HAL open science

Dynamiques salines des sols des milieux arides et semi-arides

Olivier Grünberger

To cite this version:

Olivier Grünberger. Dynamiques salines des sols des milieux arides et semi-arides. Sciences de la Terre. Université de Montpellier, 2015. tel-01140309

HAL Id: tel-01140309

https://theses.hal.science/tel-01140309v1

Submitted on 9 Apr 2015

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.

GRUNBERGER

Mémoire présenté en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches

Dynamiques salines des sols des milieux arides et semi-arides

Soutenue le 13 Mars 2015

Version post-soutenance

10 Avril 2015 (Pour diffusion)

Grünberger Olivier, CR - IRD

Jury

N°	Prénom-Nom	Fonction/Titres	Adresses
Président & Représentant de l'ED	MARC VOLTZ	DR INRA. PR consultant à Montpellier SupAgro	UMR LISAH (Laboratoire d'étude des Interactions Sol - Agrosystème – Hydrosystème) Bâtiment 24, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier cedex 1 France. marc.voltz@supagro.inra.fr
Rapporteur N°1	SOPHIE CORNU	DR INRA/ HDR	GSE (Géochimie des Sols et Eaux) Technopôle de l'Environnement Arbois-Méditerranée Domaine du petit Arbois Bât. Laennec Avenue Louis Philibert BP 80 13545 Aix-en-Provence Cedex 4, France. sophie.cornu@aix.inra.fr
Rapporteur N°2	OLIVIER RIBOLZI	DR IRD / HDR	Géosciences Environnement Toulouse (GET) Observatoire Midi-Pyrénées (OMP) Bureau F116 UMR CNRS/IRD/UPS – UMR5563 du CNRS, UR234 de l'IRD, 14, avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse ,France olivier.ribolzi@ird.fr
Rapporteur N°3	CHRISTIAN WALTER	PR AgroCampus Ouest/HDR	UMR INRA/Agrocampus 1069 SAS (Sol Agro et hydrosystème Spatialisation) 65, rue de St-Brieuc CS 84215 35042 Rennes Cedex - France christian.walter@agrocampus-ouest.fr
Examinateur N°1	KAMEL ZOUARI	PR ENIS/ Thèse d'Etat Paris XI	LRAE (Laboratoire de Radio Analyses et **Environnement**) Université de Sfax, École Nationale des Ingénieurs de Sfax, Département de Géologie, Route de l'Aéroport Km 0,5 (B. P. 1069) 3029 Sfax, Tunisie. + 216 98 488 673 kamel.zouari@enis.rnu.tn
Examinateur N°2	SAMI BOUARFA	CR ISTEA /HDR	UMR G-EAU (Unité Gestion de l'Eau Acteurs, Usage) Domaine de la Valette. 361 rue Jean-François Breton BP 5095, 34196 Montpellier cedex 1 France. sami.bouarfa@irstea.fr
Invité	JEAN LUC MICHELOT	DR CNRS/ Thèse d'état Paris XI	UMR GEOPS (Géosciences Paris Sud - UMR CNRS-UPS 8148) Batiment 504. 3eme étage. université de Paris-Sud, Centre d'Orsay, 91405 Orsay cedex, France. jean-luc.michelot@u-psud.fr

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

Première Partie

Ainsi mon dessein n'est pas d'enseigner ici la méthode que chacun doit suivre pour bien conduire sa raison ; mais seulement de faire voir en quelle sorte j'ai taché de conduire la mienne. Ceux qui se mêlent de donner des préceptes se doivent estimer plus habiles que ceux auxquelles ils les donnent, et s'ils manquent en la moindre chose, ils en sont blâmables. Mais ne proposant cet écrit que comme une histoire, ou si vous l'aimez mieux que comme une fable, en laquelle parmi quelques exemples qu'on peut imiter, on trouvera peut-être aussi plusieurs autres à ne pas suivre, j'espère qu'il sera utile à quelques-uns, sans être nuisible à personne, et que tous me seront gré de ma franchise.

René Descartes- Discours de la méthode-

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

Introduction

L'objectif premier de ce document est d'exposer, de manière synthétique, les résultats de mes recherches réalisées dans le cadre de mes fonctions à l'ORSTOM puis à l'Institut de la Recherche pour le Développement (IRD) depuis mon recrutement en 1990. Si j'ai fait toute ma carrière, dans le cadre d'un EPST[1], il est significatif que celui-ci ait changé de nom approximativement au milieu de ma carrière (1999). Recruté comme « chargé de recherche : « Pédologue Géo-Physico-Chimiste pour l'étude et la réhabilitation des sols salés », j'ai rapidement adhéré au thème qui m'était proposé et œuvré pour en défendre le développement scientifique jusqu'à aujourd'hui.

Au lecteur peu averti, il convient de rappeler que la défense de cette ligne de recherche, s'est réalisée dans le cadre passionnant, mais extrêmement mouvant et controversé de la recherche pour le développement, c'est à dire en coopération scientifique avec les pays du sud. Ce style d'activité scientifique où s'entremêlent, de manière plus aiguë qu'ailleurs, peut-être, de multiples exigences souvent paradoxales, soumet le chercheur à « une tension ou à un doute déontologique » entre ses intérêts propres, celui de son pays et ceux du partenaire du sud. Pour ma part, si le poids des critiques radicales portant sur « Science et Développement » [1], [2] et « la culpabilité tiers-mondiste» [3] m'ont été faciles à lever en s'appuyant sur la réalité humaine de l'échange avec les chercheurs et étudiants du sud, j'ai rencontré d'autres paradoxes plus prosaïques. Par exemple, l'incitation croissante à la publication dans les revues scientifiques des pays riches est contrariée par leur faible diffusion (malgré nos efforts) dans les pays du sud où j'ai travaillé (Mexique, Thaïlande, Tunisie, Maroc), essentiellement pour des raisons de coût et de langue. De même, l'expérience montre l'écart préjudiciable qui peut s'installer entre la demande implicite de connaissances «génériques» exprimée par la communauté scientifique internationale et une demande sociale locale, à raison axée sur de la recherche finalisée pour répondre aux problèmes spécifiques liés aux contextes dans lesquels se débattent les pays du sud. Enfin, dans le contexte actuel de la recherche française, celui d'un recentrage des offres de financement sur des thématiques inspirées par les problèmes nationaux au travers de l'ANR, la France, un des pays d'Europe les moins concernés par la salinisation des terres, a des difficultés à faire face aux demandes de ces partenaires du Sud et du Nord qui portent sur ce sujet.

[1] Etablissement Public Scientifique et Technique

Le plan choisi différencie deux angles de vues distincts qui reflètent deux lectures de mon activité de recherches. Par conséquence, les deux premières parties principales peuvent être lues indépendamment :

- Dans une première partie, je décris **ma trajectoire professionnelle et scientifique en rappelant les interactions avec les nombreuses personnes et les structures** au cours du temps, il s'agit de mettre en avant la succession **des ruptures ou prises de consciences sur la nature de mon activité**. Par la suite, je rappelle au lecteur **les éléments bibliographiques** qui permettant de juger de l'importance du thème de recherche principal et **de l'état de l'art** sur les principaux processus concernant les sels dans le sol sous leurs différentes formes.
- La deuxième partie, je m'appuie **sur l'élaboration d'un schéma d'organisation des processus qui interviennent dans la dynamique saline** pour ordonner ma démarche scientifique et le plan d'exposition des questions que nous avons abordé dans les différents chantiers. En conclusion, j'en résume les principaux apports.
- Enfin, dans une troisième partie, j'explicite les perspectives de sujets de recherche qui s'offrent à moi aujourd'hui à partir d'une évolution thématique.

Indications pour le lecteur :

a) Il a été choisi de citer les travaux de manière discrète dans le texte: d'une part pour les références générales par ordre d'apparition entre crochet [numéro] dans le texte et consultables dans le chapitre 9, d'autre part en référence à mes travaux et ceux des étudiants entre crochets par [code et numéro] dans le texte et consultables p122 à la fin du CV. [AC#] sont des articles ACL, [C#] des chapitres d'ouvrage, [R#] des résumés. Les mémoires d'étudiants sont sous la forme [M#], les doctorants [D#].

b) Si le lecteur consulte l'ouvrage sur un écran, des liens hypertextes peuvent être suivis pour tous les éléments numérotés, bibliographie générale, figures, tableaux, pages.

c) Il est possible d'utiliser les liens en bas de page pour se déplacer dans des parties importantes.

d) Des notes de bas de pages, sont utilisées dans le texte, essentiellement dans la première partie.

e) En bas de page, il est possible de naviguer entre : Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie,CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

1. Trajectoire scientifique et professionnelle

Décrire une trajectoire professionnelle et scientifique permet de s'interroger sur sa genèse et les processus d'élaborations des idées. Ces derniers sont le résultat d'une histoire qui implique un grand nombre de personnes. De l'origine à aujourd'hui, j'ai bénéficié d'enseignants et d'enseignements exceptionnels et ma conscience scientifique s'est élaborée lentement avec l'aide multiforme des enseignants, des encadrants, des collègues étudiants, professionnels et co-auteurs sous forme de déclics cognitifs. Un avantage du déroulement séquentiel est qu'il permet d'embrasser l'ensemble des activités, alors même que certaines ne concernent pas directement la ligne de recherche principale annoncée dans le titre, mais ont été par ailleurs utiles et fructueuses.

Pour raconter l'histoire, il y avait à l'origine des éléments ordinaires : ceux d'un jeune lecteur compulsif, aimant la nature et les voyages. La géologie, parce qu'elle me paraissait une discipline qui expliquait la nature, m'avait séduit et le fait que la plupart des cours soient complétés par de stages de terrain m'enthousiasmait. Les maîtres lisaient le passé dans des paysages alpins aux constructions compliquées défiant l'imagination: entre klippes (**Marc Tardy, Bernard Doudoux**), séries inversées (**Georges Mascle, Jean Debelmas**) et moraines (**Gérard Nicoud**) avec la reconstitution fine du destin des milieux (**Serge Fudral**). Cependant, petit à petit, c'est plus le destin de l'eau actuelle dans ces mêmes paysages qui me captivait : skieur, spéléologue et plongeur, cette belle matière me suivait partout et finira par orienter ma spécialisation en Maitrise puis DEA vers l'hydrologie et l'hydrogéologie. A cette époque, j'absorbais des connaissances sans vraiment remettre en question ce que l'on me présentait. Je pense que je lisais les ouvrages scientifiques comme je lisais des romans, et j'écoutais les cours comme j'allais au théâtre. Il fallait certes que cela me soit compréhensible ce qui motivait mes fréquentes questions en cours, mais pas de remise en cause m'effleurait l'esprit. Bien sûr, j'étais au courant des grandes controverses de l'époque, la dispute Tazieff-Allègre, les résistances à la théorie des plaques, les évaluations des réserves de pétrole, le créationnisme… mais je voyais la connaissance s'appliquer, mais peu ou pas s'élaborer et, facteur limitant principal, il y avait tant à apprendre dans cette discipline-reine (des fossiles aux planètes) qu'il restait peu de temps pour la remise en question et le débat. Le premier contact avec la recherche, a été à l'occasion de mon stage de DEA [DIP1] en 1985, j'ai eu beaucoup de chance d'être dirigé par **Alain Mangin** qui était un promoteur de l'analyse corrélatoire et spectrale des chroniques pluies-débit dans le karst[2]. Grace à lui, j'ai pris conscience d'éléments essentiels nécessaires à une démarche de recherche i)

[2] *Pour l'anecdote, l'analyse fréquentielle était un outil en développement qui se faisait au laboratoire Souterrain de Moulis sur un ordinateur Olivetti d'origine bancaire. Les entrées se faisait au clavier sans écran type calculatrice des années 50, les sorties étaient délivrées par une machine à écrire. Les temps de calcul des corrélogrammes et de leurs transformés de fourrier étaient conséquents (plusieurs dizaines de minutes à mon souvenir de fumeur).*

qu'une série de données peut receler des informations qui resteraient cachées au premier (et deuxième) coup d'œil ii) que l'analyse de données requiert des hypothèses préalables iii) que des itérations entre hypothèses préalables et résultats d'analyses sont nécessaires. Peut-être l'avais-je lu, peut être me l'avait-on expliqué, en tout cas, c'est cette mise en pratique guidée qui me l'a révélé. Par la suite, j'ai tenté de faciliter ces types de déclics dans les stages d'ingénieurs, de DEA, puis de Master 2 que j'ai encadrés (voir liste).

Déclics de thèse

Je n'ai pas eu de choix de thèse, c'était tout simplement l'opportunité engageante et que l'on m'offrait d'étudier le comportement de l'eau dans une géologie volcanique lointaine qu'était l'île de la Réunion, offre qui m'était irrésistible. On ne m'a rien offert d'autre, mais d'un autre côté, je n'aurais rien pris d'autre. Du point de vue de l'encadrement de ma thèse : j'étais un des doctorants du directeur du laboratoire et nous étions une bonne dizaine dans ce cas. Autant dire que les occasions de conversations avec le directeur de thèse ont été aussi peu nombreuses que recherchées, ceci d'autant plus, que les travaux de terrain qui ont duré deux ans m'ont maintenu éloigné du laboratoire. Des échanges qui auraient ressemblé, par leurs objectifs, à un pilotage de thèse actuel un peu formel, je n'en ai eu que quelques-uns, dont un dont j'ai un souvenir clair, puisque **Jean-Charles Fontes** m'a dessiné sur la nappe d'un restaurant d'Orsay, à la mode d'un Picasso dessinant sa colombe, le schéma de fonctionnement d'un aquifère volcanique. Dire qu'un pilotage étroit m'a manqué à l'époque serait cependant mentir et je soupçonne que ce mode de pilotage était simplement adapté à mon désir d'indépendance.

Pendant mes périodes de rédaction et d'analyses en métropole, je n'étais cependant pas isolé intellectuellement et une direction de thèse indirecte et collective, s'imposait d'elle-même. Elle était nourrie par les cours qui nous avait été dispensés notamment ceux de mon directeur de thèse dont j'ai gardé un souvenir très prégnant, mais également par des échanges avec ses collaborateurs (**Jean Marie Garnier, Jean Luc Michelot et Laurent Dever**) et **Jean Marie Wackerman**, "l'Orstomien" de mon jury de thèse. C'est cependant du groupe des collègues-doctorants de Jean-Charles Fontes que l'essentiel des interactions me venait. Nous étions tous saisis de sujets qui avaient de fortes connections méthodologiques (**Laurence Chery, Sylvie Sureau, Dimitri et Elisabeth Poutoukis, Kamel Zouari, Jean Denis Taupin,…**): tous les sujets impliquaient de la géochimie isotopique des espèces d'intérêt pour l'hydrologie (^{18}O,^{2}D,^{3}H,^{13}C,^{14}C,…) et nous passions beaucoup de temps à faire nos analyses aux lignes de préparation et aux spectromètres de masses, ce qui paradoxalement libérait du temps de discussion. Il fallait faire ses preuves face aux ingénieurs et techniciens du laboratoire (**Annick Filly et Marc Massault**) qui étaient dispensateurs d'un savoir pratique impressionnant, qu'il ne valait mieux pas négliger. Enfin, certains des doctorants partageaient *de vivo* mes thèmes comme l'hydrogéologie volcanique (**Anne Gasparini**) ou bien les remontées capillaires (**Jean Denis Taupin**). Enfin, nous partagions un fond bibliographique commun, constitué en premier chef des thèses de tous les anciens apprentis-chercheurs du laboratoire[3]. Je me fais souvent la réflexion à l'occasion des encadrements de doctorants récents que cette situation, mandarinale dans les faits, mais participative dans la pratique, aurait peu de chance de se produire dans le dispositif actuel.

[3] *Essentiellement sous forme papier à l'époque.*

J'ai conscience aujourd'hui, que par certains aspects la géochimie appliquée à l'hydrologie en général et en particulier la géochimie isotopique est un marqueur d'identité scientifique : l'usage d'un vocabulaire abscons nécessitant un long apprentissage, la tendance à l'explication universelle de l'infiniment grand par l'infiniment petit, la prise en compte de caractéristiques cachées de la matière issues de son histoire, sont autant de points qui renvoient à l'alchimie dont la pratique conduit indéniablement à un sentiment d'appartenance à un groupe et… je dois admettre que ce sentiment perdure encore aujourd'hui chez moi, même si j'ai voulu rendre discrète cette composante dans ce document. Il y avait d'ailleurs de quoi s'enthousiasmer pour l'aventure extraordinaire des applications aux sciences du milieu des progrès de la physique nucléaire[4] du 20eme siècle : Je partageais des prises de conscience simples : Carbone et Tritium radioactifs des essais nucléaires se distribuent sur toute la planète et introduisent des signaux artificiels datés dans les systèmes hydrologiques et leurs décroissances radioactives sont autant d'indications des temps de séjours. Les isotopes de l'eau sont des traceurs intimes de la molécule d'eau, car si un soluté peut réagir avec un autre, être adsorbé ou précipité, les isotopes constitutifs du solvant donnent des signatures à l'eau qui peuvent être reconnues comme mélanges de pôles ou bien retracer des processus particuliers : évaporation, échange et fractionnement subis dans l'atmosphère.

Mon sujet de thèse [DIP2] était défini comme l'application de ces principes à la connaissance des eaux souterraines du Massif du Piton des Neiges. C'était un terrain bien adapté car l'hydrogéologie y présente la difficulté supplémentaire de structures guidant les écoulements qui sont multiples et méconnus (failles et fractures, paléo-vallées, paléo-sols, dykes, tubes de laves) qui orientent les écoulements souterrains d'une manière difficile à appréhender. A cette période, j'ai pris conscience que les réponses des traceurs isotopiques, pourtant si intégrateurs, ne pouvaient résoudre et/ou résumer en deux années d'observations une dynamique de transfert hydrologique par les principaux aquifères que j'estimais supérieur à plusieurs dizaines d'années. En sus des mécanismes proprement hydrologiques. Ce terrain est mon premier contact dans le monde concret des sciences du sol, les andosols étant la clef de la recharge mais présentant un comportement hydrodynamique très particulier associant teneurs en eau et perméabilité exceptionnelles sur de grandes épaisseurs.

A l'université de la Réunion, le nombre de thésards était beaucoup plus réduit qu'à Orsay. Je bénéficiais de l'encadrement de **Jean Coudray** [A1] bon connaisseur de la géologie de l'ile et j'ai eu la chance de cohabiter avec **Jean-Lambert Join**[5] et **Jean-Michel Clerc**[6] tous les deux engagés sur l'étude de l'hydrogéologie du Piton des Neiges, l'un dans les aspects hydrodynamique et l'autre sur la quantification des sorties d'eau douce en mer par télédétection thermique. Enfin, **Eric Nicollini** travaillait sur le Piton de la Fournaise avec les mêmes outils que moi ce qui a été l'occasion de co-publier sur les teneurs des précipitations [AC3] à l'échelle de l'ile. Pour conclure, j'ai retiré de la thèse et des interactions scientifiques

---

[4] *Le premier spectromètre de masse date de 1912, le deutérium a été découvert en 1931, le ^{3}H en 1934, le ^{14}C en 1940.*

[5] *Join, J.-L., 1991. Caractérisation hydrogéologique du milieu volcanique insulaire. Piton des Neiges, Ile de la Réunion. Thèse de L'Université de Montpellier II, Spécialité Hydrogéologie, 61 pp.*

[6] *Clerc, J.-M., Coudray, J., Mahine, P. and Burkhalter, R., 1986. Télédétection des émergences d'eau douce en mer sur le littoral ouest et sud de l'ile de la Réunion par thermographie aéroportée. Rapport de synthèse après une année d'étude, Université de Sainte-Clotilde. Réunion, 173 pp.*

diverses de cette période d'initiation une coloration de mon approche qui s'est montré très persistante. Elle m'amène à privilégier l'acquisition de terrain et l'expérimentation in situ, sur la modélisation et l'expérience de laboratoire. Il est difficile d'exprimer le pourquoi de cette inclinaison au-delà du désir de maintenir la proximité avec le milieu étudié, désir qui plonge sans doute ses racines dans l'apprentissage "naturaliste" que j'ai reçu et les raisons initiales de mon orientation vers le cycle de l'eau acquise "dans l'immersion" (plongée – spéléologie).

Déclics d'insertion professionnelle

Lors de mon insertion à l'ORSTOM à la fin 1990, j'aborde un institut que je connais peu et qui est (déjà ?) en pleine mutation. Il y a 6 ans que le nouveau statut des EPST lui est appliqué et la priorité de la coopération scientifique sur l'aide technique est en train de s'installer. J'arrive dans une communauté de pédologues qui sont issus des filières agronomiques et qui ont pour la plupart une communauté de formation et de pratiques "maison". La très grande majorité ont conduit (ou conduisent) leur travaux de thèse dans le cadre de l'institution, ce qui n'était pas mon cas. J'étais inséré dans un petit département scientifique : le Département des Eaux Continentales, dirigé par **Bernard Pouyaud** puis **Michel Rieu**. Il dispose d'unités de recherches "propres[7]" dont celle dirigée par Alain Casennave, puis **Christian Valentin**. La communauté des pédologues de cette unité, s'intéresse plus au fonctionnement des sols en lien avec l'hydrologie et l'agronomie qu'à la structure et à la distribution des sols en lien avec la pédogénèse et la cartographie. Ces différences d'approches se traduisent par une tension dans la pédologie de l'ORSTOM, avec une lecture générationnelle inévitable, ceux qui s'impliquent sur le fonctionnement du sol (la nouvelle génération) étant suspectés par les seconds de ne pas comprendre la structuration et la pédogénèse du sol et vice-versa. Je dois à ce débat d'époque animé entre structure et fonctionnement de sols, la résolution de ne faire l'impasse ni sur l'un ni sur l'autre versant car autant le côté "géologue" aime les structures géométriques et leur genèse, autant le côté "hydrologue" apprécie de se focaliser sur les flux actuels nécessaires à la compréhension de la salinisation des sols.

En ce qui concerne le thème de la salinité des sols, l'essentiel des activités "Orstomiennes" est tournée vers l'Afrique (en particulier le Sénégal et la Tunisie) avec un chantier dans le Nord-Est du Brésil. La majorité des troupes est en expatriation avec une base arrière qui est le centre de Bondy. J'apprends rapidement que le nouveau " Pédologue Géo-Physico-Chimiste pour l'étude et la réhabilitation des sols salés" doit se préparer à être affecté au Mexique dans le cadre d'une coopération avec l'institut d'écologie dans le Nord Mexique. De la période de préparation à mon affectation je garde le souvenir d'une attente, un peu angoissée, qui a duré un peu plus de 6 mois, peu d'information était disponible sur le contexte réel du travail et notamment sur la géochimie des sols et des eaux avec lesquelles je devrais me confronter. Je trouvais les collègues qui avaient déjà été sur le terrain peu diserts. Il y avait des travaux en cours sur une topo-séquence dans une logique de mesures des flux hydriques et érosifs réalisés par **Jean Pierre Delhoume** que je devais retrouver dans ses derniers mois d'affectation au Mexique. J'ai eu quelques discussions avec **Jean Yves Loyer**, un pédologue ayant travaillé sur les sols salés en Casamance et qui initiait un chantier chez un autre partenaire au Nord Mexique. Enfin, il y avait tout de même une contradiction qui me préoccupait beaucoup à l'époque: j'abordais un milieu de terre de parcours très aride, dans une réserve de la biosphère, avec un partenaire impliqué dans la préservation des fonctionnements naturels des écosystèmes. Or d'après mon profil de poste, je devais travailler sur "la réhabilitation des sols salés" ce qui me paraissait difficile à soutenir dans ce contexte.

Au Mexique, l'isolement était important : nous étions au maximum quatre scientifiques étrangers à être affectés à Durango à l'institut d'Ecologie et la dernière année de ma présence, j'étais même le seul. Les

[7] *"Propre" est opposé ici à l'Unité Mixte de Recherche (Multi-tutelles)*

scientifiques mexicains de l'Institut partenaire étaient des biologistes spécialistes de la faune d'une réserve MAB avec lesquels j'ai appris à travailler mais qui ne pouvaient pas échanger sur la dynamique saline des sols proprement dite. Au départ, c'est avec leur aide cependant que j'élabore un projet d'ouvrage que j'achèverai à mon retour en France [E1]. J'avais la chance de travailler en binôme, avec **Jean-Louis Janeau**. Jean-Louis était porteur en sus d'une expérience pratique organisationnelle impressionnante ainsi que de connaissances approfondies sur les états de surfaces sahéliens qui étaient directement exploitables dans le contexte du désert de Chihuahua [AC2,C5, C6,C7,C11,C12,C14,C16,C17]. La connaissance lui venait de sa collaboration avec **Christian Valentin**, dont l'ouvrage venait d'être publié[8]. C'était un savoir précieux pour moi qui était plutôt habitué à expliquer la profondeur par la surface que le contraire du fait de mes expériences tropicales et karstiques. Enfin, au fil des années, **Victor Reyes**, au départ élève de Jean Pierre Delhoume, est devenu progressivement mon principal partenaire scientifique, puis sera recruté par l'institut d'Ecologie. Nous avons élaboré ensemble les protocoles de simulation de pluies pour estimer le lessivage latéral des sels [AC2,C6,C9,R8,M8]. A Durango, j'ai encadré 5 étudiants mexicains et 4 français sur des thèmes variés mais c'est avec **Catherine Liot** qui fera son DEA, puis sa thèse sur les sites préhispaniques de production de sel du Michuacan que je cherche à lier dynamiques salines dans les sols, fonctionnement de salines actuelles et reconstitution archéologique [A2,AC1,C15,M2,M9,D1]. La mode est déjà à l'interdisciplinaire : je cherche donc dans cette période à intégrer des préoccupations plus larges que celles liés directement au sol. Dans ce sens, j'ai beaucoup appris de la gestion des milieux arides, de la conservation des zones protégées par les échanges sur ces thèmes avec **Henri Barral**, géographe et pastoraliste. L'apprentissage qu'il me délivre s'étend également à l'échange interculturel, l'éthique des établissements publics et les politiques des aires protégées, sur lesquels Henri était l'intarissable dépositaire des pratiques de sciences sociales.

Avec la France, les modes de communications étaient peu propices aux échanges scientifiques, je communiquais, par fax, mais surtout par courrier avec de très exceptionnels appels téléphoniques. L'animation scientifique proprement dite avait lieu à l'occasion des congrès (Congrès mondial de science du sol à Acapulco au Mexique en 1994) ou bien à l'occasion de visites de terrain que je suscitais lors des venues de **Guilhem Bourrié**, mon parrain scientifique, des membres de l'unité, du chef de département, voire des journées de septembre des pédologues, généralement à Paris. Sur place, notre liberté d'action était totale et très responsabilisante. Nous disposions d'une subvention d'état importante à laquelle s'ajoutaient, les années fastes, des fonds extérieurs du même ordre de grandeur, sur appels d'offre d'origine mexicaine (CONACyT) ou Française (Actions Thématiques Programmées).

De retour du Mexique en 1996, j'ai vécu une période de réadaptation aux réalités françaises dans le centre de Bondy jusqu'à la fin 1999. C'est à cette période que j'ai réellement pris contact avec la communauté des pédologues de l'IRD-ORSTOM, surtout ceux ayant travaillé au Sénégal avec des connotations de géochimie (**Jean-Pierre Montoroi, Claude Hammecker et Pascal Boivin**) qui deviendront mes principaux co-publiants "maison" par la suite [AC4,AC5,AC6,AC7,AC13,AC14]. L'IRD-ORSTOM était pris dans un vent de réforme dont le souffle n'avait pas encore atteint le Mexique, mais dont j'ai senti l'impact dès mon retour. En effet, en 1996, les unités de recherches sont "refondées" dans une organisation "top-

[8] Cazenave A. et Valentin C. 1989, Les états de surface de la zone sahélienne : influence sur l'infiltration. 1989, 229 p. (Didactiques). ISBN 2-7099-0984-7

down" selon quelques programmes thématiques où les chercheurs devaient se regrouper. Le programme "Petits Barrages" est au départ animé par **Jean Claude Leprun**, puis par **Jean Albergel** qui développe en particulier un programme européen centré sur les lacs collinaires au Maghreb (Hydromed). D'une part, j'y développe à l'occasion du DEA de Victor Reyes une expérimentation sur la quantification de l'érosion chimique sur sol gypseux en Tunisie [R8, R11], d'autre part je renoue avec la géochimie isotopique au travers du bilan isotopique des lacs [AC4, AC7], en suscitant et co-encadrant le DEA puis la thèse de **Déborah Gay** [R7,M10,D3]. La période me permet de réaliser une expérimentation de quantification de remontée capillaire au Maroc que j'avais imaginée depuis de nombreuses années [AC14]. Ces occasions favorisent le lien avec mon laboratoire d'origine qui avait été affecté par le départ de **Jean Marie Garnier** et le décès prématuré de **Jean Charles Fontes** (Février 1994). Depuis cette période c'est **Jean-Luc Michelot** qui m'accompagne sur ces thèmes dans une relation scientifique qui a perduré jusqu'à aujourd'hui.

Déclics des réformes

Un vent de réforme bouscule à nouveau les cartes des chercheurs de l'institut en 1999. Après l'abandon définitif de l'acronyme ORSTOM, la présidence de l'IRD impulse un mouvement *bottom-up* de constitution d'unités, c'est à dire à l'initiative des chercheurs. Le département des eaux continentales disparaît. C'est une période très intéressante pour moi, à double titre : d'une part en tant que membre élu du conseil scientifique de l'IRD, j'auditionne les futurs directeurs de tous les projets d'unité de l'institut; d'autre part l'occasion nous est donnée de nous regrouper, **Claude Hammecker, Pascal Boivin** et moi-même pour traiter ensemble de sujets afférant à la salinité dans le milieu cultivé. Plutôt attaché à la région parisienne jusqu'alors, je me déplace à Montpellier pour rejoindre la maison des sciences de l'eau courant 2000. L'unité où nous sommes, traite des sols cultivés à fortes contraintes physico-chimiques des régions chaudes. Appelée ARIANE, Elle regroupe jusqu'à 7 personnes[9]. Après le départ de l'unité de **Pascal Boivin, Roland Poss** en reprend la direction. Le chantier à développer est identifié comme le Nord-Est de la Thaïlande et j'y suis affecté en septembre 2001. C'est à cette période que je commence à percevoir l'intérêt des groupes de travail constitués et de la proximité thématique avec d'autres chercheurs. En effet, il devient possible d'insérer le thème pour lequel j'avais été recruté dans un collectif.

Mais l'accalmie sera de courte durée, la politique scientifique de l'IRD vire à nouveau de bord suite au changement de président et les 97 petites unités de 2002 ne sont plus présentables suivant les canons de la mode : nous nous regroupons en 2004 avec l'unité de **Christian Valentin**[10] qui a aussi des chantiers dans le Sud-Est asiatique. D'un côté, ce rapprochement favorisera mes échanges avec **Jean-Pierre Montoroi** que la préférence de vie en Ile de France avait isolé de notre précédent mouvement de constitution d'unité, d'un autre coté il affaiblira à moyen terme la « visibilité » de la thématique entourant la salinité des sols.

[9] Pascal Boivin (->2003), Emmanuel Bourdon, Cathy Clermont-Dauphin (<-2003), Olivier Grünberger, Claude Hammecker, Christian Hartmann, Jean Luc Maeght, Roland Poss, Jean Christophe Poussin.

[10] UR Solutions. Dissoute en décembre 2008.

A Bangkok, l'isolement scientifique est beaucoup moins important qu'à Durango : d'une part, nous échangeons entre les collègues de l'unité dont certains sont sur place, d'autre part le partenaire montre des préoccupations voisines aux nôtres avec des laboratoires bien équipés et organisés et enfin la langue de travail est l'anglais. Le mél s'est démocratisé et facilite les contacts. Bangkok est une mégapole et les institutions internationales FAO et IWMI sont présentes. Fruit du hasard, le congrès mondial des sciences du sol s'y tient en 2002 ce qui est l'occasion d'échanges et de visites sur notre terrain. Enfin en 2005, un séminaire sur les sols sableux me permet de présenter les activités méthodologiques de spatialisation de salinité [R3, R4]. En contraste avec le Mexique, si le financement institutionnel était du même ordre de grandeur les premières années du chantier, il devient de plus en plus laborieux au fil des années avec une impression de pénurie qui perdure. La Thaïlande, en tant que pays émergeant et émergé ne fait plus partie des bénéficiaires internationaux de l'aide aux pays pauvres de la région (Laos Cambodge, Vietnam) et les occasions de financement externes et internes se font de plus en plus difficiles à obtenir.

Je dois à **J. Keith Syers** un scientifique expérimenté de nationalité anglaise (+ 200 articles parus) vivant en Thaïlande, un déclic cognitif important qui pèsera lourd dans la suite de mes activités. Nous avions fait collectivement le constat que dans nos activités de publication nous prenions un temps trop long à l'élaboration de nos écrits et avions sollicité Keith pour une formation à ce sujet. Je lui suis reconnaissant du partage de ses méthodes pragmatiques sur lesquelles il avait bâti sa carrière. Cela me paraît rétrospectivement incroyable, mais personne ne m'avait dit les trois choses simples qui facilitent l'accès au système de publication actuel :

- La publication se doit d'aboutir à un nombre de résultats concluants limités (inférieur ou égal à 3) et facilement compréhensibles. Cette pratique m'était étrangère, car l'ironie était que je m'efforçais de traduire toute la complexité du sujet en ayant de surcroit le sentiment de le trahir en le délimitant.
- Ces quelques résultats concluants sont les point de départ "choisis" pour construire le corps de l'article, ses objectifs, sa méthodologique selon un "entonnoir inversé". La démarche séquentielle d'écriture que j'avais appliquée lors de ma thèse: contexte->objectifs-> méthodes->résultats->conclusions était inadaptée.
- Tout résultat peut devenir publiable et le combat principal est de chercher à tout publier. J'étais dans l'état d'esprit ou seuls des résultats "parfaits" pourraient être publiés, ce qui me poussait à toujours repousser l'écriture finale.

Pendant la période thaïlandaise, l'influence des collègues thaïlandais et des agriculteurs a été déterminante sur mes activités scientifiques. Au contraire du Nord-Mexique dédié à l'élevage, j'aborde un milieu où l'homme est le constructeur méticuleux du paysage de rizière : l'agronomie du riz fait irruption dans mon champ thématique de géochimiste et il me faut m'adapter. Je suis aidé dans cette évolution par mon partenaire, le Département du Développement Rural[11] qui est attaché à une recherche opérationnelle à court terme pour les producteurs agricoles. Ce dernier nous incite sans ambiguïté à élargir nos recherches sur l'efficience des pratiques de luttes contre la salinisation comme : l'amendement organique [AC6, AC10, AC11,AC12] et l'entretien des diguettes des casiers à riz [AC12, AC13]. Je dois beaucoup à **Nopmanee Suvannang** [AC10], **Somsri Arunin** [AC5, AC6], **Arunee Yuvaniyama**, **Saweng Ruaysoongnern, Chaiyanam Dissataporn** pour leurs éclairages sur les problèmes de salinisation des sols. La pensée des agriculteurs des

[11] *Land Departement for Developement*

parcelles expérimentales de **Mrs Somsi et Mr San** a été traduite inlassablement par **Nitjaporn Kungklang** notre relais de terrain le plus efficient. Dans l'intégration de ces connaissances, j'ai été accompagné par mes collègues **Christian Hartmann [AC9], Claude Hammecker [AC9][AC13], Roland Poss[AC8], Gregory Lesturgez [AC8], puis Cathy Clermont-Dauphin [AC12], Cécile Quantin [AC10]**.

J'ai aussi eu beaucoup de chance de rencontrer **Bernard Surugue** en 2007. Ce réalisateur de films documentaires m'a permis une mise en perspective des résultats du projet mené en Thaïlande. Après un repérage qui deviendra tournage, je collabore à la réalisation d'un documentaire ayant pour titre « le Sel de la terre » comme responsable scientifique. C'est une expérience des plus enrichissantes : pour la première fois, je suis amené à justifier nos recherches vers un public très élargi et je me rends compte de la richesse des interfaces entre les domaines artistique, culturel et l'activité scientifique. Avec Bernard et à travers les relations avec les collègues dont nous filmons l'activité, je m'initie à une forme de transmission du savoir et je découvre qu'il s'agit aussi d'une démarche de recherche dans la mesure où l'explicitation consolide et fait murir les raisonnements. De plus, pour moi qui suis issu d'une famille de littéraires, c'est la source d'une grande satisfaction qu'aucun autre support de valorisation ne m'a apporté.

Des étudiants thaïlandais, j'ai beaucoup reçu et donné dans une relation qui s'est avérée très particulière et complexe par rapport aux autres encadrements [AC5, AC6, AC11, R4, D2, M20]. Dans un premier temps, j'ai été déconcerté par l'importance de la séniorité dans la culture thaïe: dans le sens étudiant vers l'encadrant ce dernier est difficilement mis au courant spontanément de ce qui ne va pas, réciproquement dans le sens encadrant-étudiant l'expression trop forte de ce qui ne va pas est vécu comme un reproche qui peut être très paralysant. Enfin, j'ai observé que les étudiants peinent à reconnaître leurs pensées comme autonomes et se reposent beaucoup sur l'encadrant qui détient la vérité. Il faut du temps, beaucoup de temps, pour dépasser ces biais culturels.

Déclics de « l'UMRisation »

En Décembre 2008, l'UR « Solutions » disparaît et un nouveau choix contraint nous est offert, mes collègues et moi : du fait de la dissolution de mon unité je dois rejoindre une UMR associée à l'IRD du sud de la France pour tenir compte de mes contraintes familiales. J'ai choisi l'UMR Lisah, car d'une part cette UMR travaille sur les systèmes cultivés en milieu méditerranéen et tropicaux, d'autre part j'identifie un groupe de travail de taille raisonnable (l'équipe Eau et Polluants) où je suis susceptible de retrouver la qualité de l'environnement scientifique que j'ai vécu avec ARIANE avec le partage des préoccupations entourant le sol et l'eau et les mouvements de solutés. Les premiers contacts avec **Marc Voltz**, à la fois chef d'équipe et directeur d'unité sont encourageants. Il me faudra cependant une période d'adaptation assez longue : tout d'abord le Lisah est le lieu principal de la valorisation de mes travaux en Thaïlande et cette tache occupera les premières années de présence en France [AC9 à AC13]. D'autre part, je dois diriger mes travaux en direction des pesticides pour me rendre conforme au projet d'UMR. Je m'insère dans une UMR dans laquelle trouver sa place prend du temps : d'une part l'unité est très structurée, avec un projet "collectif fort" en contraste avec les structures précédentes. Je n'avais pas l'habitude que chaque décision, même des plus anodines, implique un si grand nombre de personnes. Je dois à **Marc Voltz** de m'avoir fait comprendre qu'il était temps que je prenne une part de responsabilités collectives en unité et aux autres collègues de

l'UMR, d'avoir dans leur grande majorité accepté cette évolution sans trop de réticences. Un autre déclic se produit, je m'aperçois que l'animation scientifique est plus une chose à construire qu'à vivre. Bien sûr, je connaissais la valeur de l'échange scientifique et je le pratiquais d'une manière spontanée et peut être ingénue, mais, et peut être en conséquence, je n'avais peu ou pas conscience de l'importance de l'organisation dans l'animation. Du point de vue scientifique j'ai puisé dans l'observation des pratiques du noyau de l'équipe Eau et Polluants (**Marc Voltz, Patrick Andieux, Cécile Dages, Jérome Molenat, Carine Saison et Anatja Samouelian**) pour consolider mon projet.

Beaucoup de scientifiques de l'IRD de ma génération se sentent peu ou pas en phase avec le système des UMR et/ou éprouvent des difficultés à en accepter les conséquences de fonctionnement. Pour moi, ce système n'a pas présenté de difficultés particulières d'adaptation. Finalement, il ne s'est agi que d'une expérience de travail dans un système culturel de plus. L'expérience est aussi intéressante, mais moins périlleuse, que mes expériences antérieures de métissage avec *l'Instituto de Ecologia* et le *Land Departement for Developement* lors de mes expatriations. A aucun moment, je ne m'y suis senti en défaut vis à vis de ma mission de recherche pour le développement. Certes, il m'a fallu apprendre les rudiments de langage et de culture propres à l'INRA, dont plus de la moitié des scientifiques de l'unité est issue. Le vocabulaire sur les agro-systèmes demande un apprentissage continu avec de surcroit un rafraichissement du discours année après année, "l'ingénierie agro-écologique" étant le dernier mantra en date. Du côté des partenaires du Sud, l'unité est solidement implantée au Maghreb particulièrement en Tunisie ou plus de la moitié des scientifiques sont impliqués, ce qui me fait retrouver une part de l'animation de chantier que j'ai connu à Bangkok.

Je dois le dernier déclic important en date, aux doctorantes **Christèle Leauthaud** et **Irina Comte** qui ont soutenu début 2013. Le contexte de ma disponibilité relative à mon arrivée au Lisah, rend possible d'encadrement de leurs doctorats sur des thématiques impliquant les pays du sud comme le bilan géochimique de nutriments sous plantation de palmier à huile en Indonésie [AC17, AC15, D5] et l'impact du changement des régimes de crues sur la production fourragère du delta de la *Tana river* au Kenya [AC18, AC19,D6]. Ces encadrements m'ont fournis l'opportunité de me confronter à une situation d'encadrement de thèse nouvelle pour moi. En effet, leurs travaux étaient déjà engagés et donc leurs sujets m'étaient imposés, définis en dehors de mes thématiques habituelles liées à la salinité et/ou au traçage isotopique. Il en résulte que "l'encadrement" prend plus la qualité d'un accompagnement que d'une direction car le travail ne s'est pas fait sur les lignes de forces de ma propre recherche (bien que dans l'un des sujets la géochimie soit très présente). J'ai découvert que j'étais susceptible de contribuer à encadrer sur des sujets plus éloignés que ceux auxquels ma modestie m'aurait auparavant contenu. Finalement, je me suis convaincu que l'écoute et la disponibilité, l'expérience, le regard extérieur, la méthode et l'organisation sont des éléments déterminants pour être un encadrant efficace. L''exercice a été des plus agréable et formateur pour moi. Bien sûr, j'ai dû avouer souvent mon ignorance et renvoyer les personnes encadrées à la lecture d'autres articles et aux conseils d'autres collègues. Certes, une proximité thématique plus étroite m'aurait conduit à solutionner plus directement et efficacement leurs questions. Cependant, l'effet de cet à-propos n'aurait-t-il pas contrarié le déroulement de thèse sur d'autres plans comme celui de la qualité d'explicitation des stratégies mis en œuvre pendant la thèse, ou bien l'appropriation des résultats de la recherche par les doctorantes ? Quoi qu'il en soit ce dernier déclic a muri ma résolution de soutenir la présente candidature à habilitation.

2. Rappels sur la salinité et le sol

Introduction

Dans cette partie nous rappellerons quelques définitions de termes, avant d'exposer les principaux contextes de salinisation des terres permettant de jauger de l'importance du sujet au travers des surfaces concernées et de quantifier l'importance bibliométrie des recherches sur le sujet. Un état des lieux des connaissances sur les processus importants dans les sols salés permet d'exposer les prérequis à la définition de la problématique sur les dynamiques salines.

Définitions

La salinisation est le processus qui accroît la quantité de sels dans les sols. Cette quantité, « la salinité des sols » est appréciée au laboratoire par la quantité d'électrolytes ou de solutés libérée par le sol au contact de l'eau dans un rapport de volume sol/eau qui peut être celui la saturation en eau (pâte saturée), ou un rapport de lixiviation[12]. La classification agronomique internationale, sous l'impulsion des USA [4] retient dans les années 1960 une valeur de conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée de sol supérieure à 4 dS m^{-1}, comme la limite inférieure des «*salines soils*», le seuil de salinité au- delà duquel la plupart des plantes cultivées voient leur productivité baisser (Figure 1).

Si, dans le langage courant, le sel est le chlorure de sodium, du point de vue de la classification en chimie minérale, les sels sont les très nombreux corps solides (ou liquides) neutres de structure ionique. Ils sont produits par neutralisation d'un acide et d'une base, ou de l'action d'un acide sur un métal. Dans les études sur les sols salés, les sels considérés sont très généralement limités aux plus solubles et fréquents d'entre eux, c'est à dire, les sels de sodium, calcium et magnésium, potassium des acides minéraux chlorhydrique, sulfurique, nitrique et les sels de sodium de l'acide carbonique. Il est généralement admis que les sels à considérer dans ce cadre ont des solubilités supérieures au gypse (2g L^{-1}), cette limite caractérisant le fait que les rapports de lixiviation couramment pratiqués ne permettent pas la dissolution totale du minéral.

Les « salinités » mesurées par la conductivité électrique des extraits aqueux représentent l'ensemble des ions qui ont pu être mobilisés sous forme ionique par la dissolution et ne représentent qu'indirectement la distribution des formes d'accumulation des sels. L'état hydrique du sol joue un grand rôle dans la répartition des formes d'accumulation des solutés (Figure 1). Par exemple, dans un sol entièrement déshydraté, les solutés sont sous forme solide. De même, durant l'assèchement par évaporation d'un sol, les concentrations des solutions restantes, avant la précipitation des sels, augmentent à proportion de la réduction de volume. Les sels et solutés s'accumulent donc sous formes diverses dans le sol. En phase ionique, les solutés de la solution du sol représentent la forme mobile de la salinité. Les ions de la solution sont également susceptibles d'échanger avec les phases solides dotées de capacités d'échanges qui présentent un stock d'ions

[12] Le terme **lixiviation** est ici employé ici dans son acceptation de chimie de laboratoire c'est à dire "un test d'extraction liquide-solide" : correspondant à la norme AFNOR NF X31-210. Le ratio désigne le rapport massique solide/eau, c'est à dire : 1/5 ou 1/16 dans ce document. Par soucis de cohérence, le terme "lixiviation des sols", faisant référence au processus de pédogénèse ne sera pas employé ici, on lui préfèrera le terme "lessivage des sols " traduction plus fidèle de l'anglais "*soil leaching*".

adsorbés. Enfin, des sels sont susceptibles de précipiter sous forme solide dans la porosité du sol.

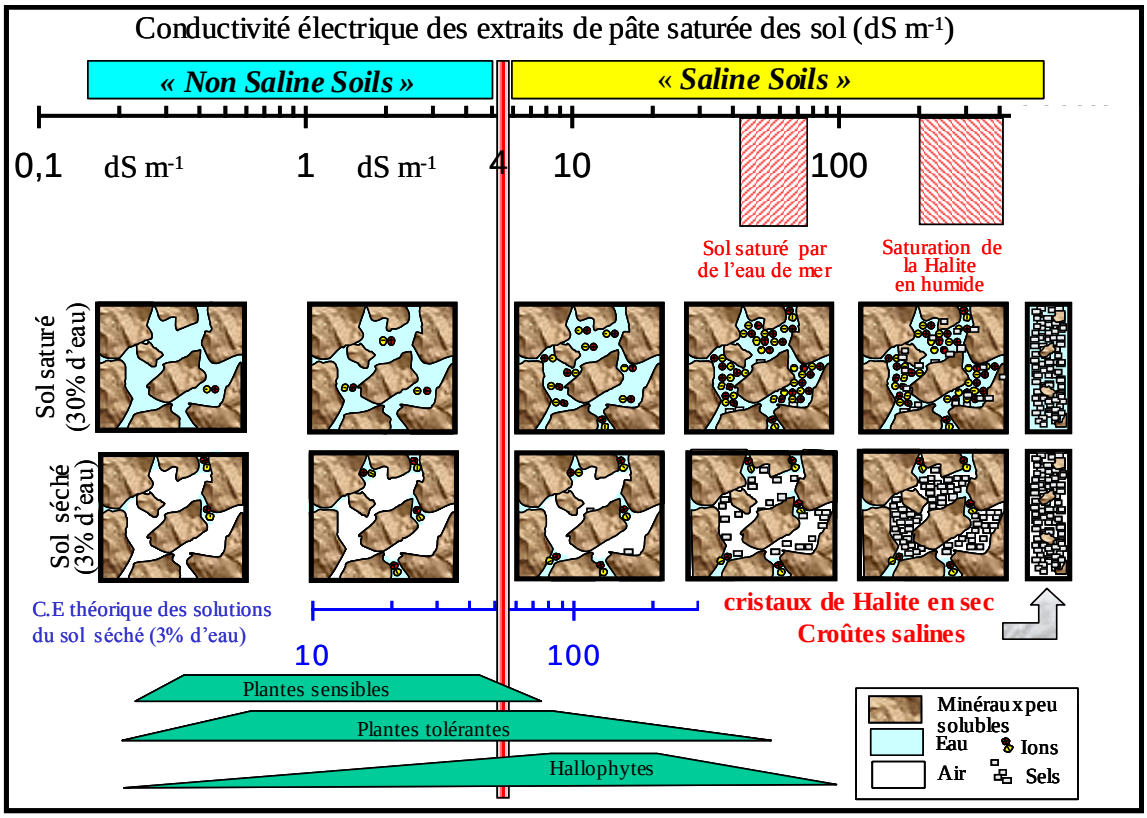


Figure 1 : Echelle des salinités des sols, des solutions porales, et domaines de viabilité de la végétation. Figure conçue à des fins pédagogiques *(Unpublished)*

Les trois contextes de salinisation des terres

C'est avec la clé de classification indiquée (Figure 1) que des inventaires mondiaux dont [5] sont établis. La salinité des sols est une contrainte qui frappe nombre de systèmes de productions agricoles dans le monde. Selon la FAO, 351 10^6 d'hectares [6] de terres sont définis comme « *saline* ».

A l'échelle de paysages, la salinisation des terres est le processus qui induit la salinité des sols. Trois scénarii de salinisation peuvent être décrits et peuvent être illustrés en, utilisant trois contextes propres à mes terrains d'étude.

La salinisation « naturelle »

Dans un premier cas, la salinité des sols est établie depuis la fin du dernier paléo-épisode climatique pluvieux, en général vieux de quelques millénaires (≈ [-4, -8 KaBP]). Ces zones de sols salés «naturels» se trouvent principalement dans les points bas de bassins endoréiques arides ou semi-arides appelés ***playa***, ***laguna***, ***chott*** ou ***sebkra***, comme au Mexique, au Chili, sur la plaque arabique et en Asie. Ces étendues considérables comprennent essentiellement des terres marginales arides ou semi-arides que la salinité rend rebelle à la mise en culture par irrigation. Principalement utilisées en terre de parcours, leur productivité est d'abord un enjeu de survie pour les populations pastorales, mais aussi, comme c'est le cas pour le Désert Nord Mexicain, un enjeu économique transfrontalier, dans la mesure où l'export de bovins soutient la production de viande bovine des USA.

L'exemple du désert de Chihuaha :

La partie mexicaine du désert de Chihuahua occupe environ 200 000 km^2. En dehors des quelques secteurs irrigués, mines et centres urbains, l'activité principale est l'élevage extensif de bovins, pour l'export de veaux sur pieds vers les USA. Deux chaînes montagneuses, les Sierra Madre occidentale et orientale bordent le désert de Chihuahua ce qui explique que l'endoréisme domine. Les bassins versants sont découpés en unités géomorphologiques selon les pentes : entre 1 et 3% de pente il s'agit de la bajada (ou glacis) et pour des pentes inférieures à 1% on parle de playa [7]. Il est commode de distinguer la Playa basse, zone à submersion temporaire, de la Playa haute : zone à engorgement temporaire [8]. La sebkra terminale est appelée au Mexique « *Laguna* », elle présente le point bas où les eaux s'accumulent épisodiquement.

Les zones de playas et de sebkra, sont les unités géomorphologiques où des efflorescences salines sont observées et sur lesquelles nous avons travaillé. Ce sont également des zones de pâturage importantes dans la mesure où *Sporobolus airoïdes* et *Hilaria mutica*, des graminées pérennes et appréciées du bétail sont très fréquentes dans ces milieux [9]. D'après [10] les zones de playa présentent une plus faible variété d'espèces végétales que les unités géomorphologiques des versants. Le "désert de Chihuahua" n'est pas un "vrai désert" mais plutôt un "semi désert" tropical, tempéré par l'altitude..." [11] ainsi le climat s'apparente au climat Kahalarien où les hivers (de l'hémisphère sud) sont également secs et frais et les précipitations du même ordre de grandeur [12].

Sur le site principal d'étude, entre 1979 et 1994, 269 mm an^{-1} de précipitations sont observés avec un nombre moyen de jours de pluie de 50,8 jours an^{-1}. Les hauteurs de pluies journalières inférieures à 10 mm représentent 40,9% du volume total des précipitations, alors que les hauteurs journalières supérieures à 40 mm représentent moins de 5% du total. L'évaporation moyenne est de 2850 mm an^{-1} soit plus de dix fois supérieure aux précipitations. Les totaux annuels des précipitations varient entre 149 mm (1994) et 402 mm (1986). Cette aridité (actuelle) serait installée depuis 5 ka BP,[13], [14], cependant des dépôts témoins de hauts niveaux lacustres datés de la période 24-10 ka BP attestent des derniers épisodes paléo-climatiques beaucoup plus pluvieux que l'actuel.

Dans les playas et sebkras du Désert de Chihuahua, une majorité du substrat est un remplissage d'âge Quaternaire, les reliefs étant généralement d'âge Tertiaire. Quelques massifs sédimentaires sont du Mésozoïque et du Paléozoïque supérieur. La *Sierra Madre Occidental* est formée de roches ignées mais à l'est et au sud dominent les roches sédimentaires. La salinité primaire du désert de Chihuahua réside essentiellement dans certaines roches du Tertiaire (Lutites avec du gypse) et du Permo-Trias (évaporites). En définitive une certaine salinité rémanente se trouve dans les termes sédimentaires de régression marine tout au long de la séquence géologique.

Salinisation « indirecte » des terres

Dans un deuxième cas, la salinité des sols ne peut pas être décrite comme strictement « naturelle », dans la mesure où elle est le produit des changements d'usages des terres qui s'accentuent depuis l'époque moderne. Ainsi, la déforestation des versants, en perturbant le cycle hydrologique peut conduire à une augmentation des niveaux d'eaux salées dans les plaines, et à la salinisation « moderne » de vastes surfaces de sols cultivées. Ces situations sont présentes, dans certaines parties des Etats Unis et du Canada, et plus particulièrement de l'Australie où plus de 2 10^6 ha de terres se sont brutalement salinisées et où il est prévu que cette surface double d'ici 25 ans [15]. Le Nord Est de la Thaïlande, appartient à cette catégorie. Les deltas des grands fleuves, les lagunes et marais côtiers se situent souvent à l'intermédiaire entre les deux premières catégories, sites naturels qui subissent une salinité « naturelle » rémanente d'origine marine, ils sont très sensibles à la gestion de l'eau en amont. Ainsi, la modification des régimes hydrologiques des grands fleuves, par les prélèvements ou la régulation par les barrages, peut produire un intensification de la salinisation des eaux souterraines, puis des terres, comme dans les deltas et lits majeurs du Nil, du Mékong et du Shatt Al-Arab.

L'exemple du Nord-Est de la Thaïlande

La déforestation que subissent les pays du Sud Est Asiatique introduit des modifications profondes des cycles hydrologiques. Le Nord-Est de la Thaïlande (d'une surface d'environ 170 000 km^2) constitue la situation la plus avancée de la région, car plus de 96 % de la surface de végétation arbustive a été mise en cultures annuelles. Ce changement d'usage des terres produit une remontée piézométrique des aquifères, due à la différence, dans les zones de recharges, entre la reprise évaporatoire des arbres et celles des plantes annuelles cultivées. La combinaison d'un changement d'usage des terres induisant une remontée piézométrique avec la présence de couches géologiques dans le sous-sol contenant une fraction importante d'évaporites se traduit par une augmentation dans les bas-fonds (ou « low lands ») de la fréquence de solutions salines concentrées dans les horizons cultivés sur des sols sablo-limoneux, marqués par des pH acides. Les recensements indiquent que 2,8 10^6 ha subissent de fortes pertes de rendement. Le riz gluant produit est destiné à l'autoconsommation et au marché local, il se cultive en rizières pluviales de tailles souvent inférieures à l'hectare, dans un contexte marqué par la pauvreté, l'exode rural et des cours de marché très bas. La riziculture pluviale définit des cycles d'engorgements et de ressuyages accompagnés de conditions d'oxydoréduction changeantes qui permettraient l'altération et la dissolution des argiles. Ce phénomène serait, avec l'éluviation-illuviation des argiles la cause d'un gradient textural marqué: les horizons superficiels contiennent moins de 5 % de fraction argileuse alors qu'en dessous de 50 cm, avec plus de 10% d'argile, la densité est proche de 2. La profondeur de 2 m du niveau aquifère en saison sèche est signalée comme une profondeur « charnière » en dessous de laquelle le sol est susceptible de se saliniser en surface du fait des teneurs élevées en chlorure de sodium [16]. La salinité des sols issue des fortes teneurs des solutions des aquifères se manifeste de manière contrastée suivant la saison : Après la récolte de riz, elle se signale par l'apparition de croûtes salines en surface distribuées en « spots » ou taches salines de 10 à 100 mètres carrés situés aux mêmes endroits d'une année sur l'autre et peu sensibles aux pratiques paysannes. Si les évolutions régionales sont bien connues [17], [18] et sont indubitablement liées à la dynamique de l'aquifère en revanche, à l'échelle du champ et du petit bassin versant, les processus qui conditionnent l'apparition de la tache saline et son développement sont mal connus. Pendant la période de submersion des parcelles, les auteurs font référence à des analyses de sol (pâtes saturées) ou à des essais de lessivage en laboratoire [19] mais les concentrations salines dans les solutions du sol, et les mouvements de solutés qui s'opèrent pendant cette période de l'année sont mal connus.

Salinisation « directe »

Dans un dernier cas, ce sont les modalités de la culture qui aboutissent à la salinisation. La gestion inadaptée de secteurs irrigués existants, c'est à dire l'usage d'une eau d'irrigation trop chargée en solutés, combiné avec un drainage déficient, est susceptible de produire un enrichissement en sel du sol qui peut devenir insupportable pour la culture. A la « crise saline » des vieux secteurs irrigués s'ajoute fréquemment l'échec de la mise en culture sous irrigation de sols déjà naturellement salés (comme ceux évoqués précédemment). Ainsi, une salinisation « anthropique [13] » réduirait les superficies mondiales irriguées de 1-2 % par an en affectant plus particulièrement les régions arides et semi arides, mais de grandes incertitudes planent sur cette estimation.

L'Exemple des périmètres irrigués Marocains.

40 % de la population du Maroc travaille dans le secteur agricole, qui pèse près de 17% du PNB de ce pays. 45% de ce produit est le fait des terres irriguées qui représentent 1.4 10^6 hectares, dont 71% sont aménagées par l'Etat. Selon l'APEFEL[14] le secteur des fruits et légumes concerne 10 000 producteurs et emploie 150000 permanents et un million de saisonniers. Avec plus de 650 000 T exportés ce secteur rapporte une rentrée de devise de l'ordre de 0,7 10^9 Euros. Les principaux secteurs irrigués (Tableau 1) sont bien répartis sur le territoire Marocain, ils sont localisés dans des contextes climatiques différents. A côté du système traditionnel des oasis en marge du Sahara, (Ourazatzate, Tafilalet,), des grands systèmes sont développés dans les plaines de l'Atlas (Tadla, Haouz) et à proximités des côtes (Loukkos, Gharb, Doukkala, Souss-Massa, Moulouya). Les secteurs irrigués Marocains doivent relever de multiples défis pour assurer leur durabilité [20]. Le premier est celui d'une ressource en eau insuffisante qu'elle soit de surface ou souterraine : une surexploitation aiguë conduit à des tours d'eau irréguliers et/ou des décroissances spectaculaire des niveaux pièzométriques des aquifères, dans la très grande majorité des périmètres irrigués à l'exception notable du secteur d'irrigation de surface de la plaine du Gharb. Par ailleurs, aucun secteur irrigué ne semble échapper à une dégradation avérée de la qualité des eaux : qu'il s'agisse des eaux d'apport victimes de pollutions amont principalement agricoles, mais aussi parfois urbaines et industrielles, ou de pollutions dues aux intrants agricoles du secteur (nitrates, pesticides) exportés à l'aval par les eaux de drainage et/ou l'infiltration. **Enfin la salinisation des sols et des aquifères** [21] **est également très citée et presque tous les secteurs sont concernés**.

Tableau 1 : Secteurs irrigués marocains, précipitations annuelles et taux de salinisation

Secteurs irrigués	*Surfaces*	*Précipitations annuelles*	*Taux de Salinisation*
Noms	Km^2	$mm\ an^{-1}$	%
Loukkos	303	700	14,5
Moulouya	772	250	27,7
Gharb	1134	560	12,5
Doukkala	1046	330	1,0
Tadla	1246	400	24,5
Haouz	1426	240	29,9
Tafilalet	279	150	70,4
Ouarzazate	376	120	65,9
Souss- Massa	399	250	28,8

[13] *Human induced salinisation*

[14] Association Marocaine des Producteurs et Exportateurs de Fruits Et Légumes

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

Production scientifique mondiale sur le sujet

En science du sol, les processus liés à la salinité ont été abondamment étudiés. La base de références de travaux scientifiques *ISI Web of Knowledge*[sm] fait état, entre 2000 et 2013, de 7960 références comportant les mots-clefs « *Salinity* » et « *Soil* » (Figure 2). En moyenne, un peu plus de 1,2% des références publiées avec le mot clef « *Soil* » comportait aussi celui de « *Salinity* ». Cette proportion a varié depuis 1990, de 1,7% à 0,8% dans les années 2000 pour rejoindre 1,4% ces dernières années. A titre de comparaison, les références comportant le mot clef « Erosion » s'établissent à près de 5% pour la dernière décennie. En 2013, 902 références comportent les mots clefs « *Salinity* » *et* « *Soil* » : Les pays[15] les plus contributeurs, sont la Chine (20%) les USA (17%), l'Australie (9%), l'Espagne (7%), l'Inde (6%), la France (4%). A l'autre bout du spectre se trouvent les pays du Sud pour lesquels j'ai travaillé : Mexique (1,9%), Tunisie (2,1%), Thaïlande (0,7%). Il convient de noter que l'influence relative des leaders traditionnels USA et Australie, a diminuée cette décennie, essentiellement du fait de la part croissante que prend la Chine de 0,8% [1990-1999] à 9,4% [2000-2009] qui a donc décuplée sa contribution sur ces thèmes (Figure 3).

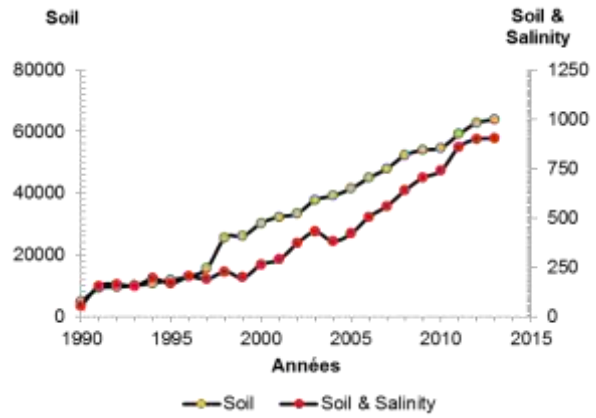


Figure 2 ; Nombre de références par année dans la base de données *ISI Web of Knowledge*, comportant les mots cléfs "*soil*" et "*Soil & Salinity*" de 1990 à 2013 (Consultation le 18 mars 2014)

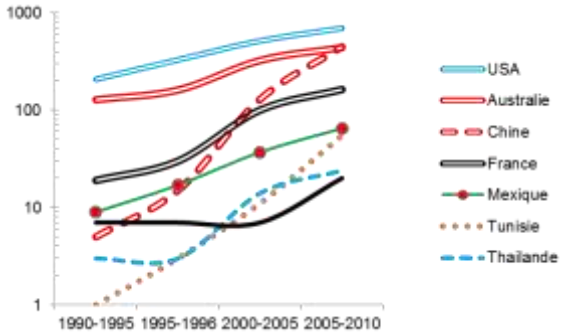


Figure 3 : Nombre de références par périodes de 6 ans dans la base de données *ISI Web of Knowledge*, comportant les mots cléfs "*Soil & Salinity*" par pays de 1990 à 2010. (Consultation le 18 mars 2014)

[15] Sur la base du champ « *address* » de la base de données

Interactions de la salinité avec les phases ioniques et solides

Influence de la salinité sur les solutions du sol

L'évaporation subite par la solution du sol permet, dans un premier temps, l'accumulation de sels **sous forme dissoute, dans la solution du sol**. Si la formule de Davies [22], permet de prendre en compte la décroissance des activités ioniques jusqu'à des forces ioniques[16] de 0,5 ; l'on doit à Pitzer, [23], puis Plummer et al, [24] la possibilité de simuler l'évolution des activités ioniques en prenant en compte la complexité des interactions binaires et ternaires jusqu'à des forces ioniques de l'ordre de 35. Il en ressort que plus la salinité de la solution est élevée, plus les activités ioniques sont généralement faibles par rapport aux concentrations. **Par un effet paradoxal, la salinité encourage donc la solubilité des minéraux car les solutions à forces ioniques importantes permettent de dissoudre plus d'ions**.

Pour une force ionique proche de 3[17], **l'activité de l'ion**[18] Ca^{2+} n'est plus que de 47% de sa concentration, l'activité de l'ion SO_4^{2-} n'est plus que de 2% de sa concentration, alors que l'activité du solvant (l'eau) qui est par standard de 1 pour les solutions diluées n'est plus que 75%. Dans l'équilibre précipitation-dissolution du gypse, la baisse relative des coefficients d'activités des produits de la dissolution du gypse induit donc une augmentation de la solubilité de ce minéral (Figure 4). Alors que la solubilité du gypse est de l'ordre de 2g L^{-1} pour les solutions diluées, une force ionique de 3 produira une solubilité accrue supérieure à 7 g L^{-1}. De même, la salinité, en modifiant l'activité des espèces ioniques carbonatées, produira une baisse du pH pour la même pression externe de CO_2

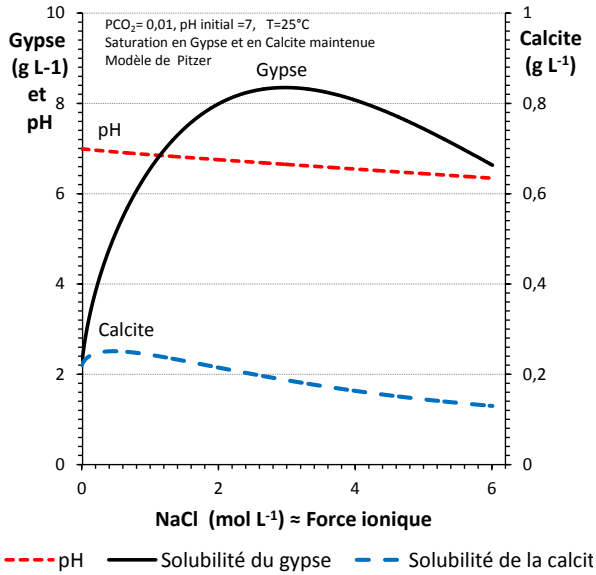


Figure 4 Exemple d'évolution de la solubilité du gypse et de la calcite en fonction de la force ionique d'une solution (Simulation avec Phreeqc). *(Figure conçue à des fins pédagogiques- Unpublished)*

Les propriétés colligatives d'une solution non idéale (densité, tension superficielle, viscosité) évoluent en relation avec l'augmentation des teneurs, par exemple, [25], l'ajout de NaCl peut élever la densité de la solution de 19%, augmenter la tension superficielle de 11% et accroître la viscosité de 50%, ce qui ne manque pas d'affecter les relations qui décrivent les paramètres hydrodynamiques du sol (conductivités hydrauliques et potentiels hydriques). De même, **le coefficient d'activité thermodynamique de l'eau : défini égal à 1 pour les solutions diluées, il atteindra des valeurs plus faibles pour certaines saumures**. Ces dernières acquièrent une qualité d'asséchant susceptible de générer des flux diffusifs de vapeurs d'eau dans le sol.

---

[16] Force ionique =½ $\Sigma\, m_i.c_i^2$ m_i est la concentration ionique en mol kg^{-1}, c_i est la valence de l'ion.

[17] Avec la mise en solution de 3 mol L^{-1} de NaCl (Force ionique de l'eau de mer = 0,67 mol kg^{-1})

[18] L'activité d'un ion est la mesure de sa capacité à être engagé dans des réactions chimiques en solution (exprimés en référence aux moles Kg^{-1} de solvant). La valeur est égale à la concentration pour des solutions idéales. Le coefficient d'activité définit le ratio activité/concentration.

Dès que le potentiel osmotique de la solution du sol s'approche du point de flétrissement (p.F 4.2) correspondant à une activité de l'eau de 0,989 (obtenue avec une concentration en NaCl de 0,33 mol L^{-1})[19], **la plupart des plantes subissent un stress dû aux efforts de régulation pour lutter contre le potentiel osmotique** qui se combine avec de notables effets de toxicité et/ou de carence des éléments. Les micro-organismes sont également sensibles car les effectifs bactériens sont corrélés négativement avec la salinité des sols [26]. Pour des cultures de canne à sucre [27], dès 4dS m^{-1} des services éco-systémiques essentiels du sol sont atteints (réduction de la minéralisation de N, P, S, C) en revanche, les communautés bactériennes moins sensibles à la salinité montrent une respiration plus importante.

Si l'on excepte le cas particulier des solutions sodiques carbonatées, et des milieux très fortement réduits et acides[20], **les éléments des solutés des solutions concentrées du sol contribuent peu aux gaz atmosphériques.** En effet, dans les conditions de surface ordinaires, les cations métalliques solubles ainsi que ions chlorures et les sulfates ne contribuent qu'exceptionnellement à la formation de gaz.

Relation entre salinité des solutions et phases échangeables du sol.

Certains constituants des sols comme, les argiles, la matière organique, les oxydes ont **des capacités d'adsorption ioniques** [28]. Les cations adsorbés dans les sols peuvent représenter des stocks de 0 à 0,4 mol_c Kg^{-1}, les valeurs supérieures à 0,25 mol_c Kg^{-1} étant considérées comme typiques des sols argileux à forts contenus en matière organique. Lorsque les solutions du sol sont faiblement concentrées, les ions adsorbés peuvent représenter une proportion appréciable du total des éléments solubles contenus dans le sol : par exemple, une capacité d'échange de 0,2 mol_c Kg^{-1} est l'équivalent cationique d'une solution de 0,9 mol_c L^{-1} remplissant une porosité de 30% d'un sol de densité 1,5. En revanche, les ions adsorbés ne sont pas libres, ils sont « échangés » contre d'autres ions en solution. L'échange est régi par un équilibre entre les activités des deux ions (l'adsorbé et le désorbé) dans la solution et dans la phase échangeable. Un cas particulier fait intervenir l'ion H_3O^+ qui est également échangeable, mais susceptible d'être produit par la prolotyse de l'eau. A ce sujet, la capacité d'échange de la matière organique est variable en fonction du pH et peut produire l'effet d'une variation de stock des autres ions en solution.

L'interférence entre les ions adsorbés, le solvant et les minéraux argileux a d'importantes conséquences physiques sur ces derniers. **Les fortes teneurs de solutés en solution font floculer les particules argileuses du sol**. Par exemple, l'agrégation de particules de kaolinite en suspension se produit sous l'influence d'un accroissement des teneurs ioniques des solutions dans lesquelles elles sont immergées [29]. Des particules de Kaolinite de 140 nm de diamètre à 0,1 mol L^1 de NaCl s'agrègent en une heure pour former des particules de 1500 nm lorsque la teneur est fixée à 0,5 mol L^{-1}de NaCl. Certaines argiles réagissent très différemment au gonflement selon la charge ionique des solutions avec laquelle elles sont imprégnées : le gonflement de particules de bentonites imprégnées avec de l'eau distillée est maximal (863% de gonflement) mais est réduit de manière drastique (26%) par l'imprégnation avec des solutions de 0,3 mol L^{-1} de NaCl [30]. Enfin, **la composition ionique des solutions et des ions adsorbés sur les argiles influe sur les seuils et l'intensité des phénomènes de floculation et de dispersion :** les ions Ca^{2+} en

[19] ≈ 19 g L^{-1}

[20] Où la réduction des sulfates est possible (sols sulfatés acides)

particulier, et les ions bivalents ou trivalents en général, ont un caractère de « coagulant relatif » par rapport au monovalents tel Na^+ ou H_3O^+. C'est à dire qu'immergées dans une solution de même teneur ionique totale (faible) les argiles seront plus dispersées lorsque la proportion de Na^+ sera forte par rapport aux bivalents. En effet, les seuils de concentrations coagulantes de la montmorillonite seraient 12 fois plus élevés pour Na^+ que pour Ca^{2+} [31]. Sous l'influence d'une dilution de la solution du sol, le changement d'état des argiles de coagulé à dispersé peut influer de manière très forte sur la conductivité hydraulique à saturation du sol. De nombreux travaux, dont [32]-[40], font état **des baisses relatives importantes de perméabilité sur différents sols traversés par des solutions ioniques diluées avec des proportions cationique ou anionique**[41] **variées**, sans que les descriptions proposées puissent être suffisamment génériques pour être prédictives sur un large panel de sols, tant les phénomènes de colmatage et translocation font appel à la complexité des interactions entre la porosité et les particules en mouvement.

Relations entre solutions du sol et sels précipités

La précipitation de sels intervient dans le cadre d'une réaction d'équilibre thermodynamique entre les ions en solution [les réactifs] et la phase solide précipitante [le produit= le sel]. La constante d'équilibre de la réaction est connue comme le produit de solubilité du minéral [fréquemment noté K_s]. Lorsque le produit des activités thermodynamiques des ions d'un sel en solution dépasse la constante d'équilibre, le sel précipite dans les pores du sol sous forme solide.

La précipitation modifie les proportions ioniques de la solution, car les autres teneurs ioniques continuent d'augmenter. Des travaux des années 70 [42]-[44] **définissent les quatre principaux types de saumures naturelles** auxquelles sont reliés les présences de certains minéraux. Dans les sols salés, le cation dominant est, dans la plupart des cas référencés, l'ion sodium [45]-[47]. Quatre voies géochimiques résument l'évolution des sels précipités dans les sols en fonction des dominances ioniques des solutions de départ. Lorsqu'une solution naturelle se concentre par évaporation calcite et dolomite précipitent fréquemment en premier du fait de leurs faibles solubilités. Les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sont précipités dans les premiers stades de concentration. La conservation d'un stock suffisant d'ions carbonates et bicarbonates en solution à la fin des stades de précipitation de la calcite et de la dolomite, distingue **les voies alcalines (où les pH sont supérieurs à 8,5), des voies neutres.** Dans ces dernières l'épuisement du stock de carbonates par précipitation dans les premiers stades d'évaporation ne permet pas la précipitation de carbonates et/ou bicarbonates de sodium en fin de séquence évaporatoire :

1. **La voie chlorurée-sulfaté neutre est la plus fréquente** : après les précipitations de calcite, dolomite et de gypse, il ne reste que les sels chlorurés (halite, $MgCl_2$, $CaCl_2$), il s'agit de la voie imposée par une origine marine directe des solutions ou la dissolution d'évaporites marins.
2. **La voie sulfatée-chlorurée neutre**, après les précipitations de calcite, dolomite et gypse, ne permet que la précipitation de la thénardite (sulfate de sodium anhydre) et de la mirabilite (sulfate de sodium hydraté) ainsi que de halite et de $MgCl_2$. Assez rare, cette voie se singularise par un contexte qui permet un apport de sulfates dissocié de l'ion calcium par exemple du fait de l'oxydation de souffre volcanique ou biologique (H_2S)

En ce qui concerne les voies alcalines : Les voies alcalines surviennent dans des contextes géologiques volcaniques ou granitiques dans lesquels les sources de

carbonates sont l'activité biologique et/ou les gaz volcaniques. **Ces sources dissocient la présence de carbonates dissous de celles de l'ion calcium**. On distingue :

3. **La voie alcaline sodique**, ou après les précipitations de calcite, dolomite et de thénardite et mirabilite, des solutions avec des pH>10 permettent les précipitations de **trona** et de nahcolithe (mélanges de carbonates et bicarbonates de sodium hydraté).
4. **la voie alcaline sulfatée** montre des pH >8,5 où après les précipitations de calcite, dolomite, thénardite et mirabilite, **le natron** (carbonate de sodium hydraté) précipite.

Les transitions de phase des solutés vers les sels solides par précipitation/dissolution sont extrêmement **rapides et réversibles,** au contraire de la lente et irréversible libération des éléments par hydrolyse des minéraux magmatiques silicatés peu solubles, conditionnée par les apports de CO_2 biogénique et accompagnée de néoformations successives. **Les sels précipités peuvent cependant jouer un rôle considérable dans la mesure où ils modifient la granulométrie des solides du sol, occupent partiellement la porosité du sol, et, dans le cas d'une accumulation de sel importante en surface modifient considérablement les propriétés de surface**.

Conclusion

La bibliométrie sur les phénomènes entourant la salinisation des sols semblent indiquer qu'une modeste part (≈1%) de la communauté scientifique mondiale des sciences du sol s'investit régulièrement dans le sujet. Il faut dire qu'il s'agit d'un thème transversal aux approches disciplinaires traditionnelles. L'analyse des phénomènes purement chimiques est déjà exigeante puisqu'elle s'écarte, par principe, du comportement idéalisée des solutions diluées par lesquels la chimie des solutions est enseignée. L'analyse des impacts biologiques de la salinité sur les organismes vivants est un sujet d'étude en lui-même qui se décline actuellement dans son versant génomique, versant qui est loin d'être résolu aussi bien pour les micro-organismes que pour les plantes.

La difficulté à prendre en compte les interactions entre la chimie et la physique du sol est celle qui est le plus marquante car elle se produit à l'intérieur des sciences du sol. Du côté des "solutions diluées" l'idée que les caractéristiques hydrodynamiques d'un sol sont très fréquemment sous contrôle de la qualité de l'eau qui percole a du mal à progresser chez les tenants de l'approche hydrodynamique. Du point de vue des mesures de laboratoire, par exemple, **une solution chlorurée sodique serait plus à même de définir l'état "standard" de l'hydrodynamique du sol en se préservant de la coagulation des argiles** que de l'eau déminéralisée qui aura tendance à favoriser la dispersion. Du côté des solutions concentrées : les effets des différences de densité, de viscosité des solutions du sol, puis de colmatage et d'éclatement de structures par les cristaux sont très peu renseignés ou non pris en compte dans les modèles hydrodynamique existants concernant le sol, mêmes si certaines communautés scientifiques, comme les géologues pétroliers par exemple, développent et utilisent depuis de nombreuses années des modèles de transfert en milieu poreux de flux à densité variable.

A cette complication transversale disciplinaire **s'ajoute la complexité de prendre en compte le caractère variable de la salinité du sol**. En effet, du fait de la solubilité, les contenus en sels varient fortement dans l'espace et le temps. Par exemple, pour un même sol, la conductivité électrique de la pâte saturée supérieure à 4 dS m^{-1} qui caractériserait un "*saline soil*" peut se présenter sur le même sol successivement dans les premiers cm de l'horizon supérieur entre deux irrigations, puis brièvement dans l'horizon racinaire en

affectant durablement la survie des plantes. Enfin, après une saison des pluies, ces conductivités peuvent être totalement absentes du profil. **Toute analyse de causalité devra donc prendre en charge la dynamique saline dont l'analyse fonde la thématique scientifique poursuivie.**

Deuxième Partie

"[..] au lieu de ce grand nombre de préceptes dont la logique est composée, je crus que j'aurais assez des quatre suivants, pourvu que je prisse une ferme et constante résolution de ne pas manquer une seule fois à les observer.

- *Le premier était de ne recevoir jamais aucune chose pour vraie que je ne la connusse évidemment être telle [..].*
- *Le second, de diviser chacune des difficultés que j'examinerais en autant de parcelles qu'ils se pourraient, et qu'il serait requis pour les mieux résoudre.*
- *Le troisième, de conduire par ordre mes pensées en commençant par les objets les plus simples et les plus aisés à connaître, pour monter peu à peu comme par degrés jusques à la connaissance des plus composés : et supposant même de l'ordre entre ceux qui ne se précédent point naturellement les uns les autres.*
- *Et le dernier, de faire partout des dénombrements si entiers et des revues si générales que je fusse assuré de ne rien omettre."*

René Descartes - Discours de la Méthode.

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

3. Introduction à l'étude des dynamiques salines des sols

L'étude de la dynamique saline s'attache à décrire, comprendre et prévoir les mouvements de solutés dans le sol et les mécanismes qui les régulent. Les flux hydriques et la diffusion ionique en phase liquide sont les principaux vecteurs de déplacement de sels dans et sur les sols. Le lien de causalité entre flux hydriques et salinité est donc à la base de toute approche cognitive pour diagnostiquer les concentrations salines observées et les connaissances acquises sont le fondement de toutes les techniques de réhabilitation et de contrôle de la salinité. L'observation, la compréhension, la prédiction des flux d'eau et de solutés sont abordées selon différentes approches complémentaires. Pour en donner une vue générique, la plus exhaustive possible, j'ai choisi de construire par complexifications successives **un schéma général des processus identifiés dans les paragraphes précédents**. A l'origine, une démarche guidée par le bilan quantitatif considère un compartiment de sol avec ses deux interfaces avec l'atmosphère et l'aquifère. L'intervention de processus régulateurs qui peuvent être internes ou externes au sol est organisée en regard du compartiment sol et de ces interfaces. Les pratiques agricoles de remédiations ou de prévention vis à vis de la salinité sont situées par rapport aux processus qui les fondent. Finalement l'intervention de processus spatiaux dans cette dynamique est rappelée.

La clôture du bilan salins des sols

Dans cette première approche volontairement simplifié le profil de sol est décrit comme un système délimité **à propriétés invariantes vis à vis de la salinité**[21] : la régulation saline du système réside exclusivement dans les propriétés internes du profil de sol qui réagissent à des conditions aux limites et initiales (Figure 5). La teneur en eau du sol (θ) est le paramètre central influant sur la perméabilité (K(θ)) et le potentiel (Ψ(θ)) et ces propriétés en première instance, sont estimées invariantes vis à vis de la salinité en chaque point. **Les variations de stocks salins sont soumises aux flux d'entrées/sorties en solutions** comprenant : le ruissellement, les infiltrations, les remontées capillaires de la profondeur et le drainage. **L'évaporation** représente des flux de vapeurs d'eau, vecteurs indirects du déplacement des solutés, en effectuant le prélèvement des molécules d'eau à la surface du sol et en causant la concentration ionique, et à terme, de l'accumulation de sel sous forme solide. Ce schéma hydrologique du profil met en avant la nécessité, sur le long à terme, d'évacuer la somme des apports en sels issus de

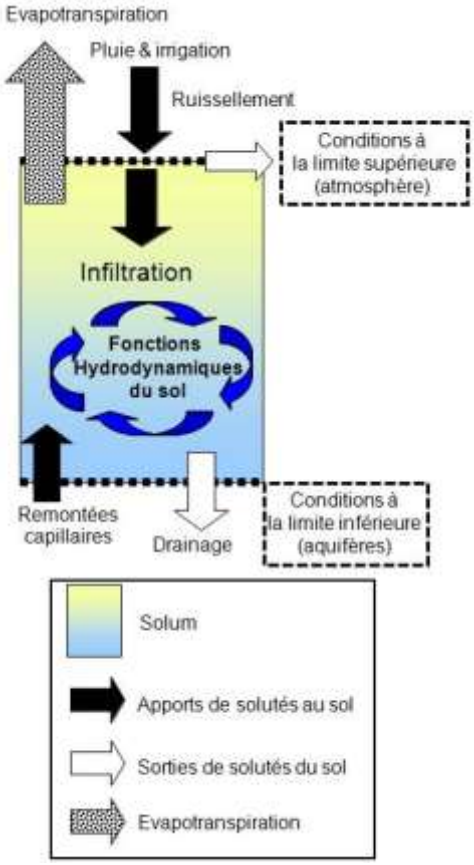


Figure 5: Schéma de principe du bilan salin d'un sol (sans rétroaction de la salinité) modifié de [C18].

[21] Une propriété est dite invariante lorsqu'un procédé ne la modifie pas.

l'infiltration et des remontées capillaires par le drainage et le ruissellement superficiel, si l'accumulation saline veut être évitée. Les exemples d'applications mettant en jeu des simulations numériques sont principalement bâtis sur ce principe d'invariance des propriétés hydrodynamiques vis à vis de la salinité.

La prise en compte des rétroactions

A la première approche évoquée (Figure 5), on adjoint des modes d'interférences qui sont en jeu dans l'évolution du statut salin du sol à court terme (Figure 6). **Ces boucles de rétroactions peuvent être internes** quand elles impliquent des changements dans les caractéristiques hydrodynamiques du sol et **externes** quand des modifications aux interfaces supérieure et inférieure du sol interagissent. **Les « forçages » anthropiques** sont des leviers d'action sur des rétroactions particulières qui s'inscrivent soit au cœur des boucles de rétroactions internes, soit aux limites inférieures et supérieures du système hydrologique « sol ».

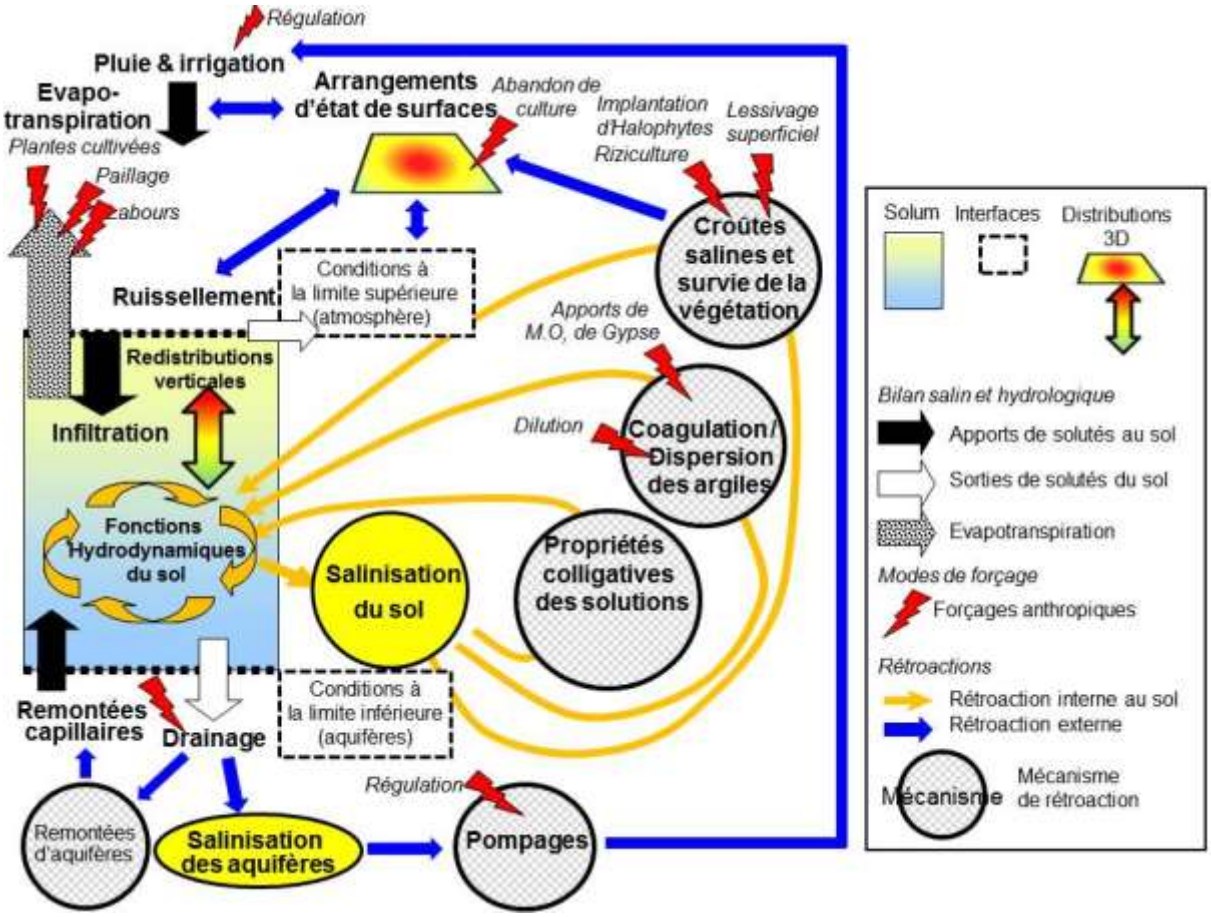


Figure 6 : Schéma illustratif des processus impliqués dans la dynamique saline d'un sol et principaux mécanismes de rétroactions vis à vis de la salinisation. Rappel des forçages anthropiques potentiels et des redistributions spatiales. Modifié et complété de [C18].

Rétroactions internes au sol vis à vis de la salinité

Processus internes au sol

Concrètement, pour les **rétroactions internes au sol (**Figure 6**)**, lorsque la salinité augmente, certaines transformations affectent les horizons et sont susceptibles de modifier les caractéristiques hydrodynamiques Ces rétroactions tiennent compte des mécanismes décrits dans le § 3 (pages 23-25). Elles peuvent intervenir tardivement dans le processus de salinisation qu'elles ne font que ralentir, alors qu'il est déjà profondément engagé, par exemple, l'évolution des **caractéristiques colligatives**[22] des solutions, **la cristallisation de sels**[23] dans le sol forment le groupe des transformations les plus triviales. Cependant d'autres rétroactions internes interviennent beaucoup plus précocement dans le processus de salinisation. Par exemple, lorsque **la saturation en ion sodium** de la phase échangeable se produit, cette évolution rend la dispersion des argiles plus probable en cas de dilution du milieu[24]. De même, la salinité **inhibe le développement de la flore et la faune du sol**[25] produisant également des conséquences indéniables sur les propriétés hydrodynamiques du sol considéré. Les rétroactions internes **fondent les principales actions que l'agriculteur peut mettre en œuvre pour modifier, à titre préventif ou de réhabilitation la salinité des sols** (Figure 6). Il s'agira de l'incorporation de matières organiques (déchets végétaux) et/ou de gypse qui sont connus pour leurs effets anti-dispersifs. L'objectif est de favoriser la floculation des argiles, pour accroître ou maintenir la conductivité hydraulique des sols nécessaires au lessivage des sels et/ou l'aération du sol.

Rétroactions externes au sol vis à vis de la salinité

Les rétroactions externes au sol s'exercent aux interfaces du sol avec les aquifères et la surface. Au titre des processus physico-chimiques, l'apparition de croutes salines en surface est susceptible de réduire l'évaporation et d'influer à son tour sur l'évapotranspiration soit directement par le changement d'albédo, soit par le bais de la mortalité végétale. A l'interface sol–atmosphère, l'action de l'homme s'exerce par la modification des conditions aux limites aux travers les pratiques des exploitants : la conduite de l'irrigation, le labour, le *Mulching*[26] et le lessivage organisé des croûtes de surface sont autant d'actions humaines susceptibles d'interférer dans le bilan salin d'une manière favorable. A l'interface entre le sol et les aquifères, le drainage artificiel[27] peut être mis en place pour contrôler le bilan salin et éviter des "remontées" capillaires en

---

[22] L'importance des flux hydriques est réduite par une viscosité croissante des solutions du sol qui abaisse la conductivité hydraulique. Du fait des changements de densité, le potentiel gravitaire est susceptible d'augmenter enfin, une activité de l'eau inférieure à 1, implique la diminution de l'humidité relative dans l'air des pores, ce qui réduit les potentialités de transfert vapeur.

[23] La précipitation de sel dans les pores, en privilégiant l'encroûtement, diminue les flux vapeurs à la surface du sol.

[24] Le colmatage qui en résulte exerce une rétroaction négative sur le processus de désalinisation. La dispersion favorise également la translocation des argiles vers le bas, appauvrissant le premier horizon aux dépens de l'horizon sous-jacent.

[25] Réduisant les services écologiques associés à leur développement (production de M.O., Bioturbation, structuration du sol)

[26] Le *mulching* : élargissement du concept de paillage.

[27] Le drainage en évacuant les sels contenus dans les solutions du sol est susceptible de contribuer à la charge minérale des solutions des aquifères ce qui est susceptible d'aggraver la salinisation du sol par le biais de l'irrigation et/ou des remontées des niveaux piézométriques des aquifères.

direction de la surface. De même la qualité des eaux d'irrigation est parfois contrôlable soit en jouant sur un mélange adéquat entre eau de surface et eaux souterraine, soit en utilisant de plus en plus fréquemment des traitements désalinisateurs individuels ou collectifs (osmose inverse comme dans le sud de l'Espagne).

La prise en compte des processus spatiaux

A l'écheveau des processus jouant un rôle causal ou limitatif dans l'acquisition de la salinité ponctuelle s'ajoute une complexité spatiale (Figure 6). En premier lieu, l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques hydrodynamiques des sols, avec une distribution « des propriétés invariantes » des profils dans l'espace, à l'échelle d'une parcelle, d'une topo-séquence où d'un bassin versant produit une première complexification du système. Le lessivage des croûtes salines en surface, le drainage souterrain et le transfert latéral sont susceptibles d'implémenter des logiques spatiales basées sur la combinaison des écoulements, en surface, en zone non saturée et dans les aquifères. Les transferts de solutés qui en découlent sont autant de sources potentielles de contamination des sols en aval. Enfin, la végétation peut agir comme un agent de la structuration spatiale et de la modification des sols. Par la survie conditionnelle d'espèces plus ou moins adaptées à des salinités de sol différentes, la distribution spatiale des bilans peut être influencée par des modifications en surface,(ombre, évapotranspiration) puis par des modifications à l'interface du sol (influences des racines, de la M.O. apportée, etc…). Ces effets sont recherchés dans le cas d'implantation d'espèces halophytes par exemple, mais peuvent également se produire de manière naturelle.

Confrontation du schéma aux contextes

Après avoir décrit les aspects génériques des processus potentiellement impliqués dans la dynamique saline des sols, il convient de se focaliser sur leur traduction dans des contextes particuliers ce qui est l'objet de la suite du document.

Dans les rizières pluviales du Nord-est de la Thaïlande, le rôle du ruissellement dans le bilan salin est oblitéré par la rétention en eau des diguettes des casiers **qui privilégient les transferts verticaux de flux et de solutés**. Certes, une fois les casiers remplis par la pluie un ruissellement est susceptible de s'organiser de casier en casier, mais il ne se produit pas en contact direct avec la surface du sol. Le caractère pluvial de la culture du riz et la salinisation de l'aquifère implique que les rétroactions ne s'exercent pas du fait de l'irrigation alimentée par des pompages. Le climat et l'absence d'irrigation conduisent à ce qu'un seul cycle de culture annuel de riz soit possible **délimitant deux situations hydrologiques contrastées, celle du cycle du riz lors de l'inondation des casiers, celle de l'intersaison marquée par l'irruption de croutes salines en surface avec un aquifère de faible profondeur**. Le contexte est approprié pour étudier les mécanismes d'entrées/sorties des flux salins dans ses composantes : remontées d'aquifères, drainage et évaporations. Dans ce contexte, les agriculteurs sont porteurs **de techniques traditionnelles de remédiations ou de préventions dont il convient de documenter les effets**.

Dans les Playas du Nord Mexique, la végétation naturelle d'intérêt pour le pâturage est organisée en fonction de gradients de salinité dans le paysage et l'aquifère est généralement situé à plus d'une dizaine de mètres de profondeur. De rares évènements pluvieux produisent un ruissellement important malgré les faibles pentes et **il est possible de s'interroger sur l'importance des flux salins générés à cette occasion et producteurs de transferts latéraux**. Ces derniers sont sous l'influence des états de surface, dont le couvert végétal. **Ces états de surface sont eux-mêmes sous contrôle d'interactions de**

la salinité qu'il convient de décrire. La dominance des transferts latéraux et l'interaction avec la végétation conduit à des mosaïques végétales qui sont des modes d'organisations de surfaces dont on doit expliciter le mode de formation.

Tableau 2 : Mécanismes étudiés en rapport avec la dynamique saline, les questions scientifiques et finalisées ainsi que les objets, lieux d'études, et les dimensions spatiotemporelles des mesures. (« * »indique un suivi temporel, « Δ » une étude avant-après, « sit » est le nombre de situations, « r » le nombre de réplicas)

	Mécanismes étudiés liées à la dynamique de saline	Questions scientifiques	Questions Finalisées	Objets, lieux d'études et portées des mesures
Entrées/sorties hydrologiques	• Bilan de saison des pluies : remontées d'aquifères	• Bilan salin des casiers à riz inondés et origine de la salinité	Fondement scientifique de la recommandation sur la gestion de la hauteur des diguettes	Sol des rizières pluviales, Nord Est de la Thaïlande 1,5 m–365j*-4sit
	• Bilan en saison sèche : remontées capillaires	• Interaction entre salinité et flux évaporatoire dans les situations d'assèchement	Explication des croutes salines en saison sèche et de leur signification	Sol des rizières pluviales, Nord Est de la Thaïlande 1,5 m – Δ80j-2sit
		• Amélioration des méthodes internes de mesures des flux évaporatoires par traçage		Sols de dunes côtières (Agadir, Maroc) 1,5 m -Δ35j-1sit
	• Bilan de surface : sorties par ruissellement	• Bilan salin de surface au ruissellement	Potentialité de contamination latérale	Sols des playas du désert de Chihuahua. 1m^2 -2h*-10sit
Rétroactions internes	• Forçage anthropique: amendements organiques	• Interactions entre salinité et amendements : effet sur les concentrations en Fe et le pH • Dispersion-coagulation en milieu anoxique	Fondements scientifiques des techniques traditionnelles de lutte contre la salinité et des recommandations gouvernementales.	Sol des rizières pluviales, Nord Est de la Thaïlande 1,5m.120j*-4sit
		• Effet de l'amendement organique sur la production de Méthane en zone salée		Sol des rizières pluviales, Nord Est de la Thaïlande 1,5m.120j*-6sit-3r
Rétroactions externes	• Interaction de la salinité avec les états de surface.	• Salinité, états de surface & végétation	Potentialités fourragères liées à la salinité. Fondements scientifiques de la préservation de l'écosystème Inventaire des particularités de réserve de la biosphère de Mapimi. Vision synthétique des structures spatiales	Sols des playas du désert de Chihuahua. 1000 m^2-497sit
Processus spatiaux	• Rétroactions spatiales	• Fonctionnement et maintien des mosaïques végétales • Fonctionnement et maintien des taches salines		Sols de rizières et de playa 150 m^3-2sit

Les recherches abordant « les dynamiques salines » sont présentées selon une logique qui respecte la séquence présentée dans le tableau ci-dessus, elle-même inspirée du schéma de complexification progressive explicité précédemment: on cherche d'abord à comprendre les bilans quantitatifs des sels dans le sol, puis à mettre en évidence les interactions de la salinité avec d'autres processus, pour aboutir à la compréhension des organisations spatiales qui en sont issues (Tableau 2).

1. En premier lieu, **l'illustration des résultats acquis par des démarches de clôture du bilan salin** s'appuie sur l'analyse des entrées et sorties dont on cherche à confirmer les termes dans un sol de rizière par observation et modélisation : d'une part pendant la submersion où les observations de terrain semble montrer **une salinité issue d'un aquifère artésien** d'autre part pendant les phases d'asséchement en s'appuyant **sur la quantification de l'évaporation par la diffusion dans l'eau du sol des espèces isotopiques de la molécule d'eau et des ions chlorures.** L'approche de bilan est complétée par le résultat **du lessivage de surface des sels** sur les sols arides des playas du désert de Chihuahua.
2. En second lieu, nous illustrerons les démarches d'étude qui incluent **la prise en compte de certaines rétroactions vis-à-vis de la salinité**, il s'agit d'abord **des effets des amendements de matière organique** qui est l'une des constantes dans les méthodes traditionnelles de lutte contre la salinité partagée par beaucoup de cultures. **Nos travaux expliquent comment les apports de matière organiques en rizières en contexte de salinisation, permettent le contrôle du pH, la prévention de la dispersion des argiles, le tout avec une production de méthane qui reste acceptable**. Par la suite nous nous utiliserons des liens statistiques entre salinité des sols, fréquence des organisations superficielles et la végétation pour illustrer leurs modes d'interactions.
3. En troisième et dernier lieu, nous aborderons ce qui semble relever des logiques spatiales, il s'agit d'illustrer en quoi les **processus observées conduisent à des formes d'organisations spatiales**, soit dans le cas de **mosaïques végétales ou bien lors de l'extension de taches salines.**

4. Exemples d'approches par clôture de bilans salins

Dynamique salines des casiers a riz du nord-est de la Thaïlande

Introduction

La culture du riz dans le Nord Est de la Thaïlande concerne essentiellement les points bas du paysage du plateau de Khorat que l'on, qualifie d'une géomorphologie « ondulée ». Le riz collant, le plus fréquemment planté, se cultive en casiers de petites surfaces de 300 à 600 m^2, avec des diguettes qui sont de 20-30 cm à 80 cm de hauteur. La saison des pluies et la température définissent la possibilité annuelle **de planter en août et surtout de récolter mi-novembre après un cycle de pousse d'environ 120 jours pendant laquelle la submersion du casier est maintenue**. La salinité s'exprime de manière visible en « taches » concernées par une pousse contrariée du riz pendant la submersion et/ou des croutes salines à la surface du sol pendant la saison sèche. Les taches dont les emplacements sont pérennes d'une année sur l'autre sont bien connues des agriculteurs et ont généralement des surfaces de l'ordre de 10-100 m^2. Elles sont bien représentées par la cartographie de la conductivité électrique des premiers horizons du sol par électromagnétisme ou TDR et même par la cartographie de la polarisation spontanée [R1, R2, R3]. Pendant la saison des pluies, la submersion maintenue par les diguettes des casiers et les apports des précipitations induisent que le niveau aquifère qui est généralement à moins de 2 m de profondeur en saison sèche, s'approche du niveau de la surface de l'eau qui est de l'ordre de 15 cm au-dessus du sol. Les taches de salinité dans les casiers de riz coïncident très généralement avec la présence de concentrations élevées d'ions Na^+ et Cl^- dans l'aquifère superficiel. En conséquence tous les travaux s'accordent sur l'origine de la salinité du sol qui est à rechercher **dans le mode de transfert des sels entre les eaux d'aquifères et le sol**.

Pour la plupart des travaux dont [19][16][48], le sel se concentre pendant la saison sèche dans les horizons superficiels sous l'effet de l'évaporation et ceci est la cause de « la tache saline » observable. Pendant la submersion, le lessivage vers le bas et imparfait et c'est la salinité résiduelle qui produit des effets préjudiciables à la productivité du riz. **Pour documenter ce processus nous avons étudié deux périodes clés** : d'une part nous avons suivi le bilan hydrologique de deux casiers à riz affectés par des taches salines pendant le cycle du riz, d'autre part nous avons étudié les processus de remontées capillaires qui se déroulent pendant la saison sèche.

Bilan hydrosalin de saison des pluies

Nous avons enregistré par le biais de mesures manuelles et de centrales de données les niveaux de piézométrie et de tensiométrie des sols dans deux casiers à riz, sur deux profils l'un placé dans zone de fortes salinité l'autre dans les zones de faibles salinité. Pour chacune des 4 situations deux lysimètres annulaires (l'un ouverts et l'autre fermé par le bas à 25 cm de profondeur) permettent par différence de distinguer les quantités d'eau apportées par les pluies et/ou soustraites par évapotranspiration des quantités d'eau qui se sont infiltrées et/ou proviennent de flux ascendants. Les 4 jeux de mesures hydrodynamiques sont accompagnés de mesures de conductivités électriques des solutions à différentes profondeurs à partir de préleveurs d'eau libre. Des mesures des caractéristiques hydrodynamiques ont été mesurées par la méthode de l'infiltromètre à

disque dans les 4 situations aux différentes profondeurs, ceci avec une « eau saline[28] » et avec une eau permutée.

Une modélisation 2D réalisée avec HYDRUS [AC13], établit la cohérence, des conditions aux limites (précipitations, évapotranspiration, piézométrie), des caractéristiques hydrodynamiques (intra et extra taches saline) avec le comportement observé au travers des mesures tensiométriques, des flux des lysimètres et des concentrations. Outre le fait qu'elle consolide l'interprétation, **celle d'une remontée piézométrique de l'aquifère pendant la submersion come cause principale de la salinité préjudiciable au riz**, elle permet également de simuler ce qu'il adviendrait dans une situation similaire avec des hauteurs d'eaux de surface différentes dans les casiers à riz. En effet, les simulations mettent en évidence que le niveau d'eau dans les casiers est une variable très importante dans le processus de remontées salines de l'aquifère : une hauteur d'eau maintenue dans le casier à 15 cm retarderait la salinisation des solutions à 10 cm de profondeur d'environ 1 mois (par rapport à une hauteur d'eau maintenue à 5 cm).

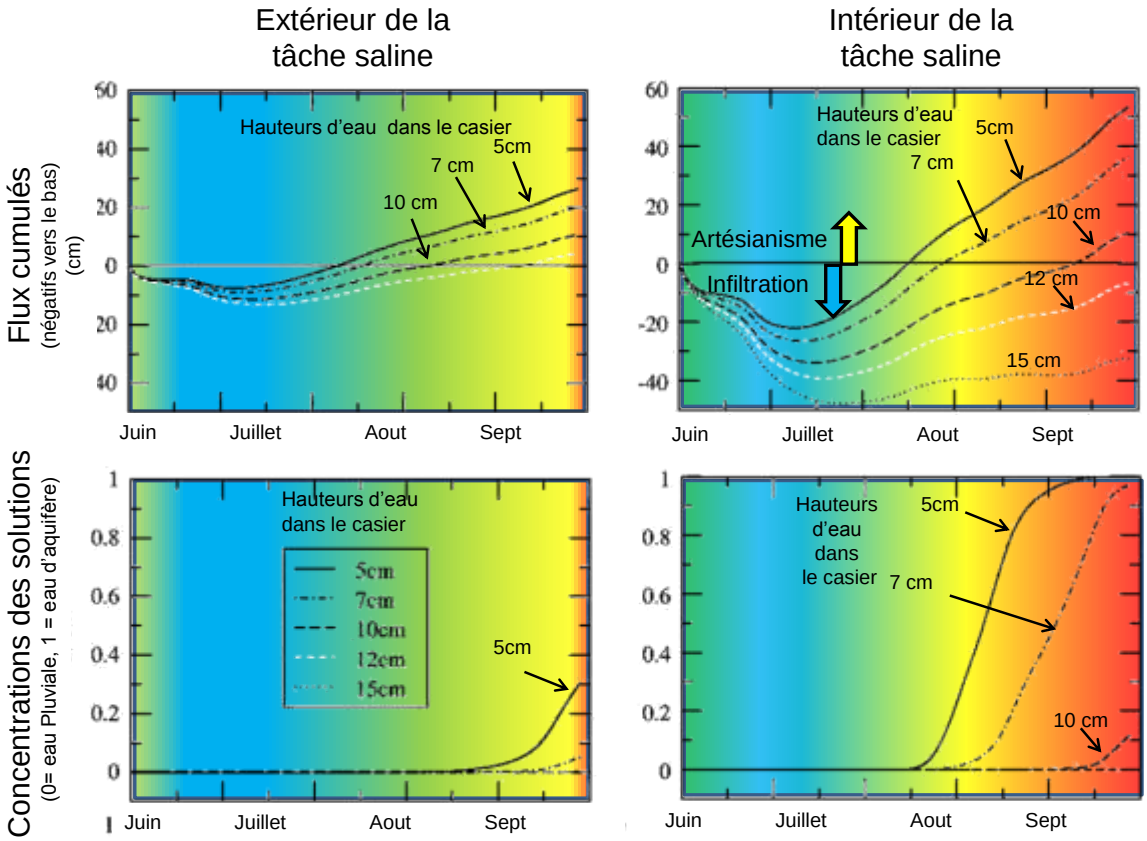


Figure 7 : Illustration de l'effet des hauteurs d'eau dans le casier sur les remontées salines au cours du cycle du riz. (Extrait de [AC13], modifié).

Les mesures de terrain montrent très clairement l'installation puis la maintenance pendant l'épisode de submersion des casiers **d'un gradient vertical de pressions dans le sol dans les sens d'un flux vers le haut dans la tache saline, vers le bas à l'extérieur de la tache**. Les pressions sont identiques en surface du fait de la lame d'eau commune. Ce

[28] De la concentration en sels solubles de l'aquifère

gradient est surprenant pour les pédologues habitués aux pressions négatives dans les sols du fait de la succion matricielle, mais relativement commun pour les hydrogéologues habitués à l'état de saturation en eau, aux transmissions de pression et aux flux de drainance entre aquifères avec des effets de semi-captivités. Les flux dirigés vers le haut pendant la saison des pluies se traduisent à l'intérieur de la tache saline **par un accroissement avec la profondeur et le temps des conductivités électriques des solutions, alors que l'extérieur de la tache saline une permanence des conductivités traduit un flux vertical négligeable.** La différence de comportement est expliquée par les différences de caractéristiques hydrodynamiques des sols à l'intérieur de la tache saline, appuyées notamment par une plus faible résistance à la pénétration et des perméabilités plus fortes aux profondeurs de plus de 50 cm. Nous verrons au chapitre 7 qui décrit les arrangements spatiaux que le comportement est relié à une structure particulière dans l'espace où différent mécanismes de régulation se déploient.

Bilan hydrosalin de saison sèche, le drainage et l'évaporation : les moteurs de la redistribution verticale

Introduction

A la fin du cycle du riz, dans les points bas du paysage, **la poussée artésienne de l'aquifère cesse. A**près l'ouverture des casiers, le niveau aquifère baisse jusqu'à se stabiliser à de faibles profondeurs [1-3m] (Figure 9). Drainage et évaporation produisent deux mouvements contradictoires susceptibles de modifier le bilan salin du profil. D'une part le drainage est une source de sortie de solutions concentrées vers l'aquifère mais dans le même temps l'évaporation est à la fois, l'agent de la redistribution interne de la salinité qui s'accumule près de la surface du sol, mais aussi, une cause potentielle de contamination du sol par des solutions chargées en provenance de l'aquifère.

Les premières phases d'asséchement

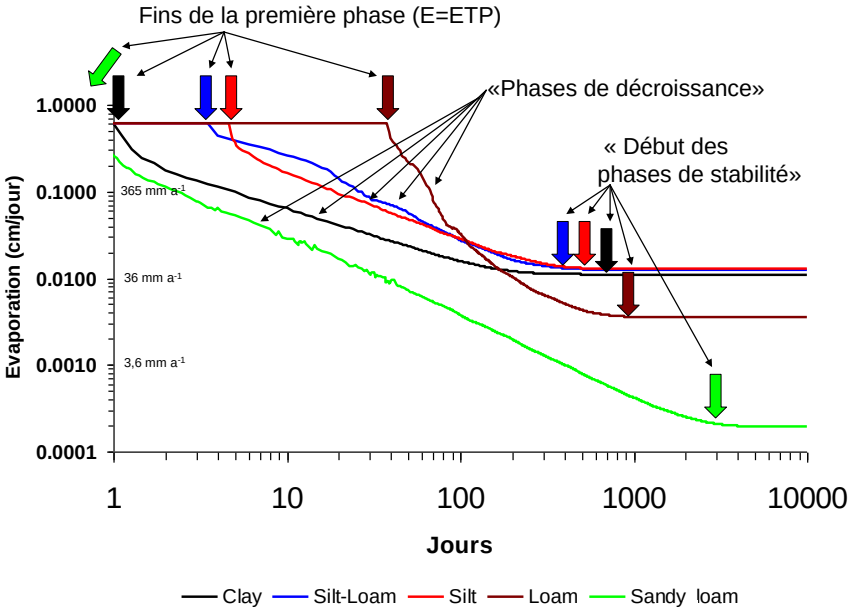


Figure 8: Diagramme illustrant les phases évaporatoires de sols « modèles » à différentes textures soumis à une évaporation potentielle en surface (0,6cm j^{-1}) et un potentiel imposé en profondeur (niveau aquifère supposé constant à 2 m de profondeur). Figure élaborée pour des motifs pédagogiques(Simulations par Hydrus 1.4, sans prendre en compte le transfert vapeur avec un potentiel de

surface imposé à -5 kbars, et un état initial proche de la saturation, jeux de paramètres de sols inclus dans le logiciel).

Après un épisode de saturation du sol comme celui produit par les casiers à riz, dans un premiers temps, de l'eau est disponible à la surface du sol et l'évaporation se rapproche de l'évapotranspiration potentielle qui correspond à celle d'une surface d'eau libre (Et_0). Dans un deuxième temps, l'évaporation diminue au fur et à mesure du temps, classiquement : l'évaporation cumulée est proportionnelle, à la racine carrée du temps sur une période de trois mois (90j), après un épisode pluvieux [49]. Ainsi des relations linéaires entre les logarithmes du temps et ceux les taux d'évaporation paraissent les plus adaptées pour décrire ces évolutions (Figure 8) pour les principales textures-modèles. Les phases de flux évaporatoire maximal et de décroissance, pour une saturation maintenue à 2m de profondeur ont lieu moins de 150 jours après saturation.

Dans le contexte de la riziculture pluviale du Nord Est de la Thaïlande, la simulation avec Hydrus 1D des profils [AC14] à l'intérieur et l'extérieur d'une tache saline en situation d'asséchement à partir de la saturation nous a permis **de montrer que la baisse du niveau piézométrique et l'influence de l'évaporation conduisent à la limitation du drainage de solubles**. A la fin de la saison du riz, l'ouverture des casiers produit la fin de la submersion et le niveau aquifère baisse jusqu'à rejoindre 1,4 m de profondeur après 100 jours. Cette situation produit d'abord un flux de drainage à 70 cm de profondeur qui atteint près de 25 mm les 25 premiers jours à l'intérieur de la tache saline et 10 mm après 50 jours à l'extérieur (Figure 9). **La reprise évaporatoire** inverse les flux rapidement dans les horizons de surface : à 40 cm de profondeur, les cumuls des flux sont inversés vers le haut 30 jours et 10 jours après la fin de la submersion. Cependant, la modestie des flux, toujours inférieurs à 25 mm pour la reprise évaporatoire et le drainage induisent des déplacements sur des distances faibles au sein des profils. **La conclusion est que la période de baisse aquifère est de peu d'effet sur la salinité globale du sol**. n effet, en comparant les bilans salins des profils, la salinité de fin d'asséchement est similaire à la salinité à saturation. Seule une redistribution se produit pendant cette phase d'asséchement, redistribution qu'il est possible d'étudier à la fin de la saison sèche.

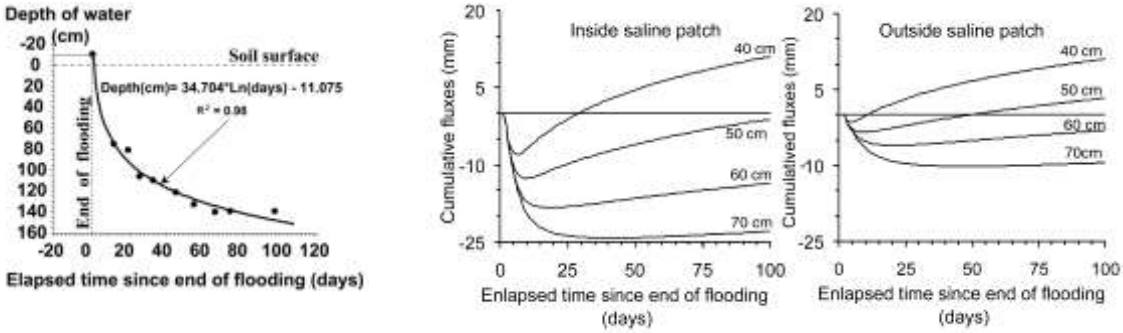


Figure 9 : Dynamique de la piézométrie de l'aquifère après récolte du riz (gauche) et simulation à l'intérieur et à l'extérieur d'une tache saline des flux cumulés de drainage (signe négatif) et de reprise évaporatoire (compté positivement) (issu de [AC14]).

Phases d'asséchement prononcées

Depuis les années 1980, la résolution numérique des équations de Richards permet de représenter l'évolution des flux et stocks hydriques dans le sol en fonction de conditions aux limites et de caractéristiques hydrodynamiques internes comme réalisé ci-dessus. Certaines limitations résistent cependant aux améliorations et nuisent à la fidélité de la

représentation dans certains cas, par exemple **lorsque les horizons superficiels du sol atteignent un degré d'assèchement tel que les transferts en phase vapeur prennent le pas sur les transferts en phase liquide**. Si pour simuler la dynamique hydrique, la fixation d'un potentiel minimal du sol[29] permet de représenter correctement la diminution des flux hydriques, reste que cette adaptation revient à simuler un flux liquide qui n'existe pas dans les horizons superficiels, ce qui aura des incidences fortes sur la dynamique des solutés et de leur distribution dans le profil. En définitive, dans les parties du profil ou le potentiel atteint la valeur minimale fixée, le flux hydrique est encore sous forme hydrique alors qu'il devrait être sous forme gazeuse au moins partiellement. Dans le modèle les solutés continuent de progresser dans le profil alors que leurs mouvements sont stoppés par la discontinuité des flux liquides. Le couplage entre les modèles hydrodynamiques et les flux de solutés prend relativement facilement en compte la diffusion liquide des ions, l'échange cationique entre la solution et la CEC du sol et l'équilibre avec la précipitation de certains sels peu solubles. Cependant les effets de la salinité sur la spéciation ionique sont souvent limités à des Forces Ioniques de 0,5, du fait de l'emploi de la formule de correction de Davies. Enfin la modification des propriétés colligatives des solutions n'est que très rarement pris en compte. Les codes les plus aboutis permettent souvent de représenter certaines évolutions, dans une gamme de concentration des solutions limitée accompagnée d'états de sécheresse peu marqués. **Au cours de l'assèchement**, la transition de phase entre eau et vapeur se produit d'abord à la surface du sol, puis au fur et à mesure de la dessiccation des couches les plus superficielles du sol, de plus en plus profondément à l'intérieur du sol. Si la zone d'implantation des racines est proche de la surface du sol, la transpiration par les plantes modifie peu ce schéma et cesse après que le point de flétrissement soit atteint dans la zone racinaire. L'assèchement qui est produit près de la surface du sol, **conduit à un flux ascendant de solutions de la profondeur vers la zone de transition de phase**. Comme la plupart des ions dissous ne se vaporisent pas, ils se concentrent dans la solution restante sur le lieu de la transition de phase, ce qui donne lieu à des transferts diffusifs dans le sol et/ou des précipitations de sels solides lorsque la saturation est atteinte. En retour, la salinité est susceptible d'intervenir à plusieurs titres dans l'évaporation au dessèchement, i) en favorisant la constitution de croûtes salines ce qui modifie la structure de l'espace poral, ii) en élevant l'énergie de la vaporisation de la solution[30], iii) en modifiant les propriétés colligatives des solutions[31], iv) en diminuant la survie des plantes.

Si la période sèche se maintient suffisamment, le flux évaporatoire se « stabilise » et s'établit à une valeur dépendante de la profondeur du niveau de l'aquifère et des caractéristiques de la zone non saturée comme dans la Figure 8. **Dans cette période de « pseudo-stabilisation »**, le flux évaporatoire est supposé faible (inférieur à 0,5 mm j^{-1}) et constant le long du profil. Pour décrire la pseudo-stabilisation et permettre des estimations de la remontée par capillarité dans cet état, une première avancée théorique est faite par Gardner [50] qui établit que la relation de richards, reliant le flux à la perméabilité et au gradient de potentiels matriciel et gravitaire peut s'intégrer entre la surface et la profondeur de saturation, aboutissant à l'égalité :

[29] Classiquement Ψ= -5000 bars

[30] L'énergie nécessaire à la vaporisation (581 kcal kg^{-1} pour l'eau pure) est considérable et doit être compensée principalement par la régulation thermique du sol.

[31] Par exemple : l'humidité relative équilibrante de l'air des pores.

$$z=\int_{\psi=-\infty}^{\psi=0}\frac{K(\psi)}{E+K(\psi)}d\psi \qquad \text{Equation 1}$$

Cette équation permet pour un sol de relier la profondeur de saturation (z) à l'intégration selon un intervalle [-∞,0] de potentiels (Ψ) d'une fonction comportant la conductivité hydraulique K(Ψ) et le flux évaporatoire «minimal» (E). L'intégration en utilisant la formule de Brooks and Corey [51] donnera lieu aux formules approchées de décroissance de E en fonction de la profondeur z du niveau de saturation élevée à une puissance négative, par exemple, Coudrain et al, [52] encadrent les valeurs d'évaporation (en mm an^{-1}) dans l'intervalle [$28z^{-1,8}$, $205z^{-1,6}$] (z en m). L'application de cette formule à une profondeur de 1,4 m, conforme à notre situation expérimentale, produit l'intervalle de valeur du flux stabilisé entre 15 et 119 mm an^{-1}. Il faut ici rappeler que les auteurs excluent les profils dans lesquels une croûte saline se forme en surface et que l'équation suppose un sol homogène de la surface à l'horizon saturé en eau.

L'utilisation des profils de teneurs isotopiques des zones non saturées, pour la compréhension des phénomènes évaporatoires dans les sols sous climat aride est proposée dès 1967 [53]. Une solution analytique du système d'équations différentielles permettant de représenter la variation des teneurs isotopiques de l'eau du sol selon la profondeur a été introduite par [53] puis étendu au cas an-isotherme, [54] et utilisée dans différents contextes [55] [56]. Ces auteurs déduisent de l'équilibre entre diffusion et convection des espèces isotopiques dans le sol, la valeur du flux le long du profil évaporatoire à partir de l'équation différentielle :

$$-D_z^*\frac{d\delta}{dz}=E\delta_z \qquad \text{Equation 2}$$

D_z^* est la diffusivité du milieu à la profondeur z. Elle est estimée différemment en phase liquide et en phase vapeur : Elle dépend de la porosité, de la teneur en eau, de la tortuosité et des diffusivités «intrinsèques» des espèces chimiques et isotopiques en solution et en phase vapeur. δ_z est la teneur isotopique à la profondeur z. En phase liquide, l'équation est pratiquement similaire, pour les teneurs en chlorures

$$-D_z^*\frac{dC}{dz}=EC_z \qquad \text{Equation 3}$$

Plus tard, le modèle isotopique a été perfectionné [57]-[59]. La méthodologie est appliquée très largement dans de nombreux milieux et conditions différentes : par exemple, dans les déserts de l'Arizona [60], [61] le sud Tunisien, dans les sables dunaires au Japon par [62] dans les sols argileux du Burkina Faso [63]. L'évaluation de l'évaporation, par accumulation naturelle d'ions chlorures a été utilisée [64] [65] [66] sur sols nus et en colonnes de laboratoire [67]. Elle se traduit par la quantification de l'accumulation des ions chlorures dans le profil au cours d'une période de temps décrite de la manière suivante [68].

$$\int_{t1}^{t2}E_tC_t^{zmax}dt=\int_{z=0}^{z=max}(M_z^{t2}-M_z^{t1})dz \qquad \text{Equation 4}$$

Le rapprochement entre comportement des isotopes de l'eau et des ions chlorures avait déjà été tenté sur de « grands » profils du Sahara [56] [60] (plus de 10 m de zone non saturée) où l'accumulation d'ion Cl^- avait été comparée aux flux évaporatoires actuels (2

mm an^{-1}) en partant du principe d'une accumulation de sels depuis le lessivage initial (au dernier épisode humide). Son application aux situations de salinisation des profils est rare, et nécessite la prise en compte dans le fractionnement isotopique de la salinité des solutions [69].

Pendant cette période de « pseudo stabilisation » pendant laquelle il est possible de mesurer des flux en supposant un équilibre diffusif relatif près de la surface, une évolution restreinte des profils peut être observée (Figure 10). Les teneurs en eaux peuvent continuer de baisser contribuant à la prédominance des flux sous forme vapeur dans le sol aux dépends des flux sous forme liquide. Les pics de teneurs isotopiques traduisent les positions du front d'évaporation au-dessus desquels les transferts se font en phase vapeur. Cette position s'approfondit au cours de la diminution des flux. Enfin, ce qui est peu illustré dans la littérature, **les solutés qui à la différence des isotopes de l'eau sont conservés sur le lieu même de l'évaporation s'accumulent en-dessous du front d'évaporation et sont susceptibles de faire évoluer ainsi les flux.**

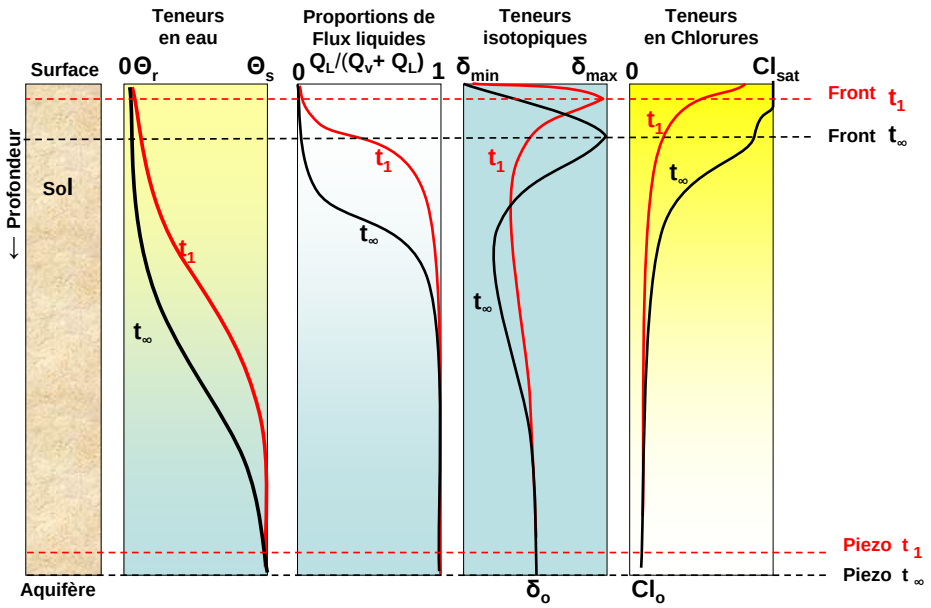


Figure 10: Diagramme illustrant l'évolution des profils isotopiques en situation d'assèchement prononcé. En rouge, la situation t_1 représente des profils où il est déjà possible de calculer un flux évaporatoire par équilibre diffusif. La situation t_∞ correspond à une situation d'assèchement encore plus prononcée montrant une diminution des flux et une accumulation des solubles en surface. (Allures des teneurs en eau, proportion de transferts en phase vapeur et liquide, allures des profils de teneurs en deutérium et en chlorures (Inspiré librement de [54] et [70]).

Effet de la salinité sur les flux

Dans le cas de profils courts (inférieurs à 4 m), nous avons eu l'occasion de confronter les évaluations de flux « pseudo-stabilisés» dans des situations contrastées du point de vue salin. J'avais dégagé durant ma thèse [DIP2], la possibilité et la pertinence d'établir des bilans salins et isotopiques pour des profils courts dans des climats contrastés (Côte sous le vent de l'Ile de la Réunion) dans des contextes non cultivés. Plus récemment, l'occasion nous a été donnée de raffiner la méthodologie dans un milieu cultivé en riz pluvial, suivi

d'une longue saison sèche [AC9][M14]. Deux profils, séparés de quelques mètres ; l'un présentant des croûtes salines en surface, l'autre non, avec une profondeur de niveau aquifère similaire, (1,4 m) sont échantillonnés de manière très détaillée pour une détermination des teneurs en eau, des teneurs isotopiques de l'eau et des teneurs en ion Cl^- à la lixiviation). Plusieurs modes de calculs du flux évaporatoire sont confrontés entre eux pour déterminer les flux «stabilisés». A l'aide des teneurs isotopiques, deux calculs peuvent être envisagés : l'un applique la diffusion en phase liquide dans la partie inférieure du profil sous le front d'évaporation, l'autre la diffusion en phase vapeur dans la partie la plus proche de la surface. Pour les estimations de flux basées sur les concentrations en chlorures, seul le mouvement en phase liquide est envisagé, mais celui-ci est calculé au-dessus et en dessous du pic de teneur isotopique.

La comparaison des flux évaporatoires entre deux profils de sols proches de quelques mètres aboutit à constater que **les flux évaporatoires « stabilisés » sont inférieurs dans les zones à croûtes de sel par rapport à l'extérieur**. Des fronts d'évaporation à des profondeurs respectives de 12 et 7 cm sont mis en évidence par les pics de teneurs isotopiques (Figure 12).

Dans la zone de transfert vapeur, à la période de l'échantillonnage, les flux de vapeurs calculés étaient compris entre 0,12 et 0,33 mm j^{-1} alors que dans la zone de transfert liquide en dessous des fronts d'évaporation, les flux calculés étaient compris entre 0,15 et 0,38 mm j^{-1}. Le calcul de l'évaporation basée sur la décroissance des teneurs en chlorures avec la profondeur, se fait en ajustant une relation linéaire entre les profondeurs et le logarithme des concentrations réduites (Figure 11).

$$z = a \ln\left(\frac{C_z - C_0}{C_0 - C_{max}}\right) + b \quad \text{Equation 5}$$

Z est la profondeur, C_z la concentration à la profondeur z, C_0 la concentration à l'origine de la tendance, C_{max} la concentration maximale. A est la pente de la droite qui sert, rapportée à la diffusion à estimer la vitesse de convection dans l'équation principale.

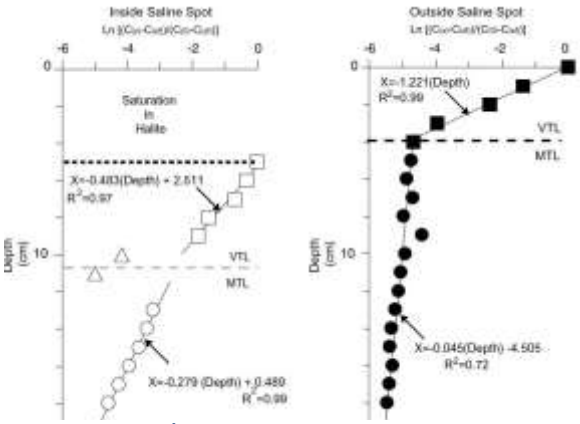


Figure 11 : Décroissances des teneurs en chlorures avec la profondeur et ruptures de pentes dans les 20 premiers cm [AC9].VTL : zone de transfert vapeur, MTL : Zone de transfert mixte

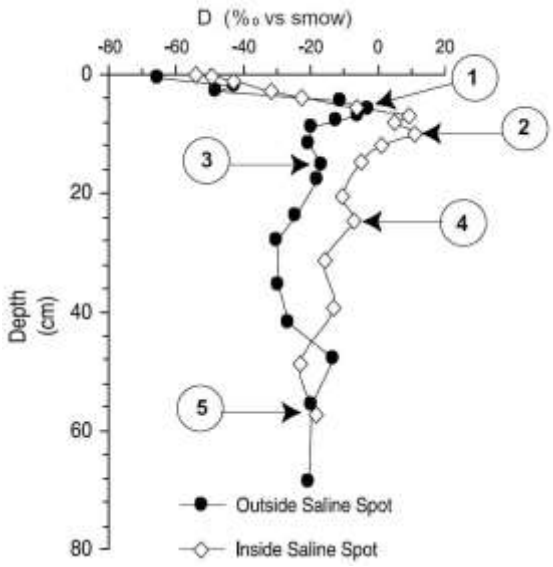


Figure 12 : Profils de teneurs isotopiques de saison sèche (intérieur et extérieur de taches saline) [AC9].1 et 2 =Fronts d'évaporation 3 et 4 = Impacts de la semelle de labour, 5 = Teneur d'aquifère

$$-D_z^* \frac{dC}{dz} = E C_z$$

Equation 3

Deux tendances distinctes traduisent la limite entre la zone de transfert vapeur et zone de transfert liquide. Les pentes de ces relations sont introduites dans le calcul du taux d'évaporation. Il y a un bon accord entre les mesures. **Toutes les estimations utilisant les teneurs de Cl ou D montrent que le taux**

d'évaporation est inférieur à l'intérieur de la tache saline. Il y a un bon agrément entre les valeurs de l'évaporation calculées avec l'ion Cl, la profondeur du pic de teneurs et l'équation de décroissance des teneurs de D en fonction de la profondeur.

Les valeurs sont comprises entre 0,12 et 0,21 mm j^{-1} dans la tache saline et de 0,22 à 0,37 mm j^{-1} à l'extérieur. La petitesse des taux d'évaporation souligne que l'accroissement de la salinité ne peut pas être causé par la seule remontée capillaire en situation de pseudo-stabilisation. Les flux « d'évaporation stabilisée » calculés par diffusion en phase liquide sont inclus dans l'intervalle [$28z^{-1,8}$, $205z^{-1,6}$] cité précédemment, soit entre 0,042 and 0,33 mm j^{-1}, pour un niveau aquifère situé à 1,4 m de profondeur. Cet écart est tributaire de textures très différentes [52] ce qui n'est aucunement le cas entre ces deux profils séparés de quelques mètres. La décroissance relative du taux d'évaporation calculés[32] est de 63% à 38% dans le profil contenant le plus de sels. Cette diminution peut être comparée à une expérience de laboratoire sur colonne [72]. Dans cette étude, les auteurs comparent des colonnes de laboratoire artificielles alimentées par une solution saline contenant 0,28 mol L^{-1} de Cl^- [33] à celles alimentées par de l'eau distillée. Ils constatent que l'évaporation après formation d'une croûte saline est réduite de 70% pour des billes de verre et de 30% pour un sable siliceux. De notre côté, en se basant sur les estimations faites à partir des profils de teneurs en Deutérium, **l'effet de la salinité sur les flux évaporatoires, serait inscrit dans des réductions comprises entre 49 et 63%.** Cet intervalle qui s'avère plus étroit que celui donné par [72] pourrait être expliqué du fait que, dans notre cas, une seule texture de sol est présente.

La limite entre zone de transfert vapeur et zone de transfert liquide indiquée par le pic de teneurs en D, ne correspond pas au maximum d'accumulation de Cl^-, qui se situe plus près de la surface du sol. Ce constat pourrait être expliqué par le fait **que les teneurs en Cl^- sont le produit d'une évaporation passée, avant l'installation du pseudo-régime permanent pendant une période où la zone de transfert vapeur était plus réduite** (Figure 10**).** Enfin, l'accumulation saline pourrait être un des agents de régulation du flux évaporatoire en compétition avec la croissance de la profondeur du niveau de l'aquifère (Figure 9).

Les flux mesurés en utilisant les équations de la diffusion liquide du Cl^- dans la zone de transfert vapeur sont proches de ceux mesurés sur la base de la diffusion vapeur de D. Dans la zone de transfert liquide du profil salin, les deux flux sont presque identiques (respectivement 0,123 mm j^{-1} et 0,121 mm j^{-1}), alors qu'à l'extérieur de la tache saline le flux calculé est plus élevé (0,33 mm j^{-1}) calculé avec les teneurs en Cl^- que le flux vapeur calculé à partir des profils de teneurs en D (0,22 mm j^{-1}).

Il n'y a pas d'explication satisfaisante, pour la coïncidence entre les valeurs du flux vapeur, basé sur la diffusion en phase vapeur du D, et celles basées sur la diffusion liquide du Cl^-, **car il n'est pas supposé possible qu'il y ait du transfert liquide dans cette partie supérieure du profil.** Cependant quelques pistes peuvent être proposées. Par exemple, certains travaux de modélisation [73] représentent la progression du front d'évaporation, pendant l'assèchement de colonnes homogènes de sols avec différentes textures, différents contenus en sel des solutions et niveaux de saturation à la base des colonnes, le tout en conditions isothermes. Dans le cas le plus proche du notre [73], un sol de texture sablo-limoneuse avec un niveau de saturation maintenu à 1,5 m de profondeur, **la zone de transfert vapeur se stabilise à une épaisseur de 8 cm entre 10 et 30** jours après le début

---

[32] en utilisant Cl et D

[33] Dans notre étude les concentrations initiales de l'aquifère à la base du profil sont de 0,3 mol L^{-1} de Cl^-.

de l'assèchement. Si le même schéma est respecté, dans la zone de transfert vapeur aucun mouvement de Cl^- ne peut se produire après cette période. **Donc, le profil de Cl^- représente très probablement, les conditions des flux liquides existants avant d'être atteints par la progression du front d'évaporation.** Dans le profil salin, la partie supérieure a été écartée du fait qu'une partie des ions Cl^- sont sous forme de sels solides, car il est observé que la saturation en halite est atteinte. Seules les mesures de teneurs entre 5 et 9 cm de profondeurs sont donc utilisées pour calculer l'évaporation au-dessus du front d'évaporation. Ces profondeurs correspondent aux derniers cm de progression du front d'évaporation et donc les teneurs seraient représentatives du flux liquide le plus petit avant la stabilisation du front d'évaporation. Comme observé par ailleurs [73], le processus pourrait être plus complexe : dans les conditions naturelles, au sein des horizons les plus superficiels du sol, du fait des changements de températures, des taux nocturnes d'évaporation plus faibles sont susceptibles de se produire, accompagnés d'augmentation temporaires de teneurs en eau et de condensation [62] ou des phénomènes d'adsorption [74], bien qu'aucune preuve expérimentale puisse être avancée, **les augmentations temporaires de teneurs en eau pourraient être suffisantes pour permettre, au début de la journée suivante, des flux liquides temporaires au-dessus du front d'évaporation avec les effets correspondants sur la distribution des teneurs en Cl^-.**

Vers un apport de l'injection d'un traceur artificiel

Une des critiques principales adressées aux méthodes de mesures qui reposent sur l'état « pseudo-stationnaire » est précisément le fait des alternances jour/nuit et des événements climatiques plus ou moins proches. De même, la permanence du niveau aquifère, représente une hypothèse de travail trop forte, c'est-à-dire, à même de remettre en question la précision des mesures. Certes, la comparaison de profils séparés de quelques mètres comme nous l'avons précédemment exposé est justifiée, car les variations de conditions aux limites des deux profils sont très proches, mais comment délivrer une estimation plus absolue ?

L'utilisation de l'injection d'un traceur artificiel, le Deutérium, [AC14] nous a semblé pouvoir répondre à la question. 50 points d'injections, séparés de 1 cm, sont placés sur une ligne horizontale, à un mètre de profondeur dans un sable dunaire ou le niveau aquifère est proche de 2 m dans les environs de la ville d'Agadir (Maroc). Les quantités injectés sont très petites, (6 µL) mais les teneurs très élevées de l'ordre de 630000 δ‰ vs SMOW. La ligne d'injection est matérialisée par 50 aiguilles de seringues médicales qui servent de guide à l'injection proprement dite réalisée par micro-seringue. L'injection est réalisée en saison sèche, sur la face d'une excavation, qui est scellée par un film de peinture aérosol, le profil étant rebouché dès l'injection finie. Le recueil du traceur se fait 35 jours après, par prélèvements d'échantillons de la colonne de sols à l'aplomb des aiguilles. L'eau des échantillons est extraite par distillation sous vide, pour être analysée.

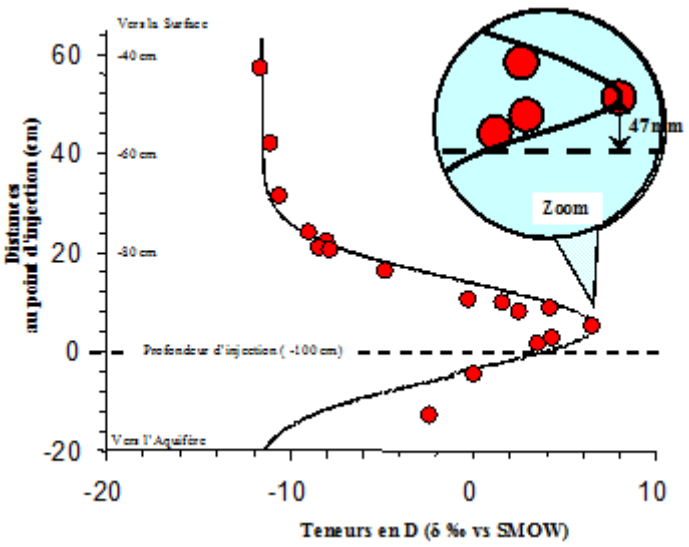


Figure 13 : Teneurs de Deutérium dans l'eau du sol (δ‰ vs SMOW) par rapport à la distance au lieu d'injection 35 jours après injection [extrait de [AC14], modifié].

Le déplacement du pic de teneurs à partir du point d'injection pondéré par les teneurs en eau, sur le parcours permet d'estimer le volume déplacé pendant les 35 jours et le calcul d'un flux évaporatoire de 3,66 cm a^{-1} (≈ 0,1 mm j^{-1}). Le taux de récupération du traceur est de 48 % essentiellement du fait du choix de la stratégie d'échantillonnage[34] et l'analyse en 2D de résultats permet une estimation des coefficients de dispersivité longitudinale et latérale (8,1 et 2,2 cm). Le flux mesuré est inférieur aux estimations établies par l'analyse des propriétés hydrodynamiques au laboratoire qui peinent à prendre en compte correctement l'effet du transfert de vapeur sur la réduction des valeurs de flux évaporatoires. Cette méthode de mesure, permet donc une estimation de flux très économe en hypothèses de travail et données par rapport à la méthode du gradient de diffusion [73] car elle s'affranchit de la nécessité de l'installation d'un régime permanent, des questions sur les alternances jour/nuit et l'influence du moment dans la journée du prélèvement. Elle ne requiert que des teneurs isotopiques, des teneurs en eau et des densités de sol, pour aboutir à une estimation de flux.

Conclusions

L'examen des mouvements de solutés pendant les phases de : submersion, drainage et asséchement d'une zone affectée par la salinité dans un casier à riz, nous conduit à identifier **un phénomène d'intrusion saline basée sur une poussée artésienne** qui introduit par le bas un panache de solutions concentrées à la faveur d'une discontinuité. Lors du drainage et de la phase d'assèchement, ce sont surtout des mouvements de redistribution de la salinité dans le profil qui s'opèrent. Les caractéristiques hydrodynamiques des sols expliquent ce comportement. **Les bilans salins de fin de submersion et de fin de saison sèche des profils dans la zone affectée et à l'extérieur ne sont pas significativement distincts**. L'étude détaillée des distributions des teneurs en solubles et en Deutérium en fin d'assèchement permet une approche plus fine de

[34] L'échantillonnage est réalisé à l'aide d'un cadre métallique de 15 X 10 cm centré sur l'aplomb des aiguilles d'injection.

l'hétérogénéité de fonctionnement des flux évaporatoires à l'intérieur et à l'extérieur de la tache saline où une certaine régulation s'opère du fait que la salinité inhibe en partie le flux évaporatoire. Les profils des teneurs en solutés permettent le calcul des taux de remontées par capillarité influencées par la progression du front d'évaporation. Enfin, une autre méthode de mesure des flux évaporatoire, plus intégratrice a été mise en œuvre et testée.

Bilan du lessivage latéral de surface

Introduction

Comme décrit précédemment, l'évaporation à la surface des sols de solutions concentrées produit des croûtes salines, qui sont directement au contact de la pluie lors des événements pluvieux. Comportant d'importantes proportions d'ions très solubles, ces croûtes salines sont susceptibles d'être lessivées latéralement par le ruissellement superficiel alors même que les pluies et les dépôts solides sont également une source d'éléments solubles par les solutés et les poussières.

Les *playas* du Nord Mexique, présentent des surfaces de faibles pentes, dans des terres de parcours, avec des croûtes salines qui apparaissent dans les points bas du relief. Dans ce cadre, la quantification des flux latéraux de solutés en surface du fait de la dissolution des croûtes salines lors des événements pluvieux donnant lieu à ruissellement s'est imposée. L'utilisation du mini-simulateur de pluie sur 1 m^2 nous est apparue logique puisqu'il permet la définition d'un protocole de pluie, sur une surface déterminée de sol dont il est possible de bien qualifier l'état de surface[35].

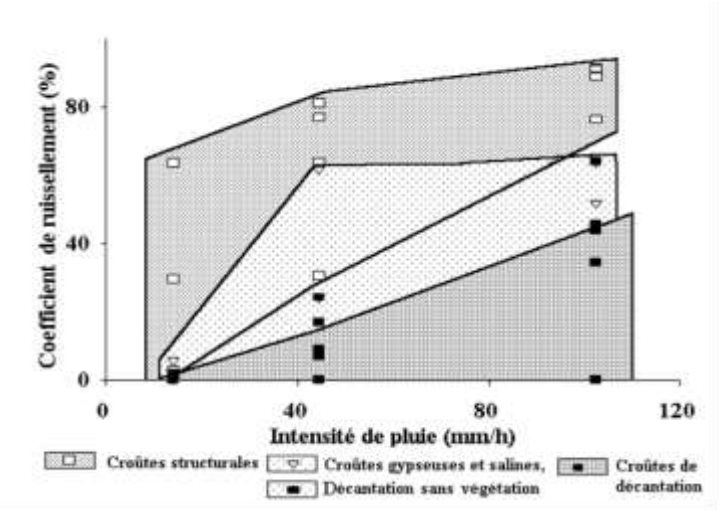


Figure 14 : Coefficients de ruissellement de palier en fonction des intensités de pluies (mm.h-¹) regroupement en fonction des états de surface [extrait de AC2, C6,M8].

Le protocole de pluie présenté comprend des intensités croissantes par paliers (15, 40, 100 mm h^{-1}) totalisant une lame d'eau de 45mm ainsi qu'un palier maintenu pendant 1h d'une intensité garantissant la maintenance d'un ruissellement constant.

Du point de vue hydrologique, le ruissellement est très dépendant de l'état de surface (Figure 14). Les **croûtes de décantation** se développent sur des pentes très faibles et dans des micro-dépressions (zones inter-touffes des pâturages), ainsi que dans les lits des *arroyos*. L'association de la végétation avec ce type de croûte produit une augmentation des capacités d'infiltration qui atteint plus de 100 mm h^{-1}. Des surfaces à fort ruissellement comprennent des **croûtes structurales et d'érosion** qui dominent dans les zones dénudées à faible microrelief et pourvues d'une certaine pente. **Les croûtes gypseuses et salines** sont présentes dans la sebkra et couvrent le matériel éolien des dunettes de bord de la *laguna*. Ces surfaces présentent un comportement intermédiaire entre les deux premiers groupes. La ventilation dans le paysage des capacités relatives entre ruissellement et

[35] Les "eaux de pluies" utilisées pour alimenter le mini-simulateur sont obtenues par déminéralisation d'eau de source à l'aide de résines cationique et anionique. L'eau permutée obtenue présente une conductivité faible, inférieure à 30 µS cm^{-1} avec un fort contenu en silice dissoute que les résines échangeuses ne retiennent pas. Cette conductivité s'approche des conductivités des eaux de pluies pour des évènements journaliers supérieurs à 20mm observés dans les pluviomètres.

infiltration apparait donc nettement dans la « toposoquence » avec de surfaces ruisselantes sur les versants (Bajadas) et les parties dénudées de la Playa (Figure 16).

Dynamique ionique au ruissellement

Du point de vue chimique, les eaux ruisselantes sont analysées et permettent de qualifier le comportement des ions. La Figure 15 montre un exemple d'évolution des teneurs en solutés des eaux de ruissellement au cours du temps lors d'un protocole de simulation de pluie. Dans l'interprétation des décroissances des solutés, deux approches conceptuelles se confrontent [75] : soit l'eau ruisselante est considérée comme un film de surface qui recueille les solutés en provenance du niveau saturé en eau par diffusion moléculaire liquide, soit l'eau de ruissellement est considérée comme un mélange entre eaux de pluie et solution du sol [76] [77] en mettant en cause une profondeur de sol constante et dite caractéristique.

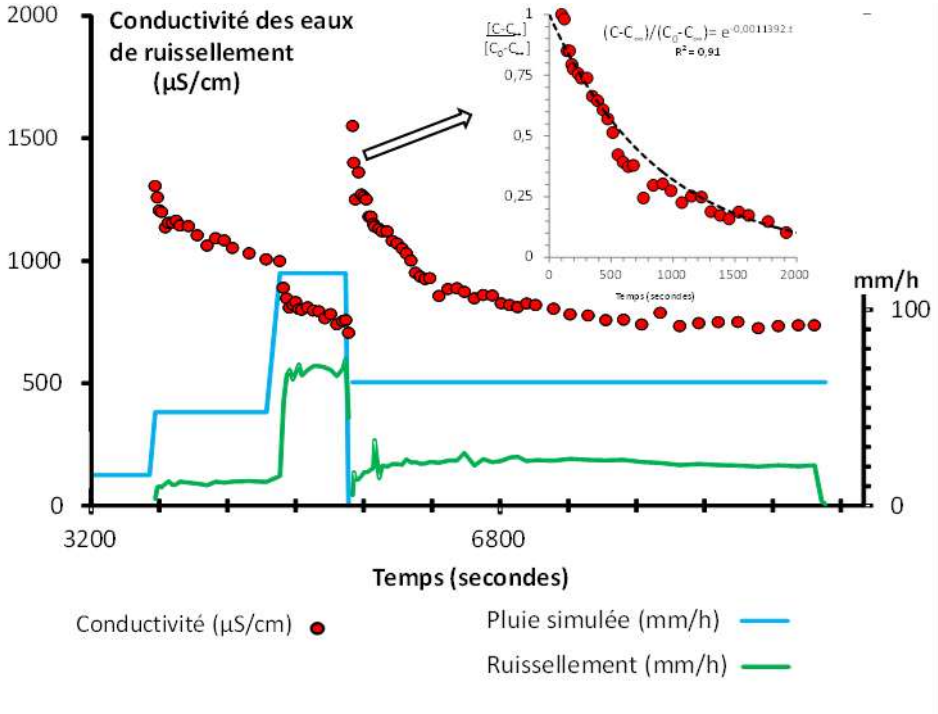


Figure 15. Evolution des conductivités des eaux de ruissellements d'une parcelles de 1m^2 sur dunes de gypse, soumises à un protocole de simulation de pluies par paliers, avec de l'eau permutée [modifiée de C9]. L'encart représente l'interprétation de l'évolution des conductivités du dernier palier selon l'équation de mélange avec l'horizon superficiel.

Après un ressuyage très rapide, pendant lequel la majorité des ions très solubles est évacuée, une décroissance se met en place avec une loi de "ressuyage" des premiers horizons du sol. Selon le modèle du mélange avec l'horizon superficiel [75], l'évolution de la concentration devrait suivre une loi de décroissance exponentielle selon le temps du type :

$$\frac{C(t)-C_\infty}{C_0-C_\infty} = \exp\left[\frac{-P.t}{z.\theta_z}\right] \qquad \text{Equation 6}$$

Où :

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

P est l'intensité des précipitations (mm s^{-1}), z la profondeur de l'horizon de mélange (mm), θ_z sa teneur en eau (sans unité). C(t) est la concentration au temps t (s), C_0 la concentration au temps t=0, C_∞ la concentration finale.

Appliquée aux paliers d'une heure, l'équation produit des valeurs des « profondeurs de l'horizon théorique du mélange » comprises entre 80 mm pour une parcelle dans la bajada, 50 mm pour le fond de la lagune (croute saline) et 22 mm pour les croutes gypseuses et pour des pellicules de décantation. Ce "ressuyage" intervient en fonction de l'histoire de la parcelle et de la qualité des premiers horizons de surface.

Les analyses chimiques de l'eau ruisselée montrent que si l'on excepte le fond de lagune, où les chlorures continuent de représenter une forte proportion des ions lessivés après 2mm de ruissellement cumulé, dans les autres stations en amont, **le lessivage latéral des chlorures est terminé dès les premiers stades** de ruissellement. En contraste, la « stabilisation » du régime d'export des autres ions issus de la dissolution du gypse et des carbonates **n'est obtenue que pour des stations qui ne présentent pas de croûtes salines et des ruissellements cumulés supérieurs à 10mm.** Cette stabilisation est très improbable dans le contexte naturel où les événements pluvieux varient fortement en intensités aux échelles de temps envisagées.

Le bilan ionique au ruissellement du protocole où 45 mm de pluie sont appliquées (Figure 16), montre que même en présence de croûtes salines, l'exportation latérale de chlorures par ruissellement[C9] est de **7,8 $mmol_c$ m^{-2}** en moyenne et ne dépasse jamais 15 **$mmol_c$ m^{-2}** alors que celle des sulfates atteint plus de **360 $mmol_c$ m^{-2}** sur les croutes saline de la surface de la sebkra, et **119 $mmol_c$ m^{-2}** sur croutes gypseuses des dunes. L'exportation de carbonates dissous montre des valeurs intermédiaires entre **5 et 48 $mmol_c$ m^{-2}**, très dépendantes du taux de ruissellement, (les eaux étant très toujours saturées vis à vis de la calcite).

La raison en est que, paradoxalement, la solubilité élevée des sels de chlorures fait que **l'essentiel des matières dissoutes issues de la croûte saline fait partie de l'infiltration qui précède la phase de ruissellement. La "mobilité ionique" de surface n'est donc pas uniquement le fait des caractéristiques minérales de phases cristallines associées aux ions en présence mais également un trait pédologique à rattacher aux caractéristiques hydrodynamiques du premier horizon du sol en confrontation avec la typologie des évènements des précipitations locales.**

Si les mouvements latéraux d'ions par le ruissellement ont pu être étudiés par le biais d'expérimentation avec le mini-simulateur de pluie, l'influence des teneurs des pluies [C8] et des dépôts éoliens se devait d'être également examinée. Les teneurs moyennes observées dans les pluviomètres (Figure 16) correspondent à un flux d'ions sulfates dissous dans les pluies (et de dépôt solides dans les pluviomètres) de **53,6 $mmol_c$ m^{-2} an^{-1}**. Ce flux, est donc susceptible d'être lessivé latéralement comme les résultats de simulation de pluies le montrent. En revanche, **le flux moyens d'ions chlorures apportés par les pluies et les dépôts solides est en moyenne de 189 $mmol_c$ m^{-2} an^{-1} alors que les possibilités d'export latéral sont plus de 10 fois moindre pour une pluie de 45 mm.** La facilité relative de transport sous forme éolienne par rapport au sulfate est probablement expliquée par la différence de densité entre les deux formes solides de la halite et du gypse[36].

[36] la densité de la halite est égale à 64% de la densité du gypse

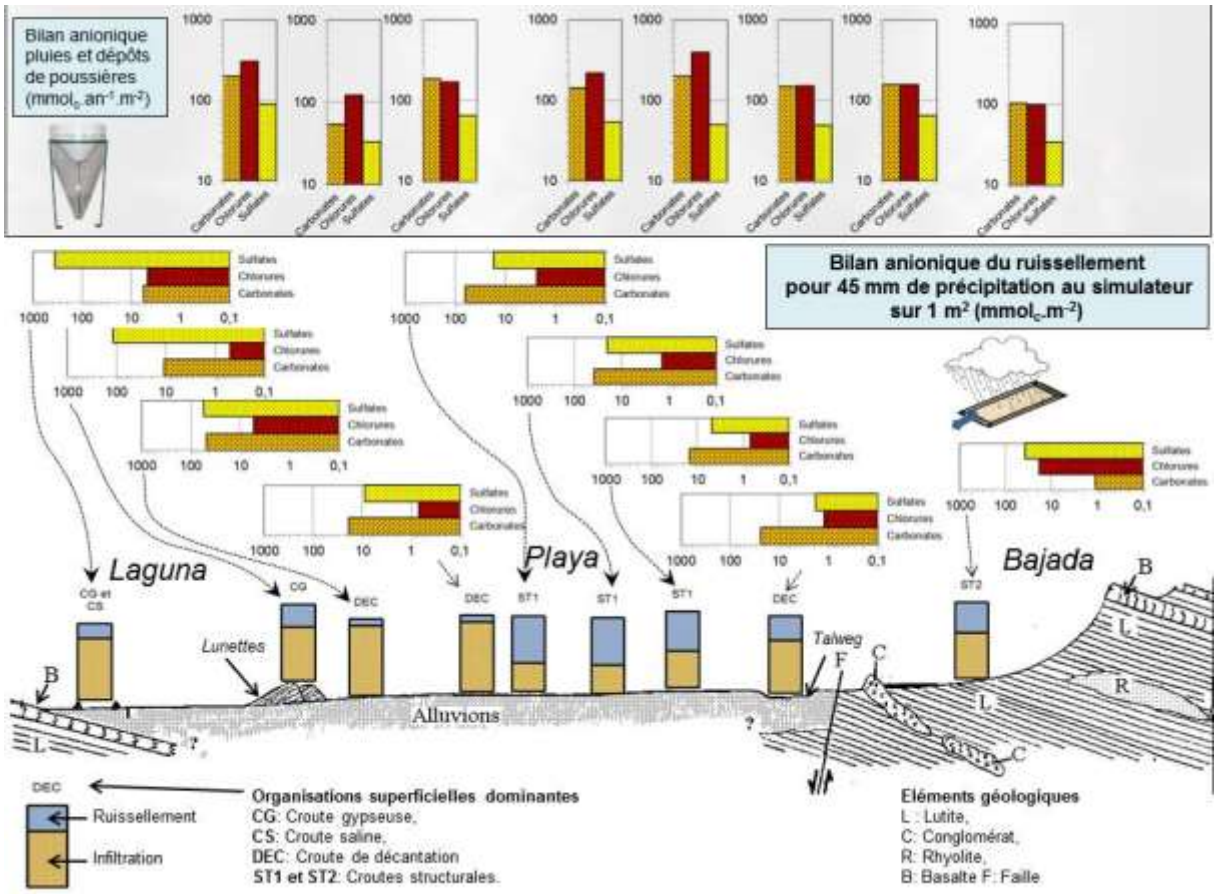


Figure 16 : Résumé des résultats de simulation de pluie sur une topo-séquence complète des reliefs jusqu'à la sebkra. Coefficients de ruissellements et d'infiltration, exportations d'anions par ruissellement et bilan annuel anionique des pluies et des dépôts dans les pluviomètres [Construit à partir de C4, C5, C6, C9].

Ainsi, paradoxalement, les ions chlorures sont peu mobiles latéralement dans des contextes de faibles pentes que nous avons étudié. Leur lixiviation naturelle se produit verticalement par infiltration au profit d'un aquifère, où d'une re-mobilisation par évaporation au profit d 'une nouvelle croûte de surface, mais relativement peu sous forme de lessivage latéral. Les pluies et les dépôts solides sont générateurs d'un flux massique d'ions chlorures**. Il s'agit d'un flux de redistribution** dont on ne connaît pas la direction dans la mesure où sa provenance est désolidarisée de la pente et conditionnée par la direction de vents. Ce flux est d'un ordre de grandeur plus élevé que ceux générés par le ruissellement d'une pluie de 45 mm. En revanche, la mobilité des ions carbonates et sulfates se concrétise aisément par des flux horizontaux en solutés, car la cinématique de dissolution plus lente permet au régime de ruissellement de s'installer et à la phase minérale de rester en contact avec le ruissellement.

Conclusions de l'approche du bilan salin

Les exemples exposés ci-dessus montrent qu'il est possible d'évaluer certains termes de flux aux interfaces du sol, soit dans des situations d'artésianisme de l'aquifère (même sous submersion de la surface), des situations de drainages et de remontées capillaires dues à l'asséchement ou bien encore lors des épisodes de ruissellement. Des limitants apparaissent : chaque estimation de flux de solutés aux interfaces du sol, nécessite une

approche distincte lourde en mesures et dispositifs de terrain avec des biais difficiles à lever entièrement. La lourdeur fait que nous n'avons pas pu mener les estimations simultanément, sur les mêmes terrains, aux mêmes moments. Toutes les approches sont au minimum perturbatrices comme les tensiomètres, les préleveurs de solutions, voire destructrices, comme les prélèvements de sol pour analyses. Nos observations ont des échelles spatiales ponctuelles : le profil, le m^2, le casier de riz et des échelles temporelles courtes : la seconde, la journée, l'année. Cependant, les observations sont cohérentes avec des modèles physiques ou semi-empiriques ce qui donnent aux constatations des portées plus grandes.

L'ion chlorure, anion indéniablement rattaché à la salinité des contextes étudiés, aussi bien dans les situations de sols de rizières et que dans le cas des sols arides de faibles pentes **se décrit finalement comme un élément beaucoup moins « mobile » que ce que l'on aurait pu s'attendre en première instance en milieu semi-aride.** En effet, l'évapotranspiration concentre cet élément dans les horizons superficiels du sol et après des épisodes d'infiltrations courts, **la « reprise évaporatoire » n'en laisse échapper qu'une faible partie par infiltration profonde** du profil des sols étudiés**. Les épisodes de ruissellement que l'on aurait cru décisifs dans la ventilation latérale des sels ne constituent pas la voie privilégiée de transfert pour les chlorures**. **Cette ventilation latérale se fait probablement par le biais des flux souterrains,** eux-mêmes alimentés par des épisodes importants d'infiltration et sans doute concentrés sur quelques zones propices. Dans les deux contextes examinés, **les concentrations en sel de l'eau des aquifères sont telles, que mêmes lents, les flux souterrains domineraient sur les flux de surface épisodiques**. Enfin, le rôle de transport du vent et de la pluie est sans doute un élément de mobilité de ces ions mais qui reste difficile à quantifier en termes de flux.

En ce qui concerne les aspects appliqués, nos résultats rapprochent le cas du Nord-est de la Thaïlande du cas Australien[78][6] avec l'influence d'une recharge accrue des aquifères de par le changement d'usage des terres qui a pour conséquence des remontées piézométriques dans les bas-fonds ou les « *discharge areas* ». Cependant, à la différence de l'Australie, **cet artésianisme est contrarié par la riziculture pluviale pratiquée dans le Nord Est de la Thaïlande**. En premier lieu, cette dernière organise une submersion généralisée pendant les 3 mois de la saison des pluies, avec une stratification des eaux (douces en surface et salées en profondeurs) qui pondère la salinisation tout en la rendant plus difficile à observer. Deuxièmement, la structure les sols de rizière avec un horizon peu perméable en profondeur [79] permet une certaine captivité des eaux salines souterraines qui n'émergent en surface qu'à l'occasion de la discontinuité de cet horizon.

Enfin, même si les travaux présentés étaient fondés sur une approche de bilan hydrodynamique du sol une part de rétroactions indissociables du bilan a été mise en évidence : l'effet des salinités élevées dans le sol réduit l'évaporation et intervient effectivement comme un "*feed back*" négatif sur la dynamique de salinisation des sols qui s'ajoute à la réduction des flux évaporatoires liée au dessèchement. Dans ce cas, la rétroaction se produit tardivement par rapport au seuil de sensibilité usuel des plantes mais nous verrons dans la seconde vague d'exemples que d'autres rétroactions sont susceptibles de se produire bien avant ce seuil.

5. Rétroactions internes au sol : Les Interactions entre apports de M.O. et salinité des solutions

Introduction

Nous avons illustré ce thème en regroupant les interactions impliquées dans le fondement des pratiques traditionnelles de lutte anti-salinisation des agriculteurs du nord-est de la Thaïlande basée essentiellement sur l'amendement organique. L'amendement organique est une des solutions traditionnelles de lutte contre la salinité des sols car elle est à la portée des petits producteurs de riz du Nord-Est de la Thaïlande [AC12]. Il s'agit essentiellement **de palier aux faibles disponibilités en nutriments dans des sols sableux et acides dotés de CEC très faibles et de maintenir des caractéristiques hydrodynamiques favorables à la culture en prévenant le risque de sodisation**. Les producteurs concentrent leurs efforts dans les zones où le rendement est le plus affecté par la salinité mais où la production est néanmoins possible, d'autant plus que les zones affectées ont tendance à progresser avec le temps, si elles sont laissées sans action.

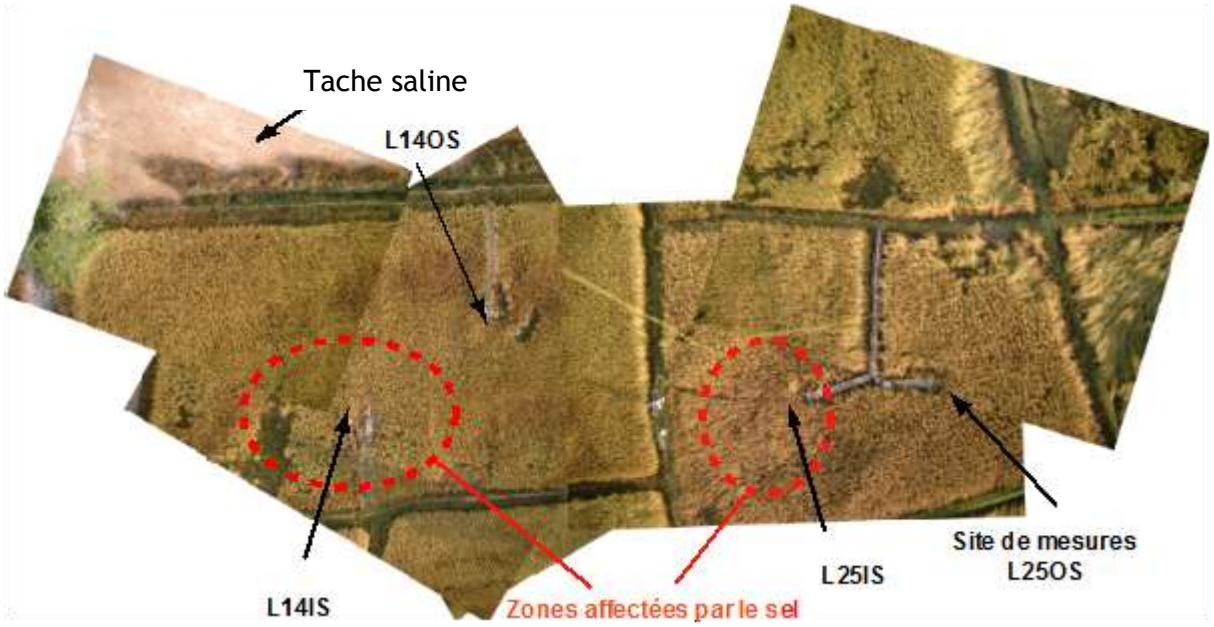


Figure 17 : Vue aérienne de la station de mesure de Ban Daeng (Nord-Est de la Thaïlande). Les deux casiers à riz L14 et L25, biens que contigus, ont des exploitants différents qui ont des stratégies différentes de conduite de culture sur la décennie écoulée. L14 est géré avec un minimum de travail, excluant amendements organiques et entretien des parcelles. L25 est gérée selon une conduite plus traditionnelle avec amendements et entretien des diguettes. Les deux casiers présentent des zones affectées par le sel. (Crédits photos prises au ballon captif, Grunberger O. ,Novembre 2003)

L'incorporation de la matière organique (M.O.) dans le sol, particulièrement des résidus de récoltes et du lisier est reconnu comme essentiel pour la conservation des sols et leur productivité [80]. Par ailleurs, dans les sols de rizière, les apports augmentent le stockage du carbone et mettent à disposition du riz sous forme assimilable des nutriments c'est à dire : de l'azote, du phosphore et du potassium, ce qui réduit les besoins d'applications d'engrais minéraux et l'impact environnemental de la culture [81]-[83]. Un des effets des apports organiques est de renforcer l'activité bactérienne lors de la submersion, cette dernière encourage le transfert d'électrons de la M.O. vers les oxydes en permettant la

réduction du Fe et du Mn. Cependant mal contrôlée, l'incorporation peut avoir des effets négatifs sur le riz, car une réduction trop affirmée produit des sulfures et la formation de racines noires [84] et la matière organique dissoute est susceptible de développer une acidité toxique [80]. **L'activité microbienne du sol, la biodégradation de la M.O. et les processus de réduction attenants sont susceptibles d'être minorés par la salinisation ce qui nous a conduits à étudier les interférences entre ces phénomènes au travers du contrôle opéré par la salinité et les amendements sur les teneurs en Fe, du pH et de la production de méthane.**

Bien que les apports de matière organique au sol aient parmi ses nombreuses vertus, celle d'une « amélioration des propriétés hydrodynamiques du sol » vers un sol avec une perméabilité et une porosité accrues, **il est difficile de comprendre en quoi cela consisterait une amélioration vis à vis d'une augmentation de la salinité produite pendant l'état de saturation par les remontées artésiennes** d'aquifères décrites précédemment [AC9, AC13]. Au premier abord, ces remontées seraient au contraire, facilitées par cette "amélioration". Cependant, les mêmes propriétés hydrodynamiques "améliorées" seraient susceptibles de permettre : d'une part, un lessivage de début de saison des pluies beaucoup plus efficace et d'autre part des remontées par capillarité moins fortes en début de saison sèche permettant ainsi le changement du bilan à la fin et à la sortie de la saison des pluies. **L'amélioration des propriétés hydriques étant sous contrôle de la non-floculation des argiles, Il nous est paru important de se focaliser, dans une troisième partie sur les mécanismes de contrôle de la stabilité des argiles par les effets géochimiques.**

Figure 18 : Vue du profil de sol L25IS. Se distinguent l'horizon de labour, et les taches d'oxydo-réduction. Crédit photos Grunberger 0.

Contrôle des concentrations en Fe du pH et de la salinité des solutions

Méthodes

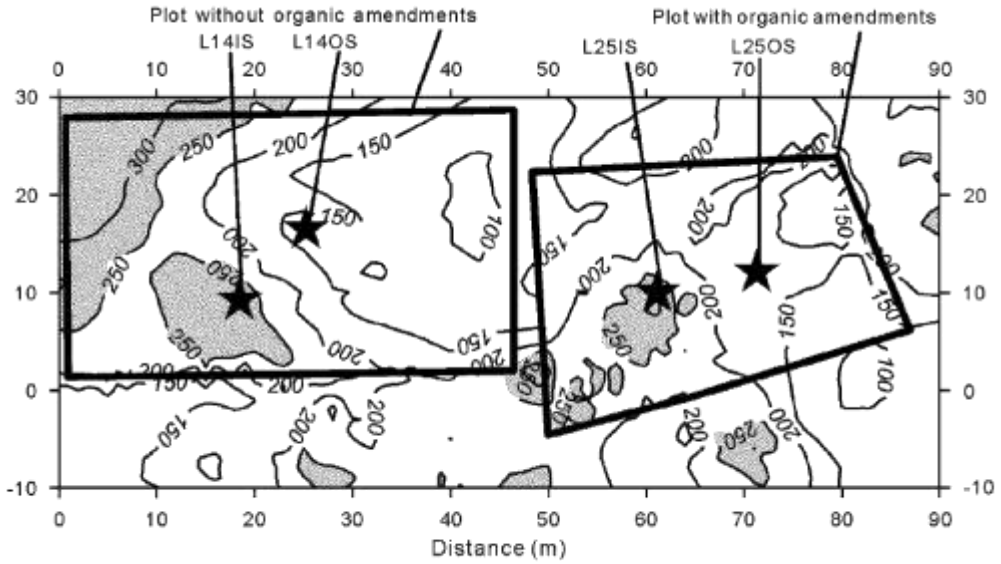


Figure 19 : Emplacement des points de suivis en fonction de la conductivité des sols. [AC10]. Les casiers à riz sont les mêmes qu'en Figure 17.

Pour connaître les modes d'interférences entre les amendements organiques sur les sols de rizière et la salinité, deux parcelles de riz mitoyennes, présentant des conduites paysannes les plus contrastées possibles ont été sélectionnées.

- **La parcelle L25** bénéficie depuis une quinzaine d'années d'une gestion aboutie avec ajouts de M.O. (bouses de bœuf, lisiers de poulet et cochon, sciure de bois (environ 2,4 t ha^{-1})) et d'un entretien régulier des banquettes.
- En revanche, l'exploitant de la **parcelle L14** minimise le travail et les intrants avec la même constance.

Les profils sont placés en liaison avec une cartographie des conductivités électriques des sols élaborée pendant la saison sèche précédente avec un conductimètre électromagnétique (Figure 19). Sur quatre profils de sols, deux sont situés dans des zones les plus conductrices (>250mS m^{-1}) supposées les plus affectées par la salinité (notés: IS), deux dans des zones moins conductrices (<150 mS m^{-1}) où le rendement du riz est le moins affecté (notés: OS). **Des suivis géochimiques détaillés des solutions sont organisés pendant le cycle du riz** 2001 [D2][AC6] et 2003 [M13][AC10].Pour ce dernier les échantillons proviennent de ces quatre points à trois profondeurs différentes (10, 25, 45 cm) prélevés à l'aide de collecteurs de solution sous azote, accompagné de la mesure du potentiel d'oxydo-réduction, par électrodes enterrées.

Résultats

- **La salinité des solutions** est mesurée par la conductivité électrique (EC). **A l'extérieur des taches salines, les valeurs se maintiennent stables** : dans le profil avec amendements et diguettes en état (L25OS), elles s'établissent à 6,4±1,5, 10,7±3,2 et 11,6±0,8 dS m^{-1} pour les profondeurs 10, 25 et 45 cm. Dans le profil à gestion minimale (L14OS) : elles sont de 3,5±1,9, 8,1±1,5, et 8,3±0,6 dS m^{-1} pour les mêmes profondeurs. **Les profils des taches salines montrent des variations**

beaucoup plus importantes avec la profondeur et le temps et des salinités plus élevées (EC>12 dS m^{-1}). Dans les taches salines : avec une gestion aboutie (L25IS), les valeurs diminuent de la profondeur vers la surface, alors que c'est la tendance inverse qui domine pour le profil à gestion minimale (L14IS).

- **Une réduction constante est observée dans la parcelle à gestion avec amendements réguliers (L25)**. A 10 cm, le potentiel d'oxydoréduction (Eh) décroît rapidement après la repique du riz et **se maintient entre -200 et -250 mV**. A 25 cm, la décroissance est plus lente et les valeurs se stabilisent vers -100 mV. Il y a peu de différences entre les situations salines, si l'on excepte quelques perturbations expliquées par des événements pluvieux. **Dans la parcelle qui n'a jamais bénéficiée d'amendements (L14), le potentiel d'oxydoréduction (Eh) est très variable**. A l'extérieur de la tache saline (L14OS), les valeurs se maintiennent entre -50 mV et -200 mV avec des changements beaucoup plus brutaux et fréquents qu'en L25. A l'intérieur de la tache saline, (L14IS), les valeurs d'Eh sont généralement supérieures à +100mV et jusqu'à +600mV, (avec des décroissances rapides occasionnelles à des valeurs proches de -45mV).
- **L'évolution du pH** dans la solution du sol dépend des pratiques et des profondeurs par rapport à la surface du sol. **Après le repiquage, le pH des solutions à 10 cm de la parcelle amendée augmente en quelques jours de 5 à 6,5 à l'intérieur et l'extérieur de la tache saline (L25OS et L25IS)**. A l'extérieur de la tache saline, cette augmentation se produit également à 25 cm de profondeur avec un décalage d'une trentaine de jours**. A 25 cm dans la partie saline et à 45 cm dans les deux cas le pH reste inférieur à 4,1±0,5 pendant tout le cycle du riz.** Dans le casier non amendée, à l'extérieur des zones salines(L14OS), le pH à 10 cm, montre la même tendance de réajustement avec une cinétique plus lente comparable à celle observée à 25 cm dans le casier amendé. **Dans la partie à gestion minimale pour toutes les autres profondeurs, le pH reste proche de 4**.

- **Les concentrations en Fe** de la solution du sol sont très dépendantes des pratiques agricoles et des profondeurs. **L'ion soluble Fe^{2+} représente 90% du total. Les teneurs en Fe sont beaucoup plus élevées en parcelle amendée(L25) qu'en casier à gestion minimale (L14) et ce particulièrement en dehors de la tache saline.** En effet, en pour la parcelle amendée à l'extérieur de la tache saline, La solubilisation de Fe augmente pendant le cycle du riz et atteint entre 1,4 et 2,7 mmol L^{-1} à toutes les profondeurs entre 35 et 55 jours après repiquage. A l'intérieur de la tache saline (L25IS), les concentrations sont légèrement inférieures à 10 et 25 cm et atteignent 1,6 et 0,9 mmol L^{-1}. Elles restent inférieures à 0,2 mmol L^{-1} à 45 cm de profondeur. Passés 55 jours après le repiquage, les concentrations en Fe sont négligeables avant la récolte. **Dans la parcelle en gestion minimale (L14), la libération de Fe est négligeable à 10 cm ou nulle (25 et 45 cm de L14IS).**

L'évolution des salinités montre que la gestion traditionnelle des casiers où se développe une tache saline a un effet sur la salinité des solutions de faible profondeur. Si les horizons superficiels montrent des salinités de solutions du même ordre de grandeur dans les deux cas en dehors du périmètre de la tache saline ; à l'intérieur de la tache saline, du fait des hauteurs plus importantes des casiers, un effet de gradient est observé, conformément à la simulation présentée auparavant (Figure 7) qui prévoit une amélioration avec l'élévation de la tranche d'eau maintenue. **Les amendements organiques permettent de maintenir des potentiels d'oxydo-réduction négatifs**

importants et constants de l'horizon racinaire du riz indépendamment de la situation vis-à-vis de la salinité. La baisse des potentiels Eh est accompagnée d'élévations des pH immédiates en surface pour la parcelle amendée, plus lentes en profondeur dans la parcelle amendée et en surface dans la parcelle non amendée. Le pH se stabilise à une valeur de 6,5 lorsque l'effet a lieu et reste proche ou inférieur à 4 dans les autres cas. **L'effet des amendements sur la solubilisation du fer est spectaculaire sur les horizons superficiels**, même si la salinité en réduit un peu la portée. La solubilisation du fer ne concerne pas la parcelle non amendée. L'élévation du pH, dans les sols submergés est souvent expliqué par la réduction du Fe (et/ou du Mn) du fait de la consommation de protons qu'elle impose [86]- [90] **ce qui explique que les augmentation du pH soit synchrones avec l'augmentation de Fe en solution**. Cependant, pour expliquer la stabilité du pH vers des valeurs neutres, il faut évoquer un autre phénomène. Or, l'indice de saturation vis à vis de la précipitation d'une rouille verte chlorurée, un hydroxyde mixte de Fe(II)-Fe(III) est proche de 0 pour des pH supérieurs à 6,5, indiquant que la saturation de ce minéral est susceptible de contribuer à la stabilité du pH [91] [92].

Conclusions

Dans les sols sableux du Nord-Est de la Thaïlande, dotée d'une faible fertilité, du fait d'un manque de nutriments et d'un pH très bas [AC8], le mode de conduite traditionnel de la culture de riz affecté par la salinité est l'incorporation de matières organiques dans les sols. En intensifiant, par des valeurs d'Eh plus basses qui s'établissent plus vite et plus en profondeur dans le sol, et ceci, même, dans les parties les plus salines, **les agriculteurs obtiennent la mobilisation du fer en solution ce qui a un effet spectaculaire sur les pH, sans pour autant qu'une toxicité trop importante soit détectée.** L'effet d'augmentation des pH et rapide dès la submersion mais le pH est stabilisé vers la neutralité**. Un des processus de stabilisation évoqué est la saturation de la solution vis à vis d'une rouille verte chlorurée.**

Production de méthane et salinité

Introduction

Les bienfaits des incorporations de M.O dans les rizières sont donc bien documentés par les résultats décrits dans les paragraphes précédents, mais outre les difficultés reconnues pour les agriculteurs de se procurer des sources de matières organiques adaptées [AC12], se pose la délicate et douloureuse question des productions de gaz à effet de serre. En 2005, la Thaïlande aurait produit en méthane l'équivalent de 91,6 10^6 tonnes de CO_2 dont 51% seraient attribués aux rizières[37]. En effet, la riziculture est reconnue comme une source extrêmement importante de méthane [93] et il est généralement admis que l'accroissement d'apports de M.O. au sol est susceptible d'augmenter la production de méthane. Par exemple, l'application de pailles de riz à des taux de 6 et 9 tonnes ha^{-1}, peut multiplier l'émission de méthane d'un facteur 1,8 et 3,5 [94]. Cependant, cette constatation générale s'applique mal à l'amendement organique considéré comme méthode de lutte contre les effets de la salinité dans le nord Est de la Thaïlande. En effet, d'une part la pratique la plus courante est d'accroître spécifiquement les apports de M.O. sur les zones les plus menacées par la salinité, ce qui limite considérablement les zones potentiellement concernées, d'autre part, la salinité a un effet inhibiteur sur la production de méthane. Par exemple, une conductivité électrique des solutions du sol portée à 4dS m^{-1}, est susceptible de réduire de 25% le taux d'émission au champ [95]. De même, les études en laboratoire, indiquent que la salinité affecte les méthanogènes [96], [97].

Méthodes

Le casier à riz, qui n'a reçu aucun apport de matière organique (L14) depuis une quinzaine d'années est choisi pour **expérimenter l'effet de l'incorporation de 3 tonnes de carbone ha^{-1}, de deux matières organiques différentes (paille de riz et bouse de vache).** A la faveur de 18 placettes de 1,5 m^2, les deux traitements et leurs témoins sont répétés trois fois, dans deux conditions salines très différentes. L'une correspond à une zone de présence de croûtes salines pendant la saison sèche avec une conductivité électrique du sol dans l'intervalle [300-350 mS m^{-1}], l'autre à des conditions « non-salines » c'est à dire où la conductivité du sol se situe dans l'intervalle [150-200 mS m^{-1}]. La production de méthane de l'ensemble sol-plant-de-riz est suivie pendant toute la submersion,[M20],[AC11] par la méthode de mesure de variation de concentration dans des cloches disposées en mi-journée.

Résultats

En moyenne, sur le cycle du riz sans amendement, **la production de méthane est de l'ordre de 200-250 mg CH_4 m^2 j^{-1} ce qui est une valeur ordinaire pour le riz pluvial de cette région** [98]. Dans le cas d'une application **sur la tache saline**, l'ajout de paille de riz et de bouse, portent ces valeurs à **300-334 mg CH_4 m^2 j^{-1} sans que ces valeurs soient significativement distinctes des précédentes du fait de la dispersion des réplicas**. En revanche, à l'extérieur de la tache saline des flux sensiblement accrus, de l'ordre de 544-529 mg CH_4 m^2 j^{-1}, sont observés du fait de l'amendement. Les flux sont alors statistiquement distincts.

[37] http://www.climate.org/topics/international-action/thailand.htm

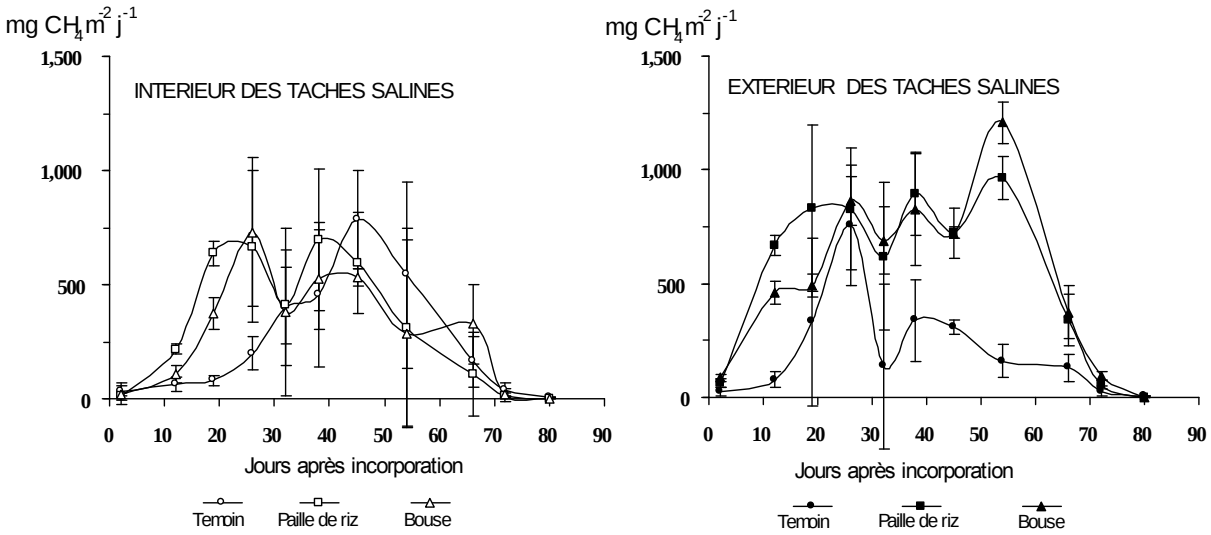


Figure 20 : Production de méthane au cours du cycle du riz après incorporation de 3 Tonnes de C ha^{-1} de deux matières organiques différentes (paille de riz et bouse). Les barres d'erreur figurent l'intervalle de confiance de la moyenne avec un risque de 5 %. [AC11])

Les résultats détaillés (Figure 20) font état d'un effet de l'amendement important dès les 20 premiers jours de plantation par rapport aux témoins. Cet effet est relié à des potentiels d'oxydo-réduction plus bas dans les parcelles traitées dès la mise en eau. Par la suite, la production de méthane est maintenue jusqu'au 60^{ieme} jour à l'extérieur des taches salines, pour décroitre de manière identique au témoin à l'intérieur des taches salines.

Conclusions

Les résultats sont rassurants pour les recommandations gouvernementales, certes l'incorporation de matière organique renforce la production de méthane, notamment au début et à la fin du cycle du riz, **mais ceci n'est sensible qu'à l'extérieur de la tache saline qui n'est pas la cible de remédiation de l'amendement.** Sur la tache saline, mise à part une période de début de cycle (19 jours après incorporation), les flux de méthanes ne sont pas significativement différents. **L'emploi d'incorporation de M.O. comme stratégie de remédiations des taches salines ne doit donc pas être limitée dans le cadre de la lutte contre les émissions des gaz à effets de serre**.

Introduction

Selon les agriculteurs, l'amendement de M.O. produit des effets bénéfiques sur la structure physique des sols de rizière. En effet, l'incorporation de résidus organiques semble prévenir les difficultés de repiquage des plants de riz auxquelles ceux-ci sont confrontés du fait d'une résistance à la pénétration accrue dans les taches salines. Au-delà, il est très généralement reconnu que **les sols affectés par le sodium peuvent perdre leur fertilité à cause de la dispersion des argiles, l'effondrement des structures et la diminution de leur conductivité hydraulique** [99] **[M16] et la protonation des argiles** [100]. Par ailleurs la théorie de la « Ferrolyse » [101] fait jouer aux ions Fe^{2+} adsorbés, oxydés, une fois la submersion achevée, un rôle important dans la formation des sols hydromorphes [102]-[105]. Le mécanisme invoqué est que le retour à état oxydé du fer adsorbé, produirait une protonation des argiles et une déstructuration minérale conduisant, avec le lessivage, à la présence de grandes quantités d'aluminium sur la phase échangeable. La répétition des cycles d'oxydo-réductions expliquerait **la présence d'un horizon superficiel sableux à faible capacité d'échange cationique** (CEC) et la formation de petites particules de quartz et chlorites ainsi que la maintenance d'un pH acide de ces sols ce qui est caractéristique en particulier du Nord Est de la Thaïlande. Dans les sols des champs de riz, la submersion avec de l'eau douce en diminuant la force ionique, peut amener par dilution la solution du sol aux teneurs où la dispersion se produit conduisant d'une part à une certaine imperméabilisation du sol propice à la maintenance d'une tranche d'eau en surface, mais également pouvant permettre un certain déplacement des particules d'argiles en profondeur.

Les conditions de floculation/dispersion d'une argile peuvent se relier à trois facteurs, que nous avons déjà rappelés (Page 24):

- **La force ionique** des solutions caractérisée ici par le TEC (*Total Electrolytes Concentrations*) en $mmol_c\ L^{-1}$.
- **La proportion d'ions sodium** dans cette solution par rapport aux cations bivalents caractérisée par le SAR (*Sodium Absorption Ratio*). Le SAR traduit cette proportion en tenant compte de la réaction d'échange avec l'argile et de sa stœchiométrie : Le SAR est donc définit comme l'indice de la « sodicité » des solutions parmi les ions majeurs[38] :

$$SAR=\frac{[Na^{+}]}{\left[0,5([Ca^{2+}]+[Mg^{2+}])\right]^{0,5}}$$ Equation 7

(Les concentrations [] sont exprimées en $mmol_cL^{-1}$).

- **La proportion préalable de sodium adsorbé sur la phase d'échange** caractérisée par l'ESP (*Exchangeable Sodium Percentage*) Celle-ci est susceptible d'évoluer au contact des solutions.

[38] La puissance 0,5 provient du coefficient stœchiométrique des équations d'échange. Le SAR est assimilable à une forme particulière de la constante d'équilibre de la réaction d'échange : c'est-à-dire le produit d'action de masse, qui voit le coefficient stœchiométrique entre ions monovalents et bivalents porté en puissance.

Les propriétés de floculations des argiles dans le système de solutions Na-Ca ont été intensément étudiées [29][106], mais ne s'appliquent pas à tous les terrains et notamment aux sols à pH acide, sans gypse, comme c'est le cas dans de nombreux sols formés sur sables quartzeux où les concentrations en Ca^{2+} des solutions du sol peuvent être très faibles. Les propriétés sont susceptibles d'évoluer en fonction de l'argile considérée : la kaolinite flocule plus facilement qu'une montmorillonite ou qu'une smectite. Des pH élevés, la présence d'oxydes de fer, la matière organique diminuent les seuils de coagulation.

Les sols de rizières présentent la caractéristique d'être temporairement submergées, ce qui encourage la réduction des oxydes de fer et l'augmentation des teneurs en solution d'ion Fe^{2+} comme nous l'avons vu précédemment. Il est souvent suggéré que le Fer dissous, du fait de sa bivalence, s'absorbe préférentiellement sur les argiles au même titre que le Ca^{2+} ou le Mg^{2+}, du fait de la similitude des tailles ioniques. Un coefficient de sélectivité de 1 entre Ca^{2+} et Fe^{2+} est signalée pour l'adsorption sur la face basale des particules de smectites [99].

Nous avons donc procédé à l'examen des propriétés de coagulation des argiles des sols de rizières afin de connaitre l'état des argiles dans les conditions aux qu'elles elles sont exposées et notamment l'effet de la salinité et celui des concentrations en Fe dopées par l'amendement organique.

Méthodes

Au laboratoire, il est possible de définir les CCC (*Critical Coagulation Concentrations*) en utilisant des suspensions d'argiles colloïdales, dispersées par dilution après saturation préalable par un ion et exposées à des concentrations de plus en plus élevées et une gamme de SAR connus. Les concentrations critiques (CCC) sont dépassées lorsque plus de 80 % de l'argile est coagulée en 24 heures [107].

Les essais de coagulation des argiles se font sur le sol de rizière[39] affecté par la salinité. L'échantillon est prélevé à 50-80 cm de profondeur de façon à bénéficier d'une teneur en argile suffisante. Il présente une texture limono-sableuse contenant 22% d'argiles composé essentiellement d'un mélange de kaolinite et de smectite dont la CEC est estimée proche de 50 $cmol_c\,kg^{-1}$. La conductivité d'extrait aqueux ($^1/_{2,5}$) est de 3,5dS m^{-1} et la solution extraite de la pâte saturée contient plus de 30 $mmol_c\,L^{-1}$ de Na^+. La méthode de détermination de CCC de [107] est appliquée à ces argiles dont la capacité d'échange a été saturée, au préalable en ions Ca^{2+} ou Na^+, sans tenir compte de la correction de la contribution de l'échange à la modification des SAR connus.

Quatre séries d'expérimentations permettent de confronter des suspensions d'argiles saturées en ions Ca^{2+} ou Na^+ à des solutions connues par leur SAR (0, 1, 3, 5, 15, 20) et leur TEC (jusqu'à 10 mmol L^{-1}) déterminés par les couples de concentrations en ions Na^+-Fe^{2+} et Na^+-Ca^{2+}. La maintenance du degré de réduction permettant la stabilité de l'ion Fe^{2+} implique de travailler en atmosphère contrôlée.

Résultats

Un premier résultat est que quelle que soit la saturation et/ou les concentrations et rapports **ioniques environ 30% des argiles coagulent et précipitent immédiatement après mélange et agitation**. Au regard des spectres RX de la partie précipitée, **il s'agit**

[39] Le sol choisi pour l'expérimentation est un *Natraqualf* typique de la série Thaïlandaise *KulaRonghai* .

essentiellement de kaolinite bien cristallisée, alors que les suspensions plus stables sont constituée de smectite et de kaolinite mal cristallisée. Le diagramme de la Figure 21 illustre le type de résultats obtenus permettant de définir des domaines de stabilités des argiles « dispersables ». **Deuxièmement, les résultats pour les solutions Na^+-Fe^{2+} et Na^+-Ca^{2+} sont identiques**, bien que les CCC différent en fonction de la saturation d'origine : pour un SAR > 15 les CCC sont de l'ordre de 4 mmol L^{-1} pour une saturation préalable en Ca^{2+} et de 8 mmol L^{-1} pour une saturation préalable en Na^+. En revanche, **pour des SAR proches de zéro, une concentration de 0,6 mmol L^{-1} de Fe^{2+} suffit à éviter la dispersion**.

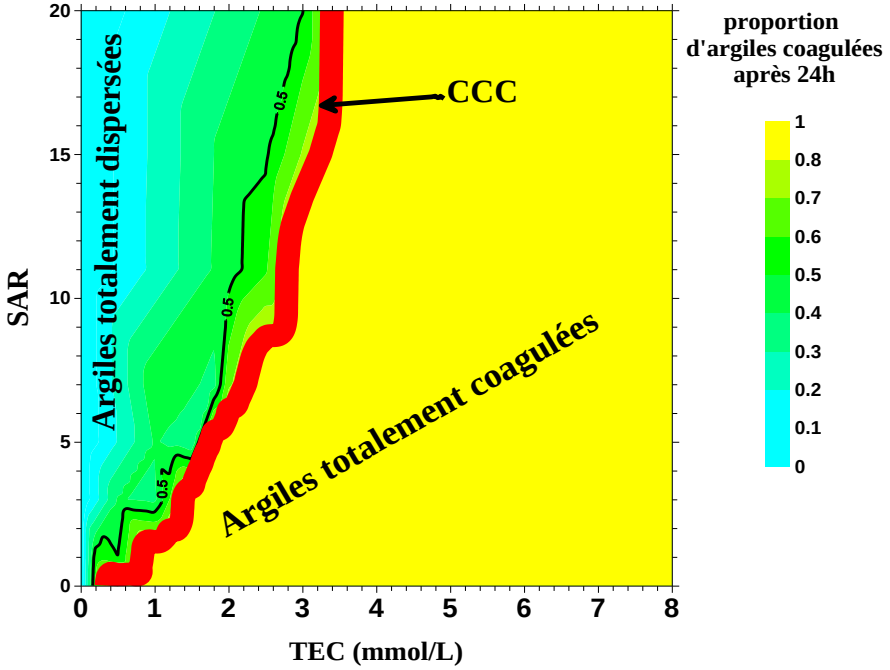


Figure 21: Diagramme de coagulations des argiles en fonction du SAR (sodium absorption ratio) et de la concentratio des solutions pour une argile saturée en Na^+. (Données de [AC6],[D2])

Le rapprochement entre les teneurs observées des points expérimentaux de suivis pendant un cycle du riz et les constatations effectuées sur les CCC, ouvre d'intéressantes conclusions. En effet nous avons vu que les incorporations de M.O. facilitent l'établissement rapide des potentiels d'oxydo-réductions négatifs en début de cycle (Page 55). Cet effet est accompagné de l'augmentation des teneurs en fer dissous surtout dans les 10 premiers cm (Page53). **Les incorporations de M.O ajoutées sont donc susceptibles, dans certaines circonstances, de maintenir les solutions en dessous du seuil de dispersion des argiles** [M17]. Un des modes d'action est simplement d'augmenter les teneurs en fer dissous, l'ion Fe^{2+}, joue alors le rôle de « coagulant », s'ajoutant à l'effet de l'ion Ca^{2+}, pendant les phases de dilutions dues à la submersion exigée par le cycle du riz. Pour illustrer, l'affirmation, nous avons vu que le mode traditionnel de conduite de la culture en casier du riz pluvial dans le contexte du Nord Est de la Thaïlande était susceptible de générer entre 1,4 et 2,7 mmol L^{-1} de Fe dissous à toutes les profondeurs entre 35 et 55 jours après repiquage (Page 55) [AC10]. L'ajout de concentrations d'ions Fe^{2+}, dans une solution de 3 mmol L^{-1} essentiellement sodique (SAR=15), à la limite de la dispersion, conduit à un abaissement drastique de ce dernier (SAR=2,5) assurant ainsi les argiles de rester dans le domaine de la coagulation. **Cet effet n'est sensible que pour les**

solutions diluées, car au-delà de 4 mmol L^{-1} de TEC, quel que soit le SAR, les argiles-Na^+ restent coagulées. Ce résultat met en avant **l'effet très clair de l'amendement organique sur l'évolution des profils en cas de submersion.**

Cette constatation pose également un regard différent sur la différenciation des horizons par translocation des argiles [AC5]. En effet, les argiles sont transportées en solution pendant le cycle du riz essentiellement sous forme dispersée. Cette dispersion est contrôlée par les concentrations de Na^+ et de Fe^{2+} des solutions dans l'horizon superficiel. Si la réduction est suffisante, le profil de sol est susceptible de garder près de la surface des argiles autres que la kaolinite. Dans le cas contraire, la smectique et une part de la kaolinite sont donc déplacés vers le bas sous forme dispersée. Une translocation est possible et les argiles des horizons superficiels s'accumulent plus bas dans le profil en formant un horizon enrichi en argile, à la profondeur où une plus forte salinité bloque la dispersion. Un mécanisme alternatif à celui imaginé pour la « ferrolyse » est donc possible pour expliquer le mécanisme de différenciation des horizons.

Enfin, dernière conséquence pratique, en milieu anoxique, **la définition du SAR devrait être modifiée de telle sorte qu'elle rende compte de l'effet potentiel des ions Fe^{2+} sur la stabilité structurale des sols**. Certes, le SAR est surtout utilisé pour décrire le caractère « sodisant » des solutions d'irrigation qui sont pour la plupart en contact avec l'atmosphère et donc qui contiennent peu de fer dissous. Mais sa valeur, dans la porosité du sol, est soumise à la solubilisation du fer. Il est logique de prendre en compte si le potentiel d'oxydo-réduction devient faible et si les d'oxydes de fer dans la matrice du sol sont disponible à la réduction [AC6], ceci pourra se faire en utilisant l'équation ci-dessous.

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\left[0{,}5([Ca^{2+}]+[Fe^{2+}]+[Mg^{2+}])\right]^{0{,}5}}$$ Equation 8

Conclusions sur les processus biogéochimiques

Au travers des exemples traités sur le Nord-Est de la Thaïlande, nous avons documenté l'effet des pratiques agricoles traditionnelles de remédiations en riziculture et illustré quelques rétroactions portant/affectant la salinité. La réduction du sol est facilitée par les amendements organiques : il se produit dans les horizons racinaires une augmentation du pH et une élévation des concentrations en fer dissous. Un équilibre géochimique impliquant probablement la saturation d'un composé ferrique régule à la fois le pH (près de la neutralité) et les teneurs en fer dissous qui restent compatibles avec la vie du riz. Les apports de matières organiques sur la tache saline tout en montrant peu d'incidences sur les productions de méthane permettent également de prévenir la dispersion des argiles en baissant le SAR du fait des teneurs de Fe^{2+} qui jouent le même rôle de coagulant relatif que l'ion Ca^{2+}. Enfin, les processus de coagulation/dispersion dans le sol, contrôlés par les teneurs en fer et la salinité sont identifiés comme compatibles avec les effets invoqués pour justifier la « Ferrolyse » sans qu'il soit possible de proposer une dominance entre les deux interprétations des profils pédologiques sous rizière.

De manière plus générale, la salinité s'exerce souvent dans des milieux à forte humidité. Dans certains inventaires, le risque de « *waterlogging* » est assimilé aux risques de salinisation et/ou sodisation. En effet, les problèmes de salinités se localisant fréquemment dans les points bas du paysage, dans des lieux où les aquifères sont proches

de la surface, comme les sols côtiers, lors des excès d'irrigations par rapport aux capacités de drainage, et enfin lors des submersions volontaires comme pour le riz**. Il en résulte que la combinaison ou l'alternance entre périodes de salinité élevées des solutions et réduction par isolement de l'atmosphère est fréquente dans les sols concernés**. Lorsque la dispersion des argiles se produit sous l'influence d'une forte proportion d'ions sodium adsorbées sur la phase échangeable, confrontés à des solutions comportant des proportions faibles d'électrolytes bivalents (SAR faibles), **la destruction de la structuration du sol en surface par dispersion des argiles produit un horizon compact qui tend à isoler le sol de l'atmosphère**, surtout si la saturation en eau est maintenue. La réduction biochimique, facilitée par la disponibilité pour les micro-organismes de matière organique assimilable, permet alors la solubilisation du fer sous forme ionique bivalente. Cet ion étant un coagulant, **il s'agit donc ici d'une forme de rétroaction régulatrice à la formation de l'horizon compact**. L'incorporation de matière organique dans le sol, agit non seulement par un effet « structurant » mais également comme facilitateur à travers une réduction aboutie d'ions bivalents, susceptible de produire le même effet qu'un amendement au gypse.

6. Rétroactions externes : Salinité et états de surface du désert de Chihuahua

Introduction

La salinité des sols a des impacts sur la survie des végétaux et définit donc une contrainte spécifique sur les états de surface. La salinité produit également la destruction des réorganisations superficielles avec des boursouflures dans un premier temps puis l'irruption de croutes salines. Nous avons cherché à documenter ces éléments (Figure 22) de manière statistique.

Figure 22 : Vues verticales prise avec un mat de 6m : Vue gauche : surface de croutes de décantation envahie par la salinité (Les sels soulignent les polygones de rétraction des croutes de décantation et les boursouflent). La partie rouge du témoin au sol donne l'échelle (1m) Vue droite : croutes salines continues avec fantômes des limites de polygones de rétraction. (Crédits photos : Grünberger & Janeau)

Méthodes

Nous avons choisi les parties basses de seize bassins versants endoréiques sur les 32 existants au Nord Mexique dans le désert de Chihuahua [108]. Il s'agit de constituer un jeu de données représentatives des sols de playas [M6],[C17]. Pour chaque partie basse de bassin, l'échantillonnage a été réalisé selon un transect parallèle au plus grand axe d'écoulement et avec un ou plusieurs transects perpendiculaires. Sur 497 points d'observations : les états de surface sont consignés et des échantillons de surface du sol et d'horizon racinaire (10-30 cm) ont été échantillonnés et analysés.

Résultats

Les données sur la salinité permettent de bâtir une échelle de minéralisation par rapport aux concentrations en sodium lessivable et également de fixer le caractère discriminant de la salinité du sol sur les états de surface.

L'échelle de minéralisation est représentée par la Figure 23 qui relie les conductivités électriques de la lixiviation des sols ($CE_{1/16}$) aux teneurs en ions sodium ($mol_c\ L^{-1}$) des

extraits au 1/16. La prédominance de l'ion sodium dans la minéralisation est avérée lorsque les points sont proches de la droite décrite par la relation ci-dessous:

$$[Na^{+}]_{mol_c L^{-1}} = 0{,}0085 EC_{1/16 dS m^{-1}}$$ Equation 9

Parmi ces points, Les valeurs de $CE_{1/16}$ supérieures à 10 dS m^{-1} sont représentatives de proportions non négligeables de sels cristallisés dans le sol.

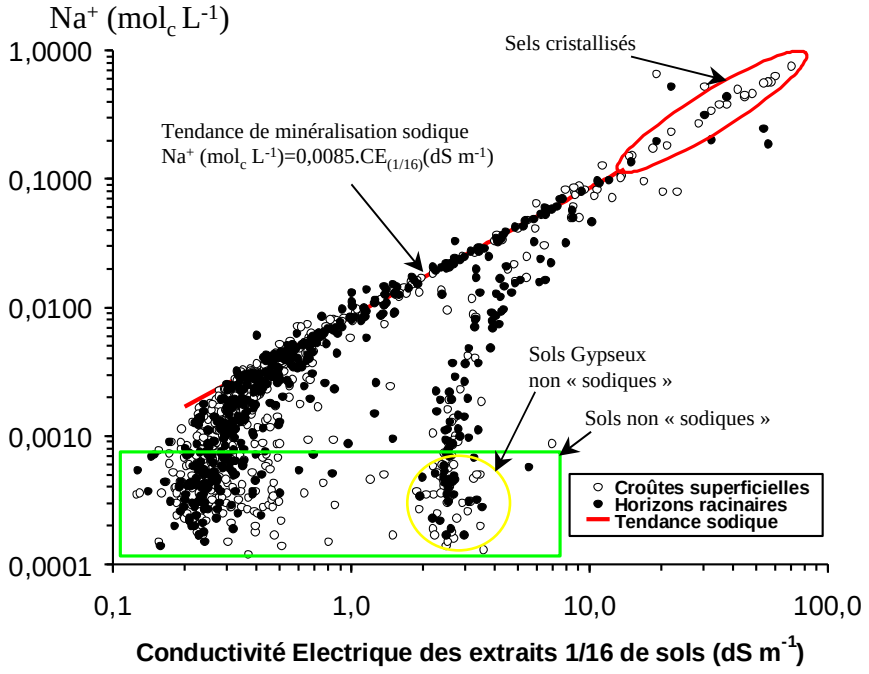


Figure 23 : Conductivités électriques (dS m^{-1}) et teneurs en sodium (mol_c L^{-1}) des extraits 1/16 de sol (croûtes superficielles et horizons racinaires modifié de [C17]).

Deux groupes de points montrent des teneurs en sodium très nettement inférieures à cette relation.

- Les $CE_{1/16}$ comprises entre 0,15 et 0,4 dS m^{-1} avec des teneurs en Na^{+}<1 $mmol_c$ L^{-1} sont les plus fréquentes, ces échantillons présentent des cations autres que le sodium, et la lixiviation n'est influencée que par le contact avec des matériaux peu solubles (comme la calcite, la silice, les argiles, ..).
- Les $CE_{1/16}$ supérieures à 1,8 dS m^{-1} avec des teneurs en Na^{+}<1 $mmol_c$ L^{-1} sont des lixiviations en contact avec le gypse sans source de salinité liée au sodium.
- Les $CE_{1/16}$ comprises entre 1,8 et 4 dS m^{-1} et des teneurs en Na^{+} < 10 $mmol_c$ L^{-1} reflètent des sols contenant des cations autres que le sodium dont la dissolution se produit lors de la réalisation de l'extrait aqueux, il est très probable que le gypse contribue à cette minéralisation non sodique en complément de la calcite.

La discrimination en groupe montre que la salinité du sol et des réorganisations superficielles des sols de *playa* et Sebkra reflètent la présence plus ou moins affirmée de calcite, gypse et sels de sodium en leur sein.

L'échantillonnage des 497 points permet d'associer les conductivités électriques des lixiviations au 1/16 de l'horizon racinaire (en un point central) et la description semi-quantitative des surfaces occupées par les différents états de surface remarqués sur une superficie de l'ordre de 900 m^2. **A cette échelle spatiale, la $CE_{1/16}$ des sols s'avère un facteur «discriminant» pour les états de surface**[40]. Pour les états de surface les plus fréquents, la fréquence de « présence » est liée à la salinité rencontrée.

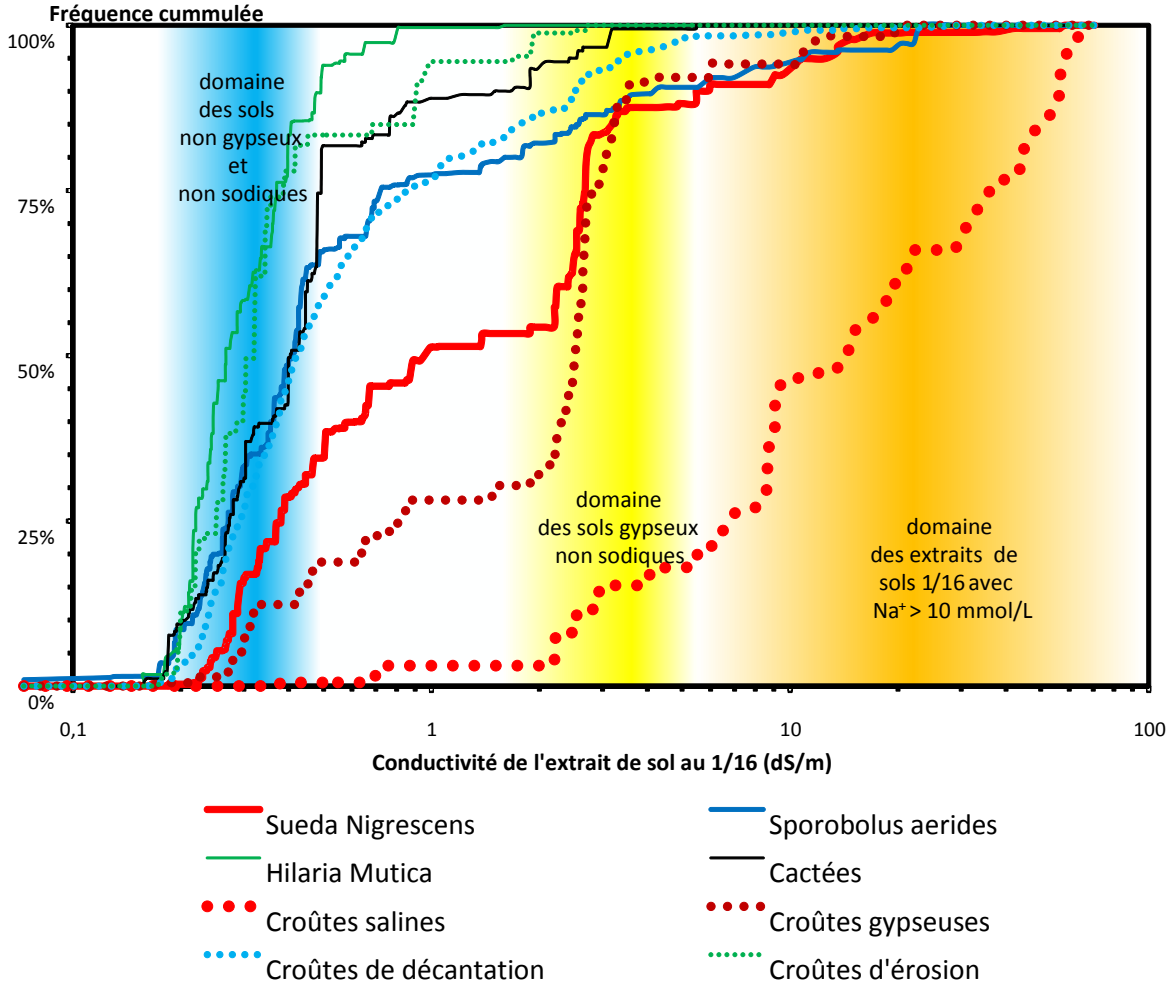


Figure 24 : Fréquences relatives cumulées des principaux états de surface rencontrées dans les playas et sebkras du désert de Chihuahua en fonction de la salinité des sols (Conductivité électriques des extraits aqueux au 1/16 en µS cm^{-1}) modifié de [C5, C17].

[40] «un état de surface» particulier se décrit par sa composition en trois types de éléments distincts composés de la végétation, de la surface du sol et des réorganisations superficielles.

- ***Hilaria Mutica (***Figure 25***)*** présente un caractère de plante très sensible à la salinité, y compris avec une sensibilité aux teneurs en gypse. Ainsi, 50% des $CE_{1/16}$ des extraits de sols des plaines à *Hilaria sp.* sont inférieures à 0,25 dS m^{-1} et 90% des surfaces où une implantation d'*Hilaria sp.* est constatée présentent une $CE_{1/16}$ inférieure à 0,45 dS m^{-1}.
- **les croûtes d'érosion,** *Prosopis glandulosa,* les cactées, sont des états de surface qui restent sensibles à la salinité du sol, car 90% des leurs implantations signalées s'établissent sur des sols à $CE_{1/16}$ inférieures à 1dS m^{-1}.
- **Les croûtes de décantation**, *Sporopobolus aerides* et *Atriplex sp.* sont relativement ubiquistes par rapport à la salinité, ainsi 10% de leurs implantations correspondent à des $CE_{1/16}$ supérieures à 3 dS m^{-1}. La distribution de ces états de surface montre des fréquences proches de la moyenne des fréquences triées en fonction de la salinité. Il paraît donc probable que ce soit plus la submersion temporaire que la salinité qui joue un rôle dans les survies de ces deux espèces.
- **La présence *de Sueda Nigrescens***, un arbuste halophyte (Figure 26), est un signe de salinité : ainsi, 10% de ses implantations correspondent à des $CE_{1/16}$ supérieures à 4 dS m^{-1} et 50% à des $CE_{1/16}$ qui lui sont associés sont supérieures à 1 dS m^{-1}.
- Enfin, 80% des états de surface comportant **des croûtes de sels**, se localisent sur des sols présentant des $CE_{1/16}$ supérieures à 6 dS m^{-1}. Ces conductivités d'extraits au 1/16 correspondent approximativement à de proportions massiques de NaCl supérieures à 3% du sol sec. La végétation présente des couvertures négligeables dans ces conditions et même *Sueda N.* est rare.

En conclusion de cette partie nous avons documenté **l'halophilie relative** des espèces végétales pérennes les plus fréquentes ainsi que celle des organisations superficielles des sols des terres de parcours dans les dépressions endoréiques du Nord Mexique.

L'observation des états de surface permet, avec un peu d'habitude, de cerner rapidement les gammes de conductivités électriques des extraits du sol d'une zone. Il permet également aux écologues une analyse plus fine du potentiel fourrager et s'introduit dans l'estimation de la biodiversité végétale. Enfin il permet de faire **la relation entre l'organisation des espèces végétales pérennes et la distribution spatiale de sels** dans les sols à l'échelle d'une toposéquence, d'un aménagement, d'une propriété, et des mosaïques végétales.

Figure 25 : Hilaria Mutica Hitchcock, A.S. (rev. A. Chase). 1950 USDA, NRCS. 2010. The PLANTS Database (http://plants.usda.gov, 15/09/2010). National Plant Data Center, Baton Rouge, LA 70874-4490 USA

Figure 26 : Vue de Suaeda Nigrescens I.M. Johnston. En herbier. Photo George S. Hinton – 27564.

7. Mécanismes spatiaux de distributions radiales.

Dans les parties précédentes nous avons présenté des résultats acquis à des échelles ponctuelles, soit par échantillonnages de sols ou de profils, soit sur le mètre carré sans s'appesantir outre mesure sur les processus spatiaux. Cependant, aussi bien dans les playas de Nord Mexique que dans le Nord-Est de la Thaïlande nous avons été questionnés par la **présence de structures radiales de distribution de la salinité**. Dans le bas-fond du Nord-Est de la Thaïlande**, la salinité des sols est accrue en certains points des casiers à riz** ou le riz pousse mal, alors qu'au Nord Mexique dans certains endroits, la végétation se regroupe **en taches définissant des zones de sols peu salins** entourés de zones dénudées.

Exemple de la tache saline « artésienne »

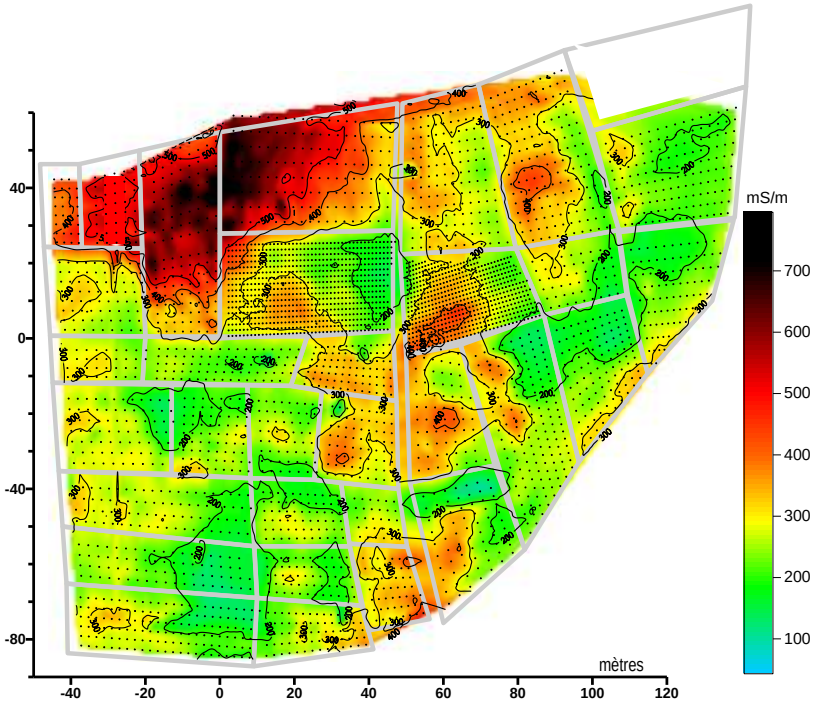


Figure 27 : Exemple de carte des conductivités électriques mesurées par induction magnétique (EM38 de Geonics® dans un boitier plastique étanche) de surfaces dans les casiers à riz en eau en 2004, Position de l'appareil [0-50 cm] (*Extrait de [R5], modifié*). Les traits grisés sont les limites des casiers à riz, les points figurent les sites de mesures, (interpolation linéaire). L'unité de mesure est le mS m^{-1}.

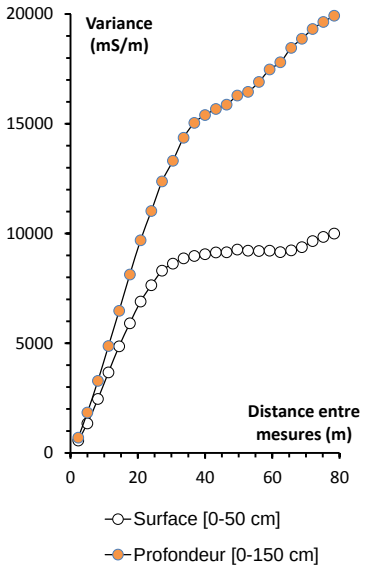


Figure 28 : Variogramme des mesures de la figure précédente. Illustration d'un effet de pépite négligeable et une portée d'environ 40m pour les structures radiales.

Nous rappelons que dans le Nord-Est de la Thaïlande, mais également en de multiples endroits en milieu semi-aride, la salinité s'exprime en surface de manière visible en « taches » concernées par des croûtes salines à la surface du sol associées à une pousse contrariée de la végétation ou sol nu. Les croutes salines peuvent apparaitre en « *spots* » ou « *patches* » qui par coalescence, peuvent couvrir de grandes surfaces lorsque le phénomène s'intensifie.

Nos observations [M15, R5] décrivent une salinité spatialement distribuée où 80% de la variance de la salinité de surface[41] est exprimée pour des écarts de mesures inférieures à 40 mètres avec un effet de pépite très faible, en situation de saison sèche comme sous submersion des casiers (Figure 27 et Figure 28). **La logique est globalement radiale avec une structure relativement pérenne de « foyers » dans la mesure où d'une année sur l'autre, les conductivités et extensions des surfaces concernées varient, mais les points centraux restent localisés aux mêmes endroits.** L'écart de distribution de la variance par classe de distance entre surface et profondeur est important.

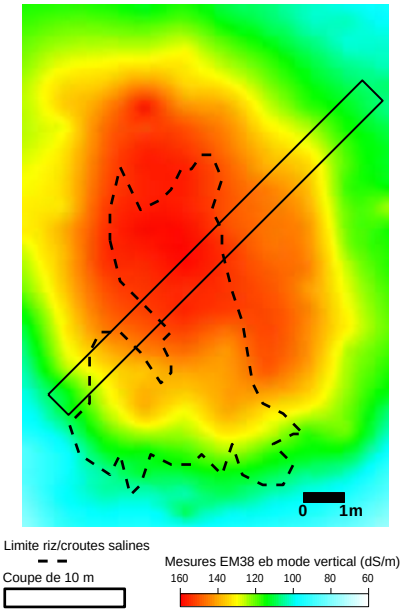


Figure 29 : Carte des mesures des conductivités électriques du sol) en saison sèche d'une tache saline.(modifié de [R3], [AC14],[M14]) Scrutation EM38 [0-50cm]. Position de la coupe de 10m et limite de pousse du riz.

Figure 30 : Superposition de la figure précédente, sur une prise de vue du site avant réalisation de la coupe de 10m (Février 2002, Crédits photo : O. Grünberger).

Mesurés m par m à l'EM38 certaines taches salines paraissent en surface comme des structures sous-jacentes presque circulaires (Figure 29) [R3] mais les limites de pousse du riz, (ou de croutes salines) ne respectent pas nécessairement cette configuration circulaire en surface. Une corrélation médiocre est d'ailleurs fréquemment observée entre rendement final et mesure de conductivité du sol à l'EM38 à l'échelle du m^2. Une coupe de 10 m en saison sèche [R3] (Page suivante) nous a permis de décrire plus précisément la distribution verticale de la salinité. Associée avec la distribution de la conductivité de surface à l'EM38 (Figure 29), **la salinité apparait comme un dôme, avec une zone « centrale » d'environ 2 m de large où des conductivités d'extraits au 1/5 supérieures à 1 ds m^{-1} se retrouvent sous des croutes salines.** L'observation de la distribution des

[41] Estimée par la conductivité électrique du sol à l'EM38

densités de sols[42], permet de matérialiser la présence effective d'un horizon de densité proche de 2 entre 40 et 60 cm de profondeur ainsi que des densités plus élevées en surface à l'aplomb des croutes salines (~1,6) que à l'extérieur (~1,4).

La coupe présentée (Figure suivante) ne permet cependant pas de déceler de différences de densités significatives qui pourraient expliquer une hétérogénéité de caractéristiques hydrodynamiques locales permettant la remontée artésienne au centre de la tache.

En revanche, nous avons pu démontrer que nombre de taches salines montrent des résistances à la pénétration différentes dans cet horizon, des contraintes inférieures à 300 N entre 45 et 60 cm de profondeur étant caractéristiques de l'aplomb des taches salines dans nos contextes [AC13]. Enfin les teneurs en eau en fin de saison sèche restent élevées en profondeur en dessous de 50 cm et l'horizon superficiel et plus sec en surface en dehors de la tache (Figure 31).

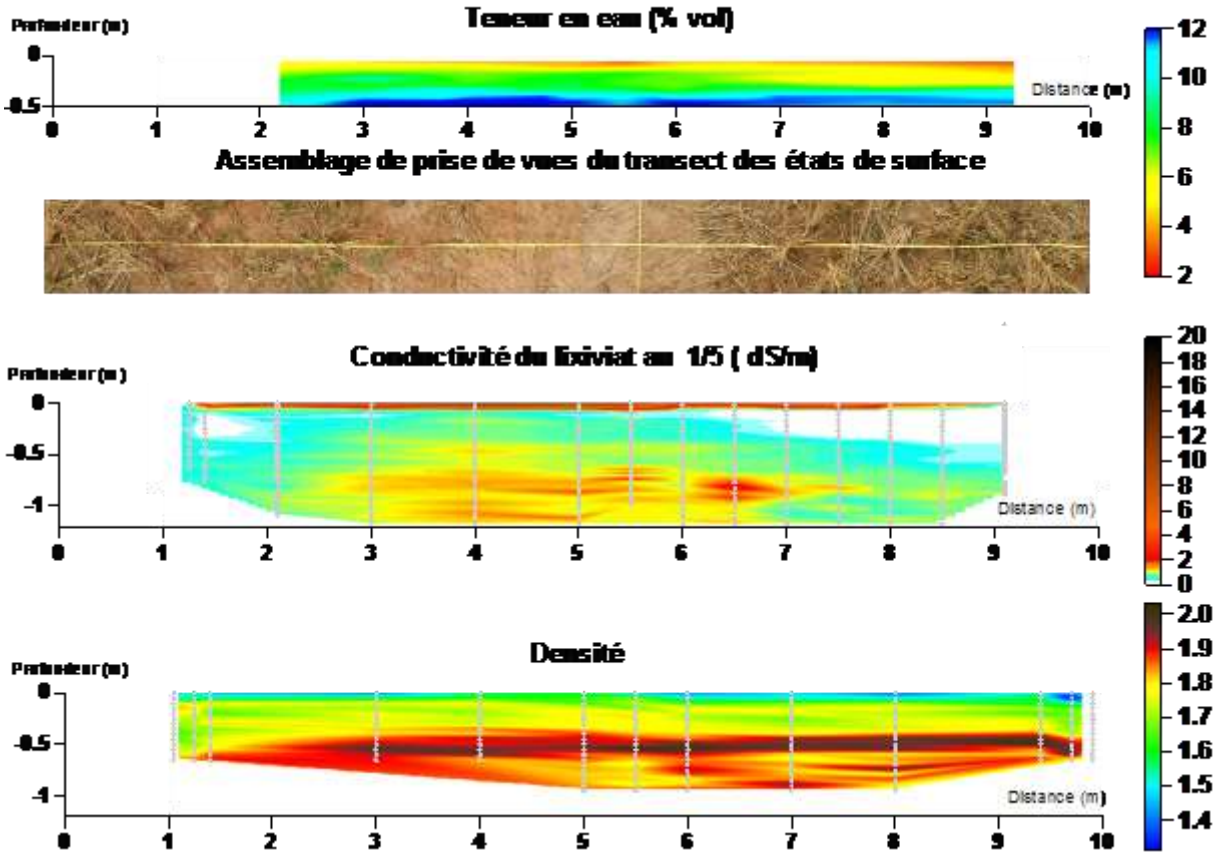


Figure 31 : Description d'une coupe détaillée au travers d'une tache saline en fin de saison sèche : Teneurs en eau volumique (haut), vue des états de surface, conductivité des lixiviations de sol au 1/5 (dS m^{-1}), densités mesurées au cylindre (moyennes de 5 répétitions) (extrait et complété de [R3]). Les points grisés représentent les échantillons.

En conclusion, les processus majeurs que nous avons identifiés comme influants (Figure 32) dans la logique spatiale de la tache saline artésienne sont des mécanismes qui prennent leur origine d'une zone centrale d'entrée artésienne du panache de salinité sans

[42] , déterminés au cylindre[42] avec 5 répétitions

doute à la faveur d'une zone de faiblesse dans l'horizon dense sous-jacent. Cette zone n'est pas toujours discernable par l'observation des coupes mais elle est statistiquement démontrable au pénétromètre. Par la suite **interviennent des mouvements centrifuges** pour une part liés à la diffusion du fait des gradients de teneurs en sels et d'autre part du fait de la dispersion subite lors des mouvements verticaux que nous avions déjà partiellement illustrés par simulation numérique [AC13]. Une partie moins évidente de mouvement latéraux reposent sur la destruction de la structure du sol de l'horizon de surface par les alternances de teneurs de solutés élevées en fin de saison sèche du fait de la constitution des croutes salines, faibles avec la submersion par l'eau pluviale, puis élevées avec la contribution des remontées artésiennes.

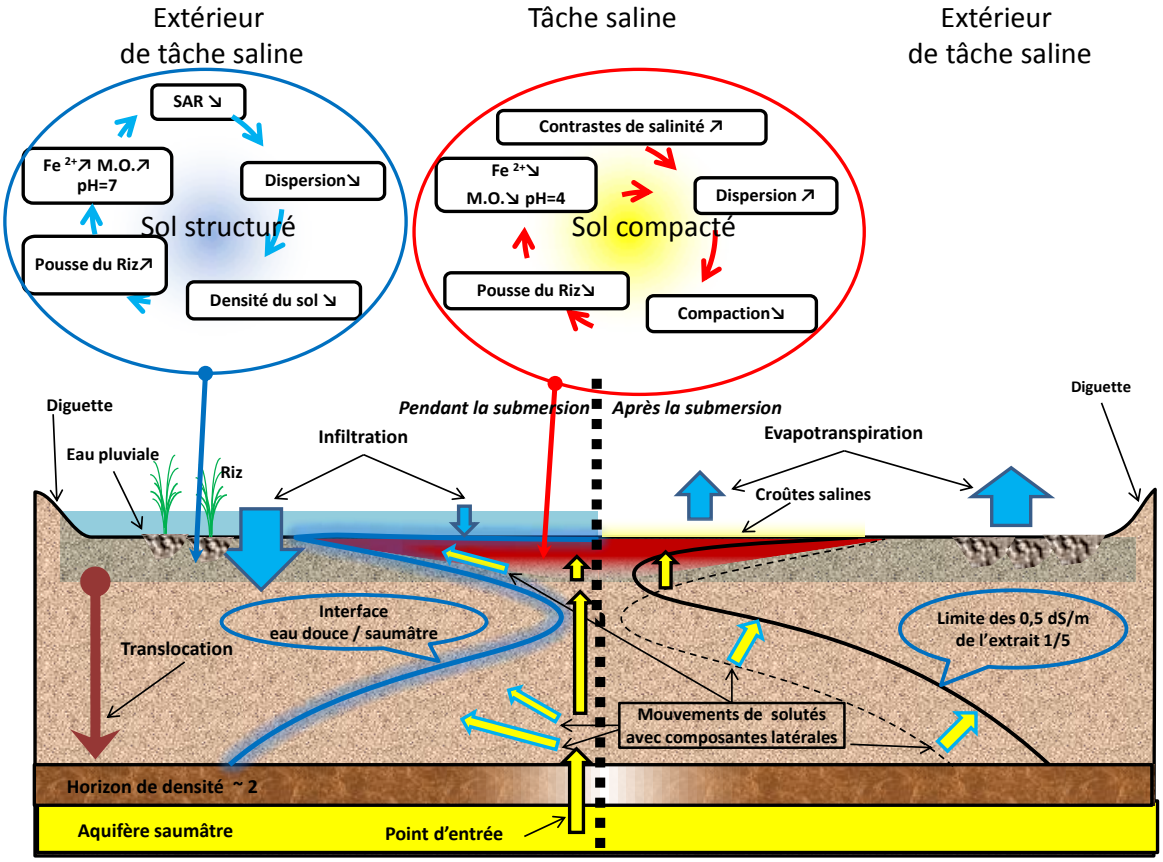


Figure 32 : Diagramme Illustrant les mécanismes susceptibles d'être évoqués pour expliquer une augmentation ou une réduction de la surface des taches salines. La légende est superposée.[Figure originale établie pour ce document]

Ces alternances conduisent à un horizon de sol sous la tache saline qui du fait des processus réguliers de dispersion des argiles **est plus compact, moins colonisée par la végétation et donc relativement imperméable par rapport aux zones externes à la tache saline.** Comme étudié dans le chapitre dédié aux Rétroactions internes au sol, et illustrées dans le haut de la figure ci-dessus , les processus de réduction du fer et de pousse du riz sont susceptibles de jouer des rôles subordonnés et interférents dans la maintenance de la porosité du sol. La modification des caractéristiques hydrodynamiques de l'horizon superficiel **est accompagnée d'une réduction relative de**

l'évapotranspiration potentielle du fait de la salinité et l'absence de végétation pendant l'asséchement à l'endroit de la tache saline. Ces flux plus faibles en surface produisent **des divergences dans les trajets verticaux** qui prennent des directions plus latérales. Ces dernières contribuent à étendre la tache saline, en eau lors des mouvements verticaux de remontées verticales de saumures, et a l'asséchement lors des remontées capillaires. Un mécanisme évoqué est également, lors de submersion, la formation d'une interface entre les saumures souterraines et les eaux pluviales qui est susceptible de se former par différences de densités**, les saumures plus denses s'étendant sous l'eau douce des casiers**. La présence de l'horizon dense et de différence de qualités dans les argiles dans cet horizon est un argument fort sur l'occurrence de la translocation. Cette dernière est susceptible de produire des modifications des horizons de départ.

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

Exemple de distribution radiale saline : Le fonctionnement de mosaïques végétales : *Les manchones*

Introduction

Les contractions de végétation, ou «*periodic vegetation patterns* » [109] sont fréquemment signalées dans les zones arides et semi arides. Les plus spectaculaires sont les « brousses tigrées » qui sont signalées sur plusieurs continents et notamment sur les pentes du désert de Chihuahua [110]. Outre les bandes (« *stripes* »), d'autres formes de contractions végétales sont également signalées comme les labyrinthes, des zig-zags, les polygones et les taches « *spots* ». Nous nous sommes intéressés à une mosaïque végétale particulière de structures radiales qui n'existent, à notre connaissance que dans certaines parties basses des dépressions endoréiques du désert de Chihuaha et qui ont attiré notre attention. Ces contractions de végétations s'ordonnent en taches que certains auteurs ont notées par ailleurs sous forme de "distribution aléatoire de plages végétales" [111] ou "*manchones*" [112] entourés par une surface de sol dénudé : le "*peladero*".

En vue aérienne (Figure 33) [M3], la contraction de la végétation est très marquée : les îlots, plages, taches (ou *manchones*) de végétations sont très bien délimités par les espaces dénudés (ou *peladeros*) qui montrent une végétation très rare. La densité des îlots est variable et les prises photographiques analysées montrent une grande influence de la pente générale. La faible pente de 0,19% favorise une couverture des taches de 46%, composée pour moitié d'unités de superficie supérieure à 240 m² avec une densité de 26 unités par hectare. Une pente deux fois plus importante développe une couverture relative moindre (29%) composée pour moitié d'unités inférieures à 110 m² mais avec une densité plus élevée de 59 unités par hectare.

Sur le terrain, la végétation basse est regroupée en îlots déconnectés en dépression par rapport aux espaces dénudés (Figure 34). Les arbustes, sont juchés sur de petits monticules (ou buttes) de quelques décimètres, d'une superficie de quelques mètres carrés. Les pourcentages de couvertures démontrent le caractère très tranché du milieu définit par ses états de surface. A un *peladero* qui comporte plus de 94% de sols dénudés, s'oppose les îlots en dépression, les « *manchones* »avec 62% de couverture végétale et des buttes à *prosopis* avec 70% de couverture végétale. A simple vue, aucune orientation selon la pente est perceptible, néanmoins, le cumul des plus grandes longueurs dans 6 classes d'orientation de 30° montre une petite direction préférentielle selon la pente pour les *manchones*. Les *manchones* orientés selon la pente sont en moyenne plus profonds de 3,2 cm. La superficie occupée par l´organisation décrite est de l'ordre de 6,2 km². On retrouve les principaux états de surface décrits en page 65. Les espèces végétales arbustives dominantes sont représentées par *Prosopis glandulosa* Torr. : le "*mezquite*", placé, dans le cas présent, au sommet d'une butte occupée par les terriers de rongeurs. *Sueda nigrescens* I.M. Johnst. *var. glabra* I.M. Johnst. et, en ce qui concerne les herbacées, *Hilaria mutica* (Buckl.) et *Sporobolus aeroides* (Torr.) sont également présent.

Aspect de surface

Au sein du *manchon* *Hilaria mutica* et *Sporobolus aeroides* constituent l'essentiel de la végétation et les pellicules de décantation sont les seules organisations superficielles présentes. En s'approchant de la limite m*anchon-peladero* l'importance du sol dénudé décroît régulièrement de 46 % à 2,75 m du bord jusqu'à 22 % de couverture à la limite. Ceci explique l'aspect annelé que montrent les îlots de végétation, où la densité de végétation est beaucoup plus importante aux limites qu'aux centres des *manchones*. La proportion d'*Hilaria* par rapport au *Sporobolus* reste constante à l'intérieur de l'îlot de végétation, en

revanche, la couverture de *Sueda*, qui est sensiblement la même que sur le *peladero* (3 %), augmente considérablement à la limite de la tache et atteint 14 % sur son pourtour.

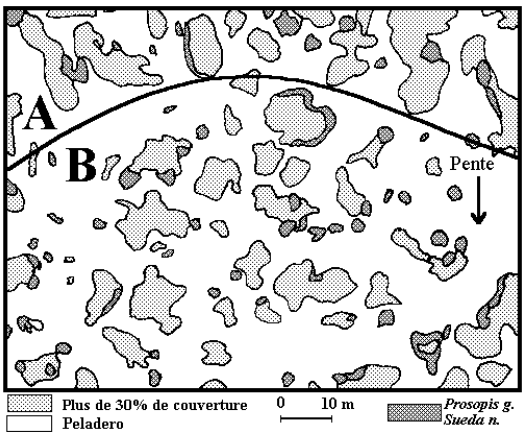
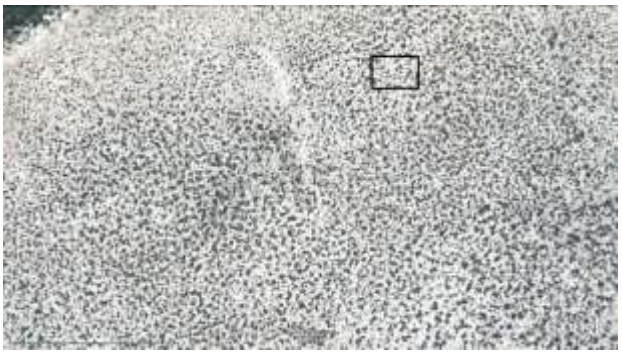


Figure 33.Esquisse d'une vue aérienne (en Haut à gauche) La zone A est une zone de faible pente (0,19%) et la zone B est une zone de pente plus accentuée (supérieure à 0,4%). [Extrait de C11 Exemples de prises de vue d'une zone de végétation contractée par ballon captifs (en haut à droite) et vue Google earth de la même zone (Bas).



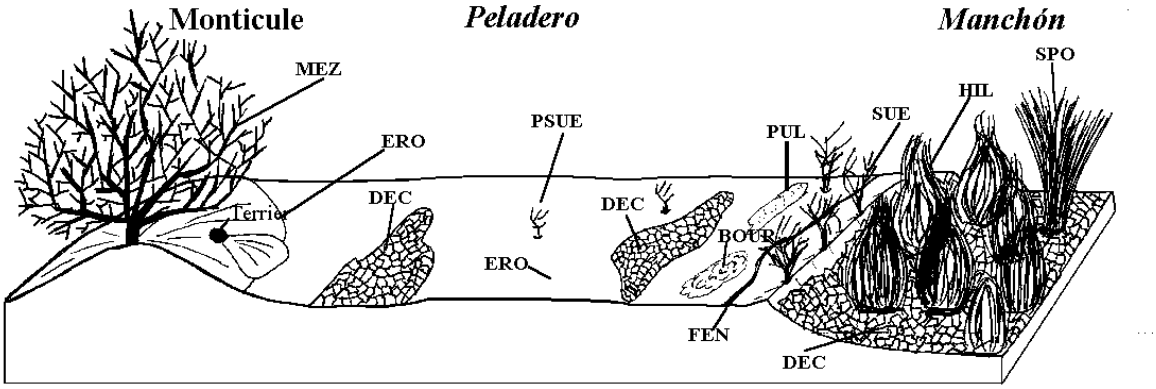


Figure 34: Diagramme présentant les principaux états de surfaces observés et leur distribution courante. MEZ : (*Prosopis glandulosa*), SPO (*Sporobolus aeroides)* HIL(*Hilaria mutica)* , SUE (*Sueda nigrescens*) ERO (croûtes d'érosion) DEC (Croûtes de décantation), BOUR (Boursouflures dues au sel), PUL (pulvérulences). ([extrait de C11]

Trajectoires, Salinité et Sols, Dynamiques salines, Bilans salins, Amendements, Structures radiales, Pesticides, Pesticides et salinité, Conclusions, Bibliographie, CV, Bibliographie personnelle, Etudiants, Doctorants

Le *peladero* est dominé par des croûtes structurales et d''érosion. L'espèce végétale la plus représentée est *Sueda nigrescens* (3%). Près des buttes et des « *manchones* » du fait des ruptures de pentes, des zones limitées de croutes de décantations sont présentes.

Les caractères superposés liées à la salure sont plus fréquents à proximité du *manchon* sur le *peladero*. Sur les deux premiers mètres du *peladero,* la fréquence moyenne est de 28% pour le caractère boursouflé (contre 18,4% sur la totalité du *peladero*), et de 22% pour le caractère pulvérulent (contre 14,6% sur la totalité du *peladero*).

Propriétés hydrodynamique des états de surface

Les caractéristiques morphologiques des unités impliquent que les « *manchones* » représentent des volumes de stockage d'écoulements superficiels importants. **En effet, les volumes des dépressions, si l'on néglige le volume occupée par la végétation est à même de stocker, sans infiltration, une lame d'eau de plus de 40 mm** ce qui représente 96% des pluies journalières [113]. Comme nous l'avons vu en page 48, les qualités hydrodynamiques sont très nettement liées à l'état de surface dominant. **Dans le *manchon*,** où dominent les pellicules de décantation et la végétation, il se produit une infiltration non négligeable : **le sol est susceptible d'absorber des intensités de l'ordre de 35 mm.h^{-1}. Sur le *peladero*,** où dominent les croûtes structurales, l'infiltration est minime, que l'on se trouve à la transition où au centre du *péladero*. **Les intensités d'infiltration observées les plus élevées sont de l'ordre de 5 mm.h^{-1}**[M8][AC2].

Les mesures réalisées au mètre carré ne permettent pas une prévision des phénomènes sur des surfaces beaucoup plus étendues. A l'échelle de l'unité de paysage, la quantité relative de ruissellement qui échappe au captage des taches est inconnue. Cependant, il n'en reste pas moins que les structures en dépression sont susceptibles de capter une grande partie de la pluie, et ceci même pour des intensités très fortes, pendant des temps assez longs ; la lame d'eau d'imbibition n'étant jamais supérieure à 6 mm**. Le *peladero* joue clairement le rôle d'impluvium, il est possible d'avancer que la tache végétale** [M8][AC2][C12] **reçoit une quantité de pluie effective supérieure à 400 mm.an^{-1}.**

Profils de sol

Des coupes nous permettent de décrire l'évolution latérale des sols. Elles permettent de décrire un horizon continu et généralisé qui présente un fort contenu en gypse issu de l'histoire de la zone. En effet, une paleo-sebkra a laissé comme témoins, outre des sédiments, un système de dunes, des croûtes[19] de gypse et d'enrichissement des sols en gypse par remontée capillaire dans des horizons peu profonds [112]. Cet horizon doit présenter un comportement original du point de vue hydrodynamique. Sa structure "confite de gypse" lui attribue probablement une certaine rigidité relative en comparaison avec les autres horizons et lui donne un caractère plus imperméable. Il est possible également que cet horizon soit beaucoup plus difficilement pénétré par les racines des herbacées. La zone dénudée présente le sol non modifié par les phénomènes de dissolution. Au-dessous de cet horizon, le sol semble globalement le même sur toute la coupe.

[19] Croûte (ici): Horizon pédologique continu et induré, distinct de la notion de croûte superficielle employée dans la terminologie des états de surface.

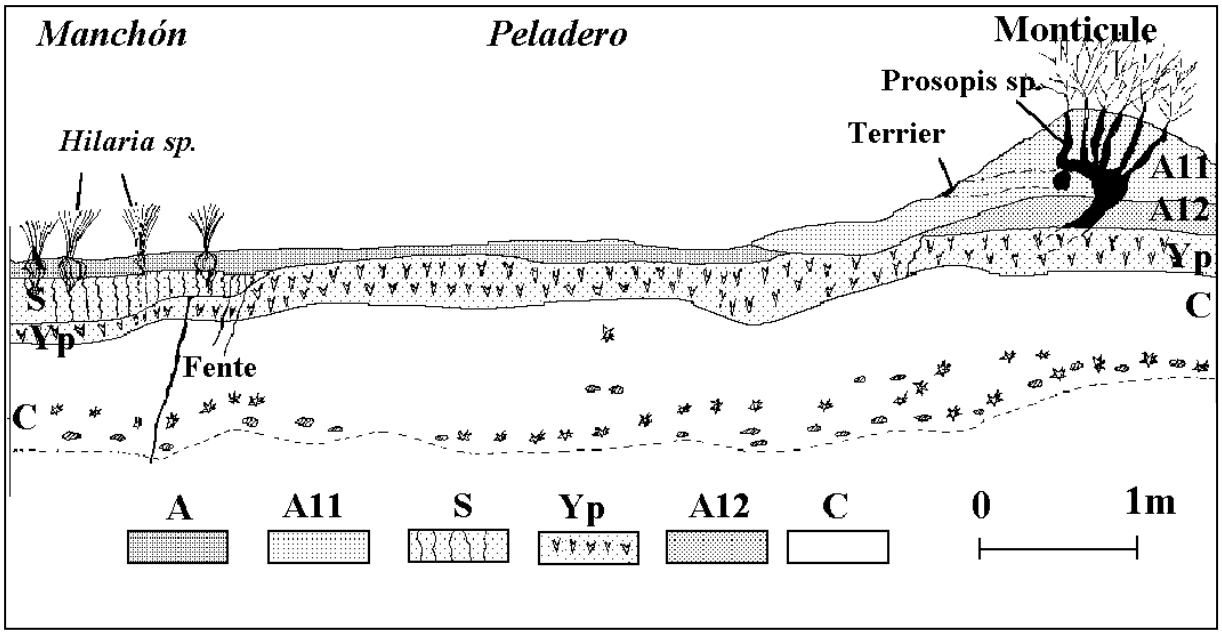


Figure 35: Coupe pédologique schématique du transect de 8 m entre la tache (à gauche) extrait de [C11], le peladero (zone dénudée (au centre), et le monticule (à droite). En-dessous d'un horizon sans grande variation (C) qui contient en profondeurs des nodules de gypses et des taches d'oxydes de fer, se trouve un horizon (Yp) avec beaucoup de gypse sous le peladero et sous le monticule. Sous la zone de végétation herbacée se trouve un horizon sans gypse avec une structure bien définie. Sous le monticule, au niveau du peladero se présente un horizon (A12) de sables très fins en couches laminaires de type éoliennes. L'horizon de superficie est distinct dans le *peladero* et la Manchon (A) où il est massif et dur alors que sur le monticule, l'horizon (A11) est le résultat de l'activité de la faune.

Sous la tache de végétation, cet horizon est beaucoup moins important, et laisse place, semble-t-il par dissolution, à un horizon sans gypse, avec une structure beaucoup plus affirmée (Figure ci-dessus), une porosité importante et un système de fentes fines qui permet une pénétration facile des racines et probablement, un certain gonflement, lorsqu'humidifié.

Figure 36 Vue d'une bordure de contraction végétale (à gauche) avec fente de dessiccation (milieu) et croûtes salines. (Crédit Grunberger O.)

La dépression provient donc de la dissolution partielle et ponctuelle du gypse de l'horizon enrichi en gypse. Cette dissolution progresse verticalement (de la surface vers la profondeur) et la perte de matière soluble est une des causes de la dépression topographique de la tache. Une fois la dissolution totale, (sous la tache de végétation), de l'horizon de gypse, le lessivage de la salinité produit de forts gradients de teneurs en chlorures de sodium (Figure 37 Figure 38), qui induisent la répartition de la végétation. Il est très important de noter que ces mouvements se produisent **à teneurs de chlorures et de gypse globales constantes : e**n effet, seule **la répartition** des éléments semble changer et non la valeur moyenne. L'infiltration facilitée dans la tache de végétation (produit des cycles de dessiccation et humectation qui se traduisent par des changements de volumes importants du fait de la présence des minéraux argileux et de la structure. A ces mouvements s'oppose la rigidité de l'horizon enrichi en gypse, ce qui produit les fentes en limite du *peladero* (Figure 36). Ce phénomène est d'autant plus marqué qu'il existe un fort contraste de

salinité entre la tache et le *peladero*. La salinité est bien moindre dans les horizons superficiels de la tache de végétation que dans le *peladero* où des concentrations élevées sont rencontrées dès 15 cm de profondeur contre 60 cm de profondeur dans l'intérieur de la tache. En revanche en bord de tache, des spots de salinités élevées apparaissent en surface expliquant, l'implantation fréquente de l'halophyte *Sueda Nigrescens*.

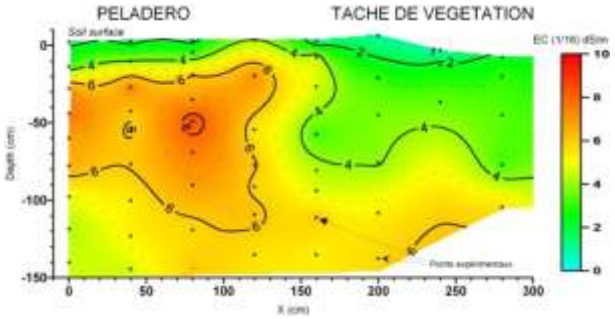


Figure 37: Distribution en coupe des teneurs solutions de lixiviation (1/16) du sol au sein et à l'extérieur d'une tache de végétation (Extrait de [C11]).

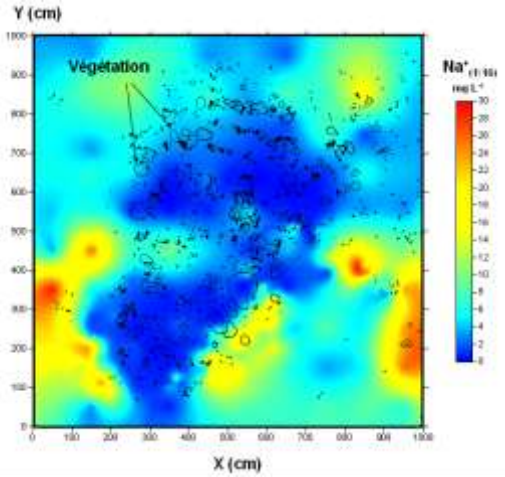


Figure 38 : Carte de surface des teneurs en sodium des solutions de lixiviation (1/16) du premier horizon de sol au sein d'une tache de végétation. (Extrait de [C10],[M4]) (La superficie basale de la végétation est en surimpression)

Conclusion sur les « *manchones* »

Les mosaïques végétales sont souvent le fruit des contraintes hydriques : l'exemple observé dans la *playa* de la réserve de la biosphère de Mapimi semble découler en premier lieu de la même logique que celle des brousses tigrées observées sur les versants **: les zones de végétations sont entourées d'impluviums qui permettent leur survie**.

Les principaux auteurs évoqués dans [114] s'accordent sur le concept d'un modèle d'auto-organisation issu d'une rupture de symétrie («*Symmetry-breaking instability* »). Dans les modèles de Turing et de noyau (« *kernel* ») cette rupture provient des différences de portée des interactions (courtes et longues) ou bien des différences de flux entre espèces. Dans le modèle initial de Turing **c'est le processus de diffusion qui crée l'instabilité et la périodicité.**

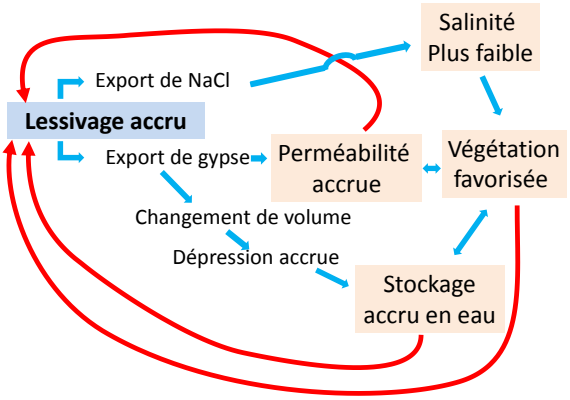
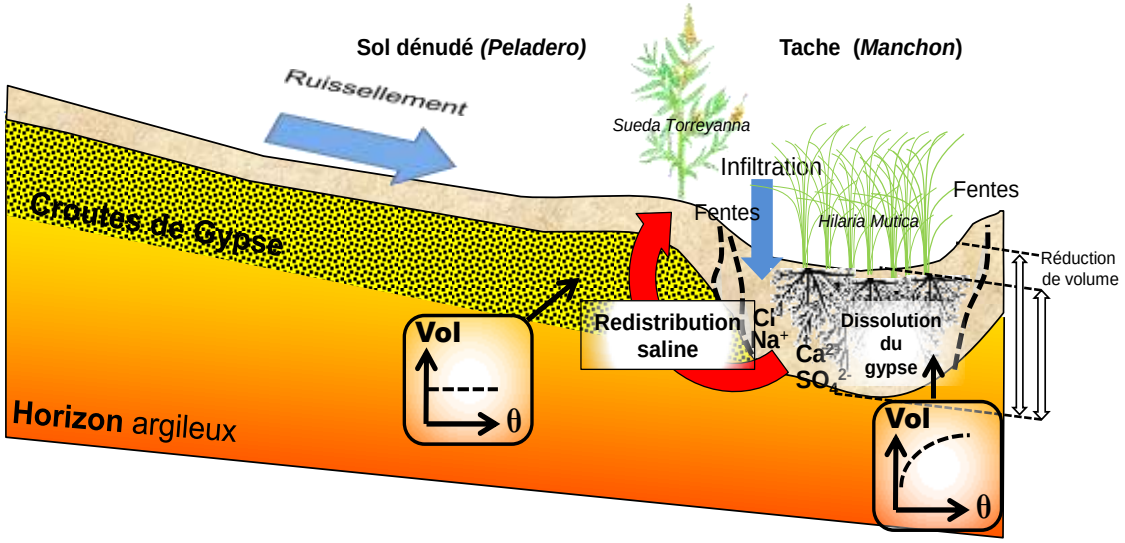


Figure 39 : Diagramme illustrant les mécanismes favorisant la dissolution de l'horizon gypseux sous le « *manchon* » (en bleu actions, en rouge rétro-actions)

Dans les zones de faibles pentes, l'organisation ne semble pas s'opérer en bandes, mais en structures radiales ce qui laisse penser que d'autres mécanismes sont à l'œuvre. Notre

analyse est que la dynamique des solutés joue un rôle crucial dans l'installation de ces structures. En cause, le devenir de l'horizon gypseux hérité d'une période où la surface de sol était proche d'un niveau aquifère (Figure 39).

Cet horizon à l'occasion « d'une zone de perméabilité relative plus élevée» peut amorcer une dissolution qui remet en cause le contenu en gypse **et déplace la salinité vers l'extérieur de la zone :** plus la **teneur en gypse est faible, plus la tache de végétation est en dépression, plus elle stocke d'eau de surface, moins la salinité y est élevée, plus la végétation prospère du fait de l'accès à l'eau et aux faibles salinités dans l'horizon racinaire**. Les boucles d'interactions (Figure 39) font que le phénomène s'auto-entretien avec la dissolution du gypse de l'horizon tant que les sels sont repoussés en profondeur et sur les côtés ce qui entretient le gradient halophile des espèces. La limitation dans l'extension se produit par la réduction de l'impluvium. La spatialisation est essentiellement le résultat de la dynamique des sels solubles, en premier celui du gypse qui a un rôle « structurel » en deuxième celui des sels de sodium qui détermine d'une part le gradient de salinité des espèces dans la structure (Figure 40).



Contraction de végétation dans la Playa actuelle

Figure 40 : Schéma illustrant les mécanismes en œuvre à la suite de la dissolution de l'horizon de croute de gypse (redistribution saline, modification des volumes et des propriétés rhéologiques) Figure originale établie pour ce document.

Conclusion sur l'examen des structures radiales

Les deux structures observées sont le fruit de **discontinuités originales** qu'il est difficile de circonscrire. Dans la tache végétale, il s'agit probablement d'une première faiblesse dans l'horizon gypseux en surface, dans la tache saline d'une faiblesse dans l'horizon profond, moins perméable. Du point de vue de l'entretien de ces deux structures; l'une nous parait dépendre en premier lieu d'une poussée artésienne avec une régulation de la surface contrôlée par le devenir des propriétés des horizons de surface. Pour l'autre, si le développement de la végétation et l'organisation d'un radiant permet l'acquisition d'un certain développement, le limitant viendra du rapport entre surface d'impluvium et surface de végétation.

8. Bilan général

Principaux résultats

Ces 20 dernières années, j'ai mis en œuvre une approche **couplant l'évaluation des termes du bilan salin des sols** et l'étude **des mécanismes les plus importants concourant à la régulation des accumulations salines** dans les sols en contexte aride et semi-aride. L'essentiel de cette activité, s'est développé *in situ* à partir du terrain où sont menées la plupart des expérimentations.

D'un point de vue méthodologique nous nous sommes d'abord attachés aux différents termes du bilan salin des sols au champ : appréhendés d'une part en surface, d'autre part dans le sol et en liaison avec l'aquifère.

- **A la surface du sol,** nous avons ainsi utilisé le mini-simulateur de pluie pour obtenir des évaluations de la partition des éléments solubles en fonction de différents états de surface.
- **Dans le sol,** nous avons utilisé des méthodes « classiques » (suivis lysimétriques, tensiométriques, humidimétriques, et de conductivités électriques des solutions, associés à des caractérisations hydrodynamiques de laboratoire) pour évaluer les flux salins dans des conditions expérimentales particulières.
- **Pour caractériser les remontées capillaires,** nous avons également adapté des méthodes à l'estimation de flux évaporatoires lents, in situ, sur profils en situations d'asséchements prononcées. **En couplant étroitement l'étude du comportement des traceurs naturels Deutérium (D) et Cl^-** nous avons mis en œuvre et complétée la méthode basée sur l'équilibre entre diffusion et convection. **L'évaluation de flux faite avec le Cl^- est globalement cohérente avec celle du D.**
- Nous avons également proposé et testé une méthode alternative basée sur le déplacement d'une injection d'eau enrichie en D. **Cette méthode permet l'estimation des flux cumulés de l'ordre de quelques cm an^{-1}, mesurés sur une période de l'ordre du mois en s'affranchissant des limitations qui entachaient la méthode précédente** que sont les alternances jour-nuit, les accumulations salines, des gradients de température. Comme la méthode précédente, elle présente l'inconvénient d'être une méthode destructive et requiert l'absence de période d'infiltration, en revanche elle permet la mesure des coefficients de dispersion hydrodynamiques dans des conditions non saturées ce qui peut être utile pour simuler le mouvement des solutés.

Les approches méthodologiques évoquées précédemment permettent de mettre en évidence les faits suivants :

- Même en présence de croûtes salines, le ruissellement sur les sols à faible pente produit peu de mouvements latéraux de sels très solubles**. L'hydrodynamique de la période d'imbibition est le principal facteur de contrôle**. Les mouvements latéraux des sels très solubles proviennent donc peu du ruissellement et sont subordonnés à l'infiltration et le transfert via les aquifères et/ou les poussières éoliennes.
- Dans les casiers à riz des bas-fonds du Nord-Est de la Thaïlande affectés d'année en année par des croutes salines de surface en saison sèche, la mise en eau du casier permet le repiquage du riz. Cependant, après le repiquage**, un mouvement de salinisation de l'horizon racinaire se produit pendant la période de submersion des parcelles, du fait d'une poussée artésienne de l'aquifère** qui contamine les horizons superficiels du sol à la faveur d'hétérogénéités dans les horizons profonds. Après la récolte, lors du rabattement du niveau piézométrique

sous la surface de l'ordre de 2m, la salinité se redistribue dans le profil, mais peu de drainage de solutés se produit **le bilan salin étant globalement constant.** Ce résultat offre une image différente des processus de salinisation à l'œuvre en Australie. Le mécanisme évoqué est identique à l'échelle du paysage : c'est à dire celui d'une remontée des aquifères près de la surface dans les « *discharge areas* » du fait du changement d'usage des terres sur le bassin versant hydrogéologique. Cependant, du fait des particularités du riz pluvial des bas-fonds qui impose une submersion par de l'eau douce, **la salinisation atteint la surface avec des modalités particulières** qui font que l'apport en solutés se produit par artésianisme en conditions saturées pendant la saison des pluies, **à la différence du cas Australien où les remontées capillaires sont le principal mécanisme évoqué pour la salinisation du sol** comme c'était le cas, par analogie, pour le Nord Est de la Thaïlande.

- Les mécanismes intimes de l'évaporation et de la remontée capillaire au sein du profil sont en cause dans l'accumulation de sels solubles et la formation des croutes salines au sein des horizons superficiels du sol pendant la saison sèche. Dans le Nord-Est de la Thaïlande, ce processus de redistribution fait apparaitre le résultat de la salinisation de saison des pluies. **De manière générale, l'apparition de croutes salines est susceptible de réduire les flux évaporatoire de 30 à 40 % ce qui constitue à nos yeux un premier mécanisme d'auto-régulation** peu documenté et pris en compte dans la littérature.
- L'examen détaillé de la distribution des teneurs en chlorures dans les horizons de surface au-dessus du front d'évaporation et sous la limite de cristallisation, ouvrent des perspectives intéressantes qui sont peu documentées**. La distribution des teneurs en Cl^- avec la profondeur en période d'asséchement semble répondre à un mécanisme de diffusion en phase liquide hérité des flux évaporatoires passés.** Non seulement l'ion chlorure s'accumule dans le profil en liaison avec le cumul des flux évaporatoires, mais sa distribution au-dessus du front d'évaporation peut refléter des périodes d'évaporation plus importantes.

L'étude **des mécanismes de rétroactions les plus importants c'est développée suivant les axes méthodologiques visant à quantifier les phénomènes de dispersion/coagulation des argiles et l'influence de la végétation.**

Nous avons documenté **par suivis de terrain et manipulations de laboratoire, l'évolution de la bio-géochimie des solutions et leur influence sur les comportements des argiles.** Ces méthodes sont adaptées aux casiers à riz du nord-est de la Thaïlande mais sans beaucoup d'objet dans les playas du Nord Mexique.

- **Au champ,** nous avons instrumenté des méthodes de prélèvements en milieu anoxique pour refléter la réalité des solutions dans les horizons racinaires du riz. Nous avons ainsi pu comparer d'une part, l'effet de pratiques agricoles décennales contrastées, d'autre part les modifications apportés sur l'année par des amendements de matière organique dosés ponctuels. Les sites de prélèvements sont choisis dans et à l'extérieur de taches salines pérennes pour obtenir un gradient de salinité le plus important possible.
- **En laboratoire,** nous avons caractérisé l'influence des variations des teneurs observées au champ sur la coagulation et/ou la dispersion des argiles, en soumettant les argiles. Nous nous sommes focalisés sur les variations importantes de teneurs en Fe^{2+}.

Les approches méthodologiques précédentes ont permis de montrer les résultats suivants :

- Les incorporations de matière organique dans les sols de rizière, produisent des effets géochimiques intéressants pour les sols salés : l'examen de leurs effets est en faveur des pratiques agricoles ancestrales de lutte. **Le controle du pH (très bas dans les zones salées) est renforcé et la solubilisation accrue du fer augmente le seuil de dilution correspondant à la dispersion des argiles en tenant le rôle dévolu au calcium. Cette évolution est observée même dans des situations où les teneurs en solutés sont assez élevées, c'est-à-dire supérieure à 3 mmol L^{-1}.** Ce sont, à notre connaissance, **les premiers travaux qui mettent clairement en avant le contrôle par l'oxydo-réduction** au travers de la disponibilité de l'ion Fe^{2+} en solution (et accessoirement le contrôle du pH), **dans la stabilité des structures des horizons de sol affectées par la salinité.**
- Enfin, l'incorporation de matières organiques dans le sol n'augmente pas significativement la production de méthane de l'année dans les zones les plus salées.

L'influence de la salinité sur les populations végétales et les états de surface (sans objet dans le contexte des casiers à riz) a été qualifiée par une campagne extensive d'échantillonnage de sols de playa à l'échelle de la partie mexicaine du désert de Chihuahua. Les sites de prélèvements sont qualifiés par les organisations superficielles et les couvertures végétales et permettent d'établir par distribution statistique les liens entre espèces végétales, organisations superficielles et salinités des sols. Les résultats montrent des échelles étendues de teneurs en solubles, avec **un comportement bien différencié autant pour les espèces végétales que pour les organisations superficielles.** Des seuils de conductivités électriques de l'extrait au 1/16 sont isolés en fonction des caractères halophytes de la végétation et des organisations superficielles.

Dans nos exemples, l'analyse hydrologique des flux et des stocks de sels permet d'éclairer le fonctionnement actuel des bas-fonds des milieux semi-arides. L'examen des entrées/sorties de solutés dans les sols à fort contenus en sels, à la surface et à l'interface avec des aquifères peu profonds, montre que **les sels les plus solubles sont relativement peu mobiles en relation avec les stocks importants dans le sol à l'échelle de l'évènement.** L'infiltration est insuffisante pour permettre la sortie vers le bas, car dans les sols de playa les précipitations annuelles sont insuffisantes pour générer beaucoup de recharge et dans les rizières du Nord Est la poussée artésienne la limite. Dans la playa, à la surface du sol, le ruissellement intervient après une phase d'inhibition qui limite sévèrement le lessivage latéral, dans le cas des casiers, cet effet d'infiltration dans le sol est accru par la présence des diguettes. **En revanche, ce stock salin du sol se redistribue de manière rapide dans les premiers horizons sous l'effet de l'évaporation ce qui produit les contrastes salins les plus rapides et plus prononcés et les plus contrastés dans le profil.**

Le processus de rétroactions le plus cité dans la littérature est **justement l'effet de la sodisation de la phase échangeable du sol et des conséquences sur la stabilité des argile**s notamment, lorsque les premiers horizons subissent une baisse de contenus en sels solubles. La **sodisation** et la dispersion des argiles sont improbables dans les sols gypseux de playa du fait de la disponibilité généralisée de l'ion Ca^{2+}. En revanche, dans les sols du Nord Est de la Thaïlande, elles sont susceptibles d'intervenir dans les premiers épisodes d'infiltration et de mise en charge des casiers. Du point de vue expérimental, on dispose de seuils reproductibles de dispersion et de relations empiriques entre compositions des solutions et caractéristiques hydrodynamiques d'échantillons non-remaniés**. Cependant ce qui reste difficile est de modéliser les changements de concentration qui sont eux-mêmes dépendants de leurs effets sur l'hydrodynamique.** En effet à l'infiltration de l'eau pluviale, la dispersion ralentira par colmatage la progression du front d'infiltration

créateur du lessivage. Lors de la remontée saline artésienne, c'est l'inverse qui se produirait, la coagulation des argiles, immobilisera les particules les plus fines. Cependant il y a débat sur la réversibilité du phénomène à court terme. Une approche commune est de considérer qu'une dispersion modérée est réversible. Au-delà d'un certain seuil, la destruction de la structure du sol ne sera réversible qu'après le temps nécessaire à la reconstruction de sa porosité biologique. Cependant même pour une dispersion faible, il a été observé que le simple déplacement de particules colloïdales induites par la diminution de la force ionique dans la porosité d'un grès induit un changement de perméabilité dit « irréversible » [116]. Le déplacement de matières fines, ici la « translocation des argiles », change la nature de la porosité du sol et il reste beaucoup à faire pour simuler ces changements et leur influence [116].

Les mécanismes de constitution et d'entretien de mosaïques végétales **sous forme de taches de végétation dans les playas du nord Mexique, mobilisent le devenir d'une croute de gypse « héritée » dont la dissolution partielle produit des changements de caractéristiques hydrodynamiques et rhéologiques du sol jusqu'à 60 cm de profondeur**. Ces caractéristiques induisent une nouvelle distribution de l'eau infiltrée dans le sol et des concentrations salines auxquelles l'implantation de la végétation répond produisant la contraction ordonnée de la végétation. L'extension de la tache de végétation en surface est dépendante d'un processus de dissolution de gypse lui-même conditionné par la **surface de l'impluvium que constitue la surface dénudée entourant la tache de végétation.**

Le mécanisme d'extension des surfaces affectées dans la tache saline artésienne dépend en premier lieu de l'équilibre entre poussées artésiennes et le niveau de submersion des diguettes, en deuxième lieu se sont les contrastes hydrodynamiques qui s'installent entre le centre de la tache saline et l'extérieur dans l'horizon de surface qui ont tendance à donner une tendance latérale aux flux de solutés. **Le contrôle de l'extension est donc exercé en partie par la résilience de la structure du sol aux marges de la tache saline**. Il n'y a cependant pas de « verrou » qui limiterait l'extension de la tache saline par l'imposition d'un ratio de surface d'impluvium nécessaire comme dans le cas précédent.

Evolutions

En 20 ans, beaucoup de choses ont changé, dans les sciences du sol et dans l'activité du chercheur travaillant dans le domaine de l'environnement, en particulier pour celui qui développe ses études sur des terrains « isolés » loin des centres urbains des pays développés.

Dans ma démarche, les expérimentations de laboratoire et l'utilisation de modèles numériques pré-existants jouent un rôle complémentaire qui permet la confirmation, l'explication, l'extension ou bien la critique des observations que je tiens à faire au champ. A vrai dire, et à l'usage, je me méfie de la « pureté » des modèles mécaniques et de la simplification du laboratoire pour prédire l'évolution des sols. En revanche, j'en accepte les vertus pédagogiques et l'utilisation à des fins d'exploration conceptuelle.

Cette période a vu l'explosion de l'usage accru des ordinateurs avec la généralisation des échanges par emails[43], des localisations facilitées par GPS[44] et des couvertures satellitaires ainsi que la multiplication du nombre d'articles qu'il faudrait lire. La quantité d'informations à traiter en provenance du terrain a suivi cette tendance, celle d'une inflation des données recueillies, par des centrales de mesures plus nombreuses et des acquisitions plus détaillées, notamment satellitaires, et celle enfin, d'innombrables opérations de traitements statistiques, ou bien de renseignements de modèles numériques toujours plus sophistiqués dont le nombre de paramètres ne cesse d'augmenter.

Cette inflation pourrait faire oublier au géochimiste les acquisitions de données les plus directes, celles que l'on peut qualifier de «première main» sont toujours ponctuelles et entachées de perturbations causées par l'instrumentation, car les ouvertures de fosses pédologiques, les cheminements de tarières, la pose de piézomètres perturbent le milieu. L'échantillonnage des eaux et des sols sur lequel repose l'établissement des faits expérimentaux reste donc toujours imparfait, discret par nature, et limité en nombre par économie et souci de conservation du sujet de l'étude. Enfin, quoique nous mettions en œuvre, les objets que nous étudions restent toujours cachés au regard direct et un peu comme dans l'allégorie de la caverne de Platon, « *des choses* », tels le sol et le sous-sol, nous ne connaissons « *que les ombres projetées par le feu sur la paroi de la caverne qui leur fait face* ». La métaphore prend une saveur particulière, quand elle est rapprochée des tentatives de spatialisation par géophysique de sub-surface où la conductivité électrique du sol et du sous-sol représente la composée d'un panel de caractéristiques (salinité, teneurs en eau et en argile, constituants).

Conjointement, aux évolutions technologiques, les façons d'envisager l'activité scientifique dans nos sphères disciplinaires sont en mouvement. Influencés par l'école de nos pères scientifiques, pour la plupart, « naturalistes » et accumulateurs de « faits pédologiques », nous avons souvent, dans le passé, laissé les questions scientifiques émerger lentement des terrains dont nous avions entrepris l'étude, un peu à la mode de l'école « structuraliste » (en science du sol) dont l'épistémologie a été si bien documentée par B. Latour [1171]. L'aspect inductif et empirique de la démarche ne doit pas occulter le travail de construction de la classification des sols assis sur les effets visibles des processus qui sont progressivement désignés pour être documentés au cours des années suivantes. On

[43] Découvert à mon retour en France en 1996

[44] Le premier GPS, que j'ai utilisé un Magellan (pesant 1.5kg) nous a été prêté pour une période réduite en 1995

connaît les faiblesses principales de cette démarche : d'une part, le scientifique, dans cette activité, qu'il en soit conscient ou pas, porte un bagage théorique qui détermine ce qu'il est en mesure de percevoir, et d'autre part, l'accumulation de faits, ne produit pas, en principe, de preuves : seulement de fortes présomptions, qui doivent être soutenues par une construction logique qui rende ces dernières « *réfutables* » au sens de Popper. L'évolution actuelle de l'activité se traduit naturellement par une inversion progressive de l'empirisme des débuts : de plus en plus, l'activité de terrain, se concentre sur la recherche active de consolidation-contestation d'hypothèses préconçues, sur un processus déterminé. Ainsi, la démarche actuelle est mieux adaptée à la découverte de réfutations de théories ; elle implique cependant une spécialisation plus étroite et rend difficile l'appropriation cognitive holistique, du moins à l'échelle individuelle.

Pour les personnes dont l'apprentissage s'est effectué dans la première approche, ce qui est mon cas, la transition de l'une à l'autre des façons de faire n'est pas naturelle : il est difficile de porter avec grâce, les œillères apparentes de la seconde approche, c'est à dire, venir chercher d'une manière abrupte, sur le terrain, la confirmation d'une hypothèse et/ou du fonctionnement d'une méthode. Nécessité faisant loi, je m'y suis risqué notamment récemment. Dans ma pratique générale, cependant, pour chaque chantier que j'ai abordé (nouveau pays et/ou nouveau contexte), il y a une période d'indétermination, que j'ai l'habitude de qualifier de «débroussaillage». Dans cette période d'appropriation et d'élaboration de thématique, il s'agit non seulement de prendre connaissance des travaux sur les lieux au travers de la bibliographie, de « connaître » les faits de terrain, mais aussi et surtout, les enjeux locaux, c'est à dire ce qui est essentiel vis à vis de mon partenariat institutionnel. Le choix qui prévaut dans ce document, celui de présenter d'abord des processus observés à l'échelle du profil de sol et du m^2, puis « l'expression » de ces processus à l'échelle plus large, aux travers des distributions spatiales, ne doit pas occulter que mes idées ont très généralement suivi initialement le chemin inverse : celui d'interrogations déclenchées par des observations contextuelles et/ou spatialisées qui amènent des hypothèses que l'on tente d'infirmer par des observations temporelles ou spatiales plus détaillées. Même reformulés, les résultats porteront, « *suis generis* » les stigmates du contexte, au contraire d'une vérité que l'on aurait espérée « pure et universelle ».

Je dois également constater que l'essentiel de mes travaux sur les dynamiques de la salinité dans les sols ont concerné des échelles spatiales réduites (du mètre carré à la parcelle) et que mon « intégration des phénomènes » dépasse rarement l'échelle de la tache saline et de la mosaïque de végétation (Tableau 2, Page 34). Mes partenaires finalisés et les *reviewers* ont parfois fait la critique de cette limitation de mes travaux qu'ils jugent pour les premiers difficilement conciliables avec les échelles de gestions politiques (la région, « la « méso-échelle »), pour les seconds, difficiles à concilier avec des exigences de représentativité des milieux. Que répondre à cela, sinon expliquer que nos travaux se sont adaptés, à notre objectif celui de comprendre la dynamique de phénomènes rapides et hétérogènes spatialement à notre échelle d'observation et que l'échelle de la parcelle est celle de l'examen des effets des pratiques des agriculteurs ?

Nous le savons désormais, à l'exception de certaines des expériences de laboratoire où le contrôle simplifie la réalité et, en dehors de l'univers des simulations numériques (du moins de celles qui s'avèrent suffisamment stables), les résultats de nos expériences de terrain acquises sur des sols au sein des « agro-systèmes » ne seront jamais strictement et aveuglement reproductibles. Bien sûr, l'activité scientifique reste possible et motivante : il s'agit d'identifier sans relâche des invariants de portées spatiales et temporelles diverses, ou bien des domaines précis dans lesquels le résultat d'une série de processus identifiés est quantifiable sur une échelle donnée, comme une évaporation dans

un sol sableux en climat semi-aride est contrainte (ou non) par la formation de croûtes salines. Cependant la prétention à la prédictibilité, en milieu « ouvert », même limitée aux sciences du sol, est difficile à maintenir car tout change et interfère : le climat, les plantes, les populations bactériennes : chaque changement produit un état du système qui n'est jamais identique à un autre, ce qui le rend fréquemment imprédictible. De plus, en abordant des sols de plus en plus intensément exploités par l'homme, le facteur humain fait alors indéniablement partie de l'expérience, qui se déroule sous nos yeux et ce facteur rajoute des mécanismes situés en dehors des conditions de contrôle. L'existence (ou la conscience) des forçages externes subis par le sol se multiplie. Difficile de prévoir ce qu'il va arriver pour un sol qui est soumis à des conditions d'usage fixes et un climat que l'on sait fluctuant. Mais cette prédiction peut être radicalement remise en question par la variation de coût sur le marché mondial d'une céréale, d'une source d'énergie, l'apparition (où l'anticipation !) d'une nouvelle disposition légale concernant la propriété agraire ou bien une norme environnementale : le périmètre des chaînes de causalités définitives est alors hors de portée de nos disciplines.

C'est donc bien, dans le cadre du « *défi de la complexité* » décrit par Edgar Morin[45] que nous nous débattons. Aux forçages externes qui correspondent à « *la crise des concepts clos* » se rajoutent d'autres défis à notre entendement, comme le nombre d'interactions trop élevé pour être clarifié (« la complication ») et le fait que nous « *ne pourrions plus chasser le singulier et le local par l'universel (nous devrions au contraire nous évertuer à les lier*) ».

Paradoxalement, les exigences de reproductibilité des expériences et la possibilité de « *réfutation* » des théories sur lesquelles ont été bâties nos disciplines ont produit le formalisme de notre système de publication scientifique actuel. Il y aurait donc une disjonction entre ce que l'on y expose de manière de plus en plus normative, qui cherche à mettre en valeur une « *abstraction universaliste qui éliminerait la singularité, la localité, la temporalité* » et les réalités des évolutions que les observations de terrains renvoient, elles-mêmes imbibées de paradigmes sous-jacents, d'interactions inconnues, d'états initiaux imprécis que l'on chercherait plus à cacher qu'à mettre en relief. **C'est le formalisme des sciences les plus « dures » que nous appliquons à nos sciences du milieu**, avec un léger sentiment d'infériorité car reproductibilité et réfutation possibles sont difficiles à envisager sans le contrôle des conditions externes à nos systèmes étudiés.

Lors d'une soutenance de thèse de sociologie d'une amie [118], j'ai entendu au début de la conclusion, avec une certaine surprise à l'époque, l'expression « *Je soutiens la thèse que …* », expression que je n'ai jamais entendu par la suite, dans les nombreuses soutenances de thèses en sciences du sol et en hydrologie auquel j'ai assisté. Ce qui m'a frappé à la réflexion, c'est que l'expression traduit à la fois une précision : « *je suis la personne qui soutient cette idée* » et un certain flou « *Je pense mon hypothèse vraie mais il est possible d'en soutenir une autre* ». C'est à la même époque, que la polémique soulevée par Sokal [119] mettait en lumière, la dérive possible consistant à considérer toutes les « vérités » scientifiques comme (et exclusivement comme) des constructions sociales.

Où et comment établir la reproductibilité dans une étude de milieu ? Dans certains cas, par exemple sur parcelles expérimentales, les répétitions de traitements sont en mesure d'étalonner la portée et la solidité de nos résultats. Un test statistique entre deux traitements est jugé significatif, par le système éditorial, si le « risque d'erreur » est inférieur à 5% [120]. Ce seuil doit être pragmatique, car à notre expérience, s'il était fixé

[45] Edgar Morin (1988) Le défi de la complexité , Revues Chimères N°5/8 1988.

à 1%, les essais avec répétitions, en milieux « ouverts » (sur parcelles, ou bassin versants, par exemple) seraient impossibles à publier. Cependant, si l'on reportait cette exigence de risque d'erreur de 5% aux nombres articles parus entre 2000 et 2013 comportant les thèmes « salinité et sols » on obtiendrait que plus de 1500 articles sont « statistiquement » inexacts, contribuant certainement à une faible part des « actifs toxiques[46] » [120]. S'il y a donc bien « *une voie étroite* », « *située entre deux représentations aliénantes, celle d'un monde déterministe et celle d'un monde arbitraire soumis au seul hasard*» [121], reste à trouver le système de publication le plus adapté à cette nouvelle donne où, dans les sciences du milieu plus que dans les autres «*Les lois ne gouvernent pas le monde mais celui-ci n'est pas non plus régit par le hasard* ».

[46] « *Toxic assets* »

Troisième partie

Cette même eau se confondra et se divisera avec une masse beaucoup plus considérable tant dans son cours que dans les bassins et réservoirs dans lesquels elle aura à circuler,[…] la majeure partie ou s'écoulera par les fontaines, qui seront continuellement jaillissantes, ou servira pour des usages domestiques de peu d'importance; de sorte qu'il n'y en aura que quelques portions qui entreront dans les aliments. ***Quel poison si subtil pris en aussi grand lavage pourrait donc produire un effet sensible****,* ***ou au moins quelle énorme quantité ne faudrait-il pas en employer ?***
Mais en supposant qu'il fût possible de communiquer à l'eau, par des mélanges, une qualité malfaisante, cet inconvénient n'existe pas moins dans l'état actuel […] cependant il n'est point d'homme raisonnable qui soit affecté de pareilles craintes, et on serait même fondé à les traiter de folies.

Antoine-Laurent Lavoisier- Rapport sur la brochure de M. Auxiron, relative aux moyens de donner de l'eau à la ville de Paris (1865).

8. Perspectives

Introduction

L'étude des mécanismes qui entourent l'augmentation de salinité dans les agrosystèmes a de beaux jours devant elle. Des nouveaux champs d'applications des connaissances exposées dans ce document s'ouvrent avec l'étude des interactions potentielles avec le changement climatique, la montée des océans, la régulation des crues des grands fleuves, l'irruption de l'irrigation dans des agrosystèmes nouveaux comme la vigne et la prise en compte de l'Analyse du Cycle de Vie des produits agricoles. En revanche, l'étude des mécanismes d'actions (ou de rétroaction) de la salinité à l'échelle du profil de sol ou de la parcelle s'est progressivement essoufflée : **les preuves d'intérêt, en Europe et plus particulièrement en France, se font de plus en plus rares**. L'idée qui prédomine semble être que le bilan salin d'une parcelle agricole est une affaire simple dont les principaux déterminants sont la conduite de l'irrigation et du drainage de l'agriculteur. Actuellement, les complexités dignes d'étude résideraient plutôt dans les choix sous contraintes socio-économiques et culturelles, dans les implications spatiales à long terme, dans les plans d'aménagement du territoire et dans les défis spatio-temporels de modélisation, mais… peu dans la compréhension aboutie des effets de la salinité sur le sol documentés par une observation détaillée. La prédominance des projets dont les cahiers de charge doivent traiter (« et résoudre ») en quelques années une demande sociale explicitée incline naturellement dans le sens d'une simplification du sujet biophysique pour pouvoir traiter le sujet social. Ces dernières années, je suis de plus en plus sollicité dans le cadre de cette simplification du sujet biophysique « salinisation des sols » : il s'agit de délivrer une « connaissance d'expert » pour répondre à des interlocuteurs intéressés par des questions sociétales au travers d'une démarche ACV [122], la conception de schémas d'aménagements, des scénarios d'usage des terres, etc... Dans ce type de cadre, les interlocuteurs, sont intéressés par ce qu'ils appellent caricaturalement « l'ordre un » et sont finalement embarrassés de la subtilité des interactions… ce qui justement est mon principal point d'intérêt et de recherche. Il s'agit donc pour moi, tout en rendant ce type de service attendu, de développer un champ de recherche compatible avec mon souci de description d'interactions détaillées in situ.

Ce champ doit renouveler ma thématique tout en trouvant un moyen de valoriser l'expérience, doit présenter des verrous cognitifs qui m'intéressent, être réalisable en termes de collectif et d'acceptabilité au financement et également être bien situé dans les objectifs de mon institution. Dans le cadre de cette évolution recherchée, le sujet du comportement des pesticides dans les eaux, molécules organiques de synthèse utilisées au champ pour l'agriculture, a éveillé mon intérêt.

D'une part, ces molécules présentent quelques points communs avec les ions des sels dont j'ai étudié la dynamique car leur transfert dans les écosystèmes s'opère fréquemment par voie aqueuse : soit en solutés, soit associées à la matière organique dissoute, soit adsorbées sur des particules en mouvement dans les flux d'eau. D'autre part, la généralisation de leur usage induit que ces molécules et leurs métabolites sont présents, là où l'agriculture s'intensifie et dans les principaux réservoirs hydrologiques (sols, eau de surface, eaux souterraines) ce qui les rapproche des traceurs et substances que j'ai étudié. Si traditionnellement, la « géochimie » est plutôt associée aux « éléments minéraux » le devenir des molécules organiques est conditionné par des réactions de transformation qui pour en être plus complexes relèvent néanmoins des mêmes logiques thermodynamiques.

La partie « perspectives » a donc pour objectif, après quelques rappels de notions sur les pesticides, de faire un état des lieux des études sur les pesticides dans les pays du sud

de la méditerranée et dans les situations ou pesticide et salinité des sols et des eaux se recoupent pour faire le bilan des principaux mécanismes d'interaction et de proposer à grands traits les recherches que je souhaite encadrer.

Quelques rappels sur les pesticides

Les substances actives

Depuis la deuxième guerre mondiale le nombre et la quantité de substances actives issues de l'industrie et employées au champ ne cesse d'augmenter[i]. Le marché mondial des pesticides serait de l'ordre 30 milliards d'euros. L'application d'un nombre toujours plus important de principes actifs est destinée à protéger les cultures des attaques biologiques issues de leur environnement (virus, bactéries, champignons, insectes, arachnides, nématodes, …) et de la compétition vis-à-vis des adventices. Les mêmes substances sont également employées pour des motifs de santé publique contre les vecteurs des grandes pandémies. Les statistiques tenues par la FAO font état de plus de 40000 t a^{-1} de substances pesticides utilisées dans le monde alors que certains grands pays comme la Chine et les USA ne semblent pas alimenter cette base de données. L'année 1962 sonne le début d'une prise de conscience du monde occidental avec la publication de l'ouvrage « le Printemps silencieux » (*Silent Spring)* qui attire l'attention du public sur les dangers d'utilisation de substances telles que le DDT sur la biosphère et sur l'homme en général, ce qui conduira par ailleurs aux premières interdictions de son usage en 1972 aux USA.

Aujourd'hui[47] la base de données *footprint* PPDB, comprend 1225 références de produits actifs (dont 59 additifs). On trouve des ordres de grandeurs similaires dans la banque de données de la Communauté Européenne (1050 substances) avec plus d'un tiers de substances approuvées et 65 en examen. Parmi les 373 substances approuvées près d'un tiers sont des herbicides, près d'un autre tiers sont des fongicides, et le dernier tiers est constitué des produits de lutte contre la macrofaune : principalement des Insecticides, mais aussi des acaricides, nématocides et molluscides, ces substances présentant fréquemment des fonctions croisées.

Status	*Acaricides*	*Herbicides*	*Fungicides*	*Insecticides*	*Molluscides*	*Nematocides*	*Soil treatement*	*Synnergist*	*Total*
Approved	32	128	118	83	3	8	1		373
Not-approved	68	190	137	169	3	17	4		588
Pending	3	10	28	19	3	2	0		65
Total	103	328	283	275	6	40	10	5	1050

Tableau 3 : Nombre de principes actifs figurants dans la « EU Pesticide Database » par statut. Régulation (EC) No 1107/2009 source : http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/ consultée le 24 Janvier 2013.

[47] janvier 2013.

A l'instar des législations du monde entier, la régulation des substances s'opère en premier lieu sur les produits comestibles pour limiter les risques à l'ingestion. C'est ainsi que la législation européenne établi des Limites Maximales de Résidus (LMR) par substances actives et produits agricoles pour autoriser la mise sur le marché des produits et l'importation dans la CEE.

A noter que chaque substance active peut contribuer à un nombre élevé de produits. La base de données du gouvernement britannique[48] fait état de 3512 autorisations de produits pour 494 substances (ou mélanges de substances actives). Le **glyphosate** est représenté par 324 produits, le **métaldéhyde** par 157 produits, les pyrethrins, propyzamide, chlormequat, Sulfate de fer, dicamba, MCPA, mecoprop-P, fluroxypyr, diquat, azoxystrobin, lambda-cyhalothrin, metsulfuron-methyl sont représentés sur le marché par plus de 40 produits chacun. Parmi les substances actuellement autorisées, une cinquantaine de substances actives par an sont confrontées à des dates limites de leurs autorisations d'usage en Angleterre. Cependant, une centaine de principes actifs (sous 355 dénominations) sont autorisés jusqu'en 2021.

Les indices de diffusions environnementales

Introduction

Des paramètres sont mesurés sur les substances pour juger, à priori, de leur facilité de diffusion environnementale. Des coefficients de partition sont déterminés représentant les concentrations dans différents réservoirs que sont l'air, l'eau et le sol. Ainsi pour la plupart des principes actifs **la solubilité** est connue et renseigne la fraction de substance « solubilisable » dans l'eau pure ou dans un solvant, la constante de henry mesure la pression partielle du produit au-dessus d'une solution saturée, pour juger de sa volatilité.

La rétention dans les sols

Pour évaluer les propriétés de rétention dans les sols d'une molécule donnée, on étudie le rapport entre les concentrations à l'équilibre entre l'eau et le sol. La courbe représentative de cet équilibre est appelée **isotherme de sorption**. Fréquemment, la sorption est un phénomène linéaire dans lequel la quantité de produits adsorbés sur le milieu est juste proportionnelle à la concentration en solution. Dans ce cas, un coefficient de partition (K_d^i) est disponible. Cette partition pourra éventuellement être extrapolée en fonction des contenus en matière organique des sols en définissant un indice corrigé : le K_{oc}^i.

$$K_d^i = \frac{C_{Sol}^i}{C_{eau}^i} \quad \text{et} \quad K_{oc}^i = \frac{K_d^i \,.100}{SOC_{\%}}$$

Avec K_d^i le coefficient de partition de la molécule i entre le sol et la solution du sol et K_{oc}^i le même coefficient rapporté au contenu en matière organique du sol (SOC[49]).

Cependant la sorption n'est pas toujours linéaire, les propriétés de sorption peuvent évoluer avec la concentration en solution lorsque les sites ou les surfaces se saturent progressivement. La courbe peut fréquemment se représenter sous la formulation de Freundlich :

[48] http://www.pesticides.gov.uk/Resources/CRD/Migrated- Resources/Documents/P/product_dates_05_02_13.xls

[49] Soil Organic Content

$$C_{Sol}^{i} = K_{f}^{i}\,(C_{eau}^{i})^{n}$$

(avec si n=1, $K_{d}^{i} = K_{f}^{i}$) par analogie avec la prise en compte de l'importance de la matière organique pour définir le K_{oc}^{i} on définit le K_{foc}^{i} tel que

$$C_{Sol}^{i} = K_{foc}^{i}\,(C_{eau}^{i})^{n}$$

Les temps de demi-vie

Une autre famille d'indices très importants définit des indices cinétiques qui cernent la vitesse de disparition de la molécule. La **durée de demi-vie** est établie dans différentes conditions : en aérobie en condition de sol (au laboratoire & au champ), dans les mélanges sédiment-eau, dans l'eau pure du fait de l'hydrolyse ou de la photolyse. Les valeurs obtenues donnent une idée de la rémanence des molécules dans les milieux. Cependant, ces indices sont souvent paradoxaux si l'on compare ces estimations avec les rémanences observées dans les écosystèmes. Par exemple, deux études font état de temps de demi-vie de 300 à 450 jours de la chlordécone alors que cette molécule très difficilement dégradable persiste à haute concentration dans les sols de bananeraies des Antilles depuis son interdiction d'usage, il y a plus de 20 ans. De même, l'atrazine, herbicide très utilisé en France depuis les années 80, dont les temps de demi-vie expérimentaux sont inférieurs à 108 jours, plus de 10 ans après son interdiction en 2001, se retrouve encore dans les eaux souterraines, comme par exemple, dans la nappe de la Beauce et en Allemagne [123]. Il est à noter que si les molécules mères font l'objet d'études avant autorisation d'usage, les propriétés des métabolites (molécules filles) sont souvent mal (ou moins bien) connues.

Indices composés

La confrontation entre vitesse de dégradation et propriété de rétention des molécules permet le calcul d'indices dont le GUS *(Groundwater Ubiquity Score*) qui serait un indicateur approximatif du potentiel de lessivage vers les eaux souterraines selon la formule :

$$GUS = \log(DT_{50}).[4 - \log(K_{oc})]$$

Si GUS > 2,8 le potentiel de lessivage de la molécule serait élevé :

- Logiquement, des exemples de molécule de cette catégorie sont retrouvés dans les eaux souterraines françaises = l'atrazine (GUS=3,3) dans ~27% des cas, terbuthylazine déséthyl (GUS=3,1) dans ~7 % des cas, du metolachlore(GUS=3,5) dans ~4% des cas, du 2,6-dichlorobenzamide (GUS=3,6) dans ~ 5% des cas.
-

Si GUS ϵ [1,8- 2,8] le potentiel de lessivage de la molécule serait réputé faible :

- On retrouve cependant dans les eaux souterraines françaises : de la simazine (GUS=2) dans ~8 % des cas, du bentazone (GUS=2,3) dans ~6 % des cas, du diuron (GUS=1,8) dans ~3 % des points,
-

Si GUS<1, 8 le lessivage de la molécule serait très peu probable :

- Deux molécules se signalent comme des contre-exemples parfaits :
  - **L'heptachlore** (GUS=-0,9) est retrouvé dans ~3% des échantillons d'eaux souterraines Françaises métropolitaines.
  - **La chlordecone** (GUS=1,6) est retrouvée dans ~38 % des eaux souterraines des Antilles Françaises

La confrontation de l'indicateur GUS avec la réalité de la diffusion dans les aquifères est donc cruelle pour l'indicateur qui est d'ailleurs accompagné d'une mise en garde[50] dans la base de données PPDB. Il en est de même pour d'autres indicateurs calculés comme le SCI-GROW ou le potentiel de transport colloïdal.

Les pesticides dans le Sud de la méditerranée

Du fait de l'application de normes impulsées par la CEE, **les témoignages de présence d'un nombre de plus en plus grand de molécules ne cessent de s'accumuler sur les hydro-systèmes de la rive nord de la Méditerranée**. C'est notamment le cas en France, où le suivi public de la qualité des eaux, montre une diffusion de plus en plus grande des molécules organiques issues des traitements agricoles que l'on retrouve dans les aquifères en de nombreux milieux récepteurs. La diffusion de l'information, permet à la population de prendre conscience de l'impact des activités agricoles les plus polluantes et encourage les communautés scientifiques à progresser dans la connaissance des mécanismes de diffusion des molécules les plus employées. En contraste, **dans les pays de la rive sud de la Méditerranée, peu d'informations sont disponibles** sur la diffusion environnementale des pesticides et de leurs métabolites. Les études disponibles se concentrent sur les moyens d'obtenir le respect des teneurs limites et de l'absence de traces sur les fruits et légumes exportés vers la CEE ainsi que sur les études de santé publique liés à l'exposition des populations aux principes actifs les plus toxiques. Du point de vue environnemental, les études achoppent sur les coûts très élevés des analyses concernant des molécules dont la liste ne cesse d'évoluer. Pour contourner la difficulté et le poids financier des analyses des prélèvements de terrain, les études les plus nombreuses recherchent à évaluer **les potentialités de diffusion des molécules** : l'analyse repose sur l'évaluation **d'un risque de diffusion** qui est basé sur : l'évaluation par enquêtes des usages des molécules, les indices de comportement des molécules dans les bases de données, et les indices descriptifs du milieu, comme la texture des sols, la profondeur de la nappe phréatique, le bilan hydrique de surface des culture [124], [125]. La combinaison de ces termes selon des formules simples dans des systèmes d'informations géographiques permet l'établissement de cartes de risques de pollution, la simulation de scénario de changement d'usage des terres. Cependant ces études ne fournissent **pas d'indications sur les contaminations objectives** dont on sait d'expérience qu'elles peuvent s'avérer surprenantes.

En ce qui concerne, l'application de pesticides, les législations nationales suivent, souvent avec quelques années de retard, les recommandations européennes. L'agriculteur du sud de la Méditerranée met en pratique des règles d'usage des substances pesticides (dosage, fréquence), qui sont préconisées par les filières de vente, dont les connaissances des éventuelles contaminations s'appuient sur des études très généralement réalisées en milieu tempéré. Or, les conditions d'applications présentent certaines caractéristiques bien particulières dont il faudrait documenter leur influence sur la dispersion environnementale des molécules utilisées. **Au titre des différences signalées**, **les herbicides seraient très généralement moins employés** qu'en rive nord (si l'on excepte les zones céréalières les plus productives) : d'une part la main d'œuvre favorise l'entretien manuel, d'autre part leur usage est considéré comme délicat et risqué. **Des conditions biophysiques différentes** sont souvent citées comme susceptibles d'influer sur le devenir des phytosanitaires : **l'ensoleillement et les températures moyennes plus élevées** favoriseraient la dégradation des molécules, mais doperaient la solubilité des substances dans l'eau. Les longues périodes de sécheresse entre les cycles d'irrigations limiteraient le transfert des

[50] *This is an indicator and not a risk assessment.*

pesticides, les recours plus fréquents à l'irrigation et/ou à la culture sous abris, même s'ils représentent des surfaces réduites par rapport aux cultures pluviales, seraient la source de contamination très localisées. De surcroit, malgré une évolution récente qui voit progresser l'irrigation localisée au Maghreb (notamment au Maroc et en Tunisie), beaucoup d'irrigation traditionnelle, à la raie, en submersion ou en aspersion est encore pratiquée en rive Sud. Enfin à l'exception notable de l'Espagne et de quelques zones irriguées côtières limitées, les cultures irriguées de la rive nord de la Méditerranée, souffrent peu de la salinité, alors **qu'au contraire une majorité des zones irriguées maghrébines et moyennes orientales** sont affectées par une salinité des eaux et des sols importante que ce soit en domaine côtier ou en domaine continental (oasis, plaines intérieures).

Des preuves de présences et une influence de la salinité documentés

Principales substances actives détectées sur le pourtour méditerranéen

Vingt pesticides sont détectés dans la partie basse de rivière LLoregat, **en Catalogne**. Ces contaminants sont des triazines, du phenylureas-acidics, des anilides, des chloroacetanilides, et des thiocarbamates. Dans l'eau, les organophosphates et les phenylureas ont des concentrations élevées, alors que dans les sédiments chloroacetanilides et phenylureas sont abondants [126]. **Quatre des herbicides rencontrés sont classifiés comme prioritairement indésirables par la CEE dans les eaux de surface** (alachlor, diuron, isoproturon, atrazine et simazine), Cependant les concentrations mesurées n'excèdent pas les normes environnementales. En Sicile [127], sur les 36 molécules pesticides retrouvées dans deux puits à des fortes concentrations, **71% ne sont pas des principes actifs autorisés actuellement**, **25% ont fait l'objet d'une interdiction il y a moins de 10 ans.** Azoxystrobin, cadusafos, iprodione, methiocarb, carbendanzim, chlorothalonil, chlorpyrifos (methyl et Ethyl), furalaxil, proeymidone, penconazole, metalaxyl, pyriraethanil sont retrouvés **à des fréquences temporelles excédant 50%.**

Des traces des dérivées de l'endosulfan sont mesurées dans l'eau souterraine de la **région du loukkos au Maroc** [128]. Cet insecticide large spectre est interdit en France depuis 2007. Il réunit les caractéristiques d'un POP et de ce fait est interdit dans une cinquantaine de pays dans le monde.

Corrélations teneurs en pesticides & salinité en climats chauds

Quatorze pesticides sont détectés dans 31 des 94 puits échantillonnés dans la **bande de Gaza**, avec une permanence des détections sur trois campagnes annuelles. Sur les 45 sols prélevés de un à six pesticides sont détectés [129]. L'atrazine est le pesticide le plus répandu dans les eaux souterraines, suivi de l'atrazine-desisopropyl, du propazine, de la simazine et dans une moindre mesure du DDT. Les auteurs font état **d'une corrélation forte entre teneurs en atrazine (6-20µg L^{-1}) et salinités des puits (Cl moyen de 1,2 g L^{-1}).**

En Turquie, l'endosulfan diffuse dans l'aquifère libre de la plaine d'Harran [130] alors même qu'une élévation de salinité sous l'influence de l'irrigation est observé dans ce même aquifère [131]. Une étude récente [132] met en évidence dans **un estuaire sud-africain**, une relation qui lie salinité, forte concentration en pesticides et toxicité accrue de l'endosulfan et du chlorpyrifos, lors de la saison sèche pendant laquelle la proportion d'eau de drainage de secteurs irrigués s'élève alors que la salinité marine s'accentue du fait de la baisse des débits. Sur **les rives de la mer morte**, l'ambiance chaude, aride et extrêmement salée des eaux de surface, semble privilégier plus fréquemment des traces, les traces de vinclozolin, tetradifon, bromopropylate, fenpropathrin, DDT, DDE et DDD

alors qu'aucune molécule d'organophosphorée (en dehors du Phosalon) n'a été détecté en 2001 [133].

De manière contradictoire, dans la **rivière Ebro (Espagne),** les teneurs en pesticides en atrazine (ATR), ethylatrazine (DEA), simazine (SIM), alachlor (ALA) et metolachlor (MET) **diminuent très sensiblement lorsque la salinité excède 0,514 g L^{-1}** en se rapprochant de la côte [134]. **En Chine**, où les eaux de drainage de champs de coton fortement affectés par la salinité alimentent la rivière du Paon, la salinité permet d'expliquer les faibles contenus d'Organochlorés en solution [135]. La recherche de 11 pesticides, dans des lacs des grandes prairies canadiennes a révélé la présence de lindane, de γ-HCH, et de 2,4-D plus fréquemment lorsque l'eau est saumâtre (3dS m^{-1}) que hypersalée (50 dS m^{-1}) [136].

Enfin, plus anecdotique, l'établissement de fonctions de pedo-transferts par corrélation multiple dans les sols **tchèques** pour cartographier les capacités de sorption vis-à-vis de 11 pesticides, met en avant, pour certains d'entre eux, le paramètre salinité comme un des facteurs prédictif du coefficient de Freundlich, de signe négatif, pour la terbuthylazine, le prometryne et l'hexazinone, et de signe positif pour le chlormequat [137]. La faible gamme de salinité explorée, entre 0,07- 0,153 dS m^{-1}, exclut une salinité préjudiciable aux plantes.

Mécanismes d'interactions liés à la salinité

Mécanismes physico-chimiques

Le salting out et la volatilisation

L'effet appelé « *salting out* » est un des effets de la modification des propriétés colligatives des solutions. La loi de Henry décrit la relation proportionnelle entre la pression d'équilibre (en phase gazeuse) d'un composé dissous et sa concentration en solution aqueuse. Dans le cas des solutions de forces ioniques élevées, cette proportionnalité et modifiée dans le sens d'une pression d'équilibre plus élevée, favorisant ainsi la libération des molécules organiques dans l'atmosphère. Par exemple, [138] étudient expérimentalement l'effet de la salinité d'une eau de mer sur des solutions très sous-saturées en 17 molécules pesticides organochlorés [51] pour aboutir à la conclusion que, sauf pour le HCH, les pressions partielles sont augmentées de facteurs entre 1, 7 (DDD) et 8.5 (chlorpyrifos) à 25 °C par rapport à l'eau distillée. Ainsi, les situations correspondantes à une salinisation de solutions « en milieu ouvert sur l'atmosphère » (estuaire, concentration par évaporation d'eau libre, irrigation par aspersion avec une eau chargée) favoriseraient la volatilisation des pesticides.

Le « salting out » et la solubilité & la sorption des pesticides

Les propriétés colligatives des solutions influent également sur la solubilité des molécules **neutres** en phase liquide, le « *salting out* » est donc également défini comme la baisse de solubilité des composés neutres du fait de l'augmentation de la force ionique, des solutions, cet effet est décrit par l'équation suivante :

$$log\frac{C_{ep}^{p}}{C_{es}^{p}} = \sigma_p C_{sel}$$

[51] Deux isomères, de l'Hexachlorocyclohexane (HCH), du dichlorodiphenyltrichloroethane (-DDT), du dichlorodiphenyldichloroethane (DDD), du -dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE). Endosulfan I et II, chlorpyrifos, aldrin, dieldrin endrin, deux isomères du dechlordane, trans & cis-nonachlor, heptachlor,heptachlor epoxide (HEP EPOX).

Où, le logarithme du ratio de la concentration du pesticide à saturation dans l'eau pure (C_{ep}^{p})et de la concentration de pesticides dans l'eau salée(C_{es}^{p}) est proportionnel à la concentration en sels de la solution. Le coefficient σ_p (appelé aussi constante de *Setschenow*) est exprimé en L mol^{-1}. Dans une revue [139], les valeurs de σ_p varient entre 0,09 L mol^{-1} pour l'heptachlor epoxyde à 1,08 L mol^{-1} pour le DI-2-ethylthexil de phtalate. Les auteurs font remarquer que la diminution des saturations est, dans le cas des estuaires, accompagnée d'une absorption particulaire accrue. En effet, l'équation est également exprimée en substituant les concentrations de pesticides par les constantes de sorptions de la molécule (Kd) [140] ainsi que les concentrations en sel par la force ionique :

$$log\frac{K_{d(IS_2)}}{K_{d(IS_1)}} = \sigma_p(IS_2 - IS_1)\ soit\ K_{d(IS_2)} = K_{d(IS_1)}10^{\sigma_p(IS_2-IS_1)}$$

K_d est le coéfficient de sorption de la molécule, IS Force ionique de la solution (mol$_c$ L^{-1}) $IS_2 > IS_1$, σ_p est la constante de de *Setschenow* (L mol^{-1}).

Le ratio indique que l'adsorption est favorisée par la salinité (d'un ordre de grandeur par exemple dans une solution molaire de NaCl pour l'heptachlor expoxyde). La salinité fait augmenter la sorption du PPT [141]. Mais il faut se garder de cette idée simplifiée car certains complexes tels les complexes argilo-organiques ont tendance à montrer l'effet inverse. Par exemple, l'absorption du linuron sur une organo-bentonite est limitée par les concentrations en NaCl croissantes (dès 1g L^{-1}), alors que des concentrations en d'autres sels (Br, Cs) augmentent l'absorption [142]. Enfin pour l'atrazine un comportement complexe est signalé [143] : en effet, l'adsorption du principe actif sur des particules suspendues semble insensible à la salinité lorsque les charges solides sont inférieures à 2,5 g L^{-1} mais augmente dans le cas de charges solides élevées. Dans le cas d'une colonne d'eau et de sédiments une influence croissante de la salinité entre (5ppt et 25ppt) se traduit par des pertes par absorption attribuées au « salting effect »[144].

L'échange ionique

Les molécules pesticides et/ou leurs métabolites, présentent parfois des charges leur donnant le caractère de cations : leur mode d'adsorption est alors conditionné par l'échange ionique sous contrôle de la force ionique des solutions et d'un cation échangeur. Par exemple, l'adsorption du paraquat sur une montmorillonite-H^+ **est diminuée de 44%** par une salinité de 0,5mol L^{-1} [145]. Au contraire, l'accroissement de contenus en KCl dissous, dope l'adsorption de 4 pesticides (alachlor, atrazine, dichlobenil, et diuron) sur des smectites saturées par cet ion. L'explication réside dans la formation de quasi cristaux de K-smectites dont les **espacements interfolliaires sont réduits**, ce qui permet une adsorption accrue des principes actifs [146].

Les dégradations physiques : Hydrolyse et photo-dégradation

La dégradation de certaines molécules instables peut être sous le contrôle de phénomènes physiques ou chimiques simples qui n'impliquent pas de réaction organiques particulières, ni l'intervention de populations bactériennes. Dans certains cas, la présence accrue d'éléments dissous suffit pour changer la vitesse de dégradation. Par exemple, en condition stérile à 26°C, l'endosulfan se dégrade plus lentement dans l'eau distillée (53-77 jours de ½ vie) que dans une solution de synthèse faiblement minéralisée (EC= 0,135 dS m^{-1}) où la période de demi-vie se situe entre 3 et 6 jours [147]. La vitesse de la photodégradation du fénarimol est divisé par 5 par l'ajout de NaCl 0,5M [148].

Transfert des particules et transferts colloïdaux.

De nombreuses études, font état de transport de pesticides dans les systèmes hydrologiques, par le biais du transport particulaires ou sous forme de colloïdes. Le pesticide sorbé, sur la phase solide de la particule ou associé à la matière organique colloïdale ou dissoute est entraîné par les flux d'eau. Ce mode de transport serait privilégié, dans le cas des pesticides les plus **hydrophobes**. Or le dépôt des particules, particulièrement argileuses, est en relation avec leur taille, elle-même, sous le contrôle des conditions chimiques dans lequel elles se trouvent. Comme on l'a vu, dans l'introduction de ce document, un accroissement de salinité favorise la coagulation des particules argileuses et ainsi leur floculation et leur dépôt en eau libre, ou bien l'adhésion sur les parois porales dans les sols et les aquifères.

Dans les estuaires, classiquement des « diagrammes de mélanges » représentent les points représentatifs des couples salinités-concentrations de pesticides. Lorsque ces points décrivent une tendance linéaire décroissante, il peut s'agir d'un comportement conservatif au mélange ou bien d'une sorption proportionnelle à la salinité, (par exemple pour l'atrazine). Des formes plus perturbées (courbes en cloches) peuvent être la marque de l'influence de la sédimentation des particules, comme par exemple pour l'alachlor et le metolachlor [149].

Autres interactions mises en évidence, **les salinités faibles (entre 1 et 5‰ d'eau de mer) ont des effets considérables sur la formulation de complexes entre l'acide humique et le DDT & le chlorpyriphos**. Cet effet pourrait expliquer que le transport de ces pesticides peut se faire en association avec les teneurs de matière organique dissoute (DOC[52]) pour les faibles salinités et que lors d'une augmentation de salinité conjoncturelle (irrigation, mélange avec des eaux d'aquifères, contact avec des solubles, estuaire) ces derniers peuvent être libérés [150]. Dans une étude sur l'effet de la filtration sur filtres de fibres de verre, le comportement à l'adsorption de 47 molécules dont une vingtaine de pesticides est déterminé en fonction de teneurs de matière organique dissous (0,5 mg L^{-1}<DOC< 20 mg L^{-1}) et de la salinité des solutions (0,2 g L^{-1}<SAL< 35 g L^{-1}). C'est cette dernière qui domine l'importance de l'absorption des substances sur le filtre [151].

Dégradation : mécanismes biologiques et salinité

La biodégradation des molécules pesticides est au cœur de leur répartition dans les écosystèmes : elle préside très généralement à leur minéralisation mais également à la production de métabolites pourvus de nouvelles propriétés de transport et de radicaux éventuellement toxiques. Les structures des communautés bactériennes impliquées dans la dégradation, la plupart du temps dans le sol, sont sous le contrôle de variables environnementales [152]. La salinité qui est susceptible de favoriser ou non les capacités de dégradation de ces communautés est une de ces variables importantes. **Peu d'études sont cependant disponibles sur le sujet des dégradations des pesticides confrontées à la salinité des sols**. En effet, les adaptations ne vont pas systématiquement dans le sens de l'inhibition des fonctions de biodégradations des principes actifs par la salinité.

Certaines études font état de la présence dans les milieux hypersalés de populations particulières de bactéries susceptibles de dégrader des substances particulières comme le

[52] = *Dissolved Organic Content*

malathion [153]. Cependant, une inhibition de la biodégradation du parathion [154] est observée pour des salinités supérieures à 4 ds m^{-1} en condition de submersion de sols côtiers. Elle est attribuée à une diminution de l'activité microbienne en charge de la réduction nitrée et une décroissance des activités de déshydrogénation, associée à une réduction moins efficace du fer. Quelques autres exemples récents illustrent l'effet de la salinité sur la biodégradation : La biodégradation de l'atrazine, [155] est étudiée dans un zone humide artificielle. La salinité fait diminuer linéairement le logarithme de la constante de la biodégradation d'une valeur de départ de ln k= -3,2 de -0,049 par g L^{-1} de NaCl. La période de demi-vie de 17,5 jours sous conditions de faible salinité évolue vers une période d'environ 47 jours pour 20 g L^{-1} de NaCl. De surcroît, la baisse de la constante est linéairement liée à l'indice de diversité biologique de Shannon du milieu.

La biodégradation du bensulfuron-methyl (BSM) est étudiée en laboratoire à partir d'incubations de sol d'un marais côtier peu saumâtre (EC= 0,3 dS m^{-1}) l'efficience de la biodégradation est maximale pour une salinité de 10% d'eau de mer (demi-vie de 12,4 jours) pour se porter à 17,4 jours pour une salinité de 50%. La salinité « optimale » de dégradation est expliquée par un accès facilité aux substrats des microorganismes par dispersion des agrégats ou dissolution et/ou hydrolyse de la matière organique, alors que l'effet sur les fonctions de minéralisations prend le dessus pour des salinités supérieures [156]. La cinématique de biodégradation du propetamphos, (PPT) dans des sédiments est étudiée pour différentes conditions de salinité et de contenus en matière organique. La période de demi-vie du produit, de 156 heures dans l'eau distillée, est portée à 294 heures dans l'eau de mer et de surcroit à 1066 heures en présence de traces de Zn (2,2 μg Zn g^{-1}) et de Pb (2,2 μg Pb g^{-1}).

Influence de salinité et Interactions avec l'irrigation.

L'irrigation une des causes possibles de la salinisation, opère fréquemment une augmentation des sels solubles apportés au sol par des solutions chargées, souvent d'origines souterraines. Pour des charges ioniques excessives (EC> 6 dS m^{-1}), et même si le drainage est efficient, les solutions du sol seront trop salines pour permettre de bons rendements pour la plupart des cultures. Malgré tout, si des traitements pesticides sont appliqués, i) l'inhibition de la biodégradation, ii) la saturation de la phase d'échange, iii) des propriétés hydrodynamiques du sol favorisées par la coagulation des argiles, iv) la solubilité accrue de la matière organique dissoute, **sont susceptibles de combiner leur effets pour produire des eaux de drainage salées contenant plus des pesticides**. Dans le cas où l'eau d'irrigation serait susceptible de convenir à la culture, mais où le manque de drainage conduit à la concentration saline des solutions dans les premiers horizons du sol, l'inhibition de la biodégradation est possible, mais du fait de manque de drainage, la salinisation sera accompagné d'un stockage de la plupart des molécules dans les premiers horizons du sol ou elles sont susceptibles de s'accumuler.

Conclusions

La contamination des eaux de surfaces et souterraines par des pesticides dans les pays du Sud de la méditerranée est très faiblement documentée et souffre d'un manque de publications internationales notoire. Les systèmes agraires intensifs qui se déploient dans les pays concernés sont des utilisateurs privilégiés des phytosanitaires dont les principes actifs évoluent rapidement au gré i) des évolutions du marché, ii) des interdictions et des réseaux d'approvisionnement illégaux iii) des pandémies végétales émergentes. Par manque de moyens, l'analyse actuelle du système de recherche au sujet de la

contamination des milieux par les pesticides repose trop fréquemment sur l'évaluation **d'un risque de diffusion** basé sur des d'enquêtes d'usages des molécules pour évaluer la pression, sur les indices de comportement des molécules issus des bases de données internationales, ainsi que des descriptifs sommaires du milieu, comme la texture des sols, la profondeur de la nappe phréatique, le bilan hydrique de surface des culture [124], [125]. Notre analyse est que cette démarche doit être **complétée par une évaluation objective de la contamination réelle des milieux qui prenne en compte une des particularités saillantes de cette agriculture irriguée intensive sud méditerranéenne qui est la confrontation constante avec des contraintes spécifiques liées à la salinité des sols et des eaux d'irrigation et de drainage.** L'examen de la bibliographie montre que dans les situations des pays chauds et secs, il est relativement fréquent d'observer des corrélations positives entre la salinité des eaux et des sols et les teneurs en pesticides dans les eaux de surface ou souterraines. Les corrélations de terrain, insuffisamment nombreuses dans le sud de la méditerranée ne permettent pas de discerner aisément le poids des mécanismes qui sont en jeu dans des situations environnementales où le multifactoriel est la loi et où les molécules sont susceptibles de réagir de manières très contrastées. Cependant quelques études expérimentales de laboratoire, principalement issues du travail des océanographes ou des biologistes marins, permettent d'associer, molécule par molécule, les quelques phénomènes physico-chimiques que nous avons pu lister dans cette première approche (Figure 41).

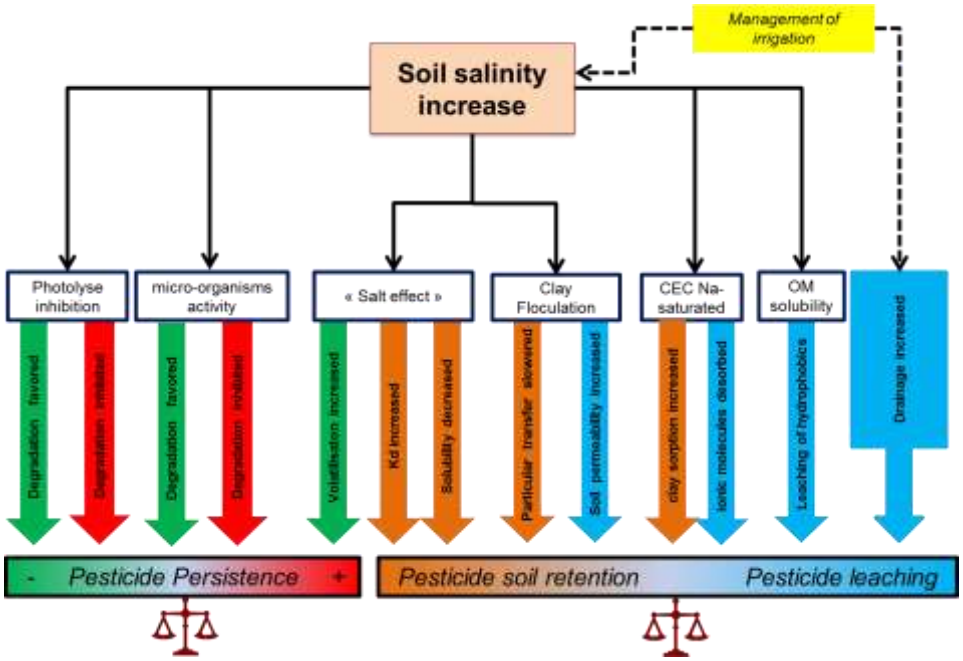


Figure 41 : Diagramme illustrant et résumant les effets potentiels d'une augmentation de salinité du sol sur les processus de dégradations et de mobilité d'une molécule pesticide.

L'étude que nous envisageons comprendra l'étape obligée de l'examen des sources de molécules en étudiant par enquêtes auprès de fournisseurs et des exploitants agricoles les usages que les agriculteurs font des différentes substances et aussi des contextes dans lesquels ils appliquent les substances. L'observation de concentrations **de quelques molécules et de leurs métabolites d'intérêt** dans le paysage (soit par suivis temporels en quelques points et/ou par études de distributions « instantanées » dans les eaux et les sols dans des éléments du paysage) **permettra de repérer quelques situations et molécules sur lesquelles pèsent des enjeux particuliers de protection des milieux et de**

recommandation sur les usages. Une fois spécifiés ces sites et ces molécules d'intérêt, nous nous emploierons à observer l'effet des gradients de salinité (des eaux d'irrigation et de drainage, des sols, des aquifères) sur la fréquence d'observation des molécules incriminées **pour en comprendre les mécanismes qu'il est possible d'évoquer pour expliquer les corrélations entre salinité et transferts.** Pour éclairer ces interactions empiriques nous pourrons utiliser, soit des expérimentations au champ (emploi d'une eau différentes sur un lot de parcelles) soit au laboratoire (en microcosmes ou colonne) dans des conditions de répétabilités et de contrôles plus exigeantes. Le but recherché est d'aboutir à une conceptualisation des interférences entre salinité et transfert qui permette la représentation numérique.

Il y a indiscutablement une génération de doctorants à former dans cette voie, plus particulièrement des pays du Sud, pour que les pays concernés trouvent les capacités de recherche qui leur font défaut pour établir les connaissances qui baseront leurs politiques publiques et leur permettent de participer aux processus de recommandations nationales et internationales.

Figure 42 : Prise de vue d'une culture irriguée au « goutte à goutte » associée à un traitement phytosanitaire. Plaine de Korba (Cap Bon, Tunisie). (Crédit photo : Grünberger O. Novembre 2012)

9. Références

[1] W. Sachs, *The development dictionary: A guide to knowledge as power*. Zed Books, 1992.

[2] S. Latouche, “En finir, une fois pour toutes, avec le développement,” *Le Monde diplomatique*, Le monde diplomatique, pp. 6–7, 2001.

[3] P. Bruckner, *Le sanglot de l’homme blanc*. Ed. du Seuil, 2002.

[4] US Dept of Agriculture, “Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Handboook N°60,” 1971.

[5] I. Szabolcs, “Salt-affected soils.,” 1989.

[6] P. Rengasamy, “World salinization with emphasis on Australia.,” *J. Exp. Bot.*, vol. 57, no. 5, pp. 1017–23, Jan. 2006.

[7] P. A. Shaw and D. S. . Thomas, “Playas, pans and Salt Lakes,” *Arid Zo. Geomorphol. (Thomas DSG ed)*, pp. 184–205, 1989.

[8] J. Demangeot, “Les milieux naturels désertiques,” *Paris, S.E.D.E.S Nouv. édition*, p. 261, 1981.

[9] L. Hernandez, H. Barral, and E. Anaya, “Résurgence d’un type d'élevage du XVIIIe siècle dans le nord du Mexique,” *Cah. Sci. Hum.*, vol. 32, no. 1, pp. 65–84, 1996.

[10] C. Montaña, “A floristic-structural gradient related to land forms in the southern Chihuahuan Desert,” *J. Veg. Sci.*, 1990.

[11] J. Dresch, “A propos du désert de Chihuahua,” *Ann. Géog*, 1970.

[12] H. Cuny, *Les déserts dans le monde:* 1961.

[13] T. Van Devender and W. Spaulding, “Development of vegetation and climate in the southwestern United States,” *Science (80-.).*, 1979.

[14] G. Smith and F. Street-Perrott, “Pluvial lakes of the western United States, Late Quaternary environments of the United States HE Wright, 190–212,” 1983.

[15] R. George, D. McFarlane, and B. Nulsen, “Salinity Threatens the Viability of Agriculture and Ecosystems in Western Australia,” *Hydrogeology Journal*, vol. 5, no. 1. pp. 6–21, 01-Jan-1997.

[16] E. Löffler and J. Kubiniok, “Soil Salinization in North-East Thailand (Bodenversalzung in Nordost-Thailand),” *Erdkunde*, 1988.

[17] S. Arunin, “Characteristics and management of salt affected soils in the Northeast of Thailand,” *Ecol. Manag. Probl. Soils Asia. Ed. …*, 1984.

[18] S. Arunin, Y. Anuluxtipun, and P. Pongwichian, “Role of Sesbania rostrata as green manure in saline soil,” *… (Thailand), 13-16 Jan 1992*, 1992.

[19] P. Patcharapreecha, “Studies on saline soils in khon kaen region, northeast thailand I. Physical and chemical properties of saline soils,” *Soil Sci. …*, 1989.

[20] A. Debbarh and M. Badraoui, “Irrigation et environnement au Maroc : situation actuelle et perpectives,” in *Atelier du PCSI (Programme Commun Systèmes Irrigués) sur une Maîtrise des Impacts Environnementaux de l’Irrigation*, 2002.

[21] R. P. Ambroggi, “Freshwater Resources of the Mediterranean Basin,” *Ambio (The Mediterr. a Spec. Issue)*, vol. 6, no. 6, pp. 371–373, 1977.

[22] C. W. Davies, “The extent of dissociation of salts in water. Part VIII. An equation for the mean ionic activity coefficient of an electrolyte in water, and a revision of the dissociation constants of some sulphates,” *J. Chem. Soc.*, no. 397, pp. 2093–2098, Jan. 1938.

[23] K. S. Pitzer, “Thermodynamics of electrolytes. I. Theoretical basis and general equations,” *J. Phys. Chem.*, vol. 77, no. 2, pp. 268–277, 1973.

[24] L. N. Plummer, B. F. Jones, and A. H. Truesdell, “WATEQF-A FORTRAN IV version of WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibrium of natural waters,” 1976.

[25] R. Robinson and R. Stokes, “Solutions of electrolytes and diffusion in liquids,” *Annu. Rev. Phys. Chem.*, vol. 8, no. 1, pp. 37–54, 1957.

[26] M. Ragab, “Distribution pattern of soil microbial population in salt-affected soils,” *Tin Leth, H , Al Masoom, A.A. owards Ration. use high Salin. Toler. Plants , deliberations about Hight Salin. Toler. plants Ecosyst.*, vol. 1, pp. 467–472, 1993.

[27] D. Rietz and R. Haynes, “Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity,” *Soil Biol. Biochem.*, vol. 35, no. 6, pp. 845–854, 2003.

[28] G. Sposito, “The surface chemistry of soils.,” *Oxford Univ. Press*, p. 234, 1984.

[29] C. Aurell and A. O. . Wistrom, “Coagulation of kaolinite colloids in high carbonate strength water,” *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp.*, vol. 168, no. 3, pp. 277–285, Aug. 2000.

[30] S. Suzuki, S. Prayongphan, Y. Ichikawa, and B.-G. Chae, “In situ observations of the swelling of bentonite aggregates in NaCl solution,” *Appl. Clay Sci.*, vol. 29, no. 2, pp. 89–98, Apr. 2005.

[31] G. Lagaly and S. Ziesmer, “Colloid chemistry of clay minerals: the coagulation of montmorillonite dispersions,” *Adv. Colloid Interface Sci.*, vol. 100–102, pp. 105–128, Feb. 2003.

[32] T. M. Abu-Sharar, F. T. Bingham, and J. D. Rhoades, “Reduction in Hydraulic Conductivity in Relation to Clay Dispersion and Disaggregation1,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 51, no. 2, p. 342, 1987.

[33] H. Pupisky and I. Shainberg, “Salt Effects on the Hydraulic Conductivity of a Sandy Soil,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 43, no. 3, pp. 429–433, 1979.

[34] B. McNeal, “Prediction of the effect of mixed-salt solutions on soil hydraulic conductivity,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 32, pp. 190–193, 1968.

[35] B. L. Mcneal, “Prediction of the Effect of Mixed-Salt Solutions on Soils Hydraulic Conductivity,” 1967.

[36] I. R. Shainberg, J. Prather, and others, “Effect of Low Electrolyte Concentration on Clay Dispersion and Hydraulic Conductivity of a Sodic Soil1,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 45, no. 2, p. 273, 1980.

[37] I. Shainberg, J. Rhoades, and R. Prather, “Effect of exchangeable sodium percentage, cation exchange capacity, and soil solution concentration on soil electrical conductivity.,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 44, no. 3, pp. 469–473, 1980.

[38] M. Yousaf, O. M. Ali, and J. D. Rhoades, “Clay Dispersion and Hydraulic Conductivity of Some Salt-Affected Arid Land Soils,” *Soil Sci. Soc. Am.*, vol. 51, no. 9, pp. 905–907, 1987.

[39] F. T. Bingham and J. D. Rhoades, “Reduction in Hydraulic Conductivity in Relation to Clay Dispersion and Disaggregation 1,” pp. 342–347, 1986.

[40] M. Rashad and E. A. Shalaby, “Dispersion and Deposition of Heavy Metals Around Two Municipal Solid Waste (MSW) Dumpsites, Alexandria, Egypt,” 2007.

[41] H. Frenkel, G. Levy, and M. Fey, “Clay dispersion and hydraulic conductivity of clay-sand mixtures as affected by the addition of various anions,” *Clays Clay Miner.*, vol. 40, no. 5, pp. 515–515, 1992.

[42] A. Hermann and D. Knake, “Geochemistry of modern sea water and brines from salt pans,” *Miner. Pet.*, vol. 40, no. 1, pp. 1–24, 1973.

[43] H. P. Eugster and L. A. Hardie, “Saline lakes,” *Chap 8 , “ Lakes (Chemistry, Geol. physics)”, Lerman, A., ed., Springler Verlag, Berlin*, 1978.

[44] P. Sonnenfeld, “Brines and evaporites,” *Geosci. Canada*, vol. 6, no. 2, pp. 83–90, 1984.

[45] C. Cheverry, “Contribution à l’étude pédologique des polders du Lac Tchad,Dynamique des sels en mileu continental subaride dans des sédiments argileux et organiques.,” *Thèse Dr. l’université Strasbg. (ORSTOM)*, p. 275, 1974.

[46] A. Droubi, C. Cheverry, B. Fritz, and Y. Tardy, “Géochimie des eaux et des sels dans les sols des polders du lac Tchad: Application d’un modèle thermodynamique de simulation de l'év aporation,” *Chem. Geol.*, vol. 17, pp. 165–177, 1976.

[47] H. P. Eugster and G. Maglione, “Brines and evaporites of the Lake Chad basin, Africa,” *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 43, no. 7, pp. 973–981, 1979.

[48] A. Yuvaniyama and C. Dissataporn, “Rehabilitation of Saline Soil in Northeast Thailand,” in *9th National Conference and Workshop on the Productive Use and Rehabilitation of Saline Land. Queensland. Australia*, 2003.

[49] T. A. Black, W. R. Gardner, and G. W. Thurtell, “The Prediction of Evaporation, Drainage, and Soil Water Storage for a Bare Soil1,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 33, no. 5, p. 655, Apr. 1969.

[50] W. Gardner, “Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table,” *Soil Sci.*, vol. 85, no. 4, pp. 228–232, 1958.

[51] R. Brooks and A. Corey, “Hydraulic properties of porous media,” *Hydrol. Pap. Color. State Univ.*, vol. 3, p. 37 pp, 1964.

[52] A. Coudrain-Ribstein and B. Pratx, “Is the evaporation from phreatic aquifers in arid zones independent of the soil characteristics?,” *Comptes Rendus l’ académie des Sci. Surf. Geosci. (thydrology-hydrogeology*, vol. 326, pp. 159–165, 1998.

[53] G. Allison, “The relationship between 18 O and deuterium in water in sand columns undergoing evaporation,” *J. Hydrol.*, vol. 55, no. 1–4, pp. 163–169, 1982.

[54] C. Barnes and G. Allison, “The distribution of deuterium and< sup> 18</sup> O in dry soils: 3. Theory for non-isothermal water movement,” *J. Hydrol.*, 1984.

[55] G. Allison, W. Stone, and M. Hughes, “Recharge in karst and dune elements of a semi-arid landscape as indicated by natural isotopes and chloride,” *J. Hydrol.*, 1985.

[56] J. Fontes, M. Yousfi, and G. Allison, “Estimation of long-term, diffuse groundwater discharge in the northern Sahara using stable isotope profiles in soil water,” *J. Hydrol.*, vol. 86, no. 3–4, pp. 315–327, 1986.

[57] I. Braud, T. Bariac, J. P. Gaudet, and M. Vauclin, “SiSPAT-Isotope, a coupled heat, water and stable isotope (HDO and H218O) transport model for bare soil. Part I. Model description and first verifications,” *J. Hydrol.*, vol. 309,, no. 1–4, pp. 277–300, Jul. 2005.

[58] I. Braud, T. Bariac, M. Vauclin, Z. Boujamlaoui, J. P. Gaudet, B. Ph., and P. Richard, “SiSPAT-Isotope, a coupled heat, water and stable isotope (HDO and H218O) transport model for bare soil. Part II. Evaluation and sensitivity tests using two laboratory data sets,” *J. Hydrol.*, vol. 309,, no. 1–4, pp. 301–320, 2005.

[59] I. Braud, T. Bariac, P. Biron, and M. Vauclin, “Isotopic composition of bare soil evaporated water vapor. Part II: Modeling of RUBIC IV experimental results,” *J. Hydrol.*, vol. 369, no. 17–29, 2009.

[60] B. Liu, F. Phillips, S. Hoines, A. Campbell, and P. Sharma, “Water movement in desert soil traced by hydrogen and oxygen isotopes, chloride, and chlorine-36, southern Arizona,” *J. Hydrol.*, vol. 168, no. 1–4, pp. 91–110, 1995.

[61] K. Zouari, J. F. Aranyossy, A. Mamou, and J.-C. Fontes, “ETUDE ISOTOPIQUE ET GEOCHIMIQUE DES MOUVEMENTS ET DE L’EVOLUTION DES SOLUTIONS DE LA ZONE AEREE DES SOLS SOUS CLIMAT SEMI-ARIDE (SUD TUNISIEN),” in *STABLE AND RADIOACTIVE ISOTOPES IN THE STUDY OF THE UNSATURATED SOIL ZONE. AIEA TECDOC 357; Proceedings of the Final meeting of the Joint IAEA/GSF Co ordinated Resaerch programme For studying the physical and isotopic behaviour of soil moisture in the Zon*, 1985, pp. 121–143.

[62] T. Yamanaka and T. Yonetani, “Dynamics of the evaporation zone in dry sandy soils,” *J. Hydrol.*, vol. 217, no. 1–2, pp. 135–148, Apr. 1999.

[63] R. Mathieu and T. Bariac, “An isotopic study (2H and 18O) of water movements in clayey soils under a semiarid climate,” *Water Resour. Res.*, 1996.

[64] G. Allison and M. Hughes, “The use of natural tracers as indicators of soil-water movement in a temperate semi-arid region,” *J. Hydrol.*, vol. 60, no. 1–4, pp. 157–173, 1983.

[65] W. Ullman, “Evaporation rate from a salt pan: Estimates from chemical profiles in near-surface groundwaters,” *J. Hydrol.*, vol. 79, no. 3–4, pp. 365–376, 1985.

[66] S. Tyler, S. Kranz, and M. Parlange, “Estimation of groundwater evaporation and salt flux from Owens Lake, California, USA,” *J. Hydrol.*, vol. 200, no. 1–4, pp. 110–135, 1997.

[67] E. Shimojima, A. Curtis, and J. Turner, “The mechanism of evaporation from sand columns with restricted and unrestricted water tables using deuterium under turbulent airflow conditions,” *J. Hydrol.*, 1990.

[68] A. S. Dylla and D. M. Stuart, “Evapotranspiration measurement by chloride translocation,” *J. Hydrol.*, vol. 10, no. 131, pp. 185–192, 1970.

[69] J. Horita, D. Cole, and D. Wesolowski, “The activity-composition relationship of oxygen and hydrogen isotopes in aqueous salt solutions: III. Vapor-liquid water equilibration of NaCl solutions to 350°C,” *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 59, no. 6, pp. 1139–1151, Mar. 1995.

[70] G. Allison and C. Barnes, “Estimation of evaporation from non-vegetated surfaces using natural deuterium,” *Lett. to Nat.*, vol. 301, pp. 143–145, 1983.

[71] O. Grunberger, “Etude géochimique et isotopique de l’infiltration sous climat tropical contrasté , massif du piton des neiges, Ile de la Réunion,” Université de Paris Sud, Campus d’Orsay, 1989.

[72] E. Shimojimaa, R. Yoshioka, and I. Tamagawa, “Salinization owing to evaporation from bare-soil surfaces and its influences on the evaporation,” *J. Hydrol.*, vol. 178, no. 1–4, pp. 129–136, 1996.

[73] J. Gowing, F. Konukcu, and D. Rose, “Evaporative flux from a shallow watertable: The influence of a vapour–liquid phase transition,” *J. Hydrol.*, vol. 321, no. 1–4, pp. 79–89, 2006.

[74] N. Agam and P. Berliner, “Diurnal water content changes in the bare soil of a coastal desert,” *J. Hydrometeorol.*, 2004.

[75] X. C. Zhang, D. Norton, and M. A. Nearing, “Chemical transfer from soil solution to surface runoff,” *Water Resour. Res.*, vol. 33, no. 4, pp. 809–815, Apr. 1997.

[76] O. Ribolzi, T. Bariac, A. Cazenave, J. P. Delhoume, J. Ducloux, and V. Valles, “Hydrochemistry of runoff and subsurface flow within Sahelian microdunes,” *Eur. J. Soil Sci.*, vol. 54, no. September, pp. 531–542, 2003.

[77] O. Ribolzi, T. Bariac, A. Casenave, J. P. Delhoume, R. Gathelier, and V. Pot, “Écoulements hypodermiques et transferts de solutés daps les placages éoliens du Sahel : étude par traçage isotopique et chimique sous pluies simulées,” *Comptes Rendus Académie des Sci. Géosciences la Surf.*, vol. 1, no. 330, pp. 53–60, 2000.

[78] a. . Peck and T. Hatton, “Salinity and the discharge of salts from catchments in Australia,” *J. Hydrol.*, vol. 272, no. 1–4, pp. 191–202, Mar. 2003.

[79] D. J. Greenland, “Physical aspects of soil management for rice based cropping systems,” in *Soil physics and rice*, International Rice Research Institute, 1985, pp. 2–16.

[80] D. Reeves, “The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems,” *Soil Tillage Res.*, 1997.

[81] P. Vityakon and S. Meepech, “Soil organic matter and nitrogen transformation mediated by plant residues of different qualities in sandy acid upland and paddy soils,” *NJAS-Wageningen J. …*, 2000.

[82] M. Aulakh and T. Khera, “Managing crop residue with green manure, urea, and tillage in a rice–wheat rotation,” *Soil Sci. Soc. …*, 2001.

[83] K. Sahrawat, “Fertility and organic matter in submerged rice soils,” *Curr. Sci.*, 2005.

[84] S. Gao, K. Tanji, and S. Scardaci, “Impact of rice straw incorporation on soil redox status and sulfide toxicity,” *Agron. J.*, 2004.

[85] P. Saenjan, “Biochemical properties of Roi Et and Phimai soil receiving organic debris,” *Kasetsart J. Nat. Sci.*, vol. July, 1999.

[86] F. Ponnamperuma, “Physicochemical properties of submerged soils in relation to fertility.,” *… Paddy Soils. Taipei (Taiwan). 26 Jul 1976.*, 1976.

[87] J. Genon, N. De Hepcée, and B. Delvaux, “Redox conditions and iron chemistry in highland swamps of Burundi,” *Plant Soil*, 1994.

[88] H. Scott, D. Miller, and F. Renaud, “Rice soils: Physical and chemical characteristics and behavior,” *Rice Orig. Hist. …*, 2002.

[89] G. Kirk, “Rice root properties for internal aeration and efficient nutrient acquisition in submerged soil,” *New Phytol.*, 2003.

[90] G. Kirk, “The biogeochemistry of submerged soils,” 2004.

[91] P. Refait, C. Bon, L. Simon, and G. Bourrié, “Chemical composition and Gibbs standard free energy of formation of Fe (II)-Fe (III) hydroxysulphate green rust and Fe (II) hydroxide,” *Clay Miner.*, 1999.

[92] G. Bourrié, F. Trolard, J.-M. R. G. Jaffrezic, V. Maître, and M. Abdelmoula, “Iron control by equilibria between hydroxy-Green Rusts and solutions in hydromorphic soils,” *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 63, no. 19–20, pp. 3417–3427, Oct. 1999.

[93] S. Dubey, “Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: a review,” *Appl. Ecol. Environ. Res.*, 2005.

[94] K. Yagi and K. Minami, “Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields,” *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1990.

[95] H. van der Gon and H. Neue, “Methane emission from a wetland rice field as affected by salinity,” *Plant Soil*, 1995.

[96] P. Pattnaik, S. Mishra, and K. Bharati, “Influence of salinity on methanogenesis and associated microflora in tropical rice soils,” *Microbiol. …*, 2000.

[97] S. Mishra and P. Pattnaik, “Anion-mediated salinity affecting methane production in a flooded alluvial soil,” *Geomicrobiol. …*, 2003.

[98] X. Yan, T. Ohara, and H. Akimoto, “Development of region-specific emission factors and estimation of methane emission from rice fields in the East, Southeast and South Asian countries,” *Glob. Chang. Biol.*, vol. 9, no. 2, pp. 237–254, Feb. 2003.

[99] M. Summer, “Distribution, properties and management of sodic soil,” *Aust. J. Soil Res.*, vol. 31, no. 6, pp. 681–751, 1993.

[100] M. B. McBride, “Environmental chemistry of soils.,” *Oxford Univ. Press*, p. 406 pp, 1994.

[101] R. Brinkman, “Ferrolysis, a hydromorphic soil forming process,” *Geoderma*, 1970.

[102] P. McDaniel and R. Gabehart, “Perched water tables on Argixeroll and Fragixeralf hillslopes,” *Soil Sci. …*, 2001.

[103] B. Singh and U. Sainju, “Soil physical and morphological properties and root growth: soil environment and root growth,” *HortScience*, 1998.

[104] M. McBride, “Environmental chemistry of soils.,” 1994.

[105] M. Hardy, “Influence of Geogenesis and Pedogenesis on Clay Mineral Distribution in Northern Vietam Soils,” *Soil Sci.*, 1993.

[106] T. Missana and a Adell, “On the Applicability of DLVO Theory to the Prediction of Clay Colloids Stability.,” *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 230, no. 1, pp. 150–156, Oct. 2000.

[107] S. Goldberg and H. Forster, “Flocculation of reference clays and arid-zone soil clays,” *Soil Sci. Soc. Am. …*, 1990.

[108] L. Mirambell, “Laguna de las Cruces, Salinas, SLP: un sitio paleontológico del Pleistoceno final,” 1982.

[109] V. Deblauwe and P. Couteron, “Determinants and dynamics of banded vegetation pattern migration in arid climates,” *Ecol. …*, 2012.

[110] A. Cornet, J. Delhoume, and C. Montana, “Dynamics of striped vegetation patterns and water balance in the Chihuahuan Desert,” 1988.

[111] J. P. Delhoume, “Fonctionements et dynamiques de deux écosystèmes caractéristiques,” *n Actas del Semin. Mapimi Estud. las Relac. agua_suelo Végétatcion en una Zo. Arid. del norte Mex. Orientado a la Util. Ration. estos Recur. para la Ganad. extensiva Bov. Ed. ORSTOM -Institutot Ecol.*, pp. 177–200, 1992.

[112] J. L. Gonzalez Barrios, “Caracteristicas de la salinidad edafica en la parte Baja de una cuenca endorreica,” *Actas del Semin. Mapimi Estud. las Relac. agua_suelo Végétatcion en una Zo. Arid. del norte Mex. Orientado a la Util. Ration. estos Recur. para la Ganad. extensiva Bov. Ed. ORSTOM - Institutot Ecol.*, pp. 201–216, 1992.

[113] A. Cornet, “Principales caractéristiques climatiques de la réserve de la Bisphère de Mapimi,” in *Estudio de la relaciones agua-suelo-vegetacion en una zona arida del Norte de Mexico orientado a la utilizacion racional de estos recursos para la ganaderia extensiva de bovinos*, J. Delhoume and M. Maury, Eds. Instituto de Ecologia, Xalapa, Mexico, 1992, pp. 57–69.

[114] F. Borgogno, P. D’Odorico, F. Laio, and L. Ridolfi, “Mathematical models of vegetation pattern formation in ecohydrology,” *Rev. Geophys.*, 2009.

[115] E. Rosenbrand, C. Kjøller, J. F. Riis, F. Kets, and I. L. Fabricius, “Different effects of temperature and salinity on permeability reduction by fines migration in Berea sandstone,” *Geothermics*, vol. 53, pp. 225–235, Jan. 2015.

[116] D. L. Rimmer, G. J. D. Kirk, and G. Bourrie, “Landmark Papers : No . 2 . Quirk , J . P . & Schofield , R . K . 1955 . The effect of electrolyte concentration on soil permeability . Journal of Commentary on the impact of Quirk & Schofield (1955): by D . L . Rimmer , G . J . D . Kirk & G . Bourri ´,” *Eur. J. Soil Sci.*, no. 64, pp. 3–15, 2013.

[117] B. Latour, “Circulating reference: Sampling the soil in the Amazon forest,” *Pandora’s Hope, essays Real. Sci. Stud. Havard Univ. Press.*, pp. 24–79, 1999.

[118] D. Mercier, “Les‘ capitaux hirondelles’: les formes d’organisation des entreprises Maquiladoras du nord du Mexique (Monterrey),” Paris, 1997.

[119] A. Sokal, “Transgressing the boundaries: Toward a transformative hermeneutics of quantum gravity,” *Soc. text*, 1996.

[120] L. Ségalat, *La science à bout de souffle?* Lavoisier, 2009.

[121] I. Prigogine, “La fin des certitudes,” *Temps, chaos lois la nature,«Scien*, 1996.

[122] S. Payen, C. Basset-Mens, S. Follain, O. Grunberger, S. Marlet, M. Montserrat, and S. Perret, “Pass the salt please! From a review to a theoretical framework for integrating salinization impacts in food LCA,” in *l9th International Conference LCA of Food San Francisco, USA 8-10 October 2014*, 2014, no. October.

[123] D. Vonberg, J. Vanderborght, N. Cremer, T. Pütz, M. Herbst, and H. Vereecken, “20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany.,” *Water Res.*, vol. 50, pp. 294–306, Mar. 2014.

[124] T. Al-Zabet, “Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DRASTIC method,” *Environ. Geol.*, vol. 43, no. 1, pp. 203–208, 2002.

[125] A. Ahmed, “Using generic and pesticide DRASTIC GIS-based models for vulnerability assessment of the Quaternary aquifer at Sohag, Egypt,” *Hydrogeol. J.*, vol. 17, pp. 1203–1217, 2009.

[126] M. Ricart, H. Guasch, D. Barceló, R. Brix, M. H. Conceição, A. Geiszinger, M. José, L. De Alda, J. C. López-doval, I. Muñoz, C. Postigo, A. M. Romaní, M. Villagrasa, and S. Sabater, “Primary and complex stressors in polluted mediterranean rivers : Pesticide effects on biological communities,” *J. Hydrol.*, vol. 383, no. 1–2, pp. 52–61, 2010.

[127] F. Licciardello, M. L. Antoci, L. Brugaletta, and G. L. Cirelli, “Evaluation of groundwater contamination in a coastal area of south-eastern Sicily.,” *J. Environ. Sci. Health. B.*, vol. 46, no. 6, pp. 498–508, Jan. 2011.

[128] H. Elbakouri, a Ouassini, J. Morillo, and J. Usero, “Pesticides in ground water beneath Loukkos perimeter, Northwest Morocco,” *J. Hydrol.*, vol. 348, no. 3–4, pp. 270–278, Jan. 2008.

[129] B. H. Shomar, G. Müller, and a. Yahya, “Occurrence of Pesticides in Groundwater and Topsoil of the Gaza Strip,” *Water, Air, Soil Pollut.*, vol. 171, no. 1–4, pp. 237–251, Mar. 2006.

[130] A. D. Atasoy, A. R. Mermut, and M. I. Yesilnacar, “Assessing the endosulfan contamination in an unconfined aquifer.,” *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 88, no. 2, pp. 219–25, Feb. 2012.

[131] M. I. Yesilnacar and M. S. Gulluoglu, “Hydrochemical characteristics and the effects of irrigation on groundwater quality in Harran Plain, GAP Project, Turkey,” *Environ. Geol.*, vol. 54, no. 1, pp. 183–196, Jun. 2007.

[132] S. Bollmohr, J. a Day, and R. Schulz, “Temporal variability in particle-associated pesticide exposure in a temporarily open estuary, Western Cape, South Africa.,” *Chemosphere*, vol. 68, no. 3, pp. 479–88, Jun. 2007.

[133] M. El-Shahat and K. Al-Nawayseh, “Pesticides and heavy metal distribution in southern Dead Sea Basin,” *Bull. Environ. …*, vol. 71, pp. 1230–1238, 2003.

[134] J. Gascón, “Monitoring of organonitrogen pesticides in the Ebro river. Preliminary loadings estimates†,” *Analyst*, vol. 123, no. 5, pp. 941–945, 1998.

[135] W. Chen, M. Jing, J. Bu, J. Ellis Burnet, S. Qi, Q. Song, Y. Ke, J. Miao, M. Liu, and C. Yang, “Organochlorine pesticides in the surface water and sediments from the Peacock River Drainage Basin in Xinjiang, China: a study of an arid zone in Central Asia.,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 177, no. 1–4, pp. 1–21, Jun. 2011.

[136] D. B. Donald and J. Syrgiannis, “Occurrence of pesticides in prairie lakes in Saskatchewan in relation to drought and salinity,” *J. Environ. Qual.*, vol. 24, no. 2, pp. 266–270, 1995.

[137] R. Kodešová, M. Kočárek, V. Kodeš, O. Drábek, J. Kozák, and K. Hejtmánková, “Pesticide adsorption in relation to soil properties and soil type distribution in regional scale.,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 186, no. 1, pp. 540–50, Feb. 2011.

[138] B. Cetin, S. Ozer, a Sofuoglu, and M. Odabasi, “Determination of Henry’s law constants of organochlorine pesticides in deionized and saline water as a function of temperature,” *Atmos. Environ.*, vol. 40, no. 24, pp. 4538–4546, Aug. 2006.

[139] A. Turner and C. Rawling, “The influence of salting out on the sorption of neutral organic compounds in estuaries,” *Water Res.*, 2001.

[140] K. Müller, G. N. Magesan, and N. S. Bolan, “A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil,” *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 120, no. 2–4, pp. 93–116, May 2007.

[141] S. García-Ortega, P. J. Holliman, and D. L. Jones, “Effects of salinity, DOM and metals on the fate and microbial toxicology of propetamphos formulations in river and estuarine sediment.,” *Chemosphere*, vol. 83, no. 8, pp. 1117–23, May 2011.

[142] Y. Z. El-Nahhal and G. Lagaly, “Salt effects on the adsorption of a pesticide on modified bentonites,” *Colloid Polym. Sci.*, vol. 283, pp. 968–974, 2005.

[143] H. Rogers, “Speciation and partitioning of priority organic contaminants in estuarine waters,” *Colloids Surfaces A Physicochem.*, 1993.

[144] L. W. Hall, M. C. Ziegenfuss, R. D. Anderson, D. P. Tierney, T. D. Spittler, and L.Lavin, “The influence of salinity and sediment on the loss of atra8ine from the water column,” *Chemosphere*, vol. 31, no. 3, pp. 2919–2944, 1995.

[145] W. Tsai, “The effects of pH and salinity on kinetics of paraquat sorption onto activated clay,” *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp.*, vol. 224, no. 1–3, pp. 99–105, Aug. 2003.

[146] H. Li, B. J. Teppen, D. a. Laird, C. T. Johnston, and S. a. Boyd, “Effects of Increasing Potassium Chloride and Calcium Chloride Ionic Strength on Pesticide Sorption by Potassium- and Calcium-Smectite,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 70, no. 6, p. 1889, 2006.

[147] A. M. L. Lenardon, P. M. De la Sierra, and F. Marino, “Persistencia del endosulfán en medio acuoso estático argelia m. l. lenardón * patricia m. de la sierra ** fernanda marino ***,” *Pestictdas R.Ecoloxicol. e Meido Ambient. Curitiba,*, vol. 11, pp. 115–126, 2001.

[148] C. M. Mateus, A. M. Da Sylva, and H. D. Burrows, “Kinetics of photodegradation of the fungicide fenarimol in natural waters and in various salt solutions: salinity effects and mechanistic considerations,” *Water Res.*, vol. 34, no. 4, pp. 1119–1126, Mar. 2000.

[149] R. Steen, J. Van der Vaart, M. Hiep, B. Van Hattum, W. P. Cofino, and U. A. T. Brinkman, “Gross fluxes and estuarine behaviour of pesticides in the Scheldt Estuary (1995-1997),” *Environmental*, 2001.

[150] L. C. Mézin and R. C. Hale, “Combined effects of humic acids and salinity on solid-phase microextraction of DDT and chlorpyrifos, an estimator of their bioavailability.,” *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 23, no. 3, pp. 576–82, Mar. 2004.

[151] A. Gómez-Gutiérrez, E. Jover, J. M. Bayona, and J. Albaigés, “Influence of water filtration on the determination of a wide range of dissolved contaminants at parts-per-trillion levels.,” *Anal. Chim. Acta*, vol. 583, no. 1, pp. 202–9, Jan. 2007.

[152] A. Chowdhury, S. Pradhan, M. Saha, and N. Sanyal, “Impact of pesticides on soil microbiological parameters and possible bioremediation strategies,” *Agric. Chem.*, no. March, pp. 114–127, 2008.

[153] A. W. Bourquin, “Degradation of malathion by salt-marsh microorganisms.,” *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 33, no. 2, pp. 356–362, 1977.

[154] B. R. Reddy and N. Sethunathan, “Salinity and the persistence of parathion in flooded soils,” *Soil Biol. Biochem.*, vol. 17, no. 2, pp. 235–239, 1985.

[155] T. Lin, Y. Wen, L. Jiang, J. Li, S. Yang, and Q. Zhou, “Study of atrazine degradation in subsurface flow constructed wetland under different salinity.,” *Chemosphere*, vol. 72, no. 1, pp. 122–8, May 2008.

[156] C. Yang, M. Wang, W. Cai, and J. Li, “Bensulfuron-methyl Biodegradation and Microbial Parameters in a Riparian Soil as Affected by Simulated Saltwater Incursion,” *Clean - Soil, Air, Water*, vol. 00, no. 0, pp. 1–8, 2012.

10. Curriculum Vitae

Etat civil

GRÜNBERGER OLIVIER, né le 14/10/1961
CR1 IRD, UMR Lisah (INRA-IRD-Supagro), Département Environnement et Ressources,
Campus de SupAgro Montpellier, Bâtiment 24, Bureau 210,
2 Place Viala, F 34060 Montpellier Cedex.
Tél : +33 4 99 61 21 99, Port :+33 6 80 36 15 70, Fax : +33 4 67 63 26 14
olivier.grunberger@ird.fr

Etudes Universitaires

1980BAC D, Lycée Vaugelas, Chambéry.
1982DEUG B, Sciences de la Nature et de la Vie, Option Géologie (Univ. de Savoie).
1982Certif. prép. à la Maîtrise des Sciences et Techniques de l'Eau (Univ. de Savoie).
1983Licence de Géologie Université Scientifique et Médicale de Grenoble (Inst. Dolomieu)
1984Maîtrise de Géologie, option hydrogéologie. (Inst. Dolomieu).
1985 D.E.A. de Géologie appliquée « Ressources en Eau » Université de Paris Sud.
1989 Doctorat en Sciences de la Terre de l'Université de Paris Sud.

Résumé de carrière

- **Allocataire du Ministère de la Recherche** et de la Technologie de l'Université Paris XI . Doctorat : Echantillonnages d'eaux de pluies, de sols et d'eaux souterraines (île de la Réunion). Analyses chimiques et isotopiques (^{18}O, ^{2}H, ^{13}C, ^{14}C, ^{34}S, $^{18}O(SO4)$) et interprétations. Oct.1985-Oct.1989

- **Ingénieur d'Etude de la Société Hydratec** (Filiale du Groupe SETEC Paris, France). Etudes d'impacts en hydraulique fluviale et urbaine (assainissement), Etudes d'impacts hydrogéologiques de carrières en site alluvial et en roches massives. Juil.1989-Avr.1990

- **Chargé de Recherche à L'ORSTOM** (Avril 1990) puis à l'**IRD** (1999), Recruté comme Pédologue Géo-Physico-Chimiste pour l'étude et la réhabilitation des sols salés.
  - 1991-1996. Durango, Mexique. Etude des sols salés de la réserve de la Biosphère de Mapimi Nord Mexique. Etudes des dynamiques spatiales et temporelles qui affectent les concentrations en solutés des sols, des eaux de nappe et de ruissellement. Département des Eaux Continentales, UR 2B (directeurs A. Casenave, puis C. Valentin).
  - 1997-2000. Bondy, France. Etude des dynamiques chimiques et isotopiques des lacs de barrages de petites retenues colinéaires de Tunisie. Participant de grand programme petits barrages (Directeurs : J.C. Leprun puis J. Albergel). Département Milieu et Environnement.
  - 2001-2008. Montpellier, puis Bangkok. Etude de la dynamique spatiales et temporelles des solutés qui affectent les sols de rizière du Nord Est de la Thaïlande. UR Ariane (Directeurs : P. Boivin puis R. Poss) (2001-2004) puis UR 176 Solution (Directeur : C. Valentin) Département des Ressources Vivantes.

- 2009- ? Montpellier, UMR Lisah (Directeur : Marc Voltz puis Jérome Molénat (2011)). Département « Milieu et Environnement » puis « Environnement et Ressources » (2011). Valorisation des travaux en Thaïlande et prospective pour un nouveau chantier. Directeur Adjoint de l'UMR.

Taches collectives

Représentation du Personnel

Comité Technique Paritaire Local du centre de Bondy (1996-1997)
Comité Technique Paritaire Central de l'ORSTOM (1996-1999)
Commission Administrative Paritaire des Chargés de Recherche de l'ORSTOM (1996-1999)
Membre élu du Conseil scientifique de l'IRD (1999-2003)
Membre élu de la Commission Scientifique. "Sciences physiques et chimiques de l'environnement planétaire" de l'IRD (2012-2016)

Directeur adjoint de l'UMR LISAH (depuis 2010)(Site de l'UMR)

Autres

Responsable de la radioprotection du Centre de Recherches de Bondy (1997-2000)
Représentant intérimaire de l'IRD en Thaïlande (08/2004, 06-07/2005, 08/2006)

Activités d'enseignement

Orsay 2001-2014

Annuellement (6h), dans le Master "Sciences de la Terre et Environnement" de Université de Paris XI (Orsay) spécialité 11 : Hydrologie, Hydrogéologie et Sols : Module : M2STU08 : Milieux hydrologiques et hydrogéologiques atypiques. « les sols salés et sodiques »

Montpellier 2007-2014

Novembre 2007 (3h) Master FENEC (Fonctionnement des Ecosystèmes Naturels et Cultivés) dans le module « Cycles Géochimiques ». «Salinité et Systèmes Terrestres ».
Novembre 2007. (3h) en Spécialisation d'ingénieur Agro, « sol et eau ». « Sols salés, Diagnostic, Processus, et Méthodes d'études ».

Mars 2009. (Une semaine) Participation à l'encadrement d'un module optionnel de 2^{émme} année des Ingénieurs Agronomes. Stage de terrain concluant le Module IGMS (Information Géographique et Modélisation Spatiale). Sujet : Salinisation des sols de Maujeanne (Domaine Paul Ricard, Carmargue).

Mars 2012 & Nov. 2013. Participation à l'encadrement de module optionnel de 2^{émme} année des Ingénieurs Agronomes. Stage de terrain concluant le Module IGMS (Information Géographique et Modélisation Spatiale) Sujet : Salinisation des sols de vignobles de Serignan, Aude (en liaison avec BRL exploitation).

Etranger

Novembre 2006 (3h). *Saline Soils. Master of Soil Science. Department of "Land Resources and Environment". Faculty of Agriculture*. Université de Khon Kaen (Thailande).

Novembre 2009 (3h). Cours aux Ingénieurs en Génie Civil de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II de Rabat (Maroc) «Sols salés, Diagnostic, Processus et méthodes de réhabilitation »

Encadrements d'étudiants

Mémoire de stages

(DEA, Masters, ingénieurs) (France),* Master *(Thaïlande), Licenciatura (Mexique), et encadrement de Volontaires Internationaux.

Etudiants formés au Mexique [9]

M1. **Alberteau Karine**, 1991. Exemple de reconquête naturelle : vieilles cultures et aménagement hydropastoral de la réserve de la biosphère de Mapimí, Nord Mexique. Mémoire de fin d'étude ISTOM, France. 79ème promotion.
Participation & suite en recherche : Le travail de Karine à été publié en espagnol [C14].

M2. **Liot Catherine**, 1992. Etude du fonctionnement et des contraintes de production de salines continentales dans la réserve de la biosphère de Mapimí. Nord Mexique Mémoire de fin d'études ISTOM (Institut Supérieur Technique d'Outre Mer), Cergy Pontoise, France. 79ème promotion.
Participation & suite en recherche : cf. Doctorats (page 120)

M3. **Nuñez Lopez Daniel**, 1995. *Uso de imagenes de video como herramienta de teledetección en la investigación de los recursos naturales en la reserva de Mapimí. Tesis de licienciatura. Escuela de Ciencias Forestales, UJED Durango.*
Participation & suites en recherche : Après sa « Licenciatura» sur le traitement d'images sur notre travail dans le désert de Mapimi, Daniel a poursuivi par une « maestria » et intégré l'Institut d'Ecologie de Mexico. Daniel est devenu directeur du centre régional de Chihuahua de l'INECOL

M4. **Ochoa Chavarria Isidro**, 1995. *Estudio de las interacciones entre suelo salino y su producción vegetal en zona de playa. Tesis de licienciatura. Escuela de Ciencias Forestales,UJED Durango.*
Participation & suites en recherche : Le travail d'Isidro a été publié en espagnol [C10].

M5. **Laurent Brouste**, 1995. "Etude Géochimique et isotopique des aquifères de la réserve de la biosphère de Mapimi, Nord Mexique" DEA. Université de Paris XI.
Participation & suites en recherche : Après son DEA dont les résultats les plus importants ont été édités en espagnol [E1]. Laurent a poursuivi par un doctorat au Nord Mexique encadré par L. Dever (Université de Paris XI). Laurent est aujourd'hui, enseignant-formateur.

M6. **Paez Perez Nelly**, 1995. *Estudio de las relaciones suelos salinos y estados de superficie de la reserva de la biosfera de Mapimí en comparacion con los del Bolsón de Mapimi. Tesis de licenciatura Escuela de Ciencias Forestales, UJED Durango.*
Participation & suites en recherche : A la suite de sa « Licenciatura » et d'une valorisation en espagnol [C17]. Nelly a été embauchée par l'état de Durango, au secrétariat de l'environnement et développe des programmes d'éducation environnementale.

M7. **Vital Rumebe Adolfo**, 1996. *Impacto de las practicas culturales en suelos salinos dentro de la Reserva de la Biosfera de Mapimí. Instituciones participantes: Tesis de licenciatura. Escuela de Ciencias Forestales, UJED Durango.*
Participation & suites en recherche : Après avoir valorisé sa « Licenciatura » sous ma direction en espagnol [C14][C16]. Adolfo a continué son parcours à l'UNAM (Université Nationale de Mexico) ou il s'est fait embaucher dans les années 2000 tout en poursuivant ces travaux de thèse. Il est désormais responsable d'une aire protégée (coordonnées)

M8. **Reyes Gomez Victor Manuel**, 1998. *Dinámica de sales con simulación de lluvia en suelos salados del norte árido de México. Reserva de la biosfera de Mapimí. Tesis de Maestria, área física de suelos. Colegio de Postgraduados, Montecillos, Mexico*. Comité de pilotage et Jury.

Participation & suites en recherche : cf. étudiants formés en Tunisie (page 118).

M9. **Liot Catherine**, 1996. Les salines préhispaniques du bassin de Sayula (Occident du Mexique) : milieux et techniques ». DEA d'Archéologie et Environnement. Université Paris I - Sorbonne. Directeur de stage. *Participation & suites en recherche : cf. Doctorats (page 120)*

Etudiants formés en Tunisie [2]

M10.**Deborah Gay**, 1998. Géochimie isotopique des relations hydrologiques entre lac de retenue et aquifère d'un petit barrage collinaire de Kamech, Tunisie. DEA " hydrologie, hydrogeologie, géochimie et géostatistique Filière : Hydrochimie et hydrologie isotopique. l'Univ. Paris XI. Directeur de stage.
Participation & suites en recherche : cf. Doctorats (page 120)

M11.**Reyes Gomez Victor**, 1999 : Dissolution interne d'un sol gypseux, Cas des têtes de ravine d'un bassin versant en milieu méditerranéen. Petit barrage Collinaire de Fidh Ali, Tunisie. DEA. Université de Montpellier II,. « Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental » Directeur de stage.
Participation & suites en recherche : Principal partenaire lors de mon affectation au Mexique, recruté par l'Institut d'Ecologie en 1992, nous avons mené ensemble deux projets CONACYT, dont le premier servira de financements pour l'acquisition des données pour son mémoire de « Maestria » qui s'est déroulé au « Colégio de Post-Graduados » de Mexico. Spécialiste de la simulation de pluie [AC2][C6][C9] Victor à édité et traduit l'ensemble du livre «Las playas del desierto chuihuaense»[E1]. Accueilli par mes soins en stage de DEA en France pour préparer son projet de thèse et acquérir les bases du Français, il trouvera en 2000, un financement CIRAD pour une thèse au Brésil. Victor(CV) est désormais chercheur au centre de recherche de Chihuahua.

Etudiants formés en Thaïlande [11]

M12.**Bolomey Sven**, 2002. *The seasonal dynamics of salinity in a small rain-fed rice-cropped watershed in Northeast Thailand (Isan).* Mémoire d'ingénieur de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Directeur de stage Grunberger Olivier, Tuteur Boivin Pascal. *(CV Sven)*
M13.**Lemoine Jérome**, 2003. Etude des variations d'un sol salé de rizière pendant la saison des pluies dans le nord-est de la Thaïlande. Mémoire d'ingénieur ISTOM, Directeur de stage Grünberger Olivier, Evaluateur Jean Pierre Montoroi.
M14.**Macaigne Peggy**, 2003. Etude isotopique de l'évaporation de saison sèche d'une parcelle de riz affectée par la salinisation. Mémoire de DEA de l'Univ. Paris XI. d'hydrologie et de Géochimie isotopique. Directeur de stage Grunberger Olivier, Tuteur Michelot Jean Luc.
Participation & suites en recherche : Après avoir soutenu sont DEA, Peggy a réalisé son doctorat au Quebec (Université de Laval) sous le titre « Suivi du devenir de l'eau et des nitrates sous culture de pomme de terre (Solanum tuberosum L.) à l'aide du traçage isotopique (^{18}O, ^{2}H et ^{15}N et d'un échantillonnage représentatif de la microtopographie ». Entre 2007-2009, Peggy intègre le laboratoire «Soil and Water Management & Crop Nutrition » de l'Agence Internationale pour L'Energie Atomique. Nous avons publié un article récemment à l'aide des données de son DEA[AC9] et soumis un autre issu de son activité analytique [AC14].

M15.**Enet Yannick,** 2003. Influence des pratiques culturales sur les caractéristiques du sol et sur la répartition de la salinité au sein de deux propriétés rizicoles du Nord-Est de la Thaïlande. Mémoire de DESS de l'Univ. Paris XII, Val de Marne. Directeur de Stage : Grunberger Olivier, Tuteur : Jean Pierre Montoroi.
Participation & suites en recherche : deux posters et résumés [R1][R3]

M16.**Rivalland Eveline**, 2004. Etude de l'évolution des propriétés hydrodynamiques de sols non remaniés de rizière sous l'influence de la salinité et du SAR. Mémoire de DESS « Chimie de l'environnement » de Strasbourg. Directeur de Stage Grunberger Olivier, Evaluateurs Dominique Schwartz et Jean Pierre Montoroi.

M17.**Laurent Catherine**, 2004. Etude de l'influence du pH et de la Matière Organique et de la salinité sur les seuils de coagulation des argiles des horizons de labour de deux sols de rizières du Nord Est de la Thaïlande. Mémoire de DEA de l'université de Paris I. Maître de Stage.

M18.**Bruyère Olivier** 2006. *Spatial Analysis of Groundwater Flow and its influence on the formation of saline patches in tropical sandy soil*. Mémoire de Master d'Hydrogéologie de l'université de Neuchatel (CHyN). Maitre de Stage.

Participation & suites en recherche : les travaux de valorisation par publication de son travail sont en cours. Olivier est hydrogéologue et travaille pour la croix rouge au Cambodge.

M19.**Mao Ly Sinn**, 2006. *Geochemical study of the salinity in a shallow aquifer of paddy fields in the low lands of Ban Daeng, Northeast Thailand*. Mémoire de Master "Sciences de la Terre et environnement " de Université de Paris XI (Orsay). Responsables : Grunberger Olivier et Cécile Quantin.

Participation & suites en recherche : Après avoir réalisé son stage de Master en Thailande sous ma direction et conclu son mémoire, Mao a préparé un doctorat à l'université de Bordeaux. Les travaux de valorisation par publication de son travail sont en cours.

*M20.***Sakulrat (Somsobat) Supparattanapan**, 2006. *Effect of different organic amendments on the top layer soil of saline patches in low land paddy fields. (Khon Kaen Region).* Master de la Faculté d'Agriculture de Khon Kaen (Thailande). Co-encadrant avec Patcharee Saejan.

Participation & suites en recherche : Après avoir co-encadré la thèse de « Master degree » sur l'interaction entre les flux de Méthane en rizière et la salinité, j'ai sollicité, encouragé et collaboré à l'écriture d'un article paru récemment [AC11]. A l'issue de son Master Degree, Sakulrat, « Soil Scientist » titulaire du Land Department for Development de Khon Kaen, a rejoint son poste et a été promue.

*M21.***Pierre Moreau, 2005-2007.** Volontaire International en Entreprise (VIE) à l'IRD en Thaïlande**.** j'ai assumé la direction scientifique et technique du travail de Pierre pendant la durée de son contrat en Thaïlande et donc contribué à sa formation-initiation à l'appui à la recherche. Ce qui justifie son insertion (sans trace d'activité académique formelle).

Participation & suites en recherche : L'expérience acquise (mesures de terrain [R2] et construction de MNT) a aidé Pierre à s'intégrer à l'INRA (Home page INRA Pierre).

*M22.***Elarimisa Onjamalala**, 2008. Mémoire de Master "Sciences de la Terre et environnement " de Université de Paris XI (Orsay). Responsables : Grunberger Olivier et Jean Luc Michelot.

Participation & suites en recherche : Après avoir encadré le sujet de Master en liaison avec la structure des sols et la salinité des aquifères du site de Ban Non Tum. J'ai soutenu Elarimisa dans la formulation d'un projet de thèse pour approfondir le sujet au travers de demandes de financement de bourses de doctorat auprès du Département Soutien Formation de l'IRD, deux années de suite (2008-2009). Elarimisa est désormais consultant chez Accenture.

Participations à encadrements de Thèses de Doctorat [6]

D1. **Liot Catherine**, 1998. Les salines préhispaniques du bassin de Sayula (Occident du Mexique) : milieux et techniques. Doctorat d'Ethnologie et Préhistoire de l'université de Paris I. Directeur de Thèse : Eric Taladoire. Comité de Pilotage et Jury.

Participation & suite du parcours en recherche : Après avoir encadré le mémoire d'ingénieur ISTOM portant sur des salines de la réserve de la biosphère de Mapimi [AC1][C15]. J'ai été à l'origine de son sujet de stage de mémoire de DEA « Archéologie et Environnement » (Direction conjointe avec N. Fedoroff & M.A. Courty) (une publication en espagnol [A2]) et pro-parte du sujet de thèse qui en a découlé. Lors des travaux de thèse, j'ai assisté Catherine sur les aspects naturalistes et fait partie de son Jury. Les publications qui ont suivies ont échappé à mon domaine de compétence. Catherine est désormais chercheur-enseignante à l'Université de Guadalajara (Mexique). (CV Catherine)

D2. **Saejiew Atinut,** 2003, Evolution des sols de bas-fonds au Nord-est de la Thaïlande : étude des interactions entre sodisation et ferrolyse Thèse Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier (ENSAM). 21 Octobre 2003. Directeur de Thèse Pascal Boivin. Comité de pilotage et Jury.

Participation & suite du parcours en recherche : J'ai participé aux travaux d'encadrement du terrain d'Atinut sur notre site expérimental de Ban-Daeng, (Nord Est de la Thaïlande), ma participation c'est concrétisé par les publications qui ont suivi [AC5] [AC6]. A l'issue de son Doctorat en France Atinut a été ré-intégrée dans le système Thaïlandais de Recherche d'où elle provenait : Université de Kasetsart, Faculty of Agriculture, Department of Soil Sciences, Campus Kamphaeng Saen .

D3. **Gay Deborah**, 2004. Apports du bilan isotopique de trois retenues collinaires de Tunisie à la quantification des relations Lac-Aquifère. Thèse de l'université de Paris XI en Sciences de la Terre, Campus Orsay. Directeurs de thèse : J.L. Michelot (CNRS) et Jean Albergel (IRD). Comité de pilotage et Jury.

Participation & suite du parcours en recherche : J'ai encadré le DEA, puis participé à l'encadrement de la Thèse de Déborah, sur la base d'un travail préliminaire [AC7] que nous avions publié en collaboration avec Jean Pierre Montoroi. En fin de thèse, la valorisation des résultats a été perturbée [R7].

D4. **Gregory Lesturgez,** 2005. Densification des sols sableux sous cultures mécanisée. Cas du Nord-Est Thaïlandais. Doctorat en Géosciences, spécialité Science du Sol Univ. Henri Poincaré, Nancy - Directeurs de thèse : D. Tessier (INRA, Versailles) & R. Poss (IRD, Montpellier).

Participation & suite du parcours en recherche : Gregory a réalisé son Mémoire ISTOM, son DEA ainsi que sa thèse sous la direction de Roland Poss (IRD) et de Daniel Tessier(INRA). Sans faire partie de son encadrement formel et ayant des terrains éloignés, nous avons, par goût et opportunité réciproque, échangé de manière très large, notamment sur son travail sur la régulation du pH [AC8] auquel il m'a associé. Grégory travaille désormais comme directeur d'une exploitation d'Hévéa pour Michelin.

D5. **Irina Comte,** (2013). Evaluation des Impacts Environnementaux d'une plantation de palmier à Huile en Indonésie. Prise en compte des flux de nutriments dans le paysage. Inscrite à Mc Gill, (Canada), boursière CIRAD, Directeurs de thèse Whalen J. (Mc

Gill) & Caliman J-P (CIRAD). J'ai assumé un encadrement de proximité en complément de celui de François Collin (SupAgro) et la participation au Jury.

Participation & suite du parcours en recherche : Irina était en recherche d'encadrement après un premier séjour en Indonésie. Elle a finalement été accueillie par le Lisah qui a pris en main son accompagnement scientifique ce qui s'est traduit par les articles récemment acceptés. [AC15 & AC17]. Irina est en post doc à l'UMR Eco&Sols sous la responsabilité de Martial Bernoux

D6. **Cristèle Leauthaud–Harnett,** (2013). *Quantifying the effects of floods on ecosystem services of wetlands: application on fodder production of the floodplain grasslands of the Tana River Delta, Kenya* .Inscrite à ED SIBAGHE. Directeur de Thèse J. Albergel (IRD).

Participation & suite du parcours en recherche : Depuis 2011, j'assure un encadrement de proximité de Cristèle qui s'est concrétisé par la préparation d'articles [AC18& AC19]. Depuis sa fin de thèse, Christelle est en post-doc à Hysdrosciences Montpellier sous la direction de Bernard Cappelaere (IRD). (Lien Site Cristele)

Liste des Publications

(En souligné participation de mes anciens étudiants (DEA, Master, ingéniorat, thèse, etc.)

Revues à comité de lecture « incertain » : (Journaux disparus, non référencés, etc…)

A1. GRUNBERGER O., OLEK M., COUDRAY J.. 1988. Etude du marquage géochimique des eaux par l'ion magnésium et la silice en milieu volcanique. Massif du Piton des Neiges, Ile de la Réunion.", Hydrogéologie, Vol.2, Pp:183-189.

A2. LIOT C., GRÜNBERGER O., JANEAU J.L.. 1993. Las salinas de la cuenca de Sayula: interés de un enfoque naturalista en un contexto arqueológico. Trace N°24. Estudios Rurales. Publication du CEMCA, Mexico.

Revues à comité de lecture [19]

AC1. GRÜNBERGER O., LIOT C. , JANEAU J.L. 1996. Limiting Factors on continental salt production in the Chihuahuan desert : Salinas de Carillo case. Agrociencia ,30:3 :445-452.

AC2. REYES GOMEZ, V. *M.*, GRUNBERGER, O., JANEAU, J.L., 1996. Hydrodynamic soil characterization in an arid grassland zone of northern Mexico**.** Terra (LatinoAmérica), 14,2:129-136.

AC3. NICOLINI, E.; COUDRAY, J.; GRUNBERGER, O.; JUSSERAND, C. 1998. Seasonal variations in isotopic content ^{18}O and ^{2}H of rainfall over an intertropical humid island (Reunion Island, southwest Indian Ocean), Publication IAHS , 253: 413-420.

AC4. MONTOROI, J.-P., GRUNBERGER, O., AND NASRI, S., 2002, Groundwater geochemistry of a small reservoir catchments in Central Tunisia: Applied Geochemistry, 17, p. 1047-1060.

AC5. BOIVIN, P., SAEJIEW, A., GRUNBERGER, O., AND S. ARUNIN, 2004, Formation of soils with contrasting textures by translocation of clays rather than ferrolysis. Experimental and soil monitoring arguments from some flooded-rice soils of Northeast Thailand: European Journal of Soil Science, 55, 4:713-724

AC6. SAEJIEW, A., GRUNBERGER, O., ARUNIN, S., FAVRE, F., TESSIER, D., AND P., BOIVIN, 2004, Critical coagulation concentration of paddy soil clays in sodium – ferrous iron electrolyte. Soil Sci. Soc. Am. J., 68:789-794.

AC7. GRUNBERGER O. MONTOROI J.P., NASRI S. 2004. Evaluation by stable isotopes of groundwater recharge induced by a hill reservoir. Geosciences. 336,16:1453-1462.

AC8. LESTURGEZ G., POSS R., NOBLE A., GRÜNBERGER O., CHINTACHAO W. & TESSIER D., 2006. Soil acidification without pH drop under intensive cropping systems in Northeast Thailand**.** Agriculture, Ecosystems & Environment, 114, 2-4:239-248.

AC9. GRÜNBERGER, O., MACAIGNE, P., MICHELOT, J.L., HARTMANN, C., SUKCHAN, S. 2008 "Salt crust development in paddy fields owing to soil evaporation and drainage: Contribution of chloride and deuterium profiles", Journal of Hydrology, 348,1: 110-123.

AC10. QUANTIN C., GRÜNBERGER O., SUVANNANG N., BOURDON E. 2008. "Land Management Effects on Biogeochemical Functioning of Salt-Affected Paddy Soils". Pedosphere, 18,2:183-194.

AC11. SUPPARATTANAPAN S., SAENJAN P., QUANTIN C., MAEGHT J.L. AND GRÜNBERGER O., 2009. Salinity and organic amendment effects on methane emission from a rain-fed saline paddy field, JSPN. 55,1: 142–149.

AC12.CLERMONT-DAUPHIN C., SUWANNANG N., GRÜNBERGER O., HAMMECKER, C., MAEGHT JL., 2010. "Yield of rice under water and soil salinity risks in farmers' fields in northeast Thailand," *Field Crops Research*, 118,3: 289-296

AC13.HAMMECKER C. MAEGHT J. L., GRUNBERGER, O.; SIWAPORN S., SISRUK K.,2012. Quantification and modelling of water flow in rain-fed paddy fields in NE Thailand: Evidence of soil salinization under submerged conditions by artesian groundwater J.of Hydrol. 456–457:68–78.

AC14.GRUNBERGER O., MICHELOT, J L. BOUCHAOU L., MACAIGNE P., Y. HSISSOU, C. HAMMECKER. C. 2011: Capillary rise quantifications based on in-situ artificial deuterium peak displacement and laboratory soil characterization, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15:1629-1639.

AC15.COMTE I., COLIN F., WHALEN J.K., GRÜNBERGER O., CALIMAN J.P., 2012, Agricultural Practices in Oil Palm Plantations and Their Impact on Hydrological Changes, Nutrient Fluxes, and Water Quality in Indonesia: A Review, Advances in Agronomy, 116:71-122.

AC16.CIAMPALINI R.; LAGACHERIE P.; GOMEZ C., GRUNBERGER O., HAMROUNI MH., MEKKI I.; RICHARD JP.,2013. Detecting, correcting and interpreting the biases of measured soil profile data: A case study in the Cap Bon Region (Tunisia). GEODERMA, 192:58-68

AC17.COMTE, I. ; COLIN F.; GRUNBERGER, O. FOLLAIN, S; WHALEN, JK; CALIMAN, JP., 2013.Landscape-scale assessment of soil response to long-term organic and mineral fertilizer application in an industrial oil palm plantation, Indonesia. Agriculture Ecosystems & Environment, 169:58-68.

AC18.LEAUTHAUD C., DUVAIL S., HAMERLYNCK O., PAUL JL., COCHET H., NYUNJA J., ALBERGEL J., GRUNBERGER O. 2013. Floods and livelihoods: The impact of changing water resources on wetland agro-ecological production systems in the Tana River Delta, Kenya. Global Environmental Change. 23,1:252-263.

AC19.LEAUTHAUD C., BELAUD, G.; DUVAIL S.; MOUSSA R. ; GRUNBERGER O.; ALBERGEL J. 2013. Characterizing floods in the poorly gauged wetlands of the Tana River Delta, Kenya, using a water balance model and satellite data. Hydrol. Earth Syst. Sci. 17,8:3059-3075

Participation à des ouvrages [18]

Edition d'ouvrages [1]

E1. GRÜNBERGER O., REYES-GOMEZ V.M., JANEAU J.L ., 2005. *Las playas del desierto Chihuahuense (parte mexicana). Influencia de las sales en ambientes árido y semiárido*. Ediciones Instituto de Ecologia, A.C. – IRD Francia. Xalapa, Veracruz, Mexico. 355p. 21 Auteurs (ARAGON PINA E., BARRAL H., BROUSTE L., DEJOUX C., DESCROIX L. , GADSDEN ESPARZA H., GARCIA ARÉVALO A., GONZALEZ BARRIOS J.L., GRUNBERGER O. , LIOT C., HERNANDEZ GARCIA L. , JANEAU J.L., MARLIN C., OCHOA CHAVARRIA I., PAEZ PEREZ N., PLENNECASSAGNE A., REYES GOMEZ V., SERVAT E., VALDEZ RAMIREZ M.E., VALLES V., VITAL RUMEBE A.) (lien vers le site de l'INECOL)

Contributions à des chapitres d'ouvrages [18]

C1. GRUNBERGER O. 1995. *Los Tipos de yaciminetos de sales en Mexico y las propriedades quimicas que influencian los processos de produccion* ». pp 257-258. In « *La sal en Mexico* ». Coordinateur Juan Carlos Reyes G. Editions *Consejo National de Scienca y Arte de Mexico*.
C2. GRUNBERGER O. *El concepto de Playa*. *In capitulo 1* : *El Ecosystema Playa.* pp 32-40 *in* [E1].
C3. GRUNBERGER O. *Caracteristicas essentiales de la reserva de la biosfera*. *In Capitulo 1* : *El Ecosystema Playa.* pp 41-55 *in* [E1].
C4. GRUNBERGER O. *Los suelos de playa*. *In capitulo 2 : Los suelos sus estados de superficie y la hydrodynamica superficial en la playa en la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp 58-65 in [E1] *in* [E1].
C5. JANEAU J.L. GRUNBERGER O. *Los estados de superficie de playa y de sebkra , su distribution en la reserva de la biosfera. In capitulo 2 : Los suelos sus estados de superficie y la hydrodynamica superficial en la playa en la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp 66-78 *in* [E1].
C6. REYES GOMEZ V.M. *Hydrodynamica superficial de suelos de playa. In capitulo 2 : Los suelos sus estados de superficie y la hydrodynamica superficial en la playa en la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp79-91 *in* [E1].
C7. JANEAU J.L. GRUNBERGER O. *Leyenda del mapa de los estados de superficie 1 /50000. In capitulo 2 : Los suelos sus estados de superficie y la hydrodynamica superficial en la playa en la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp 92-97
C8. GRUNBERGER O. , JANEAU J.L. *Geoquimica de las lluvias , de las aguas de escorrimiento y de la infiltracion de los suelos. In capitulo 3 : Geochimica de aguas en la playa y la sebkra de la reserva de la biosfera.* pp 100-112 *in* [E1].
C9. REYES GOMEZ V.M., GRUNBERGER O. *Cinetica de mineralizacion de las aguas de escurrimiento sobre suelo de playa y sebkra. In capitulo 3 : Geochimica de aguas en la playa y la sebkra de la reserva de la biosfera.* pp 113-125 *in* [E1].
C10. GRUNBERGER O., OCHOA CHAVARRIA I. *Estudio de la estructura del suelo y de la vegetacion en tres tipos de pastizal de playa. In capitulo 4 : Estudios de los differentes medios de playa* pp 142-158 *in* [E1].
C11. GRUNBERGER O., JANEAU J.L., REYES GOMEZ V. *Las manchones de la reserva de la biosfera de Mapimi I-Estudio de las organizaciones de los estados de superficie y su hydrodynamica superficial. In capitulo 4 : Estudios de los differentes medios de playa* pp 159-167 *in* [E1].
C12. GRUNBERGER O., JANEAU J.L., REYES GOMEZ V. *Las manchones de la reserva de la biosfera de Mapimi- II. La organizacion del suelo. In capitulo 4 : Estudios de los differentes medios de playa.* pp 168-177 *in* [E1].
C13. GRUNBERGER O., JANEAU J.L., REYES GOMEZ V. *Los poligonos de sueda sp en la playa. In capitulo 4 : Estudios de los differentes medios de playa.* pp190-197 *in* [E1].
C14. VITAL RUMEBE A., ALBERTEAU K.,GRUNBERGER O. *Las sistemas de fomento pastizales en la playa. In capitulo 6: Las actividades humanas de la playa y de la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp 238-249 *in* [E1].
C15. LIOT C , GRUNBERGER O., *Las salinas de carrillo un ejido de produccion de sal contintental en el disierto Chihuahuense. In capitulo 6: Las actividades humanas de la playa y de la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp 250-259 *in* [E1].
C16. VITAL RUMEBE A, GRUNBERGER O. *Los cultivos de la playa : evolucion despues del abandono. In capitulo 6 : Las actividades humanas de la playa y de la sebkra de la reserva de la biosfera de Mapimi.* pp 260-267 *in* [E1].
C17. JANEAU J.L., GRUNBERGER O.,PAEZ PEREZ N., REYES GOMEZ V., *Las playas del desierto chihuanense. In capitulo 7: Extension regional.* pp 270-298 *in* [E1].
C18. GRUNBERGER O., 2011, La Salinisation des sols. Fiche 4, pp346-342, in Etude des Sols : Description, cartographie, utilisation, collection Sciences Sup, Dunod (Paris).

Diplômes

DIP1. GRUNBERGER O.,1985. Etude du système karstique du Goueil di Her (Haute Garonne) à l'aide des chroniques des pluies et des débits. Emploi des méthodes corrélatoires et spectrales. Mémoire de stage de D.E.A. au Laboratoire Souterrain du C.N.R.S., Moulis, Ariège. (Directeur de Stage MANGIN A.).

DIP2. GRUNBERGER O., 1989. Etude géochimique et isotopique de l'infiltration en régime climatique contrasté, Massif du Piton des Neiges, île de La Réunion. Thèse de Doctorat Nouveau Régime (Directeur de Thèse FONTES J.Ch.), Université de Paris XI , Orsay, 199p.

Rapport d'expertise et/ou de conventions [3]

RE1. GRÜNBERGER O. « *Sustainable Ecosystem Management in Thailand : Integrative Research and Capacity Building for Andaman Coastal Research Centre for development* » (105p) Sousmission à l'appel d'offre : EU– ASIA PROECO-II-B. Post-Tsunami programme. Multigrad.

RE2. GRUNBERGER O. HARTMANN C., February 2004. *Improving the Management of Salt Affected soils Case of Saline patches in Rainfed Paddy fields in North East Thailand. Activity Report*. 77 p.

RE3. GRUNBERGER O. HARTMANN C.,*2004. Improving the management of salt-affected soils in rainfed areas in Northeast Thailand. Request for extension of the DTEC project.* 32p.

Communications choisies [11]

(*Participations des étudiants à des colloques, congrès et forums*).

R1.J.-P. MONTOROI, O. GRÜNBERGER, N. BOUZID, Y. ENET, S. SUKCHAN, K. SRISUK, S. NADEE *Geophysical Study of Salinity Distribution in Northeastern Thailand Paddy Soil*s. 13th European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics Session: Site Survey. September 03, 2007.

R2.MOREAU P., O. GRÜNBERGER, Test d'application d'un dispositif simplifié de sismique réfraction. Cas de la détection d'un horizon latéritique dans le Nord-Est thaïlandais. GEOFCAN, AGAP qualité, Géophysique des Sols et des Formations Superficielles, 6e Colloque, Bondy, France, 25 et 26 septembre 2007 Poster.

R3.GRÜNBERGER, O., MAEGHT, J.L, MONTOROI, J.P., ENET Y, RATTANA-ANUPAP S, WIENGWONGNAM J., HAMMECKER C.,2005 *Assessment of salinity hazard by electromagnetism induction method in flooded sandy paddy soils.* Management of tropical Sandy soils. Khon Kaen, Nov. 2005. Résumé & Poster.

R4.PROMKUTKAEW A., GRÜNBERGER O., BHUTHORNDHARAJ S., NOBLE A. *Cation exchange capacity of sandy salt-affected paddy soils by ammonium acetate, cobaltihexamine and compulsive methods.* Management of tropical Sandy soils. Khon Kaen, Nov. 2005. Résumé & Poster.

R5. GRÜNBERGER O., HARTMANN E., BOURDON A., YUVANIYAMA S. SUKCHAN, AND S. RUAYSOONGNERN, "Detailed characterization of a spreading saline patch inside a paddy field of Northeast Thailand," in *The Second International Conference on Soil Quality Evolution Mechanism and Sustainable Use 01 Soil Resources. 23-25 September 2003, Yingtan. P. R. China.*, 2003, no. September, pp. 31–33.

R6.GRUNBERGER, O., REYES, V. G., AND MONTOROI, J. P., 2002, *Quantifying a leaching flux in a Mediterranean gypsisol*., Proceedings 17th Congress IUSS: Bangkok.

R7.GAY D., ALBERGEL J., GRUNBERGER O., MICHELOT J.L., MONTOROI J.P., 2000. Approche géochimique et isotopique des relations entre lac collinaire et aquifères : cas du bassin de Kamech, Tunisie. In "Hydrologie des régions méditerranéennes, Résumés, 11-13 octobre 2000", IRD, Montpellier, p. 18) .(lien vers le résumé)

R8.GRUNBERGER O., REYES V., MONTOROI J.P., ALBERGEL J., 2000. *Chemical erosion assessment by rainfall simulation of a gully head above a gypsic Mediterranean soil:* Fidh Ali watershed, Cenral Tunisia. In "Hydrologie des régions méditerranéennes, Résumés, 11-13 octobre 2000", IRD, Montpellier, p. 19 (lien vers le résumé)

R9.JANEAU J.L. , GRUNBERGER O. , REYES GOMEZ V. , 1994. *Surface soil features of the Chihuahuan desert Playas, influence above infiltration . Abstacts of 15 th International Congress of Soil Science , Acapulpco (Mexico). July 10-16* . Résumé et Poster . p191

R10. LIOT C., GRUNBERGER O., JANEAU J.L., 1994 . *Reconstruction of salt production methods using sedimentary and geochimical features in a archeological context : example of the ancient saline saltworks in the Sayula basin (Jalisco , Mexico). Abstacts of 15 th International Congress of Soil Science , Acapulpco (Mexico). July 10-16* . Résumé et Poster . p176

R11. GRUNBERGER O., REYES GOMEZ V. , JANNEAU J.L., 1994. *Superficial soil balance of disolved elements by rainfall simulation using desionized water above saline soils. Abstracts of 15 th International Congress of Soil Science , Acapulpco (Mexico). July 10-16* . Résumé et Poster. p348.

R12. GRÜNBERGER O., REYES V., OCHOA I., JANEAU J.L., 1992. *La sal de un desierto. Avances del programa ORSTOM-lnstftuto de Ecologia. Suelos salinos de la Reserva de la Biosfera de Mapiml.* in : Séminaire '*Ecologia de ambientes aridas*", Xalapa, 56 nov. 7992. Xalapa : ORSTOM. 4 p., multigr.

Rapports internes [4]

Rap 1. GRÜNBERGER O., 1993. Illustration des lignes de recherches développés de 1991 à 1993. Mexico :ORSTOM. 89 p., multigr.2

Rap 2. Demande de financement Spirales (Soutien aux Projets Informatiques dans les Equipes Scientifiques). 2007 Elaboration de séquences animées d'images scientifiques de synthèse 3D illustratives des processus non visibles de salinisation de rizières. Porteur de projet Bernard Surugue., 10pp.

Rap 3. Demande de financement de projet de jeune équipe IRD, 2007 ESAN (*Evaluation for Sustainable Agriculture in Northeast Thailand*), 30pp.

Rap 4. GRÜNBERGER O. 2005. Note de synthèse sur la collaboration entre le LDD et l'IRD dans les domaines afférents à l'agronomie et aux sciences du sol entre 1995 et 2005. 17p. Multigrad.

Travaux de divulgation scientifique (grand public)[6]

Articles de presse

D1. GRÜNBERGER O., JANEAU J.L., REYES V., 1992. Los suelos salados del Norte de Mexico. Divulga - El National (Mex.), 20 Oct. 1992 : 2

D2. GRUNBERGER O., HARTMANN C., 2004. Des taches de sel envahissantes. Sciences au sud n°23, p 8.

D3. GRUNBERGER O., "Impact des aménagements hydro-agricoles " dans le dossier : "Méditerranée : le défi de l'eau agricole". Sciences au sud. Le journal de l'IRD - n° 59 - avril/mai 2011

Autres

D4. «*The salt of the earth* » (2008). Film documentaire de vulgarisation scientifique. 56 min. Réalisateur: B. SURUGUE, Responsable scientifique :O. GRÜNBERGER. Version Anglaise, Française et Thaïe. IRD Audiovisuel. (Prix du ministère de l'environnement Slovène 2008, et meilleur film étranger au festival du film de Portneuf sur l'environnement, 2009) (Fiche du Film)

D5. Grunberger O. Salinisation et sodisation des sols. Site Sud en ligne : Les dossiers thématiques de l'IRD (4 pages) (lien pour le site)

D6. En marge du séminaire « *Management of Tropical Sandy Soils* » à Khon Kaen, j'ai été interviewé en compagnie de Claude Hammecker par une télévision thaïe (*Chanel 11*) sur notre activité de recherche sur les sols salés du Nord Est de la Thaïlande. émission nationale (2 min).

D7. Année scolaire 2007-2008. Encadrement de TPE des élèves du club JRD « Eau, sols et climat » du lycée Jules Guesde de Montpellier, (Montpellier) avec présentation d'un Poster au Congrès mondial de l'eau. (Lien vers "chercheurs en herbe")

D8. Années scolaires2009-2013. Conférences débats en lycées de la région PACA (environ une par an) et assistance a projet pédagogique.

Lien de téléchargement

https://drive.google.com/file/d/0B4kHmC82ICYoeXgtQkh3Wkl5TjA/edit?usp=sharing

1. GRÜNBERGER O., REYES-GOMEZ V.M., JANEAU J.L ., 2005. *Las playas del desierto Chihuahuense (parte mexicana). Influencia de las sales en ambientes árido y semiárido*. Ediciones Instituto de Ecologia, A.C. – IRD Francia. Xalapa, Veracruz, Mexico. 355p. 21 Auteurs (ARAGON PINA E., BARRAL H., BROUSTE L., DEJOUX C., DESCROIX L. , GADSDEN ESPARZA H., GARCIA ARÉVALO A., GONZALEZ BARRIOS J.L., GRUNBERGER O. , LIOT C., HERNANDEZ GARCIA L. , JANEAU J.L., MARLIN C., OCHOA CHAVARRIA I., PAEZ PEREZ N., PLENNECASSAGNE A., REYES GOMEZ V., SERVAT E., VALDEZ RAMIREZ M.E., VALLES V., VITAL RUMEBE A

Table des matières

Introduction *4*

1. Trajectoire scientifique et professionnelle *6*

Déclics de thèse **7**

Déclics d'insertion professionnelle **10**

Déclics des réformes **12**

Déclics de « l'UMRisation » **14**

2. Rappels sur la salinité et le sol *16*

Introduction **16**

Définitions **16**

Les trois contextes de salinisation des terres **17**

La salinisation « naturelle » 18

L'exemple du désert de Chihuaha : 18

Salinisation « indirecte » des terres 19

L'exemple du Nord-Est de la Thaïlande 19

Salinisation « directe » 20

L'Exemple des périmètres irrigués Marocains 20

Production scientifique mondiale sur le sujet **22**

Interactions de la salinité avec les phases ioniques et solides **23**

Influence de la salinité sur les solutions du sol 23

Relation entre salinité des solutions et phases échangeables du sol 24

Relations entre solutions du sol et sels précipités 25

Conclusion 26

3. Introduction à l'étude des dynamiques salines des sols *30*

La clôture du bilan salins des sols **30**

La prise en compte des rétroactions **31**

Rétroactions internes au sol vis à vis de la salinité 32

Processus internes au sol 32

Rétroactions externes au sol vis à vis de la salinité 32

La prise en compte des processus spatiaux **33**

Confrontation du schéma aux contextes **33**

4. Exemples d'approches par clôture de bilans salins *36*

Dynamique salines des casiers a riz du nord-est de la Thaïlande **36**

Introduction 36

Bilan hydrosalin de saison des pluies 36

Bilan hydrosalin de saison sèche, le drainage et l'évaporation : les moteurs de la redistribution verticale 38

Introduction 38

Les premières phases d'asséchement 38

Phases d'asséchement prononcées 39

Effet de la salinité sur les flux 42

Vers un apport de l'injection d'un traceur artificiel 45

Conclusions 46

Bilan du lessivage latéral de surface **48**
Introduction 48
Dynamique ionique au ruissellement 49

Conclusions de l'approche du bilan salin **51**

5. Rétroactions internes au sol : Les Interactions entre apports de M.O. et salinité des solutions ***53***

Introduction **53**
Contrôle des concentrations en Fe du pH et de la salinité des solutions 55
Méthodes 55
Résultats 55
Conclusions 57
Production de méthane et salinité 58
Introduction 58
Méthodes 58
Résultats 58
Conclusions 59
Dispersion-coagulation des argiles 60
Introduction 60
Méthodes 61
Résultats 61
Conclusions sur les processus biogéochimiques 63

6. Rétroactions externes : Salinité et états de surface du désert de Chihuahua 65
Introduction 65
Méthodes 65
Résultats 65

7. Mécanismes spatiaux de distributions radiales ***70***

Exemple de la tache saline « artésienne » **70**

Exemple de distribution radiale saline : Le fonctionnement de mosaïques végétales : *Les manchones* **76**
Introduction 76
Aspect de surface 76
Propriétés hydrodynamique des états de surface 78
Profils de sol 78
Conclusion sur les « *manchones* » 80

Conclusion sur l'examen des structures radiales **81**

8. Bilan général ***82***

Principaux résultats **82**

Evolutions **86**

8. Perspectives ***92***

Introduction **92**

Quelques rappels sur les pesticides **93**
Les substances actives 93
Les indices de diffusions environnementales 94
Introduction 94
La rétention dans les sols 94
Les temps de demi-vie 95

Indices composés 95

Les pesticides dans le Sud de la méditerranée 96
Des preuves de présences et une influence de la salinité documentés 97
Principales substances actives détectées sur le pourtour méditerranéen 97
Corrélations teneurs en pesticides & salinité en climats chauds 97

Mécanismes d'interactions liés à la salinité 98
Mécanismes physico-chimiques 98
Le salting out et la volatilisation 98
Le « salting out » et la solubilité & la sorption des pesticides 98
L'échange ionique 99
Les dégradations physiques : Hydrolyse et photo-dégradation 99
Transfert des particules et transferts colloïdaux. 100
Dégradation : mécanismes biologiques et salinité 100
Influence de salinité et Interactions avec l'irrigation. 101

Conclusions 101

9. Références 104

10. Curriculum Vitae 114

Etat civil 114

Etudes Universitaires 114

Résumé de carrière 114

Taches collectives 115
Représentation du Personnel 115
Directeur adjoint de l'UMR LISAH (depuis 2010)(Site de l'UMR) 115
Autres 115

Activités d'enseignement 115
Orsay 2001-2014 115
Montpellier 2007-2014 115
Etranger 116

Encadrements d'étudiants 117
Mémoire de stages 117
Etudiants formés au Mexique [9] 117
Etudiants formés en Tunisie [2] 118
Etudiants formés en Thaïlande [11] 118
Participations à encadrements de Thèses de Doctorat [6] 120

Liste des Publications 122
Revues à comité de lecture « incertain » : (Journaux disparus, non référencés, etc…) 122
Revues à comité de lecture [19] 122
Participation à des ouvrages [18] 123
Edition d'ouvrages [1] 123
Contributions à des chapitres d'ouvrages [18] 123
Diplômes 125
Rapport d'expertise et/ou de conventions [3] 125
Communications choisies [11] 125
Rapports internes [4] 126
Travaux de divulgation scientifique (grand public)[6] 126
Articles de presse 126
Autres 126

Lien de téléchargement 127

Table des matières *128*