter les multiples combinaisons possibles d'inversion.

Par choix, la simulation numérique ERT est abordée par ordre de difficultés croissantes :

- le cas 1D puis par la suite les cas 2D et 3D ;

- l'espacement inter-électrodes (tests réalisés avec des espacements inter-électrodes compris entre 0,5 m et 4 m) ;
- les dispositifs et leurs combinaisons ;
- l'introduction d'informations *a priori*.

Cette démarche permet de limiter de façon significative le nombre de modélisations.

#### 4.2.2. Etape n°2 : Expérimentation de terrain

Les outils et procédures numériques requièrent des essais sur le terrain, afin de les valider, de les améliorer, et de les adapter à l'échelle d'étude. Lors de cette étape, la démarche présentée dans la Figure 23 est utilisée :

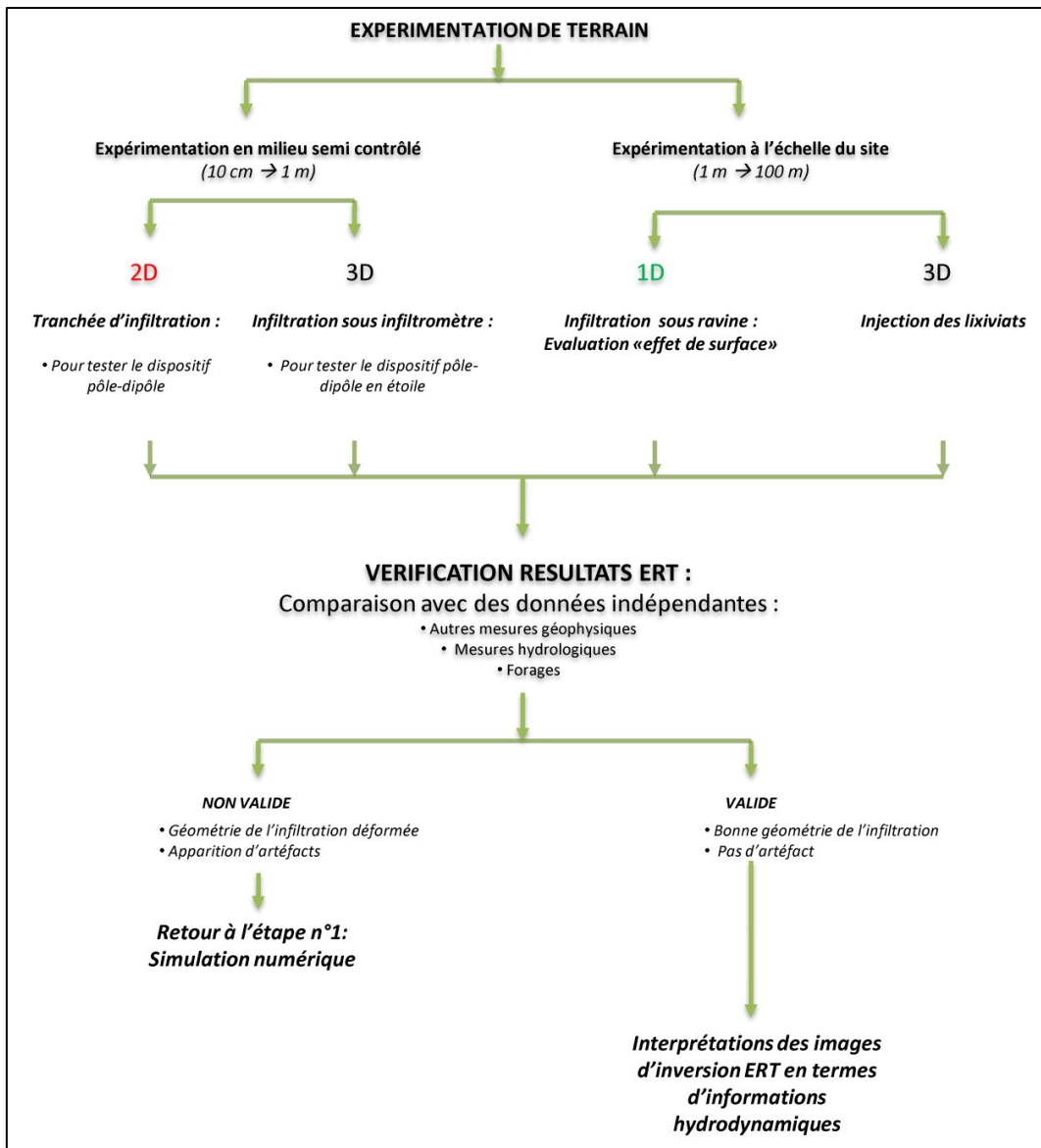


Figure 23 : Etape n°2 expérimentation de terrain et validation des résultats

Pour cela, trois campagnes de terrain permettant d'avoir des jeux de données d'infiltration 1D, 2D et 3D ont été réalisées. A partir de ces acquisitions, les jeux de données sont traités avec les options et les paramètres d'inversion obtenus par la simulation numérique. Pour valider les résultats d'inversion, le modèle de résistivités interprétées est comparé à des données hydrologiques ou géophysiques indépendantes. Cette comparaison permet de valider ou non les dispositifs et les options d'inversion choisis pour fiabiliser l'imagerie *time-lapse* ERT. En ce qui concerne les expérimentations de terrain, deux échelles sont utilisées au cours de ce travail :

- l'échelle du terrain, avec des expériences d'infiltration naturelle (au Burkina Faso) et provoquées (ISDND dans la Drôme-Veolia Propreté) ;
- l'échelle de la micro expérience avec une infiltration 2D (tranchée d'infiltration) et 3D (infiltromètre à disque) réalisée dans une fosse remplie de sable limoneux.

Par la suite, la fiabilisation de l'imagerie ERT s'appuiera sur cette démarche spécifique pour proposer des solutions permettant de limiter la production d'artéfacts.

### ***4.3. Influence des infiltrations superficielles sur le suivi temporel en ERT : expérience d'interprétation améliorée***

Cette partie est valorisée par la rédaction d'un article dans le numéro spécial *Hydrogeophysics* des comptes-rendus de l'Académie des Sciences «*Earth and Planetary Sciences*». Ces résultats ont été obtenus dans le cadre du projet ONDINE, dont l'objectif est la caractérisation des infiltrations superficielles lors de processus naturels de recharge ou de ruissellement de surface sur des petits bassins versants (au Laos). Dans ce projet, l'équipe HGP a entrepris une étude spécifique sur les suivis temporels d'infiltration par la méthode de résistivité électrique, s'appuyant sur des expériences. D'autre part, cet article est le résultat d'une collaboration initiée durant cette thèse entre le LTHE et le LIAG de Hanovre, avec le D<sup>r</sup> Thomas Günther.

Le résultat majeur de cet article est la confirmation des effets générés par des infiltrations superficielles dans l'inversion classique, et leurs limitations par différentes adaptations, dont l'incorporation du front d'infiltration dans l'inversion. Il montre aussi les travaux effectués avec différents dispositifs, et différents écartements d'électrodes. Le problème des infiltrations 1D est abordé en détail, et une approche 2D avec la simulation d'infiltration peu profonde très localisée, est esquissée. L'application de terrain est réalisée sur des données acquises par Descloitres et al. [2003] au Burkina Faso. Les jeux de données et vérifications se prêtent à illustrer l'efficacité de notre approche.

Internal geophysics (Applied geophysics)  
Influence of shallow infiltration on time-lapse ERT:  
Experience of advanced interpretation

Rémi Clément<sup>a,\*</sup>, Marc Descloitres<sup>a</sup>, Thomas Günther<sup>b</sup>,  
Olivier Ribolzi<sup>c</sup>, Anatoli Legchenko<sup>a</sup>

<sup>a</sup> *Laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnement (LTHE), UMR 5564, CNRS, INPG, IRD, UJF, université de Grenoble, BP 53, 38041 Grenoble cedex 9, France*

<sup>b</sup> *Leibniz Institute for Applied Geophysics, Stilleweg 2, 30655 Hannover, Germany*

<sup>c</sup> *Laboratoire des mécanismes de transfert en géologie (LMTG), IRD, CNRS, UPS, OMP, 14, avenue Edouard-Belin, 31400 Toulouse, France*

Received 17 June 2008; accepted after revision 1 July 2009

Available online 26 September 2009

Written on invitation of the Editorial Board

## Abstract

Previous time-lapse Electrical Resistivity Tomography (ERT) studies have experienced difficulties in reconstructing reliable calculated resistivity changes in the subsurface. Increases or decreases of resistivity appear in the calculated ERT image where no changes were noted in the subsurface, leading to erroneous hydrological interpretations of the geophysical results. In this article, we investigate how a variation of actual resistivity with time and at shallow depth can influence time-lapse ERT results and produce resistivity artefacts at depth. We use 1 and 2-D numerical modelling to simulate infiltration scenarios. Using a standard time-lapse inversion, we demonstrate the resistivity artefact production according to the electrode spacing parameter. We used an advanced inversion methodology with a decoupling line at shallow depth to attenuate or remove resistivity artefacts. We also applied this methodology to a field data set obtained in a semi-arid environment in Burkina Faso, West Africa. Here, time-lapse ERT shows several resistivity artefacts of calculated resistivity if a standard inversion is used. We demonstrate the importance of a dense sampling of shallow resistivity variations at shallow depth. Advanced interpretation allows us to significantly attenuate or remove the resistivity artefact production at intermediate depth and produce reliable interpretation of hydrological processes. **To cite this article:** R. Clément et al., C. R. Geoscience 341 (2009).

© 2009 Académie des sciences. Published by Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

## Résumé

**Influence des infiltrations superficielles sur le suivi temporel en tomographie de résistivité électrique : expérience d'interprétation améliorée.** Certaines études de suivi temporel par Tomographie de Résistivité Electrique (ERT) ont montré des augmentations ou des diminutions de résistivité bien identifiées dans les images de résistivité calculée dans des zones où aucun changement hydrologique n'a eu lieu. Nous montrons comment une variation réelle de la résistivité dans le temps et dans la proche surface peut influencer les résultats de suivi temporel ERT et produire des *resistivity artefacts*. Nous utilisons des modèles synthétiques 1-D et 2-D pour simuler des scénarios d'infiltration. L'utilisation d'une approche standard d'inversion en suivi temporel montre la production de *resistivity artefacts* en fonction de l'écartement inter-électrode unitaire. Nous utilisons ensuite une

\* Corresponding author.

E-mail address: [remi.clement@hmg.inpg.fr](mailto:remi.clement@hmg.inpg.fr) (R. Clément).

méthodologie d'inversion avancée qui apporte une information a priori en introduisant une ligne de découplage à faible profondeur pour atténuer ou enlever les *resistivity artefacts*. Nous expérimentons cette méthodologie sur des données de terrain obtenues en milieu semi-aride au Burkina Faso, Afrique de l'Ouest. À cet endroit, le suivi temporel ERT montre des *resistivity artefacts* importants de variations de la résistivité calculée lorsqu'une inversion standard est utilisée. Nous mettons en avant l'importance d'un échantillonnage dense de la variation et aussi que l'inversion avancée réduit de façon significative et même élimine les *resistivity artefacts* à profondeur intermédiaire, pour aboutir à une meilleure description des processus hydrologiques. **Pour citer cet article : R. Clément et al., C. R. Geoscience 341 (2009).**

© 2009 Académie des sciences. Publié par Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

**Keywords:** Electrical resistivity tomography; Shallow infiltration; Resistivity artefact

**Mots clés :** Tomographie de résistivité électrique ; Infiltration superficielle ; Artefact de résistivité

## 1. Introduction

Thanks to their specialization and quantification capacities and non-destructive character, geophysical methods are often considered to help in implementing point measurements to study hydrological processes. Among them, Electrical Resistivity Tomography (ERT) is a recent but mature geophysical method increasingly popular in environmental and hydrogeological studies [1–3]. ERT is well suited to 2-D and 3-D field data acquisition and interpretation, and can be adapted to various scales. Time-lapse ERT can also be used to monitor changes in electrical resistivity linked to groundwater flows, because they create variations in water content and/or water conductivity. Time-lapse ERT consists in performing an identical ERT survey several times in the same place, before, during, and after the hydrological process under study. In an unsaturated zone, time-lapse ERT is primarily sensitive to water content variations. Most of the time, a decrease of resistivity indicates an infiltration, and an increase indicates an evaporation. In a saturated zone, time-lapse ERT is sensitive to changes in water conductivity. A decrease of electrical resistivity measured by ERT corresponds to an increase in ionic concentration of the groundwater. An increase of electrical resistivity corresponds to a dilution of groundwater. Controlled experiments in tanks [10,20] demonstrated the potential of time-lapse ERT. In the laboratory or in-situ, time-lapse ERT works best with strong contrasts in resistivity values if salt tracers are used or if pollution plumes are monitored [4,19,22]. In natural conditions in the field, resistivity contrasts are often weaker [17] (i.e. variations from 10 to few tens of percent) and obtaining reliable time-lapse ERT results could be a challenge when trying to locate deep infiltration or recharge zones [6]. Although noticeable improvements have occurred in time-lapse ERT, some recent studies also report image reconstruction difficulties, due to the smoothing effect

of the algorithm [10,21]. Some time-lapse ERT surveys fail to recover reliable actual resistivity changes because the calculated resistivity model displays resistivity artefacts (increase or decrease of calculated resistivity) where no changes are expected or measured [6]. Severe misinterpretations of time-lapse ERT surveys can occur, leading to erroneous hydrological understanding of pollution plumes, of groundwater recharge or erroneous modelling. Previous authors [6] have suggested that if a shallow surface infiltration or evaporation occurs during an ERT survey, it could be misinterpreted during ERT inversion. These authors [11] have already demonstrated that a variation of actual resistivity in shallow layers can lead to an opposite variation of apparent resistivity at intermediate electrode spacing. This situation could be particularly acute when the ground is composed of a resistive first layer above a more conductive layer, and when shallow rain infiltration (or evaporation) occurs between two measurements in the field. In the example given by Kunetz [11] with a 2-layer ground, a decrease of actual resistivity within the uppermost part (first quarter, thickness  $h/4$ ) of the first layer of thickness  $h$  can produce an increase of apparent resistivity at intermediate electrode spacing distances between  $3h$  and  $20h$ . Then, the easiest model obtained by inversion is one that produces an unexpected increase of calculated resistivity.

This article investigates how a variation of actual resistivity with time and at shallow depth can influence time-lapse ERT results and produce resistivity artefacts at depth. In addition, it presents an advanced time-lapse interpretation to reduce and remove those resistivity artefacts. We used numerical modelling, standard and advanced time-lapse inversions based on a classical addition of a priori information. Then we used a field data set exhibiting typical resistivity artefacts obtained with a standard inversion to show how these resistivity artefacts can be removed.



## 2. Material and methods

To investigate the effect produced by a shallow infiltration on the ERT method, we adopted a classical method with three stages. The first stage is the construction of two scenarios of shallow infiltration and their translation into experimental apparent resistivity synthetic data sets. The second stage is to use a standard inversion procedure for the time-lapse inversion. The last stage is to introduce a priori information to constrain the inversion of apparent resistivity data. Here, this is referred to as “advanced interpretation”.

### 2.1. Synthetic models

Fig. 1 presents the synthetic models: a background (initial) model and the two superficial infiltration scenarios. One represents a 1-D resistivity model and the second 2-D resistivity model. From the surface down, the background model has three geological layers:

- the superficial layer has a thickness of 2.5 m and a resistivity of 500 Ohm m in dry periods, similar to a sandy loam layer;
- the second layer has a thickness of 3 m and a resistivity of 30 Ohm m, similar to clay;
- the third layer has a resistivity of 500 Ohm m and represents the substratum.

The first scenario represents 1-D vertical infiltration, which can occur during a rain event (A, left). This model is the same as the background model at initial time but the resistivity of the first layer decreases in the subsurface (0.40 m thick) from 500 to 50 Ohm m. This shallow infiltration simulation is similar to the average infiltration thickness measured in the field data set.

The second scenario represents vertical infiltration but with a slight 2-D geometry that represents deeper infiltration under gullies, 0.80 m and 5 m wide (A, right). Topography was not introduced into the synthetic models, in order to focus only on the shallow surface phenomena effects and avoid topographical effects. The resistivity of the first layer decreases in the subsurface from 500 to 50 Ohm m.

Apparent resistivities were calculated with the software package DC2DInvRes [8]. A finite difference method was used to simulate the synthetic apparent resistivities. Two arrays were chosen to calculate the synthetic apparent resistivity. The first one is the Wenner array because it is more sensitive to vertical

variations of resistivity. The second one is the dipole–dipole that is sensitive to the lateral variations of resistivity. As proposed by De La Vega et al. [22] and Loke [13], the data sets were combined to form a joint data set for inversion. The apparent resistivity for the three different unit electrode spacings of 4, 1 and 0.5 m was calculated and 1.5% of Gaussian noise was added. Fig. 1 presents also an example of an apparent resistivity data set for three different unit electrode spacings and a Wenner alpha array. We also plotted the ratio of the final apparent resistivity after infiltration to the background initial model. The ratio of apparent resistivity shows:

- with 4 m spacing, an increase of apparent resistivity at intermediate and shallow acquisition levels;
- with 1 m spacing, the apparent resistivity decreases for data close to the surface and increases at the intermediate acquisition level;
- with 0.5 m spacing, the apparent resistivity decreases significantly at low level and increases at the intermediate acquisition level.

### 2.2. Standard time-lapse inversion

Inversion of the synthetics data set was performed with the DC2DInvRes software package, with standard parameters (inversion type Gauss-Newton, Z-weight factor = 1, fixed regularisation, medium smooth constraint  $\lambda=30$ ). For a detailed description of these factors, see [8]. This software allows the introduction of a priori information into the time-lapse inversion procedure. For the inversion, we defined a fine mesh introducing: (i) two cells between every electrode; and (ii) a user-defined thickness for the cells. The thickness of the cells is constant for all data sets. We used a standard time-lapse inversion following the approach by Loke [12]. First, the initial background model without infiltration was computed. Second, we used it as a reference model in the time-lapse inversion of the two infiltrations models. Finally, we compared the resulting calculated models using the ratio of calculated resistivity (the final calculated resistivity model divided by the initial calculated resistivity model).

### 2.3. Advanced time-lapse inversion

The third stage consists in incorporating a priori information into the time-lapse inversion. In this study, we tested the possibility of decoupling shallow cells from the rest of the model. This approach has already been investigated for bedrock determination by incorporating a seismic line at depth [9]. During

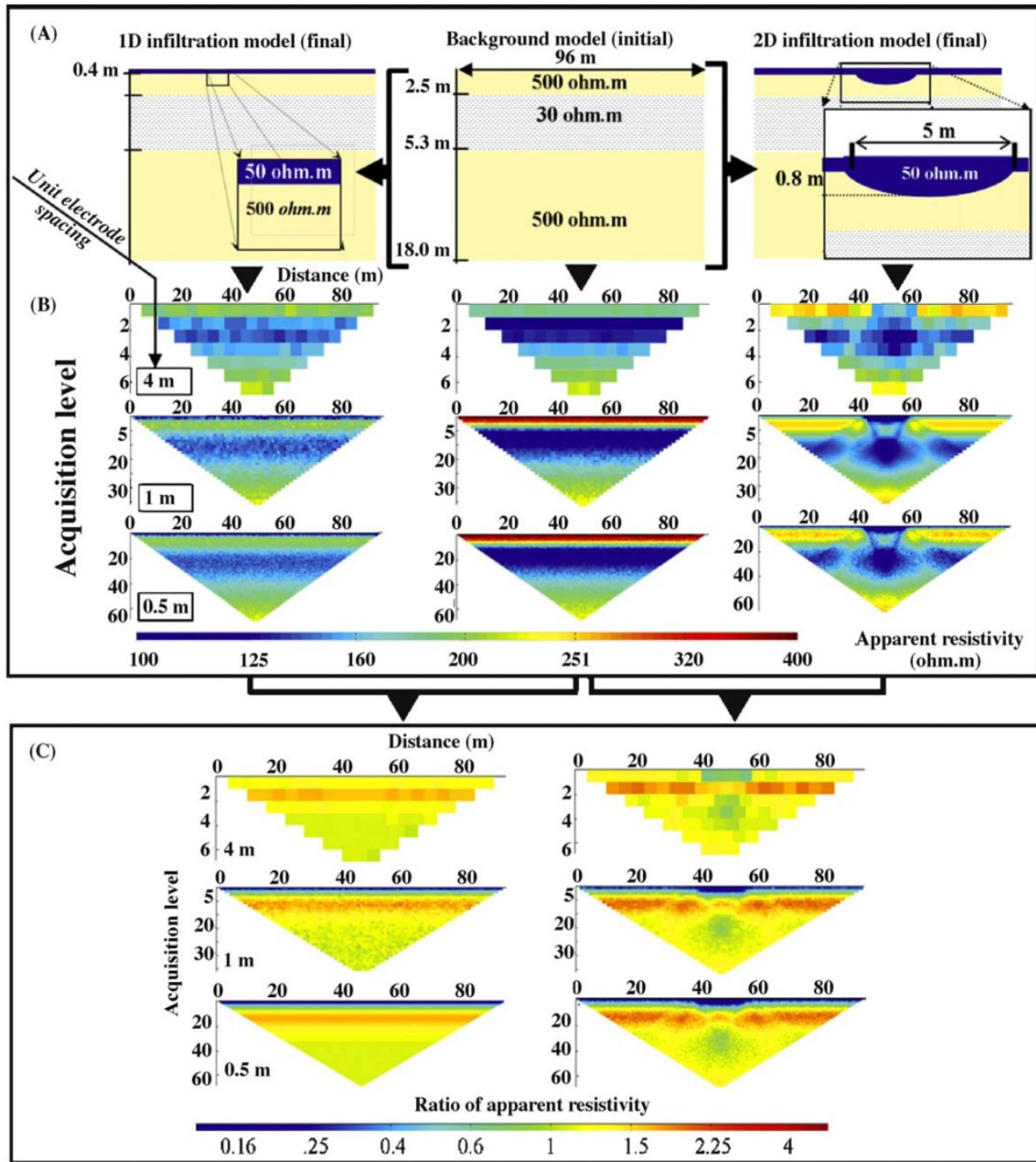


Fig. 1. Forward Modelling. (A). Synthetic model. (B). Apparent resistivity model obtained for a Wenner array and three electrode spacings. (C). Ratio of apparent resistivity (final stage divided by initial stage). Note the increase of apparent resistivity at intermediate acquisition levels. The 4-meter spacing data set contains fewer data points (84) than the 0.5-meter spacing data (6048) with a Wenner array.

Fig. 1. Modélisation directe. (A). Modèle synthétique. (B). Modèle de résistivité apparente obtenu pour un dispositif Wenner et trois écartements d'électrodes différents. (C). Rapport des résistivités apparentes (état final/état initial). On note l'augmentation de la résistivité apparente aux niveaux d'acquisition intermédiaires. Le jeu de données avec un écartement de 4 m contient moins de points (84) que celui avec un écartement de 0,5 m (6048) avec le dispositif Wenner.

inversion, individual model cell boundaries can be weighted by using a blocky model option. In the presence of a known boundary, the weight can be set to zero resulting in sharp gradients at this point. Knowledge may be derived from borehole information, seismic or GPR surveys or observations on the surface

[8,9]. We considered that (i) the infiltration front information is known, and (ii) this front is not the only scope of the time-lapse ERT survey that focuses preferably on deep infiltration or deeper changes in resistivity. Hence, we introduced the knowledge of the infiltration front position as a priori information.



### 3. Results

We present in Fig. 2 the results using the ratio of resistivity after infiltration and before infiltration. A ratio below 1.0 therefore indicates a decrease of resistivity and above one an increase of resistivity.

#### 3.1. Synthetic models

##### 3.1.1. 1-D case

In the area between 0 and 0.4 m (thickness of the simulated infiltration), the ratio of calculated resistivity ranges between 0.6 and 0.8 for a standard inversion, for a unit electrode spacing of 4 m. For unit electrode spacing of 1 m, it ranges from 0.2 to 0.6, which is closer to the expected value of 0.1. Finally, with the smallest unit electrode spacing of 0.5 m, the ratio of the calculated resistivity is between 0.1 and 0.3, close to the required theoretical value. Using advanced inversion, the ratio of calculated resistivity follows the same trend for all the spacings. A slight improvement was noted for 0.5 m spacing data: the ratio reaches the ideal value of 0.1.

In the area between 0.4 and 2.5 m, the actual resistivity does not change; consequently, the calculated ratio should be 1.0. With standard inversion, all unit electrode spacings show an increase of the calculated resistivity model, the ratios have values ranging between 1.2 and 6 (Fig. 2, 1-D red arrow). When the advanced inversion is used, a clear improvement is obvious: the ratio is limited to the range between 1 and 1.2 only.

In the area between 2.5 and 5.3 m (clayey layer), the actual resistivity does not change; consequently the calculated ratio should also be 1. With standard inversion, an increase of 1.1 to 2.5 between 2.5 and 3.5 m is still found. With spacing of 0.5 m and standard inversion, the variation is limited to a value of ratio ranging between 1.1 and 1.7. It remains between 1 and 1.3 with advanced inversion. Deeper, between 3.5 and 5.3 m, the ratio of calculated resistivity is close to the expected value of one whatever standard or advanced inversion is used. In conclusion, it seems that the depth interval affected by resistivity artefacts is reduced with smaller unit electrode spacing.

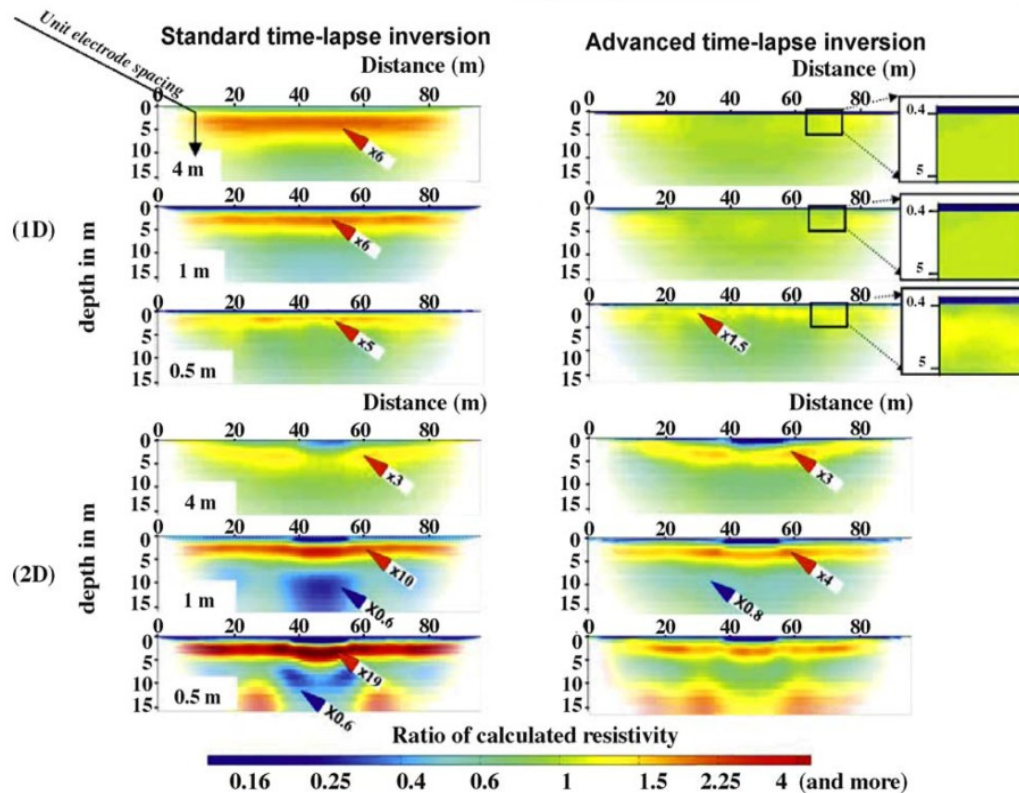


Fig. 2. Result of time-lapse inversion of synthetic data sets (combined Wenner and dipole–dipole arrays). Ratio of calculated resistivity using standard and advanced inversion. Red arrows represent increases of resistivity, and blue arrows represent a decrease. The ratios of the calculated resistivity after infiltration to the initial calculated resistivity before infiltration are attached to the arrows.

Fig. 2. Inversion en mode suivi temporel des jeux de données synthétiques (dispositifs Wenner et dipôle–dipôle combinés). Rapport des résistivités calculées en utilisant les modes d’inversion standard et amélioré. Les flèches rouges représentent des augmentations de résistivité calculée, les flèches bleues des diminutions. Le rapport de la résistivité calculée après l’infiltration sur la résistivité calculée initiale avant l’infiltration est indiqué à côté des flèches.



Below 5.3 m in the sandy substratum, with a standard inversion, the resistivity decreases (ratio between 0.7 and 1 for all units of electrode spacing). With advanced inversion, the ratio remains between 0.9 and 1.1.

We drew two major conclusions. First, the resistivity variations at shallow depth and the infiltration depth are logically better resolved with shorter unit electrode spacing (0.5 m in our example). Second, the use of advanced time-lapse inversion with a decoupling line limits the resistivity artefacts. For example, the false increase of resistivity below the infiltration zone is limited to 1.3, while with standard inversion, it is greater than 5.

### 3.1.2. 2-D case

- From the surface down to 0.8 m at the centre of the model, the results are similar to the results obtained with the 1-D model. With standard inversion, the decrease of electrode spacing improves the delineation of the bulb. The ratio of calculated resistivity approaches the theoretical value of 0.1. Using advanced inversion and 4 m spacing, the bulb is poorly defined. The resistivity ratio lies between 0.5 and 0.24, quite far from the required value of 0.1. For unit electrode spacing of 1 and 0.5 m, the advanced inversion shows a homogeneous ratio with a value of less than 0.2.
- In the zone 0.4 to 2.5 m, all spacings show that the ratio of the calculated resistivity model increases with both standard and advanced inversion as in the 1-D case. The calculated resistivity ratio reaches very high values (up to 19) with the standard inversion. For advanced inversion, the increase remains much smaller (around 4) with 1 m spacing.
- Between 2.5 and 5.3 m, the calculated models are similar to what we obtained for the 1-D case.
- For the substratum zone, the calculated variations are more noticeable. With both standard and advanced inversions and 4 m spacing, the ratio of the calculated resistivity model remains between 0.9 and 1.1, an acceptable result. With shorter spacing, the ratio of calculated resistivity varies between 0.5 and 0.8 for standard inversion, and between 0.8 and 1 for advanced inversion. However, even if the advanced inversion seems to give better results, the patterns of the resistivity ratio distribution appears complicated by the 2-D geometry of the infiltration. Some resistivity artefacts (increases) are visible in the lower left and right corners. They are considered to be boundary effects and are not analysed in this article.

The numerical modelling shows that at shallow depth, the ratio of calculated resistivity and the

geometry of the infiltration are better resolved using the smallest unit electrode spacing. The false increase in the apparent resistivity during infiltration is reduced when the advanced inversion introducing a decoupling line is used. In the advanced approach, the calculated ratio is limited to 1.5 in 1-D (50%) and to 1.7 (70%) in 2-D, while with the standard approach, ratios of 2.5 (250%) or even 8 (800%) with 1 and 2-D cases are obtained, respectively.

At depth, the numerical modelling shows that the reduction of unit electrode spacing could generate several symmetrical zones on the cross-section with a decrease or increase of calculated resistivity. The contrast is greater in the 2-D case. Because we focused our work primarily on the removal of the most severe resistivity artefacts (increase of calculated resistivity) below the infiltration zone, the origin of smooth oscillations at depth is not investigated in this article. Effects of the regularization parameter, array used, or even data density might explain this phenomenon.

Finally, we showed that using the advanced time-lapse inversion, the calculated resistivity ratio is significantly closer to the resistivity model ratio, and is generally limited to  $\pm 0.2$  (i.e.  $\pm 20\%$  of resistivity variations).

### 3.2. Field data example

The field data set is a typical case showing resistivity artefact production after time-lapse inversion. This survey was not dedicated to shallow infiltration monitoring but rather to study recharge processes under an ephemeral gully in Burkina Faso, West Africa [5]. In regions with a low rainfall index and a monsoon climate, there is an increasing need for sustainable groundwater resources. This requires a better understanding of groundwater recharge zones. Recharge processes in semi-arid climates (rain < 600 mm) are mainly located below seasonal ponds [14,15], alluvial sandy fans [16] and intermittent (ephemeral) streams during monsoon events [7]. Quantification of infiltration rates and groundwater recharge relies generally on field measurements in boreholes by means of neutron probes, tensiometers, capacitive probes and piezometer networks. These point measurements need an optimized implementation with geophysical surveys.

The study area, in northern Burkina Faso, is a typical (1 ha) gully erosion area located at the outlet of an 82 ha catchment with a crystalline basement (Fig. 3). The surface conditions in the area are favourable to infiltration due to: (i) a fractured quartz vein; and (ii) sandy or pebble surfaces. Taking advantage of a long

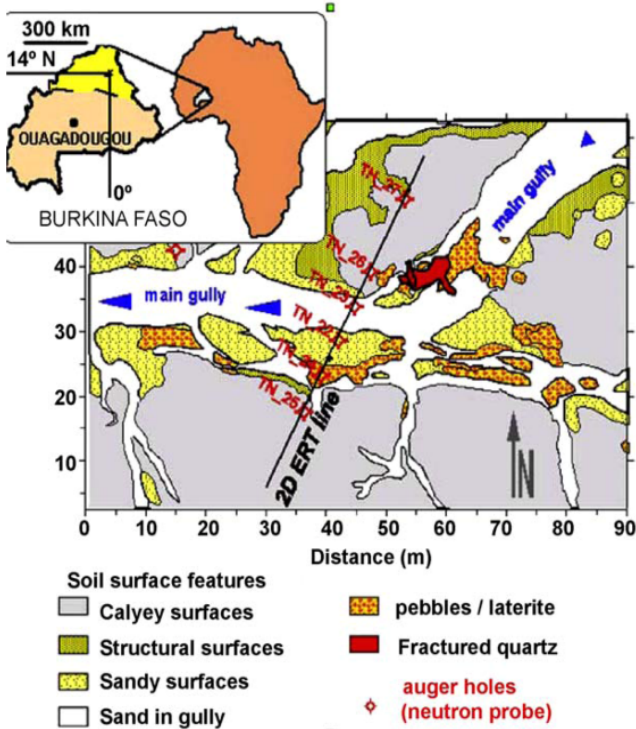


Fig. 3. Location of the experimental site, geophysical survey and neutron probe measurements.

Fig. 3. Localisation du site expérimental, des mesures géophysiques et des tubes d'accès de sonde à neutron.

dry season followed by a short rainy one, we used the time-lapse ERT approach to carry out electrical resistivity monitoring during the rainy season, between June and September. We used two apparent resistivity data sets obtained just before (June) and just after the rainy season (September) to obtain a significant infiltration phenomenon. The stainless steel electrodes were left in the soil for the duration of the experiment. The cables were laid out each time.

To monitor expected infiltration down to depths of 5 m or more, we laid out a Wenner array profile along a line crossing the gully. A first acquisition was made with 1 m spacing along the entire length of the profile. The data set with 2 m was extracted from the 1 m data set for demonstration purposes in this paper. Then, three panels of apparent resistivity with the 0.5 m spacing data set were acquired by a classical roll-along technique, with three successive acquisitions involving 64 electrodes each. The data with 1 m spacing were added at depth to the 0.5 m panels. This avoids inversion distortions due to the lack of data at depth.

Measurements were made before noon to avoid high temperature variations. In addition, apparent resistivity variations were also monitored with time on a test site during the day to evaluate the effect of temperature on resistivity variations. We found that the apparent

resistivity for short spacing ( $< 1$  m) varied by less than 5% in the morning thus keeping temperature effects at an acceptable level. The infiltration pattern was also monitored with neutron probe measurements in six auger holes shown in Fig. 3.

The results obtained with both standard and advanced inversions are presented in Fig. 4. We positioned the decoupling line at a constant depth of 0.25 m corresponding to the average value given by the infiltration front derived from neutron probe measurements.

- At shallow depth between 0 and 0.4 m, with a large unit electrode spacing of 2 m, the ratios of calculated resistivity are 1.3 and 4 using standard and advanced options respectively, indicating that the infiltration is not visible. For smaller spacing (1 m) the infiltration is still not detected with the standard inversion. With advanced inversion, the infiltration is clearly seen with a ratio below 0.5 and 1. With the smallest spacing of 0.5 m, the ratio of resistivity is lower than 0.5 whatever type of inversion is used;
- between 0.5 and 3 m, for all spacings, the standard inversion shows a calculated resistivity ratio, which ranges between 1.2 and 5. When advanced inversion is used, the increase is limited to a ratio ranging between 1 and 1.5;
- below 3 m, for all inversion and with a unit-electrode spacing of 2 m, the ratio of resistivity remains between 0.9 and 1.2. With unit electrode spacing of 1 m, the ratio of calculated resistivity is in the range of 1–1.3 for standard and advanced inversion. For a spacing of 0.5 m, results show noticeable variations between 1 and 1.3 marked by a red arrow in Fig. 4. At the right of the cross-section below the position of 44 m, the ratio of calculated resistivity ranges between 0.5 and 0.8 as shown by a blue arrow.

## 4. Discussion

### 4.1. Comparison with neutron probe data

Fig. 5 presents the comparison between standard and advanced time-lapse inversion of ERT with the smaller electrode spacing (0.5 m) versus neutron probe data. The infiltration front is drawn according to the measurements of the six neutron tubes (TN 22, 23, 24, 25, 26 and 27). Only TN 23, 24, 25 and 26 are shown for clarity. All tubes show infiltration down to less than 0.4 m except TN24 where the infiltration deepens to 0.80 m. In addition, below TN24, a very localized water invasion was recorded at a depth of 4 m during the rainy



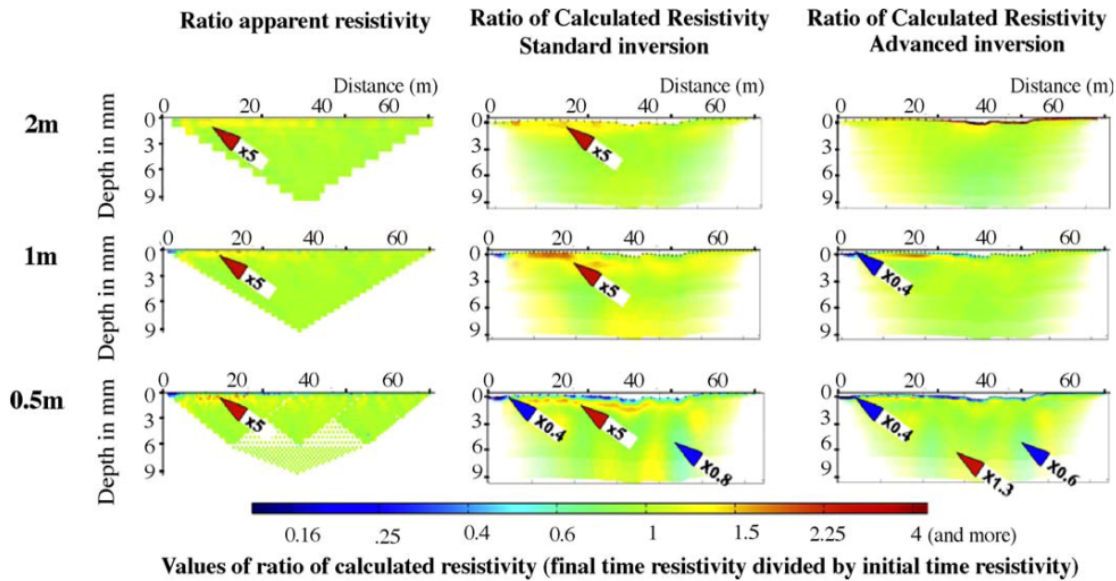


Fig. 4. Standard inversion and advanced inversion results for field data with three different unit electrode spacings (2, 1 and 0.5 m).

Fig. 4. Résultats des inversions en mode standard et amélioré pour le jeu de données de terrain, avec trois écartements unitaires d'électrodes (2, 1 et 0,5 m).

season. We attribute this phenomenon to a local lateral invasion due to the proximity of the fractured quartz vein. Five major conclusions were drawn from the comparison of neutron probe data and ERT:

- first, for the standard time-lapse inversion, we note that if we draw the contour line of ratio 0.8 near the surface, the shape of this line is in agreement with the neutron probe variation;
- second, the increase of calculated resistivity just below the infiltration was not corroborated by neutron probe measurements as expected from our numerical modelling. We confirm here the resistivity artefact creation using standard inversion. In the deeper part of the section, the variations of the ratio are high (range 1 to 1.7);
- third, for the advanced inversion using a constant thickness of decoupling (0.25 m), the decrease of calculated resistivity is strictly limited inside the decoupling zone;
- fourth, the increase of calculated resistivity below the infiltration is clearly reduced, not only with the reduction of the area involved, but the ratio also remains limited to less than 2. In addition, in the deeper part of the section, the variations of the ratio are not only lower (range 0.9 to 1.1 with some local values reaching 1.3), but affect a smaller area of the section;
- fifth, the water invasion noted for tube TN24 at 4 m depth is noticed by both inversions. It is, however, comparable to other variations calculated laterally at the same depth. These variations are not corroborated

by neutron probe data. They could also be the result of geometrical oscillations in the inversion, as already noted at depth with our numerical modelling of a 2-D infiltration object.

Finally, we noted that using standard inversion, severe resistivity artefacts of increasing resistivity were produced below the infiltration front, as predicted by the numerical modelling. The only benefit obtained from the standard inversion is that the irregular shape of the infiltration front fits the neutron probe data. With the advanced inversion, we noted a clear improvement in resistivity artefact removal. We used a constant thickness of decoupling line. Zones with an increase in calculated resistivity at depth are still present, but within a smaller variation range. This is not entirely satisfactory. We investigated further in the decoupling.

#### 4.2. Influence of the geometry of the decoupling line

Considering that the infiltration geometry could not be well known in the field due to a lack of boreholes or other methods, we investigated the effect of three different geometries of the decoupling line. The results are presented in Fig. 6. Three cases are discussed: (i) no knowledge of the depth of the infiltration front (decoupling line at a constant depth all along the ERT profile); (ii) a precise but punctual knowledge of the depth of the infiltration front; (iii) a complete knowledge of the depth of the infiltration front.

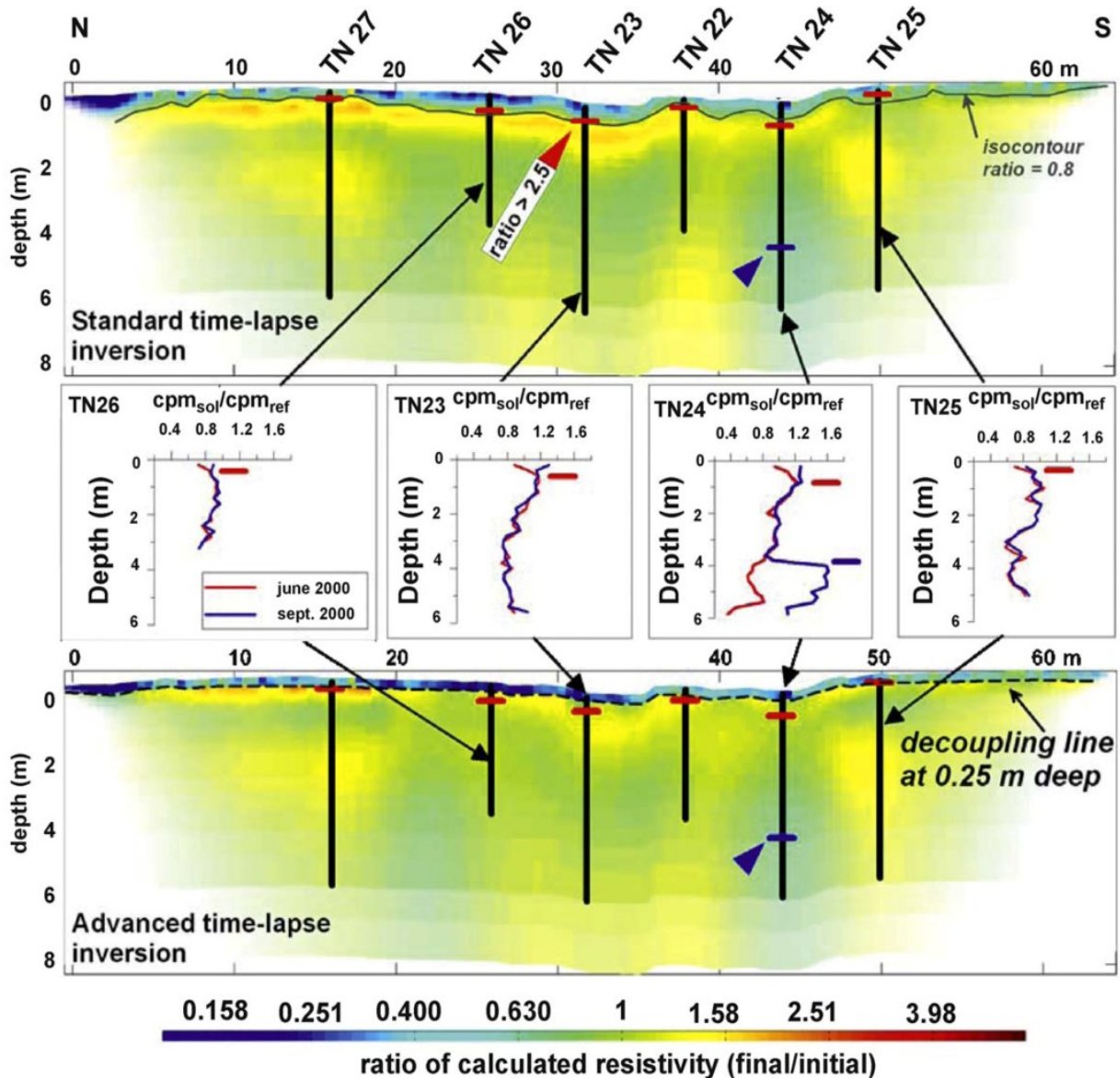


Fig. 5. Comparison of neutron probe data with standard (top) or advanced (bottom) time-lapse inversions. For standard inversion, the contour line of 0.8 is marked by a continuous grey line to show the good accordance with neutron probe data (the infiltration front is shown by short red lines). For advanced inversion, the position of the decoupling line is marked by a black dotted line. The blue arrow shows the localized water invasion at 4 m depth below neutron probe tube TN 24.

Fig. 5. Comparaison des résultats obtenus avec la sonde à neutron et les inversions en mode de suivi temporel pour le mode standard (en haut) et amélioré (en bas). Pour le mode standard, la ligne d'isocontour de rapport 0,8 est marquée avec une ligne grise continue, pour montrer la bonne correspondance avec les données de sonde à neutron (le front d'infiltration est montré avec de courts traits horizontaux rouges). Pour le mode d'inversion amélioré, la position de la ligne de découplage est marquée par une ligne noire pointillée. La flèche bleue montre une invasion d'eau très localisée à 4 m en dessous du tube neutronique TN24.

The first case corresponds to the one where the interpreter gives only an estimate of the thickness of the infiltration front as we did when interpreting our field data. As shown in Fig. 6a, and b, for two different decoupling depths, the time-lapse ERT gave different results: for a decoupling depth of 0.1 m, the increase of calculated resistivity remains acceptable and lower than 1.25 just below the infiltration. This result is comparable, or slightly better, than what we obtained with a decoupling depth of 0.25 m (as shown also in Fig. 4).

Using a much higher infiltration depth as decoupling line, for example 0.75 m (Fig. 6b), ERT time-lapse inversion no longer fits the neutron probe data. ERT exhibits a significant increase of resistivity (ratio of more than 3) at the north of the section for example, not corroborated by neutron probe data.

The second case corresponds to a precise but punctual knowledge of the depth of the infiltration front. We introduced six decoupling lines at six constant depths indicated by the six neutron probe data. Each line



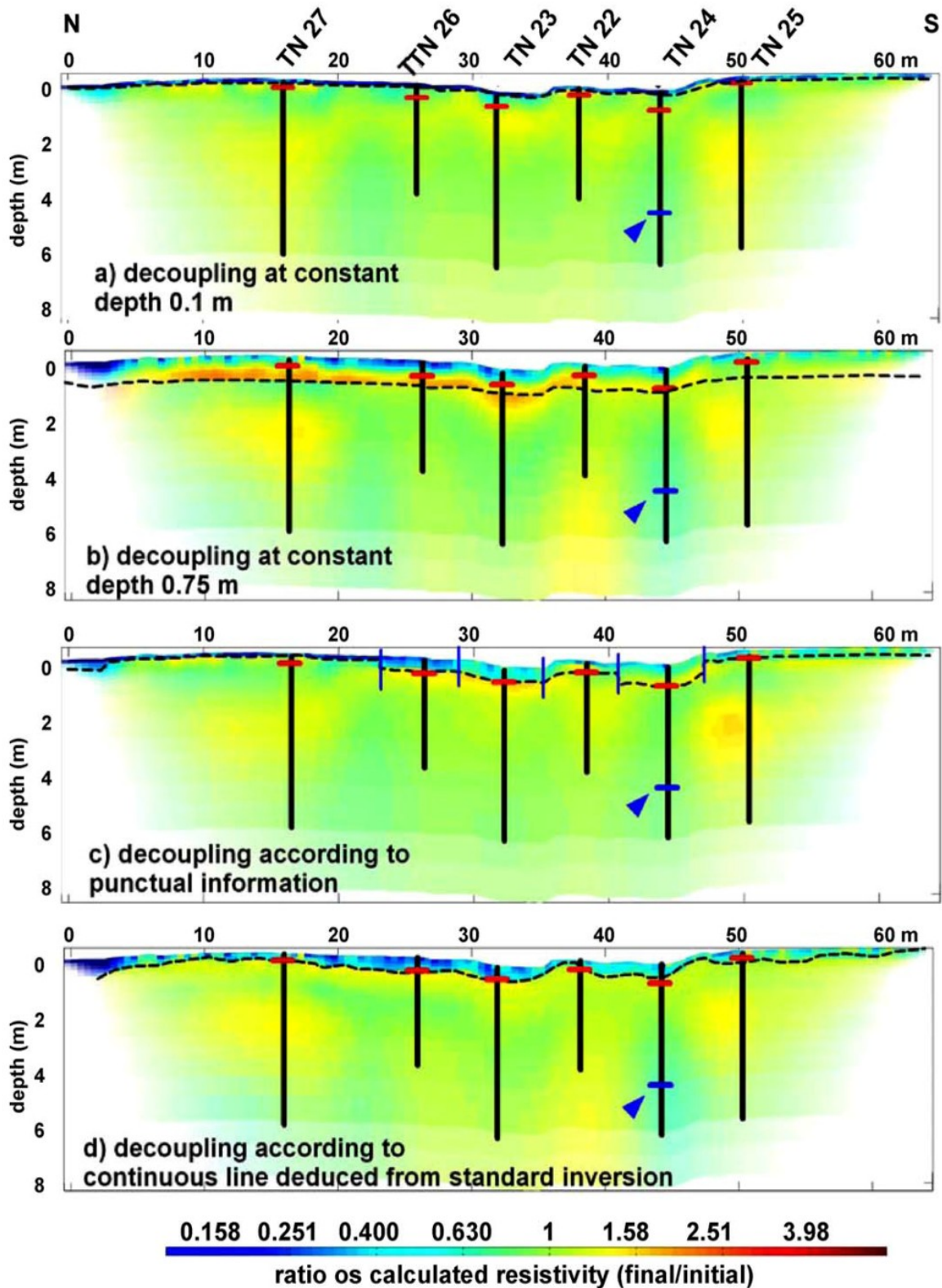


Fig. 6. Effect of the geometry of the decoupling line. (a) and (b). Decoupling line with a constant depth of 0.1 and 0.75 m, respectively. (c). Decoupling line using information obtained with neutron probe data. (d). Decoupling line with irregular shape deduced from contour line of ratio 0.8 obtained with standard time-lapse inversion with smallest unit-electrode spacing of 0.5 m (see Fig. 4).

Fig. 6. Effet de la géométrie de la ligne de découplage. (a) et (b). Lignes de découplage placées à 0,1 et 0,75 m de profondeur respectivement. (c). Ligne de découplage placée selon l'information obtenue avec les tubes neutroniques. (d). Ligne de découplage avec une forme irrégulière déduite de l'isocontour de rapport 0,8, obtenu avec le mode d'inversion standard et le plus petit écartement d'électrodes de 0,5 m (voir Fig. 4).

is centred with respect to the tube, its length is arbitrarily limited laterally to the mid point between two tubes. The results shown in Fig. 6c exhibit promising improvements in resistivity artefact removal, especially in the northern part. However, at the centre of the gully, an increase of calculated resistivity is magnified.

The third case considers a complete knowledge of the infiltration front as a continuous line. This information could be extracted from other data in the field (dense TDR measurements or ground penetrating radar profiling). For our study, we took advantage of the good agreement noted between the shape of the ERT contour line produced with the standard time-lapse inversion and the neutron probe. We thus generated a decoupling line that respects exactly the shape of the calculated contour line. By comparison with neutron probe data, we choose the contour line of 0.8. The results are shown in Fig. 6d. A general improvement is noted. The increase of the calculated resistivity is significantly reduced or even removed just below the infiltration front. The oscillations of the resistivity ratio at depth are still present but their amplitude stays within a limited range (between 0.85 and 1.25). The decrease of the calculated resistivity at 4 m depth below the neutron tube TN 24 appears magnified (slight decrease of the ratio).

We demonstrate here that the position and the geometry of the decoupling line are of great importance. Acceptable results are obtained with our field data using a small thickness of decoupling (0.1 m). In addition, and for other surveys, the approach considering a continuous knowledge of the depth of the infiltration front is by far the best, even if some resistivity artefacts are still present but limited to a range between 0.85 and 1.25. Then one can use the shape of the infiltration given by standard time-lapse inversion as the decoupling geometry, but it is in any case essential to have external data at some points along the profile. Moreover, small unit electrode spacings are required during data acquisition. For further studies, additional improvements could be made in time-lapse inversion by using other a priori information such as invariant zones (for example the knowledge of the groundwater conductivity with time). This approach has already been tried by Vesnaver et al. [23] for seismic inversion and by Nguyen and Kemna [18] for ERT inversion, but it was not tested in this study, because the field data did not allow us to fix an invariant zone at depth.

#### 4.3. Discrimination between resistivity artefact and true hydrological processes

We examine here the capacity of the advanced interpretation to discriminate between a resistivity

artefact and a true hydrological process. We chose a common but important case for soil and agronomical sciences: the characterisation of the zone where the plants are taking up water within the root zone and where resistivity is likely to increase. Therefore, as we have seen from the modelling and field data, the resistivity artefact of increasing resistivity at intermediate depth might be wrongly interpreted as a drying zone (root-zone). Finally, the question arises: if a true drying zone exists below the infiltration in the same place as resistivity artefacts, what is the efficiency of the advanced inversion? Does it display correctly the true phenomenon of an increasing resistivity? A scenario that includes a shallow infiltration and a drying zone below was simulated using the 2D model presented in Fig. 1. Fig. 7 presents the model that includes the drying zone and the results obtained with standard and advanced inversions. The standard inversion displays

#### 2D infiltration model with drying zone (final)

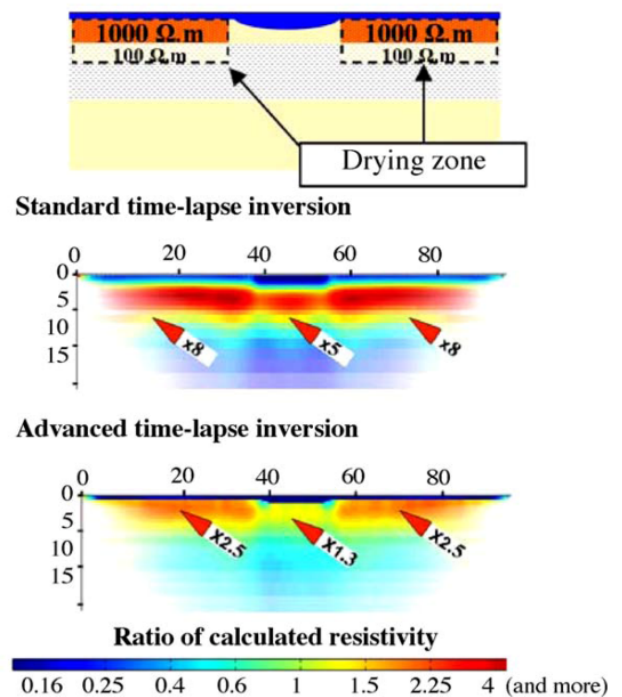


Fig. 7. Comparison between standard and advanced time-lapse inversion using a scenario with a drying zone below the infiltration as shown on the model. The true increase of resistivity is 2 and it is satisfactorily reconstructed with advanced inversion using a decoupling line (below).

Fig. 7. Comparaison entre les modes d'inversion en suivi temporel standard et amélioré en utilisant un scénario de dessèchement, dans une zone située juste au-dessous du front d'infiltration, comme le montre le modèle synthétique (en haut de l'image). La véritable augmentation de résistivité d'un facteur 2 est reconstruite de façon satisfaisante, avec le mode d'inversion amélioré qui utilise une ligne de découplage (en bas de l'image).

a strong increase of resistivity, ratio more than 8, between 2 and 5 m, and a strong decrease below (ratio less than 0.4). When one looks at the advanced inversion, the increase of resistivity below the infiltration is also seen and its value (ratio near 2.5) agrees well with the expected value of 2. Below, the variation of resistivity remains within the range 0.7 to 1. As a conclusion, if a true increase of resistivity is present in the soil at intermediate depth, it can be identified and correctly quantified by the advanced time-lapse inversion. Using standard inversion, unreliable values are obtained as resistivity artefact and the true phenomenon add their effects.

## 5. Conclusion

Time-lapse ERT inversion can produce resistivity artefacts in certain circumstances already pointed out in previous studies. For example, when the actual resistivity decreases at shallow depth, a typical resistivity artefact is an increase of calculated resistivity at intermediate depths, whereas the actual resistivity does not change. Therefore, results of time-lapse ERT could lead to false interpretations and ERT may not be reliable for studying changes in resistivity at depth. We investigated the effect of a shallow variation of resistivity within the first decimetres of the soil on time-lapse ERT inversion using numerical modelling to show a typical ERT resistivity artefact. We show that 2-D infiltration geometry enhances the resistivity artefact production by creating additional oscillations of calculated resistivity variation at depth. We used an advanced time-lapse inversion introducing a shallow decoupling line as a priori information corresponding to a constant thickness of the infiltration front, supposed to be known from external data. Using this advanced inversion, the resistivity artefact production is significantly reduced. The wrong increase of calculated resistivity is limited to a ratio of less than 1.3 whereas it grows to 3 or even more when standard time-lapse inversion is used.

The advanced time-lapse inversion was tested on field data and the results corroborate the conclusions derived from the numerical modelling:

- data sets using short unit-electrode spacing are required to provide a convenient base for time-lapse ERT in case shallow infiltration (or evaporation) is present;
- using a standard (non-decoupling) approach, the resistivity artefact creation (i.e. increase of calculated resistivity at intermediate depth) is confirmed;

- using standard inversion, the infiltration front can be delineated if short electrode spacing is used. In this case, a comparison with neutron probe data is necessary to identify the correct calculated resistivity isocontour and thus delineate the position of the infiltration front in the ERT image. Then, the infiltration front positioned with ERT can be used for advanced inversion;
- when advanced inversion that incorporates a decoupling line of constant thickness at shallow depth is used, the resistivity artefacts noted at intermediate depth are significantly reduced. We increased the resistivity artefact reduction by using a continuous line of variable thickness. The position of this line was deduced from the comparison between neutron probe data and standard inversion data. This allowed us to remove almost completely the resistivity artefact of increasing resistivity at intermediate depths. However, some oscillations at depth within a range of ratio 0.8 to 1.2 (i.e.  $\pm 20\%$ ) are still present and could be smoothed by tuning other inversion parameters such as regularisation factors.

Finally, when performing time-lapse ERT surveys in the presence of shallow infiltration or evaporation, we advocate measuring dense apparent resistivity data at shallow depth using small unit-electrode spacing (or shallow electromagnetic profiling). Even with short electrode spacing, a standard time-lapse inversion may exhibit false resistivity variations below the infiltration or evaporation front. To remove those unwanted resistivity artefacts, we need to incorporate a shallow continuous decoupling line into the inversion. In case of infiltration, this decoupling line is the infiltration front. The position and the shape of this line need to be defined and controlled with external information such as neutron probe data (or any other method available) as well as deduced from the ERT survey itself. With this approach, more reliable time-lapse ERT results are obtained, not only for shallow depths, but also on deeper changes in resistivity in the pseudo-section, leading to a better characterization of hydrological processes.

## Acknowledgments

We wish to thank French EC2CO project ONDINE for funding part of this research. The INERA Institute in Burkina Faso provided access to the experimental site. Yann Le Troquer and Burkinabese staff are warmly thanked for field data acquisition. We are very grateful to Dr Thomas Ingeman-Nielsen for his helpful comments on the first version of the manuscript.



## References

- [1] R. Barker, The application of time-lapse electrical tomography in groundwater studies, *The Leading Edge* 17 (10) (1998) 1454–1458.
- [2] Y. Benderitter, Short time variation of the resistivity in an unsaturated soil: The relationship with rainfall, *European Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 4 (1999) 37–49.
- [3] A. Binley, Cross borehole radar and resistivity tomography: a comparison of techniques in unsaturated sandstone, in : *Symp. Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP)*, Denver, 2001.
- [4] G. Cassiani, V. Bruno, A. Villa, N. Fusi, A.M. Binley, A saline tracer test monitored via time-lapse surface electrical resistivity tomography, *Journal of Applied Geophysics* 59 (2006) 244–259.
- [5] M. Descloitres, O. Ribolzi, Y. Le Troquer, Study of infiltration in a Sahelian gully erosion area using time-lapse resistivity mapping, *Catena* 53 (2003) 229–253.
- [6] M. Descloitres, L. Ruiz, M. Sekhar, A. Legchenko, J.J. Braun, M.S.M. Kumar, S. Subramanian, Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding, *Hydrological Processes* 22 (2008) 384–394.
- [7] M. Esteves, J.M. Lapetite, A multi-scale approach of runoff generation in a Sahelian gully catchment: a case study in Niger, *Catena* 50 (2003) 255–271.
- [8] T. Günther, *Inversion Methods and Resolution Analysis for the 2D/3D Reconstruction of Resistivity Structures from DC measurements*, University of Mining and Technology, Freiberg, Germany, 2004.
- [9] T. Günther, C. Rücker, *A General Approach for Introducing Information into Inversion and Examples from dc Resistivity Inversion*, EAGE Near Surface Geophysics, Helsinki, 2006.
- [10] A. Kemna, J. Vanderborght, B. Kulesa, H. Vereecken, Imaging and characterisation of subsurface solute transport using electrical resistivity tomography (ERT) and equivalent transport models, *Journal of Hydrology* 267 (2002) 125–146.
- [11] G. Kuntz, Principles of direct current resistivity prospecting, in : B. Trondheim (Ed.), *Principles of Direct Current Resistivity Prospecting*, Geopublication Associates, Berlin, Germany, 1966 , pp. 70–71.
- [12] M.H. Loke, Time-lapse resistivity imaging inversion, in : 5th Meeting of the Environmental and Engineering Society European Section, Budapest, Hungary, 1999.
- [13] M.H. Loke, Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys, 2004.
- [14] W. Martin-Rosales, C. Leduc, Dynamics of emptying of a temporary pond in the Sahel: the case study of Banizoumbou (southwestern Niger), *C. R. Geoscience* 335 (2003) 461–468.
- [15] G. de Marsily, Importance of the maintenance of temporary ponds in arid climates for the recharge of groundwater, *C. R. Geoscience* 335 (2003) 933–934.
- [16] S. Massuel, G. Favreau, M. Descloitres, Y. Le Troquer, Y. Albouy, B. Cappelaere, Deep infiltration through a sandy alluvial fan in semi-arid Niger inferred from electrical conductivity survey, vadose zone chemistry and hydrological modelling, *Catena* 67 (2006) 105–118.
- [17] D. Michot, Y. Benderitter, A. Dorigny, B. Nicoulaud, D. King, A. Tabbagh, Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography, *Water Resources Research* 39 (5) (2003) 1138, doi:10.1029/2002WR001581.
- [18] F. Nguyen, A. Kemna, Strategies for time-lapse electrical resistivity inversion, in : 11th European Mtg. of Environmental and Engineering Geophysics, European Association Geoscientists and Engineers, A005, 2005.
- [19] R.E. Nimmer, J.L. Osiensky, A.M. Binley, K.F. Sprenke, B.C. Williams, Electrical resistivity imaging of conductive plume dilution in fractured rock, *Hydrogeology Journal* 15 (2007) 877–890.
- [20] L. Slater, A. Binley, R. Versteeg, G. Cassiani, R. Birken, S. Sandberg, A 3-D ERT study of solute transport in a large experimental tank, *Journal of Applied Geophysics* 49 (2002) 211–229.
- [21] J. Vanderborght, A. Kemna, H. Hardelauf, H. Vereecken, Potential of electrical resistivity tomography to infer aquifer transport characteristics from tracer studies: a synthetic case study, *Water Resources Research* 41 (2005) W06013.
- [22] M. de la Vega, A. Osella, E. Lascano, Joint inversion of Wenner and dipole-dipole data to study a gasoline-contaminated soil, *Journal of Applied Geophysics* 54 (2003) 97–109.
- [23] A.L. Vesnaver, F. Accaino, G. Bohm, G. Madrussani, J. Pajchel, G. Rossi, G. Dal Moro, Time-lapse tomography, *Geophysics* 68 (2003) 815–823.



#### ***4.4. Caractérisation d'une injection des lixiviats par ERT 3D***

La seconde expérience qui suit, aborde les artéfacts lors de suivis temporels ERT 2D et 3D. Elle a été réalisée dans le cadre du projet ANR PRECODD « bioréacteur » qui visait à déterminer et à trouver des outils pour suivre l'évolution des injections des lixiviats dans les déchets ainsi que la biodégradation, pour de futures installations qui fonctionneraient en bioréacteur. Dans un bioréacteur, on injecte les lixiviats produits par la décharge pour améliorer la biodégradation des déchets par l'augmentation de l'humidité et la redistribution des micro-organismes. Pour le pilotage et la gestion des installations, la géophysique et notamment l'ERT est un moyen intéressant pour travailler à l'échelle de l'alvéole et tenter de déterminer dans quelle partie l'eau s'est infiltrée. Cependant la littérature témoigne (chapitre 2) qu'il existe des variations suspectes de la résistivité lors d'un suivi temporel d'injection des lixiviats.

Les résultats de cette partie ont fait l'objet d'une publication dans le «*Journal Waste Management*», cet article est la base de ce paragraphe :

R. Clément, M. Descloitres, T. Günther, L. Oxarango, C. Morra, J-P. Laurent and J-P Gourc, (2010), Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring, *Journal of Waste Management*.

L'objectif de cette publication est de montrer qu'il peut exister des artéfacts de résistivité lors de suivis temporels des injections des lixiviats dans les déchets et que certains outils d'inversion numérique et dispositifs de terrain (déjà décrit dans la littérature géophysique) permettent de limiter ces artéfacts. Notre étude est une des premières à tester avec un certain succès différentes combinaisons «d'outils anti-artéfacts». Ils ont été testés dans le cas particulier d'une injection 3D des lixiviats. Une modélisation numérique indique que les outils utilisés sont également fiables dans le cas de vraies augmentations de résistivités au cours des suivis temporels d'injection des lixiviats.



## Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring

R. Clément<sup>a,\*</sup>, M. Descloitres<sup>a</sup>, T. Günther<sup>b</sup>, L. Oxarango<sup>a</sup>, C. Morra<sup>c</sup>, J.-P. Laurent<sup>a</sup>, J.-P. Gourc<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement, LTHE, UMR 5564, CNRS, INPG, IRD, UJF, B.P. 53, 38041, Grenoble Cedex 9, France

<sup>b</sup> Leibniz Institute for Applied Geophysics, Stilleweg 2, D-30655 Hannover, Germany

<sup>c</sup> PROKHEM/Floralis, 6 allée de Bethléem, 38610 Gières, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Accepted 2 October 2009

Available online 12 November 2009

### ABSTRACT

Leachate recirculation is a key process in the scope of operating municipal waste landfills as bioreactors, which aims to increase the moisture content to optimize the biodegradation in landfills. Given that liquid flows exhibit a complex behaviour in very heterogeneous porous media, in situ monitoring methods are required. Surface time-lapse electrical resistivity tomography (ERT) is usually proposed. Using numerical modelling with typical 2D and 3D injection plume patterns and 2D and 3D inversion codes, we show that wrong changes of resistivity can be calculated at depth if standard parameters are used for time-lapse ERT inversion. Major artefacts typically exhibit significant increases of resistivity (more than +30%) which can be misinterpreted as gas migration within the waste. In order to eliminate these artefacts, we tested an advanced time-lapse ERT procedure that includes (i) two advanced inversion tools and (ii) two alternative array geometries. The first advanced tool uses invariant regions in the model. The second advanced tool uses an inversion with a “minimum length” constraint. The alternative arrays focus on (i) a pole-dipole array (2D case), and (ii) a star array (3D case). The results show that these two advanced inversion tools and the two alternative arrays remove almost completely the artefacts within  $\pm 5\%$  both for 2D and 3D situations. As a field application, time-lapse ERT is applied using the star array during a 3D leachate injection in a non-hazardous municipal waste landfill. To evaluate the robustness of the two advanced tools, a synthetic model including both true decrease and increase of resistivity is built. The advanced time-lapse ERT procedure eliminates unwanted artefacts, while keeping a satisfactory image of true resistivity variations. This study demonstrates that significant and robust improvements can be obtained for time-lapse ERT monitoring of leachate recirculation in waste landfills.

© 2009 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

The concept of bioreactor landfill has been studied and tested since 1970 in the United States of America (USA) and for more than a decade in Europe. This technology aims at enhancing the waste biodegradation in landfills. Many studies have pointed out the potential benefits of the bioreactor approach, namely:

- A quicker stabilisation of organic content can be achieved (10–15 years compared to 30–100 years with a classical land filling operation) (Pacey et al., 1999).
- The biogas production can be improved (Hossain et al., 2003) providing a significant improvement of the efficiency of biogas power plant.
- The environmental hazard is reduced because bioreactor requires a better monitoring (Reinhart et al., 2002).

- If a leachate recirculation system is used, the volume of leachate to be treated is reduced as a part of the liquid retained by the waste matrix (Pohland, 1980; Warith, 2002).

In situ operation of a landfill as a bioreactor requires a careful monitoring and control of the operating parameters. The moisture content has a major influence on the efficiency of the methanogen bacteria (Reinhart and Townsend, 1998). The anaerobic methanogenesis is enhanced by a high moisture content that can only be reached by adding water to the waste. Indeed, under temperate climate, the waste disposed in landfill is generally too dry to ensure an optimal biodegradation. The leachate recirculation appears to be a very favourable process since it could increase the moisture content. Moreover, the leachate recirculation tends to uniform the spatial distribution of adapted micro flora. As far as an efficient monitoring of the bioreactor is concerned, measuring the water in landfills is a key issue (Imhoff et al., 2007). In particular, the optimisation of leachate injection systems remains a challenging and ongoing problem for bioreactor landfill operators. Addressing this issue requires monitoring of these systems during long term field

\* Corresponding author. Tel.: +33 (0)4 76 63 58 67; fax: +33 (0)4 76 82 50 14.  
E-mail addresses: [remi.clement@hmg.inpg.fr](mailto:remi.clement@hmg.inpg.fr) (R. Clément), [Thomas.Guenther@liag-hannover.de](mailto:Thomas.Guenther@liag-hannover.de) (T. Günther), [christophemorra@yahoo.fr](mailto:christophemorra@yahoo.fr) (C. Morra).

situations. Geophysical methods applied to landfill may be of assistance.

Over the past ten years, various geophysical studies have shown that it is possible to use resistivity methods (mainly Direct Current -DC- and Electromagnetic -EM- methods) to:

- Characterise the waste landfill structure (Bernstone et al., 2000; Cossu et al., 2005; Meju, 2000);
- study the contamination of groundwater by leachate leaking from a landfill (Mondelli et al., 2007; Olofsson et al., 2006; Radulescu et al., 2007; Santos et al., 2006; Soupios et al., 2007; Zume et al., 2006);
- map the plume geometry and monitor the movement of the plume segments (Acworth and Jorstad, 2006; Guérin et al., 2004);
- Evaluate the spatial and temporal water variation in waste (Acworth and Jorstad, 2006; Frohlich et al., 1994; Guérin et al., 2004; Jolly et al., 2007; Mondelli et al., 2007; Moreau et al., 2003).
- Measure Induced Polarization (IP) effect during gas migration in landfill (Cossu et al., 1990).

Most of these studies have shown that surface electrical resistivity tomography (ERT) can be a suitable method to study resistivity distribution (2D and 3D) at a large scale (ten to hundreds of meters wide and down to 30 m deep). ERT is becoming a common tool to study recirculation experiments in landfills. During the recirculation process, if a leachate content variation or gas migration creates resistivity variations, ERT can be considered using a time-lapse approach (i.e. repeating an ERT survey several times during the injection). Time-lapse ERT has been widely considered in areas other than landfill such as studying environmental processes as it focuses on electrical resistivity changes in the subsurface produced by groundwater flows. The main potential applications are pollution plume monitoring (Benson, 1995; Benson et al., 1997; Day-Lewis et al., 2003; deLima et al., 1995), and the location of shallow or deep infiltration or recharge zones (Deiana et al., 2007; Descloitres et al., 2003, 2008a,b; Frohlich et al., 1994). Delineation of leachate plume in landfills can be studied with time-lapse ERT (Grellier et al., 2008; Guerin et al., 2004; Guérin et al., 2004; Rosqvist et al., 2003, 2005).

Several recent studies have however shown that some time-lapse surveys are not easy to interpret. They show unexpected variations of calculated resistivity (Descloitres et al., 2008b; Guérin et al., 2004; Jolly et al., 2007); however several explanations could be provided to explain those ambiguous results. First, the results are mainly attributed to the regularisation process that is necessary due to the non-uniqueness of the solution, i.e. for the same data set of apparent resistivity there are different solutions of inversion. Second, they could be the result of regularisation in inversion which produces a smooth reconstructed image. Some authors explain there are abnormal variations of calculated resistivity in areas near the injection (Guerin et al., 2004). In most cases, these changes lead to unexpected increases in resistivity with time.

On the one hand, some authors suggest these changes could be linked to a desaturation of medium due to gas migration in some areas (Grellier et al., 2008). Indeed, a leachate injection could push the gas away from the injection point (Guerin et al., 2004; Moreau et al., 2003; Rosqvist et al., 2003, 2005). Consequently, the decrease of water content in the waste results in an increase in electrical resistivity.

On the other hand, some authors stress that these variations are questionable as they may appear in reverse resistivity anomalies that can lead to ambiguous interpretations (Guerin et al., 2004; Jolly et al., 2007). When using methods in other areas than leachate

injections, similar problems have been encountered. Some time-lapse ERT surveys have failed to detect reliable actual resistivity changes due to the calculated resistivity model displaying artefacts (increases or decreases of calculated resistivity) where no changes are expected or detected (al Hagrey, 2007; Descloitres et al., 2003, 2008b; Nimmer et al., 2007). The reconstruction algorithm can produce a significant increase in resistivity (Singha and Gorelick, 2005).

The aim of this paper is to show that false variations of calculated resistivity (artefacts) can be obtained with time-lapse ERT inversion in some situations if standard parameters are used for ERT inversion. We propose a classical numerical modelling approach to test typical scenarios of infiltration in landfill waste, with 2D and 3D geometries. In order to achieve this, we build numerical models to generate synthetic ERT data set with symmetrical and asymmetrical electrode arrays (2D case) and parallel and star array (3D case). This study demonstrates that it is possible to obtain artefacts of increasing resistivity with standard time-lapse ERT inversion. Then, advanced procedure is tested using two inversion tools to determine whether it is possible to limit or eliminate these artefacts. Based on the conclusion derived from the numerical results, the star array was applied on a real data set obtained in the field during leachate recirculation experiment, comparing the time-lapse ERT image to independent data. Finally, we evaluate the reliability of the advanced procedure using a synthetic modelling simulating both an injection and a biogas migration respectively, corresponding to both a real decrease and a real increase of resistivity around the infiltration.

## 2. Materials and methods

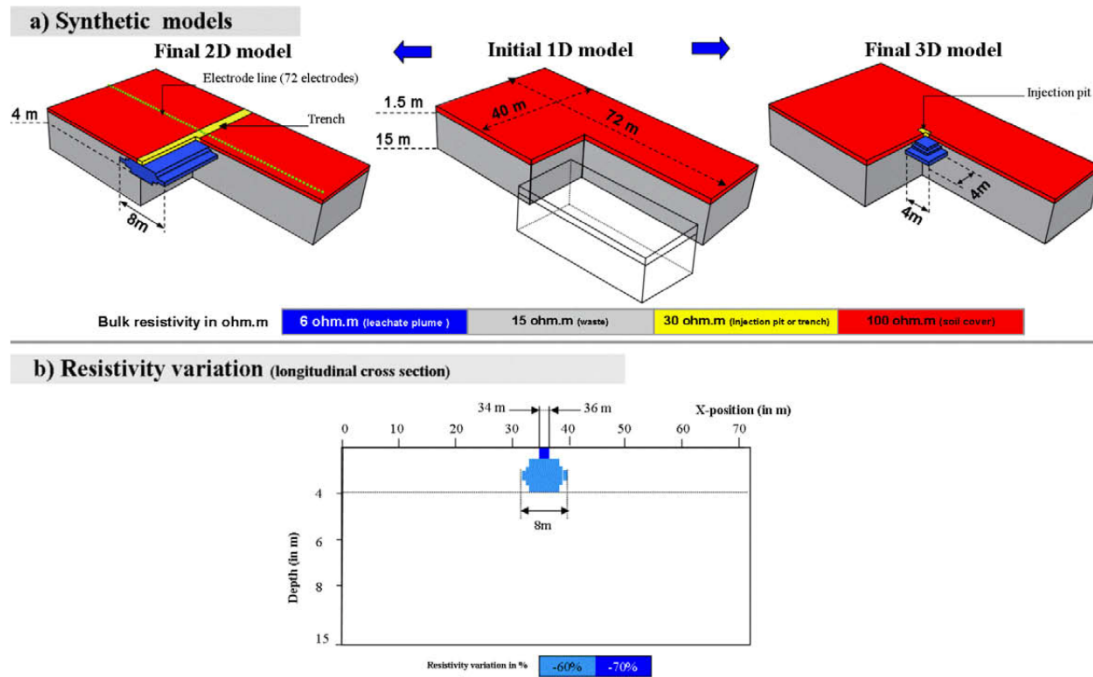
### 2.1. Methodology

To show artefact creation and their remediation, this study uses a classical methodology applied in several papers (Clément et al., 2009; Radulescu et al., 2007; Yang, 2005) using ERT numerical modelling. The methodology applied in this paper is based on three steps. The first step is the creation of resistivity models corresponding to two realistic scenarios of leachate recirculation. The second step produces synthetic apparent resistivity data sets using a forward calculation with several electrode arrays. The third step is the inversion of the synthetic data set using (a) common inversion parameters used for time-lapse ERT, referred to as “standard inversion” in this paper and (b) advanced inversion tools which produce significant improvement for artefact removal. Both standard and advanced calculated models are then compared to the initial synthetic models to evaluate the efficiency of arrays and advanced inversion tools on artefact removal.

### 2.2. Synthetic 2D and 3D models

Realistic scenarios of leachate recirculation have been considered. Leachate injection systems commonly used on waste landfills are either systems which create an elongated injection close to the surface, frequently assimilated with horizontal trenches filled with highly porous materials (Haydar and Khire, 2005; Khire and Haydar, 2003), or a punctual injection in wells or pits as discussed in some articles (Khire and Mukherjee, 2007; Morris et al., 2003). They represent typical 2D or 3D infiltration geometries, respectively. The hypothesis is that the model blocks are isotropic and homogeneous. The injected leachate is considered to be more conductive than the waste. It is further hypothesised that there is no rubber or plastic liner covering the site which could limit the electrical current flow. The structure of the initial model before infiltration is composed of two layers of soil (Fig. 1a, center). The surface





**Fig. 1.** (a) 2D and 3D infiltration synthetic models and (b) variation of real resistivity between initial and final state of the synthetic models (longitudinal cross section). The variations are shown using Eq. (1) (see text).

layer is a loamy-sandy soil; 1.5 m thick with a resistivity of 100 ohm m. This resistivity corresponds to a resistivity observed in July 2008 on our experimental site (see field results). The second layer, the waste, is 1.5 m thick. Its resistivity is 15 ohm m. The model space is 71 m long, 40 m wide and has a thickness of 15 m. The mesh size of the synthetic model is 1 m<sup>2</sup> or 1 m<sup>3</sup> (2D and 3D models, respectively). Injection geometries are as follows:

- 2D: A trench 2 m wide and 1.5 m deep which creates a cylindrical infiltration 2.5 m high with a radius of 8 m (Fig. 1a, left).
- 3D: A square pit 2 m wide and 1 m deep which creates a 3D oval infiltration with a radius of 4 m and a height of 2.5 m (Fig. 1a right).

To build a realistic resistivity variation due to the leachate infiltration, several examples of variations of resistivity associated with leachate injections can be found in the literature. Several studies have shown that resistivity decreases by –60% to –70% when a highly conductive leachate is injected in the top soil layer (Yoon and Park, 2001). Inside the waste layer, other studies show that resistivity decreases by –30% to –60% (Guerin et al., 2004; Moreau et al., 2003; Rosqvist et al., 2005). Taking into account these studies, the resistivity variations were set as follows, for each layer resistivity:

- In the first layer (top soil), resistivity decreases by –70%: the resistivity is 100 ohm m before injection and 30 ohm m after injection.
- In the waste, leachate resistivity decreases by –60%: the resistivity is 15 ohm m before injection and 6 ohm m after injection.

Fig. 1b shows the synthetic resistivity ratio (i.e. what should be ideally obtained with time-lapse ERT). We present the relative variation of bulk resistivity between initial and final synthetic models. In this study, whatever the resistivity being considered (apparent, calculated, or bulk) the variation of resistivity is expressed as a per-

centage change. If the resistivity decreases, the percentage is negative. If the resistivity increases the percentage is positive, based on Eq. (1)

$$\Delta\rho\% = [(\rho_f/\rho_i) - 1] \times 100$$

where  $\Delta\rho\%$  is the percentage variation of the resistivity,  $\rho_f$  is the apparent resistivity at final stage (in ohm m) and  $\rho_i$  is the resistivity apparent at initial stage (in ohm m). In Fig. 1, we present only the image for the 2D case. The image for the 3D case is indeed similar in a vertical plane, thanks to the axy-symmetrical pattern of the model.

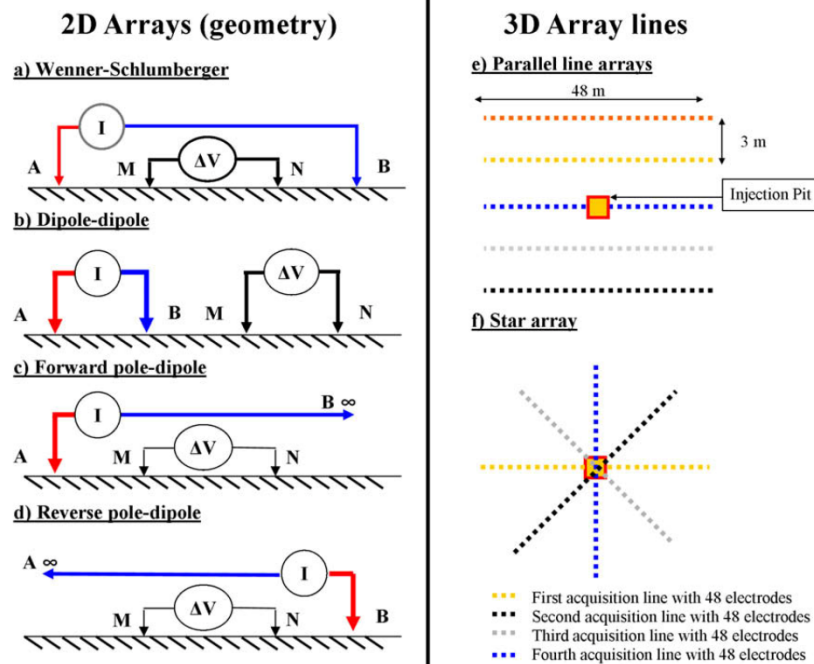
### 2.3. Tested electrode arrays

Software DC3DInvRes was used to calculate synthetic apparent resistivity data sets (Günther, 2004). This software uses a finite difference forward calculation. To obtain more realistic apparent resistivity data, random noise of 1.5% and voltage dependent noise have been added to simulate a low-noise acquisition. This study focuses on several electrode arrays, some of which are well known and widely used in geophysical surveys, both for 2D and 3D acquisitions. For 2D, we tested the Wenner-Schlumberger, the dipole-dipole and the pole-dipole arrays, whilst for 3D; we focused only on the electrode configuration using only the dipole-dipole array to limit the length of the paper. Firstly, a classical parallel line array was tested, and subsequently a star array. Details of these arrays are outlined below, and in Fig. 2.

#### 2.3.1. 2D arrays

All 2D arrays use an electrode acquisition line that is perpendicularly oriented to the infiltration trench (Fig. 1a, left). This line has 72 electrodes, with a unit spacing of one metre, small enough to monitor shallow infiltrations, whilst the total length of 71 m is long enough to investigate an infiltration bulb which was spread down to 4 m deep.

We chose the Wenner-Schlumberger array (Fig. 2a), as it is more sensitive to the vertical variation of resistivity. Secondly,



**Fig. 2.** Array geometries tested for numerical modelling: (a) Wenner-Schlumberger, (b) dipole-dipole, (c) forward pole-dipole, (d) reverse pole-dipole, (e) 3D parallel line arrays, (f) star array.

we choose the dipole-dipole array (Fig. 2b), due to its sensitivity to the lateral variations of resistivity. The Wenner-Schlumberger is frequently used by several authors (Seaton and Burbey, 2002).

Anticipating the results obtained in numerical modelling, it is hypothesised that the artefact production, in addition to inversion process, could be generated by the symmetrical geometry of Wenner-Schlumberger and dipole-dipole. Indeed, the two arrays inject and measure currents and voltages with a symmetrical pattern regarding the injection bulb similarly as artefact pattern. To investigate the possible effect of array symmetry on artefact production, we chose the pole-dipole forward and reverse arrays (Fig. 2c and d), a typical asymmetrical array described in many publications (Telford et al., 1991). This array is becoming popular due to providing better penetration depth, lateral coverage, and sensitivity to both lateral and vertical variations of resistivity (Loke, 2004). For those reasons Grellier et al. (2008) have used this array to monitor leachate injection in landfills. However, the main disadvantages of this array are (i) the need of an electrode to be located “at infinity” (at a distance more than five times the maximum spacing used in measurement sequence) and (ii) the need to obtain a double data set (called forward and reverse) which double the acquisition time, and this can be troublesome in time-lapse ERT for monitoring fast phenomena. We generated two data sets with forward and reverse pole-dipole array (Fig. 2c and d), merged into the same inversion.

### 2.3.2. 3D arrays

For the 3D case, we used only the dipole-dipole array to limit the length of the paper. First an electrode set up with five parallel lines was used, with 48 electrodes only to limit the calculation time required for calculations with Gauss-Newton inversion. The unit electrode spacing is still 1 m and the lines were equally separated by three metres (Fig. 2e). For this 3D array with parallel lines, we did not simulate any current injection between adjacent lines. Indeed such a connection protocol would require more time to be created in the field. The phenomena under study could be under-

sampled if it is faster than the acquisition time. We also tested another 3D electrodes array with four-line layouts with a star pattern (Fig. 2d). Again, there were no quadrupole connections between each line.

### 2.4. Time-lapse inversion procedures

The third step is the inversion of the synthetic data set using (a) inversion parameters used commonly used in previous studies for time-lapse ERT, referred to as “standard inversion” in this paper and (b) advanced inversion tools that produce significant improvement for artefact removal. Both standard and advanced calculated models are then compared to the initial synthetic models to evaluate the efficiency of advanced inversion tools on artefact removal. The inversions were performed using DC2DInvRes and DC3DInvRes software packages (Günther, 2004), which allowed the introduction of a priori information into the time-lapse inversion procedure. For the 2D case, Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays are inverted independently in a first step, and combined in the same inversion in a second step, as proposed by de la Vega et al. (2003) or Loke (2004). The authors also used forward and reverse pole-dipole in the same inversion. This data set was not combined with other array in order to test only the effect of the asymmetry.

#### 2.4.1. Inversion with standard parameters

The following standard time-lapse inversion parameters were used in this study namely an isotropic smoothness constraint, Gauss-Newton minimization, and a fixed regularization parameter (regularization parameter  $\lambda = 30$ ), see Günther (2004). First, the initial model without infiltration is inverted. Second, we used the resulting calculated model of the initial state as a reference model in the time-lapse inversion of the two final infiltration models. Finally, we calculated the ratio of calculated resistivity (final calculated resistivity model divided by initial calculated resistivity



model). This time-lapse image was then compared to the time-lapse image shown in Fig. 1. This procedure is common for most time-lapse surveys as proposed by Loke (1999). In this study, the “blocky model” option was used in order to yield sharp resistivity contrasts. The grid is chosen with two cells between neighbouring electrodes. We used a user-defined logarithmic thickness for the cells. Günther (2004) provides a detailed description of these parameters.

2.4.2. Inversion with advanced procedures

We tested a first procedure fixing invariant resistivity regions in 2D and 3D inversions. The resistivity value of the selected regions does not change with time. Such an approach was already experimented by Descloitres et al. (2008b) but for a fixed substratum at depth. In the leachate injection context, we assumed knowledge of an invariant region not only at depth (where the leachate does not flow) but also on both sides of the injection point, a few metres away from leachate injection influence. We considered that the fixed region can be known by external methods such as neutron probe monitoring, or electromagnetic profiling or soundings as shown in our field example. Such regions are then considered as a priori information that can be incorporated into the inversion procedure. For synthetic modelling, fixed regions geometry is arbitrarily fixed.

The second procedure was applied directly into the inversion process. We used an alternative constraint method that minimizes the variation from one calculated model (initial model) to another model (subsequent or final model). Basically, the first model (initial state) is calculated using a smoothness constraint commonly used in ERT inversion. Then, the second data set is inverted using a minimum length constraint (Günther, 2004; Loke, 1999). In doing so, the inversion tries to minimise changes from the initial model regardless of the neighbouring relations such that merely the L2 norm of the model vector difference is minimised.

3. Numerical modelling results

3.1. Example of synthetic data

Fig. 3a, presents an example of apparent resistivity data sets for symmetrical arrays (Wenner-Schlumberger and dipole-dipole). The pole-dipole array is omitted to lengthen Fig. 3. We plotted the percentage of variation of the final apparent resistivity in relation to the background initial model after infiltration (Fig. 3b).

The apparent resistivity decreases for data close to the infiltration point (pointed with a blue arrow). The apparent resistivity increases at intermediate acquisition levels (red arrow). All profiles show a decrease of apparent resistivity in the central section, which corresponds to leachate infiltration. The apparent resistivities on both sides of the infiltration bulb increase at intermediate levels close to the injection (Fig. 3b). Synthetic apparent resistivity obtained with the Wenner-Schlumberger array increase by +20% on both sides of the injection. With 3D injection, apparent resistivity increases by +38%. These increases are symmetrical on both sides of the injection. The percentages of increase of apparent resistivity are highest with a 3D injection. The dipole-dipole array shows an increase of apparent resistivity under the infiltration with an increase by +40% with the 2D infiltration. In regards to the 3D infiltration, apparent resistivity increases by more than +60%. The dipole-dipole array generates two diagonals where the apparent resistivity decreases by -62% both for 2D and 3D. These variations of apparent resistivities can be however far from real variations in the ground. Data sets need to be inverted to reconstruct real model using an inversion procedure (Loke, 2004) to be able to reconstruct the leachate injection geometry.

3.2. Standard inversion of synthetic data

Prior to analysing the results, we decided to set the limits of detection of calculated resistivity variations between -5% and

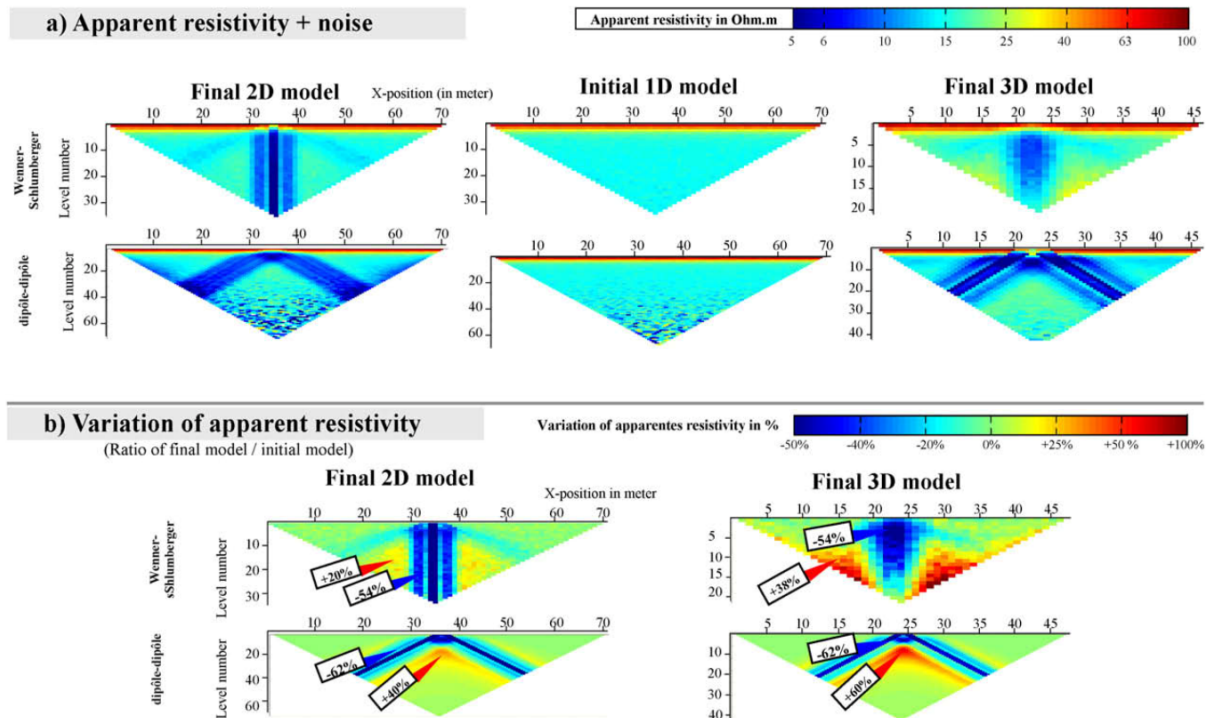


Fig. 3. Forward modelling: (a) synthetic apparent resistivity data obtained with DC3DInvRes software. A Gaussian noise of 1.5% and voltage dependent noise are added to the synthetic data. Two arrays are used, Wenner-Schlumberger and dipole-dipole with a unit electrode spacing of 1 m. The apparent resistivity pseudo section is presented along a line of 71 m. (b) Variation of apparent resistivity (ratio) for 2D and 3D models.

+5%. This range is close to variation of apparent resistivity obtained in the field with very noisy data sets. Inside this range, the resistivity variations could not be accurately described. Therefore any time-lapse ERT survey targeting such a small variation of resistivity with time is not considered in this study.

Also, to clarify the description of the results we have identified four model areas corresponding to different types of calculated resistivity variations. The guidelines are as follows:

- $AI_s$  areas correspond to shallow Artefacts of Increase (AI) of calculated resistivity that could exist around the infiltration trench in the soil cover (i.e. between 0 and 1.5 m deep).
- $AI_d$  areas correspond to deeper Artefacts of Increase of calculated resistivity, between 1.5 m and 15 m.
- AD areas correspond to Artefacts of Decrease (AD) of calculated resistivity.
- RV area corresponds to Real Variations (RV) of resistivity corresponding to the real infiltration zone.

3.2.1. 2D case

Fig. 4 outlines the results obtained over 2D infiltration pattern using (a) symmetrical arrays: the Wenner-Schlumberger and the dipole-dipole and combining these two arrays (i.e. Wenner-Schlumberger and dipole-dipole) into the same inversion and (b) the asymmetrical array, the pole-dipole array, using an inversion combining both pole-dipole forward and reverse data sets.

For the symmetrical arrays, Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays, and their combination, we noted the following:

- In the central zone (Fig. 4a–c, RV area) the two arrays and their combination reconstructed correctly the decrease of the resistivity within the area of infiltration, with a calculated resistivity that decreases by –60% to –70%, close to the required model value of –60%.

- On both sides of infiltration, there are unexpected variations of the calculated resistivity for Wenner-Schlumberger only (+50%), noted  $AI_s$  in Fig. 4a.
- Deeper, in areas noted  $AI_d$  located around and sometime below the infiltration; there are unrealistic increases of calculated resistivity with a significant value of +30% to +40%. These areas are noted whatever the symmetrical array used or their combination. They are typical artefacts of increase of calculated resistivity. This false resistivity increase could be considered at a first glance as drying phenomenon (such as biogas driven deep down by the piston effect of the bulb).
- Under the infiltration we noted for the Wenner-Schlumberger only a decrease in resistivity between 4 m depth to 14 m. This decrease is about –40% with the standard inversion, noted as AD area. Again, this false decrease of resistivity could be considered as false infiltration phenomena if not recognised.

The results obtained using the pole-dipole arrays are presented in Fig. 4d. The standard inversion shows a decrease of resistivity by –60% at the centre of the profile, according to the synthetic infiltration pattern. At shallow depth, below two metres, weak artefacts of increase of resistivity are noticed with the infiltration bulb being slightly larger than the true bulb. The major result is the removal of strong artefacts originally obtained with symmetrical arrays and their combination.

3.2.2. 3D case

To facilitate the presentation of 3D model results, this study presents only a selected cross-section located under electrode line (drawn in blue in Fig. 2 for both parallel line and star array). Identical results are obtained in other directions. Fig. 5 presents the results obtained with a 3D standard inversion using only the dipole-dipole configuration. We outline the result obtained with both parallel line

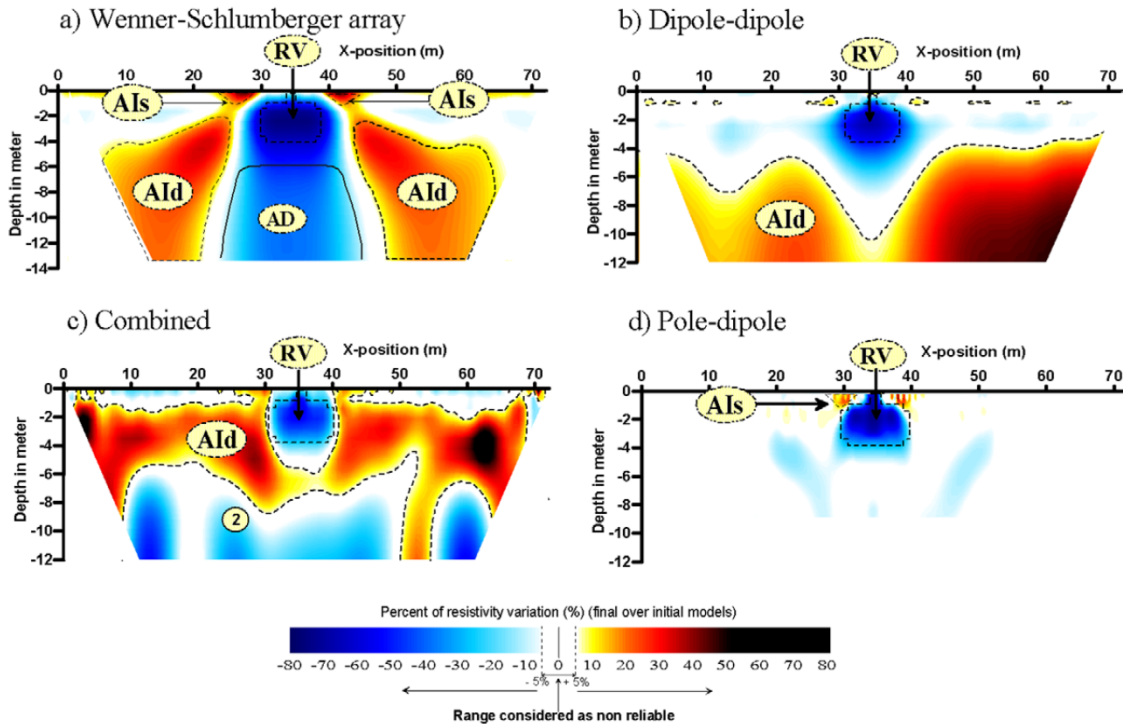


Fig. 4. Standard time-lapse inversion of 2D synthetic data, with: (a) Wenner-Schlumberger array, (b) dipole-dipole array, and (c) combining Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays and (d) pole-dipole (combining forward and reverse data sets). The synthetic data were inverted with smoothness constraints. Areas are indicated as follows:  $AI_s$  = Artefact of Increase of resistivity at shallow depth;  $AI_d$  = Artefact of Increase of resistivity deeper; AD = Artefact of Decrease of resistivity; RV = Real variation of resistivity.

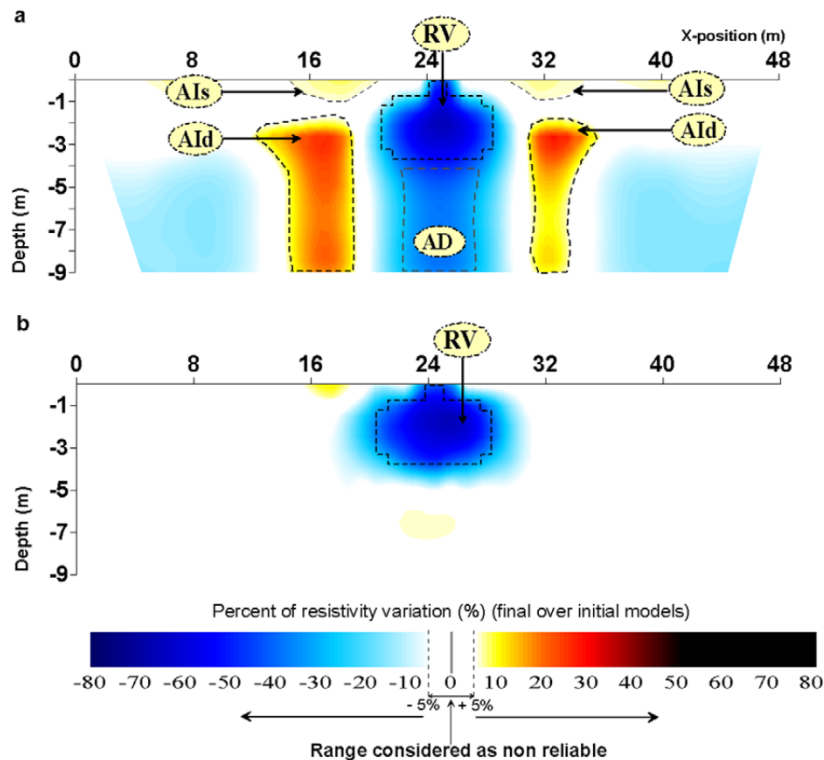


Fig. 5. Standard time-lapse inversion of 3D synthetic models using dipole-dipole data set. Tested electrode set up: (a) parallel line array; (b) star array.

array and star array in Fig. 2 and performed the same 3D inversion with a dipole-dipole array. The results obtained with Wenner-Schlumberger array are not significantly different from the dipole-dipole array. Consequently, they are not presented in this article.

With the parallel lines array (Fig. 5a), the resistivity increases inside the superficial layer between 0 and 1.5 m on both sides of the trench infiltration. These variations are between +10% and +20%. The calculated resistivity variation is -68% in the injection pit. This variation is in-line with the real resistivity decrease (-60%). In the waste between 1.5 and 4 m deep, at horizontal distance between 21 and 28 m, the variation of calculated resistivity ranges from -60% to -50%. This variation represents the leachate infiltration. In the lower part of the profile (between -5 and -9 m), the resistivity decreases by 50% at the centre. This is not the real infiltration. Therefore, significant artefacts of increase of resistivity (more than +30%) are also seen with 3D case around the infiltration. These increases are comparable to the increases generated with a 2D code. Finally, we demonstrate that 3D standard inversion using parallel lines (without connecting the lines between each other) does not remove the artefacts.

With the star array, the results are presented in Fig. 5b. With standard inversion, the result shows a single area of decreased resistivity at the centre (-50%) corresponding to the real infiltration. On both sides the resistivity variation ranges from -5% to +5%. We show that the star array is much more adequate to reconstruct the real infiltration pattern than parallel line array, even if the lines are not connected to each other.

### 3.3. Advanced inversion of synthetic data

#### 3.3.1. 2D case

Similarly to the results presented for standard inversion, Fig. 6 shows the results obtained over 2D infiltration pattern using symmetrical arrays: the Wenner-Schlumberger, the dipole-dipole and

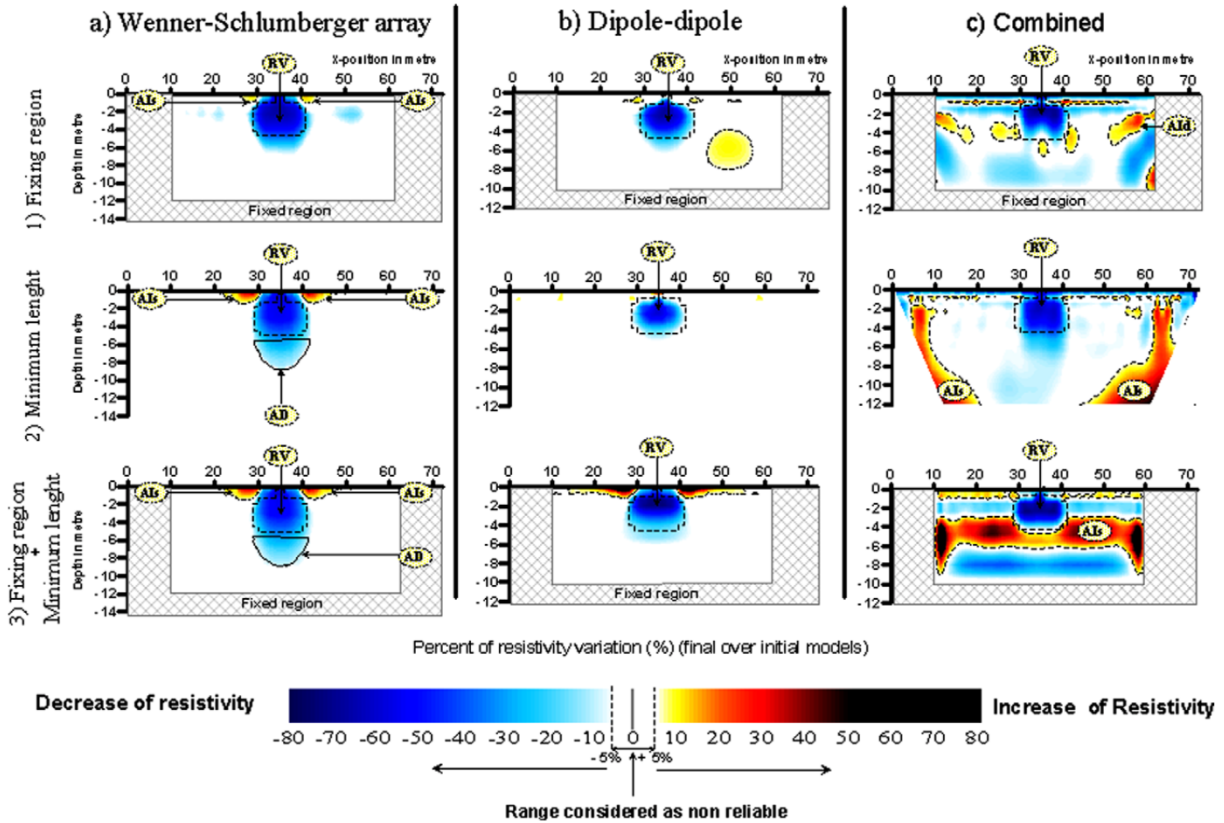
combining these two arrays into the same inversion. The advanced inversion procedure is not applied to the pole-dipole array in this paper because the pole-dipole with a standard inversion provides satisfactory results by itself.

For Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays, we noted the following:

- In the central zone (Fig. 6a and b, RV area), the “fixing region” tool, the calculated resistivity decreases by -60% to -70%. It corresponds well to variations of real resistivity (-60%). With the “minimum length” tool, or combining “minimum length” and “fixing region”, the variation of calculated resistivity in the RV zone is between -45% and -55%. Thus the real decrease of resistivity is slightly minimized by the inversion.
- On both sides of infiltration at very shallow depth, there are unexpected variations of the calculated resistivity by +20% to +48%, noted AIs, in Fig. 6a, but only for the Wenner-Schlumberger array.
- Deeper around the infiltration, there is a significant improvement in artefact removal (seen previously with standard inversion, see Fig. 4a). With the “fixing region” tool, “minimum length” tool and combining them, there are no longer unexplained increases of calculated resistivity, excepted a slight artefact for the dipole-dipole array with “fixing region” (-10% to +6%). Changes in calculated resistivity are in the region of +5 or -5% considered as out of the detectability limit.
- A false decrease in resistivity was noted just under the infiltration (AD area) but their extensions are significantly limited, remaining between 4 and 6 m deep, and exhibiting variations between +5% and -20%.

If significant improvements are obtained when considering Wenner-Schlumberger and dipole-dipole array independently,





**Fig. 6.** Advanced inversion of 2D synthetic data with: (a) Wenner-Schlumberger array, (b) dipole–dipole array, and (c) combining Wenner-Schlumberger and dipole–dipole arrays. The synthetic data were inverted with: (1) smoothness constraints for both initial and final data sets and fixing an invariant region around the injection; (2) using a smoothness constraint for the initial data set and a minimum length constraint for final data set and (3) combining fixing regions and minimum length tools. Areas are indicated as follows:  $Al_s$  = Artefact of Increase of resistivity at shallow depth;  $Al_d$  = Artefact of Increase of resistivity deeper; AD = Artefact of Decrease of resistivity; RV = Real variation of resistivity.

the combination of the two data sets into the same inversion and applying advanced inversion tools does not improve the result. As seen in Fig. 6c, on both sides of the infiltration, there is a persistence of areas  $Al_s$  and  $Al_d$ , whatever the advanced inversion tool used (increase of calculated resistivities from +10% to +40%). Several tests (not shown) have been made to lower the artefact production using different values of regularization factor. We conclude that some improvement could be achieved, but without eliminating artefacts. Moreover, the choice of an optimised regularization factor was not considered in this study, in an attempt to keep a constant regularisation factor for all inversions, allowing their inter-comparison.

### 3.3.2. 3D case

We applied the two advanced inversion tools (“fixing region” and “minimum length”) to the parallel line array only, that exhibited significant artefact as shown previously in Fig. 7 using standard inversion parameters. Advanced tools are not tested on the star array, due to providing satisfactory results for artefact removal (see Fig. 5).

For the “fixing region” tool, the inversion results (Fig. 7a) show that resistivity variations are negligible at shallow depth between 0 and 1.5 m. The calculated resistivity variation remains between +5% and –5%. Infiltration is well detected at the center of the profile. The variation of resistivity is from –40% to –60%. In the waste layer between 1.5 and 4 m, the calculated resistivity variation remains within the range of –50% to –70% at the centre of the profile, as expected. Apart from the infiltration bulb, the calculated resistivity variation remains weak (–5% to +5%). In this area arte-

facts are totally removed. Below 1.5 m, the variation of resistivity remains between +10% and –10%.

For the “minimum length” tool, the results show that in the first layer between 0 and 1.5 m, there are limited variations between –5% and +5% (Fig. 7b). But some isolated blocks show increases of resistivity (+20 to +40%). This is an effect of the minimum length tool that results sometimes in scattered resistivity values for blocks close to the surface. This situation is not troublesome when looking for large patches of resistivity changes. In other studies, if very small patches of resistivity are under consideration, care should be taken when using this tool for interpreting shallow variations. At the centre of the waste between 1.5 and 4 m, calculated resistivity decreases by –50% at the correct location. On both sides, resistivity variation range is limited from –5% to +8%. Below 4 m, the variation of resistivity remains weak within +/-2%. There are no changes deeper, in agreement with the model.

### 3.4. Summarizing numerical modelling results

With standard time-lapse inversion, using both symmetrical array for 2D case and a parallel line array for the 3D case, we demonstrated that variations of calculated resistivity can be greater than +40% in unexpected areas. Further, an artefact production could lead to severe misinterpretation. The advanced inversion tools significantly limits (“fixing region”) or remove totally (“minimum length”) the increase of calculated resistivities whatever the array used, if resistivity variations within +/-5% are ignored. The real variation of resistivity remains very close to the model value (but

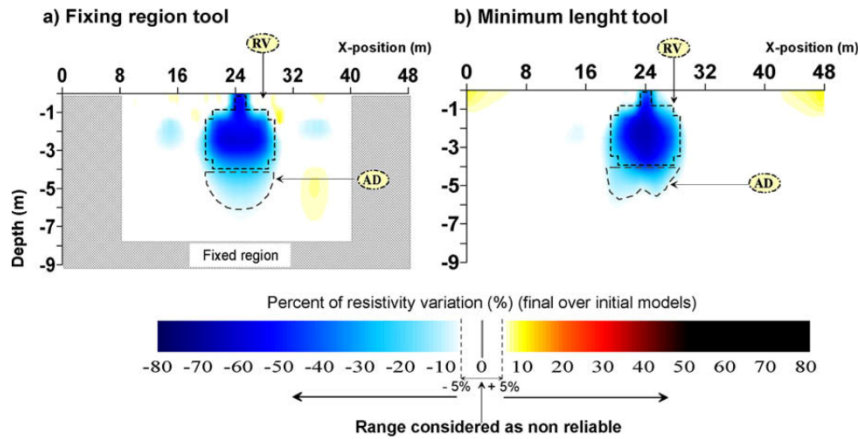


Fig. 7. Advanced inversion of 3D synthetic data using the Wenner-Schlumberger array and an electrode set up using five parallel lines (see Fig. 2c). The synthetic data were inverted with: (a) smoothness constraints for both initial and final data set and fixing an invariant region around the injection (grey area); (b) using smoothness constraints for the initial data set and a minimum length constraint for final data set without fixing invariant regions.

slightly underestimated with “minimum length”). Both advanced inversion tools reconstruct the expected geometry properly.

When combining the two advanced tools in the same inversion, it improves even the results obtained if Wenner-Schlumberger and dipole-dipole data are taken separately. If two arrays are combined into the same inversion in addition to the combination of advanced tools, it does not improve the ERT reconstruction model at all. This is contrary to what was expected using these combinations as one of the most appropriate solution. Furthermore, it generates wrong oscillations with calculated resistivity increases of about +20%. Further improvement at this stage was not carried out, however for future modelling, a regularisation tuning could be considered.

Regarding the effect of asymmetrical array for 2D case, the study showed that the pole-dipole array could reduce or even eliminate the artefact production even if standard inversion

parameters are used. For 3D case, we found that using a star array instead of parallel lines, it is possible to eliminate the artefacts, even if standard inversion parameters are used, at least when the lines are not interconnected.

#### 4. Field experiment results

##### 4.1. Experimental setup

The experimental site is located in southern France. It is a class 2 landfill for non-hazardous municipal waste. The layering of the deposit consists of a 1 m thick soil cover (Fig. 8). This soil is separated from the waste with a geotextile GCL (Geosynthetic Clay Liner) with very low permeability. Below the geotextile, the waste thickness is from 15 to 25 m. The landfill cell is equipped with a biogas extraction system.

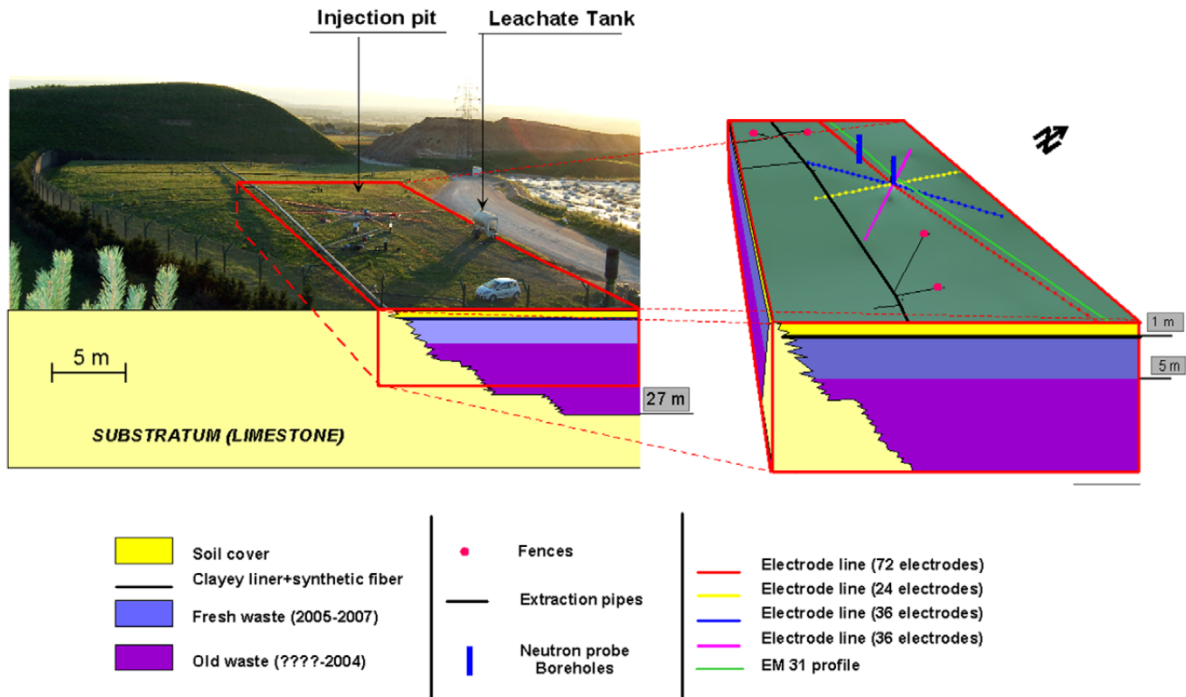


Fig. 8. Location and description of the experimental site and geophysical survey. Location of the ERT lines, EM31 and neutron probe measurements.



A leachate injection was carried out using a pit located in the centre of the star shape array set up. The pit was dug so that it reached the top of the waste deposit. The geotextile GCL has been removed from the bottom of the pit. The pit was  $2 \times 2$  m with a depth of 1 m. The injection lasted 72 h. About  $10 \text{ m}^3$  of leachate were injected, maintaining a constant hydraulic head  $H$  of 0.6 m at the bottom of the pit. During the experiment, the leachate was stored in a tank located 35 m away from the pit, with the leachate electrical conductivity and temperature remaining almost constant ( $12700 \mu\text{S cm}^{-1}$  at  $20^\circ\text{C}$ ).

We took advantage of this experiment to monitor the infiltration plume migration using time-lapse ERT. A Syscal PRO resistivity meter was used, combined with a Switch Pro unit (IRIS instruments, Orleans, France). 168 electrodes were placed on the soil cover and the electrodes remained on the site during the experiment. Measurements were taken of the contact resistance of electrodes before each measurement. For all dipoles, the contact resistance was always less than 4 k ohm. During the experiment, the weather remained dry, avoiding shallow resistivity changes that could have produced shallow resistivity artefact as evidenced by Clément et al. (2009). Two arrays were applied (Wenner-Schlumberger and dipole–dipole). Both arrays allow us to operate with a fast (10-channels) acquisition mode. To get benefits from the synthetic modelling presented above, we used a star array as shown in Fig. 5. Four independent electrode lines were used with 1 m unit electrode spacing. The star is built with one line of 72 electrodes, a perpendicular line of 24 electrodes. Two other lines of 36 electrodes are oriented at  $45^\circ$  from the previous ones.

We also used in-line acquisition sequences. No inter-line measurements were used as it was necessary to collect the data as fast as possible in case of fast leachate migration. Every hour, four data sets were acquired with dipole–dipole array, resulting in a total of 30 data sets being collected. This article will present only two data sets: the initial data and the data taken 40 h after the beginning of the injection process, which depicts representative phenomena. To compare time-lapse ERT field results, additional geophysical surface measurements and neutron probe loggings were carried out before, during, and after the injection (Fig. 8). First, we conducted electromagnetic measurement profiling at the surface using frequency domain electromagnetic (FDEM) profiling system EM31 device (Geonics Ltd.). The vertical dipole configuration was used, allowing the deepest investigation. FDEM profiling is a popular geophysical method widely used for soil surveying, which has been outlined in McNeill (1980). Some studies report FDEM monitoring of spatial and temporal changes in soil salinity (Corwin et al., 2006). For waste, Guerin et al. (2004) reported a successful mapping of the waste cell using EM31. The main advantages of using electromagnetic profiling in this study are the following: firstly, the EM31 with vertical dipole mode provides a suitable investigation depth to focus on the main infiltration phenomena without being too sensitive to very shallow variations of resistivity (McNeill, 1980). Secondly, EM is very sensitive to conductive ground, as waste. The EM31 measures an apparent electrical conductivity ( $\text{EC}_m$ ) in  $\text{mS/m}$ . To show the lateral infiltration extension (and consequently invariable zones around), an initial and a final profile were achieved. ERT cables were removed to avoid any disturbance with FEM measurements (EM induction into the electrode cables).

We used neutron probe logging performed in some borehole drilled around the injection point. Neutron logging is a well known method for the detection of water content variation in soils and rocks. In this study, a lack of calibration (technically difficult to complete in waste) did not allow to derive water content variations. However, the neutron signal variation can clearly be interpreted when the leachate penetrates the volume of influence of the probe. We drilled two bore holes before the experiment equipped with access tube for neutron probe logging.

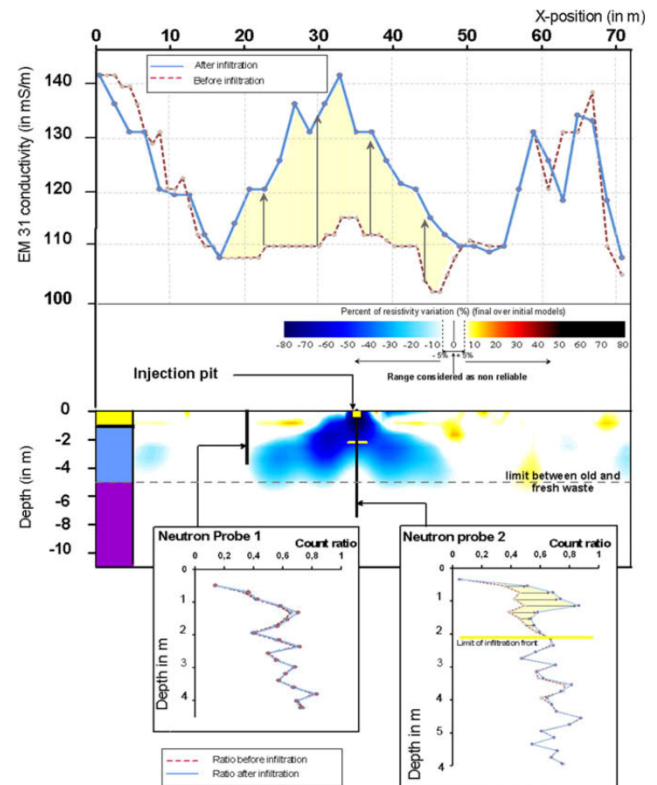


Fig. 9. Field results using the star array. Time-lapse ERT inversion results 40 h after the starting of the leachate injection. The longest line (72 electrodes) is presented as a 2D cross-section to lighten the figure. Comparison of time-lapse ERT results with EM31 (above) and neutron probe logging (below).

#### 4.2. Time-lapse ERT inversion results

The results are presented in Fig. 9. The results show that the calculated resistivity variation is close to 0% in the shallow soil layer between 0 and 1.5 m. At a horizontal position  $X$  between 0 and 30 m and between  $X = 40$ –72 m, variations of calculated resistivity are within the range  $-5\%$  to  $+8\%$ . These variations are unexpected (no rain producing shallow infiltration during experiment). Those variations are not confirmed with electromagnetic profile, where EM31 shows stable values. At the center of the profile at  $X = 36$  m, the resistivity decreases by  $-60\%$ . According to resistivity variation measured in situ inside the injection chamber (not shown), this result was confirmed. On both sides of the infiltration pit at very shallow depth, we noted the presence of small patches of false increase in resistivity of  $+20\%$  to  $+30\%$ . These increases are similar to small shallow  $\text{AI}_s$  area evidenced on the synthetic models in 2D and 3D. In the waste layer between 1.5 and 6 m deep and between  $X = 30$ –38 m, the calculated resistivity decrease by  $-60\%$ , which should correspond to the infiltration plume. On both sides, ERT shows a lower decrease in resistivity:  $-30\%$  to  $-60\%$ . This decrease should correspond to the lateral extension of the plume. The decrease of resistivity extends to 4 m depth, excepted at the centre of the profile where it is limited to 2.5 m.

The deeper area below 5 m does not show any significant resistivity variation between  $-5\%$  and  $+5\%$ .

### 5. Discussion

#### 5.1. Comparison of time-lapse ERT field results with external data

Fig. 8 shows EM31 measurements performed along a profile parallel to the longest electrode line (72 m) the results are shown

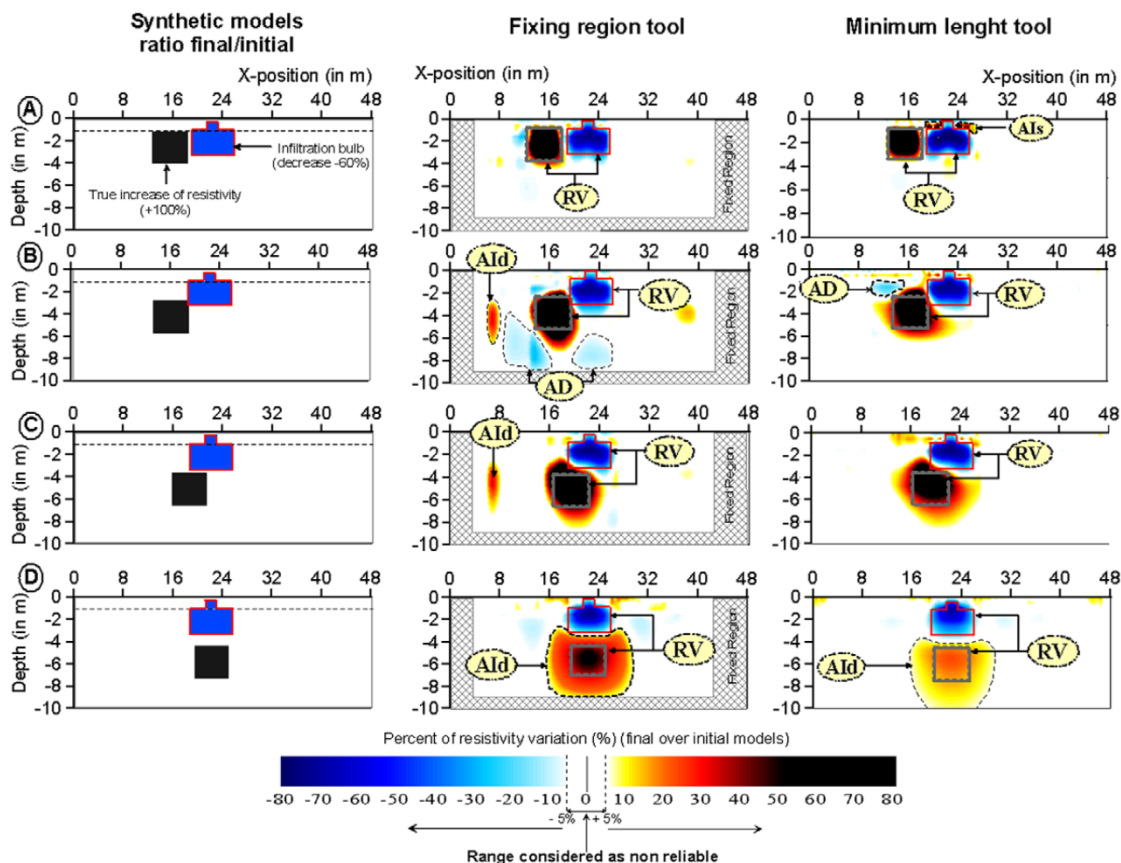
in Fig. 9. The EM31 conductivity did not vary between  $X=0$  and 20 m during infiltration. There was no variation in this area in the range between 0 and 6 m deep, which is in agreement with the ERT results that did not show any variations at that area.

Between  $X=16$ –50 m, the conductivity increases from about 110 mS/m (initial state) to 140 mS/m (after injection) (see Fig. 9). This is in perfect agreement with the decrease of calculated resistivity seen in the ERT profile. In the zone between 50 and 72 m, there is no major change in conductivity. The EM31 shows the same slight asymmetry of infiltration (the plume is more extended to the left of the injection pit rather than to the right). Thus EM31 is able to confirm the limited lateral extension of the injection delineated with time-lapse ERT.

A comparison with data obtained with neutron logging is shown in Fig. 9. Along the ERT profile, two neutron loggings were implemented respectively at  $X=20$  m (depth to 4 m) and at  $X=36$  m (depth of 8 m). At  $X=20$  m, the neutron probe result shows a counting ratio that is identical between the initial state and the final state. Thus there were no changes in water content. This result is in agreement with time-lapse ERT, which shows no variation of resistivity in this section. At  $X=36$  m, the counting rate increases between 0 and 2.5 m. The infiltration reached 2.5 m deep. ERT data show the same geometry with a decrease of resistivity of up to 3 m, slightly deeper than neutron probe logging. We demonstrated here the good agreement between the data obtained with EM31 and neutron probe with the results of the time-lapse ERT, as predicted with numerical modelling.

## 5.2. Robustness of advanced inversion tools: differentiation between artefacts and true biogas migration

Standard ERT time-lapse inversion can produce false resistivity increase artefact as shown in Fig. 4. In the modelling result part, we have shown that using advanced tools on the 2D infiltration scenario, we were able to fairly evaluate the geometry of the infiltration phenomenon while avoiding the incidence of unwanted increases of calculated resistivity. This then begs the question: if a true increase of resistivity occurs within the subsurface during the injection process, are the advanced tools still able to image not only the injection plume (resistivity decrease) but also the drying phenomenon or biogas migration (resistivity increase) that can also occur? In other words, are the advanced tools robust enough to remove artefacts but also to reconstruct both true increases and decreases of resistivity at the same time? To answer this question, we used the same numerical modelling approach. A more complex geometry was used and four 2D infiltration models were chosen, with true increase of resistivity located in different areas at depth. They are presented in Fig. 10. From scenario A to scenario D (Fig. 10A–D, respectively) the true increase in resistivity is +100%, and is located successively at four different areas, the first close to the surface at the left of infiltration (A), the last one just below the infiltration plume (D). The apparent resistivities data sets were generated for a dipole–dipole array. The apparent resistivities were inverted using two advanced inversion tools proposed in the results part, i.e. fixing invariant regions at depth and laterally and



**Fig. 10.** Simulation of a true biogas migration during a 2D leachate injection. Four scenarios of increase of resistivity are presented built (A, B, C, and D). A real increase of resistivity corresponding to a desaturation of the waste with biogas migration at different positions around the infiltration is display with black colour. A decrease of resistivity corresponding to leachate plume migration is display with blue colour. The inversions of dipole–dipole 2D synthetic data are done using “fixing region” (middle) and “minimum length” (right). Areas are indicated as follows:  $Al_s$  = Artefact of Increase of resistivity at shallow depth;  $Al_d$  = Artefact of Increase of resistivity deeper; AD = Artefact of Decrease of resistivity; RV = Real variation of resistivity. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)



using a minimum length constraint when inverting the second data set.

For scenario A with the “fixing region” tool, in the range 0–1.5 m, resistivity decreases by –60% at the center. Between 1.5 and 4 m deep, resistivity decreases by –60% at the center, which is in agreement with the infiltration bulb. To the left of the infiltration there was an increase of calculated resistivity of +80% to +100% in agreement with the synthetic model. Elsewhere there is no significant variation greater than +5% or below –5%. Therefore, this advanced tool is considered as efficient to reconstruct both decreases and increases of resistivity.

Scenarios B and C show similar results as scenario A, but with slight differences: the infiltration bulb and the areas with increasing resistivity are fairly delineated. However, it is noted that the real increase of resistivity distorts slightly the shape of the infiltration bulb. With the “fixing region” tool, there is persistence of false increase or decrease of resistivity around the gas bulb, especially close to the edge of the fixed regions. Therefore care should be taken when using the “fixing region” tool when interpreting small anomalies. To the contrary, better results are obtained for scenarios B and C using the “minimum length” tool as demonstrated in Fig. 10: it is noted that only weak artefact is still present at shallow depth for scenario B.

For scenario D the increase of calculated resistivity is correctly located but its value is only +30% instead of +100%. The same results were obtained using the “fixing region” tool or “minimum length” tools. The calculated resistivity variation is clearly minimized by the inversion. This result is however in-line with the physics of the electrical resistivity method. Indeed, there is a significant loss of resolution with depth when using surface electrical methods, such as ERT (see Telford et al., 1991). Therefore it is important to note that the advanced inversion tools proposed in this paper to reduce or even eliminate artefacts cannot overcome this classical limitation.

## 6. Conclusion

Electrical resistivity tomography is becoming popular to monitor leachate injection plume within waste during recirculation in bioreactors. The starting point of this study was the evidence of artefact in time-lapse ERT images in some previous studies dedicated to monitor natural hydrological processes such as infiltration below streams. Those artefacts were obtained after a time-lapse ERT inversion using standard parameters. They typically result in increases in calculated resistivity in areas where the resistivity remained actually the same. Such a situation is troublesome to reconstruct reliable hydrological processes: indeed, an increase in resistivity could be interpreted wrongly as a loss of water. The occurrence of such artefacts has been investigated in this study for two leachate recirculation scenarios. We used a classical approach using numerical modelling of typical injection scenario with 2D and 3D geometry. These scenarios correspond to injection in shallow trench or pit respectively. Three well known arrays were used (two symmetrical and one asymmetrical) for calculating the synthetic apparent resistivity data sets for the 2D acquisition, and two different electrodes arrays (parallel lines and a star array) for 3D acquisition.

For the 2D case, the numerical results showed that when standard time-lapse inversion parameters are used, typical artefacts result in an increase of at least +30 to +50% if the symmetrical arrays are used. They are located around the true infiltration where the resistivity decreases combining these different symmetrical arrays into the same inversion could lead to worse results. The asymmetrical array (i.e. the pole–dipole) was tested successfully to remove the artefact, even if standard time-lapse inversion parameters are

used. This result gives promising perspectives for future time-lapse ERT surveys. However, this array could not be easily applied in some survey conditions on waste landfills as it requires longer distances to locate the electrode at infinity. We conclude that further studies should be done in the future to explore the advantages and limitations of asymmetrical arrays for time-lapse ERT, like multi-gradient array as proposed by Dahlin and Zhou (2004).

For the 3D case, we have shown that artefacts are also present when using parallel lines (without inter-connection between the lines). On the contrary, the star array is efficient in removing artefacts, even using standard inversion parameters.

For symmetrical arrays and for parallel line array (for which artefacts are persistent with standard inversion parameters) two advanced inversion procedures were tested to remove the artefacts. These procedures involve two inversion tools used alone or jointly. The first advanced inversion tool use invariant regions into the inversion. The second one uses a minimum length constraint instead of a smoothness constraint for the inversion of the second data set. The two advanced tools were tested both for 2D and 3D geometries. The “fixing region” tool removes almost completely the artefact whatever the symmetrical array used (Wenner–Schlumberger or dipole–dipole). This option requires however an a priori knowledge of the invariant regions, that can be achieved using external methods. For “minimum length” tool, we have shown that it removes almost completely the artefacts. However, the decrease of resistivity inside the infiltration plume is slightly underestimated: in our numerical modelling, we have shown that an expected decrease of –60% is reconstructed only with a –40% value. Therefore, care should be taken when trying to interpret the resistivity ratio in terms of water content (if such a relationship can be obtained in the field).

Following the results obtained with the numerical modelling, we tested the star array during a 3D leachate injection field experiment. Time-lapse ERT results were compared to external data obtained in the field during injection. This comparison with (i) electromagnetic profiling and (ii) borehole neutron probe data, are in accordance with ERT time-lapse imaging.

At last, the robustness of the advanced tools is tested using a more complicated infiltration model that not only shows a true decrease of resistivity, but also a true increase of resistivity that could be due to biogas migration around the infiltration plume. The advanced tools are able to reconstruct satisfactorily the biogas migration, but with a decreasing resolution in depth, as expected with ERT.

From the results obtained both with numerical modelling and the field data, we foresee significant improvement in leachate recirculation imaging. Due to the complicated process of ERT inversion, we advocate for a numerical approach on simulated injection scenario before building the field ERT setup. This numerical modelling is used to evaluate both ERT layout and interpretation strategy, as well as for an early recognition of possible artefacts. The advanced procedures proposed in this study can be useful to many other geological or hydrological situations where time-lapse ERT is considered, or for Induced Polarization (IP) data sets. This study also demonstrated that information obtained with external geophysical methods can be of significant advantage to obtain more reliable ERT time-lapse results.

## Acknowledgements

This work was funded and conducted by LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement) and the ANR PRECODD project “Bioréacteur”. We greatly acknowledge VEOLIA Property for providing access to the pilot landfill and to very convenient facilities for leachate injection. Mustapha Hidra is warmly acknowledged for his support in this project. We also

thank the LTHE teams “HydroGeophysics” and “pôle expérimentation”, with a special mention to Konstantinos Chalikakis, Hélène Guyard, Etienne Maury, Henri Morra, Lisa-Maria Mic, Lucas Muller and Truong Tran Xuan.

## References

- Acworth, R.I., Jorstad, L.B., 2006. Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology* 83 (3–4), 200–220.
- al Hagrey, S.A., 2007. Geophysical imaging of root-zone, trunk, and moisture heterogeneity. *Journal of Experimental Botany* 58 (4), 839–854.
- Benson, A.K., 1995. An integration of geophysical methods and geochemical analysis to map acid mine drainage – a case study. *Exploration and Mining Geology* 4 (4), 411–419.
- Benson, A.K., Payne, K.L., Stubben, M.A., 1997. Mapping groundwater contamination using dc resistivity and VLF geophysical methods – a case study. *Geophysics* 62 (1), 80–86.
- Bernstone, C., Dahlin, T., Ohlsson, T., Hogland, W., 2000. DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excavation surveys. *Environmental Geology* 39 (3–4), 360–371.
- Clément, R., Descloitres, M., Günther, T., Ribolzi, O., Legchenko, A., 2009. Influence of shallow infiltration on time-lapse ERT. Experience of advanced interpretation. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Earth and Planetary Sciences*, doi:10.1016/j.crte.2009.07.005.
- Cossu, R., Ranieri, G., Margisio, M., Sambuelli, L., Godio, A., Motzo, G.M., 1990. Geophysical methods in surveying old landfills. In: Arendt, F., Hinsenvald, M., Van den Brink, W.J. (Eds.), *Proceedings Third International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil*, December 1990.
- Corwin, D.L., Lesch, S.M., Oster, J.D., Kaffka, S.R., 2006. Monitoring management-induced spatio-temporal changes in soil quality through soil sampling directed by apparent electrical conductivity. *Geoderma* 131 (3–4), 369–387.
- Cossu, R., Di Maio, R., Fais, S., Fraghi, A., Ligas, P., Menghini, A., 2005. Physical and structural characterisation of an old landfill site by a multimethodological geophysical approach. In: 10th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia 2005, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Dahlin, T., Zhou, B., 2004. A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays. *Geophysical Prospecting* 52 (5), 379–398.
- Day-Lewis, F.D., Lane, J.W., Harris, J.M., Gorelick, S.M., 2003. Time-lapse imaging of saline-tracer transport in fractured rock using difference-attenuation radar tomography. *Water Resources Research* 39 (10), 1740–1752.
- de la Vega, M., Osella, A., Lascano, E., 2003. Joint inversion of Wenner and dipole-dipole data to study a gasoline-contaminated soil. *Journal of Applied Geophysics* 54 (1–2), 97–109.
- Deiana, R., Cassiani, G., Kemna, A., Villa, A., Bruno, V., Bagliani, A., 2007. An experiment of non-invasive characterization of the vadose zone via water injection and cross-hole time-lapse geophysical monitoring. *Near Surface Geophysics* 5 (3), 183–194.
- delima, O.A.L., Sato, H.K., Porsani, M.J., 1995. Imaging industrial contaminant plumes with resistivity techniques. *Journal of Applied Geophysics* 34 (2), 93–108.
- Descloitres, M., Ribolzi, O., Le Troquer, Y., 2003. Study of infiltration in a Sahelian gully erosion area using time-lapse resistivity mapping. *Catena* 53 (3), 229–253.
- Descloitres, M., Ribolzi, O., Le Troquer, Y., Thiebaut, J.P., 2008a. Study of water tension differences in heterogeneous sandy soils using surface ERT. *Journal of Applied Geophysics* 64 (3–4), 83–98.
- Descloitres, M., Ruiz, L., Sekhar, M., Legchenko, A., Braun, J.J., Kumar, M.S.M., Subramanian, S., 2008b. Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding. *Hydrological Processes* 22 (3), 384–394.
- Frohlich, R.K., Urish, D.W., Fuller, J., Oreilly, M., 1994. Use of geoelectrical methods in groundwater pollution survey in a coastal environment. *Journal of Applied Geophysics* 32 (2–3), 139–154.
- Grellier, S., Guerin, R., Robain, H., Bobachev, A., Vermeersch, F., Tabbagh, A., 2008. Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor landfill by 2-D electrical resistivity imaging. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics* 13 (4), 351–359.
- Guérin, R., Munoz, M.L., Aran, C., Laperrelle, C., Hidra, M., Drouart, E., Grellier, S., 2004. Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. *Waste Management* 24 (8), 785–794.
- Guérin, R., Grellier, S., Robain, H., Bobachev, A., Vermeersch, F., 2004. Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor by electrical resistivity tomography. EAGE 66th Conference and Exhibition, Paris, France.
- Günther, T., 2004. Inversion methods and resolution analysis for the 2D/3D reconstruction of resistivity structures from DC measurements PhD theses. University of Mining and Technology, Freiberg, Germany.
- Haydar, M.M., Khire, M.V., 2005. Leachate recirculation using horizontal trenches in bioreactor landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 131 (7), 837–847.
- Hossain, M.S., Gabr, M.A., Barlaz, M.A., 2003. Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 129 (12), 1151–1158.
- Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Yazdani, R., 2007. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management* 27 (6), 729–745.
- Jolly, J., Barker, R., Beaven, R.P., Herbert, A.W., 2007. Time-lapse electrical imaging to study fluid movement within a landfill. In: *Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Khire, M.V., Haydar, M.M., 2003. Numerical evaluation of granular blankets for leachate recirculation in MSW landfills. In: *Proceedings of Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Khire, M.V., Mukherjee, M., 2007. Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills. *Waste Management* 27 (9), 1233–1247.
- Loke, M.H., 1999. Time-lapse resistivity imaging inversion. In: 5th Meeting of the Environmental and Engineering Society European Section, Budapest, Hungary.
- Loke, M.H., 2004. Tutorial: 2-D and 3-D Electrical Imaging Surveys. Available online at <<http://www.geoelectrical.com>>.
- McNeill, D.J., 1980. Electromagnetic Terrain Conductivity Measurements at Low Induction Numbers. GEONICS, Technical Note TN-6. Available online at <<http://www.geonics.com>>.
- Meju, M.A., 2000. Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. *Journal of Applied Geophysics* 44 (2–3), 115–150.
- Mondelli, G., Giacheti, H.L., Boscov, M.E.G., Elis, V.R., Hamada, J., 2007. Geoenvironmental site investigation using different techniques in a municipal solid waste disposal site in Brazil. *Environmental Geology* 52 (5), 871–887.
- Moreau, S., Bouye, J.M., Barina, G., Oberty, O., 2003. Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill. In: *Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Morris, J.W.F., Vasuki, N.C., Baker, J.A., Pendleton, C.H., 2003. Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management* 23 (7), 653–666.
- Nimmer, R.E., Osiensky, J.L., Binley, A.M., Sprenck, K.F., Williams, B.C., 2007. Electrical resistivity imaging of conductive plume dilution in fractured rock. *Hydrogeology Journal* 15 (5), 877–890.
- Olofsson, B., Jernberg, H., Rosenqvist, A., 2006. Tracing leachates at waste sites using geophysical and geochemical modelling. *Environmental Geology* 49 (5), 720–732.
- Pacey, J., Reinhart, D.R., Hansen, D.L., Townsend, G.T., Johnson, W.H., 1999. Landfill bioreactor – an innovation in solid waste management. In: *22nd Annual LFG Symposium*, Lake Buena Vista, Florida.
- Pohland, F.G., 1980. Leachate recycle as landfill management option. *Journal of the Environmental Engineering Division-Asce* 106 (6), 1057–1069.
- Radulescu, M., Valerian, C., Yang, J.W., 2007. Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills. *Annals of Geophysics* 50 (3), 453–468.
- Reinhart, D.R., McCreanor, P.T., Townsend, T., 2002. The bioreactor landfill: its status and future. *Waste Management and Research* 20 (2), 172–186.
- Reinhart, D.R., Townsend, T.G., 1998. *Landfill Bioreactor Design and Operation*. Lewis Publishers, New York, USA.
- Rosqvist, H., Dahlin, T., Fourie, A., Röhrs, L., Bengtsson, A., Larsson, M., 2003. Mapping of leachate plumes at two landfill sites in South Africa using geoelectrical imaging techniques. In: *Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Rosqvist, H., Dahlin, T., Lenh, C., 2005. Investigation of water flow in a bioreactor landfill using geoelectrical imaging techniques. In: *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Santos, F.A.M., Mateus, A., Figueiras, J., Goncalves, M.A., 2006. Mapping groundwater contamination around a landfill facility using the VLF-EM method – a case study. *Journal of Applied Geophysics* 60 (2), 115–125.
- Seaton, W.J., Burbey, T.J., 2002. Evaluation of two-dimensional resistivity methods in a fractured crystalline-rock terrane. *Journal of Applied Geophysics* 51(1), PII S0926-9851(02)00212-4.
- Singha, K., Gorelick, S.M., 2005. Saline tracer visualized with three-dimensional electrical resistivity tomography: field-scale spatial moment analysis. *Water Resources Research* 41 (5).
- Soupios, P., Papadopoulos, N., Papadopoulos, I., Kouli, M., Vallianatos, F., Sarris, A., Manios, T., 2007. Application of integrated methods in mapping waste disposal areas. *Environmental Geology* 53 (3), 661–675.
- Telford, W.M., Geldart, L.P., Sheriff, R.E., 1991. *Applied Geophysics*, second ed., Cambridge University Press, 790p.
- Warith, M., 2002. Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management* 22 (1), 7–17.
- Yang, J., 2005. Geo-electrical responses associated with hydrothermal fluid circulation in oceanic crust: feasibility of magnetometric and electrical resistivity methods in mapping off-axis convection cells. *Exploration Geophysics* 36 (3), 281–286.
- Yoon, G.L., Park, J.B., 2001. Sensitivity of leachate and fine contents on electrical resistivity variations of sandy soils. *Journal of Hazardous Materials* 84 (2–3), 147–161.
- Zume, J.T., Tarhule, A., Christenson, S., 2006. Subsurface imaging of an abandoned solid waste landfill site in Norman, Oklahoma. *Ground Water Monitoring and Remediation* 26 (2), 62–69.

#### 4.5. Réalisation d'expérimentations en conditions semi-contrôlées

Les essais numériques et expérimentaux réalisés dans les deux articles précédents mettent en évidence qu'il n'est pas toujours aisé de valider les résultats d'inversion ERT à l'échelle d'un site industriel. Il est difficile de placer un nombre suffisant de capteurs pour pouvoir valider les données géo-électriques et vérifier par exemple qu'il s'agit effectivement d'artéfacts d'augmentation ou de diminution de la résistivité.

L'expérience d'injection des lixiviats réalisée dans un casier de déchets montre dans l'article précédent que l'eau ne s'est pas infiltrée jusqu'à la sonde à neutrons placée à 15 mètres pour valider les résultats. Autre exemple, la modélisation numérique indique aussi qu'il aurait été préférable d'utiliser le dispositif pôle-dipôle. Malheureusement, cela n'est pas possible car l'implantation d'une électrode à l'infini est difficile, voire impossible, en raison de la place disponible et du passage d'engins sur le site industriel.

Pour pallier ces problèmes, un site expérimental miniaturisé a été construit. L'avantage d'un tel site est sa petite taille, sa facilité d'accès et la connaissance du sous-sol permettant de valider les dispositifs et les outils facilement. Il est aussi possible d'y implanter des capteurs en profondeur et de tester plus facilement des dispositifs particuliers de type pôle-dipôle réclamant une électrode à l'infini.

Après la description du site expérimental construit dans le cadre de ce travail de thèse, deux exemples sont présentés dans ce manuscrit.

Le premier vise à reproduire une infiltration dans un drain 2D d'injection (équivalent à l'ISDND), qui est représentée par une tranchée d'infiltration miniaturisée dans la fosse. Les mesures ERT *time-lapse* sont réalisées en utilisant les dispositifs pôle-dipôle, dipôle-dipôle et Wenner.

Le second vise à reproduire une injection ponctuelle en 3D avec un objectif double de :

- caractériser les injections des lixiviats dans les déchets en 3D avec le dispositif pôle-dipôle ;
- caractériser de la même façon une infiltration sous un infiltromètre à disque.

Les deux expériences sont construites en particulier pour mettre en œuvre le dispositif pôle-dipôle qui présente deux avantages :

- ce dispositif a un intérêt pour la limitation des artéfacts, après notre étude numérique, et l'article publiée dans la revue « *Waste Management* » présenté précédemment, lors d'une inversion synthétique *time-lapse* standard, nous avons voulu confirmer les résultats de cette simulation par une expérience sur le terrain ;



- ce dispositif permet une acquisition rapide de l'ensemble des quadripôles en utilisant plusieurs canaux de mesure avec le résistivimètre Syscal Pro (Iris Instrument). Ce qui permet de limiter les effets de distorsion dus à la vitesse d'acquisition.

#### 4.5.1. Description du site expérimental et du sol étudié

Pour ces expériences, une fosse de 2 mètres sur 2 mètres a été creusée sur une profondeur de 1,20 mètre à proximité du laboratoire sur le Campus Universitaire de Grenoble (Figure 24).

Afin de pouvoir vérifier par la suite si la nappe phréatique du campus, normalement située à 2 ou 3 mètres de profondeur, ne sature pas notre sol, des drains verticaux ont été placés dans les coins. Les parois de la fosse ont été recouvertes d'un géotextile (Figure 24-en haut à droite) permettant le transfert d'eau, tout en évitant le transfert de matière (pour éviter le mélange entre notre sable et le sol limoneux qui se trouve autour). Le fond a été recouvert de gravier pour faciliter le drainage d'eau après les expériences d'infiltration (Figure 24-en bas à droite). La fosse a été remplie sur toute sa profondeur d'un mélange sableux considéré comme homogène (Figure 24-en bas à gauche).



Figure 24 : Photo de la construction de la fosse : en haut à gauche, la fosse après terrassement, en haut à droite, drains verticaux et géotextile filtrant, en bas à droite gravier drainant placés sous la fosse, en bas à gauche, remplissage de la fosse par le sable limoneux



Le choix de ce mélange sableux est déterminé préalablement par des simulations numériques afin de vérifier ses propriétés hydrodynamiques, notamment concernant la vitesse d'infiltration de l'eau qui ne doit pas être trop rapide afin d'avoir le temps de suivre le processus d'infiltration par ERT *time-lapse*.

#### 4.5.2. Caractérisation du sable

##### a. Granulométrie

Le mélange utilisé est un sable naturel des alluvions de la rivière Isère. Il a été caractérisé au Laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras. On note que ce sable dispose d'une faible teneur en argile, ce qui est plutôt favorable à la mesure ERT (Tableau 9). En effet, en cas de présence d'argile comme on peut le voir sur la Figure 25, le contraste de variation de la résistivité est très limité. Il n'est pas possible de savoir si on est à 30 ou à 100% de saturation (Figure 25).

Argiles (< 2 $\mu\text{m}$ )	35 g/kg
Limons fins (2-20 $\mu\text{m}$ )	61 g/kg
Limons grossiers (20 - 50 $\mu\text{m}$ )	67 g/kg
Sables fins (50 - 200 $\mu\text{m}$ )	378 g/kg
Sables grossiers (200 - 2000 $\mu\text{m}$ )	459 g/kg

Tableau 9 : Caractéristiques granulométriques obtenu par granulométrie laser

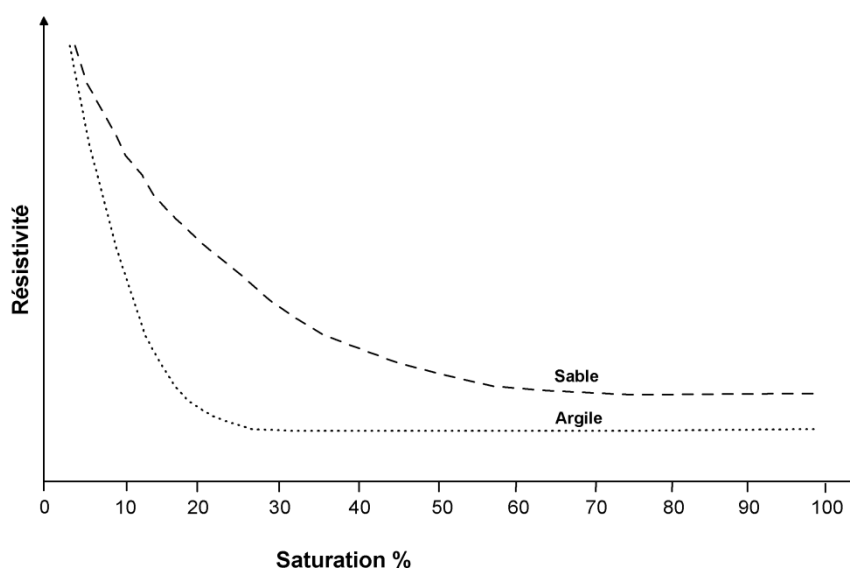


Figure 25 : Exemples schématiques de relation entre la résistivité et la saturation pour les sables et les argiles, qui montrent la faible gamme de variations pour les argiles entre 30 et 100% de saturation

### b. Perméabilité hydraulique

La perméabilité hydraulique à saturation du sable a été déterminée à l'aide d'un perméamètre à charge variable en laboratoire. La perméabilité hydraulique à saturation a été estimée à  $10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ . Ce résultat est en accord avec les valeurs généralement rencontrées pour des mélanges de sable, argile et limon. Il est de plus, en adéquation avec la perméabilité «idéale» souhaitée pour ne pas avoir un phénomène d'infiltration trop rapide.

### c. Caractérisation de la résistivité électrique en fonction de la teneur en eau

Avant de réaliser notre expérience d'infiltration, nous avons caractérisé la variation de résistivité de ce sable vis-à-vis de la saturation en eau en laboratoire d'après la méthode de Rhoades et al. [1976]. L'objectif est d'avoir une première information sur le milieu étudié, et surtout savoir s'il existe un contraste suffisant de la résistivité en fonction de la teneur en eau pour pouvoir suivre l'infiltration. La Figure 26 présente ce résultat.

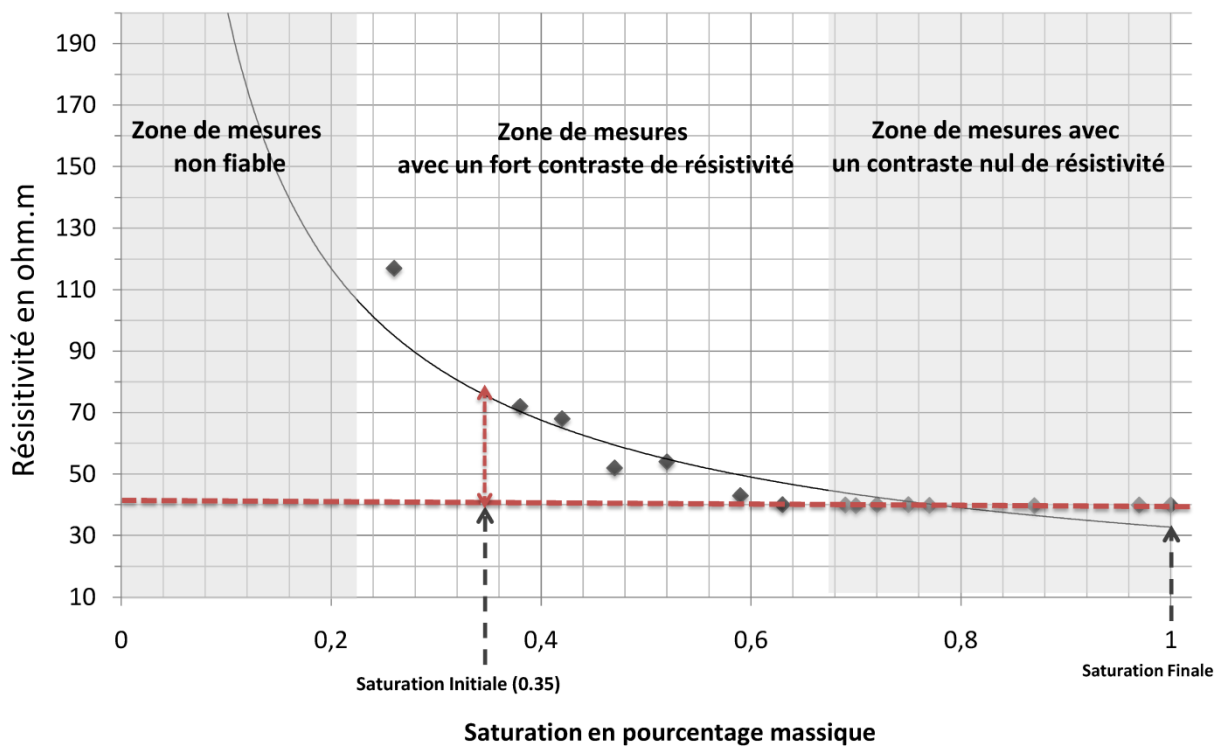


Figure 26 : Courbe de la résistivité  $p$  en fonction de la saturation obtenue en laboratoire sur des échantillons

Ce graphe montre la sensibilité de la relation résistivité-saturation en eau dans le domaine compris entre 20 et 70% de saturation. En dessous de 20%, le contenu en eau étant très faible, la résistance de contact entre les électrodes et le sol est trop importante, il n'est pas possible de réaliser

une mesure. Au dessus de 70%, les variations de résistivités étant très faibles (inférieures à 1 ohm.m), il est impossible d'estimer la saturation.

La saturation de notre sable était proche de 30% avant chaque expérience d'infiltration réalisée. Cette valeur de saturation peut être considérée «idéale» pour avoir une variation minimale de 20% de la résistivité permettant l'obtention d'un signal électrique significatif.

#### 4.5.3. Le cas d'une tranchée 2D

Pour réaliser une expérience 2D, une tranchée drainante est creusée dans laquelle une charge constante de 2 cm a été maintenue (Figure 27). La tranchée d'infiltration a été équipée d'un tuyau en PVC rond perforé recouvert d'un géotextile filtrant et de sable. Ce dispositif a été choisi, il permet de réduire la vitesse d'infiltration (Figure 27). Les dimensions de la tranchée sont de 2 mètres de long et de 10 centimètres de large. Cette tranchée a permis de réaliser une expérimentation en utilisant un dispositif pôle-dipôle perpendiculaire à la tranchée d'infiltration, 48 électrodes en ligne ont été placées avec un espacement de 6 cm. Des pièces de 5 centimes d'euros font office d'électrodes (Figure 27). Pour le dispositif pôle-dipôle, l'électrode à l'infini a été placée à 50 mètres du dispositif. Pour la mesure de résistivité, un résistivimètre multiplexé Syscal Pro (Iris Instruments) est utilisé. L'inversion des données a été réalisée de façon standard avec le logiciel DC2DInvRes. Les résultats numériques de cette expérience ont fait l'objet d'une communication avec actes publiés, les résultats du test réel sur le terrain sont présentés dans la suite du manuscrit.

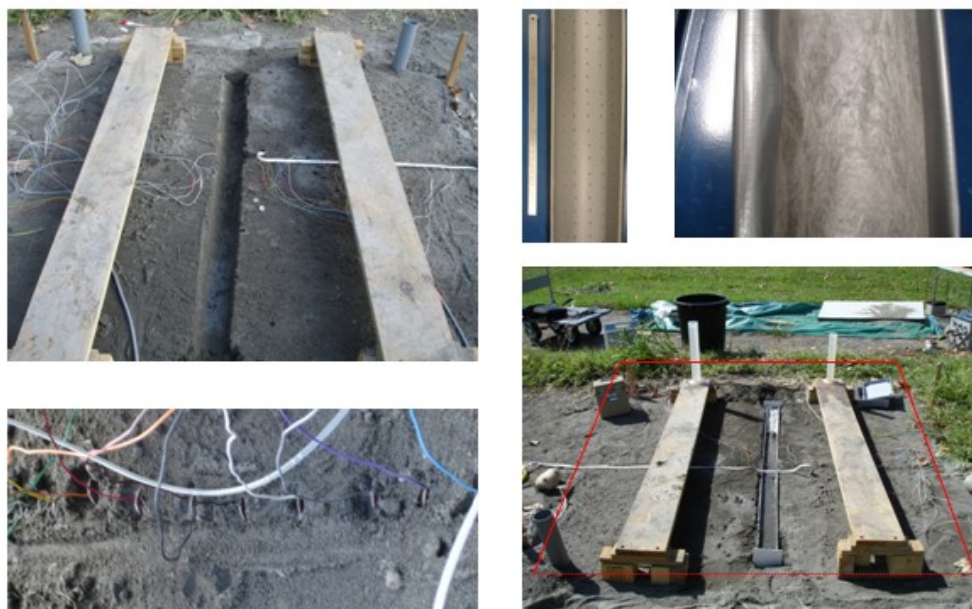


Figure 27 : Photos de l'expérience avec une tranchée d'infiltration, en haut à gauche préparation de la tranchée, en haut à droite, tuyau en PVC perforé recouvert d'un géotextile filtrant, en bas à gauche électrodes et en bas à droite manipulation expérimentale

### **a. Modélisation numérique**

Avant de réaliser l'expérience d'infiltration présentée ci-dessus, un test numérique de trois dispositifs de mesure ERT a été réalisé (Wenner-Schlumberger, dipôle-dipôle et pôle-dipôle). Les résultats expérimentaux numériques de la réponse géo-électrique de ces dispositifs ont été présentés au colloque Geofcan et les actes de ce colloque publiés dans la revue «*ArchéoSciences*» :

R. Clément, M. Descloitres, T. Günther, L. Oxarango, (2009), Comparison of three arrays in *time-lapse* ERT : Simulation of a leachate injection experiment, *ArcheoSciences* : numéro supplémentaire : mémoire du sol, espace des hommes.

Les résultats de simulation numérique ERT 2D de cet article ont mis en avant que les dispositifs dipôle-dipôle et Wenner-Schlumberger génèrent des artefacts lors de suivi temporel d'infiltration. En revanche, utiliser le dispositif pôle-dipôle limite les fausses variations de la résistivité. Ils montrent aussi, de façon surprenante, que la combinaison Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle dégrade l'image contrairement aux résultats présentés dans de nombreux articles [*de la Vega et al.*, 2003].

#### **Abstract**

Leachate recirculation in bioreactor needs a careful optimization of water content and thus, the knowledge of the leachate plume geometry. Time-lapse Electrical Resistivity Tomography (ERT) is widely use for this purpose. However, in some situations, artefacts of ERT imaging can occur with classical inversion parameters. Using numerical modelling (simulating a 2D infiltration experiment) and standard inversion parameters, this study shows that artefacts may occur using common symmetrical electrode arrays (Wenner-Schlumberger and dipole-dipole). We show that using asymmetrical array (pole-dipole with forward and reverse data sets); artefacts are significantly reduced to get a more reliable ERT image of leachate infiltration geometry.

#### **Introduction**

Leachate recirculation in bioreactor allow us to optimise the biodegradation of the waste because the moisture has a major influence on the biodegradation efficiency [*Reinhart et al.*, 2002]. In order to delineate water injection inside the waste, ERT is used in *time lapse* mode thanks to its sensitivity to water content variation [*Descloitres et al.*, 2008b]. This method is usually considered as robust method, but several authors pointed out that artefact may exist during infiltration phenomena when using standard time-lapse inversion parameters [*Descloitres et al.*, 2003] . In this study we show that in some cases apparent resistivity pseudo-sections display apparent resistivity increases at depth. Once inverted, they can be mis-interpreted to become false increases of intepreted resistivity. In this paper, we examine to what extent the use of three classical arrays generate or not artefacts of increase

of interpreted resistivity during a 2D time-lapse experiment (infiltration trench). This study is based on synthetic modelling using three classical arrays, i.e. Wenner-Schlumberger, dipole-dipole and pole-dipole, and their combination, to show how they generate artefact or not.

### Material and method

Our study was done in three steps. The first step is the synthetic model building. We used 2D geometry simulating a shallow horizontal injection trench frequently used in bioreactor context [Haydar and Khire, 2005]. The model is build from existing data [Moreau et al., 2003; Rosqvist et al., 2005].

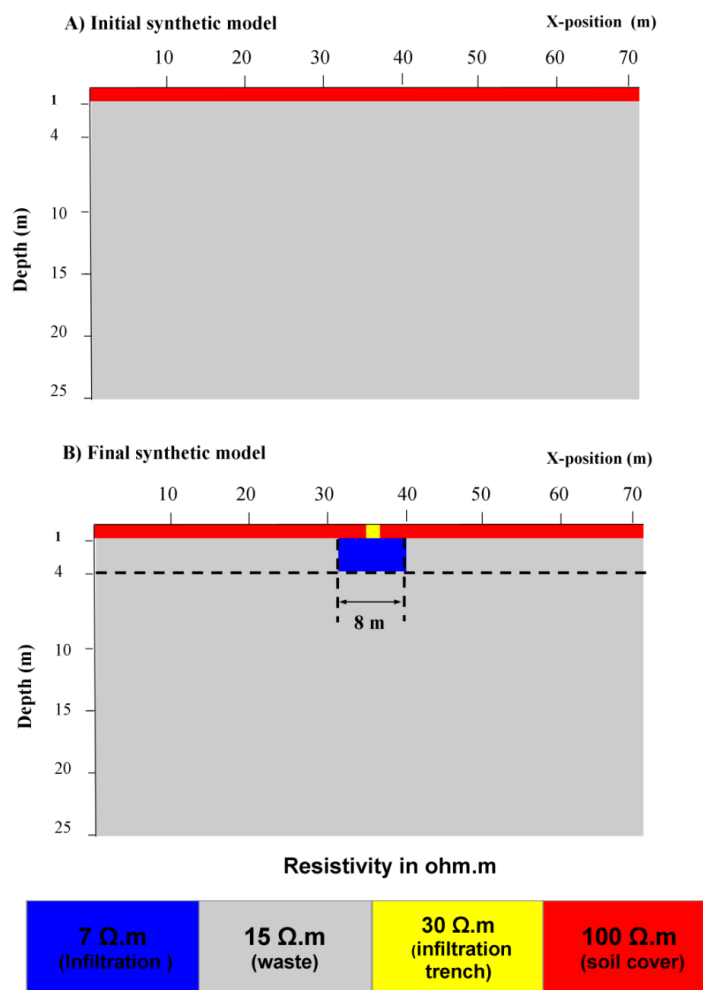


Figure 28 : Synthetic model of resistivity for an injection of lixiviat in waste landfill

We defined two layers (Figure 28-A). The first layer is the soil cover (1 metre, sandy-clayey). Its resistivity varies from 100 Ω.m (initial state) to 30 Ω.m after injection inside infiltration trench only (-70%). The second layer (thickness 15 m) corresponds to the waste. Its resistivity varies from 15 Ω.m to 6 Ω.m after injection inside the infiltration affected area (-60%). The infiltration bulb shows a width of 8 meter. It penetrates down to 4 meters (Figure 28-B).

The second step is the calculation of apparent resistivity using the DC2DInvRes software [Günther, 2006]. We used 72 electrodes with a unit electrodes spacing of 1 meter using the following arrays:

- Wenner-Schlumberger and dipole-dipole which are symmetrical arrays commonly used for their good vertical and horizontal sensitivity [Loke, 2004].
- Pole-dipole which is asymmetrical array, was used combining forward and reverse data set as proposed by Grellier et al. [2008].

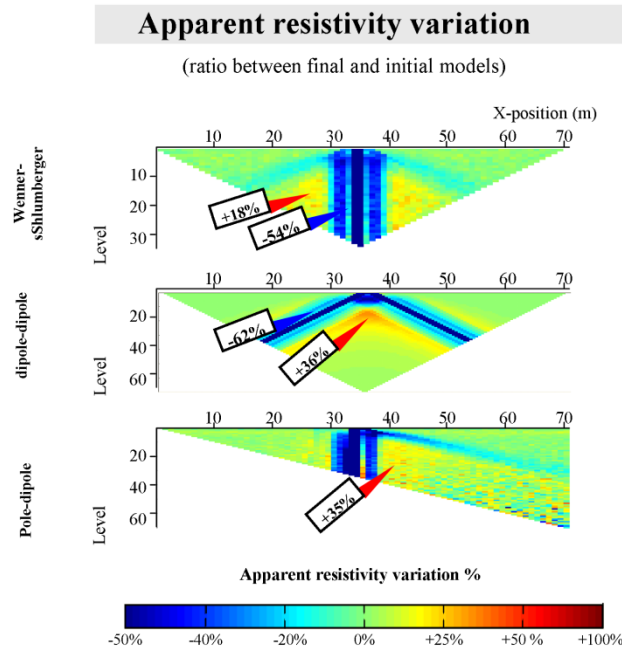


Figure 29 : Apparent resistivity variation obtained with three arrays (Wenner-Schlumberger, dipole-dipole and pole-dipole). The resistivity variations are expressed by  $\Delta\rho = ((\rho_f/\rho_i)-1)*100$ .  $\Delta\rho$  is the resistivity variation,  $\rho_i$  is initial resistivity,  $\rho_f$  final resistivity

Apparent resistivity pseudo sections are then “noisified” with 3% gaussian noise and show:

- Wenner-Schlumberger: decrease of resistivity at the centre (- 54%) and an increase both side the infiltration (+18%).
- Dipole-dipole : decrease of resistivity at the centre (- 62%) and an increase both side the infiltration (+36%) below this decrease (Figure 29).
- Pole-dipole: decrease of resistivity at the centre (- 60%) and an increase both side the infiltration (+35%) at the right of the profile.

For the third step, we used DC2DInvRes to inverse the synthetic data set. We used a classical set of parameters (Gauss-Newton regularisation,  $\lambda=30$ , z-weight=1, «blocky» option). For *time-lapse* inversion, we used the first calculated model obtained for the first data set as reference model (starting solution) for the second data set inversion, as proposed by Loke [2004].

## Results and discussion

The result for *time-lapse* inversion of Wenner-Schlumberger arrays shows a significant decrease of interpreted resistivity down to 10 meters depth. Some artefacts of increase of resistivities (+25%) are present both side of the infiltration (Figure 30-a). Although a Wenner-Schlumberger array is renowned for its good sensitivity to horizontal variations of resistivity, we observed here a poor reconstruction of the model below the bulb. For dipole-dipole array the calculated resistivity variations show a decrease of -50% down 5 meters deep. Both side of the infiltration we evidenced two artefacts of interpreted resistivity increase of +20% (Figure 30-b). In geophysical literature, the combination of Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays give usually satisfactory results with Res2DInv [de la Vega et al., 2003; Seaton and Burbey, 2002]. In our case, artefacts of increase of calculated resistivity remained (above + 20%) and are even more extended (Figure 30-c).

Combined inversion of forward and reverse pole-dipole data sets show resistivity variation at the centre that is in accordance with the synthetic model (a decrease of -60%). Around the infiltration there is a significant improvement in artefact removal: increase of interpreted resistivity remains clearly below + 10%. Away from infiltration zone weak variation of resistivity remained but are not exceeding +/- 5 % (Figure 30-d).

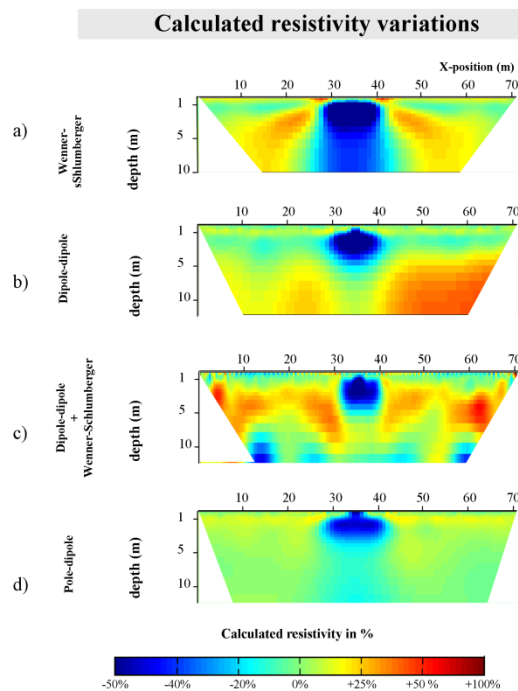


Figure 30 : *Interpreted resistivity variation*

## Conclusion

During ERT monitoring of leachate infiltration experiment, standard inversion of *time lapse* resistivity data obtained with symmetrical arrays may produce strong artefacts showing false increases of interpreted resistivity.

The use of an asymmetrical array such as pole-dipole (forward and reverse) allows us to reduce significantly artefact of increase of resistivity. Even if this array is more restricting (i.e., one infinite electrode, double acquisition time), we advocate for its use whenever possible in order to get more reliable results if leachate injection, or other infiltration experiments, are under scope with *time-lapse* ERT.

### b. Résultats expérimentaux

La Figure 31 montre les résultats de l'inversion obtenus avec les dispositifs Wenner-Schlumberger, dipôle-dipôle et pôle-dipôle, 90 mn après le début de l'infiltration. Les résultats soulignent que pour les deux dispositifs dits asymétriques, dipôle-dipôle et Wenner-Schlumberger, il existe des artefacts d'augmentation de la résistivité interprétée présents autour de l'infiltration.

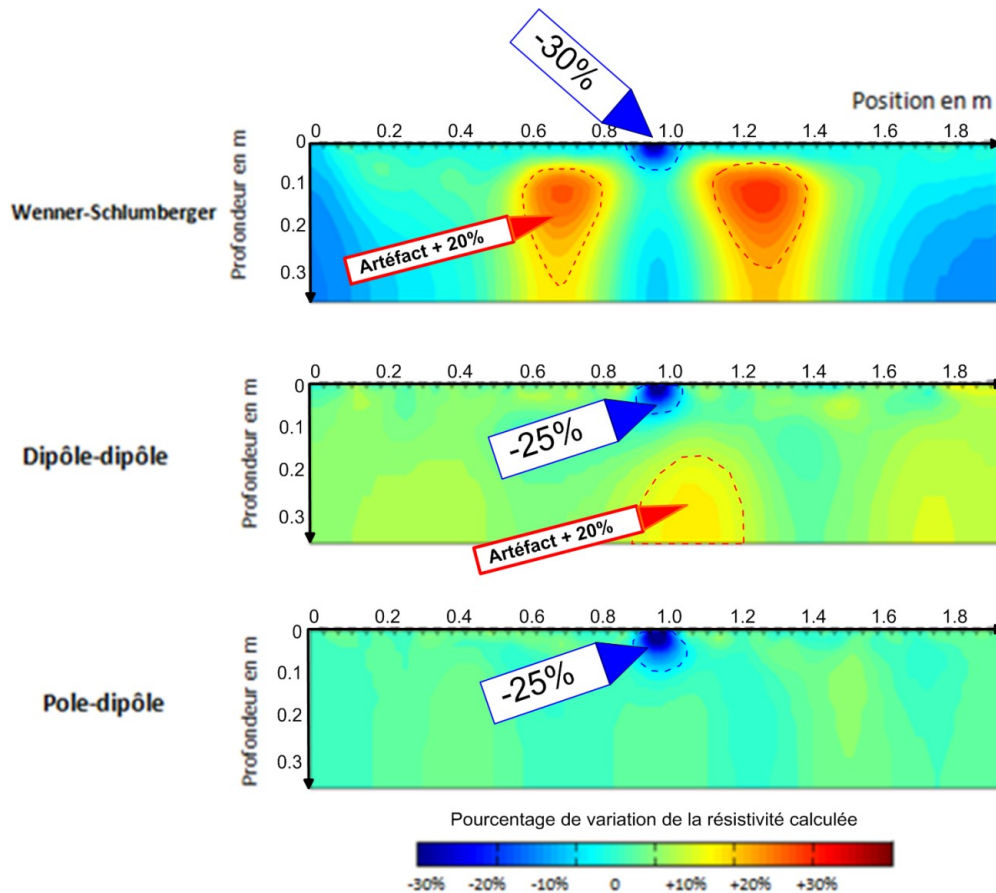


Figure 31 : Inversion des différents dispositifs 90 mn après le début de l'injection



Avec le dispositif Wenner-Schlumberger les artéfacts sont placés de part et d'autre de l'infiltration, la résistivité interprétée augmente de +35%. Pour le dispositif dipôle-dipôle les artéfacts d'augmentation de la résistivité interprétée (+20%) sont situés sous l'infiltration. On note que l'on retrouve sur le terrain les mêmes configurations d'artéfacts que celles obtenues lors de la modélisation numérique (Figure 31).

Avec le dispositif asymétrique pôle-dipôle en combinant lors de l'inversion le pôle-dipôle *forward* et *reverse*, on obtient de meilleurs résultats. En effet, les variations de la résistivité interprétée autour de l'infiltration sont comprises entre -8% et +8%.

### ***c. Conclusion***

Les résultats de l'inversion obtenus sur notre essai d'infiltration 2D, miniaturisé confirment les résultats de la modélisation numérique. Il est préférable d'utiliser le dispositif pôle-dipôle qu'un dispositif Wenner-Schlumberger ou dipôle-dipôle, ou que la combinaison des dispositifs Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle.

Ce résultat est explicable par le fait que les augmentations de résistivités apparentes sont dissymétriques avec le dispositif pôle-dipôle. Dans le cas du dispositif Wenner-Schlumberger, les augmentations de résistivités apparentes sont placées de part et d'autre de l'infiltration, avec le dispositif dipôle-dipôle ces augmentations sont situées en dessous. En effet, si l'on regarde les pourcentages de variation des résistivités apparentes présentés dans la Figure 32, on peut noter que les augmentations de résistivités apparentes se trouvent à droite, pour le dispositif pôle-dipôle *forward* et à gauche pour le dispositif pôle-dipôle *reverse*. Cette dissymétrie oblige l'inversion à tenir compte des augmentations de résistivités apparentes antagonistes. Au contraire dans le cas des dispositifs Wenner-Schlumberger et dipôle-dipôle, le modèle d'inversion tend à reproduire les augmentations de résistivités apparentes par des augmentations de résistivités interprétées.

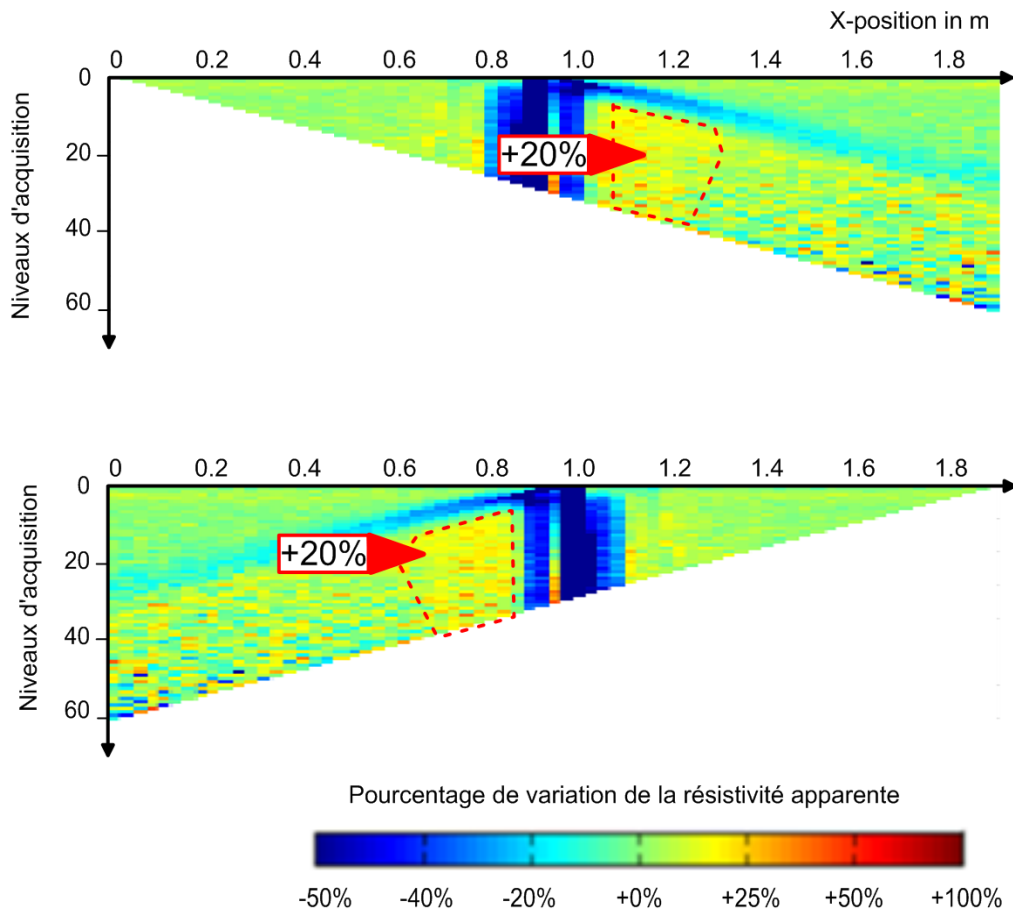


Figure 32 : Pourcentage de variation des résistivités apparentes synthétiques calculées avec les dispositifs pôle-dipôle *forward* et *reverse*. A noter la dissymétrie des augmentations des résistivités apparentes

#### 4.5.4. Cas d'une infiltration 3D sous infiltromètre à disque

##### a. Introduction

Dans le cadre du projet ONDINE, le laboratoire LTHE travaille au développement d'un infiltromètre en pente pour la caractérisation des propriétés hydrodynamiques des sols, dont les pentes sont comprises entre 30 et 70 %. L'utilisation de l'ERT a pour but d'imager à différents pas de temps l'évolution de l'infiltration sous l'infiltromètre. Dans un premier temps, pour éviter de compliquer les géométries, les mesures ont été réalisées sous un infiltromètre classique « à plat ». Les résultats ERT présentés dans cette partie ont pour objectif de :

- valider le dispositif en étoile pôle-dipôle, en montrant qu'il permet de limiter des artéfacts et de fiabiliser l'imagerie ERT pour le suivi temporel 3D d'injection ponctuelle ;
- tester le code expérimental d'inversion BERT, qui est particulièrement adapté aux dispositifs avec un grand nombre d'électrodes.

## ***b. Mise en place du dispositif expérimental***

### **Dispositif de mesure ERT**

Le milieu étudié étant supposé homogène, l'infiltration d'eau sous l'infiltromètre est *a priori* axisymétrique. Habituellement, les mesures ERT au dessus des objets 3D sont effectuées à l'aide de lignes d'électrodes parallèles les unes aux autres. Or, nous avons vu précédemment dans l'article « *Waste Management* », que les lignes parallèles pouvaient déformer les infiltrations et propager les artefacts. En tenant compte de ces résultats précédents, nous avons décidé d'adopter la géométrie suivante, en étoile :

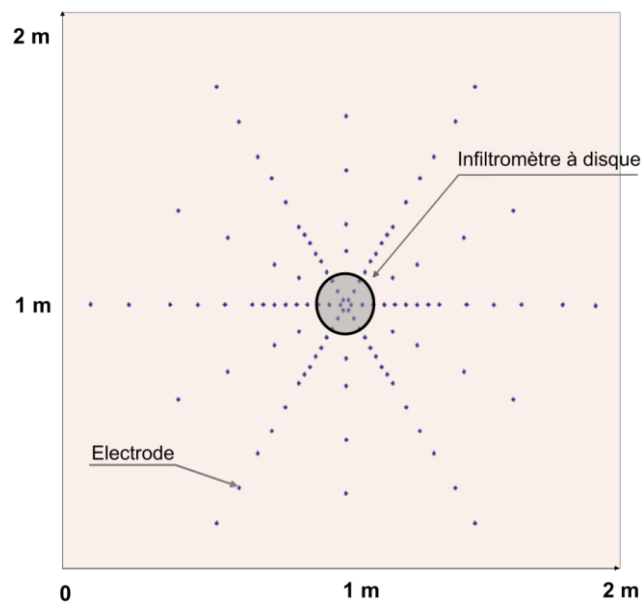


Figure 33 : Dispositif final implanté dans la fosse (utilisé en pôle-dipôle) en vue de dessus, l'infiltromètre sera placé au centre du dispositif

De plus des électrodes de mesures entre les lignes ont été implantées, afin de pouvoir mieux contraindre la géométrie de l'infiltration dans l'inversion 3D dans les zones mal renseignées. Ces électrodes ont été ajoutées sous la forme de trois branches intermédiaires composées de 8 électrodes dont l'espacement inter-électrodes est croissant par rapport au centre de symétrie de l'étoile vers l'extérieur.

Ce dispositif comporte au total 108 électrodes (dont 28 par branche principale). A noter également que chaque branche (principale ou intermédiaire) est écartée d'un angle de 30°.

### **Optimisation du temps d'acquisition**

Du fait de l'utilisation de 108 électrodes pour nos mesures de résistivité apparente, le temps d'acquisition estimé est particulièrement long. En effet, avec ces 108 électrodes, 1773 quadripôles sont

mesurables, soit une durée d'acquisition d'environ 15 minutes (1 stack min, 2 stack max, 250 ms d'injection de courant).

Le suivi temporel de l'infiltration est intéressant que si les mesures sont suffisamment rapides pour pouvoir suivre l'infiltration. Il faut optimiser la séquence d'acquisition afin de raccourcir la durée nécessaire pour produire un «instantané» de l'infiltration.

L'acquisition rapide a été possible grâce à la mesure du potentiel  $\Delta V$  simultanée avec le Syscal Pro sur 10 canaux d'acquisition. En optimisant l'utilisation des 10 canaux, il est alors possible de diminuer le temps d'acquisition à 4 minutes 30, durée jugée suffisante pour pouvoir suivre le phénomène de façon satisfaisante. Au total sur les 12 heures d'infiltration 72 jeux de données ont été acquis.

Avant le début des mesures expérimentales, deux panneaux ont été réalisés avec 20 minutes d'intervalle entre les deux mesures. Ceci a permis d'estimer le bruit. L'écart de mesure entre les deux panneaux est de l'ordre de 0.5%. Au cours de l'expérimentation, l'intensité de courant injectée sur les électrodes A et B est supérieure à 10 mA pour chaque quadripôle, ce qui garantit une qualité de donnée optimale.

### ***c. Résultats de l'inversion 3D en suivi temporel***

Les résultats d'inversion sont présentés sous la forme d'une coupe 2D de la résistivité calculée qui passe par le centre du dispositif expérimental. Les inversions ont été réalisées avec le maillage tétraédrique présenté dans la Figure 34.

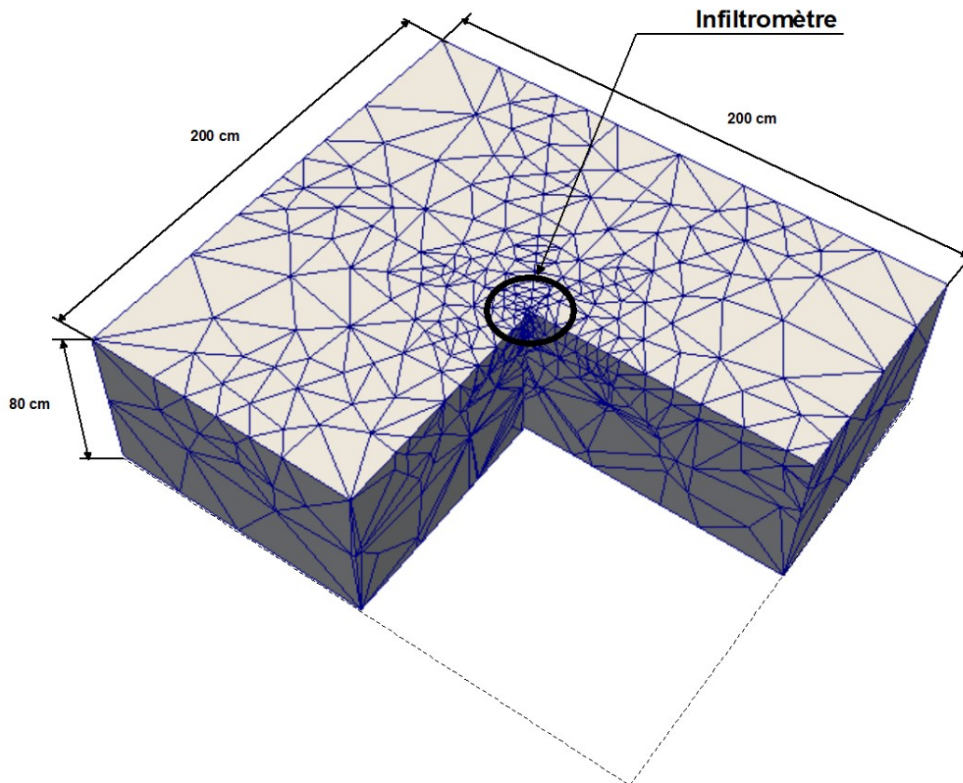


Figure 34 : Maillage tétraédrique du modèle d'inversion dans BERT

La Figure 35 présente six images acquises à différents pas de temps. L'infiltration est représentée sur l'ensemble des images par la résistivité interprétée qui diminue au centre du panneau. La valeur de la variation de la résistivité interprétée est comprise entre 0% et -50%. A noter :

- de part et d'autre des infiltrations, il existe quelques augmentations de la résistivité calculée inférieures à +10%. Ces faibles variations comprises dans une gamme de + ou - 10% sont considérées comme étant dans les limites de la résolution de la méthode de suivi temporel ;
- sur le site, des capteurs enterrés en profondeur (dispositif composé de 4 micro électrodes enterrées à différentes profondeurs), indiquent que l'infiltration n'a pas dépassé les 30 cm mais l'imagerie ERT montre une infiltration jusqu'à 50 cm. On observe un « étirement » vers le bas du front d'infiltration ;
- les capteurs de température enterrés à côté des capteurs de mesure de la résistivité *in situ* ne présentent pas de variation au cours de l'expérimentation ( $< 2^{\circ}\text{C}$ , donc pas de correction nécessaire).

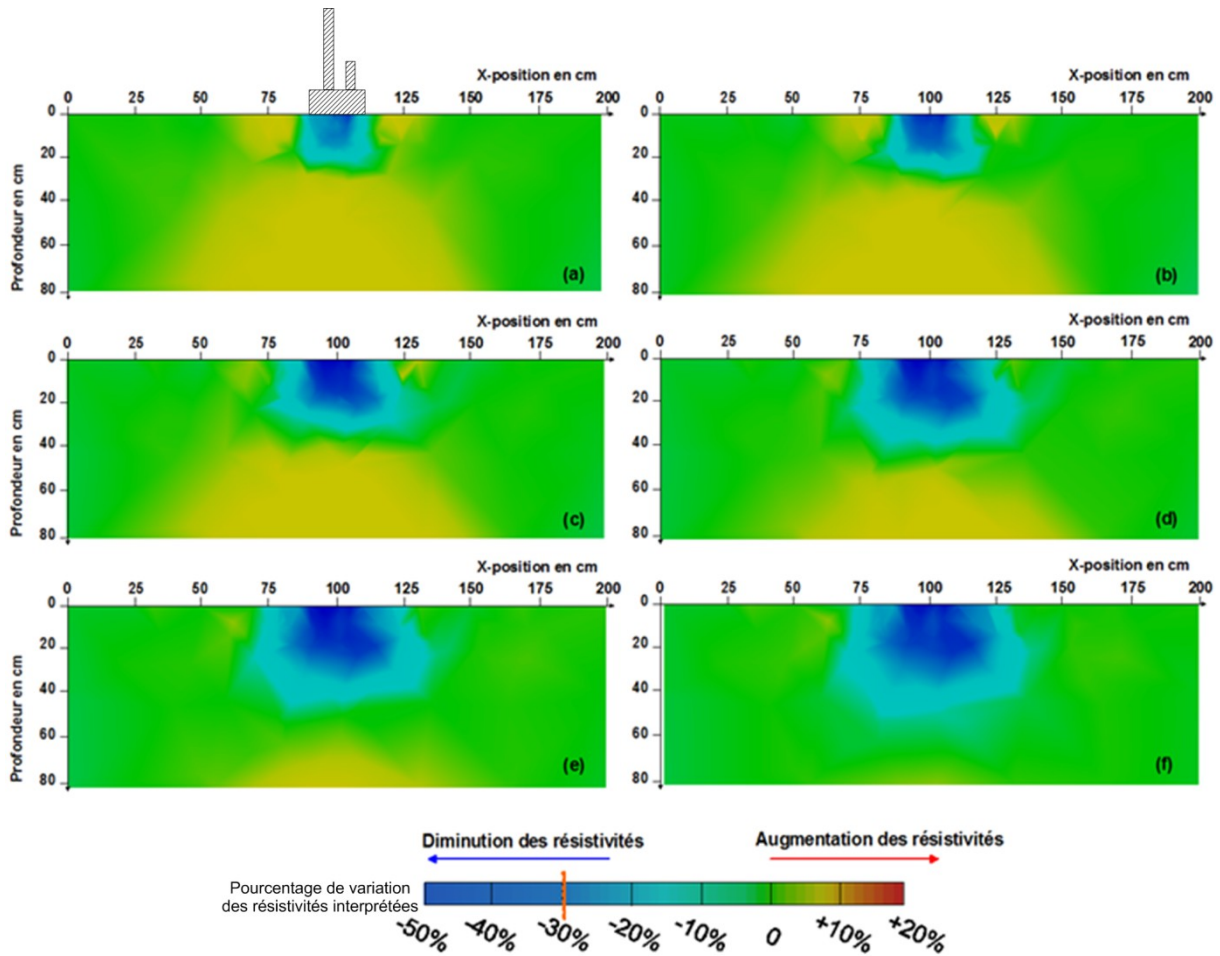


Figure 35 : Coupes 2D issues de l'inversion du suivi temporel 3D des données ERT obtenues sous un infiltromètre à disque (rapport entre les résistivités interprétées finales et initiales), a) après 45 mn, b) après 1h 20 mn, c) après 2h 22 mn, d) après 3h 27mn, e) après 4h 38 mn, f) après 5h 25 mn

#### d. Comparaison des mesures ERT et des résistivités mesurées *in situ*

Les résistivités *in situ* sont comparées avec les résistivités calculées par l'ERT. Les résultats préliminaires sont présentés dans la Figure 36 et sont obtenues avec une sonde non calibrée. Il est seulement possible de confronter qualitativement la forme des courbes et leur évolution dans le temps. On note un décalage entre l'arrivée du front d'infiltration mesurée par l'ERT et par la sonde enterrée. Ces résultats, préliminaires, illustrent les potentialités du suivi temporel non-destructif de la résistivité lors d'expériences d'infiltrations complexes (i.e. 3D) dans les sols. Les expériences présentées ici sont incomplètes, en particulier les paramètres et les options utilisés sont réglés aux valeurs par défaut du logiciel. Il reste de nombreuses améliorations possibles à tester dans l'inversion :

- travailler sur les différents paramètres d'inversion ;
- introduire des informations *a priori* (exemple l'eau contenue dans l'infiltromètre qui peut générer des effets en surface, zones invariantes) ;

- ajuster la taille du maillage qui n'est pas suffisamment fin pour bien décrire les variations de la résistivité en profondeur et qui génère dans le cas présent un étirement des valeurs des résistivités faibles vers le bas ;
- tester d'autres méthodes de régularisations que celle choisie (*constraint smooth*). L'étirement des résistivités calculées vers le bas a été observé par Singha et Gorelick [2005], ils proposent d'utiliser d'autres méthodes de régularisation. Il faut envisager d'utiliser une contrainte *minimum lengtht* ;
- réaliser des comparaisons avec des tensiomètres, que nous avons installés mais qui n'ont pas fonctionnés.

Néanmoins, la haute cadence d'acquisition, associée à une fiabilisation notable des images grâce au pôle-dipôle laisse entrevoir la possibilité d'utiliser la courbe de la Figure 36 pour décrire les propriétés hydrodynamiques du milieu. Mais cette perspective pourrait se heurter à la limitation intrinsèque de la méthode de résistivité en particulier si la résistivité de l'eau varie dans le temps au cours de l'infiltration.

#### Début de l'infiltration

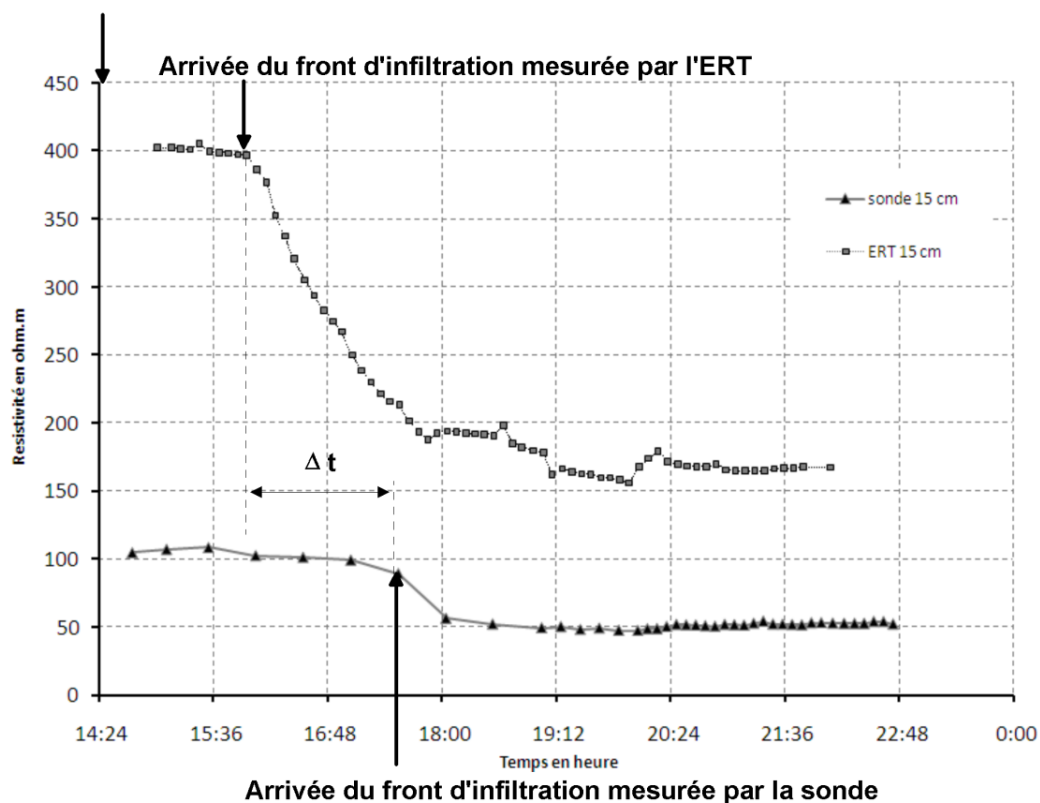


Figure 36 : Comparaison des mesures de résistivités calculées avec des mesures de résistivités mesurées in-situ à la profondeur -15 cm

## 4.6. Conclusion

L'objectif de ce travail méthodologique était de limiter, voire d'éliminer, des artefacts d'imagerie en mode suivi temporel et de fiabiliser ainsi l'imagerie de résistivité électrique. Pour cela, une démarche impliquant des simulations numériques a été adoptée. Nous avons réussi à reproduire les artefacts d'augmentation ou de diminution de la résistivité interprétée au cours d'un suivi temporel de l'infiltration. L'étude numérique réalisée a permis de proposer des solutions pour fiabiliser l'imagerie ERT pour le suivi d'infiltration. Trois applications de terrain ont ensuite été réalisées :

- des mesures sur une infiltration 1D sous une ravine au Burkina Faso ;
- une étude de suivi temporel d'injection des lixiviats dans les déchets à l'échelle d'un site industriel ;
- une micro expérimentation pour tester le dispositif pôle-dipôle pour le suivi des infiltrations 2D et 3D.

Nous avons proposé des solutions permettant de limiter les artefacts en testant :

- différents dispositifs de mesure ;
- différentes options et paramètres d'inversion disponibles dans les logiciels commerciaux.

Une palette d'outils est désormais disponible pour limiter la production d'artefacts dans l'imagerie :

- dans toutes les études réalisées, l'utilisation de l'option *minimum lenght* pour l'inversion du second pas de temps a permis de réduire considérablement l'effet des artefacts avec les dispositifs dipôle-dipôle et Wenner-Schlumberger ;
- dans le cas d'infiltrations superficielles, il faut utiliser le découplage des cellules de calcul situées dans la très proche surface du reste du modèle et ce en connaissant le front d'infiltration (option *Decoupling line*). Cette option permet de tenir compte d'infiltrations superficielles si des pluies ont eu lieu par exemple entre deux acquisitions. Ces effets de surface nécessitent aussi malheureusement d'acquérir des données avec de petits écartement d'électrodes, ce qui complique les acquisitions de terrain ;
- dans le cas des tranchées d'infiltration 2D, des essais réalisés à une échelle expérimentale miniaturisée ont permis de mettre en évidence le potentiel du dispositif asymétrique pôle-dipôle, pour le suivi temporel d'injection ou d'infiltration. En effet, la combinaison des dispositifs pôle-dipôle *forward et reverse*, a montré qu'il était possible en utilisant les paramètres standards d'inversion, d'obtenir une image de l'infiltration sans artefact. Cette étude a démontré qu'il est préférable d'utiliser une acquisition comportant des injections de



courant asymétriques et réciproques (de type pôle-dipôle *forward et reverse* par exemple). Cela permet de créer des jeux de données comportant des augmentations contradictoires de la résistivité apparente dans l'espace de calcul, et de guider ainsi l'inversion vers des solutions équivalentes, mais ces dispositifs nécessitent la mise en place d'électrodes à l'infini ;

- lorsque cela est possible, il est utile de renseigner l'inversion par la prise en compte des zones invariantes, par exemple, l'option *Fixing région* permet d'introduire une région invariante dans l'inversion et de réduire considérablement les artéfacts. Ces résultats esquissés en 1D par Descloitres et al. [2003] avec la prise en compte d'un substratum invariant, sont validés dans l'étude des infiltrations 2D ou 3D ;
- dans les cas des infiltrations 3D différentes solutions ont été proposées. Du point de vue des dispositifs de mesure, l'étude numérique et les expérimentations ont permis de déterminer que pour l'étude d'injection ponctuelle en 3D, le dispositif *star array*, permet d'obtenir des résultats d'inversion sans artéfact et ce, même si l'acquisition ne comporte pas d'injection entre les lignes. Ce dispositif est particulièrement bien adapté au cas d'étude lorsque l'on connaît le point de départ de l'injection. Si on s'intéresse à des infiltrations 3D, on utilisera une géométrie d'électrodes en étoile au lieu de lignes parallèles classiques, ce qui a pour effet de renseigner d'autres secteurs du terrain de façon plus homogène.

Il est important de retenir que l'utilisation systématique de la démarche de modélisation et d'aller-retour entre résultats de terrain et modélisation numérique est fondamentale. Elle permet d'être sûr de ce que l'on mesure et de rester critique vis-à-vis des résultats d'inversion obtenus. Enfin, il faut noter que l'ensemble des développements méthodologiques réalisés, est applicable et transposable à d'autres cas que celui des déchets, notamment au cas des infiltrations dans les sols naturels.





## ***Développement méthodologique RMP***

### ***5.1. Introduction***

Dans toute simulation hydrodynamique, il est nécessaire de connaître les conditions initiales de teneur en eau volumique et les propriétés hydrodynamiques. La RMP offre la possibilité d'estimer la teneur en eau volumique à saturation et la conductivité hydraulique à saturation. Sur le terrain des verrous méthodologiques à l'utilisation de cette méthode sont nécessaires à résoudre, pour fiabiliser les résultats RMP. Ces problèmes sont d'autant plus présents lors de la réalisation de mesures sur les déchets, et sont liés à :

- l'établissement des relations fiables entre la teneur en eau RMP et le signal RMP mesuré et entre la conductivité hydraulique à saturation et le signal RMP mesuré ;
- la présence du bruit électromagnétique ;
- des problèmes de reconstruction 2D.

Pour calibrer les relations entre les variations observées du signal et la teneur en eau volumique à saturation ou la conductivité hydraulique à saturation, il existe des solutions possibles :

- comparer les valeurs de teneur en eau à saturation RMP avec des valeurs mesurées *in situ* dans les sols (ce qui n'est pas évident au-delà de 1 ou 2 mètres). Ces mesures peuvent être réalisées en laboratoire sur des échantillons non remaniés ;
- comparer les mesures de conductivités hydrauliques à saturation RMP avec des essais de pompage réalisés sur le site de mesure ;

- récupérer des échantillons par forage pour réaliser des mesures de conductivité hydraulique à saturation et RMP en laboratoire.

Sur le terrain, il est souvent difficile de réaliser des mesures dans des sites fortement perturbés par un bruit électromagnétique important. Dans les ISDND, il est fréquent d'avoir du bruit généré par les engins de chantiers ou par les systèmes de mise en dépression des biogaz et de pompage des lixiviats. Dans ce contexte, il est nécessaire de développer des systèmes pour réaliser des mesures dans des conditions où le bruit est élevé. Dans ce mémoire de thèse, ce problème n'est pas abordé, mais les résultats présentés ont bénéficié des outils développés dans le cadre d'un programme soutenu par Anatoly Legchenko, et Hélène Guyard au sein du laboratoire.

La méthode RMP offre des résultats sur la distribution de la teneur en eau volumique en 1D, ce qui est un problème si l'on s'intéresse à des milieux dont la distribution de la teneur en eau est complexe (ISDND). Il est facile d'imaginer que la distribution des déchets est hétérogène. En considérant une hypothèse 1D, les outils classiques d'inversion sont mal adaptés à cette problématique. Pour les géométries complexes, il est nécessaire de développer un code d'inversion 2D. Ce qui a été réalisé par Anatoly Legchenko au LTHE. Ce nouveau code requiert d'être testé dans un milieu poreux dont la géométrie est connue, avant d'être appliqué au milieu poreux de géométrie complexe. Pour cela, une campagne de mesure a été réalisée sur la tourbière du lac Luitel pour caractériser la répartition de la teneur en eau dans cet écosystème fragile. Cette étude s'inscrit dans le cadre d'un projet mené en collaboration entre le LTHE et L'ONF (Office national des forêts). Elle est destinée à déterminer la vulnérabilité du système naturel de la tourbière du lac Luitel. Ce lieu d'étude, situé à une altitude de 1250 m dans le massif de Belledonne se compose d'un lac et d'un marais de tourbe, classé comme réserve biologique nationale depuis 1961. Situé en contrebas de la route nationale menant à la station de ski de Chamrousse, et contaminé par le sel déversé chaque hiver, cet écosystème fragile exige d'être protégé. D'un point de vue méthodologique, la tourbière du lac Luitel offre l'avantage d'être un site d'études géologiques de petite taille, ce qui favorise la réalisation d'essais expérimentaux pour le développement de méthodes géophysique et hydrodynamique.

## ***5.2. Caractérisation de la variation de la teneur en eau au sein d'une tourbière par méthode RMP, ERT et GPR au Lac Luitel (Isère (38), France)***

Les résultats de cette partie ont fait l'objet d'une publication soumise après correction au numéro spécial « Magnetic Resonance Sounding (MRS) » du journal « *Near Surface Geophysics* », en décembre 2009 : **Legchenko, A., R. Clément, S. Garambois, E. Maury, L-M. Mic, J-P. Laurent, C. Desplanque and H. Guyard.** “*Locating water storage of the Luitel lake peat bog using MRS, ERT and GPR*”.

# Investigating water distribution within the Luitel lake peat bog using MRS, ERT and GPR

*Legchenko, A.<sup>(1)</sup>, R. Clément<sup>(1)</sup>, S. Garambois, E. Maury, L-M. Mic, J-P. Laurent<sup>(1)</sup>, C. Desplanque and  
H. Guyard<sup>(1)</sup>*

*(1) LTHE - Université Grenoble 1 (CNRS, IRD, UJF, INPG France; Mailing address: LTHE, BP53, 38041 Grenoble  
Cedex 9, France; Email: anatoli.legtchenko@hmg.inpg.fr*

*(2) LGIT - Université Joseph Fourier & CNRS, Grenoble, France ; BP 53, 38041 Grenoble Cedex 9, France; Email:  
Stephane.Garambois@ujf-grenoble.fr*

*(3) ONF Isère – RN Lac Luitel, ONF Isère, 9 quai Créqui 38026 Grenoble Cedex, France; Email:  
carole.desplanque@onf.fr*

## **Abstract**

In this paper we present results of a geophysical study that was aiming to investigate water distribution within a peat bog surrounding the Luitel lake. The lake and peat bog area is a natural reserve that requires to be protected. An understanding of the water distribution within the bog is an important task. The peat bog is also a relatively small (17 ha) and presents a good test site for developing and testing surface geophysical methods. During our study we used Magnetic Resonance Sounding (MRS), Electrical Resistivity Tomography (ERT) and Ground Penetrating Radar (GPR). The water distribution within the bog represents for MRS a 2D target what required developing a measuring procedure and 2D inversion scheme for interpretation of MRS measurements. The fieldwork consisted of performing seventeen MRS stations, three ERT profiles and one GPR line. A very good correlation was observed between results provided by MRS, ERT and GPR in term of the geometry of the reservoir. The maximum water content was observed in the central part of the bog that is still free of pine and birch trees, which occupy the major part of the bog surface. This result is also in a good agreement with the distribution of vegetation within investigated area: in the central part of the bog vegetation is typical for swampy environment and outside of this zone the vegetation

is typical for a forest. In the central part of the bog the water content within the peat formation was estimated with MRS as 60% to 70% and with GPR between 64% and 70%. Outside of this area MRS reveals about 30% of the water content within the peat.

**Key words:** MRS, SNMR, 2D, water content, GPR, ERT, peat

Near Surface Geophysics Proof for review

## Introduction

The Luitel lake is located at an altitude of 1250 m in the Belledonne massif in French Alps ([http://fr.wikipedia.org/wiki/Reserve\\_naturelle\\_du\\_Lac\\_Luitel](http://fr.wikipedia.org/wiki/Reserve_naturelle_du_Lac_Luitel)). This area is a natural reserve that requires to be protected and an understanding of the water distribution within the bog is an important task. The lake and the surrounding peat bog were formed approximately during the last 20 000 years after the retreat of the glacier from the alpine massifs. The subsurface is composed of three geological formations: the water saturated peat, the porous material (weathered rock, glacial tilt and compacted peat) and the basement. Before our geophysical survey the geometry of these structures was known only approximately. In order to better understand the internal structure of the bog and to characterize the relationship between its thickness and the nature of the vegetal cover, a geophysical study was carried out. In collaboration with the Forests National Office, multi-frequency and multi-modes ground penetrating radar (GPR) surveys were performed by Laboratoire de Géophysique Interne et Tectonophysique (LGIT) in 2006 and 2007, and in 2008 this study was completed by magnetic resonance sounding (MRS) and electrical resistivity tomography (ERT) measurements carried out by laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnement (LTHE). During our study we used standard MRS instrument initially designed for investigation of horizontally stratified subsurface. However the investigated peat bog is relatively small and water distribution within the bog represents for MRS a 2D target what required developing a measuring procedure and 2D inversion scheme for interpretation of MRS measurements. We also used ERT results for stabilizing MRS inversion thus diminishing the uncertainty caused by the equivalence problem in MRS.



In this paper we present description of the 2D inversion algorithm used for interpreting MRS data, results of our study of the water distribution within the bog, and we compare results provided by MRS, ERT and GPR.

## Method

### MRS

An MRS field set-up consists of coincident transmitting/receiving loops laid out on the ground surface. The loop is energized by a pulse of alternating current with the amplitude  $I_0$  and the duration  $\tau$ . Near the resonance, the macroscopic nuclear magnetization  $M_{\perp}$  thus becomes

$$M_{\perp} = M_0 \sin(0.5\gamma I_0^{-1} B_1 q), \quad (1)$$

where  $M_0$  is the equilibrium nuclear magnetization of the protons,  $q = I_0 \tau$  is the pulse moment,  $\gamma$  is the gyromagnetic ratio  $B_1$  is the component of the transmitting magnetic field perpendicular to the geomagnetic field. Assuming a linear polarization of the transmitted magnetic field the induced signal in the receiving loop is represented by the following equation (Legchenko et al., 2002):

$$e_0(q) = \omega_0 I_0^{-1} \int_{x,y,z} B_1 M_{\perp}(q) w(x, y, z) dx dy dz, \quad (2)$$

where  $0 \leq w(x, y, z) \leq 1$  is the water content.

In 2D case, equation (2) can be written as

$$e_0(q) = \int_{x,z} K(q) w(x, z) dx dz, \quad (3)$$

where

the kernel is

$$K(q) = \omega_0 I_0^{-1} \int_y B_1 M_{\perp}(q) dy. \quad (4)$$

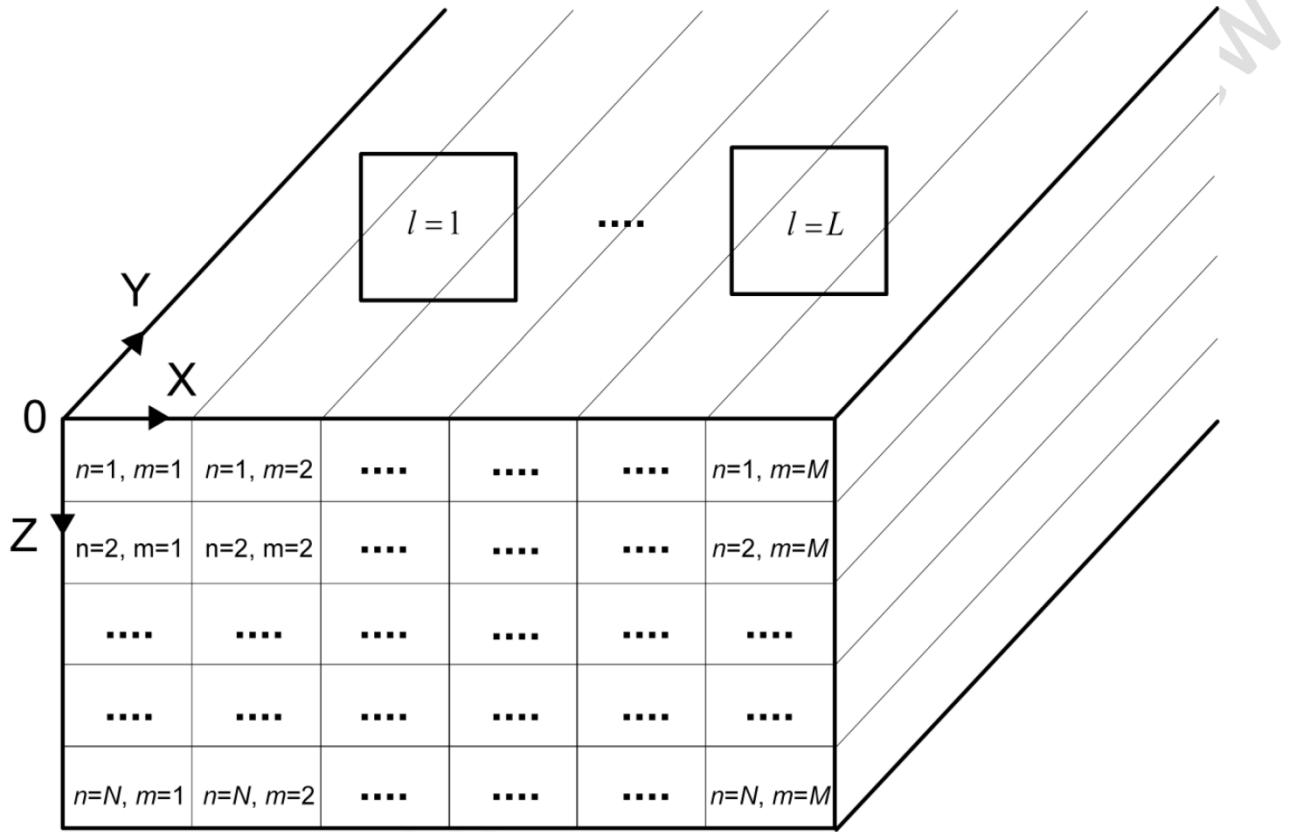


Figure 1. Scheme of 2D meshing for MRS inversion.

If we represent the subsurface by relatively small cells in X and Z directions as it is shown in Figure 1 then the linear equation (3) can be approximated by a matrix equation (Legchenko and Shushakov, 1998)

$$\mathbf{A}\mathbf{w} = \mathbf{e}, \quad (5)$$

where

$\mathbf{A} = [\tilde{a}_{i,j}]$  is a rectangular matrix of  $I \times J$  ( $i = k + (L-1) \times K$ ;  $j = n + (M-1) \times N$ ;

$k = 1, 2, \dots, K$ ;  $l = 1, 2, \dots, L$ ;  $m = 1, 2, \dots, M$  and  $n = 1, 2, \dots, N$ ),  $K$  is a number of pulse moments,

$L$  is a number of MRS loops,  $M$  is a number of X cells and  $N$  is a number of Z cells. The

elements of the matrix  $\mathbf{A}$  represent MRS amplitude generated by water in the corresponding cell (100% of the water content in the cell) and are computed as

$$\tilde{a}_{i,j} = \int_{z_n}^{z_{n+1}} \int_{x_m}^{x_{m+1}} K_{k,l} dx dz, \quad (6)$$

and

$$K_{k,l} = \omega_0 I_0^{-1} \int_{y=-\infty}^{y=+\infty} B_1 M_{\perp} dy. \quad (7)$$

In equation (5) the set of experimental data are  $\mathbf{e} = (\tilde{e}_1, \tilde{e}_2, \dots, \tilde{e}_i, \dots, \tilde{e}_I)^T$ ,

$\mathbf{w} = (w_1, w_2, \dots, w_j, \dots, w_J)^T$  are the water contents in the corresponding cells, and the symbol  $T$  denotes transposition.

For the simplicity, we assume that the signal was measured with the same number of the pulse moment in each loop and that the size of the cells is constant in X directions and different but also constant in Z direction. However the equations (5-7) can be easy expanded to a more general case.

The inversion was carried out according to the well-known Tikhonov regularization method (Tikhonov and Arsenin, 1977). In order to find an approximate solution of the matrix equation (5), this method supposes minimization of the Tikhonov functional

$$TF(\alpha) = \left\| \mathbf{A} \mathbf{w}_{\alpha} - \mathbf{e}_{\varepsilon} \right\|_{L_2} + \alpha \times \left( \left( \frac{d}{dz} \mathbf{w}_{\alpha} \right)^2 + \left( \frac{d}{dx} \mathbf{w}_{\alpha} \right)^2 \right) = \min, \quad (8)$$

where

$\mathbf{e}_\varepsilon$  is the vector of the experimental data contaminated by the noise  $\varepsilon = \|\varepsilon\|_{L_2}$ ,  $\mathbf{w}_\alpha$  is the solution vector that minimizes the Tikhonov functional (8), and  $\alpha > 0$  is the smoothing factor. In equation (8) we assume that the smoothness is equal in X and Z directions.

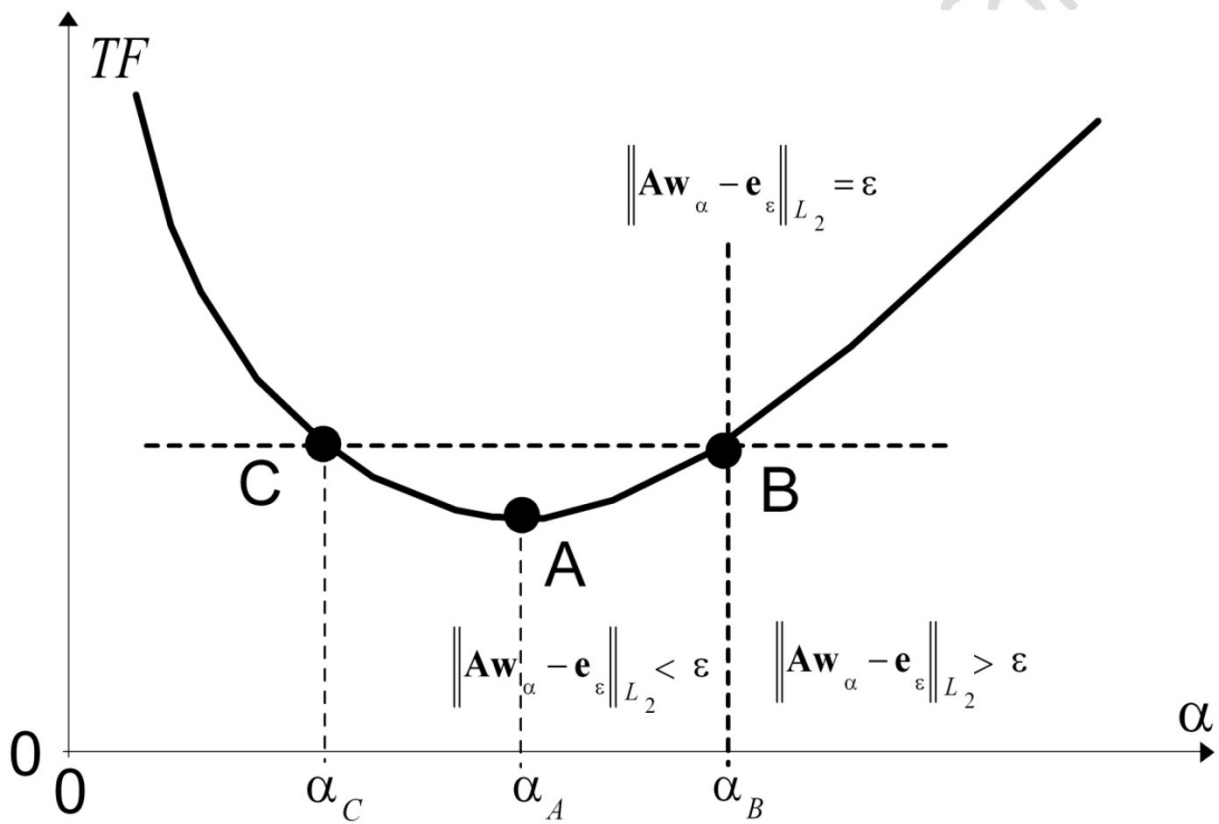
To solve this minimization problem, we followed the discrepancy principle introduced by Morozov (1966), which is based on the fact that for erroneous data, it does not make much sense to have the residual  $\|\mathbf{A}\mathbf{w}_\alpha - \mathbf{e}_\varepsilon\|_{L_2}$  smaller than the experimental error. Hence, for a given  $\varepsilon > 0$ , we need to find a solution with a residual  $\|\mathbf{A}\mathbf{w}_\alpha - \mathbf{e}_\varepsilon\|_{L_2} \leq \varepsilon$  and stabilize it by making  $\left( \left( \frac{d}{dz} \mathbf{w}_\alpha \right)^2 + \left( \frac{d}{dx} \mathbf{w}_\alpha \right)^2 \right)$  small.  $\mathbf{w}_\alpha$  is an approximation of the solution of matrix equation (5). When  $\varepsilon \rightarrow 0$ ,  $\alpha(\varepsilon) \rightarrow 0$  and  $\mathbf{w}_\alpha \rightarrow \mathbf{w}$ . For the optimization itself we used the conjugate gradient method (Stoer and Bulirsch, 1980).

Theoretically, the Tikhonov's approach provides a unique solution. However in practice more than one solution may respect the condition  $\|\mathbf{A}\mathbf{w}_\alpha - \mathbf{e}_\varepsilon\|_{L_2} \leq \varepsilon$  and hence the results depend on the selection of the smoothing factor  $\alpha$ . In our inversion scheme selection of  $\alpha$  is demonstrated in Figure 2. In Figure 2, the solution provided by resolution of the equation (8) corresponds to  $TF_\eta(\alpha) = \min$  (the point A). The solution that corresponds to the condition

$\|\mathbf{A}\mathbf{w}_\alpha - \mathbf{e}_\varepsilon\|_{L_2} = \varepsilon$  is marked as the point B. It is the maximum smoothness solution. Further

increase of  $\alpha$  leads to increase of the fitting error  $\|\mathbf{A}\mathbf{w}_\alpha - \mathbf{e}_\varepsilon\|_{L_2} > \varepsilon$  and these solutions cannot be considered as correct. The minimum acceptable  $\alpha$  is denoted by the point C and

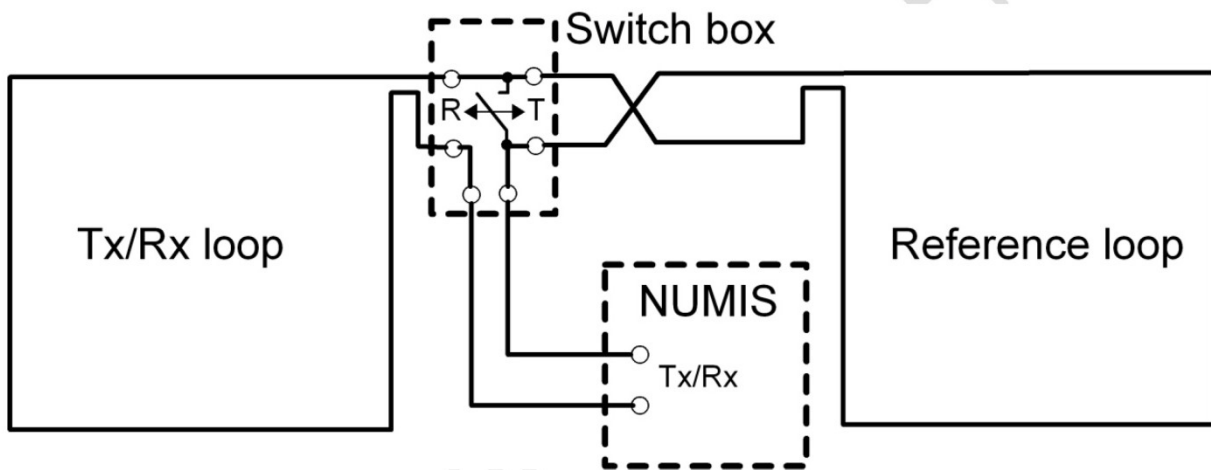
corresponds to the minimum smoothness solution. Thus, an optimal solution  $\mathbf{w}_{\alpha_A}$  is given by setting  $\alpha = \alpha_A$ . However any  $\alpha$  selected with respect to  $\alpha_C \leq \alpha \leq \alpha_B$  also provides a correct solution. Consequently, the solution space is presented by  $\mathbf{w}_\alpha \in (\mathbf{w}_{\alpha_C}, \mathbf{w}_{\alpha_B})$ , where  $\mathbf{w}_{\alpha_C}$  corresponds to the minimum smoothed solution and the solution  $\mathbf{w}_{\alpha_B}$  corresponds to the maximum smoothed solution.



**Figure 2. Graphical demonstration of the selection of the smoothing factor basing on the Tikhonov's method. Point A corresponds to the optimal solution, point B corresponds to the maximum misfit solution and point C corresponds to the minimum smoothness solution.**

It is known that MRS performance depends on the signal to noise ratio and hence on the magnitude of electromagnetic noise. For reducing noise, a figure-eight loop can be used (Trushkin et al., 1994). However, this loop increases the area investigated by the sounding

and consequently use of a figure-eight loop diminishes the lateral resolution of MRS. For improving the signal to noise ratio without diminishing the lateral resolution a noise reducing field setup was developed by BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières, France). It consists of a measuring Tx/Rx loop, a reference loop and a switch box (Figure 3). An electronic switch box is available from IRIS Instruments since year 2000. The switch box allows combining the advantages of the square (or circular) loop and the eight-shape loop. Indeed, during the pulse the switch is in the position T (Figure 3) and transmitted current is localized in the Tx/Rx loop.



**Figure 3. Schematic presentation of the noise reducing setup with a reference loop.**

After the pulse is terminated the switch is set in the position R. The reference loop measures only electromagnetic noise and the Tx/Rx loop measures both the noise and the signal. Thus, in the position R these two loops work as a usual eight-shape loop. The reference loop could be of any size but it should be set at a distance larger than the side of the Tx/Rx loop. In this case the reference loop does not influence MRS measurements and for inversion one should consider only Tx/Rx loop. Practically, we use the reference loop of the same size as the Tx/Rx loop and the best noise reducing is achieved by adjusting the reference loop position and size what requires of some labor, especially in a forest. Depending on the noise sources existing within investigated area the setup with a reference loop may allow reducing noise 2 to 4 folds in comparison with an ordinary eight-shape loop.

Field measurements were carried out using NUMIS<sup>LITE</sup> MRS instrument. For interpretation of field data we used the latest version of SAMOVAR software (v.11x3).

### ***ERT***

The Electrical Resistivity Tomography (ERT) is a most commonly used method for investigating 2D electrical resistivity distribution (Benson, 1995; Dahlin and Loke, 1998; Loke, 2004). For our study, we used a Syscal PRO system developed by IRIS instruments, Orleans, France. We used 96 electrodes with 1-m-spacing between the electrodes. Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays were applied what allows getting advantage from the different sensibility of these two array types (Seaton and Burbey, 2002). The total acquisition time for dipole-dipole and Wenner data sets was about 45 minutes (current injection time of 500 ms, stack 3 to 6).

For the inversion of field data we used the Res2dInv software package (Loke and Barker, 1996) combining Wenner-Schlumberger and dipole-dipole arrays (de la Vega et al., 2003; Loke, 2004). The inversion model space was defined at 95 meters long with a thickness of 10 meters. The mesh size of the inversion model was 0.5 m in horizontal plane with 16 vertical levels and a logarithmic distribution down to 10 meters. We used a Gauss-Newton minimization with isotropic smoothness constraints (no preferential direction) and a constant dumping factor about 1.

### ***GPR***

GPR study was carried out with a RAMAC system developed by Malå Geosciences connected to unshielded 100 or 200 MHz antenna. It consisted in various Common-Offset (1-m-long) profiles conducted to assess the geometry of the peat. They were supplemented by different Common Mid-Point (CMP) acquisitions dedicated for velocity analyses in different locations over the peat. This antenna proved to be satisfactory because it allowed providing high vertical resolution images of the bedrock geometry (wavelength of 50 cm for a peat

velocity of 5 cm/ns) and waves penetrate deep enough to reach peat/bedrock interface. For each profile, a classical data processing chain was applied (see for example Davis and Annan, 1989) consisting in i) Direct Current suppressing (DC), ii) [10-250 MHz] band-pass filtering, iii) velocity analysis on CMPs, iv) f-k migration, v) time to depth conversion and vi) amplitude equalization with a 400 ns window Automatic Gain Control. It must be noted that as the peat surface was rather flat, no static correction was applied to the data. Analysis of the CMP 100 MHz profile in term of velocity allows us to derive vertical water content variations. CMP measurements were performed by varying the radar antenna spacing across a central location considering 40 cm between adjacent traces. The main pre-processing step for the CMP data consists of amplitude equalization, which was done here with an Automatic Gain Window of 400 ns.

## **Results**

Location of the investigated area is presented in Figure 4. Three major parts were identified within the peat bog: the southern part where a lake was first filled by peat, the central part where a lake was only recently covered with peat and the northern part where open water still exists. We investigated the central part of the bog. Three MRS and ERT profiles and one GPR line cross the investigated area thus allowing detailed coverage of the subsurface. Location of MRS stations, ERT profiles and GPR line is shown in Figure 5.

Seventeen MRS measurements were performed using  $18 \times 18 \text{ m}^2$  square Tx/Rx loop connected with a reference loop of the same size. The noise reducing setup was necessary because of a big power line passes at a distance of about 800 m from the investigated area and the noise measured by the square loop alone was between 3000 and 8000 nV. MRS measuring loops were located side-by-side as it is shown in Figure 5. Position of the reference loop was selected with respect to the most efficient noise reducing. Stacking procedure (100 stacks) allowed reducing noise to the level of 15 to 20 nV.



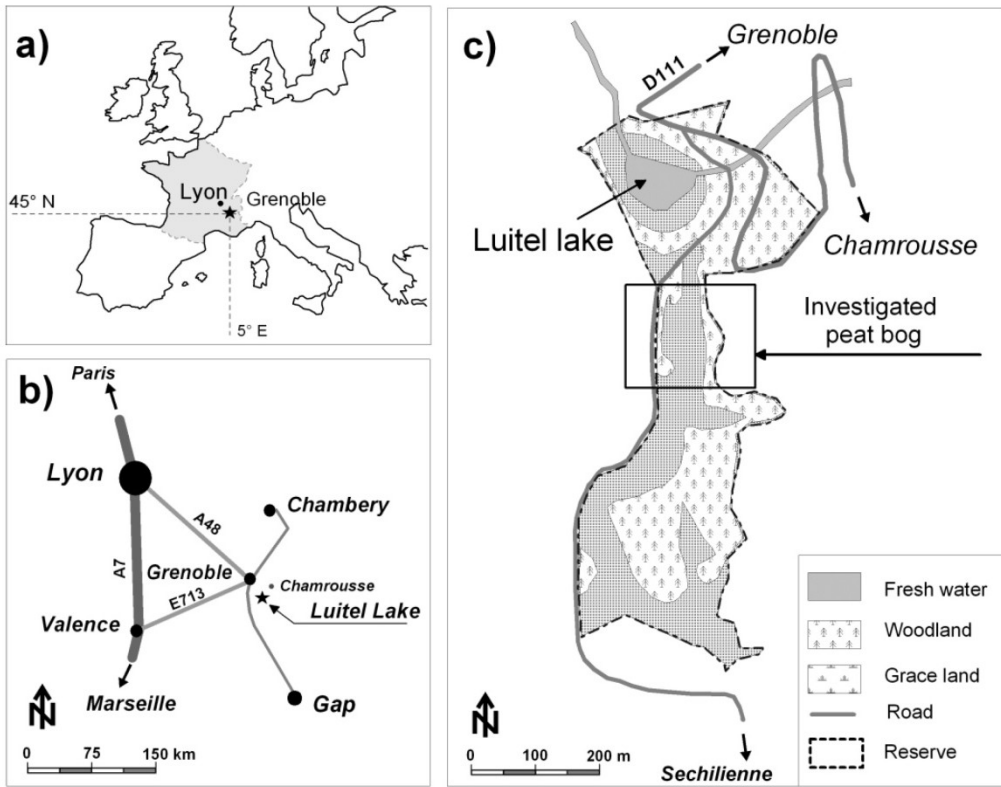


Figure 4. Geographical location map of the investigated area.

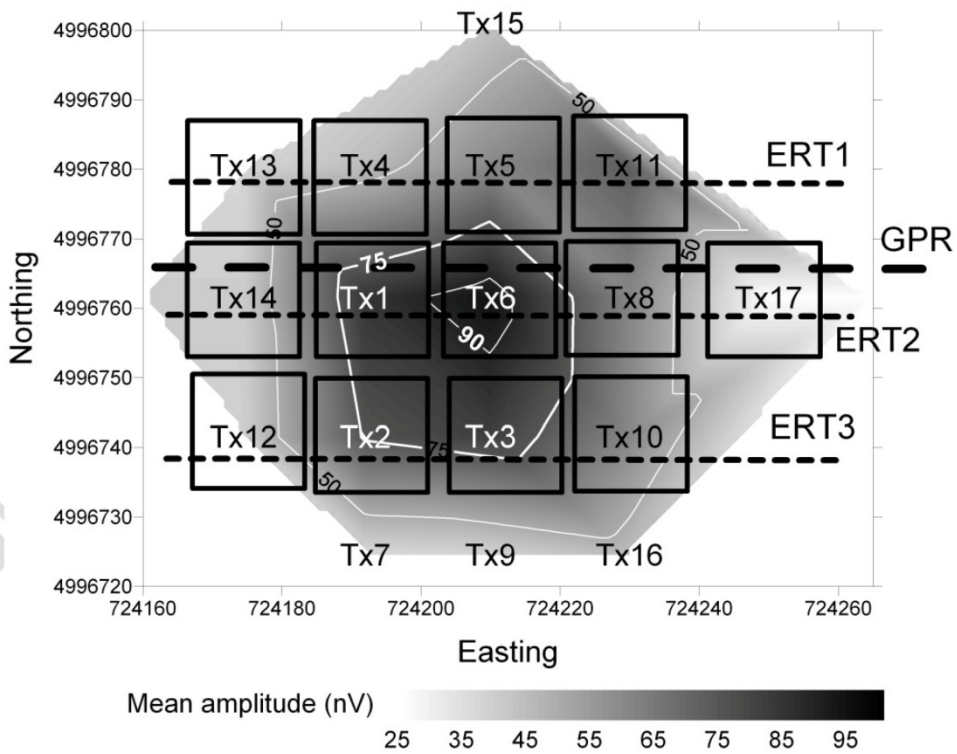
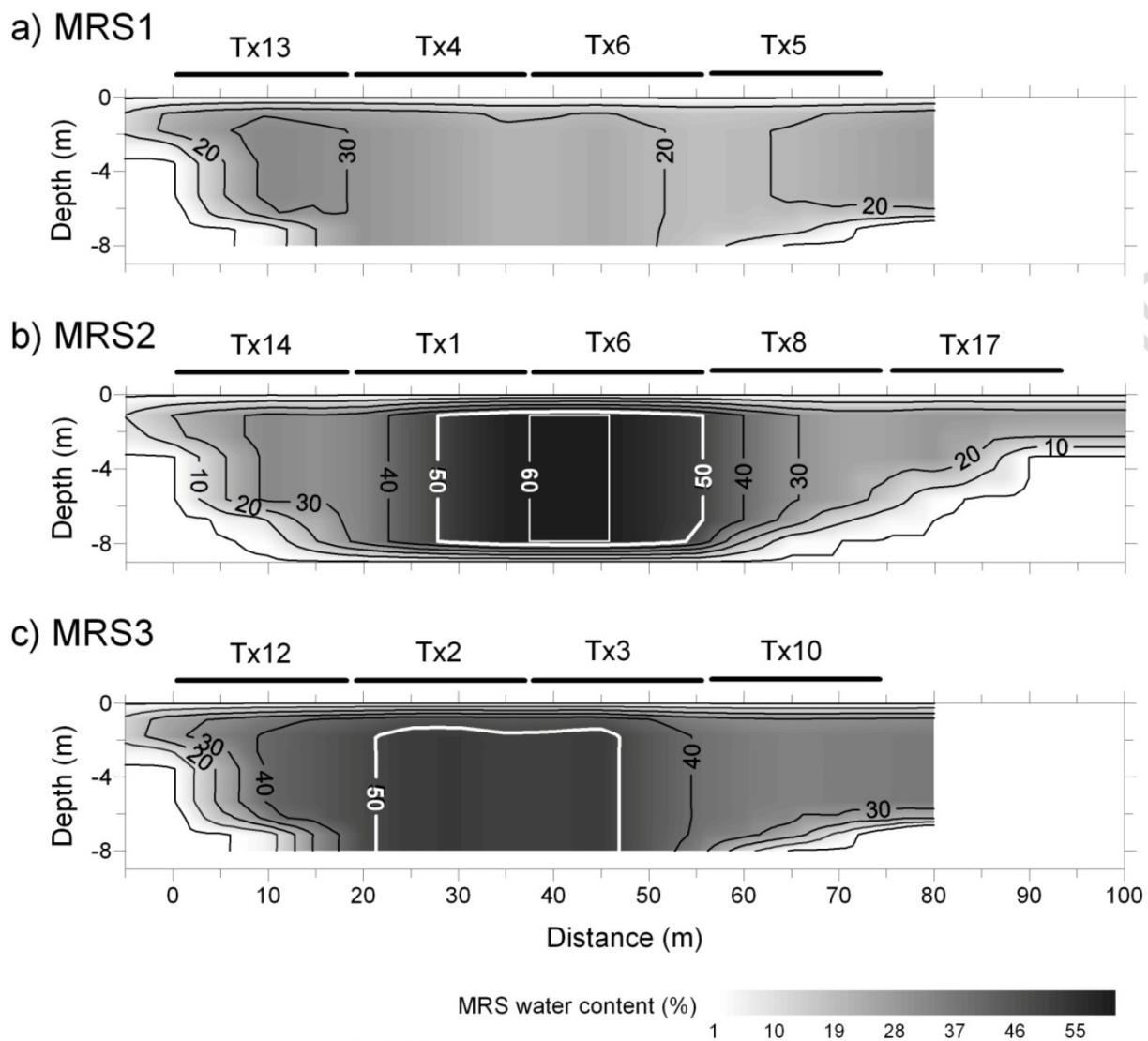


Figure 5. Map of MRS mean amplitude and position of ERT, GPR and MRS stations.

It was observed that MRS signal varies between approximately 25 and 160 nV and the signal to noise ratio was considered as good for getting reliable results.

The relaxation time of the MRS signal was varying between 90 and 130 ms for  $T_2^*$  and 150 to 200 ms for  $T_1$ . The map of MRS amplitude allows delineating the area with the maximum water content that approximately corresponds to the maximum of MRS signal (Figure 5). Observed difference in the vegetation between different parts of the bog confirms that the area with the maximum MRS signal corresponds well to a wet area occupied by plants typical for a swampy environment. Outside of this area we observe pine and birch trees with the surface vegetation typical for a forest.

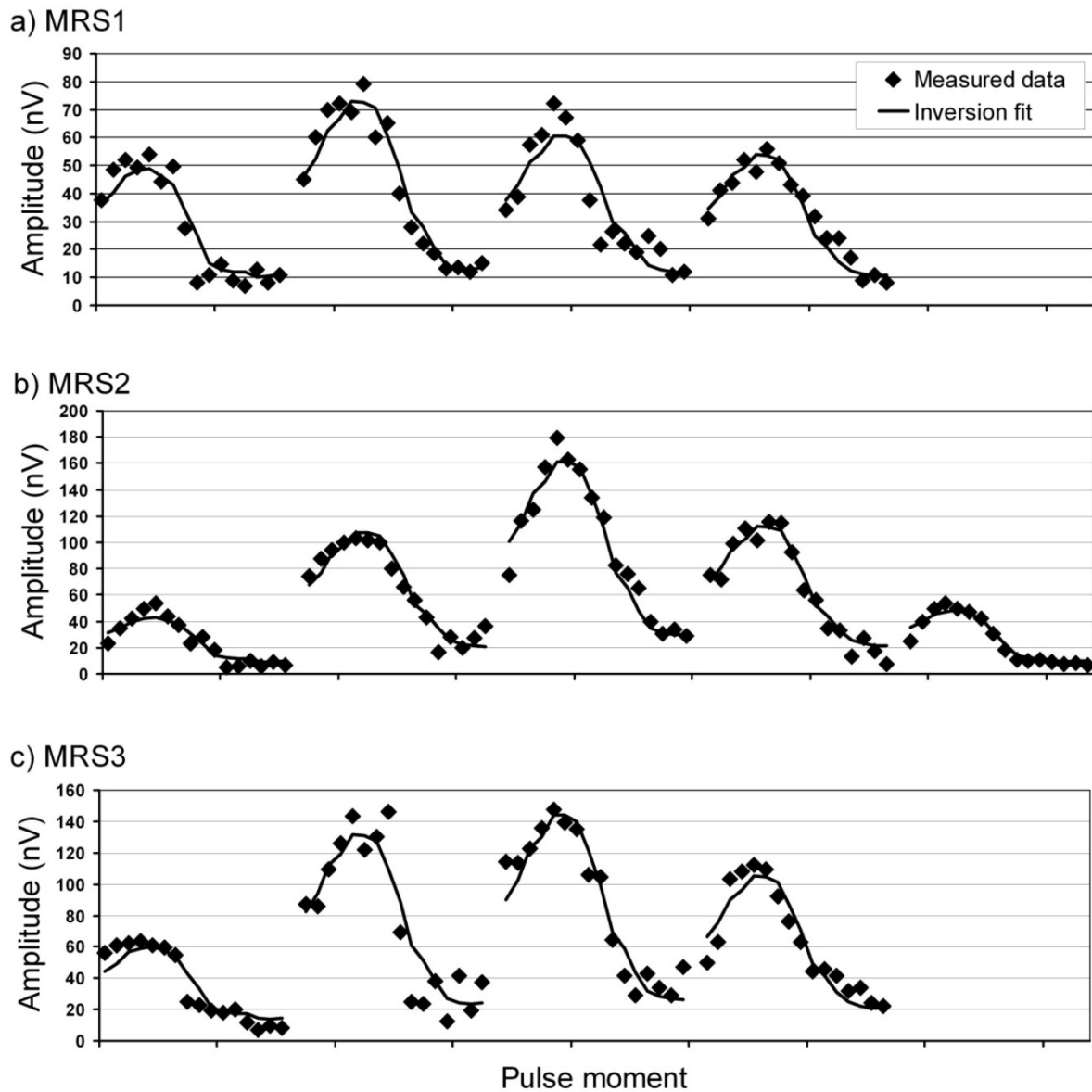
2D inversion of MRS data has been carried out taking into account ERT results. The bottom of the water-saturated zone was set according to the depth to the bedrock derived from ERT data. The maximum cell size in X direction was limited by 9 m that allows representing observed variations of the resistivity in the subsurface. The inversion strategy consisted of fitting experimental data with respect to the noise level by using the minimum number of cells. Initially the cell size in X and Z direction was set at 4 and 2 m respectively. The cells number in both X and Z direction was diminished and the misfit was calculated for each cells number. We have found that it was sufficient to get just one cell from the top to the bottom in Z directions and 9-m-side cells in X direction for fitting measured data with an error less than the noise level thus respecting  $\|\mathbf{A}\mathbf{w}_\alpha - \mathbf{e}\|_{L_2} \leq \varepsilon$  condition. An optimal solution  $\mathbf{w}_{\alpha A}$  shown in Figure 6 was found by varying the smoothing factor. The maximum misfit  $\mathbf{w}_{\alpha B}$  and the minimum smoothness  $\mathbf{w}_{\alpha C}$  solutions allowed estimating MRS derived water content in the central part of the peat bog as 60% to 70% (Figure 6.).



**Figure 6. 2D MRS distribution of the water content.**

Outside of this area the water content is lower (about 30%). Measured MRS amplitudes are well fitted by the theoretical amplitudes computed after inversion results (Figure 7) and hence we consider MRS inversion as reliable.

The water content and thickness of water saturated peat could be derived from MRS results. Consequently the water volume per surface unit can be estimated as a product of the water content by thickness of water saturated formation.

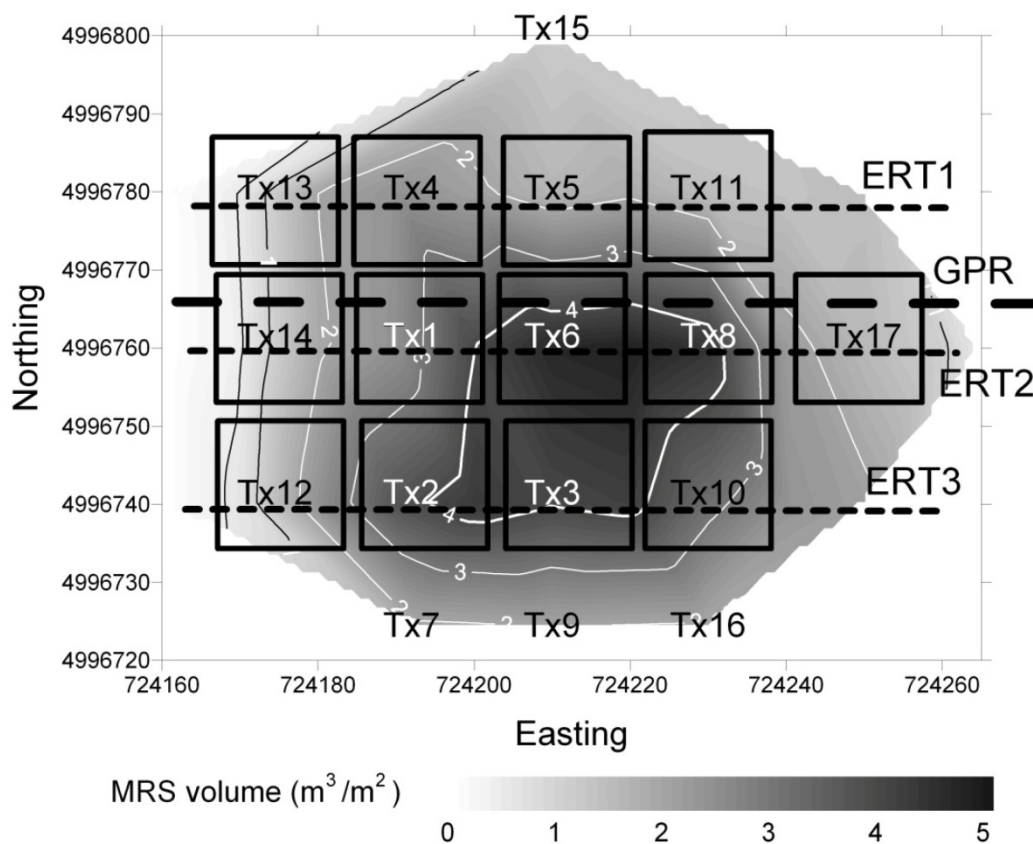


**Figure 7. Measured MRS amplitudes (squares) and 2D inversion fits (solid lines) versus pulse moment for each MRS station.**

A map of the water volume distribution within the bog is presented in Figure 8. This map allows estimating volume of water stored within the bog.

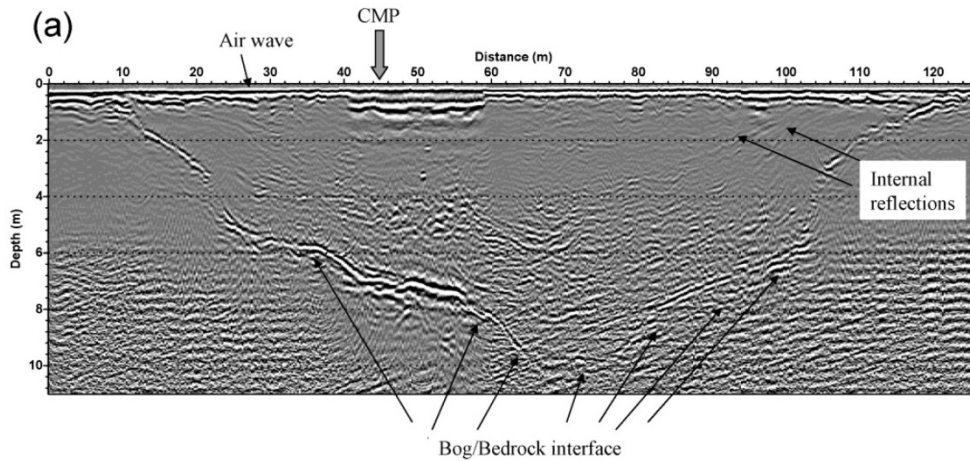
It is known that MRS relaxation time is related to mean size of the pores and hence to the hydraulic conductivity of water-saturated rock. Investigating the peat bog we have found surprisingly low relaxation time that suggests that the subsurface should have low hydraulic conductivity. However, the surface relaxivity rate in peat may be stronger than in rocks what

could cause shorter relaxation times (Jaegera et al., 2008) and consequently we cannot estimate the hydraulic conductivity of peat without performing a complementary study.

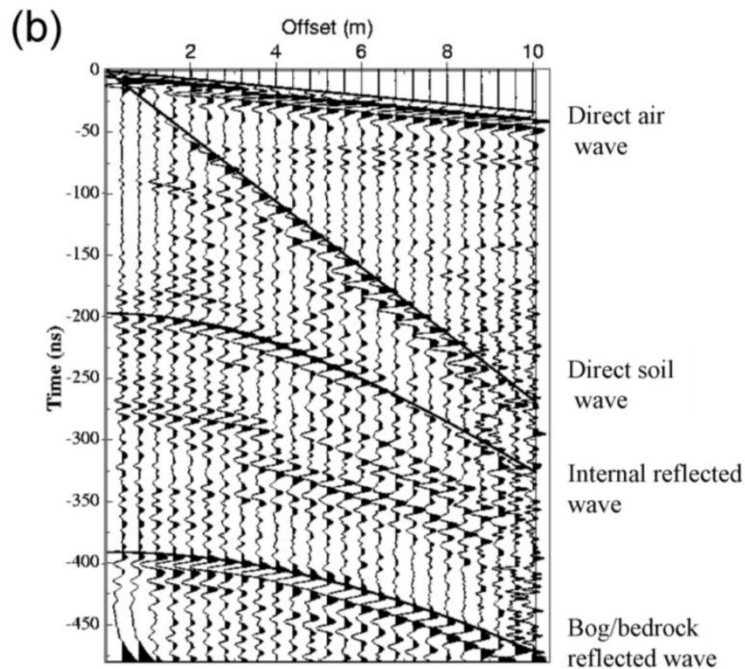


**Figure 8. Map of MRS estimate of the water volume per surface unit within the bog.**

The GPR profile (Figure 9) allows estimating the depth to bedrock that varies throughout the bog. Different internal reflections appear more or less continuous (due to the AGC amplitude equalization) and globally follow the geometry of the bedrock interface. The maximal depth of approximately 10 m was observed at the distance between 65 and 75 m. GPR suggests that the peat is not very homogeneous and is probably more compact below 4 m depth in the central part of the profile. All the processing steps (migration, time to depth conversion) were performed using a velocity of 3.8 cm/ns, which was deduced from the CMP measurements carried out at the distance of 45 m along the profile.



**Figure 9. Example of GPR profile acquired using 100 MHz antennas after processing of the data.**



**Figure 10. Example of CMP data and hyperbolae picking.**

For interpreting CMP data in term of the water content (Figure 10) we filtered records using a [30-300] MHz band-pass Butterworth filter and amplitudes were equalized with a 400 ns AGC time window (Garambois et al., 2002). The normal move-out (NMO) was analyzed using a hyperbolae picking, which is commonly used in seismic processing and yields the



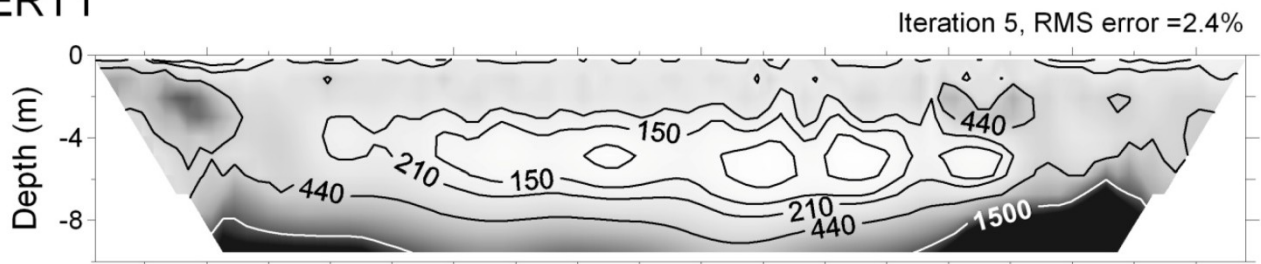
stacking or NMO velocity. Only the onsets of the main reflected waves were picked because of the difficulty in identifying reflections from closely spaced reflectors. Four waves were picked in the CMP: (i) Direct air wave with a velocity of 30 cm/ns; (ii) soil wave, which indicates the velocity of near-surface formation at 3.75 cm/ns; (iii) the main internal reflected wave with  $V_{NMO1}=3.88$  cm/ns and the two-way zero-offset travel time  $T_{01}=197$  ns and (iv) the bog-bedrock reflected wave occurring at  $T_{02}=391$  ns with a NMO velocity of  $V_{NMO}=3.81$  cm/ns. The average interval velocity  $V_2$  between times  $T_{02}$  and  $T_{01}$ , was computed from the derived NMO velocity using the Dix formula (Dix, 1955). Although this process may suffer from numerical problems when reflections are closely spaced or when RMS velocities vary rapidly, in our case it allows the interval velocity to be correctly derived. The computed velocity for layer 2 indicates a velocity  $V_2=3.74$  cm/ns. Consequently, the bog appears to be formed of a first layer presenting a thickness of 3.75 m with a velocity of 3.88 cm/ns, followed by a lower velocity layer of 3.74 cm/ns, with a thickness of 3.68 m.

As the velocity of electromagnetic waves propagation is highly sensitive to the water content of involved materials, different conversion laws have been proposed to derive water content from GPR records. We used an empirical relationship established by Topp after investigating various samples (Topp et al., 1980). Our results show that the bog could be composed of a shallow layer with 64 % water content, which surmounts a deeper layer with the water content of 69.5 %. Although the Topp equation is generally applied for lower water content formations, we think that the water content of 64% to 70% is consistent with what one would expect in water-saturated peat.

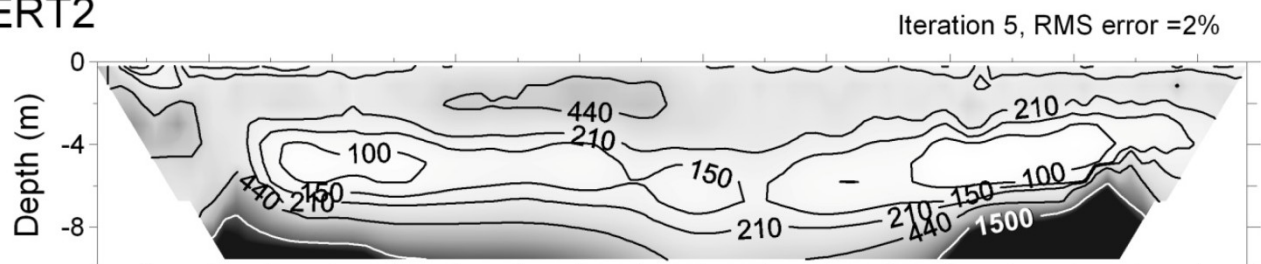
ERT derived 2D distribution of the electrical resistivity is shown in Figure 11. The resistivity image allows identifying three major formations within the peat: shallow peat formation between 0 and 4 m characterized by the resistivity between 200 and 500  $\Omega\text{m}$ ; relatively low resistive layer ( $<200$   $\Omega\text{m}$ ) that may correspond to more compact peat; and the

bedrock with the resistivity larger than 800  $\Omega\text{m}$ . A resistive lens (ERT2 profile) at the distance between 30 and 50 m is located within the principal reservoir shown by MRS. The electrical resistivity can be used for estimating the water content using the Archie's law. However as the Archie's law provides reliable results only for water-saturated sand, we did not use it our survey.

a) ERT1



b) ERT2



c) ERT3

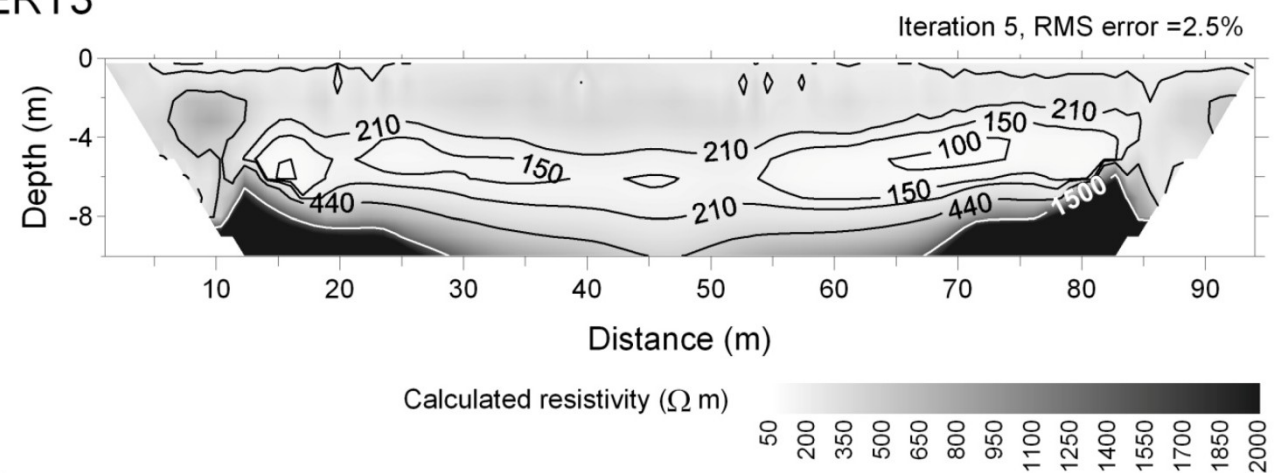


Figure 11. Inverse resistivity model derived from ERT measurements.



## **Discussion**

### ***Geometry of the bog***

The bedrock has very high electrical resistivity and very high velocity of propagation of electromagnetic waves in comparison with the peat and represents a very contrast target for ERT and GPR. Consequently, these methods allow accurately locating the bedrock. MRS was carried out using a small loop and has lower resolution in comparison with GPR and ERT. Thus, we used advantages of ERT and GPR for locating the basement and for constraining MRS inversion what allows better estimate of the water content with MRS.

Within the bog two main layers with different properties of the peat could be identified from GPR and ERT data. The first layer is located between 0 and 4 m and the second layer between 4 and 7 m approximately. The deeper layer has lower electrical conductivity and probably higher water content. These two layers may be composed of a peat of different age and density.

Meanwhile MRS, GPR and ERT being sensitive to different physical properties of the subsurface suggest different heterogeneities within the peat. Indeed, after ERT results the peat is almost horizontally stratified with small lateral variations in the peat structure. GPR shows more variations of internal continuous reflectors within the bog. MRS is able to resolve the peat as a vertically homogeneous formation with lateral variations in the water content.

### ***Water content***

ERT seems to be insensitive to the water content variation within the bog and shows mostly lithological and/or probably geochemical variations. However MRS and GPR both allow estimating the water content.

Due to the limited resolution MRS does not resolve vertical variations in the water content within the peat formation. However MRS reveals a two folds difference in the water content

in the West – East direction. After MRS, the principal water storage is located below an ancient lake with the water content of 61% and has the thickness of approximately 7 to 8 m.

After GPR results the bog could be composed of two layers with the water content of 64% in the first four meters and 69.5 % between approximately 4 and 7 m.

The observed differences between MRS and GPR water content may be related to scale effects, but also to limited resolution of MRS. Indeed, it has been reported that MRS inversion is ill posed what give rise to equivalence problem (Legchenko et al., 2004). Thus, layers with the water content of 60% and 70%, and the thickness of 8 and 7 m respectively produce very similar signals and consequently cannot be resolved by MRS. However the product of the water content and the thickness is much more stable parameter. Let us compare the water volume per surface unit derived from MRS and GPR results. We obtain after GPR results  $V_{GPR} = 0.64 \times 4 + 0.7 \times 3 = 4.66 \text{ m}^3/\text{m}^2$ . After MRS results, two equivalent solutions provide an estimate of  $V_{MRS1} = 0.61 \times 8 = 4.88$  and  $V_{MRS2} = 0.7 \times 7 = 4.9 \text{ m}^3/\text{m}^2$ . Thus, one of the equivalent solutions for MRS inversion could be very close to that derived from GPR measurements. If we add the scale difference between MRS and GPR and take into account the 2D to 3D geometry of the reservoir we could consider that MRS and GPR estimates of the water content are in a good agreement in-between.

We have no CMP measurements outside the principal reservoir identified by MRS and hence we cannot confirm the lateral variations in the water content showed by MRS profiles. These variations may be explained by variations in peat density of other physical properties but also by changes in water chemistry. We foresee to investigate these details later on studying water and peat samples extracted from the bog.

## Conclusions

We have developed and tested a stable 2D inversion scheme based on the Tikhonov's regularization method for standard MRS measurements with the coincident Tx/Rx loop. During our study we constrained inversion using knowledge of the basement position derived from ERT results thus improving MRS estimate of the water content. The noise reducing field setup with a noise reference loop allows improving the signal to noise ratio without diminishing the lateral resolution of MRS. Investigating the Luitel lake peat bog with MRS, ERT and GPR methods we have observed a very reasonable correlation between results obtained with these methods.

The water content within the peat formation was estimated with MRS to vary between 30% towards the limits of the bog and 61% to 70% in its central part. In the central part of the profile GPR results suggest 64% to 70% of the water content. Taking into account limited resolution of MRS and different scales investigated by these two methods we consider that these results are in a good agreement in-between.

However, MRS, GPR and ERT are sensitive to different physical properties of the subsurface and they show different heterogeneities within the peat. After ERT results, the peat is almost horizontally stratified with small lateral variations in the peat structure. GPR shows more variations of internal continuous reflectors within the bog. MRS is able to resolve the peat as a vertically homogeneous formation with lateral variations in the water content.

For better understanding of our geophysical results a fieldwork consisting of extraction of peat samples from different part of the peat and investigating these samples in laboratory is planned.

### **Acknowledgements**

This work was supported by DREAL (Direction Régionale de l'Équipement, de l'Aménagement et du Logement Rhône - Alpes) and CGI (Conseil Général de l'Isère).

## References

- Benson, A. K., 1995, An integration of geophysical methods and geochemical analysis to map acid mine drainage - A case study: *Exploration and Mining Geology*, **4**(4), 411-419.
- Dahlin, T., and M. H. Loke, 1998, Resolution of 2-D Wenner resistivity imaging as assessed by numerical modeling: *Journal of Applied Geophysics*, **38**, 237-249.
- Davis, J.L., and A. P. Annan, 1989, Ground penetrating radar for high-resolution mapping of soil and rock stratigraphy: *Geophysical Prospecting*, **37**, 531-551.
- Dix, C.H., 1955, Seismic velocities from surface measurements: *Geophysics*, **20**, 68-86.
- Garambois, S., P. Sénéchal and H. Perroud, 2002, On the use of combined geophysical methods to assess water content and water conductivity of near-surface: *Journal of Hydrology*, **259**, 32-48.
- Jaegera, F., N. Rudolphb, F. Langc and G.E. Schaumann, 2008, Effects of Soil Solution's Constituents on Proton NMR Relaxometry of Soil Samples: *Soil Science Society of America Journal*, **72**, 1694-1707. DOI: 10.2136/sssaj2007.0427
- Legchenko, A.V., and O.A. Shushakov, 1998, Inversion of surface NMR data: *Geophysics*, **63**, 75-84.
- Legchenko, A., and P. Valla, 2002, A review of the basic principles for proton magnetic resonance sounding measurements: *Journal of Applied Geophysics*, **50**, 3-19.
- Legchenko, A., J-M. Baltassat, A. Bobachev, C. Martin, H. Robin, and J-M. Vouillamoz, 2004, Magnetic resonance sounding applied to aquifer characterization: *Journal of Ground Water*, **42**, 363-373.
- Loke, M.H. and R.D. Barker, 1996, Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudo-sections using quasi-Newton method: *Geophysical Prospecting*, **48**, 181-152.

Loke, M.H. and R.D. Barker, 1996, Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudo-sections using quasi-Newton method: *Geophysical Prospecting*, **48**, 181-152.

Loke, M.H., 2004, Tutorial : 2-D and 3-D electrical imaging surveys: Available online at <http://www.geoelectrical.com>.

Morozov, V.A., 1966, On the solution of functional equations by the method of regularization: *Soviet Math. Doklady* 7, 414-417 (English translation).

Seaton, W.J. and T.J. Burbey, 2002, Evaluation of two-dimensional resistivity methods in a fractured crystalline-rock terrane: *Journal of Applied Geophysics*, **51**, 21-41.

Stoer, J. and R. Bulirsch, 1980, *Introduction to numerical analysis*: Springer-Verlag Berlin.

Trushkin, D.V., O.A. Shushakov, and A.V. Legchenko, 1994, The potential of a noise-reducing antenna for surface NMR ground water surveys in the earth's magnetic field: *Geophysical Prospecting*, **42**, 855-862.

Tikhonov, A. and V. Arsenin, 1977, *Solution of ill-posed problems*: John Wiley & Sons, Inc.

Topp, G.C., J.L. Davies, A.P. Annan, 1980, Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines: *Water Resources Research*, 16, 574-582.

de la Vega, M., A. Osella and E. Lascano, 2003, Joint inversion of Wenner and dipole-dipole data to study a gasoline-contaminated soil: *Journal of Applied Geophysics*, **54**, 97-109.





## Partie III : Etude des injections des lixiviats

---

*« L'usage et la pratique ont précédé toutes les sciences et tous les arts ; mais les sciences et les arts ont ensuite perfectionné la pratique »*

*César Chesneau, 1676-1756*





---

## *Contribution de l'ERT 3D au suivi temporel des injections des lixiviats*

### *6.1. Introduction*

Dans le chapitre 4, des solutions pour limiter les fausses variations de la résistivité électrique au cours de suivi temporel d'infiltration ont été dégagées, afin de fiabiliser les images ERT. Ces solutions permettent d'obtenir des images de la distribution de la résistivité calculée dans les déchets lors du suivi temporel d'infiltration, sans artéfact. L'objectif de ce chapitre est de montrer qu'à partir des mesures ERT 3D, on peut tenter une caractérisation des propriétés hydrodynamiques et une description de la structure du déchet à l'échelle du site industriel. Deux approches peuvent être proposées pour extraire des informations hydrodynamiques des résultats d'inversion ERT :

- la première approche est d'utiliser une relation de type Archie à calibrer sur des échantillons de déchets en laboratoire ou sur site. On peut alors calculer la teneur en eau volumique dans le massif de déchets ;
- la seconde approche est d'extraire le contour du front d'infiltration à partir des pourcentages de variations de la résistivité calculée dans le temps et dans l'espace.

La relation d'Archie est difficile à obtenir en laboratoire pour deux raisons. La première est que pour les faibles teneurs en eau, il n'est pas possible de maintenir homogène la répartition de l'eau dans l'échantillon ce qui peut biaiser les résultats. La seconde est que dans ce type d'expérimentation la représentativité de l'échantillon choisi est souvent remise en cause. En effet, il est difficile de passer

d'un échantillon de déchet (parfois broyé dans les expérimentations de laboratoires) à un site industriel de plusieurs centaines de milliers de m<sup>3</sup>. Etablir une relation de type Archie réclame, à cette échelle de connaître, autour d'un forage,  $\rho_w$ ,  $\rho_{sol}$ ,  $\phi$ ,  $m$ ,  $a$ , et  $Se$  initial, ce qui est pratiquement impossible dans les déchets. Pour cette raison, nous avons choisi la seconde approche. Elle consiste à extraire des informations sur les injections des lixiviats à partir des iso-contours de pourcentage de variations de la résistivité. Ce chapitre présente sous forme d'article la contribution de l'ERT 3D *time-lapse*, à la caractérisation des propriétés hydrodynamiques.

## **6.2. Caractérisation des injections des lixiviats par ERT 3D**

Les résultats de cette partie ont fait l'objet d'une publication soumise après les corrections dans le journal «*Waste Management*» le 28 juin 2010 :

**R. Clément, L. Oxarango, M. Descloitres.** « *Contribution of 3D time-lapse ERT to study leachate plume migration in landfill* ».

# CONTRIBUTION OF 3D TIME-LAPSE ERT TO STUDY LEACHATE RECIRCULATION IN A LANDFILL

Clément R. <sup>(a, b)\*</sup>, Oxarango L. <sup>(a, b)</sup>, Descloitres M. <sup>(a)</sup>

*a) Laboratoire d'Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE, UMR 5564, CNRS, INPG, IRD, UJF) B. P. 53, 38041, Grenoble Cedex 9, France.*

*b) Grenoble Université, B. P. 53, 38041, Grenoble Cedex 9, France*

\*Corresponding author, remi.clement@hmg.inpg.fr

## ***Abstract***

Leachate recirculation is a key process in operating municipal waste landfills as bioreactors. It aims at increasing the moisture content to optimize the biodegradation. Since, waste is a very heterogeneous and anisotropic porous media, the geometry of the leachate plume recirculation is difficult to delineate from the surface at the scale of the bioreactor site. In this study 3D time-lapse Electrical Resistivity Tomography (ERT) was used to obtain useful information for understanding leachate recirculation hydrodynamics. The ERT inversion methodology and the electrode arrays were optimised using numerical modeling simulating a 3D leachate injection scenario. Time-lapse ERT was subsequently applied at the field scale during an experimental injection. We compared ERT images with injected volumes to evaluate the sensitivity of time-lapse ERT to delineate the plume migration. Results show that time lapse ERT: i) can locate accurately the injection plume delineating its depth and lateral extension; ii) can be used to estimate some hydraulic properties of waste.

## **Keywords:**

Time-lapse ERT, 3D ERT, hydrodynamic, bioreactor, leachate recirculation, Landfill monitoring.

## Introduction

In France, approximately 45% of the Municipal Solid Waste (MSW) is deposited in landfills. Even if the recycling of MSW is improving, landfills remain a major tool for waste management. Following the French environmental regulations, the landfill bioreactor concept is now emerging. The anaerobic bioreactor process aims at enhancing the waste biodegradation and the energy production from biogas (Reinhart and Townsend 1998, Reinhart, McCreanor and Townsend 2002, Imhoff et al. 2007). It generally involves leachate recirculation in order to increase the moisture content and to homogenise the distribution of adapted microflora (Pohland 1980, Rees 1980, Reinhart and AlYousfi 1996). As a consequence, a significant improvement of waste biodegradation kinetics is expected from the resulting change of environmental conditions in the waste (Barlaz and Reinhart 2004, Imhoff et al. 2007, Rendra, Warith and Fernandes 2007). The leachate recirculation process is also economically beneficial for leachate treatment concerns: the volume of leachate to be treated is reduced as a part of the liquid is retained by the waste matrix (Warith 2002) and in situ leachate treatment could be achieved with denitrification for instance (San and Onay 2001, Zhong et al 2009). However, leachate injection systems optimisation remains a challenging problem for operators. Given that liquid flow exhibits complex behaviours in very heterogeneous porous media, in situ monitoring methods are required. At the industrial site scale, the leachate infiltration processes in the waste are poorly known. It is difficult to predict the dynamic migration of leachate in the waste at this scale.

Current knowledge of the water content in the bioreactor waste landfill is often limited in industrial site. Many studies have shown the effectiveness of TDR probes or neutron probes to characterise the water content of the waste (Kumar et al. 2009, Staub et al. 2009). Kumar et al. 2009 shows that resistivity-based sensors can be used to obtain a reasonably accurate estimate of local moisture content. Imhoff et al 2007 described that a neutron probe was used on several occasions but its use is not easy, storage of the equipment and disposal of the probe with its radioactive source is also expensive and highly regulated. Frequency domain electromagnetic (FDEM) method (using EM31 device) shows the effectiveness of this method for the detection of infiltration into the landfill (Clément et al. 2009a). However, this method only provides an average value of the electrical resistivity integrated between 0 and 5 m depth moreover it does not specialise leachate infiltration in 3D.

Many studies have shown that Electrical Resistivity Tomography (ERT) can be a suitable method to study complex resistivity distribution (2D and 3D) at a large scale (10 to hundreds of metres wide to 30 m deep) (Bernstone et al. 2000, Buselli and Lu 2001, Binley et al. 2002, Day-Lewis et al. 2003, Depountis et al. 2005, Descloitres et al. 2008b). As such, ERT is becoming a common tool for studying leachate injection experiments in landfills (Moreau et al. 2003, Morris et al. 2003, Rosqvist et al. 2003, Guerin et al. 2004, Guérin et al. 2004b, Depountis et al. 2005, Olofsson, et al. 2006, Mondelli

et al. 2007, Grellier et al. 2008). During injection processes, if a leachate content or gas migration create resistivity variations, ERT can be considered using a time-lapse approach (i.e. repeating the ERT survey several times during the injection). Time-lapse ERT is used to study environmental processes because it focuses on electrical resistivity changes in the subsurface produced by groundwater flow (Vesnaver et al. 2003). The main potential applications are pollution plume monitoring (DeLima, Sato and Porsani 1995, Benson 1995, Benson, Payne and Stubben 1997, Day-Lewis et al. 2003) and the location of shallow or deep infiltration or recharge zones (Descloitres et al. 2008a, Descloitres et al. 2008b). A non-invasive delineation of leachate injection plume in landfills can be achieved with time-lapse ERT (Rosqvist et al. 2003, Guerin et al. 2004, Acworth and Jorstad 2006, Olofsson et al. 2006, Grellier et al. 2008).

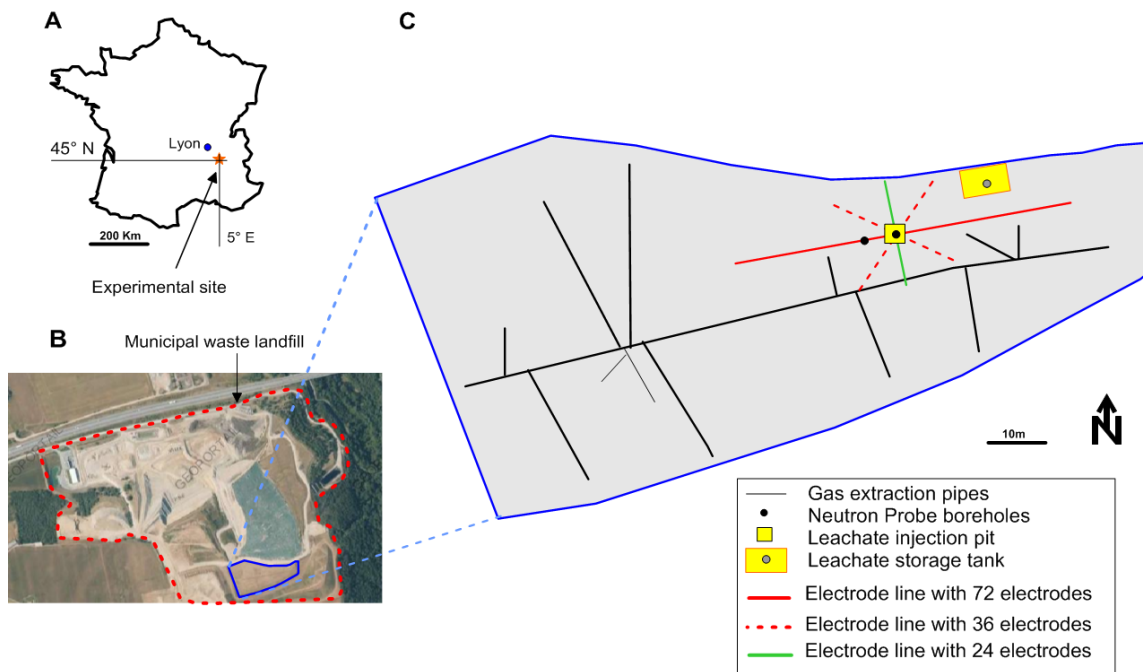
It is well known that ERT has a decreasing resolution with depth and different resolution according to inversion parameters and array types (Loke 1999). Time-lapse ERT can be a very efficient way to delineate resistivity changes in the subsurface if optimised inversion parameters are chosen (Clément et al. 2009a,b). However, even if the quality of time-lapse ERT image is fine, the interpreter may still experience difficulties in choosing the proper calculated resistivity variation iso-contour for hydrodynamic interpretation. Therefore, a crucial issue is to be able to choose the right percentage of calculated resistivity variation iso-contour to derive the most accurate information from ERT.

The main goal of this paper is to derive useful information on hydrodynamic parameters from 3D time-lapse ERT during a leachate injection field experiment. First, the authors studied the sensitivity of the method using numerical modelling. This step allowed illustrating the influence of iso-contour choice. Secondly, the authors focused on plume variation with time, thus enabling to derive the leachate flow rate inside the cell, an original estimate of the porosity used during the infiltration process and useful informations regarding hydraulic conductivity anisotropy at the site scale.

## Material and methods

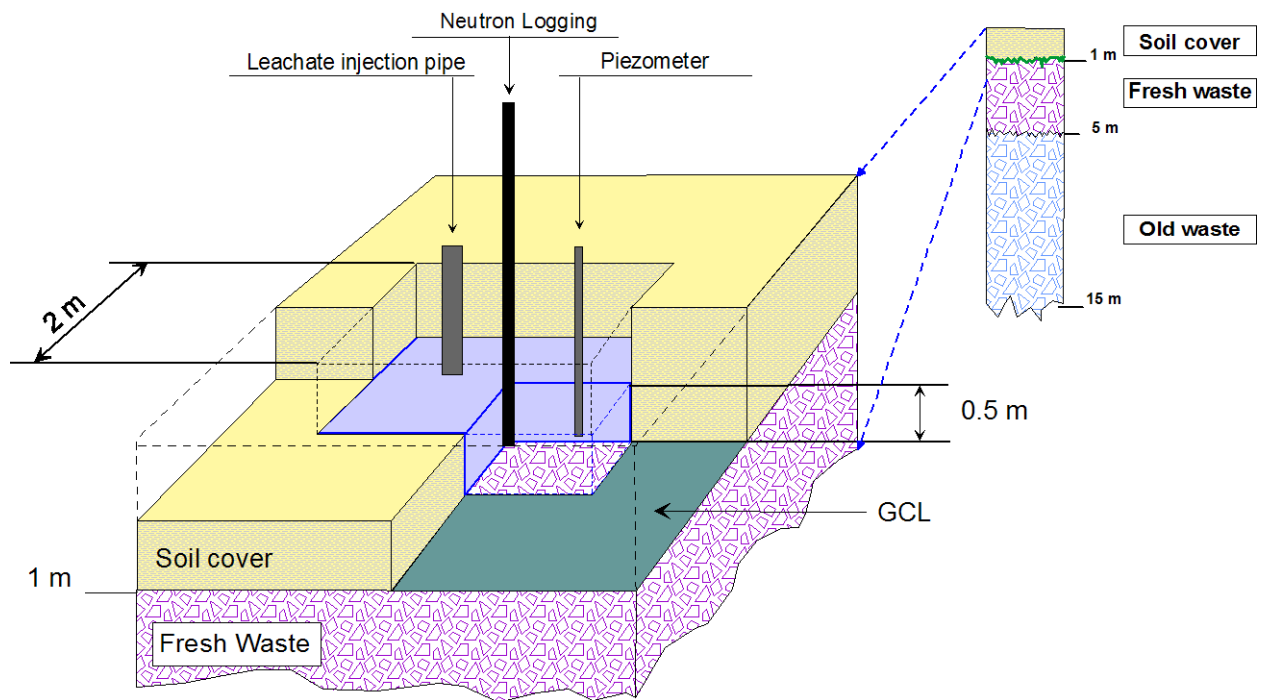
### a) Description of field site

The experimental landfill site is located in east-central France near Valence (Drôme region (26)) (Fig. 1-A). It is a landfill for domestic and non-hazardous industrial solid waste (Fig. 1-B). The filling operation began in 1998 and was completed by the final capping in 2007. To valorise the biogas produced during the waste biodegradation, the landfill cell is equipped with a biogas extraction system (Fig. 1-C). However, the landfill is not equipped with a leachate recirculation system and thus is not operated as a bioreactor.



**Fig.1: site description: A) Location of the municipal waste landfill in France B) Aerial photo of the municipal waste landfill C) Map of studied cell deposit (in red dot electrical resistivity array lines)**

The landfill cell deposit spreads across an area of 6000 m<sup>2</sup> with a dimension of 200 m long and a maximum width of 40 m. The vertical structure of the cell is composed of three distinct layers (Fig. 2). The surface layer (or cover layer) is a loamy-sand soil cover, 1.5 m thick. This soil is separated from the waste by a geotextile GCL (Geo-synthetic Clay Liner) with very low hydraulic permeability. The waste thickness varies between 15 to 25 m. It is composed of two layers: Below the geotextile, the most recent waste layer is approximately 5 m thick. It was disposed during the last year before closure after a pre-settlement phase of the deeper waste that lasted three years. The deepest layer, approximately 15 m thick, is the oldest waste (Fig. 2).



**Fig.2: Scheme of the leachate injection pit and structure of leachate waste deposit cell.**

***b) Injection experiment***

To perform the leachate injection, an injection pit was designed (Fig. 2) and placed around a neutron logging tube. It thus allowed monitoring the location of the infiltration front under the injection using the neutron probe. The dimension of the pit, which was located on top of the waste material, was 2 m long, 2 m wide and 50 cm deep (Fig. 2). It was filled with draining gravel insuring a good hydraulic conductivity. In order to minimise the lateral flow from the pit, a high density poly-ethylen (HDPE) liner was placed around the lateral pit walls and on the top of the pit. The pit was covered by a 0.5 m thick loamy-sandy soil layer. It was periodically filled up with leachate in order to keep the hydraulic head almost constant between 40 and 50 cm during the experiment. The hydraulic head was monitored thanks to a piezometer. The leachate injection experiment lasted about 23 hours. During this period, the leachate electrical conductivity and temperature remained almost constant at  $12700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (*i.e.* an electrical resistivity of  $0.79 \Omega\cdot\text{m}$ ) and  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ . The injected volume was monitored periodically using the level in the leachate tank and the tank weight during filling operation. Since this experiment was a feasibility test, the operating conditions were slightly simpler (quasi-punctual injection, constant head, low flow rate) than typical operational conditions.



### c) *Geophysical measurement*

#### *ERT (Electrical Resistivity Tomography) measurement*

ERT is becoming a common tool for studying leachate injection experiments in landfills (Rosqvist et al. 2003, Moreau et al. 2003, and Guerin et al. 2004). In this study, the authors used a Syscal PRO multi channel resistivitymeter with 96 electrodes, combined with a Switch Pro unit with 96 electrodes (IRIS instruments, Orleans, France). As part of the research, 168 stainless steel electrodes were connected; the electrodes were left on the site during the experiment. Dipole-dipole arrays were applied. A star-shaped array as shown in Fig. 1 was designed following the synthetic modelling presented in Clément et al. 2009a. Four independent electrode lines were used with 1 metre unit electrode spacing. The star was built with one line of 72 electrodes, perpendicular to one line of 24 electrodes. Two other lines of 36 electrodes were oriented at 45° from the previous ones.

We used in-line acquisition sequences. No inter-line measurements were used as it was necessary to promptly collect the data in case of fast leachate migration. During each acquisition sequence, the four electrode lines were acquired with dipole-dipole array corresponding to a total of 2683 quadripoles. In all, 15 data sets were collected during 25 hours. The total acquisition time for one data set was 20 minutes (current injection time 250 ms, stack min 1 / max 3). The evolution of the infiltration plume during the acquisition time may probably result in a distortion of the ERT results. However, no currently available commercial inversion software package takes into account this effect. Future generation of inversion code may deal with this problem through a 4D approach aiming at considering the acquisition time of each quadripole.

During the experiment in July 2008 no rain occurred, avoiding shallow resistivity artefact as evidenced by Clement et al. 2009b.

#### *Time lapse Inversion procedures*

Time lapse Inversion procedures aims at inverting the apparent resistivity data set to reconstruct calculated resistivity model. This was performed using the DC3DInvRes software package (Günther 2004), using standard parameters.

The inversion model space is 72 m long, 40 m wide and has a thickness of 15 m. The mesh size of the inversion model is 1m<sup>2</sup> in horizontal plane and the vertical distribution has 15 levels with logarithmic distribution. The following parameters have been used in this study: a Gauss-Newton minimisation with isotropic smoothness constraints (no preferential direction) and a constant regularisation parameter  $\lambda=30$ . The initial model was set as a reference model as a starting solution for the inversion of the final data set. This procedure is common for most time-lapse surveys as proposed by Loke

1999, Day-Lewis et al. 2003 or Vesnaver et al. 2003. Further, the “blocky model” option was used in order to yield sharp changes.

In this paper, the variation of resistivity calculated is expressed as a percentage of calculated resistivity variation (PCRIV) change  $\Delta\rho$ . If the resistivity decreases the percentage change is negative. If the resistivity increases the percentage change is positive, according to equation (1).

$$\Delta\rho = \left( \frac{\rho_f}{\rho_i} - 1 \right) \times 100 \quad (1)$$

Where  $\rho_f$  (in  $\Omega.m$ ) is the resistivity at the considered time step and  $\rho_i$  (in  $\Omega.m$ ) is the initial resistivity measured before the beginning of leachate injection.

### ***Data post-processing***

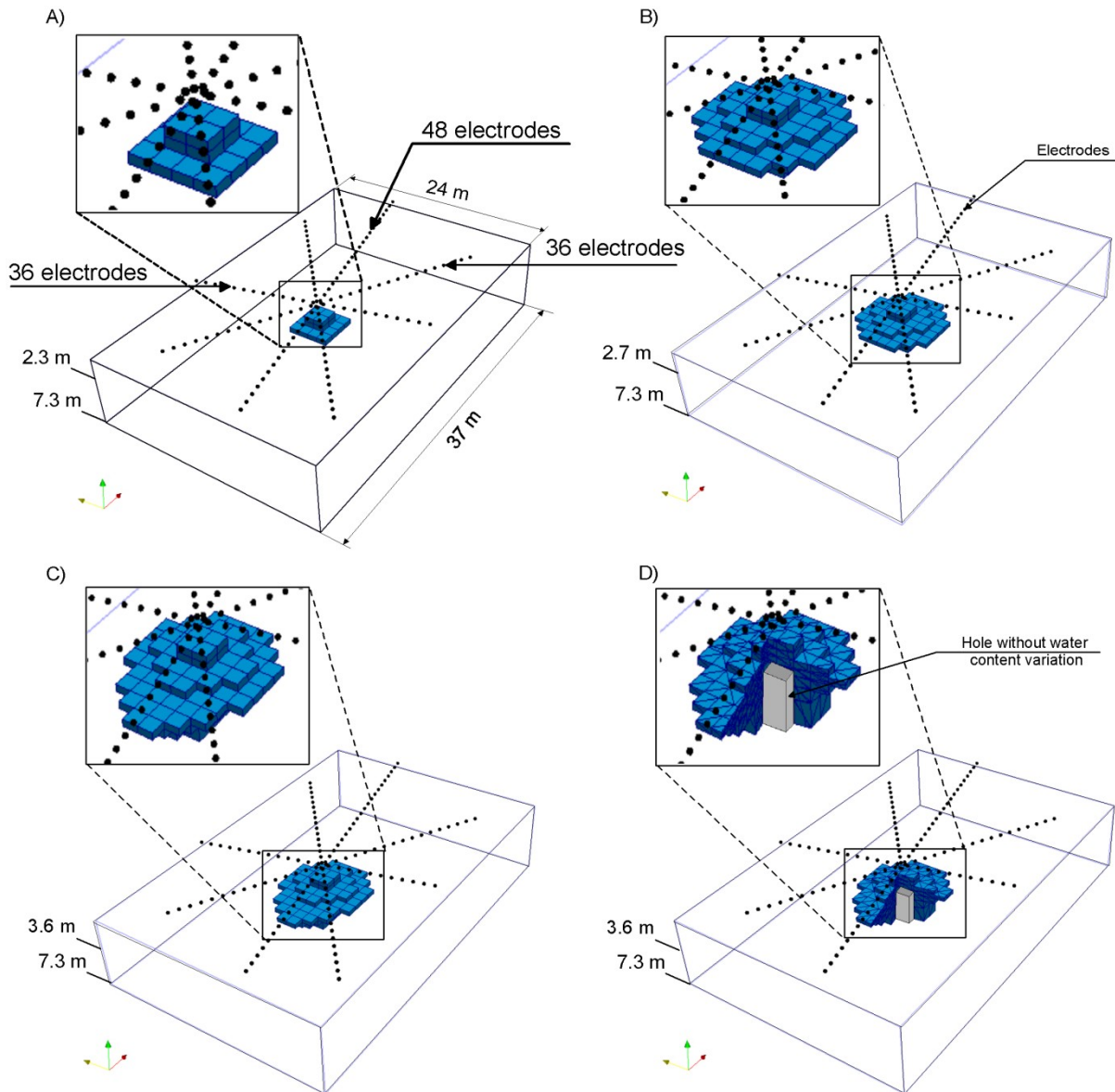
The calculated resistivity and PCRIV 3D maps generated by DC3DInvRes have post-treated using the Paraview software package. All the volumetric calculations were done using the *Threshold* and *Integrate variable* filters. Thus, it is based on the block data preventing interpolation errors to be introduced. However, the 3D maps and 2D sections are presented as interpolated images in order to conform to classical geophysical result presentation.

## **Results and Discussion**

### ***a) Time-lapse inversion data analysis: Synthetic modelling***

The main problem of this study is to delineate the volume of waste influenced by the injection process. The electrical resistivity tends to decrease as the waste moisture content increases. But it must be kept in mind that the ERT is an indirect method to evaluate the resistivity distribution in the field. ERT requires an inversion step to evaluate the calculated resistivity distribution from the apparent resistivity. This inversion promotes a numerical diffusion (or smoothing effect) around the object presenting a resistivity change. In this section, a synthetic numerical model is used to evaluate the iso-contour of resistivity percentage change that best describes the volume of a known object.

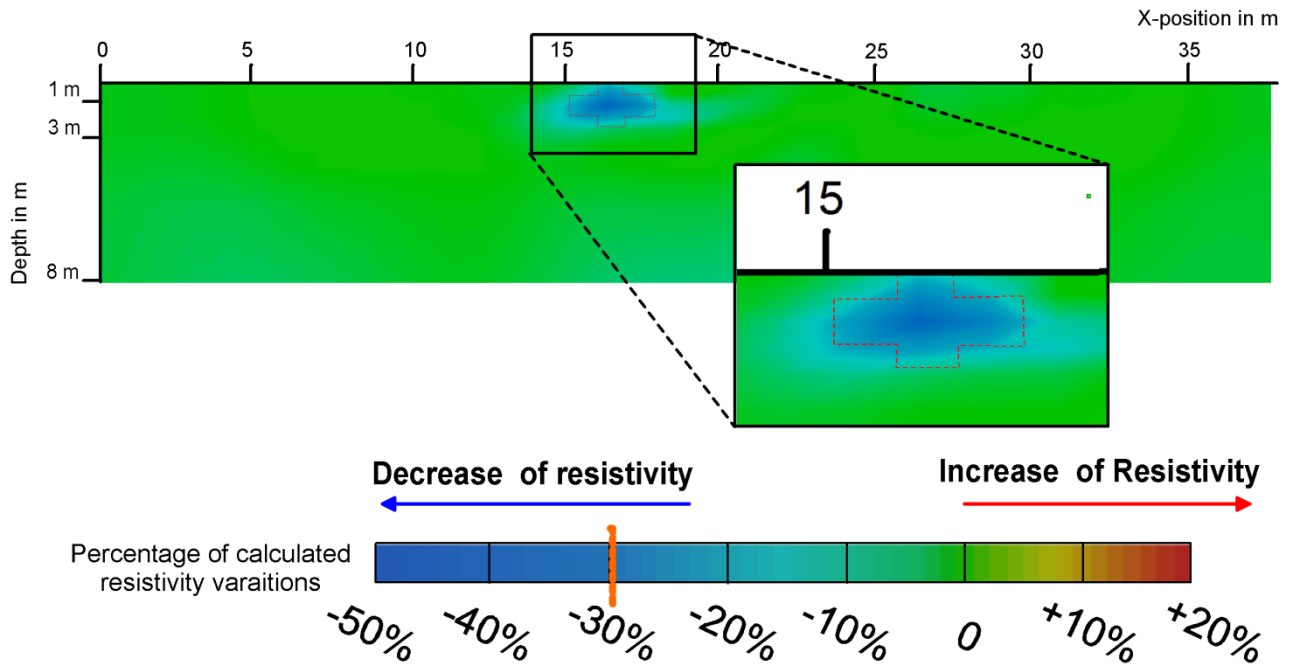
DC3DInvRes Software package (forward modelling) was used to calculate synthetic apparent resistivity data sets from a chosen synthetic bulk resistivity model (Günther 2004). This software uses a finite difference forward calculation. To obtain more realistic apparent resistivity data, random voltage dependent noise of 1.5% was added to simulate a low-noise acquisition (Radulescu et al., 2007). The methods presented in the “time-lapse inversion procedure” section were applied for the inversion procedure.



**Fig.3: synthetic plume patterns used for numerical modeling**

Four scenarios of simplified infiltration plume were used to illustrate the effect of time-lapse 3D ERT acquisition and numerical treatment (Fig. 3). The shape and volume of these plumes were chosen based on the size of the infiltration plume observed during the 3D time-lapse ERT experiment at different time step. The sharp resistivity change used to simulate a moisture content variation is localised in a zone which volumes  $V_{real}$  are respectively  $14.32 \text{ m}^3$  (case A),  $62.64 \text{ m}^3$  (case B),  $82.44 \text{ m}^3$  (case C) and  $83.96 \text{ m}^3$  (case D). The latter configuration presents a hole in its lower part which is close to the shape observed at the end of the experiment. This shape is known to be badly resituated by

the ERT inversion. For the synthetic modelling, the field array geometry was used but the longest line was reduced to 48 electrodes, resulting in a total of 136 electrodes. The size of the calculation domain is thus smaller than the field experiment domain (37 m x 24 m x 7, 3 m). The initial resistivity distribution is uniform and the resistivity within the infiltration plume is uniformly reduced to a PCRV  $\Delta\rho_{\text{real}}$  of -30% (Fig.3). This PCRV was chosen because it is of the same order of magnitude as the PCRV observed within the infiltration plume during the experiment. The calculated 3D resistivity ratio maps exhibit a sensitive diffusion effect that is illustrated on the longer section for case C (figure 4).

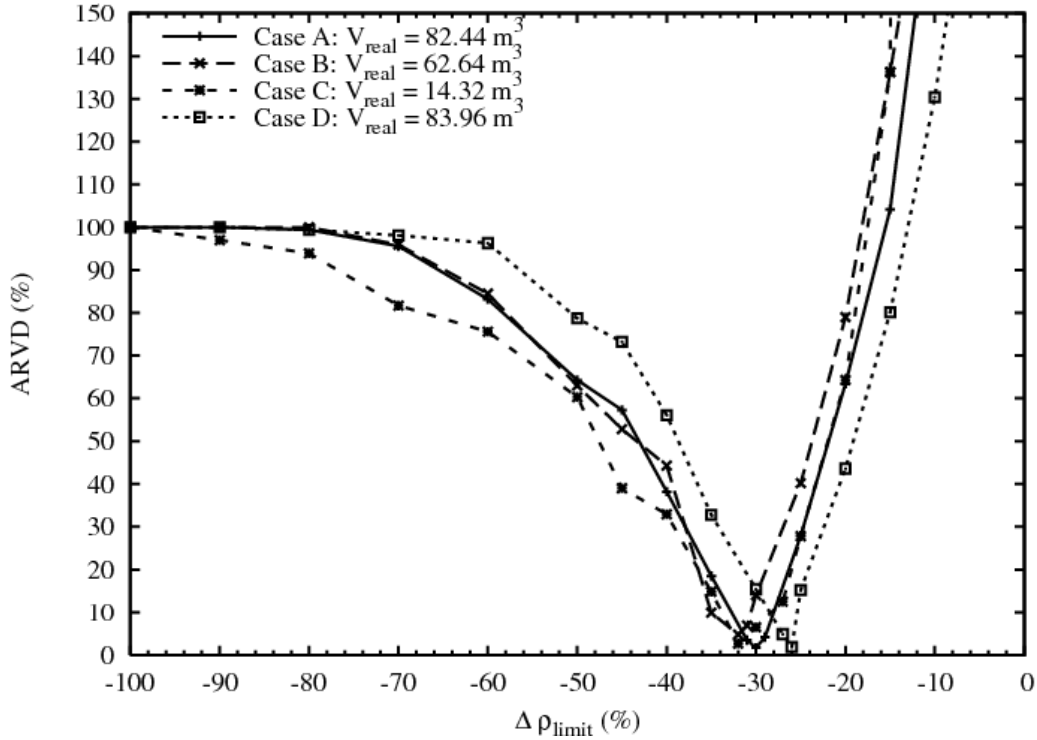


**Fig.4: Example of smoothing effect on an calculated PCRV 3D map (Plume A on the fig 3)**

One should note that the calculated resistivity 3D map preserved the small asymmetry of the initial model. In order to determine the iso-contour of resistivity ratio that best delineate the initial model of wetted waste plume, The PCRV 3D maps were used to obtain calculated plume volumes  $V_{\text{CP}}$  which resistivity decreases in a range of  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  (*i.e.* the volume satisfying the criteria:  $-100 < \Delta\rho < \Delta\rho_{\text{limit}}$ ). The absolute relative volume deviation ARVD is defined as:

$$ARVD(\Delta\rho_{\text{limit}}) = \frac{|V_{\text{CP}}(\Delta\rho_{\text{limit}}) - V_{\text{real}}|}{V_{\text{real}}} \times 100 \quad (2)$$

ARVD is an estimate of the error between the real plume volume  $V_{\text{real}}$  and the calculated plume volume  $V_{\text{CP}}$  calculated for a given PCRV  $\Delta\rho_{\text{limit}}$ . Evolutions of the ARVD with  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  are plotted on Fig. 5 for the four studied cases.



**Fig.5: Evolution of the ARVD in function of  $\Delta\rho_{\text{limit}}$ .**

The ARVD tends towards 100% as the PCRV  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  tends toward zero: the volume satisfying the criteria tends towards zero. In a first part of the curve, the ARVD decreases toward a minimum value closed to zero as  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  increases. In this part of the curve, the volume satisfying the criteria underestimates the real plume volume  $V_{\text{real}}$ . The  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  value nullifying the ARVD is optimal since the calculated volume  $V_{\text{CP}}$  equals  $V_{\text{real}}$ . For  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  higher than the optimum, the ARVD increases: The volume satisfying the criteria tends to be the whole domain volume for  $\Delta\rho_{\text{limit}} = 0$ . Evolutions of the ARVD with  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  exhibit a small discrepancy between the three configurations without hole. The value of the optimal  $\Delta\rho_{\text{limit}}$  is -32% for the smaller and intermediate infiltration plumes (case A and B) and -30.5% for the larger plume (case C). The plume presenting a hole (case D) slightly differs from the other tests with  $\Delta\rho_{\text{limit}} = -26\%$ . This set of numerical simulations does not put forward a direct relationship between the size of the plume and the quality of the PCRV 3D map but confirms that a complex shape could lead to a poorer inversion quality. Using the real value of  $\Delta\rho_{\text{limit}} = -30\%$  in order to delineate the infiltration bulb on the calculated PCRV 3D maps leads to the following values of ARVD:

- Case A: The plume volume is overestimated by 6.5%
- Case B: The plume volume is overestimated by 14%
- Case C: The plume volume is overestimated by 1.7%
- Case D: The volume of the plume presenting a hole is underestimated by 15.4%

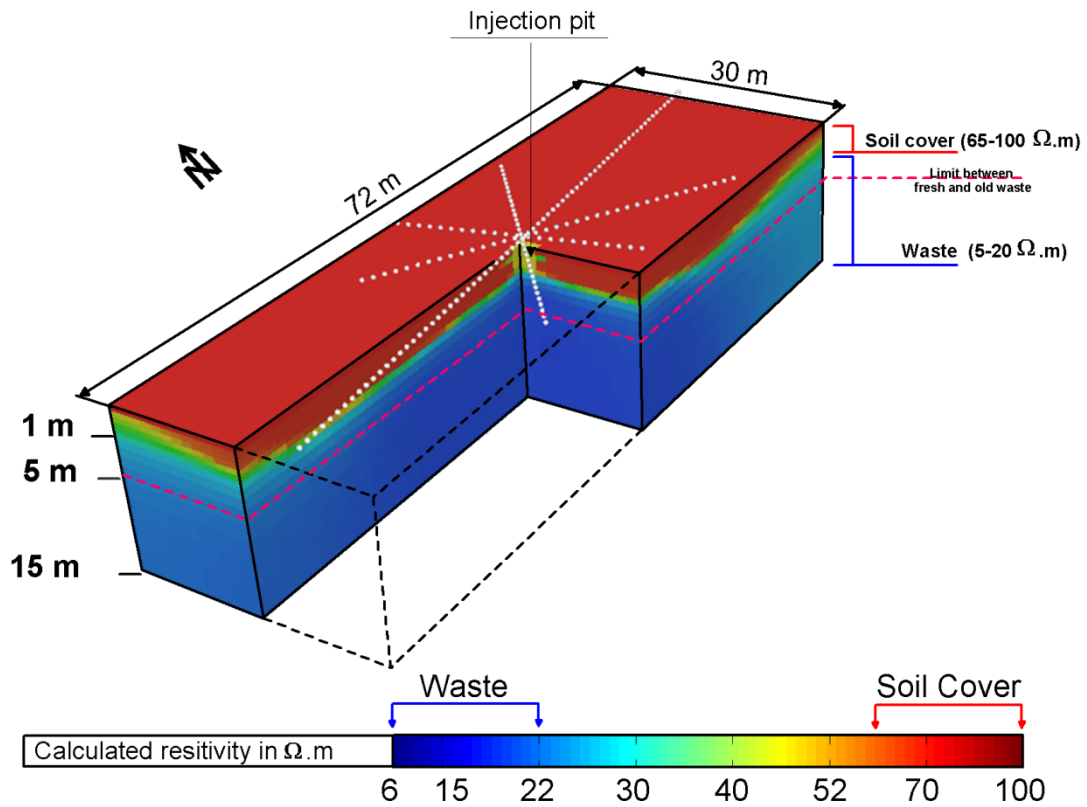
The observed discrepancy should be related to a mesh size effect since the mesh used for this study is somehow rough. However one should keep in mind that this synthetic modeling is designed to be very close to the inversion procedure used to treat the field data. Since it is closely related to the electrode array configuration, it could hardly be refined without adding a large number of electrodes. Even if a sensitivity study is not easily achieved since it would be strongly related to the size, shape and PCRV of the plume, this first attempt to illustrate the error associated with the 3D time-lapse ERT acquisition and inversion put forward that errors on volumetric calculations could be as high as  $\pm 15\%$  even in simple cases with infiltration plumes presenting sharp fronts and homogenous PCRV.

***b) Electrical resistivity tomography results: structure of the waste***

Calculated resistivity 3D map of the first ERT measurement after the injection operation begins ( $t = 20$  min) is presented on Figure 6. This 3D map is much closed from the initial calculated resistivity 3D map but allow locating the injection pit. It is in good agreement with the known structure of the landfill cell:

- Surface layer is the sandy soil cover with a thickness between 1 to 1.5 metre. The resistivity is between 65 and 100  $\Omega.m$ , which corresponds to a resistivity observed in July on our experimental site.
- The second layer has a thickness from 9 to 13 m. One should note that this thickness represents the maximum investigation depth using the experimental apparatus. The resistivity of this layer ranges between 18 and 22  $\Omega.m$ . Even if there is a limit between fresh and old waste at 5 m deep, the ERT is not sensitive to this discontinuity. The average resistivity of the oldest waste appears to be the same as the resistivity of the most recent waste. The initial resistivity field in the waste is almost homogeneous. Thus, the time-lapse result analysis can be performed using the PCRV (eq. 1).

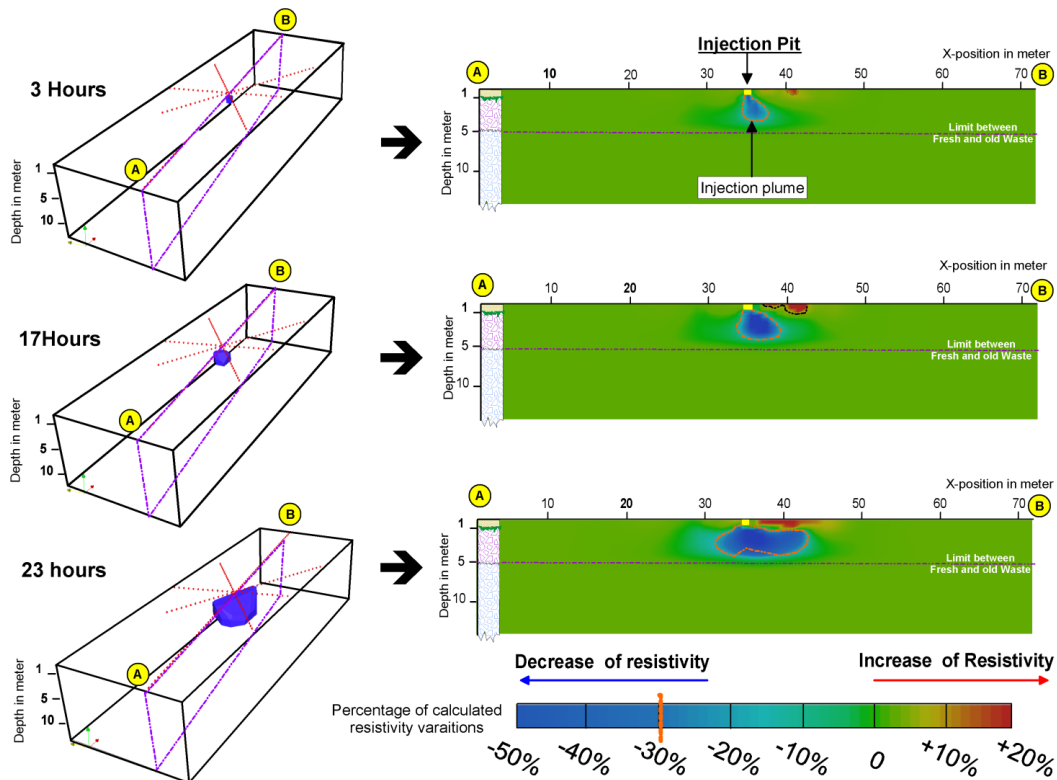
At the injection pit location, resistivity decreases from 100 to 30  $\Omega.m$ . This variation is attributed to the injection of leachate into the injection pit which is buried at 50 cm deep.



**Fig.6: Example of calculated resistivity at the initial time (t=20 min).**

**c) Time lapse ERT results:**

In this section, the choice of the limit percentage change is discussed. The hydraulic behaviour of the infiltration plume involves complex phenomenon such as capillary effects and preferential flows. Thus the injected leachate distribution should not present a sharp front in the field. On top of that, this physical smoothing effect is mixed with the numerical smoothing effect due to the inversion procedure. This phenomenon is illustrated by the slice of PCRV 3D map presented in Figure 7. The selection of a characteristic limit PCRV is needed in order to interpret the time lapse ERT results. As a first approach, the evolution of the injected volume with time is used to select the limit of PCRV.

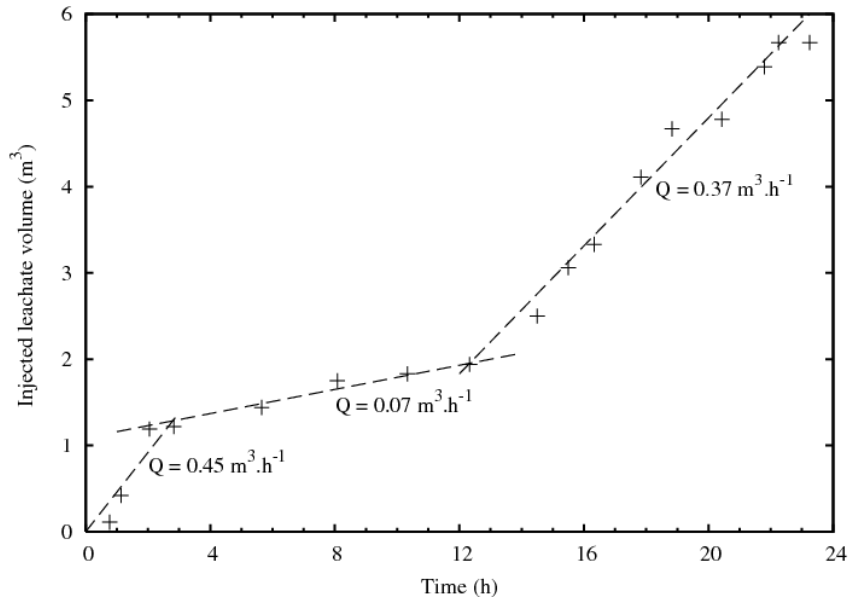


**Fig.7: In left: PCRV cross-section of 3D maps during injection experiment after 3h, 17h and 23h. In right: -30 % 3D-PCRV iso-contour during injection experiment after 3h, 17h and 23h.**

The injected volume as a function of the time is presented in Fig. 8. It can be decomposed in 3 phases:

- We injected  $1.3 \text{ m}^3$  between 0 and 3 hours. The leachate infiltration flow rate is  $0.45 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  during the first 3 hours.
- Between 3 and 13 hours the volume of leachate injected is only  $0.5 \text{ m}^3$ , the infiltration flow rate decreases to about  $0.07 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .
- Then we injected  $3.5 \text{ m}^3$  until the end of the experiment, while the infiltration flow rate increases to  $0.37 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .



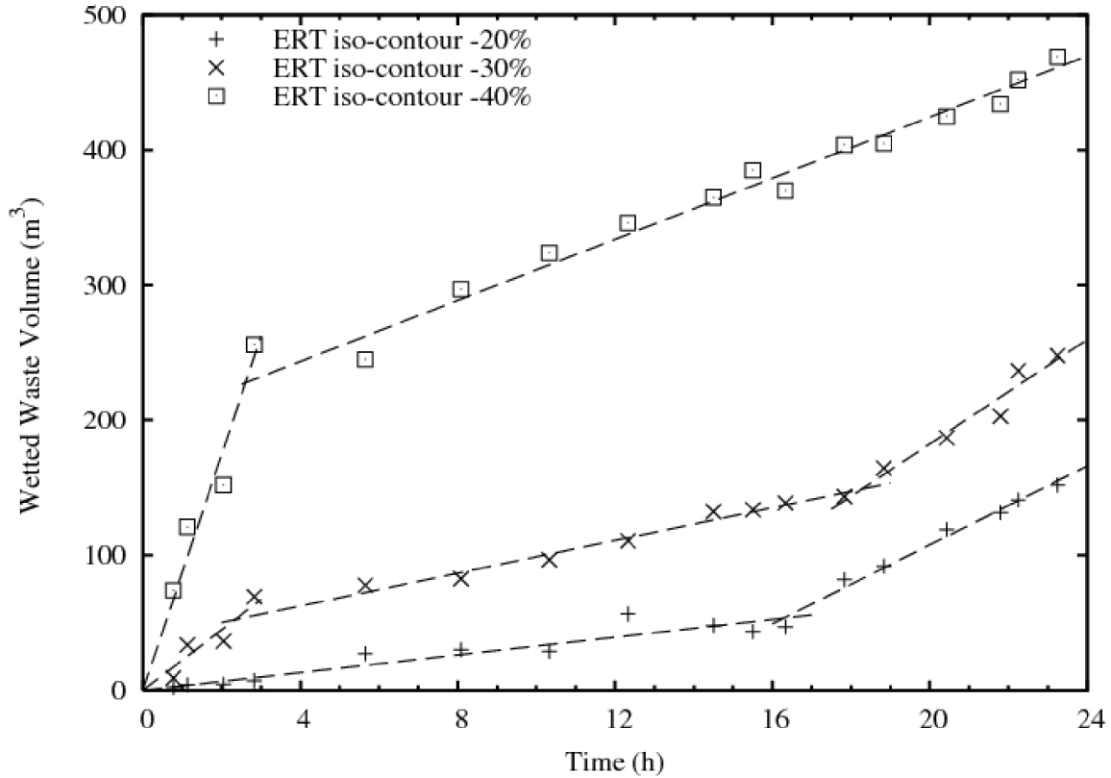


**Fig.8: Cumulative injected leachate volume in time, (Q is the infiltration flow rate obtained from linear regression).**

There are significant variations in the leachate infiltration flow rate over time while the hydraulic head in the injection pit remained almost constant. This observation should be linked to the waste structure. Some entrapment effects due to the presence of impermeable plastic materials may explain this unusual behaviour. However, the analysis of this complex behaviour is not within the scope of this study.

As a first estimate, the volume of the infiltration plume was evaluated as the volume bounded by various PCRV iso-contours. The evolution with time of the volume bounded by the -40%, -30% and -20% PCRV iso-contours is presented on Fig. 9 following the criteria presented in section a). Fifteen ERT plume 3D maps have been considered.

- The PCRV iso-contour -40% shows a growth from 0 to 250 m<sup>3</sup> between 0 and 3 hours. Then the evolution shows a slower growth up to 450 m<sup>3</sup> until 23 hours.
- The PCRV iso-contour -30% shows a growth from 0 to 60 m<sup>3</sup> between 0 and 3 hours. Between 3 and 17 hours the infiltration volume measured by ERT increases from 60 m<sup>3</sup> to 130 m<sup>3</sup>, the speed of infiltration decrease. Then between 15 and 23 hours the volume of the infiltration plume increases up to 250 m<sup>3</sup> and the speed of infiltration increases.
- For the PCRV iso-contour -20% we have a progressive growth between 0 and 16. From 0 to 50 m<sup>3</sup>, the speed of growth decreases. Then between 16 and 23 hours, the calculated plume volume increases gradually up to 150 m<sup>3</sup>.



**Fig.9: Calculated plume volume in function of time, for three different PCRV iso-contour (-20%, -30%, -40%).**

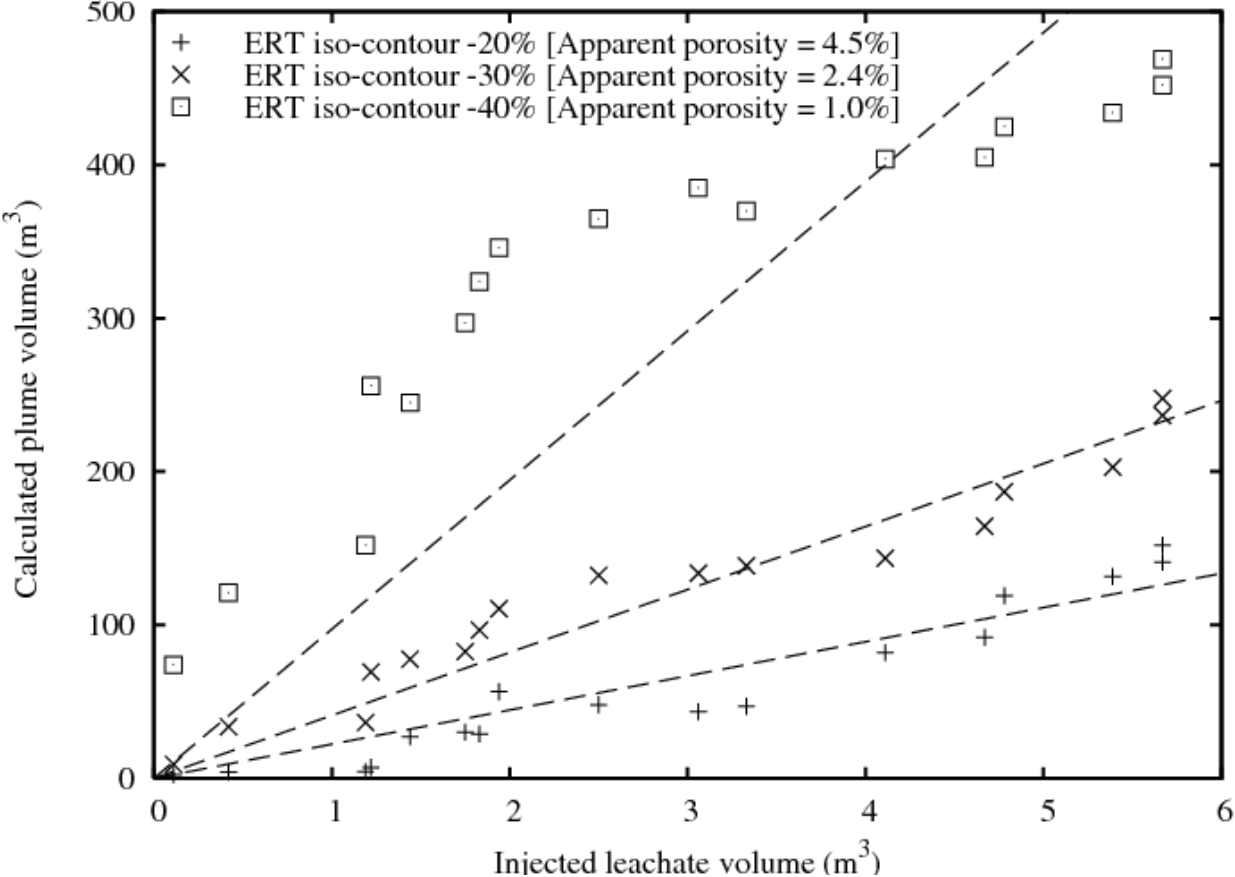
In order to compare time-lapse ERT field results, frequency domain electromagnetic (FDEM) geophysical surface measurements and neutron probe loggings were carried out before, during, and after the injection. It demonstrated that the infiltration extension obtained from time-lapse ERT is in good agreement with the FDEM and neutron probe data. This multi-methods validation is presented extensively in (Clément et al. 2009a).

Figure 10 presents the relationship between the volumes bounded by the three iso-contours obtained from ERT with the injected volumes. The linear fit is in good agreement for the iso-contours -20% and -30%. The RMS is respectively 16.11 and 18.84. The iso-contour -40% presents a poorer agreement with a RMS of 99.1. These results illustrate the sensitivity of 3D time-lapse ERT to the infiltration dynamic for iso-contour -20% and -30%.

Each volume calculated from the ERT 3D maps can be seen as a volume of wetted waste. Since a satisfactory linear relationship is evidenced, the ratio between the injected volume  $V_i$  and the calculated plume volume  $V_{CP}$  represents an apparent porosity  $\varepsilon_a$ .

$$\varepsilon_a = \frac{V_i}{V_{CP}} \quad (3)$$

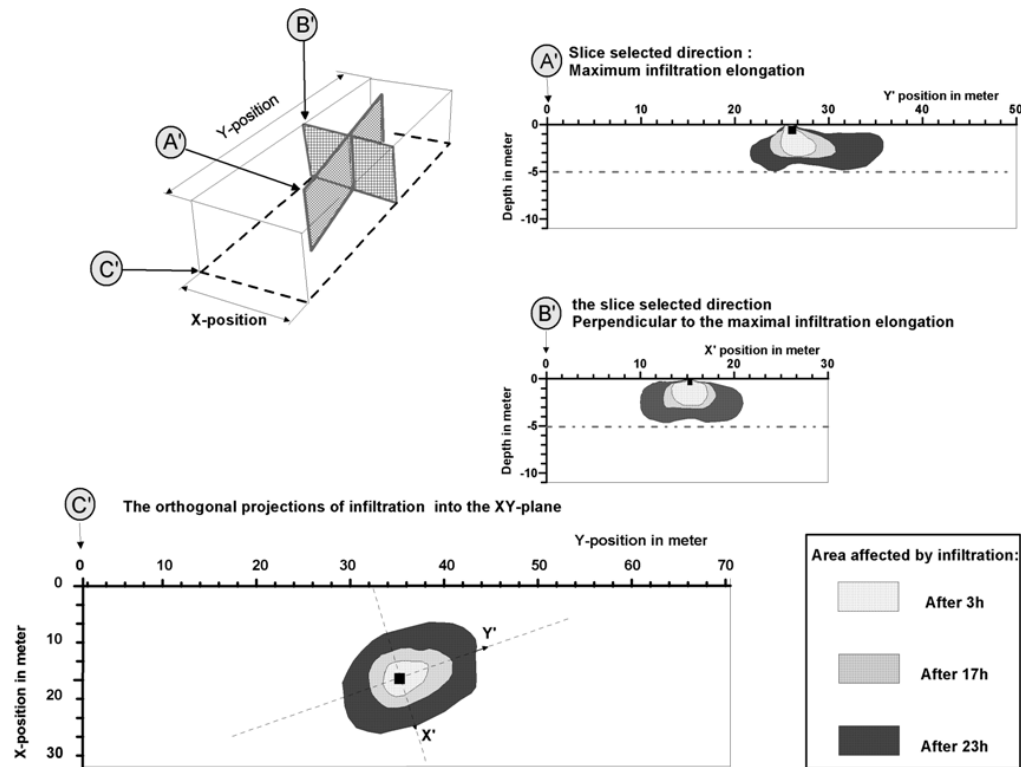
This apparent porosity is an estimate of the pore volume used for the leachate flow. It could be calculated as the best linear fit of the slope in figure 10. Values obtained respectively for the PCRV iso-contour -20%, -30% and -40% are 4.5%, 2.4% and 1%. This result shows that a very small fraction of the pore volume is used by the infiltration flow. Since the top layer of the landfill cell is influenced by the injection, the total porosity of the material should be much higher than the measured apparent porosity. This observation could be explained by a high initial moisture content of the waste or by an effect of preferential flow.



**Fig.10: Correlation between calculated plume volumes in function of cumulative injected leachate volume.**

***d) Time lapse ERT results: Evolution of the infiltration plume***

In this section, the migration of the leachate plume is presented and discussed. The results of 3D time-lapse ERT are presented in Fig.7. We arbitrarily present the evolution of the infiltration pattern for -30% PCRV iso-contours. One should note that the qualitative behaviour observed for iso-contour -20% presents the same trend. In Fig.11, to facilitate the presentation of 3D results, we present a horizontal projection of the maximum infiltration extension at three time steps, denoted C', and two perpendicular cross-sections, denoted respectively A' and B'. Cross-section A' is located in the direction of the maximum extension of the infiltration plume.



**Fig.11: Extension of the infiltration plume pattern on selected planes**

During the leachate injection experiment, the plume migration remains limited to the fresh waste layer between 1.5 m and 5 m deep. The horizontal extension reaches up to 10 m along A' and is only 5m along B':

- After 3 hours, the leachate injection has a thickness between 2 and 3 m and horizontal extension of 3.5 m. The infiltration plume pattern is approximately spherical and symmetrical,
- Between 3 and 17 hours, the leachate plume pattern has a thickness of 4 m and horizontal lengthening between 5 and 6 m. The vertical flow right under the injection pit is stopped between 2 and 3 m. One should note that the smoothing effect evidenced in section a) in the case of concave geometry may explain the slow increase of the plume thickness under the injection pit without any real physical meaning. This assumption is supported by the neutron probe logging presented in Clement et al 2009a. The growth rate of the plume pattern decreases, as seen on Fig. 8, and its shape becomes dissymmetrical with a preferential flow direction in plane A'.
- Between 17 and 24 hours, the leachate plume pattern depth remains almost constant at 5 m. The flow is mainly horizontal and keeps a preferential direction in plane A'.

The ERT data highlight the infiltration heterogeneity and seem to confirm preferential flows phenomenon in the waste. At least two metric size heterogeneities are evidenced:

- An impermeable horizontal barrier seems to be located under the injection pit between 2 and 3 m depth. Its size appears to be at least 20 m<sup>2</sup>. A high amount of plastic material located in this area may explain this observation but only a drilling operation could clarify this point.
- The infiltration appears to be stopped at the limit between fresh and old waste. A soil cover has been placed on top of the old waste layer to insure a good biogas recovery during the pre-settlement phase. This thus opens the question: Since a single soil layer appears to have a very sensitive impact on the leachate flow, would the use of daily soil cover be very inadequate for the re-circulating bioreactor technology. Soil layer permeability is generally lower than the waste permeability. Thus, it could contribute to waste entrapment: resulting in a dramatic increase of differential settlement.

Time lapse ERT allows delineating the infiltration limits and shows that there is a directional anisotropy of hydraulic conductivity.

## **Conclusion**

ERT is becoming a popular tool to monitor leachate injection plume within waste in bioreactor. The results confirm that 3D Time-lapse ERT is a suitable method to study leachate injection in waste landfill. ERT allowed delineating the conductive leachate plume in the waste landfill. With this method, it is possible to quantify and spatialise the leachate infiltration plume.

During a leachate injection experiment, 5.3 m<sup>3</sup> of leachate were injected in waste landfill using a simplify injection apparatus. The leachate plume migration has been monitored during 23 h.

Based on research by Clement et al. (2009b), the authors used star shaped electrode array to optimise acquisition sequence. In order to obtain a satisfactory 3D plume spatialisation a high number of electrodes are required (160 in this study). Thus, it is very important to be equipped with a multi-channel resistivimeter, to allow an acquisition fast enough to monitor the infiltration.

Given that both the infiltration process and the ERT numerical inversion provide a smoothing effect, the selection of a representative PCR<sub>V</sub> iso-contour is crucial. The proposed methodology involves the use of the injected leachate volume dynamics as external constraint for PCR<sub>V</sub> iso-contour selection. The 3D time-lapse ERT exhibits a good sensitivity to the hydrodynamic of the infiltration for PCR<sub>V</sub> iso-contour -20% and -30%. One should note that these values are linked straightforward to the waste and leachate properties (resistivity, temperature, porosity, saturation). Thus, it should be adapted to each experimental site and a great resistivity contrast between leachate and waste is required.

Synthetic numerical models were used to study the quality of volume estimate based on 3D ERT. An error as high as 15% is obtained for a complex plume pattern.

This approach allows estimating an apparent porosity. This apparent porosity corresponds to the pore volume used for the leachate flow. This apparent porosity is in a range between 2% and 5%. This low value can correspond to a very saturated environment or more credibly to the occurrence of preferential flows.

The classical anisotropy between the vertical and horizontal direction is not evidenced because the vertical flow was limited between 2 and 3 m deep under the injection pit and lately stopped at 5m deep. In this study, the ERT showed that the leachate did not infiltrate in lower parts of the old waste (under 5 m). This observation is probably due to the presence of a soil layer at the interface between the fresh and old waste stored in the landfill. This internal barrier effect should be very problematic for leachate recirculation in landfill.

Despite the intrinsic limitations of the methodology, the following important conclusions on the investigated waste landfill could be reached:

- This method is sensitive to the variation of the moisture content and allows demonstrating the dynamics of the infiltration. This method opens some perspectives in term of hydrodynamics modelling at the scale of the waste landfill.
- The 3D time-lapse ERT method could be used to estimate volumetric informations on the leachate recirculation process in landfills.

## **Acknowledgements**

This work was funded and conducted by LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement) and the ANR PRECODD project "Bioréacteur". We greatly acknowledge VEOLIA Propreté for providing access to the pilot landfill and access to convenient facilities for leachate injection. Mustapha Hidra is warmly acknowledged supporting this project. We also thank the LTHE teams "Hydro Geophysics" and "pôle expérimentation", with a special mention to Konstantinos Chalikakis, Hélène Guyard, Etienne Maury, Henri Morra, Lisa-Maria Mic, Lucas Muller and Truong Tran Xuan.

## References

- Acworth, R. I. & L. B. Jorstad (2006) Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 83, 200-220.
- Barlaz, M. A. & D. Reinhart (2004) Bioreactor landfills: progress continues. *Waste Management*, 24, 859-860.
- Benson, A. K. (1995) An integration of geophysical methods and geochemical analysis to map acid mine drainage - A case study. *Exploration and Mining Geology*, 4, 411-419.
- Benson, A. K., K. L. Payne & M. A. Stubben (1997) Mapping groundwater contamination using dc resistivity and VLF geophysical methods - A case study. *Geophysics*, 62, 80-86.
- Bernstone, C., T. Dahlin, T. Ohlsson & W. Hogland (2000) DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excavation surveys. *Environmental Geology*, 39, 360-371.
- Binley, A., P. Winship, L. J. West, M. Pokar & R. Middleton (2002) Seasonal variation of moisture content in unsaturated sandstone inferred from borehole radar and resistivity profiles. *Journal of Hydrology*, 267, 160-172.
- Buselli, G. & K. L. Lu (2001) Groundwater contamination monitoring with multichannel electrical and electromagnetic methods. *Journal of Applied Geophysics*, 48, 11-23.
- Clément, R., M. Descloitres, T. Günther, L. Oxarango, C. Morra, J.-P. Laurent & J.-P. Gourc (2009a) Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring. *Waste Management*.
- Clément, R., M. Descloitres, T. Günther, O. Ribolzi & A. Legchenko (2009b) Influence of shallow infiltration on time-lapse ERT: Experience of advanced interpretation. *Comptes Rendus Geosciences*, 341, 886-898.
- Day-Lewis, F. D., J. W. Lane, J. M. Harris & S. M. Gorelick (2003) Time-lapse imaging of saline-tracer transport in fractured rock using difference-attenuation radar tomography. *Water Resources Research*, 39, 1740-1752.
- DeLima, O. A. L., H. K. Sato & M. J. Porsani (1995) Imaging industrial contaminant plumes with resistivity techniques. *Journal of Applied Geophysics*, 34, 93-108.
- Depountis, N., C. Harris, M. C. R. Davies, G. Koukis & N. Sabatakakis (2005) Application of electrical imaging to leachate plume evolution studies under in-situ and model conditions. *Environmental Geology*, 47, 907-914.
- Descloitres, M., O. Ribolzi, Y. Le Troquer & J. P. Thiebaux (2008a) Study of water tension differences in heterogeneous sandy soils using surface ERT. *Journal of Applied Geophysics*, 64, 83-98.
- Descloitres, M., L. Ruiz, M. Sekhar, A. Legchenko, J. J. Braun, M. S. M. Kumar & S. Subramanian (2008b) Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding. *Hydrological Processes*, 22, 384-394.

- Grellier, S., R. Guerin, H. Robain, A. Bobachev, F. Vermeersch & A. Tabbagh (2008) Monitoring of Leachate Recirculation in a Bioreactor Landfill by 2-D Electrical Resistivity Imaging. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 13, 351-359.
- Guerin, R., M. L. Munoz, C. Aran, C. Laperrelle, M. Hidra, E. Drouart & S. Grellier (2004) Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. *Waste Management*, 24, 785-794.
- Günther, T. 2004. Inversion Methods and Resolution Analysis for the 2D/3D Reconstruction of Resistivity Structures from DC measurements. Freiberg (Germany): University of Mining and Technology.
- Imhoff, P. T., D. R. Reinhart, M. Englund, R. Guerin, N. Gawande, B. Han, S. Jonnalagadda, T. G. Townsend & R. Yazdani (2007) Review of state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management*, 27, 729-745.
- Kumar, D., S. Jonnalagadda, P. Jain, N. A. Gawande, T. G. Townsend & D. R. Reinhart (2009) Field evaluation of resistivity sensors for in situ moisture measurement in a bioreactor landfill. *Waste Management*, 29, 1547-1557.
- Loke, M. H. 1999. Time-lapse resistivity imaging inversion. In *5th meeting of the environmental and Engineering Society European Section*. Budapest, Hungary.
- Mondelli, G., H. L. Giacheti, M. E. G. Boscov, V. R. Elis & J. Hamada (2007) Geoenvironmental site investigation using different techniques in a municipal solid waste disposal site in Brazil. *Environmental Geology*, 52, 871-887.
- Moreau, S., J. M. Bouye, G. Barina & O. Oberty. 2003. Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill. In *Nineth International Waste Management and landfill Symposium*, ed. E. S. E. Centre. Cagliari, Italy.
- Morris, J. W. F., N. C. Vasuki, J. A. Baker & C. H. Pendleton (2003) Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management*, 23, 653-666.
- Olofsson, B., H. Jernberg & A. Rosenqvist (2006) Tracing leachates at waste sites using geophysical and geochemical modelling. *Environmental Geology*, 49, 720-732.
- Pohland, F. G. (1980) Leachate recycle as landfill management option. *Journal of the Environmental Engineering Division-Asce*, 106, 1057-1069.
- Radulescu, M., C. Valerian, and J. W. Yang (2007), Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills, *Annals of Geophysics*, 50(3), 453-468.
- Rees, J. F. (1980) Optimization of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 30, 458-465.
- Reinhart, D. R. & A. B. AlYousfi (1996) The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, 14, 337-346.
- Reinhart, D. R., P. T. McCreanor & T. Townsend (2002) The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Management & Research*, 20, 172-186.



- Reinhart, D. R. & T. G. Townsend. 1998. *Landfill Bioreactor Design & Operation*. New York, USA: Lewis Publishers.
- Rendra, S., M. A. Warith & L. Fernandes (2007) Degradation of municipal solid waste in aerobic bioreactor landfills. *Environmental Technology*, 28, 609-620.
- Rosqvist, H., T. Dahlin, A. Fourie, L. Röhrs, A. Bengtsson & M. Larsson. 2003. Mapping of leachate plumes at two landfill sites in south Africa using geoelectrical imaging techniques. In *Nineth International Waste Management and landfill Symposium*, ed. E. S. E. Centre. Cagliari, Italy.
- Staub, M. J., Laurent, J.-P., Gourc, J.-P. & C. Morra (2009). \*Applicability of Time-domain Reflectometry water content measurements in Municipal solid waste, Vadose Zone Journal in press
- San, I. & T. T. Onay (2001) Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 87, 259-271.
- Vesnaver, A. L., F. Accaino, G. Bohm, G. Madrussani, J. Pajchel, G. Rossi & G. Dal Moro (2003) Time-lapse tomography. *Geophysics*, 68, 815-823.
- Warith, M. (2002) Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management*, 22, 7-17.
- Zhong, Q., Li, D., Tao, Y., Wang, X., He, X., Zhang, J., Zhang, J., Guo, W. & L., Wang (2009) Nitrogen removal from landfill leachate via ex situ nitrification and sequential in situ denitrification, *Waste Management*, 29, 1347–1353.





## ***Application de la RMP à l'étude des ISDND***

### ***7.1. Introduction***

L'objectif du projet PARAPHYME est de proposer une alternative aux outils classiques utilisés en hydrologie, pour caractériser les déchets (structure, teneur en eau et biodégradation dans le temps). Le travail présenté ici est consacré à la caractérisation d'un massif de déchets saturé en eau par la méthode RMP. Le mémoire de thèse s'appuie sur une démarche expérimentale qui consiste à réaliser une étude sur échantillon en laboratoire, pour déterminer l'efficacité de la méthode RMP et caractériser les propriétés du déchet à l'échelle d'un échantillon, avant de transférer ces mesures à l'échelle du terrain d'étude. Dans cette partie, nous verrons à partir des analyses en laboratoire que le protocole classique FID ne peut s'appliquer aux déchets, par contre le protocole SE (*Spin Echo*) permet de quantifier la teneur en eau RMP des déchets en laboratoire lorsque la densité sèche du déchet est inférieure à  $450 \text{ kg/m}^3$ . A partir de ce résultat, une campagne de mesure sur le terrain a été réalisée en utilisant le protocole SE. Malheureusement aucun signal n'a été enregistré, mais paradoxalement, cet « échec » se révèle très important, il permet de donner une limite de la conductivité hydraulique à saturation sur site, élément crucial pour la modélisation entreprise par la suite.

### ***7.2. Etude expérimentale des déchets par Résonance Magnétique des Protons***

Les résultats de cette partie ont fait l'objet d'un article soumis et corrigé, dans le journal « *Near Surface Geophysics* » en mai 2010 :

***Clément, R., A. Legchenko, M. Quetu, M. Descloitres, L. Oxarango, H. Guyard, J-F. Girard. "Experimental study of a domestic waste material using magnetic resonance measurements".***

# Experimental study of a domestic waste material using magnetic resonance measurements

Clément, R.<sup>(1)</sup>, A. Legchenko<sup>(1)</sup>, M. Quetu<sup>(1)</sup>, M. Descloîtres<sup>(1)</sup>, L. Oxarango<sup>(1)</sup>,  
H. Guyard<sup>(1)</sup>, J-F. Girard<sup>(2)</sup>

(1) LTHE - Université Grenoble 1 / CNRS, France; Mailing address: LTHE, BP 53, 38041 Grenoble Cedex 9, France;

(2) BRGM - 3, avenue Claude Guillemin - BP 36009 - 45060 Orléans Cedex 2 - France;

## Abstract

In this paper we present results of a laboratory and in-situ study of a domestic waste landfill using magnetic resonance measurements. For our study we used a laboratory Earth's-field Nuclear Magnetic Resonance (NMR) instrument. We show that the nuclear magnetic resonance could be a tool for investigating different processes within water-saturated waste samples.

Our results show that domestic waste material contains ferromagnetic or paramagnetic particles that perturb the homogeneity of the geomagnetic field at microscopic scale and render NMR signal short. Consequently, only the Spin Echo (SE) technique can be applied for measuring. At a macroscopic scale, waste and different buried objects may also perturb the natural geomagnetic field. In investigated landfill we observed that magnetic anomalies ( $\pm 2500$  nT) are localized around some cells which is probably linked to a higher percentage of metallic objects in the waste disposal.

Our first appraisal of the possibility of investigating water-saturated waste in laboratory using Earth's field NMR instrument shows that with existing instrument waste samples can be studied when the dry density of waste is less than approximately  $450 \text{ kg/m}^3$ .

Because of the relaxation times of magnetic resonance signals in landfill are short ( $T_2 < 100 \text{ ms}$  and  $T_2^* < 10 \text{ ms}$ ), existing large-scale Magnetic Resonance Sounding (MRS) instrumentation is not adapted to the investigation of domestic waste landfills.

## Introduction

Waste landfill is an artificial system used for storage and biodegradation of domestic waste. In a landfill, high concentration of materials such as heavy metals, nutrient and organic substances are a source of possible pollution to the surrounding environment. The bioreactor concept was developed for reducing risk of contamination and improving biodegradation of waste material (Barlaz and Reinhart 2004). Biodegradation allows rendering buried waste inoffensive and hence landfill could be returned back to land users (Reinhart et al. 2002; Reinhart and Townsend 1998).

Water circulating within landfill contains biodegradation products and microflora called leachate (Pacey et al. 1999). Leachate is a dangerous substance and it cannot be released from landfill without special treatment. It is known that the velocity of biodegradation depend on the moisture content (water and leachate) within the waste. Spatial distribution of moisture content is recognized to be of great importance for the biodegradation and the methane production in the bioreactor (Imhoff et al. 2007). For accelerating decomposition of waste and therefore gas production leachate is systematically pumped and re-injected into the waste formation (Barlaz and Reinhart 2004). Additionally, leachate recirculation allows in-situ treatment of leachate thus decreasing expenses related to landfill management (San and Onay 2001). From the other hand, pumping reduces the overall volume of leachate within the disposal (Pohland 1980; Warith 2002). Thus, for efficient management of the landfill some optimum regime between pumping and re-injection of leachate should be found (Hossain et al. 2003). Consequently, knowledge of the moisture content within landfill is a matter of prime importance. Actually, the leachate infiltration processes at a scale of an industrial site are barely known and optimization of leachate injection procedure remains a challenging problem.

Taking into account the dangerous nature of waste material use of non invasive geophysical techniques for investigating landfill seems to be an attractive idea. However, estimating the water content within landfill using traditional geophysical methods is challenging. We propose to use geophysical methods based on the phenomenon of the Nuclear Magnetic Resonance (NMR). The advantage of NMR-based methods is their selective sensitivity to the water content within porous materials. Magnetic resonance measurements can be carried out in the laboratory on waste samples for non invasive monitoring of the water content when experimentally studying different measuring procedures. For in-situ measurements of the water content within the waste formation could

be determined using the Magnetic Resonance Sounding (MRS) method. In this case we assimilate waste to water saturated porous media. However, investigating landfill is a new field application for MRS and knowledge of physical properties of waste is necessary for optimizing MRS technique to such type of measurements.

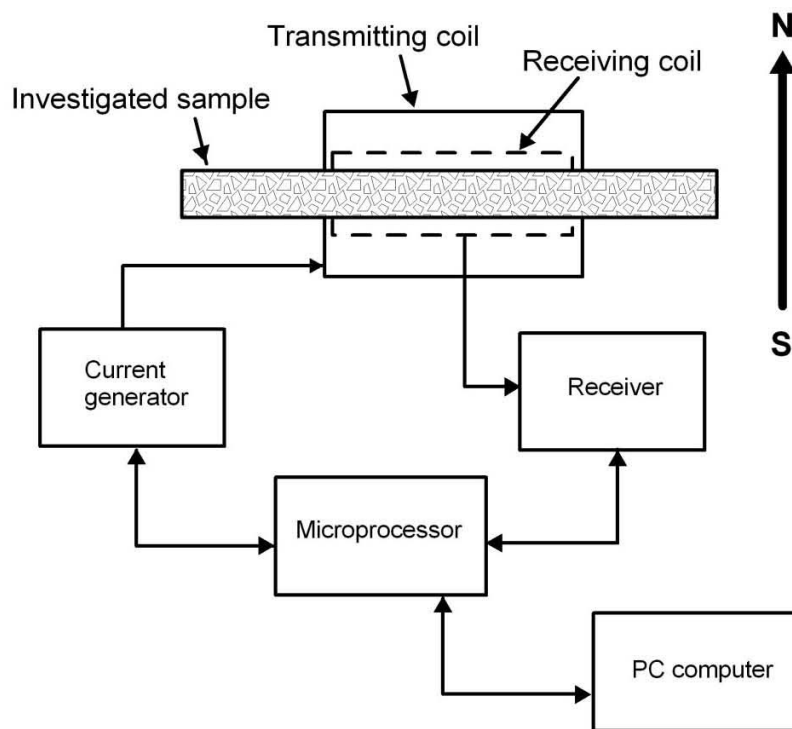
For our study we used a laboratory Earth's-field NMR instrument developed in LTHE and a large-scale commercial MRS system NUMIS<sup>LITE</sup> from IRIS Instruments.

## **Method**

### *Laboratory Earth's-field NMR*

For measuring the water content in rock samples we use a method based on the NMR phenomenon in the Earth's magnetic field (Slichter, 1990). Use of the Earth's magnetic field renders this method non expensive and the size of investigated samples can be variable. Additionally, these results could be easily expanded to interpretation of MRS measurements in-situ also operating in the Earth's magnetic field.

For achieving acceptable signal to noise ratio we create a pre-polarization magnetic field that increases the macroscopic nuclear magnetization of protons (Abragam, 1961). The NMR signal is recorded immediately after the pre-polarization magnetic field is cut off. The frequency of the NMR signal is equal to the Larmor frequency of the protons in the geomagnetic field  $f_0 = \omega_0 / 2\pi = \gamma B_0 / 2\pi$ , where  $B_0$  is the geomagnetic field and  $\gamma$  the gyromagnetic ratio for protons. Depending on the global geographic location the Larmor frequency varies between 800 and 2800 Hz.



**Figure 1. Schematic presentation of earth's-field laboratory NMR instrument.**

Our measuring set-up is schematically presented in Figure 1. The transmitting coil is oriented in the East-West direction and the pre-polarization magnetic field in North-South direction. The receiving coil is fixed inside the transmitting coil. A plastic tube with a rock sample is put inside the receiving coil. The sample is longer than the coils which allow us to consider all the samples as 1D target. In order to avoid perturbations in the geomagnetic field the coils should be set at some distance from metallic objects (i.e. ten's of metres). The transmitting coil is connected to a direct current (DC) generator. The receiving coil is connected to a preamplifier with a band pass between 0.8 and 4 kHz. The dead time necessary for switching off current in the transmitting loop is about 5 ms. The system is controlled by a microprocessor connected to a PC computer.



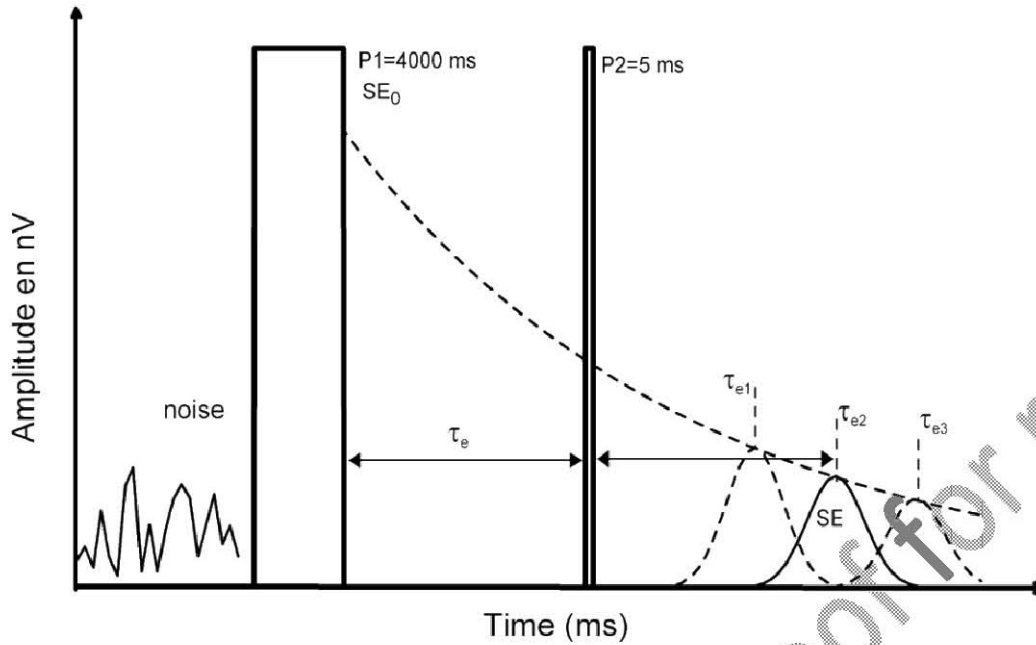


Figure 2. Time diagram of measuring with laboratory instrument.

A time diagram of measuring is shown in Figure 2. The transmitting coil is energized by a pulse of DC current that creates a pre-polarization magnetic field within the sample. The duration of the pulse  $\tau$  should be set with respect to the relaxation time  $T_1$  for protons in investigated sample:  $\tau \geq 5T_1$ . After the current is cut off a Free Induction Decay signal (FID) can be measured. For our experiments we did not use FID signals.

In a non-homogeneous geomagnetic field, the FID becomes short and it can be difficult or impossible to measure. In this case we can measure the spin echo (SE) signal (Hahn, 1950). The measuring scheme consists of transmitting the second pulse of DC current in the transmitting coil. The pulses are separated by a time interval  $\tau_e$ . The SE can be observed at time  $\tau_e$  after the second pulse is terminated. The envelope of SE signal is given by Hahn (1950):

$$e_{SE}(t) = e_{2\tau_e} \exp\left(-\frac{1}{2} \times \left(\frac{t - 2\tau_e}{T_2^*}\right)^2\right). \quad (1)$$

The spin echo signal can be measured after attenuation by relaxation and molecular diffusion (Dunn et al, 2002). Thus, the spin echo signal at time  $2\tau_e$  is

$$e_{2\tau_e} = e_0 \exp\left(-\frac{2\tau_e}{T_2} - \frac{2D\gamma^2 G^2 \tau_e^3}{3}\right), \quad (2)$$

where  $G$  is the spatial magnetic field gradient,  $D$  is the diffusion coefficient.

For measuring amplitude of SE signal  $e_{2\tau_e}$  and the relaxation time  $T_2^*$  we use a non linear fitting algorithm (Legchenko and Valla, 1998) replacing exponential FID signal by a Gaussian-shape SE signal (Equation 1). By making measurements with different values of  $\tau_e$  we can estimate the time constant  $T_2$  (Equation 2).

Since our instrument does not allow us to use a multi-echo technique such as the one developed by Carr and Purcell (1959), we should always check whether the diffusion affects our measurements or not. For that we plot the amplitude of the SE signal  $e_{2\tau_e}$  against the delay between the pulses  $2\tau_e$  and check whether measured amplitudes can be fitted by an exponential function or not. If not then the diffusion is significant and the position of the coils should be changed to diminish the gradient in the geomagnetic field.

For estimating the water content within investigated sample  $w$  we use water-saturated sand with the water content  $w_{cal}$  known from traditional weighing procedure. As the volumes of investigated and calibration samples are equal the water content is

$$w = \frac{e_0}{e_{0cal}} \times w_{cal}, \quad (3)$$

where  $e_0$  is extrapolated SE amplitude from investigated sample and  $e_{0cal}$  from the calibration sample. For extrapolation we use equation 2.

### ***Magnetic Resonance Sounding***

The MRS method is based on the NMR phenomenon in the Earth's magnetic field. MRS is a method specifically sensitive to groundwater. A direct detection of subsurface water is the main advantage of MRS compared to other geophysical tools used for hydrogeological

investigations. The frequency of the MRS signal is equal to the Larmor frequency of the protons in the geomagnetic field.

An MRS field set-up consists of a coincident transmitting/receiving loop laid out on the ground, usually in a square, with side lengths between 20 and 150 m. In areas with high electromagnetic noise measurements can be performed with figure-eight loops (Trushkin et al., 1994) that significantly diminish the noise level. The loop is energized by a pulse of alternating current  $i(t) = I_0 \cos(\omega t)$  with the frequency  $\omega \approx \omega_0$ . Measurements of the magnetic resonance signal are done with the same loop after the pulse is terminated. One sounding is composed of MRS signals measured for different values of the pulse moment  $q = I_0 \tau$ , with  $I_0$  and  $\tau$  respectively being the amplitude and duration of the pulse. MRS can be used in both free induction decay and spin echo modes. Inversion of MRS signals provides an estimation of the vertical distribution of the water content in the subsurface (Legchenko and Shushakov, 1998).

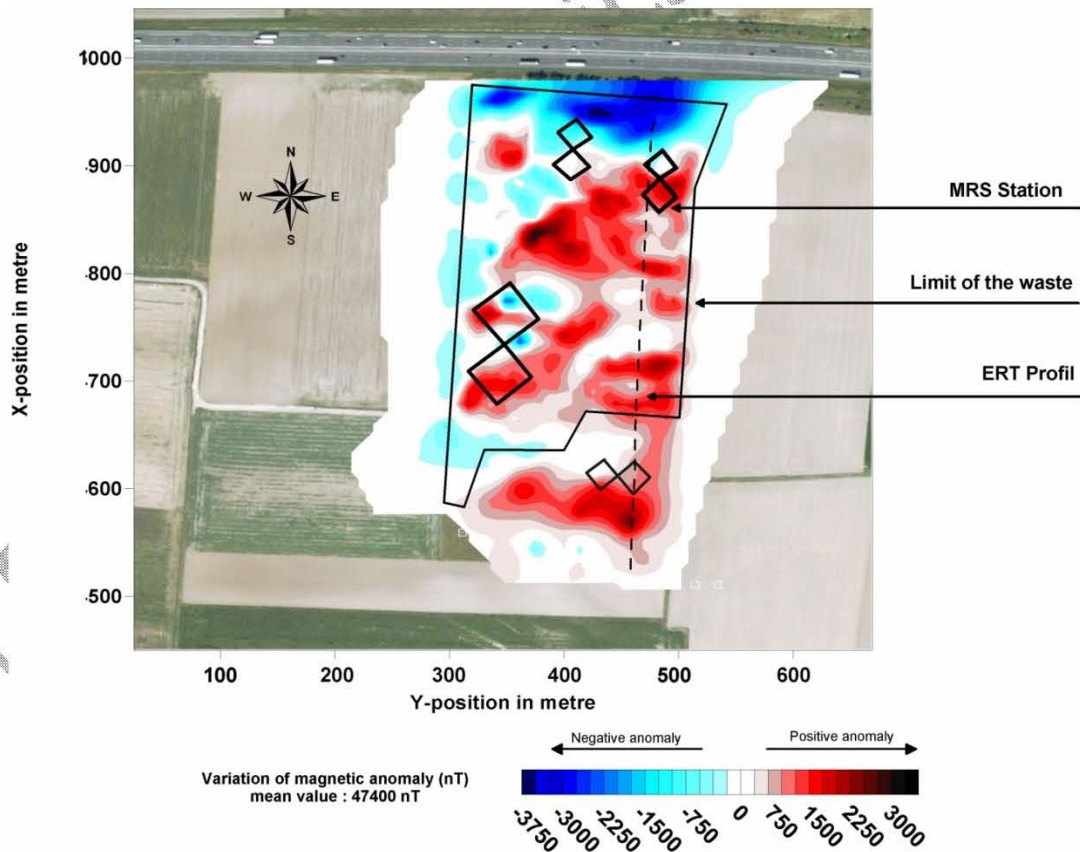
During our study we used a square figure-eight loop of  $20 \times 20 \text{ m}^2$  and  $40 \times 40 \text{ m}^2$ . The investigation by with these loops area can be approximated by a volume of  $20 \times 50 \times 20 \text{ m}^3$  and  $40 \times 100 \times 40 \text{ m}^3$  respectively. For measuring we used the NUMIS<sup>LITE</sup> MRS Instrument. Numerical modeling and processing of field data were carried out using SAMOVAR software developed by LTHE in collaboration with BRGM.

### **Investigated landfill**

We have carried out our experiments in France investigating a non-hazardous municipal waste landfill. Waste is composed of domestic waste (75%) and ordinary industrial waste (25%) (Table 1). The landfill is equipped with a biogas extraction system. The landfill has a dimension of approximately  $200 \times 400 \text{ m}$  (Figure 3). Waste was stored in rectangular cells with a typical size for each side of a few tens of meters (30 to 70). The thickness of the waste formation is about 10 m with 1 to 4 m overlying soil cover above waste. The leachate level is observed in boreholes at 4 – 6 m and varies from cell to cell.

Waste type	Category	Percentage
Cooking waste	Easily biodegradable	3.3%
Garden Waste		
Paper	Medium biodegradable	29.39%
Carton		
Sanitary waste		
Textiles	Barely biodegradable	5.56%
Wood		
Metal	Inert waste	30.01%
Plastic (bottles)		
Other plastic		
Other waste		
Glass		
Residual	Fines	29.54%

**Table 1:** Typical composition of fresh municipal solid waste used in our study.



**Figure 3.** Map of variations in the geomagnetic field magnitude over landfill and position of MRS stations (figure-eight loops).

### *Preparation of waste samples*

For laboratory experiments fresh waste samples were collected and crushed (the maximum particle size is 3 cm). Composition of the waste was determined according to a protocol developed by the French Environmental Protection Agency (Grellier et al. 2006). Waste components were classified into different fractions depending on their biodegradability (Table 1).

Collected waste samples were dried for 48 h at 50°C and then allowed to cool to the room temperature. The samples were weighed, saturated with water and the gravimetric water content was determined. By placing, each sample in 300 mm vertical plastic tubes of 40 mm in diameter and water was injected from the bottom. Compacted waste has low hydraulic conductivity (Reddy et al. 2008). Fully saturated waste samples were compacted using a screw-system. Knowledge of the dry waste weight and the volume of compacted samples allow us to calculate the dry waste density.

### **Results**

#### *In-situ study*

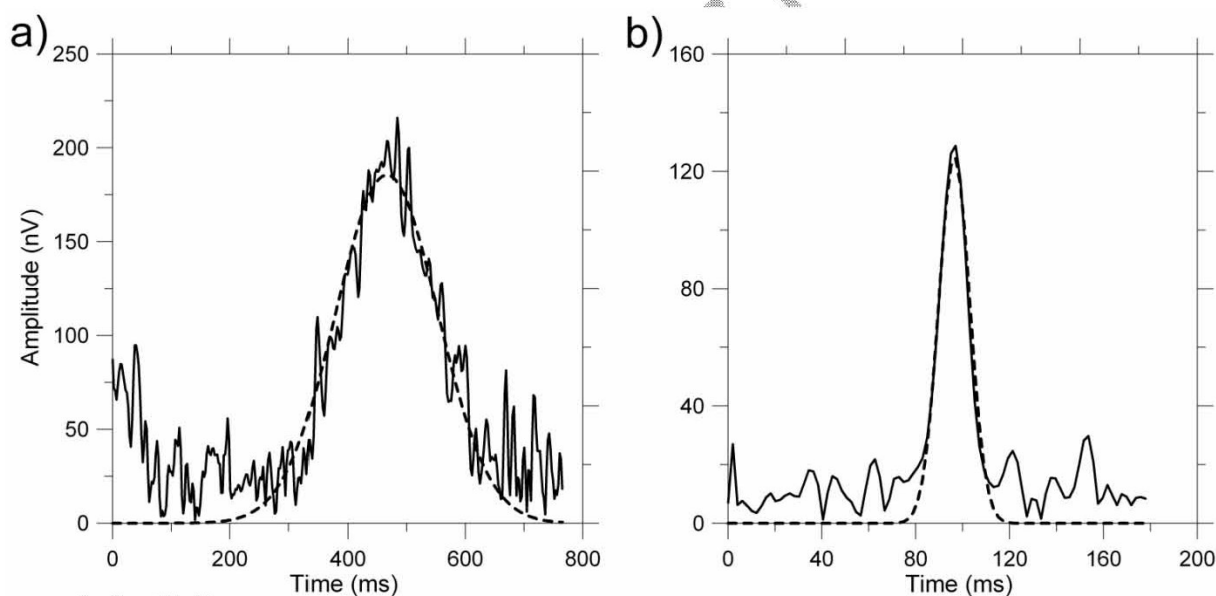
Currently available MRS instruments typically measure the free induction decay signal (FID). However, it has been reported (Roy et al., 2008) that this method does not produce reliable data when the geomagnetic field is perturbed by magnetic rocks (for example, magnetite or basalt). So, magnetic rock is considered as one of the major limitations for the MRS method. Analysis of the typical waste composition (Table 1) shows that domestic waste may contain some percentage of metallic objects. As metals may perturb the homogeneity of the geomagnetic field we first investigated the landfill with a geometrics proton magnetometer. Mapping of the geomagnetic field was carried out with a ten-metres-grid and the sensor was kept at two meters above the surface. Results are presented in Figure 3. Outside of the landfill the geomagnetic field was found to be homogeneous. However inside the landfill the Earth's magnetic field was varying at  $\pm 2500$  nT around the natural geomagnetic field which corresponds to approximately  $\pm 100$  Hz variations in the Larmor frequency.

For applying MRS under landfill conditions we selected the position for MRS stations over waste cells where the geomagnetic field was relatively homogeneous and measurements were carried out in both FID and SE modes. A total of four soundings were performed (Figure 3). Boreholes show that the thickness of saturated waste in cells varies between 5 and 10 m and the depth of investigation of MRS was largely sufficient for investigating landfill (15 m). For all the soundings the noise level after stacking was below 10 nV which corresponds to the

instrumental noise of the NUMIS system. However we did not detect either MRS FID nor SE signal.

### *Laboratory study*

Under laboratory conditions the geomagnetic field is usually perturbed by metallic objects and local magnetic fields generated by electrical installations within the building. Consequently, before performing NMR measurements in the Earth's magnetic field we have to verify whether the measuring conditions are acceptable. We first recorded SE signal from a bulk water sample (Figure 4a). Observed signal (solid line) was well fitted by a Gaussian envelope (Equation 1) which confirms that the SE was not perturbed. Due to heterogeneous geomagnetic field we observe the relaxation time  $T_2^* = 75ms$  instead of  $T_2^* \approx 1600ms$  typical for bulk water in a homogeneous geomagnetic field. Measurement of SE signal from a leachate-saturated waste sample (Figure 4b) shows that SE also has a Gaussian shape but the relaxation time  $T_2^* \approx 9ms$ .



**Figure 4.** Example of NMR records: a) raw signal from bulk water sample (solid line) and Gaussian echo envelope (dashed line); b) raw signal from leachate-saturated waste sample (solid line) and Gaussian echo envelope (dashed line).

Thus, waste perturbs the homogeneity of the geomagnetic field much more than the laboratory environment. Spectra of these signals (Figure 5) are relatively symmetric which correspond to theoretical conditions for using the spin echo. We first investigated different sand and waste samples saturated both with water and with leachate. We did not observe a



significant difference between signals measured from the same material saturated with water or with leachate. So, the majority of our samples were prepared with water because leachate is a dangerous product and has to be handled with care.

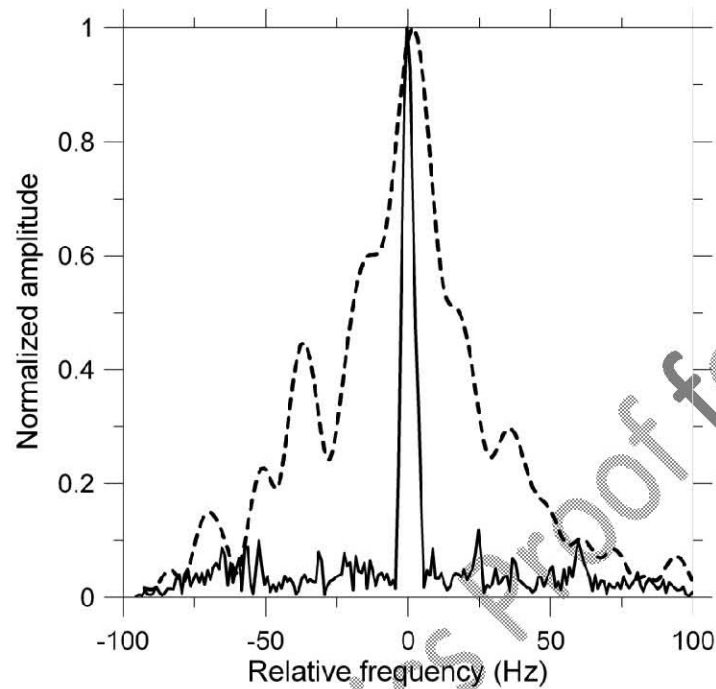


Figure 5. Example of NMR spectra: bulk water sample (solid line) and leachate-saturated waste sample (dashed line).

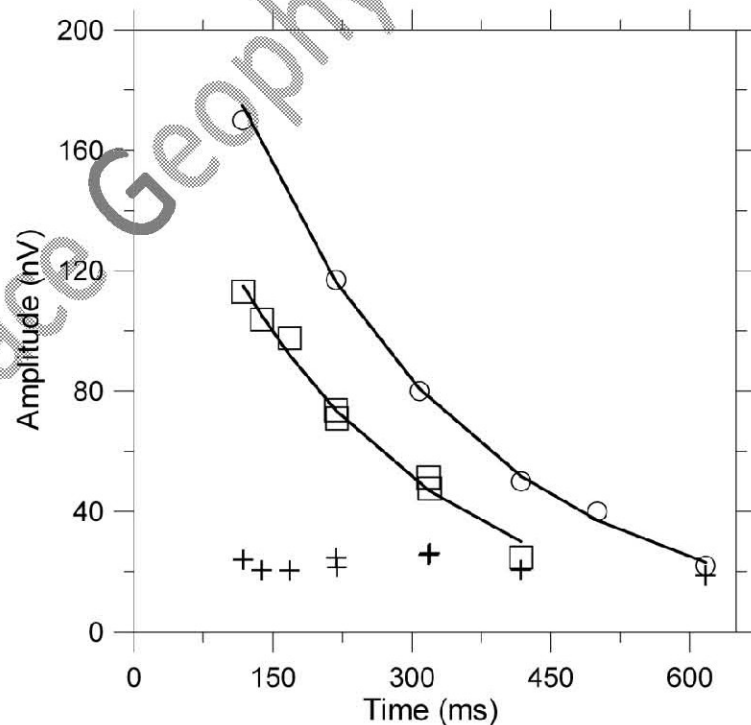
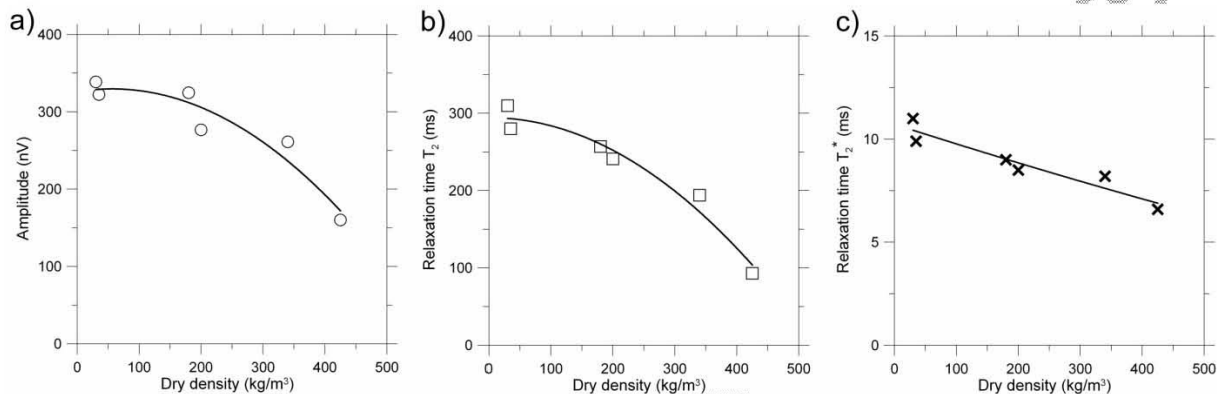


Figure 6. Example of spin echo amplitudes versus delay between the pulses: leachate-saturated sand (squares) and leachate-saturated waste (circles) and their exponential fit (solid lines). Crosses show noise amplitude.

For investigating the possible effect of the molecular diffusion on our results we plotted spin echo amplitudes  $e_{2\tau_e}$  versus time of the echo arrival  $2\tau_e$  for two samples (Figure 6): leachate-saturated sand (squares) and leachate-saturated waste (circles) and their exponential fits (solid lines). We observe that for short  $\tau_e$  the signal to noise ratio is between four and five and both signals can be well fitted using a mono-exponential function. Thus, we conclude that our laboratory installation is suitable for investigating waste.

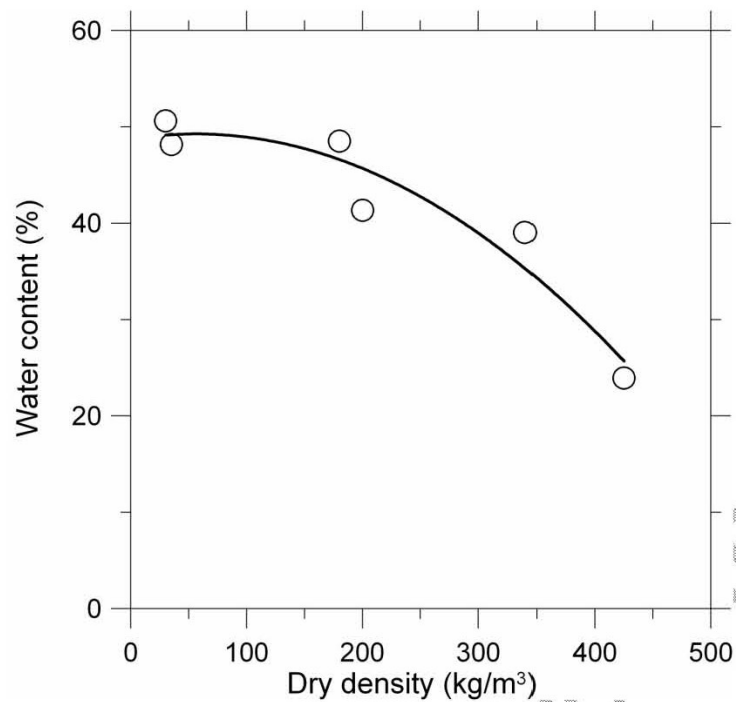


**Figure 7. Results of NMR measurements on waste samples: a) amplitude of spin echo signal versus dry density of waste; b) relaxation time  $T_2$  versus dry density of waste; c) relaxation time  $T_2^*$  versus dry density of waste. Solid lines show the polynomial fit of corresponding data.**

In Figure 7, measured with NMR parameters ( $e_0$ ,  $T_2$ , and  $T_2^*$ ) are depicted versus the dry density of waste. We observe that all NMR-derived parameters are diminishing with increasing density of the material. The amplitude and  $T_2$  decrease both as a quadratic functions and  $T_2^*$  decreases linearly probably because of the strong domination of the magnetic properties of waste.

For estimating the water content in waste we used a calibrated sample composed of water-saturated sand. The water content in sand was first measured using the usual weighing procedure ( $w_{cal} = 26\%$ ) and with NMR ( $e_{ocal} = 175nV$ ). Using equation 4 we estimated the water content in the waste samples of different dry densities. Results are depicted in Figure 8. The water content varies from 51% in low compacted waste material to 24% in the most compacted from our samples. The water content decreases as a quadratic function of the density.





**Figure 8. NMR-derived water content versus dry density of investigated waste samples (circles) and polynomial fit of these data (solid line).**

### Discussion

Our in-situ measurements with a standard MRS instrument were all performed with low noise level that was close to the instrumental limit of the NUMIS system. Mapping of the geomagnetic field showed strong variations of the Earth's field within the landfill obviously caused by buried metals. We observed localized magnetic anomalies that are probably related to the landfill internal structure and cannot be foreseen without investigating each landfill individually. We tested both FID and SE protocols but were not able to detect water within five to ten meters thick waste formation known to be saturated. Thickness of the landfill is about 15 m and hence the waste formation is within the reliable depth of investigation for MRS. Thus, in-situ experiments only showed us that under landfill conditions we cannot use MRS probably because of strong heterogeneity in the geomagnetic field.

Laboratory measurements of the water content in waste samples showed reasonable values between 51% and 24% depending on waste density. This result is in a good agreement with values that could be found in the literature. The relaxation time  $T_2$  also can be used as a parameter related to the waste density. It has been reported (Reddy et al., 2007) that in landfills the dry density of waste is much greater than  $450 \text{ kg/m}^3$  and hence expected relaxation time must be shorter than we studied. Consequently, NMR measurements in

compacted waste ( $>450 \text{ kg/m}^3$ ) require improvement of laboratory instruments in term of being able to measure shorter signals with smaller amplitudes.

Analyzing in-situ and laboratory results we understand why MRS measurements in-situ did not detect water within landfill. First, the geomagnetic field within the landfill is perturbed at a macroscopic scale probably by buried metals but waste also contains ferromagnetic or paramagnetic particles that perturb the geomagnetic field at microscopic scale. Secondly, waste is compacted and the relaxation times of magnetic resonance signals  $T_2$  and  $T_2^*$  are short which requires a special adaptation of existing MRS instrumentation.

## **Conclusions**

Our results show that domestic waste material contains ferromagnetic or paramagnetic particles that render NMR signal short and hence only SE technique can be applied for measuring. At a macroscopic scale a landfill may perturb the natural geomagnetic field. In the landfill investigated we observed that magnetic anomalies ( $\pm 2500 \text{ nT}$ ) are localized which is probably linked to location of specific cells designated for metals.

Our first appraisal of the possibility of investigating water-saturated waste with NMR shows that with existing instrument waste samples can be studied in laboratory when the dry density of waste is less than approximately  $450 \text{ kg/m}^3$ .

Because of the relaxation times of magnetic resonance signals  $T_2$  and  $T_2^*$  are short, existing MRS instrumentation is not well suited in applying to the investigation of domestic waste landfills.

## **Acknowledgements**

Our study was carried out within framework of research projects PARAPHYME and REMAPRO supported by French national agency ADEME. We greatly acknowledge ECOGEOS for managing the project. Frank OLIVIER and Marie-Amélie Marcoux are warmly acknowledged for them support in this project.

## References

- Abragam, A., 1961, The principles of nuclear magnetism, Oxford University Press, New-York.
- Barlaz, M. A., and Reinhart, D. (2004). "Bioreactor landfills: progress continues." *Waste Management*, 24(9), 859-860.
- Dunn K. J., D. J. Bergman, and G. A. Latorraca, (2002). "Nuclear magnetic resonance petrophysical and logging applications." Elsevier Science Ltd.
- Grellier, S., Robain, H., Bellier, G., and Skhiri, N. (2006). "Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste." *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 612-617.
- Hahn, E.L., 1950, Spin echoes, *Physical Review*, 80, 580-601.
- Hossain, M. S., Gabr, M. A., and Barlaz, M. A. (2003). "Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition." *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 129(12), 1151-1158.
- Imhoff, P. T., Reinhart, D. R., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T. G., and Yazdani, R. (2007). "Review of state of the art methods for measuring water in landfills." *Waste Management*, 27(6), 729-745.
- Legchenko, A.V. and O.A. Shushakov, 1998, Inversion of surface NMR data, *Geophysics*, 63, 75-84.
- Legchenko, A. and P. Valla, 1998, Processing of surface proton magnetic resonance signals using non-linear fitting, *Journal of Applied Geophysics* 39, 77-83.
- Legchenko, A., and P. Valla, 2002, A review of the basic principles for proton magnetic resonance sounding measurements, *Journal of Applied Geophysics*, 50, 3-19.
- Pacey, J., Reinhart, D. R., Hansen, D. L., Townsend, G. T., and Johnson, W. H. (1999), "Landfill bioreactor – an innovation in solid waste management." 22nd Annual LFG Symposium., Lake Buena Vista, Florida.
- Pohland, F. G. (1980). "Leachate recycle as landfill management option." *Journal of the Environmental Engineering Division-Asce*, 106(6), 1057-1069.
- Reinhart, D.R., P. T. McCreanor and T. Townsend, 2002, The bioreactor landfill: Its status and future, *Waste Management & Research*, 20(2), 172-186.
- Reinhart, D.R. and T.G. Townsend, 1998, *Landfill Bioreactor Design & Operation*, Lewis Publishers, New York, USA.

- Reddy, K. R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N. S., Gangathulasi, J., and Bogner, J. E. (2008) "Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA." 5th Asian-Pacific Landfill Symposium, Sapporo, JAPAN, 952-959.
- Roy, J., A. Rouleau, M. Chouteau, M. Bureau, 2008, Widespread occurrence of aquifers currently undetectable with the MRS technique in the Grenville geological province, Canada: Journal of Applied Geophysics, 66, 82-93, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2008.04.006.
- Slichter, C.P., 1990, Principles of Magnetic Resonance, 3rd edition, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- San, I., and Onay, T. T. (2001). "Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation." Journal of Hazardous Materials, 87(1-3), 259-271.
- Trushkin, D.V., O.A. Shushakov and A.V. Legchenko, 1994, The potential of a noise-reducing antenna for surface NMR ground water surveys in the earth's magnetic field, Geophysical Prospecting, 42, 855-862.
- Warith, M. (2002). "Bioreactor landfills: experimental and field results." Waste Management, 22(1), 7-17.
- Carr H. Y., E. M. Purcell (1959) "Effects of Diffusion on Free Precession in Nuclear Magnetic Resonance Experiments." Physical Review, 94, 630-638, doi. 10.1103/PhysRev.94.630



***Transferts des lixiviats dans les déchets :  
combinaison entre données hydrogéophysiques  
et simulations hydrodynamiques***

***8.1. Introduction***

Les travaux publiés sur l'étude des transferts des lixiviats dans les déchets sont réalisés pour l'essentiel à partir d'expérimentations à l'échelle du laboratoire [Reddy et al., 2008; Stoltz et al., 2010] et montrent que :

- le comportement des déchets à cette échelle n'est pas celui d'un milieu poreux homogène ;
- sur le volume total des déchets, seulement 3 à 5 % du volume total est en cause dans le transport des lixiviats dans les déchets lors des injections.

L'objectif de cette partie est de déterminer si le comportement du transport des lixiviats dans le milieu poreux à l'échelle centimétrique est identique ou différent du transport à l'échelle du site industriel. Peut-on considérer le transport dans les massifs de déchets comme un transport en milieu poreux homogène ? Peut-on proposer un modèle conceptuel de la structure des déchets à l'échelle du site industriel ?

Ce chapitre s'articule en 4 parties :

- la première présente la démarche méthodologique de simulation hydrodynamique combinée avec les informations géophysiques ;
- la seconde est consacrée à la synthèse des résultats sur la caractérisation hydrodynamique des déchets en s'appuyant à la fois sur des données issues de la bibliographie et nos expérimentations géophysiques ;
- la troisième présente les résultats de la modélisation hydrodynamique en considérant les déchets comme un milieu poreux homogène et uniforme ;
- la quatrième expose les résultats de la modélisation hydrodynamique en proposant un modèle de circulation composé d'une matrice à faible conductivité hydraulique recoupé par des drains à forte conductivité hydraulique.

## 8.2. Démarche méthodologique

La démarche repose sur la combinaison des résultats géophysiques de la simulation hydrodynamique 2D et 3D, pour caractériser le transport des lixiviats dans les déchets, à l'échelle du site industriel. Pour créer une simulation hydrodynamique réaliste de la circulation des lixiviats dans les déchets, il est nécessaire d'introduire différentes informations dans le logiciel HYDRUS-2D :

- **la structure** est renseignée par les mesures géophysiques réalisées au préalable sur le site expérimental, par des études préliminaires et par des informations sur la structure du casier étudié ;
- **les relations  $k(\theta)$  et  $h(\theta)$**  sont issues de la bibliographie, leurs déterminations ne sont pas traitées dans ce mémoire car nous avons utilisé des valeurs estimées sur le même déchet au laboratoire [Stoltz *et al.*, 2010] ;
- **la charge hydraulique** est fixée à 0.5 mètre dans la fosse comme nous l'avons imposée dans l'expérimentation sur site ;
- **la teneur en eau initiale est obtenue** par des mesures thermogravimétriques réalisées sur le site ;
- **la porosité** est déterminée à partir de résultats issus de la bibliographie ;
- **la conductivité à saturation** est tirée de la bibliographie et contrainte par les mesures RMP qui permettent de fixer la gamme de variations.

A partir de l'ensemble des paramètres il est possible de simuler :

- les volumes des lixiviats injectés au bout des 25 heures d'infiltration ;
- les contours d'infiltration qui sont définis comme la limite de la surface qui enveloppe l'espace envahi au bout d'un temps donné par l'eau infiltrée dans la zone depuis un instant initial.

Ces données simulées sont validées par comparaison avec les mesures indépendantes réalisées sur le terrain au cours de l'infiltration :

- la comparaison des volumes des lixiviats injectés après 25 heures d'infiltration, est considérée comme valide, quand les valeurs des volumes injectés simulés sont dans une gamme d'erreur de + ou- 10% par rapport à la valeur des volumes injectés mesurés sur le terrain ;
- l'ERT utilisé en mode suivi temporel sert à valider de façon indépendante les contours du front d'infiltration à différents pas de temps (cf. Chapitre 6).

Les contours du front d'infiltration calculés sont validés dans un premier temps par comparaison de la forme géométrique de l'infiltration, extension latérale et verticale. Nous avons choisi une estimation d'une divergence, que nous appelons D, entre le contour du front d'infiltration obtenu par ERT et celui obtenu par simulation numérique (Figure 37), selon l'Équation 29.

$$D = \frac{\sum S_{Dn}}{S_{ERT}} \times 100 \quad \text{Équation 29}$$

Où  $S_{ERT}$  est la surface mesurée par l'ERT,  $S_{Si}$  correspond à la surface simulée par HYDRUS-2D,  $S_{Dn}$  représente les surfaces de différences.

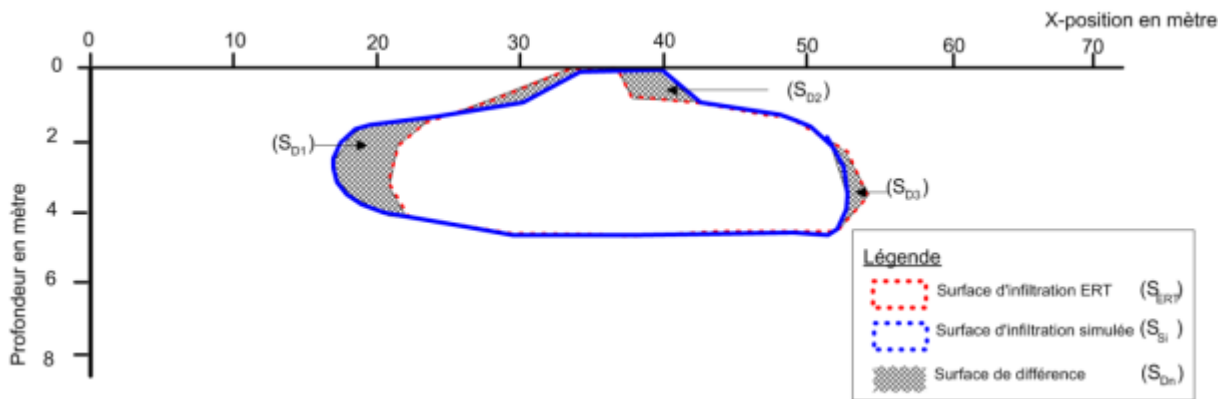


Figure 37 : Calcul de la divergence entre le modèle de simulation ERT et le modèle de simulation hydrodynamique

### 8.3. Simulation de l'injection des lixiviats : cas d'un modèle homogène

#### 8.3.1. Stratégie de construction du modèle

Nous avons montré grâce à l'analyse des données ERT, que :

- à l'échelle du site 3 à 5% du volume total sont impliqués dans le transport des lixiviats ;



- il existe une anisotropie dans la conductivité hydraulique, qui d'après nos observations, est plus importante selon le plan horizontal, cette tendance observée (2 à 3 fois supérieure) est confirmée par Reddy et al. [2009] ;
- il existe une discontinuité hydraulique marquée à 5 mètres de profondeur ;
- la structure du casier industriel est composée d'une couche végétale superficielle de 1 à 1.5 m d'épaisseur et d'une couche de déchets, l'épaisseur de la couche végétale est confirmée par l'ERT.

Les informations complémentaires nécessaires à la simulation hydrodynamique ont été extraites de la bibliographie ou d'études réalisées au laboratoire :

- la porosité totale du déchet est de l'ordre de 0.35 à 0.65 [Reddy et al., 2008; Zeiss, 1997] ;
- des mesures gravitaires de teneur en eau réalisées sur des échantillons prélevés sur le site de la Drôme, montrent une teneur en eau moyenne de l'ordre de 0.3 à 0.35 ;
- des essais réalisés au laboratoire sur des déchets identiques ont permis d'obtenir les paramètres de la loi de Van Genuchten pour les relations  $k(\theta)$  et  $h(\theta)$  (Tableau 10).

$\phi$ (%)	$\theta_{\text{rétention}}$ (%)	$\alpha$ (kPa <sup>-1</sup> )	m (sans unité)	n (sans unité)
0.65	0.30	11.5	0.21	1.27

Tableau 10 : Paramètres constitutifs de la relation de Van Genuchten obtenus sur un échantillon des déchets [2010]

A partir de l'ensemble de ces informations, un modèle hydrodynamique a été construit dans HYDRUS-2D (cf. Chapitre 3).

### **8.3.2. Paramètres de simulation : maillage, conditions initiales et conditions aux limites**

La taille du modèle simulé par HYDRUS-2D est celle de l'alvéole où est réalisé l'essai d'injection. La dimension est de 70 mètres de long et de 10 mètres de profondeur. L'injection ponctuelle est placée au centre du modèle. Elle est paramétrée par l'application d'une charge constante de 0.5 mètre sur 2 mètres de large (Figure 38).

Le choix du maillage est un compromis entre une bonne représentation de l'infiltration et un temps de calcul acceptable (1 journée). Le maillage est triangulaire avec un espacement de côté de 0.5 mètre. La distribution a été réalisée avec un programme générateur de maillage inclus dans le logiciel. Le modèle se compose de trois couches :

- la première couche superficielle d'une épaisseur de 1 mètre est celle des limons sableux constituant la couverture végétale du casier de déchets, et isolée à sa base inférieure par un

géotextile semi-perméable. Cette couche a été excavée là où sont injectés les lixiviats et remplacée par une fosse aux parois étanches posée sur les nouveaux déchets (cf. Chapitre 5). Cette première couche ne joue aucun rôle dans la modélisation hydrodynamique et les caractéristiques d'un sol limono-sableux, lui ont été attribués dans HYDRUS-2D ;

- la seconde couche est la couche de déchets récents (2000-2004), elle se situe entre 1 et 5 mètres de profondeur. Les lixiviats ont été injectés dans cette couche et les paramètres hydrodynamiques proposés par [Stoltz *et al.*, 2010] lui ont été attribués dans la modélisation (Tableau 10) ;
- la troisième couche de déchets, plus ancienne est représentée dans le modèle par un milieu à faible conductivité hydraulique ( $10^{-10} \text{m.s}^{-1}$ ). Cette valeur a été choisie en fonction des résultats ERT montrant l'existence d'une forte discontinuité hydraulique entre la seconde et troisième couche.

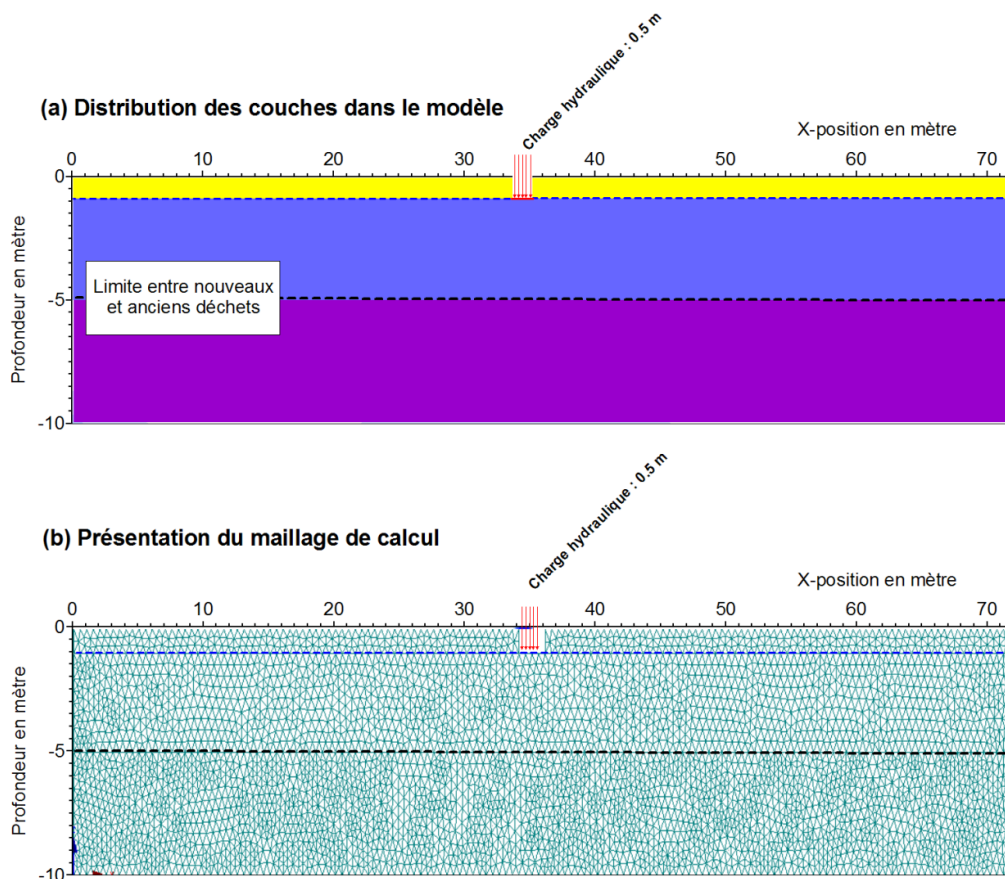


Figure 38 : Schéma de la structure du modèle physique, des conditions aux limites et du maillage

La simulation a été réalisée sur 24 heures. La discrétisation du pas de temps de calcul a été définie avec un pas de temps initial de 1 seconde, et des pas de temps minimum et maximum respectifs de calcul de 0.1 à 120 secondes. Le temps de calcul de cette simulation, pour cette discrétisation spatio-temporelle, est d'environ 2 heures.

Pour obtenir un modèle simulé en accord avec les données ERT, la conductivité hydraulique à saturation ( $K_s$ ) et la teneur en eau initiale ( $\theta_i$ ) sont ajustées. La gamme des variations de la conductivité hydraulique à saturation testée est comprise entre  $10^{-9}$  et  $10^{-4}$   $m.s^{-1}$  en tenant compte de nos résultats obtenus avec la RMP et de différents articles [Reddy *et al.*, 2009; Zeiss, 1997]. Pour la teneur en eau, il a été choisi de la faire varier entre 0.2 et 0.6. Dans ce chapitre, seul les modèles reproduisant le mieux les données seront présentées.

### 8.3.3. Résultats et discussions sur la simulation

Les figures 39, 40, 41 présentent les résultats de la comparaison des fronts d'infiltration issus de la simulation hydrodynamique avec HYDRUS-2D et de la mesure ERT sur le terrain (l'iso-contour de pourcentage de variation de la résistivité calculée -30% représente le front d'infiltration (cf. Chapitre 5)). Pour obtenir un modèle concordant avec les observations ERT et hydrologiques (volumes injectés), les paramètres hydrodynamiques du Tableau 11 sont à appliquer.

Teneur en eau initiale ( $\theta_i$ )	Conductivité hydraulique à saturation ( $m.s^{-1}$ )
0.6	$10^{-5}$

Tableau 11 : Paramètres optimum de simulation

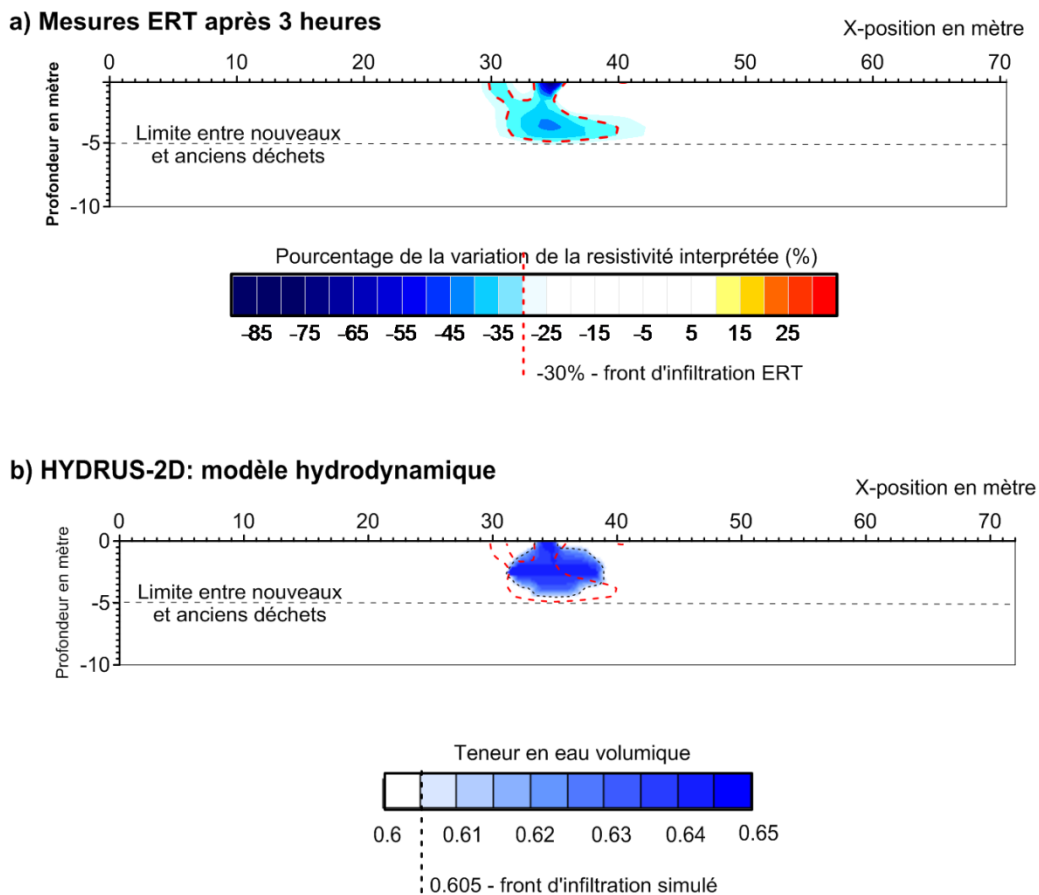


Figure 39 : Résultats de la simulation hydrodynamique pour un milieu homogène, et des mesures ERT obtenues après 3 heures d'infiltration

Après 3 heures d'infiltration (Figure 39), l'imagerie ERT montre une dissymétrie importante dans l'infiltration vers la droite (Figure 39-a). Dans le modèle hydrodynamique obtenu avec HYDRUS-2D cette dissymétrie n'est pas reproduite, et l'infiltration est moins large (3.5 mètres de large).

Après 17 heures d'infiltration (Figure 40), l'iso-contour -30% de résistivité calculée montre que l'infiltration n'est pas symétrique (Figure 40-a). HYDRUS-2D calcule une infiltration plus grande avec un allongement horizontal marqué du à l'anisotropie directionnelle de la conductivité hydraulique introduite dans la simulation hydrodynamique (Figure 40-b). Il y a une bonne corrélation entre le modèle et les mesures ERT, les extensions latérales et verticales sont en accord.

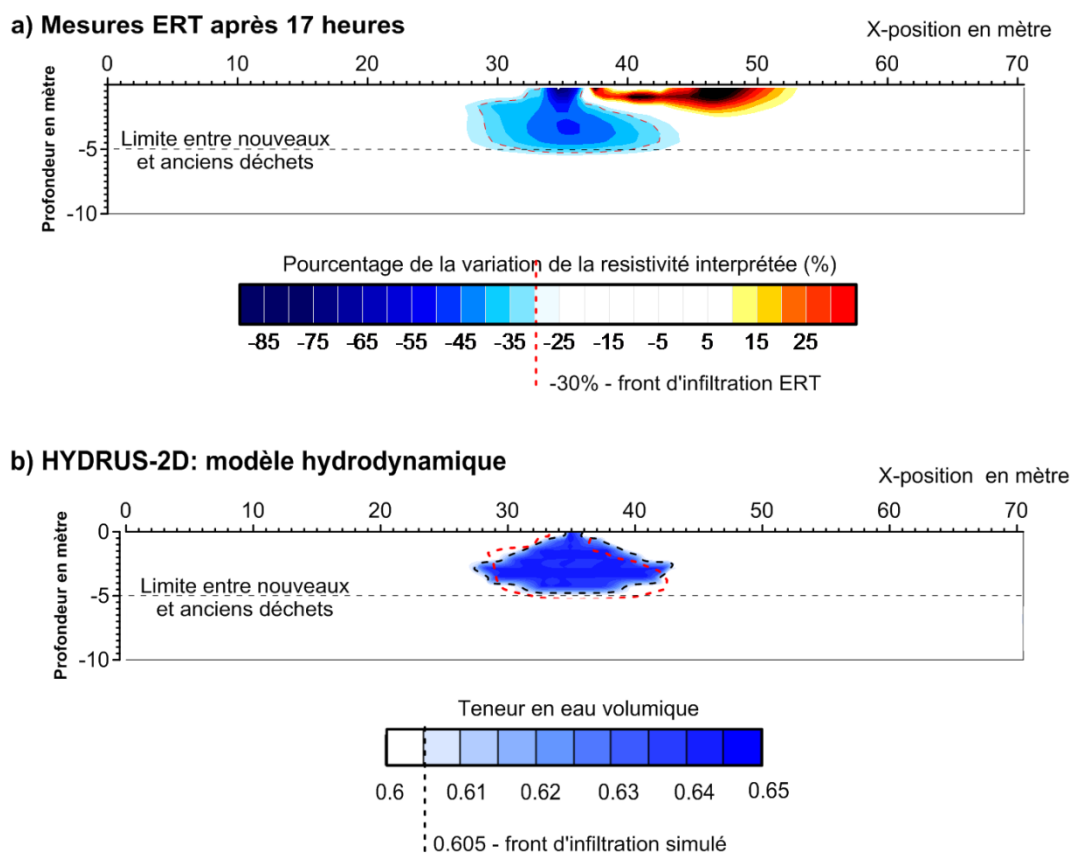
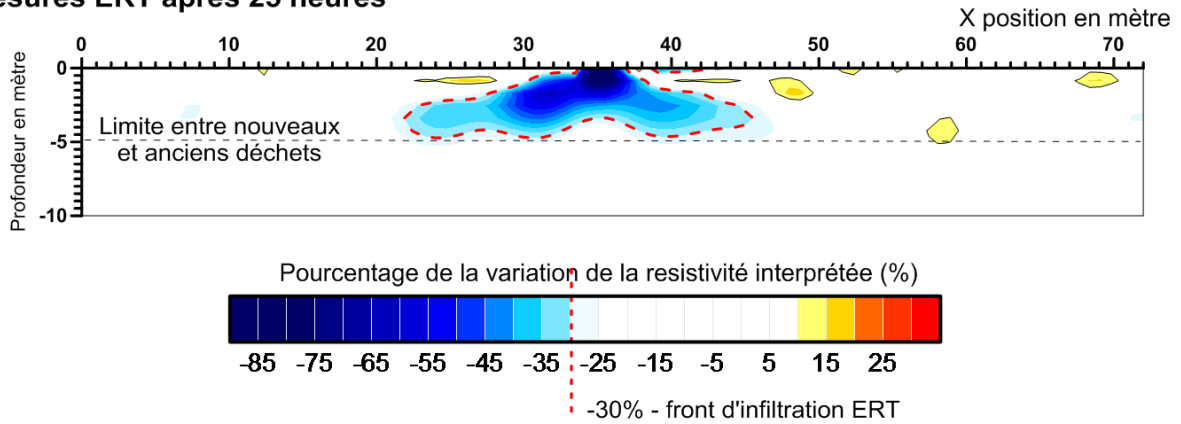


Figure 40 : Résultats de la simulation hydrodynamique pour un milieu homogène, et des mesures ERT obtenues après 17 heures d'infiltration

Après 25 heures d'infiltration (Figure 41), une forte dissymétrie est constatée entre la partie droite et la partie gauche de l'infiltration, d'après l'évolution du pourcentage de variations de la résistivité calculée (Figure 41-a). HYDRUS-2D ne reproduit pas cette dissymétrie observée dans la forme du bulbe, ce qui est normal puisque le modèle est homogène et uniforme (Figure 41-b).

Mesures ERT après 25 heures



HYDRUS-2D: modèle hydrodynamique

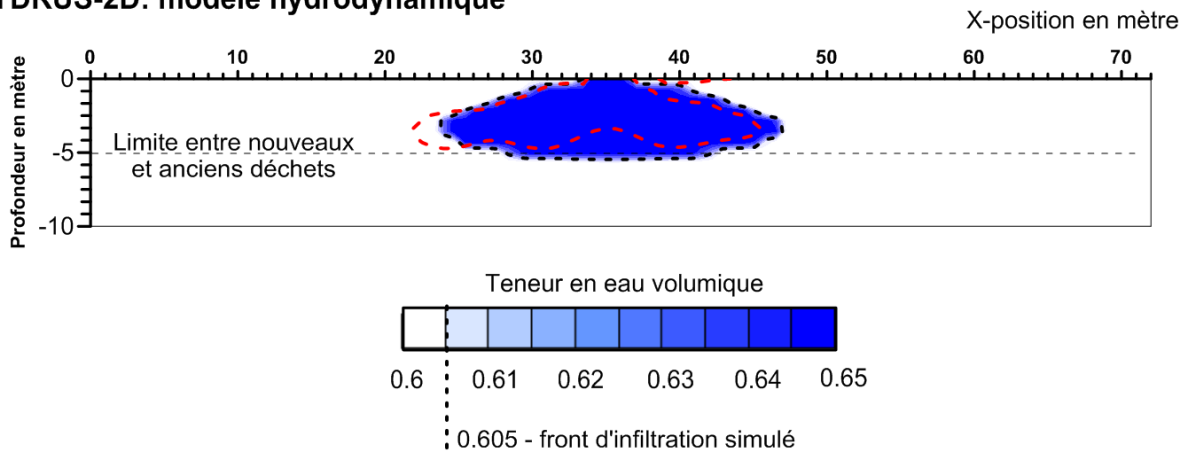


Figure 41 : Résultats de la simulation hydrodynamique pour un milieu homogène, et des mesures ERT obtenues après 25 heures d'infiltration

La valeurs de la teneur en eau initiale (0.6) et de la conductivité hydraulique de  $10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$  utilisées pour optimiser le modèle sont très critiquables. La valeur de teneur en eau initiale est deux fois supérieure aux observations réalisées sur ce site. Les forages réalisés ont permis d'estimer une teneur en eau proche de 30 à 40 %, or si l'on utilise ces valeurs plus faibles, le modèle ne respecte plus la contrainte du volume injecté de  $8 \text{ m}^3$  au cours de la simulation d'injection des lixiviats.

La modélisation réalisée avec HYDRUS-2D montre que le milieu poreux homogène ne permet pas de reproduire correctement les données observées malgré un jeu réaliste de paramètres. Par conséquent, le modèle de circulation, s'il est assimilé à un milieu poreux, ne peut être utilisé dans notre étude.

Cette constatation nous a amené à reconsidérer nos modélisations. Pour cela, nous nous sommes appuyés sur les résultats obtenus en RMP sur le site décrit au chapitre 7. Ce site possède des caractéristiques identiques à celui où l'expérience d'injection des lixiviats a été réalisée (types de déchets, biodégradation, production de biogaz et âge d'enfouissement). Nous avons montré que dans ce milieu saturé, il n'est pas possible de mesurer un signal. Ceci est explicable par deux hypothèses :

- soit il existe des perturbations du champ géomagnétique dans les déchets qui atténuent fortement le signal RMP ;
- soit la porosité correspond à un faible volume d'eau (<5%).

Le protocole SE a été appliqué sur ce site, sans pouvoir mesurer de signal. C'est la seconde hypothèse qu'il faut considérer, car si le champ géomagnétique était perturbé nous aurions mesuré un signal SE (cf. Chapitre 7). La seconde hypothèse ( $\theta_{RMP} < 5\%$ ) implique que le milieu investigué serait composé d'une matrice à faible conductivité hydraulique, recoupée par des drains à forte conductivité hydraulique (représentant 5% du volume total), cela rejoint l'idée de Bendz et al. [1997a]. Pour reproduire les résultats observés sur le terrain une simulation hydrodynamique plus complexe a été réalisée à partir de ce modèle.

#### ***8.4. Modélisation du transport dans le milieu poreux hétérogène***

##### ***8.4.1. Paramètres de simulation : maillage, conditions initiales et conditions aux limites, propriétés hydrodynamique***

En tenant compte des résultats précédents, un milieu hétérogène est testé. Le modèle est composé des trois couches déjà présentées. Seul la structure et les paramètres hydrodynamiques de la seconde couche sont modifiés. La couche est construite avec une matrice dont la teneur en eau est de l'ordre de 30% et la conductivité hydraulique est de l'ordre de  $10^{-8} \text{m.s}^{-1}$  (valeur obtenue en laboratoire par Reddy et al. [2009]). Cette matrice est recoupée par des drains avec une porosité active permettant le transport de l'eau dans les déchets et représentant 5% du volume total des déchets. Ces drains sont de taille millimétrique à centimétrique dans les déchets, cependant à l'échelle de la simulation dans HYDRUS-2D pour des raisons de complexité des calculs, plusieurs drains millimétriques sont représentés par des macropores horizontaux et verticaux recoupant les déchets. Les propriétés hydrauliques d'un sable sont attribuées aux drains (valeurs données par HYDRUS-2D).

Pour la distribution des drains, le choix est fait de les placer horizontalement et verticalement. Les drains horizontaux recoupent l'ensemble de la matrice, en disposant les drains horizontalement, on tente de reproduire l'anisotropie des déchets, qui se met vraisemblablement en place lors du passage des engins qui déposent les déchets par couches métriques. Les drains verticaux servent de connecteurs entre les drains horizontaux (Figure 42).

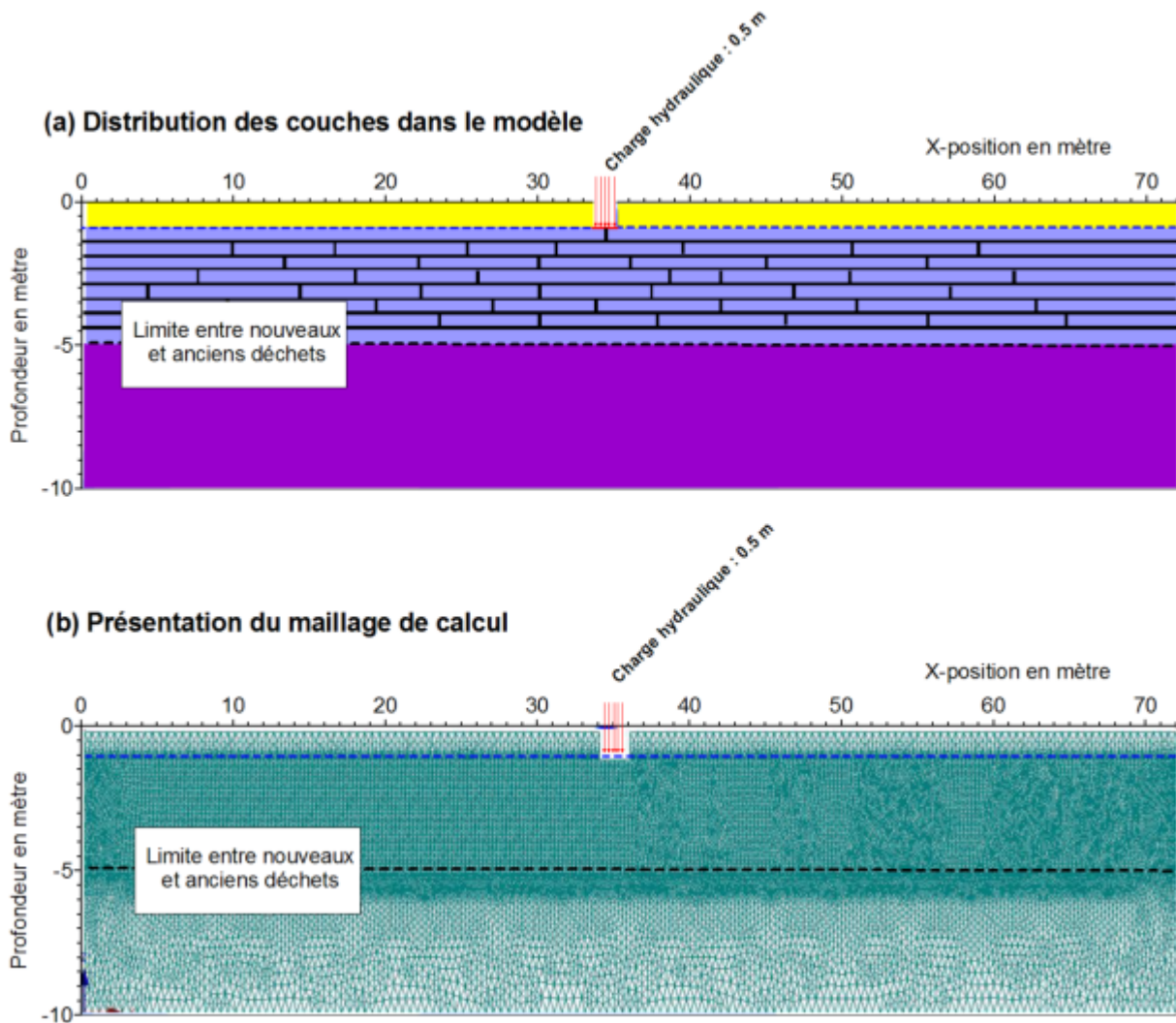


Figure 42 : Structure du modèle hydrodynamique

### 8.4.2. Simulation

#### a. Ajustement de la méthode de modélisation

Pour comparer les résultats de la simulation hydrodynamique avec les résultats ERT, notre démarche méthodologique présentée en début de chapitre doit être adaptée. Avec le nouveau modèle, il n'est plus possible de comparer directement les résultats en sortie de simulation hydrodynamique (front d'infiltration) avec les pourcentages de variation de la résistivité interprétée. Après la simulation hydrodynamique, une simulation ERT devient nécessaire pour comparer les pourcentages de variation de la résistivité calculée du terrain avec ceux simulés. Plusieurs étapes sont alors nécessaires :

- convertir le modèle hydrodynamique simulé en résistivité, pour cela il est choisi de prendre comme mesure sur le terrain, une résistivité de 18  $\Omega.m$  pour la matrice, pour les drains une

résistivité initiale de 18  $\Omega$ .m et une résistivité finale de 2  $\Omega$ .m équivalente à celle des lixiviats ;

- simuler des résistivités apparentes à partir des données de résistivités vraies introduites dans DC2DInvRes ;
- inverser un jeu de données de résistivités apparentes calculées afin d'obtenir les résistivités interprétées, en utilisant un jeu de paramètres identique à celui utilisé sur le terrain ;
- comparer le pourcentage de variation des résistivités interprétées et le pourcentage de variation des résistivités mesurées sur le terrain.

### ***b. Résultats***

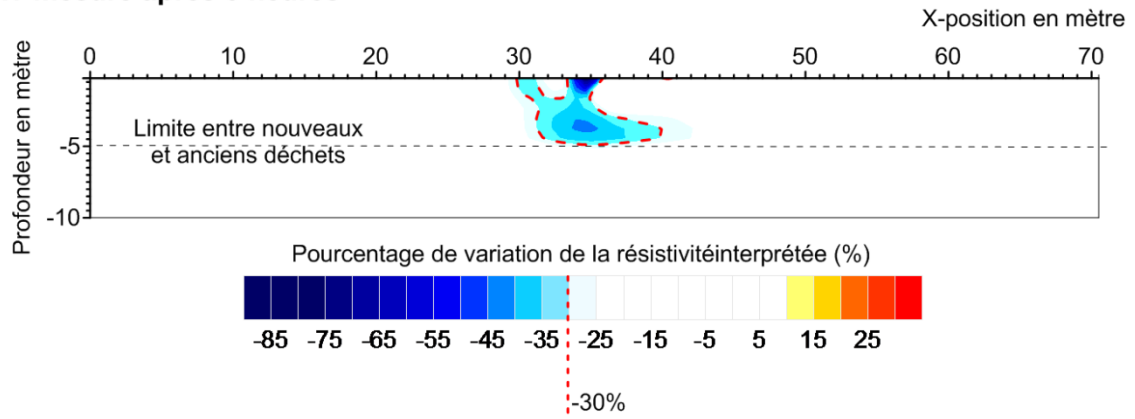
Les figures 42, 43 et 44 présentent l'ensemble des résultats de la modélisation et de la comparaison entre les données géophysiques observées et simulées :

- après 3 heures d'infiltration, la simulation sous HYDRUS-2D montre un remplissage préférentiel des drains dans le modèle. La réponse ERT au modèle hydrologique de circulation, est quasiment la même que celle obtenue dans un milieu homogène, ce qui est dû aux équivalences existantes en ERT. La corrélation entre le modèle de terrain et le modèle calculé numériquement est proche pour l'iso-contour -30%. Elle montre que les extensions latérales et verticales correspondent (Figure 43) ;
- après 17 heures et 25 heures, on observe les mêmes résultats qu'après 3 heures (Figure 44 et 45). C'est à dire une bonne corrélation entre le modèle simulé et mesuré.

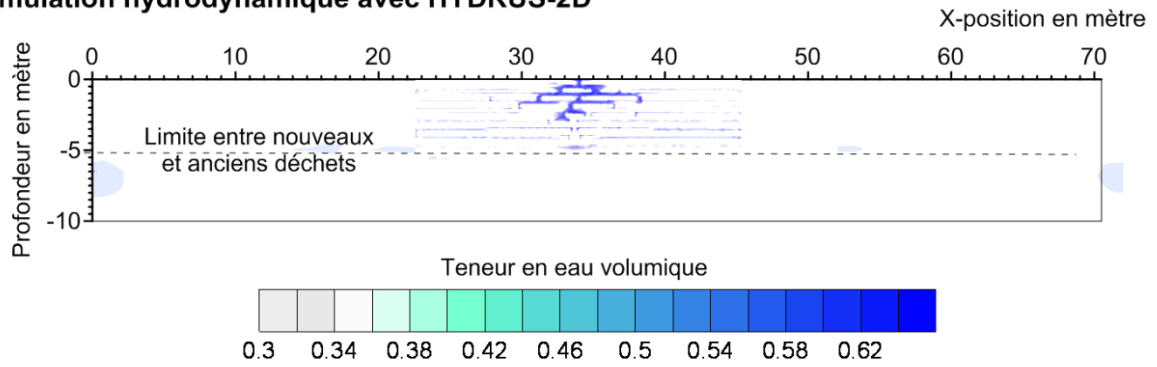
Cette modélisation permet de bien reproduire les données ERT obtenues sur le terrain en respectant les contraintes hydrologiques de la modélisation (la forme de l'infiltration et les volumes injectés de 8 m<sup>3</sup>).



a) ERT mesuré après 3 heures



b) Simulation hydrodynamique avec HYDRUS-2D



c) Simulation numérique ERT du modèle d'infiltration

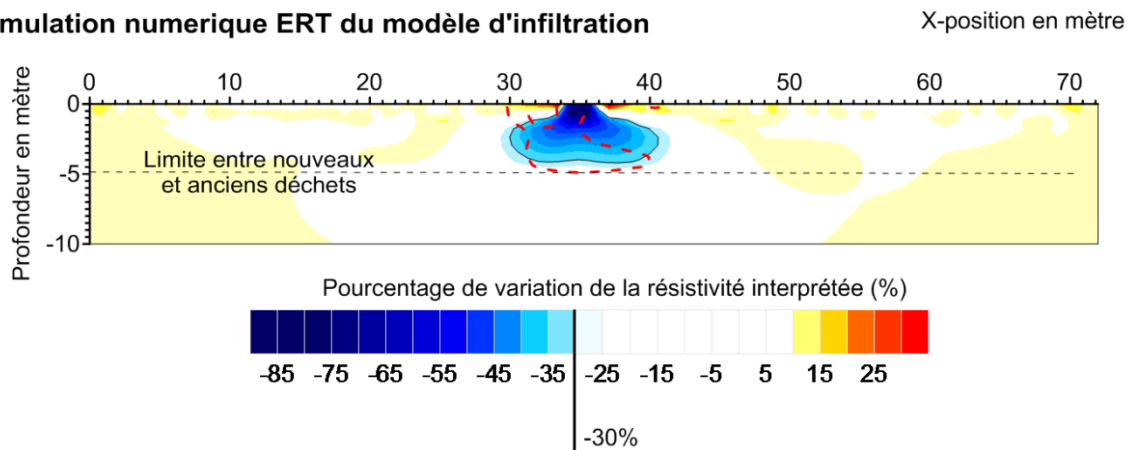
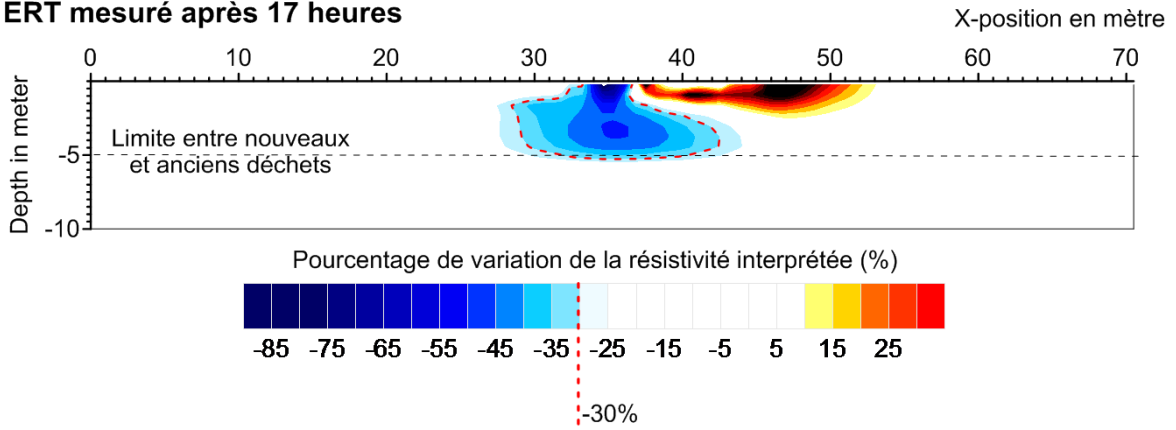
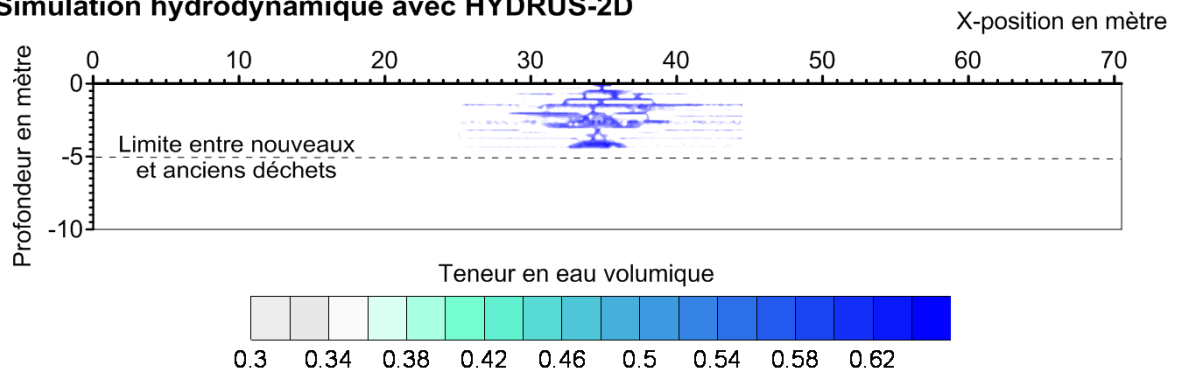


Figure 43 : Résultats de modélisation et des mesures ERT obtenues après 3 heures d'infiltration

**a) ERT mesuré après 17 heures**



**b) Simulation hydrodynamique avec HYDRUS-2D**



**c) Simulation numérique du modèle d'infiltration**

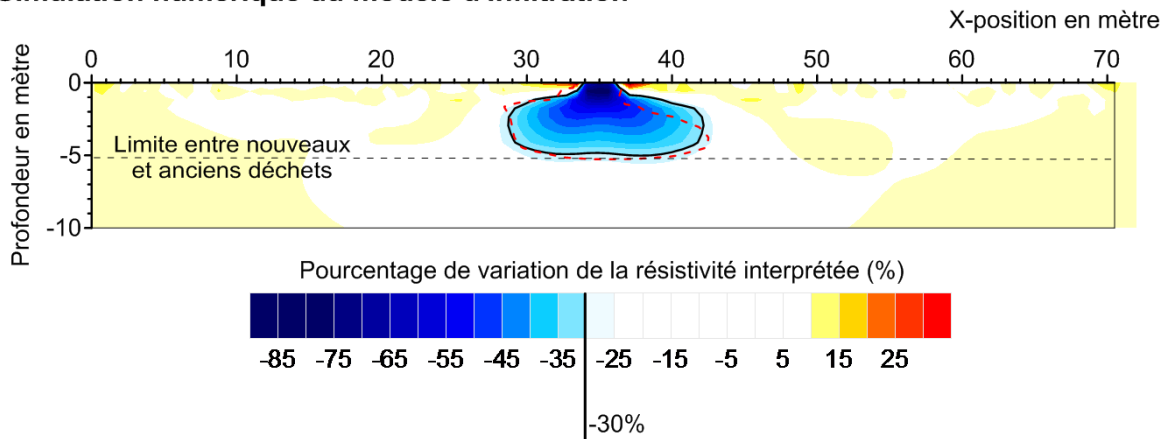
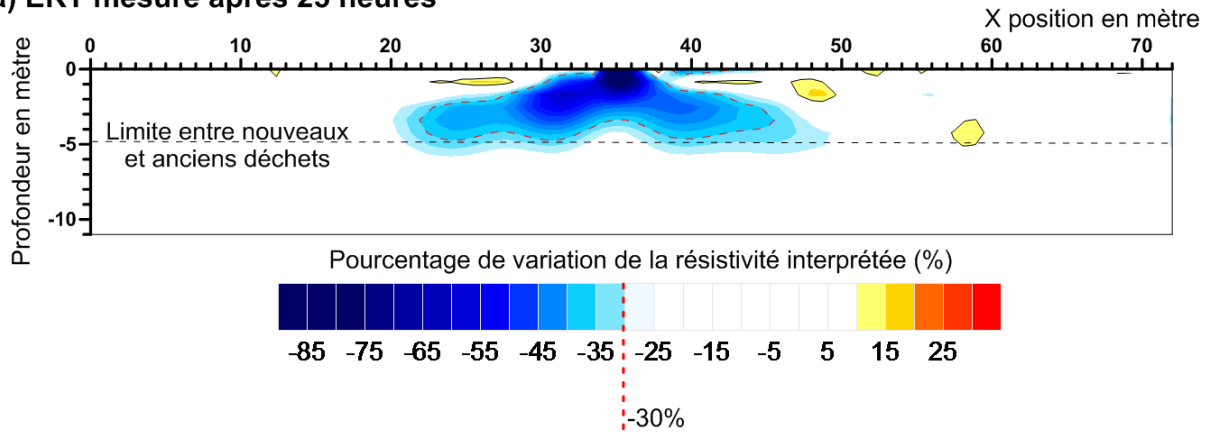
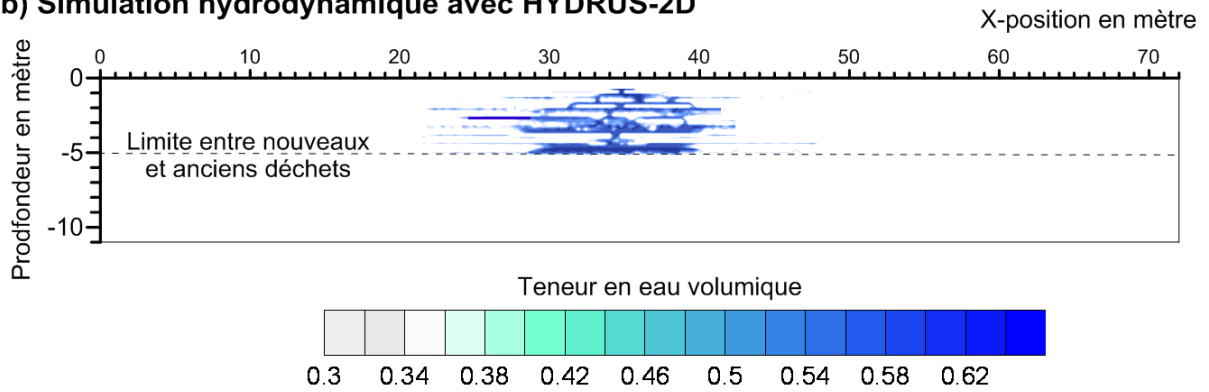


Figure 44 : Résultats de modélisation et des mesures ERT obtenues après 17 heures d'infiltration

**a) ERT mesuré après 25 heures**



**b) Simulation hydrodynamique avec HYDRUS-2D**



**c) Simulation numérique du modèle d'infiltration**

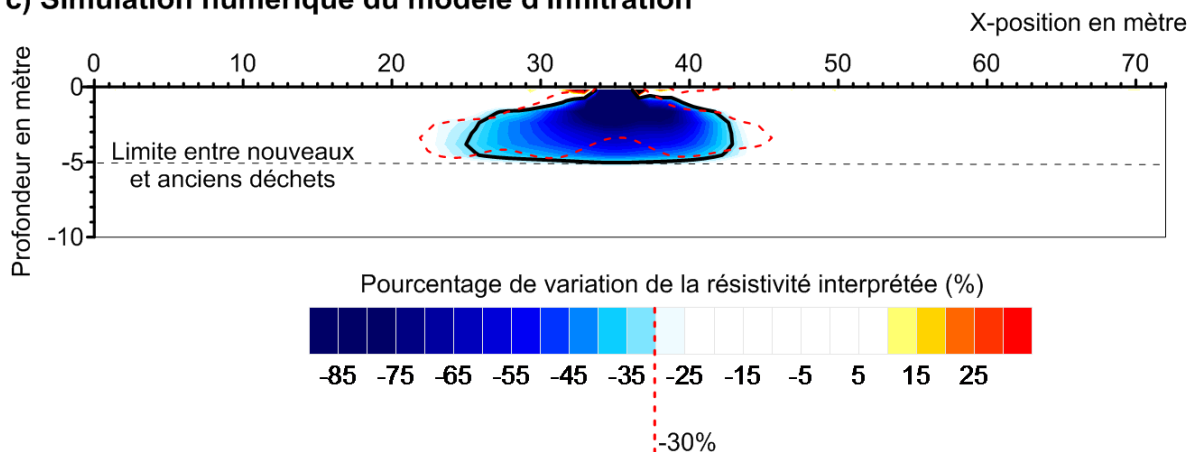


Figure 45 : Résultats de modélisation et des mesures ERT obtenues après 25 heures d'infiltration

### 8.5. Discussion et conclusion

La Figure 46 présente la comparaison mathématique (grâce à la divergence) entre les données ERT mesurée sur le terrain et les données simulées pour le modèle homogène et hétérogène :

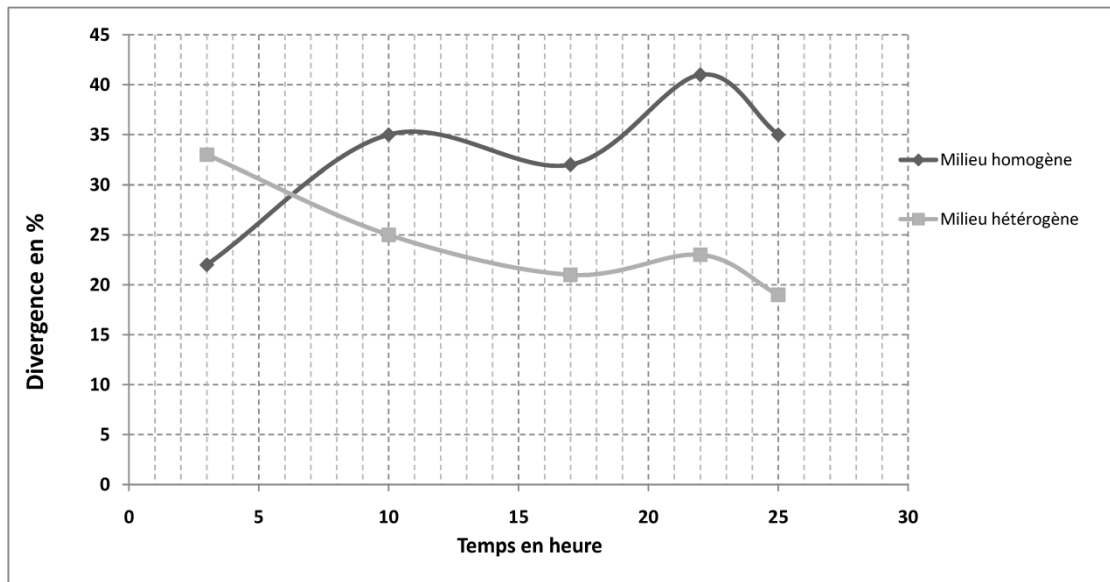


Figure 46 : Estimation de la divergence entre la simulation hydrodynamique et les résultats ERT

Pour les deux cas, ces résultats montrent une divergence comprise entre 20 et 45%. Cependant le modèle conceptuel hétérogène a une moyenne plus faible de l'ordre de 25% tandis que le milieu poreux homogène a une divergence plus élevée en moyenne de 35%.

La simulation utilisée (équation de Richards) pour décrire le transport de l'eau, n'a pas permis de reproduire les observations géophysiques en considérant un milieu homogène poreux avec une forte anisotropie directionnelle. En effet, les paramètres hydrodynamiques permettant de reproduire l'infiltration ne correspondent pas à la réalité des mesures indépendantes (ERT et volumes de lixiviats injectés).

Par contre, notre modèle conceptuel, avec un milieu poreux composé d'une matrice de faible conductivité parcourue par des drains dont la conductivité hydraulique est plus forte, a permis de reproduire correctement l'expérience. Ces résultats permettent de proposer un modèle conceptuel de la structure des déchets à l'échelle du site, composée :

- d'une matrice dont la conductivité hydraulique à saturation est proche de  $10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$  ;
- de drains qui recoupent le milieu pour assurer une circulation rapide des lixiviats dans le massif de déchets.

En conclusion, la modélisation conceptuelle hétérogène permet de mieux reproduire les données de terrain tout en respectant les paramètres hydrologiques d'entrée observés au cours de l'expérience d'infiltration des lixiviats. Des améliorations restent à réaliser en termes de modélisation.

Ce premier essai succinct mais limité de modélisation permet de réaliser et d'apporter des informations sur la circulation des lixiviats dans les déchets. D'autres développements seraient nécessaires par la suite pour valider ces résultats :

- étudier la sensibilité des différents paramètres hydrodynamiques sur la réponse du modèle ;
- tester des modèles de conductivité hydraulique à saturation à double porosité et double conductivité.

Ces modèles proposés ne permettent pas de résoudre le problème de la modélisation de la circulation dans les déchets, cependant ces deux modélisations montrent que la combinaison de la géophysique et de la modélisation apporte des perspectives en termes de conceptualisation de la circulation des lixiviats à l'échelle du site industriel.

De plus le modèle homogène montre dans ce cas que les déchets à l'échelle du site industriel ne peuvent être modélisés comme un milieu poreux.





## Conclusions & perspectives

---

*« Chaque publication scientifique ne sert qu'à  
poser 10, 20 questions. Chaque découverte  
scientifique est passionnante parce qu'elle ouvre  
un univers de questions »*

*Boris Cyrulnik, 1937*





## Conclusions

Les problématiques environnementales concernant la gestion de nos déchets ménagers réclament une meilleure connaissance des transferts hydriques au sein des massifs de déchets, afin d'optimiser leur biodégradation. Les études sur les propriétés hydriques des déchets sont souvent entreprises à l'échelle du laboratoire. En revanche, peu d'études documentées existent sur la caractérisation des propriétés hydrodynamiques et la description de la structure du milieu à l'échelle d'un site de quelques hectares. Ce travail de thèse s'est concentré sur une étude de ce milieu à l'échelle du site industriel en proposant d'utiliser deux méthodes géophysiques, l'ERT et la RMP. L'objectif final est de contribuer, par une approche combinant géophysique et simulation hydrodynamique, à établir de meilleurs modèles conceptuels des transferts hydriques lors des injections de lixiviats.

Concernant les apports méthodologiques de ce travail de thèse, nous avons tout d'abord contribué au développement méthodologique de l'imagerie ERT et plus particulièrement lors du suivi temporel (*time-lapse*) considéré comme utile pour le suivi d'injection des lixiviats, et au développement de la RMP pour l'appliquer à l'étude des déchets.

Concernant l'ERT, nous nous sommes attachés à montrer qu'il pouvait exister des artéfacts lors de suivi temporel d'infiltration lorsqu'on utilise des procédures d'interprétation standards. Ces artéfacts peuvent causer des erreurs importantes lors des interprétations et compromettent la compréhension des phénomènes d'infiltration. En utilisant une démarche basée sur la modélisation numérique et l'utilisation de données indépendantes, ce travail a permis de dégager des solutions atténuant ou éliminant les artéfacts dans l'imagerie ERT *time lapse* comme :

- la nécessité de prendre en compte, dans certains contextes, les effets dus aux infiltrations de surface, notamment par une meilleure numérisation de la proche surface (faible espacement inter-électrodes) ;
- l'incorporation d'informations *a priori* dans l'inversion permettant de mieux contraindre les modèles de résistivité interprétée (discontinuités hydriques, zones invariantes) ;
- l'utilisation de dispositifs d'électrodes en étoile ou asymétriques (pôle-dipôle par exemple), notamment lors d'infiltration à géométrie 3D ;
- l'utilisation de contraintes de régularisations différentes dans les programmes d'inversion de données.

Ces développements méthodologiques ont été validés pour trois cas, lors d'injection des lixiviats sur un site de quelques hectares, ainsi que lors de deux expériences à échelle réduite sur un cas 2D de tranchée d'infiltration et sur un cas 3D d'injection ponctuelle alors que le milieu était 1D.

Même si les images géophysiques obtenues en mode de suivi temporel permettent, une fois fiabilisées, de tracer les chemins de l'eau dans la proche surface, la résistivité ne permet pas d'avoir accès à toutes les informations nécessaires pour la simulation hydrodynamique des injections des lixiviats. En particulier il est très souvent difficile, voire impossible, d'établir de façon fiable, et dans tout l'espace de mesure, des lois permettant de déconvoluer le signal de résistivité en termes de teneur en eau par exemple. Pour cette raison, nous nous sommes intéressés à une seconde méthode, la RMP qui permet d'avoir accès à des informations directement en relation avec la teneur en eau et la structure du sol.

En ce qui concerne la RMP, il était nécessaire de l'adapter à l'étude des déchets. Dans un premier temps, il a fallu tester un nouveau code d'inversion 2D sur un milieu connu de géométrie 2D simple (une tourbière alpine), pour spatialiser les variations des propriétés hydrodynamiques et la structure de ce milieu poreux. Les résultats obtenus en comparaison avec d'autres méthodes géophysiques permettent de valider l'utilisation d'un nouveau code d'inversion 2D. Dans un second temps, nous avons constaté, sur un site de déchets, qu'en utilisant le protocole de mesure standard pour la méthode RMP, basé sur un signal de décroissance (FID), aucun signal n'a été mesuré. Nous avons donc mené des expériences en laboratoire destinées à montrer que l'utilisation du protocole Echo de Spin, spécialement adapté aux mesures sur des déchets, permet de déterminer leurs propriétés hydrodynamiques. Ces résultats de l'étude des déchets en laboratoire ont permis de comprendre les résultats RMP obtenus sur le site industriel.

Ces résultats méthodologiques sont transposables à des milieux autres que les déchets pour l'étude de transferts hydriques, lors de recharges d'aquifères, d'expériences d'irrigation, par exemple. Pour l'ERT, il sera nécessaire de réaliser une nouvelle phase de simulation numérique pour valider les résultats obtenus car d'autres paramètres non pris en compte dans la thèse (comme le contraste de résistivité et la taille de l'infiltration) peuvent affecter les résultats méthodologiques. Pour la RMP, nous avons appris qu'il sera nécessaire d'apporter des modifications de l'appareillage RMP, ce qui ouvre la possibilité de pouvoir utiliser cette technique à l'avenir, pour étudier des déchets sur site.

Concernant les apports de connaissance sur les transferts hydriques à l'échelle du site, des résultats d'expériences d'injection ont été menés. Grâce à la fiabilisation des images de l'ERT *time lapse*, il a été possible de spatialiser une injection des lixiviats dans le temps. Des informations sur l'évolution de l'infiltration ont été extraites à partir des iso-contours de pourcentage de variation de la résistivité interprétée. Les données ERT ont été comparées aux volumes de lixiviats injectés dans le temps. Ceci a permis d'identifier un iso-contour de pourcentage de variation de la résistivité calculée considéré comme représentatif de la géométrie du front d'infiltration, avec les paramètres d'inversion considérés. L'analyse de l'évolution des pourcentages de variation de la résistivité interprétée a mis en évidence à l'échelle du site industriel que :

- les phases de remplissages successifs de déchets génèrent des discontinuités dans la dynamique de propagation des lixiviats. Elles pourraient donc avoir un impact déterminant sur la dynamique de biodégradation des déchets ;
- il existe une forte anisotropie directionnelle dans la propagation des lixiviats. La conductivité hydraulique horizontale étant plus forte que la conductivité hydraulique verticale, ceci est vraisemblablement dû à la mise en place des déchets par couches fines horizontales ;
- 2 à 5% du volume total du massif de déchets, jouent un rôle dans le transport des lixiviats lors des injections ponctuelles.

Les mesures RMP réalisées ont permis de caractériser le déchet en laboratoire et d'apporter des indications sur les propriétés hydrodynamiques à l'échelle du site, en contraignant la gamme de variation de la conductivité hydraulique. Les expériences réalisées ont permis de dégager un certain nombre de renseignements sur les propriétés hydrodynamiques des déchets et d'obtenir l'évolution de l'infiltration dans le temps. A partir de ces informations, deux scénarii d'infiltration ont été simulés :

- un modèle équivalent à un milieu poreux homogène ;
- un modèle conceptuel, composé d'une matrice avec une faible porosité recoupée par des drains à plus forte conductivité.

La simulation hydrodynamique a montré qu'un milieu poreux homogène ne peut décrire à la fois les observations géophysiques et les données hydrologiques (volumes infiltrés). Le principe de milieu homogène n'est pas applicable aux déchets. Partant de ce constat, un modèle avec une matrice imperméable recoupée par des drains actifs, a été réalisé. Le résultat expérimental montre qu'une matrice contenant 5 % de drains permet de reproduire :

- les volumes injectés de lixiviats sur le terrain au bout de 25 heures ;
- l'évolution des contours de l'infiltration observée avec la méthode ERT.

Plusieurs résultats importants sont obtenus:

- du point de vue méthodologique, la simulation hydrodynamique réalisée a été possible par la combinaison d'HYDRUS-2D avec les données géophysiques. Sans les données géophysiques indépendantes (ERT) et des données RMP, il n'est pas possible de réaliser cette simulation à l'échelle du site industriel à moins de faire de multiples forages coûteux et d'installer un nombre conséquent de capteurs enterrés ;
- du point de vue des résultats de la simulation, concernant la structure et les propriétés hydrodynamiques du milieu, les résultats montrent que le milieu homogène n'est pas

représentatif de la réalité du terrain à l'échelle du site industriel. Le modèle amélioré de circulation dans les déchets confirme certaines études, comme par exemple le modèle proposé par [Bendz *et al.*, 1997a].

Cependant, cette simulation hydrodynamique reste perfectible, car plusieurs paramètres n'ont pas été pris en compte et des incertitudes n'ont pas été estimées, ce qui soulève de nouvelles questions :

- Les drains sont-ils vraiment saturés au cours de l'expérimentation comme dans notre modélisation ?
- Est-il réaliste d'assimiler l'ensemble des micro-drains à des drains macroscopiques ?
- Dans les résultats présentés, les volumes injectés ont été comparés au bout de 25 heures, l'évolution temporelle des volumes injectés est-elle comparable sur toute la durée de l'injection avec les volumes obtenus par la simulation numérique ?

Cette étude a contribué à une meilleure compréhension du transfert des lixiviats dans les déchets, mais en l'état actuel, la problématique de la circulation des lixiviats reste encore un domaine de recherche qu'il faut continuer d'explorer. Une des pistes esquissées dans ce travail montre l'importance de la complémentarité entre différents outils, en particulier l'apport non négligeable de la géophysique (ERT et RMP) qu'il faudra considérer dans les futures simulations de la circulation des lixiviats à l'échelle du site industriel.

## *Perspectives*

Au regard des conclusions de ce travail, les résultats présentés offrent les perspectives suivantes :

- des suivis temporels géophysiques 2D et 3D à l'échelle d'un site industriel seraient à effectuer dans d'autres ISDND, pour évaluer leurs disparités en termes de modèles conceptuels de circulation. Des différences dans les modes de remplissage, le type de déchets, leur âge seraient à rechercher ;
- des expériences d'infiltration plus poussées (en imposant des charges plus importantes, en allongeant les temps d'injection) et couplées à la géophysique seraient à réaliser pour dégager des tendances sur la circulation des lixiviats dans les déchets ;
- actuellement, les outils existants ne sont adaptés que partiellement aux études de déchets à l'échelle d'un site de décharge, en particulier parce qu'ils sont trop ponctuels et limités du

fait du caractère complexe et hétérogène des déchets. Cela implique de continuer le développement méthodologique des outils géophysiques et hydrologiques de mesure ;

- la simulation hydrodynamique, réalisée avec HYDRUS-2D, est facile d'utilisation, Cependant, ce logiciel n'est pas totalement adapté à la simulation hydrodynamique de la circulation des lixiviats dans les déchets. Dans ce travail de thèse, nous avons proposé une solution vers la combinaison de la géophysique et de la simulation hydrodynamique (approche courante en hydrogéophysique, mais peu utilisée dans les déchets). Cette démarche est fondamentale, et il est nécessaire de développer un modèle qui prendrait en compte les observations géophysiques notamment les informations fournies par la RMP, quand cette méthode sera adaptée aux déchets, pour estimer les propriétés hydrodynamiques ;
- afin d'aller plus loin une infiltration aurait pu être reproduite en introduisant un plus grand nombre de capteurs enterrés dans les déchets. Cela permettrait de déterminer avec plus de précision si les décroissances des résistivités interprétées, dues à l'infiltration, correspondent à des variations de la teneur en eau ou à un effet de distorsion dans l'inversion (déformation du bulbe d'infiltration). Pour réaliser cela, des capteurs et des lysimètres seraient enterrés au cours du remplissage [Marcoux, 2008]. D'autre part, les résultats obtenus avec le dispositif asymétrique pôle-dipôle et le logiciel d'inversion BERT, offrent des possibilités très intéressantes en termes de suivi temporel de l'infiltration sous infiltromètre. Au laboratoire, la réalisation d'une expérience avec l'infiltromètre en pente dans le cadre du projet ONDINE est en cours de conception. Afin de pallier le problème de l'électrode à l'infini, il serait intéressant de tester dans les ISDND d'autres dispositifs d'acquisition ERT asymétriques, comme le «gradient» ;
- du point de vue de l'adaptation de la RMP et de son utilisation à la caractérisation des déchets en laboratoire, les résultats sont encourageants et offrent deux perspectives de recherche. La première est l'adaptation de l'appareillage pour des échantillons dont la densité sèche est proche de  $800 \text{ kg/m}^3$  pour caractériser les propriétés et la structure des déchets. La seconde est d'utiliser et de réaliser des essais d'infiltration par suivi temporel RMP dans des colonnes de déchets pour caractériser les propriétés hydrodynamiques en laboratoire, pour ensuite appliquer la RMP sur les sites industriels.



## Références bibliographiques

---

Acworth, R. I., and L. B. Jorstad (2006), Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology*, 83(3-4), 200-220.

ADEME (2007), Les déchets en chiffres - données et références, Directions Déchets et Sols, Département des Observatoires, des Coûts et de la Planification des déchets, edited, p. 14.

al Hagrey, S. A. (2007), Geophysical imaging of root-zone, trunk, and moisture heterogeneity, *Journal of Experimental Botany*, 58(4), 839-854.

Archie, G. E. (1942), The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics, *Transactions of the American Institute of Mining and Metallurgical Engineers*, 146, 54-61.

Barker, R. (1998), The application of time-lapse electrical tomography in groundwater studies, *The leading Edge*, 17(10), 1454-1458.

Barker, R. D. (1979), Signal contribution sections and their use in resistivity studies, *Geophysical Journal of the Royal Astronomical Society*, 59,, 123–129.

Barlaz, M. A., and D. Reinhart (2004), Bioreactor landfills: progress continues, *Waste Management*, 24(9), 859-860.

Battle-Aguilar, J., S. Schneider, M. Pessel, P. Tucholka, Y. Coquet, and P. Vachier (2009), Axisymmetrical infiltration in soil imaged by noninvasive electrical resistivity, *Soil Science Society of America Journal*, 73(2), 510-520.

Beaven, R. P. W. (1995), Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large compression cell.

Bellenfant, G. (2001), Modélisation de la production de lixiviat en centre de stockage de déchets ménagers, Institut National Polytechnique de Lorraine.

Bendz, D., V. P. Singh, and R. Berndtsson (1997a), The flow regime in Landfills -implication for modelling, paper presented at Sardinia 97, 6th International Landfill Symposium, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.

Bendz, D., V. P. Singh, and M. Akesson (1997b), The accumulation of water and the generation of leachate in a young landfill, *Journal of Hydrology*, 203, 1-10.



Besson, A., I. Cousin, A. Samouelian, H. Boizard, and G. Richard (2004), Structural heterogeneity of the soil tilled layer as characterized by 2D electrical resistivity surveying, *Soil & Tillage Research*, 79(2), 239-249.

Besson, A., I. Cousin, A. Dorigny, M. Dabas, and D. King (2008), The temperature correction for the electrical resistivity measurement in undisturbed soil samples: analysis of the existing conversion models and proposal of a new model, *Soil Science*, 173(10), 707-720.

Binley, A. (2001), Cross borehole radar and resistivity tomography: a comparison of techniques in unsaturated sandstone, in *Symp. Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP)*, edited by D. Environmental and Engineering Geophysical Society, Denver.

Blecker, D., G. Farquar, and E. McBean (1995), Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity, *Waste Management Research*, 13, 533-554.

Boucher, M., G. Favreau, M. Descloitres, J. M. Vouillamoz, S. Massuel, Y. Nazoumou, B. Cappelaere, and A. Legchenko (2009), Contribution of geophysical surveys to groundwater modelling of a porous aquifer in semiarid Niger: an overview, *Comptes Rendus Geoscience*, 341(10-11), 800-809.

Brunet, P., R. Clement, and C. Bouvier (2010), Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) - A case study in the Cevennes area, France, *Journal of Hydrology*, 380(1-2), 146-153.

Cassiani, G., V. Bruno, A. Villa, N. Fusi, and A. M. Binley (2006), A saline trace test monitored via time-lapse surface electrical resistivity tomography, *Journal of Applied Geophysics*, 59(3), 244-259.

Chapellier, D. (2000), Prospection électrique de surface. In *cours on line de géophysique de l'Université de Lausanne, Suisse*, edited.

Cossu, R., R. Di Maio, S. Fais, A. Fraghi, P. Ligas, and A. Menghini (2005), Physical and structural characterisation of an old landfill site by a multimethodological geophysical approach, paper presented at 10th International Waste Management and Landfill Symposium (Sardinia 2005), S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Dahlin, T. (1993), On the automation of 2D resistivity surveying for engineering and environmental applications. Lund Univ., Sweden, 187 pp.

Dahlin, T. (2001), The development of DC resistivity imaging techniques, *Computers & Geosciences*, 27(9), 1019-1029.

- Dahlin, T., and M. H. Loke (1998), Resolution of 2-D Wenner resistivity imaging as assessed by numerical modeling., *Journal of Applied Geophysics*, 38, 237-249.
- Daily, W., A. Ramirez, D. Labrecque, and J. Nitao (1992), Electrical-resistivity tomography of vadose water-movement, *Water Resources Research*, 28(5), 1429-1442.
- Darcy, H. (1856), Les fontaines publiques de la ville de Dijon : exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau, Victor Dalmont, Paris.
- de la Vega, M., A. Osella, and E. Lascano (2003), Joint inversion of Wenner and dipole-dipole data to study a gasoline-contaminated soil, *Journal of Applied Geophysics*, 54(1-2), 97-109.
- DeGroot-Hedlin, C., and S. Constable (1990), Occam's inversion to generate smooth, two-dimensional models from magnetotelluric data, *Geophysics*, pp 55.
- Del Greco, O., and C. Oggery (1993), Geotechnical parameters of sanitary waste, paper presented at Sardinia 1993, 4th international Waste Management & Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari.
- Depountis, N., C. Harris, M. C. R. Davies, G. Koukis, and N. Sabatakakis (2005), Application of electrical imaging to leachate plume evolution studies under in-situ and model conditions, *Environmental Geology*, 47(7), 907-914.
- Descloitres, M., O. Ribolzi, and Y. Le Troquer (2003), Study of infiltration in a Sahelian gully erosion area using time-lapse resistivity mapping, *Catena*, 53(3), 229-253.
- Descloitres, M., O. Ribolzi, Y. Le Troquer, and J. P. Thiebaux (2008a), Study of water tension differences in heterogeneous sandy soils using surface ERT, *Journal of Applied Geophysics*, 64(3-4), 83-98.
- Descloitres, M., L. Ruiz, M. Sekhar, A. Legchenko, J. J. Braun, M. S. M. Kumar, and S. Subramanian (2008b), Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding, *Hydrological Processes*, 22(3), 384-394.
- Dey, A., and H. F. Morrison (1979), Resistivity modelling for arbitrarily shaped three dimensional structures, *Geophysics*, 44.
- Ellis, R. G., and D. W. Oldenburg (1994), Applied geophysical inversion, *Geophysical Journal International*, 116, 5-11.
- Frohlich, R. K., D. W. Urish, J. Fuller, and M. Oreilly (1994), Use of geoelectrical methods in groundwater pollution survey in a coastal environment, *Journal of Applied Geophysics*, 32(2-3), 139-154.

Grellier, S., H. Robain, G. Bellier, and N. Skhiri (2006), Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste, *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 612-617.

Grellier, S., J. M. Bouyé, R. Guérin, S. Moreau, H. Robain, and N. Skhiri (2005), Influence of temperature and volumetric water content on electrical resistivity of leachate and waste samples, paper presented at 10<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium,, CISA publ., Sardinia (Italy), session G3, CISA publ.

Grellier, S., R. Guerin, H. Robain, A. Bobachev, F. Vermeersch, and A. Tabbagh (2008), Monitoring of Leachate Recirculation in a Bioreactor Landfill by 2-D Electrical Resistivity Imaging, *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 13(4), 351-359.

Guérin, R., M. L. Munoz, C. Aran, C. Laperrelle, M. Hidra, E. Drouart, and S. Grellier (2004), Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique, *Waste Management*, 24(8), 785-794.

Guérin, R., S. Grellier, H. Robain, A. Bobachiev, and F. Vermeersch (2004a), Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor by electrical resistivity tomography, in *EAGE 66th Conference & Exhibition*, edited, Paris, France.

Günther, T. (2004), Inversion Methods and Resolution Analysis for the 2D/3D Reconstruction of Resistivity Structures from DC measurements, University of Mining and Technology, Freiberg (Germany).

Gupta, S. C., and R. J. Hanks (1972), Influence of water content on electrical conductivity of the soil., *Soil Sci.Soc. Am. Proc.*, 36, 855-857.

Hahn, E. L. (1950), Spin echo, *Phys. Rev.*, 80, 580–594.

Haydar, M. M., and M. V. Khire (2005), Leachate recirculation using horizontal trenches in bioreactor landfills, *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131(7), 837-847.

Hillel, D. (1998), *Environmental Soil Physics*, Academic Press.

Holmes, R. (1980), The water balance methods of estimating leachate production from landfills sites, *Solid Wastes*, 1.

Imhoff, P. T., D. R. Reinhart, M. Englund, R. Guérin, N. Gawande, B. Han, S. Jonnalagadda, T. G. Townsend, and R. Yazdani (2007), Review of state of the art methods for measuring water in landfills, *Waste Management*, 27(6), 729-745.

Jolly, J., R. Barker, R. P. Beaven, and A. W. Herbert (2007), Time-lapse electrical imaging to study fluid movement within a landfill, paper presented at 11th International Waste Management and landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Keller, G., and F. Frischknecht (1966), *Electrical methods in geophysical prospecting*, Pergamon Press. ed.

Kemna, A., J. Vanderborght, B. Kulesa, and H. Vereecken (2002), Imaging and characterisation of subsurface solute transport using electrical resistivity tomography (ERT) and equivalent transport models, *Journal of Hydrology*, 267(3-4), 125-146.

Kenyon, W. E. (1997), Petrophysical principles of applications of NMR logging, *The Log Analyst*, 38 (2), 21-43.

Knödel, K., G. Lange, and H. J. Voigt (2007), *Environmental geology: handbook of field methods and case studies*, bundesanstalt für geowissenschaften ed., Springer.

Koch, K., J. Wenninger, S. Uhlenbrook, and M. Bonell (2009), Joint interpretation of hydrological and geophysical data: electrical resistivity tomography results from a process hydrological research site in the Black Forest Mountains, Germany, *Hydrological Processes*, 23(10), 1501-1513.

Kowalsky, M. B., S. Finsterle, and Y. Rubin (2004), Estimating flow parameter distributions using ground-penetrating radar and hydrological measurements during transient flow in the vadose zone, *Advances in Water Resources*, 27(6), 583-599.

Lachassagne, P., J. M. Baltassat, A. Legchenko, and H. Marchard de Gramont (2005), The links between MRS parameters and the hydrogeological parameters, *Near Surface Geophysics*, 3, 259-265.

Lanini, S. (1998), Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères, Institut National Polytechnique de Toulouse.

Legchenko, A. (2007), MRS measurements and inversion in presence of EM noise, *Boletín Geológico y Minero*, 118(3), 489-508.

Legchenko, A., and P. Valla (1998), Processing of surface proton magnetic resonance signals using non-linear fitting, *Journal of Applied Geophysics*, 39(2), 77-83.

Legchenko, A., and P. Valla (2002), A review of the basic principles for proton magnetic resonance sounding measurements, *Journal of Applied Geophysics*, 50(1-2), 3-19.

Legchenko, A., J. M. Baltassat, A. Beauce, and J. Bernard (2002), Nuclear magnetic resonance as a geophysical tool for hydrogeologists, *Journal of Applied Geophysics*, 50(1-2), 21-46.

Legchenko, A., M. Ezersky, J. Girard, J. Baltassat, M. Boucher, C. Camerlynck, and A. Al-Zoubi (2008), Interpretation of magnetic resonance sounding in rock with high electrical conductivity, *Journal of Applied Geophysics*, 66, 118-127.

Legchenko, A., M. Descloitres, A. Bost, L. Ruiz, M. Reddy, J. Girard, M. Sekhar, M. Mohan Kumar, and J. J. Braun (2006), Resolution of MRS applied to the characterization of hard-rock aquifers, *Ground Water*, 44(4), 547-554.

Li, Y., and W. Oldenburg (1992), Approximate inverse mapping in DC resistivity problems, *Geophysical Journal International* 109, 343–362.

Loke, M. H. (1999), Time-lapse resistivity imaging inversion, in *5th meeting of the environmental and Engineering Society European Section*, edited, Budapest, Hungary.

Loke, M. H. (2004), *Tutorial : 2-D and 3-D electrical imaging surveys*. Available online at <http://www.geoelectrical.com>.

Loke, M. H., and R. D. Barker (1996), Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections using a quasi-Newton method, *Geophys. Prosp.*, 44, 131-152.

Marcoux, M.-A. (2008), Optimisation des performances hydro-bio-mécaniques d'une ISDND exploitée en mode bioréacteur : étude à l'échelle du site, Université Joseph Fourier, Grenoble.

Michot, D., Y. Benderitter, A. Dorigny, B. Nicoulaud, D. King, and A. Tabbagh (2003), Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography, *Water Resources Research*, 39(5).

Mondelli, G., H. L. Giacheti, M. E. G. Boscov, V. R. Elis, and J. Hamada (2007), Geoenvironmental site investigation using different techniques in a municipal solid waste disposal site in Brazil, *Environmental Geology*, 52(5), 871-887.

Moreau, S., J. M. Bouye, G. Barina, and O. Oberty (2003), Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill, paper presented at 9th International Waste Management and landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Moreau, S., P. Courant, A. Budka, D. Presse, and J. M. Bouyé (2007), *Using electrical resistivity 2D tomography in solid waste to evaluate hydraulic performances of leachate recirculation networks in landfills*, paper presented at *Sardinia 2007*, 11th International Waste Management and Landfill Symposium, CISA publisher.

Naudet, V. (2004), Les méthodes de résistivité électrique et de potentiel spontané appliquées aux sites contaminés, Université Paul Cézanne, thèse.

Ogilvy, R., P. Meldrum, J. Chambers, and G. Williams (2002), The use of 3D electrical resistivity Tomography to characterise waste and leachate distribution within a closed landfill, thriplow, UK, *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, 7(11).

Olivier, F. (2003), Tassement des déchets en csd de classe II : du site au modèle, Université Joseph Fourier France.

Oweis, I. S., and R. P. Khera (1990), *Geotechnology of waste management*, Butterworths, Sydney.

Pacey, J., D. R. Reinhart, D. L. Hansen, G. T. Townsend, and W. H. Johnson (1999), Landfill bioreactor – an innovation in solid waste management, paper presented at 22nd Annual LFG Symposium., Lake Buena Vista, Florida.

Parkhomenko, E. (1967), *Electrical properties of rocks G.V. Keller, translator.*

Radulescu, M., C. Valerian, and J. W. Yang (2007), Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills, *Annals of Geophysics*, 50(3), 453-468.

Ramirez, A., W. Daily, D. Labrecque, E. Owen, and D. Chesnut (1993), Monitoring an underground steam injection process using electrical resistance tomography, *Water Resources Research*, 29(1), 73-87.

Reddy, K. R., H. Hettiarachchi, N. S. Parakalla, J. Gangathulasi, and J. E. Bogner (2008), Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA, paper presented at 5th Asian-Pacific Landfill Symposium, Pergamon-Elsevier Science Ltd, Sapporo, Japan, Oct 22-24.

Reddy, K. R., H. Hettiarachchi, N. Parakalla, J. Gangathulasi, J. Bogner, and T. Lagier (2009), Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills, *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135(8), 677-683.

Reinhart, D. R., P. T. McCreanor, and T. Townsend (2002), The bioreactor landfill: its status and future, *Waste Management & Research*, 20(2), 172-186.

Rhoades, R. J.D., P. P.A.C., and R.J. (1976), Effect of liquid-phase electrical conductivity, water content, and surface conductivity on bulk soil electrical conductivity, *Soil Sci. Soc.Am. J.*, 40, 651-655.

Richards, L. A. (1931), Capillary conduction of liquids through porous mediums *Physics I* (5), 318–333.

Rosqvist, H., and T. Dahlin, (2005), Investigation of water flow in a bioractor landfill using geoelectrical imaging techniques, paper presented at 10th International Waste Management and landfill Symposium, Calgliari, Italy.

Rosqvist, H., T. Dahlin, A. Fourie, L. Röhrs, A. Bengtsson, and M. Larsson (2003), Mapping of leachate plumes at two landfill sites in south Africa using geoelectrical imaging techniques, paper presented at 9th International Waste Management and landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Schirov, M., A. Legchenko, and G. Creer (1991), New direct non-invasive ground water detection technology for Australia, *Exploration Geophysics*, 22(2), 333-338.

Seaton, W. J., and T. J. Burbey (2002), Evaluation of two-dimensional resistivity methods in a fractured crystalline-rock terrane, *Journal of Applied Geophysics*, 51(1).

Shea, P. F., and J. N. Luthin (1961), An investigation of the four-electrodes for measuring soil-salinity in-situ, 92, 331-339.

Simunek, J., M. Sejna, and M. T. van Genuchten (1996), HYDRUS-2D. Simulating Water Flow and Solute Transport in Two Dimensional Variably Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory, U.S.D.A., Agriculture Research Service, Riverside, CA.

Simunek, J., M. Sejna, and M. T. van Genuchten (1999), The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC- TPS- 53. International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden.

Singha, K., and S. M. Gorelick (2005), Saline tracer visualized with three-dimensional electrical resistivity tomography: field-scale spatial moment analysis, *Water Resources Research*, 41(5).

Slater, L., A. M. Binley, W. Daily, and R. Johnson (2000), Cross-hole electrical imaging of a controlled saline tracer injection, *Journal of Applied Geophysics*, 44(2-3), 85-102.

Slater, L., A. Binley, R. Versteeg, G. Cassiani, R. Birken, and S. Sandberg (2002), A 3D ERT study of solute transport in a large experimental tank, *Journal of Applied Geophysics*, 49(4), 211-229.

Stoltz, G., A. J. Tinet, M. J. Staub, L. Oxarango, and J. P. Gourc (2010), Retention properties of MSW in relation to compression, *Journal of Hydrology-under review: january 2010*.

Telford, W. M., L. P. Geldart, and R. E. Sheriff (1990), *Applied Geophysics, 2nd Edition.*, Cambridge University Press.

Trushkin, D. V., O. A. Shushakov, and A. V. Legchenko (1994), The potential of a noise reducing antenna for surface NMR ground water surveys in the earth's magnetic field, *Geophys. Prosp.*, 42, 855-862.

Van Genuchten, M. T. (1980), A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.

Vauclin, M. (1994), Modélisation du transport de soluté dans la zone non saturée du sol, *Revue des sciences de l'eau*, 7, 81-102.

Vouillamoz, J. M. (2003), La caractérisation des aquifères par une méthode non-invasive: les sondage par résonance magnétique protonique. Thèse de Doctorat, Université Paris-Sud (Paris XI), France.

Vouillamoz, J. M. (2007), Hydrogeological experience in the use of MRS, *Boletín Geológico y Minero*, 118(3), 531-550.

Vouillamoz, J. M., M. Descloitres, G. Toe, and A. Legchenko (2005), Characterization of crystalline basement aquifers with MRS: comparison with boreholes and pumping tests data in Burkina Faso, *Near Surface Geophysics*, 3, 205-213.

Vouillamoz, J. M., M. Descloitres, J. Bernard, P. Fourcassier, and L. Romagny (2002), Application of integrated magnetic resonance sounding and resistivity methods for borehole implementation. A case study in Cambodia, *Journal of Applied Geophysics*, 50(1-2), 67-81.

Vouillamoz, J. M., A. Legchenko, Y. Albouy, M. Bacalowics, J. M. Baltassat, and W. Al-Fares (2003), Localization of saturated karst aquifer with magnetic resonance sounding and resistivity imagery, *Ground Water*, 41(5), 578-586.

Waxman, M. H., and L. J. M. Smits (1968), Electrical conduction in oil-bearing sands, *Society of Petroleum Engineers Journal*, 8, 107-122.

Yuen, S. T. S. (1999), Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: a full-scale study, University of Melbourne.

Zeiss, c. (1997), A comparison of approaches to the prediction of landfill leachate generation, paper presented at Sardinia 97 6th International Landfill Symposium, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.

Zhou, Q. Y., J. Shimada, and A. Sato (2001), Three-dimensional spatial and temporal monitoring of soil water content using electrical resistivity tomography, *Water Resources Research*, 37(2), 273-285.



Zornberg, J. G., B. L. Jernigan, T. H. Sanglerat, and B. H. Cooley (1999), Retention of free liquid in landfill undergoing vertical expansion., *Journal of Geotechnical and GeoEnvironmental Engeneering*, 125, 583-594.

Figure 1 : Schéma d'un casier de stockage de déchets fonctionnant comme un bioréacteur avec un système d'extraction de gaz et un système d'injection des lixiviats (modifié d'après [Del Greco and Oggery, 1993]) .....	6
Figure 2 : Synoptique du manuscrit.....	9
Figure 3 : Relation entre la porosité et la résistivité établie sur des sables (d'après [Archie, 1942]) .....	20
Figure 4 : Principe de la mesure de la résistivité avec quatre électrodes (d'après Knödel [2007]) .....	22
Figure 5 : Dispositif de mesure de tomographie électrique. L'image obtenue après l'inversion correspond à une tomographie de résistivité électrique, où l'on suppose ici une répartition 2D des structures (d'après Naudet [2004]).....	24
Figure 6 : Représentation d'un panneau électrique 2D pour les mesures en surface (d'après Loke [1996]).....	25
Figure 7 : Diagramme schématique des différents dispositifs de mesure de la résistivité électrique, et leurs sensibilités en 2D. A et B sont les électrodes d'injection de courant et M et N les électrodes de mesure du potentiel.....	26
Figure 8 : Exemple de modélisation directe, pour le dispositif dipôle-dipôle, un espacement inter-électrodes de 1 mètre.....	27
Figure 9 : Représentation des blocs et des points de mesure servant à l'inversion (d'après Loke et Barker [1996]) .....	28
Figure 10 : Procédure d'inversion pour obtenir un modèle de résistivités calculées .....	29
Figure 11 : Exemple de la distribution des blocs avant une inversion dans DC2DInvRes .....	34
Figure 12 : Exemple d'inversion avec deux valeurs de lambda différentes, le modèle représenté par des tirets noirs correspond à une valeur forte de $\lambda$ . Le modèle en trait plein correspond à une valeur faible de $\lambda$ .....	37
Figure 13 : Effets des infiltrations de surface (d'après Descloitres et al. [2008b]).....	45
Figure 14 : Exemples de suivi temporel d'infiltration ERT 2D, dans les déchets.....	47
Figure 15 : Principe de la mesure RMP d'après [Legchenko et al., 2002].....	53
Figure 16 : Séquence de mesure de <b>T1</b> ; où différents pulses sont utilisés pour estimer T1 .....	55
Figure 17 : Protocole de mesure de <b>T1</b> sur le terrain.....	56
Figure 18 : Schéma d'une séquence <b>T2</b> *.....	57
Figure 19 : Diagramme d'une séquence d'acquisition .....	59
Figure 20 : Variations saisonnières de la résistivité (rapport entre la résistivité finale et la résistivité initiale) des sols proche d'une ravine sur un versant sahélien (D'après Descloitres et al., [2003]) .....	76
Figure 21 : Simulation 1D des augmentations des résistivités apparentes dues aux infiltrations superficielles après les pluies avec de grands espacements inter-électrodes (supérieurs à 5 m) (D'après Descloitres [2008b])	77
Figure 22 : Etape n°1 simulation numérique ERT, les éléments barrés par une croix sont les pistes non développées dans ce mémoire .....	80
Figure 23 : Etape n°2 expérimentation de terrain et validation des résultats.....	83
Figure 24 : Photo de la construction de la fosse : en haut à gauche, la fosse après terrassement, en haut à droite, drains verticaux et géotextile filtrant, en bas à droite gravier drainant placés sous la fosse, en bas à gauche, remplissage de la fosse par le sable limoneux .....	113
Figure 25 : Exemples schématiques de relation entre la résistivité et la saturation pour les sables et les argiles, qui montrent la faible gamme de variations pour les argiles entre 30 et 100% de saturation .....	114
Figure 26 : Courbe de la résistivité $\rho$ en fonction de la saturation obtenue en laboratoire sur des échantillons	115
Figure 27 : Photos de l'expérience avec une tranchée d'infiltration, en haut à gauche préparation de la tranchée, en haut à droite, tuyau en PVC perforé recouvert d'un géotextile filtrant, en bas à gauche électrodes et en bas à droite manipulation expérimentale .....	116
Figure 28 : Synthetic model of resistivity for an injection of lixiviat in waste landfill.....	118
Figure 29 : Apparent resistivity variation obtained with three arrays (Wenner-Schlumberger, dipole-dipole and pole-dipole). The resistivity variations are expressed by $\Delta\rho = ((\rho_f/\rho_i)-1)*100$ . $\Delta\rho$ is the resistivity variation, $\rho_i$ is initial resistivity, $\rho_f$ final resistivity.....	119

<i>Figure 30 : Calculated resistivity variation .....</i>	<i>120</i>
<i>Figure 31 : Inversion des différents dispositifs 90 mn après le début de l'injection .....</i>	<i>121</i>
<i>Figure 32 : Pourcentage de variation des résistivités apparentes synthétiques mesurées avec les dispositifs pôle-dipôle forward et reverse. A noter la dissymétrie des augmentations des résistivités apparentes .....</i>	<i>123</i>
<i>Figure 33 : Dispositif final implanté dans la fosse (utilisé en pôle-dipôle) en vue de dessus, l'infiltromètre sera placé au centre du dispositif .....</i>	<i>124</i>
<i>Figure 34 : Maillage tétraédrique du modèle d'inversion dans BERT.....</i>	<i>126</i>
<i>Figure 35 : Coupes 2D issues de l'inversion du suivi temporel 3D des données ERT obtenues sous un infiltromètre à disque (rapport entre les résistivités calculées finales et initiales), a) après 45 mn, b) après 1h 20 mn, c) après 2h 22 mn, d) après 3h 27mn, e) après 4h 38 mn, f) après 5h 25 mn.....</i>	<i>127</i>
<i>Figure 36 : Comparaison des mesures de résistivités calculées avec des mesures de résistivités mesurées in-situ à la profondeur -15 cm.....</i>	<i>128</i>
<i>Figure 37 : Calcul de la divergence entre le modèle de simulation ERT et le modèle de simulation hydrodynamique .....</i>	<i>209</i>
<i>Figure 38 : Schéma de la structure du modèle physique, des conditions aux limites et du maillage .....</i>	<i>211</i>
<i>Figure 39 : Résultats de la simulation hydrodynamique pour un milieu homogène, et des mesures ERT obtenues après 3 heures d'infiltration .....</i>	<i>212</i>
<i>Figure 40 : Résultats de la simulation hydrodynamique pour un milieu homogène, et des mesures ERT obtenues après 17 heures d'infiltration .....</i>	<i>213</i>
<i>Figure 41 : Résultats de la simulation hydrodynamique pour un milieu homogène, et des mesures ERT obtenues après 25 heures d'infiltration .....</i>	<i>214</i>
<i>Figure 42 : Structure du modèle hydrodynamique .....</i>	<i>216</i>
<i>Figure 43 : Résultats de modélisation et des mesures ERT obtenues après 3 heures d'infiltration .....</i>	<i>218</i>
<i>Figure 44 : Résultats de modélisation et des mesures ERT obtenues après 17 heures d'infiltration .....</i>	<i>219</i>
<i>Figure 45 : Résultats de modélisation et des mesures ERT obtenues après 25 heures d'infiltration .....</i>	<i>220</i>
<i>Figure 46 : Estimation de la divergence entre la simulation hydrodynamique et les résultats ERT.....</i>	<i>221</i>

<i>Tableau 1 : Exemples de la résistivité exprimée en Ohm.m pour différents fluides et matériaux (d'après Knödel [2007])</i> .....	18
<i>Tableau 2 : Exemples de coefficients géométriques pour différents dispositifs quadripôles</i> .....	23
<i>Tableau 3 : Différentes méthodes d'inversion time-lapse</i> .....	30
<i>Tableau 4 : Comparaisons entre DC2DInvRes et Res2DInv</i> .....	33
<i>Tableau 5 : Synthèse bibliographique</i> .....	43
<i>Tableau 6 : Exemples de valeurs de porosités mesurées dans la bibliographie</i> .....	68
<i>Tableau 7 : Exemples de valeurs de teneur en eau volumique (<math>\theta</math>) mesurées dans la bibliographie</i> .....	68
<i>Tableau 8 : Exemples de valeurs de teneur en eau volumique (<math>\theta</math>) mesurées dans la bibliographie</i> .....	69
<i>Tableau 9 : Caractéristiques granulométriques de notre sol</i> .....	114
<i>Tableau 10 : Paramètres constitutifs de la relation de Van Genuchten obtenus sur un échantillon des déchets [2010]</i> .....	210
<i>Tableau 11 : Paramètres optimum de simulation</i> .....	212



### *Publications :*

**R. Clément**, M. Descloitres, T. Günther, O. Ribolzi and A. Legchenko, Influence of shallow infiltration on time-lapse ERT: Experience of advanced interpretation, Comptes Rendus Geosciences, Volume 341, Issues 10-11, October-November 2009, Pages 886-898, “special issue Hydrogeophysics”.  
**Published**

**R. Clément**, M. Descloitres, T. Günther, L. Oxarango, C. Morra, J.-P. Laurent and J.-P. Gourc, Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring, Waste Management, 2010 Mars; 30(3):452-64, **Published**

Brunet P., **R. Clément** and C. Bouvier, Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) – A case study in the Cevennes area, France, Journal of Hydrology, Volume 380, Issues 1-2, 15 January 2010, Pages 146-153, **Published**

Legchenko, A, **R. Clément**, S. Garambois, E. Maury, L-M. Mic, J-P. Laurent, C. Desplanque and H. Guyard locating water storage of the luitel lake peat bog using MRS, ERT and GPR, Near Surface Geophysics, Special issue on the MRS, **submitted December 2009**

**R. Clément**, L. Oxarango, M. Descloitres, Contribution of 3D Time-lapse ERT to study leachate plume migration, Waste management, **submitted January 2010**.

**R. Clément**, A. Legchenko, M. Quetu, M. Descloitres, L. Oxarango, H.Guyard, Experimental study of domestic waste material using magnetic resonance measurements, Near Surface Geophysics, Special issue on the MRS, **submitted January 2010**.

### *Présentation des Conférences et Workshops*

P. Brunet, **R. Clément** and C. Bouvier, Caractérisation des déficits hydriques des formations superficielles par mesure des résistivités électriques, 20 et 21 septembre 2007, Geofcan, Paris

**R. Clément**, M. Descloitres and T. Günther, Influence of shallow infiltration on time-lapse ERT, Geophysical Research Abstract, Vol 10, EGU2008-A-09082, 2008, EGU General Assembly

M. Descloitres, J.-P. Laurent, C. Morra, **R. Clément**, L. Oxarango and J.-P. Gourc., Resistivity monitoring in landfills using time-lapse Time Domain Electromagnetism. First results on a pilot site, France.EAGE Conference “Near Surface 2008”, Krakow, Poland, September, 2008.

J.-F. Girard, A. Legchenko, J.-M. Baltassat, E. Maury, L.-M. Mic and **R. Clément**, 2D and 3D Magnetic Resonance Tomography: synthetic cases and field applications, Geophysical Research Abstract, Vol 10, EGU2009-7175, 2009, EGU General Assembly

**R. Clément**, L. Oxarango, Günther T., Descloitres M., hydrodynamic of leachate plume migration in landfill: contribution of 3D time-lapse ERT, EAGE Conference “Near Surface 2009”, Dublin, Ireland, September 2009

**R. Clément**, M. Descloitres, T. Günther, L. Oxarango, Comparison of three arrays in time-lapse ERT: Simulation of a leachate injection experiment. - 7th GEOFCAN conference, Paris, France, September, 2009.

A. Legchenko, **R. Clément**, E. Maury, L.-M. Mic, S. Garambois, J.-P. Laurent, C. Desplanque and H. Guyard, Locating water storage of the Luitel lake peat bog using MRS, ERT and GPR, 4<sup>th</sup> MRS Workshop, Grenoble, France, 20-23 October 2009.

**R. Clément**, A. Legchenko, M. Quetu, M. Descloitres, L. Oxarango, H. Guyard, Laboratory and in-situ of landfilled domestic waste using magnetic resonance measurements, 4<sup>th</sup> MRS Workshop, Grenoble, France, 20-23 October 2009.

---

## A

ANR PRECODD ..... 4

---

## B

B.E.R.T ..... 38  
 Bioréacteur ..... 3  
 Blocky model ..... 37

---

## C

Chi<sup>2</sup> ..... 34  
 Combinaison de dispositif ..... 82  
 Compound cells ..... 38  
 Constante longitudinale  $T1$  ..... 55  
 Constante longitudinale  $T2^*$  ..... 57

---

## D

DC2DInvRes ..... 31  
 DC3DInvRes ..... 31  
*Decoupling line* ..... 38  
 Dégradation ..... 3  
 Dipôle-dipôle ..... 26  
 Discrétisation ..... 34

---

## F

*Fixing regions* ..... 38  
 Fréquence de Larmor ..... 52

---

## H

HYDRUS-2D ..... 4

---

## I

Inversion ..... 28  
 Inversion RMP ..... 59  
 Inversion *time-lapse* ..... 30  
 ISDND ..... 3

---

## L

Lambda  $\lambda$  ..... 36  
 Les dispositifs ERT ..... 25  
 Loi d'Archie ..... 18

---

## M

*Minimum-length* ..... 34  
 Modélisation ERT directe ..... 26

---

## P

Pôle-dipôle ..... 26

---

## R

Recirculation des lixiviats ..... 5  
 RMS ..... 34, 81  
 Robuste ..... 36

---

## S

Set as reference ..... 81  
 Simulation numérique ERT ..... 79  
*Smoothness constraint* ..... 34  
 Stacking ..... 54

---

## T

Teneur en eau RMP ..... 60  
 Tomographie de Résistivité Electrique ..... 4  
 Tomographie de Résistivité Electrique (ERT) ..... 17

---

## W

Wenner ..... 26

---

## Z

Z-weight ..... 35



## Résumé

Les exploitants des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) sont confrontés à la nécessité d'assurer une biodégradation homogène et rapide des déchets, pour ne pas prolonger la durée coûteuse de post-exploitation. Pour cela, il est nécessaire d'injecter des lixiviats (liquides résultant de la biodégradation) dans les déchets, tout en contrôlant les volumes injectés pour maintenir une bonne humidité assurant une meilleure biodégradation et limiter à 50 cm le niveau piézométrique en fond de casier (pour respecter la réglementation). Pour gérer ces contraintes, les industriels doivent disposer d'outils permettant de caractériser et de simuler les injections des lixiviats. Ce travail vise à étudier les injections des lixiviats et a pour but de contribuer à établir un modèle conceptuel de la circulation des lixiviats à l'échelle du site industriel par une approche combinée de la simulation et de l'hydrogéophysique. Deux méthodes géophysiques ont été utilisées, la Tomographie de Résistivité Electrique (ERT), employée en mode de « suivi temporel » et la Résonance Magnétique des Protons (RMP). La première étape consiste en un développement méthodologique des outils géophysiques ERT et RMP afin de faciliter leurs applications à la caractérisation des injections des lixiviats dans les massifs de déchets. La seconde étape de ce travail consiste en une analyse et une interprétation des résultats géophysiques des suivis temporels de résistivité lors d'injection des lixiviats dans les déchets. Ensuite les mesures RMP sont réalisées sur des échantillons saturés de déchets en laboratoire, puis sur le terrain dans une ISDND où les déchets étaient saturés. L'analyse des résultats ERT a permis de caractériser la structure et les propriétés hydrodynamiques du milieu. Les résultats RMP ont permis d'obtenir des informations sur les gammes de conductivité hydraulique dans le massif de déchets étudié. La troisième étape consiste en une combinaison entre les résultats géophysiques et une simulation hydrodynamique (réalisée avec HYDRUS-2D). Cela permet d'établir un modèle conceptuel des circulations des lixiviats dans les déchets. Les résultats de la simulation hydrodynamique montrent que les déchets ne peuvent être comparés en aucun cas à un milieu poreux homogène à l'échelle du site industriel. De plus, le milieu s'apparente à un milieu composé d'une matrice poreuse de faible conductivité hydraulique, recoupée par des drains dont la conductivité est très forte. En résumé, les résultats de ce travail ouvrent de nouvelles perspectives dans l'application d'outils de simulation à l'échelle du site industriel pour l'étude de la circulation des lixiviats dans les déchets. Cette approche et les améliorations méthodologiques proposées dans ce travail, permettent d'entrevoir une application élargie pour d'autres types de problèmes hydrologiques, comme l'infiltration dans les premiers décimètres des sols, et l'identification des systèmes de recharge des aquifères, entre autres.

## Abstract

Operators of non-hazardous waste landfills have to ensure that the waste biodegrades uniformly and rapidly, to shorten the costly post-operation period. Leachate (liquids resulting from biodegradation) must be injected into the waste while controlling the volumes used, in order to maintain the correct moisture level to ensure better biodegradation and limit the piezometric level to 50 cm above the bottoms, in accordance with regulations. To achieve these requirements, operators need tools for characterising and modelling leachate circulation.

The aim of this work is to study leachate recirculation in industrial waste sites using combined geophysical data and hydrodynamic modelling. We aim to contribute to define a conceptual model of leachate circulation in an industrial waste site using an approach combining simulation and hydrogeophysics. The first stage in this work involved methodological development of geophysical ERT and MRS in order to adapt them to waste characterisation.

In the case of ERT, several authors have shown that there may be false variations in the electrical resistivities calculated from inversions of data obtained during infiltration monitoring. This must be ascertained in order to establish whether they are artefacts of inversion or real resistivity variations. To validate the proposed solutions, the field ERT inversion results are compared with independent measurements (hydrological measurements, electrical resistivity measurements using buried probes, surface geophysical measurements).

In the case of MRS One of the major problems of using MRS is the heterogeneous nature of waste, which affects the saturated water content distribution. Usually, MRS provides a 1D water content distribution. However, a 2D spatialised representation would be much better suited to the case of waste. For this reason it was decided to test a 2D inversion code developed at LTHE, based on a simple geometry medium, before carrying out experiments on real waste. The results of this 2D water content measurements are compared with other geophysical methods to validate the 2D inversion code. The second stage involved analysing the geophysical results obtained from monitoring of leachate injection into the waste using the electrical resistivity method.

The analysis of the ERT results provided information on the structure and hydrodynamic properties of the medium. The MRS results provided information on the hydraulic conductivity ranges in the waste mass studied. On the basis of this information and by combining the geophysical results with the hydrodynamic simulation (HYDRUS-2D), a conceptual model of leachate circulation in waste is proposed. The simulation results show that:

- waste cannot in any circumstances be compared to a homogeneous porous medium at the industrial scale;
- the medium is similar to a two-phase medium with a porous matrix of low hydraulic conductivity crossed by drains with a very high conductivity.

Finally we found that combining geophysical tools with simple hydrodynamic simulation could open new perspectives for developing simulation tools applicable to industrial sites. This approach, and the methodological improvements proposed in this work, indicates that the research may be widened to include two other types of hydrological problem such as applied to infiltration in the top soil layers or identification of aquifer recharge systems.

