

COLLECTION SYSTÈME TERRE - ENVIRONNEMENT

Série Les sols



Volume 5

**Les sols
au cœur de la zone critique 5**

dégradation et réhabilitation

sous la direction de
Christian Valentin

ISTE
editions

Les sols au cœur de la zone critique 5

First published 2018 in Great Britain by ISTE Editions Ltd.

Apart from any fair dealing for the purposes of research or private study, or criticism or review, as permitted under the Copyright, Designs and Patents Act 1988, this publication may only be reproduced, stored or transmitted, in any form or by any means, with the prior permission in writing of the publishers, or in the case of reprographic reproduction in accordance with the terms and licenses issued by the CLA. Enquiries concerning reproduction outside these terms should be sent to the publishers at the undermentioned address:

ISTE Editions Ltd
27-37 St George's Road
London SW19 4EU
UK

© ISTE Editions Ltd 2018

The rights of the authors of this work have been asserted by them in accordance with the Copyright, Designs and Patents Act 1988.

British Library Cataloguing-in-Publication Data

A CIP record for this book is available from the British Library

ISBN: 978-1-78405-383-3 (print)

ISBN: 978-1-78406-383-2 (e-book)



Printed and bound in Great Britain by CPI Group (UK) Ltd., Croydon, Surrey CR0 4YY, June 2018

Série *Les sols*
sous la direction de Christian Valentin

Les sols au cœur de la zone critique 5

dégradation et réhabilitation

sous la direction de
Christian Valentin

ISTE
editions

Collection dirigée par André Mariotti

Série *Les sols*

Volume 1 – Jacques Berthelin, Christian Valentin,
Jean Charles Munch

Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services

Volume 2 – Guillaume Dhérissard

Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société

Volume 3 – Guilhem Bourrié

Les sols au cœur de la zone critique : circulation de l'eau

Volume 4 – Guilhem Bourrié

Les sols au cœur de la zone critique : qualité de l'eau

Volume 6 – Philippe Lemanceau, Manuel Blouin

Les sols au cœur de la zone critique : écologie

Table des matières

Préface	13
André MARIOTTI	
Chapitre 1. Caractérisation de l'état des sols	17
/Christian VALENTIN	
1.1. Les sols au cœur de la zone critique	17
1.1.1. Définitions	17
1.1.2. Fonctions et services des sols	17
1.1.3. Dégradation des sols, des terres, désertification	19
1.2. La difficile évaluation de l'état et des cinétiques de dégradation ou d'amélioration des sols	19
1.2.1. Évaluation mondiale	20
1.2.1.1. À dire d'experts	20
1.2.1.2. Par télédétection spatiale	21
1.2.1.3. Par modélisation	21
1.2.1.4. Des incertitudes encore trop grandes	21
1.2.2. Formes de dégradation	21
1.2.3. Principaux facteurs de la dégradation des sols	24
1.2.4. Quelle tendance : spirale de dégradation ou courbe en U ?	25
1.2.5. La nécessité de dispositifs de suivi	28
1.3. Conservation, restauration, réhabilitation et compensation	28
1.3.1. Définitions	28
1.3.2. Mise en œuvre	29
1.3.3. Concept de neutralité en termes de dégradation des terres	30
1.4. Conclusions	31
1.5. Bibliographie	32

Chapitre 2. L'encroûtement superficiel des sols**et la récolte du ruissellement 37**

/ Christian VALENTIN

2.1. États de surface et croûtes superficielles	37
2.2. Types de croûtes et processus de formation	38
2.2.1. Croûtes structurales	38
2.2.2. Croûtes grossières	39
2.2.3. Croûtes d'érosion	40
2.2.4. Croûtes de dépôt	40
2.2.5. Croûtes et efflorescences salines	41
2.2.6. Croûtes biologiques	41
2.3. Facteurs d'encroûtement et principes d'amélioration de la stabilité structurale.	42
2.3.1. Les sols	42
2.3.2. La pluie	43
2.3.3. La pente	43
2.3.4. Le couvert	43
2.3.5. Pratiques agricoles	43
2.4. Conséquences de l'encroûtement superficiel.	44
2.4.1. Hydrologiques : l'écoulement hortonien	44
2.4.2. Écologiques : exemple de la brousse tigrée	46
2.4.3. Agronomiques : la récolte du ruissellement	47
2.5. Conclusions	48
2.6. Bibliographie	49

Chapitre 3. Érosion et principes de conservation des sols 53

/ Christian VALENTIN et Jean Louis RAJOT

3.1. Définitions	53
3.2. Importance de l'érosion	54
3.2.1. À l'échelle mondiale	54
3.2.2. Effets de l'érosion	55
3.3. Processus et facteurs	59
3.3.1. Le détachement par rejaillissement	59
3.3.2. L'érosion en nappe	61
3.3.3. L'érosion concentrée (= érosion linéaire)	65
3.3.3.1. En surface : érosion en rigoles et ravines	65
3.3.3.2. Dans le sol : suffusion (ou suffosion, ou érosion en tunnel)	67
3.3.4. Mouvements de masse.	67
3.3.5. L'érosion aratoire	69

3.3.6. L'érosion éolienne	70
3.4. L'érosion : une question d'échelle	73
3.4.1. Échelles d'espace	73
3.4.2. Échelles de temps	74
3.4.2.1. Durée de mesures	74
3.4.2.2. Érosion cumulée – les marqueurs isotopiques	75
3.4.3. Échelles d'espace	75
3.4.3.1. Origine des sédiments – les signatures de natures diverses	75
3.4.3.2. Les distances de transfert et les temps de résidence	76
3.4.4. Transports particuliers et dissous	76
3.4.5. Les poussières éoliennes	77
3.5. Modélisation	78
3.5.1. Approches statistiques	78
3.5.2. Modèles à bases physiques	79
3.5.3. Modèles hybrides	80
3.6. Principes de conservation des sols	80
3.6.1. À l'échelle du champ : limiter le détachement	80
3.6.1.1. Accroître la stabilité structurale : amender le sol	80
3.6.1.2. Réduire l'énergie cinétique reçue : maintenir un couvert en surface	80
3.6.1.3. Réduire la vitesse de ruissellement : diminuer la pente et la longueur des parcelles	81
3.6.1.4. Réduire la vitesse du vent : accroître la rugosité superficielle	82
3.6.1.5. Éviter l'émiettement du sol : réduire le travail du sol et le piétinement par le bétail	82
3.6.2. À l'échelle des bassins versants : ralentir le ruissellement et favoriser les dépôts	83
3.7. Densité de population, contextes économiques et politiques publiques	84
3.8. Conclusions	86
3.9. Bibliographie	87
Chapitre 4. Acidité et acidification des sols	97
Étienne DAMBRINE	
4.1. Acidité	97
4.2. Définitions de l'acidification et son évolution	99
4.3. Illustration : évolution théorique à long terme de l'acidité d'un loess calcaire	101

4.4. Processus acidifiants	102
4.5. Participation de grands cycles biogéochimiques à l'acidification des sols	103
4.5.1. Cycle de l'azote	103
4.5.2. Cycle du carbone	103
4.5.3. Absorption de cations/anions par les végétaux	103
4.5.4. Dépôts acides ou alcalins	104
4.5.5. Autres cycles P, S, Fe, Mn	104
4.6. Neutralisation de l'acidification	104
4.7. Biogéographie de l'acidité.	105
4.8. Conséquences physiques et biologiques de l'acidité des sols	106
4.9 Bibliographie	107

Chapitre 5. Salinisation des sols et gestion des sols salés 111

Jean-Pierre MONTOROI

5.1. Introduction	111
5.2. Les milieux salés naturels	111
5.2.1. Les sels, entités dissoutes et particulières	111
5.2.2. Des paysages typiques.	112
5.2.3. Des mouvements continus de sels	113
5.2.4. Services écosystémiques	114
5.3. Caractérisation et fonctionnement des sols salés	115
5.3.1. Diagnostic du degré de salinisation	115
5.3.2. Processus physico-chimiques intrinsèques.	116
5.3.2.1. Salinisation <i>stricto sensu</i>	116
5.3.2.2. Salinisation et sulfato-réduction.	117
5.3.2.3. Sodisation	117
5.3.2.4. Alcalisation	117
5.3.3. Concentration et voies d'évolution chimique de l'eau du sol.	119
5.3.3.1. Alcalinité résiduelle	119
5.3.3.2. Spéciation ionique, adsorption ionique et modèles géochimiques	120
5.3.4. Minéralogie des efflorescences salines	121
5.4. Typologie des sols salés	122
5.4.1. Caractéristiques pédologiques	122
5.4.2. Distribution verticale de la salinité	123
5.4.3. Distribution spatiale de la salinité	124
5.4.4. Classification des sols salés	124
5.4.5. Répartition mondiale des sols salés	126
5.5. Salinisation secondaire des sols	126

5.5.1. Apports anthropiques de sels dans les sols	126
5.5.2. Salinisation des systèmes irrigués	127
5.5.3. Contrôle des sels en irrigation	128
5.5.4. Utilisation des eaux non conventionnelles	129
5.6. Mise en valeur agricole des sols salés	130
5.6.1. Contexte historique	130
5.6.2. Effets de l'eau salée du sol pour les plantes	130
5.6.3. Solutions agronomiques	131
5.6.4. Solutions macro-économiques	133
5.6.5. Solutions sociales et politiques	134
5.7. Conclusions	134
5.8. Bibliographie	135

Chapitre 6. Pollutions métalliques 141

Denis BAIZE

6.1. Généralités	141
6.1.1. Définitions – les éléments en traces	141
6.1.1.1. Le fond pédogéochimique naturel (FPGN)	142
6.1.1.2. Les teneurs agricoles habituelles (TAH).	142
6.1.1.3. TAH et FPGN : quel territoire ?	142
6.1.1.4. Intérêt de déterminer les FPGN et les TAH par « séries de sols »	142
6.1.1.5. Origine des métaux dans les sols	143
6.1.2. Risques et dangers – voies d'exposition et de transfert	143
6.1.2.1. Définitions	143
6.1.2.2. Les différents dangers – voies d'exposition et de transfert	144
6.1.2.3. Contamination <i>versus</i> pollution	144
6.1.2.4. Distinguer les ETM « naturels » (géogènes, pédogènes) et « anthropiques »	145
6.1.2.5. Importance des formes chimiques des éléments	145
6.1.3. Différentes formes et localisation des éléments en traces dans les sols	146
6.1.4. Méthodes de mesures et d'estimation disponibles	147
6.1.4.1. Les teneurs « totales » et « pseudo-totales »	147
6.1.4.2. Les extractions partielles	148
6.1.4.3. Les extractions séquentielles	149
6.1.5. Comment évaluer le niveau de pollution d'un sol ?	149
6.1.5.1. Les trois approches simples	150
6.1.5.2. L'exemple du plomb à Bazeville (Beauce)	153
6.1.5.3. Calcul des facteurs d'enrichissement	155

6.2. Sites pollués célèbres (France)	155
6.2.1. Metaleurop à Noyelles-Godault	156
6.2.2. Mortagne-du-Nord	158
6.2.3. Plaine de Pierrelaye (pollution polymétallique).	159
6.2.3.1. Historique des épandages	159
6.2.3.2. La contamination des sols	160
6.3. Sites pollués locaux et contaminations diffuses	161
6.3.1. Site de traitement de poteaux pollué par du cuivre en contexte de podzozol.	161
6.3.2. Contaminations des sols par des boues de stations d'épuration	161
6.3.2.1. Épandages de boues d'épuration très chargées en ETM sur les sols du Vexin	162
6.3.2.2. L'essai de Bézu-le-Guéry	163
6.3.2.3. L'expérimentation du domaine de Couhins (INRA, Bordeaux).	164
6.3.2.4. La situation actuelle.	165
6.3.3. Contaminations par le cuivre dans les sols de vignobles	167
6.3.4. Contaminations des sols par le cuivre et le zinc suite aux épandages répétés de lisiers de porcs	168
6.3.5. Les retombées atmosphériques de plomb depuis l'Antiquité	170
6.3.6. Les nanoparticules métalliques (NPM).	171
6.4. Impacts des pollutions métalliques.	172
6.4.1. Bio- et phytodisponibilité – voies d'absorption.	172
6.4.2. La mobilité	172
6.4.3. Estimation de la mobilité et de la biodisponibilité	173
6.4.4. Importance des propriétés du sol vis-à-vis de la spéciation, de la biodisponibilité et de la mobilité	173
6.5. Que faire face à des sols pollués par des métaux ?	174
6.5.1. Stratégies sans traitements	175
6.5.2. Décapage des horizons pollués.	175
6.5.3. Immobilisation <i>in situ</i> et phytoremédiation	175
6.5.3.1. Immobilisation <i>in situ</i>	175
6.5.3.2. Les méthodes de phytoremédiation.	176
6.5.4. Un exemple : le site de Maatheide-Lommel (Belgique).	177
6.5.4.1. État initial	177
6.5.4.2. Premiers traitements.	179
6.6. Bibliographie	180

Chapitre 7. Pollutions organiques et réhabilitation des sols	183
Corinne LEYVAL, Aurélie CÉBRON et Pierre FAURE	
7.1. La pollution organique : ses origines et sa diversité	183
7.2. Origine et répartition des HAP dans les sols	184
7.3. Caractéristiques, propriétés et toxicité des HAP	185
7.4. Devenir et impact des pollutions organiques dans les sols :	
des outils et des approches	187
7.4.1. Sorption des HAP dans les sols	188
7.4.2. Biodisponibilité et vieillissement de la contamination	
en HAP dans les sols	189
7.4.3. Biodégradation et microorganismes impliqués	190
7.5. Devenir des HAP dans la rhizosphère des plantes.	191
7.6. Quelles techniques de remédiation, limites et contraintes ?	193
7.7. De la remédiation à la restauration.	195
7.8. Conclusions	196
7.9. Bibliographie	197
Chapitre 8. Les sols urbains : artificialisation et gestion	203
Laure VIDAL-BEAUDET et Jean-Pierre ROSSIGNOL	
8.1. Introduction	203
8.2. Urbanisation des sols.	204
8.2.1. Histoire et origine des sols urbains	204
8.2.2. Artificialisation et imperméabilisation	206
8.3. Caractéristiques des sols en milieu urbain	207
8.3.1. Typologie des sols urbains	208
8.3.1.1. Les sols artificialisés	208
8.3.1.2. Les sols végétalisés	210
8.3.2. Les propriétés des sols urbains artificialisés	210
8.4. Classification et cartographie des sols urbains.	211
8.4.1. Classification	211
8.4.2. Cartographie.	213
8.5. Des sols fertiles pour des espaces végétalisés	216
8.5.1. Les sols reconstitués	216
8.5.2. Cas particulier du mélange terre-pierres	218
8.5.3. Les sols construits à partir de « déchets » des villes	219
8.6. Conclusions	220
8.6.1. « La trame brune »	220
8.6.2. Valeur et protection des sols urbains	220
8.7. Bibliographie	222

Chapitre 9. Le recyclage des produits résiduaire organiques en contexte tropical	225
Frédéric FEDER	
9.1. Définition, typologie et principales caractéristiques des produits résiduaire organiques	225
9.1.1. Définition des produits résiduaire organiques et des enjeux associés	225
9.1.2. Typologie des produits résiduaire organiques	226
9.1.2.1. Origines des produits résiduaire organiques	226
9.1.2.2. Les principale traitement des produits résiduaire organiques	227
9.2. Caractérisation analytique des produits résiduaire organiques	229
9.2.1. Les éléments chimiques d'intérêt agronomique (C, N, P, K)	229
9.2.2. Analyses spécifique des propriétés organiques	230
9.2.3. Les contaminant trace organique et métallique	231
9.3. Intérêt agronomique et risque environnemental	232
9.3.1. Aspect fertilisant des produits résiduaire organique	232
9.3.2. Aspect amendant des produits résiduaire organique	233
9.3.2.1. Augmentation des teneur en matière organique des sols	233
9.3.2.2. Amélioration des propriétés physique, chimique et microbiologique	234
9.3.3. Les contaminant métallique, organique et biologique	236
9.3.3.1. Les contaminant trace métallique et organique	236
9.3.3.2. Les contaminant biologique	237
9.3.3.3. Impact des procédé de transformation des produits résiduaire organique	237
9.3.4. Autre impact environnemental	238
9.3.4.1. Les pertes d'azote par volatilisation et par lixiviation	238
9.3.4.2. Les émission de protoxyde d'azote, de méthane et de dioxyde de carbone	238
9.4. Exemple de recyclage de produit résiduaire organique en contexte tropical	239
9.4.1. En système faiblement intensifié	239
9.4.2. En système intensifié	240
9.5. Bibliographie	243
Liste des auteurs	247
Index	249
Sommaire des autre volume de la série	261

Préface

Les éditions scientifiques ISTE ont constitué un domaine éditorial pluridisciplinaire intitulé : « Système Terre – Environnement » et, dans ce cadre, nous présentons aujourd'hui une série d'ouvrages sur le sol, coordonnée par Christian Valentin, dans le cadre du groupe « Sols » émanant de l'Académie d'agriculture de France.

Les objectifs de cette série d'ouvrages, consacrée à l'étude du rôle et du fonctionnement des sols au sein de la zone critique méritent quelques commentaires.

La zone critique (ZC), concept qui s'impose maintenant au niveau international, désigne le lieu des interactions entre l'atmosphère, l'hydrosphère, la pédosphère (couche la plus externe de la croûte terrestre, composée des sols et soumise aux processus de formation des sols, nés des interactions avec les autres composantes de la surface), la lithosphère et les écosystèmes. En son sein, se produisent des échanges essentiels d'eau, de matière et d'énergie, échanges qui interagissent avec ceux des autres enveloppes, océaniques et atmosphériques, du système Terre. Sa très grande réactivité, physique, chimique et biologique est un facteur essentiel de la régulation globale de ce système Terre.

Support de la vie, cette fine enveloppe est en forte interaction avec les activités humaines : agriculture, urbanisation, extraction des ressources, gestion des déchets, activité économique...

Ce concept de zone critique (ZC) renouvelle totalement l'approche environnementale, permettant tout à la fois une vision intégrée, descriptive, explicative et prédictive du système Terre, de ses grands cycles biogéochimiques et de leur interaction avec le système climatique : la vision devient dynamique, explicative de l'ensemble des interactions et ouvre la voie à une modélisation prédictive, nécessairement intégrée aux modèles globaux, avec une attention toute particulière au cycle hydrologique.

Au sein de la ZC, le sol est une composante fondamentale, avec un rôle prééminent sur le stockage, la dynamique et la transformation des éléments biogènes (C, N, P) et de tous les contaminants inorganiques, organiques ou microbiologiques, ce qui contribue à affecter intimement la quantité et la qualité de ressources essentielles à l'activité humaine, le sol, les eaux, la qualité de l'air.

Les sols reviennent ainsi sur le devant de l'agenda international du fait des grands défis que doit relever toute civilisation : production agricole, changements climatiques, changements et conflits d'usages (déforestation, urbanisation, accaparement, etc.), biodiversité, grands cycles (eau, C, N, P), pollution, santé, déchets, économie circulaire, etc. Ils apparaissent dès lors légitimement dans les Objectifs de développement durable des Nations unies à l'horizon 2030 (ODD15 : « Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité »).

L'étude des sols, au cœur de la zone critique, doit ainsi ne pas être abordée que par la science des sols, mais également par de très nombreuses disciplines des sciences de la Terre, de la vie, des sciences humaines et sociales. Les sols, au centre d'interactions multiples, représentent un ensemble complexe, un « nexus » reliant les paramètres essentiels que sont l'alimentation, l'eau, l'énergie, le climat et la biodiversité.

Ces sols, à la structure, à la dynamique, au fonctionnement complexes, sont sensibles aux changements globaux qui y induisent des évolutions obéissant à des phénomènes de seuils et à des questions de résilience, ce qui implique, pour leur étude, de ne pas prendre en compte que les temps courts mais aussi les temps longs, comme l'a souligné le livre blanc¹ sur les sols du CNRS en 2015. Les dynamiques des grands cycles biogéochimiques, notamment, présentent des temps caractéristiques qui peuvent être séculaires, voire bien au-delà...

Il est incontestable que parmi les grandes composantes de l'environnement déclinées plus avant, les sols sont les moins bien connus, du grand public, des pouvoirs publics, mais également des milieux académiques. Il devient dès lors primordial de fournir au plus grand nombre d'enseignants et d'étudiants les bases conceptuelles pour aborder les sols avec la complexité de leur nature, de leur fonctionnement, de leur diversité et de leurs interactions avec les autres composantes, au sein de la zone critique.

C'est ce à quoi se sont attachées les réflexions, les analyses et les prospectives menées par tous les auteurs de cette série, scientifiques de haut niveau d'expertise

1. Disponible à l'adresse : <http://www.insu.cnrs.fr/node/5432>.

internationale dans leur discipline, avec le souci de pratiquer une approche holistique de l'étude des sols, avec une attention toute particulière aux aspects finalisables d'une science interdisciplinaire ouverte, au-delà de la seule communauté scientifique, aux décideurs, aux gestionnaires et à tous ceux qui s'intéressent à l'évolution de notre planète et d'adosser leur réflexion scientifique aux exigences de la formation et de la plus large diffusion des connaissances.

La série se présente sous la forme de six volumes :

- *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*, volume qui servira d'introduction générale ;
- *Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société* ;
- *Les sols au cœur de la zone critique : circulation de l'eau* ;
- *Les sols au cœur de la zone critique : qualité de l'eau* ;
- *Les sols au cœur de la zone critique : dégradation et réhabilitation* ;
- *Les sols au cœur de la zone critique : écologie*.

Enfin, il convient de rappeler que cette série a été élaborée pour l'essentiel au sein du groupe « Sols » de l'Académie d'agriculture de France, sous la houlette débonnaire, mais opiniâtre et ferme, de Christian Valentin. Nous devons être reconnaissants à ce groupe de scientifiques et à son leader pour cette réalisation.

André MARIOTTI

Professeur émérite à l'université Pierre et Marie Curie

Membre honoraire de l'Institut universitaire de France

Coordinateur de la collection « Système Terre – Environnement », ISTE Editions

Caractérisation de l'état des sols

1.1. Les sols au cœur de la zone critique

1.1.1. Définitions

La *zone critique* s'étend de la basse atmosphère aux roches non altérées [NRC 01, LIN 10]. Elle comprend donc la végétation, la faune, les sols et les nappes. Sans elle, l'humanité ne pourrait pas survivre, d'où le terme de critique [LIN 10, NRC 01].

Selon le dictionnaire Larousse, le *sol* constitue la couche superficielle de l'écorce d'une planète tellurique (comme la Terre et Mars). En français, le terme « sol » a également bien d'autres sens comme « surface », dans « personnel au sol » ou État dans « droit du sol¹ », etc. Le pluriel « les sols » est souvent préféré par les spécialistes du sol pour souligner la diversité de natures et de propriétés des sols qui constituent un continuum désigné par le terme de « couverture pédologique ».

1.1.2. Fonctions et services des sols

Le premier ouvrage de la même série *Les sols* porte sur les fonctions et services des sols. Les fonctions concernent les écosystèmes, les services l'humanité. Cette distinction est toutefois discutable puisque les fonctions écosystémiques, pour la plupart, constituent aussi des services. Inversement, la priorité donnée à un seul service (par exemple la production agricole intensive) peut nuire à certaines fonctions (par exemple l'épuration

Chapitre rédigé par Christian VALENTIN.

1. Voir chapitre 1 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

de l'eau). À la faveur de l'année internationale des sols, la FAO a dressé en 2015² une liste de onze fonctions et services :

- régulation des cycles biogéochimiques (C, N, O, Al, Si, P, S, Mn, Fe, Cu...) et des nutriments³ ;
- séquestration du carbone atmosphérique⁴ ;
- régulation climatique (voir le volume *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*) ;
- régulation du cycle de l'eau⁵ et des inondations ;
- épuration de l'eau⁶ et diminution de la contamination des sols ;
- réservoir et habitat pour les organismes du sol⁷, dont certains peuvent être pathogènes comme les bacilles terrigènes, par exemple *Burkholderia pseudomallei* responsable de la mélioiidose, maladie souvent mortelle [MAN 17] ;
- production de nourriture, de fibres et d'agrocarburants⁸ ;
- ressources pharmaceutiques et de gènes [BER 06, NES 15] ;
- support des infrastructures⁹ ;
- fourniture de matériaux de construction¹⁰ ;
- mémoire culturelle¹¹, notamment en termes d'archives archéologiques.

2. Disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/284478/>.

3. Voir chapitre 3 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

4. Voir les ouvrages *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services* et *Les sols au cœur de la zone critique : écologie*.

5. Voir chapitre 2 de ce volume, le chapitre 3 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services* et les volumes 3 et 4, *Circulation de l'eau et Qualité de l'eau*.

6. Voir chapitres 7, 8 et 9 de ce volume et les volumes 3 et 4, *Circulation de l'eau et Qualité de l'eau*.

7. Voir l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : écologie*.

8. Voir chapitres 5, 6 et 7 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

9. Voir chapitre 8 de ce volume et chapitre 9 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

10. Voir chapitre 9 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

11. Voir chapitre 11 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

Cette liste est loin d'être exhaustive, le sol rendant bien d'autres services. Il intervient par exemple aussi sur la qualité de l'air (voir chapitre 3 de ce volume). Il offre à l'Homme depuis des dizaines de milliers d'années un lieu de sépulture, constitue un élément de mythes et entre dans des rites¹².

1.1.3. Dégradation des sols, des terres, désertification

La dégradation des sols est définie comme un changement de leur état qui entraîne une diminution de leur capacité à fournir des biens et services¹³. La FAO se réfère à l'état de santé du sol, terme qui reflète une vision anthropomorphique. Si le sol est bien un milieu vivant, la couverture pédologique n'est pas un individu qui pourrait être « malade » ou « mourir », puisqu'il s'agit d'un continuum en évolution. En revanche, le sol peut effectivement subir des dégradations ; ses horizons meubles peuvent même disparaître sous l'effet de l'érosion. Il semble plus correct, et au demeurant plus fréquent, de se référer à la qualité du sol. Au demeurant, même un sol artificialisé peut fournir des services, comme le montre le chapitre 8 de ce volume. Dès lors, un sol profondément transformé, comme un sol urbain, peut ne pas être considéré comme « très dégradé » s'il a suffisamment pu maintenir ou reconstituer plusieurs propriétés importantes (activités bactériennes et mésofauniques, enzymatiques, porosité suffisante pour infiltration, éléments nutritifs, etc.) susceptibles de fournir des services écosystémiques.

La dégradation des terres recouvre un concept plus large, mais aussi plus flou, puisque ce terme, qui correspond à la traduction en français de *land degradation*, désigne aussi bien la part solide de la surface de la Terre (par opposition aux surfaces liquides) que le sol ou l'ensemble des ressources de la zone critique.

La désertification est le processus de dégradation des terres dans les zones arides et semi-arides. C'est un terme aussi utilisé pour d'autres zones climatiques si elles subissent des dégradations irréversibles menant à l'impossibilité pour les sols de retrouver leur usage d'origine.

1.2. La difficile évaluation de l'état et des cinétiques de dégradation ou d'amélioration des sols

Alors qu'il est devenu relativement facile de mesurer et de suivre, à l'échelle mondiale, des paramètres de l'atmosphère comme la température de l'air ou sa teneur en CO₂, ou même de caractériser les sols [EHL 14] et les ravines [HAR 15] sur Mars, aucun

12. Voir chapitre 10 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

13. Disponible à l'adresse : www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/fr/.

dispositif mondial n'a encore vraiment été mis en place pour déterminer et suivre l'état de dégradation des sols. Une des difficultés provient de la définition même de la dégradation des sols, entachée d'une certaine relativité puisqu'elle se réfère à des biens et services dont l'attente varie selon les populations et les époques. De plus, il est difficile de se fonder sur un état de référence : quel sol n'a-t-il jamais été soumis en effet à aucun agent de dégradation (feux, pluies acides¹⁴, retombées de radionucléides¹⁵ comme le césium 137) ? Par ailleurs, les nombreuses formes de dégradation interdisent tout recours à un indicateur unique et universel de dégradation qu'il suffirait de mesurer et de suivre périodiquement comme c'est le cas, par exemple, pour la teneur du CO₂ dans l'atmosphère. Peut-on se contenter de ne prendre en compte que les surfaces imperméabilisées par des constructions et des infrastructures et, dès lors, ne se fonder que sur l'étalement urbain¹⁶, ou les surfaces tellement érodées¹⁷ qu'aucune production agricole, pastorale ou forestière n'est plus possible, ou sur les seules surfaces abandonnées par l'agriculture [FIE 08] ?

À cette approche essentiellement spatiale, souvent liée à l'évaluation des surfaces considérées comme « cultivables », s'ajoute une approche plus qualitative sur les propriétés, ou « qualité » du sol en termes de perméabilité (chapitre 2 de ce volume), de fertilité biologique et chimique (chapitre 9), de pH (chapitre 4), de teneur en sels (chapitre 5), de contaminants biologiques et chimiques (chapitres 6 et 7).

1.2.1. Évaluation mondiale

En dépit de ces difficultés, trois types d'approche ont été adoptés pour évaluer le degré et l'extension de la dégradation des sols à l'échelle planétaire.

1.2.1.1. À dire d'experts

La première tentative, coordonnée par le PNUE (Programme des Nations unies pour l'environnement ; *Global Assessment of Soil Degradation* – GLASOD [OLD 90]), s'est fondée sur l'avis d'experts de l'ensemble des pays. Cette approche présente l'avantage de la connaissance du terrain – ce qui manque trop souvent aux approches par télédétection spatiale et par modélisation. Au reste, ce sont les données issues de cet effort international qui continuent à faire référence, faute d'un exercice plus récent du même type. Toutefois, une telle approche n'est pas exempte de défauts. Elle a buté en effet sur la question de l'uniformisation des critères et l'homogénéisation des

14. Voir chapitre 4.

15. Voir chapitre 3.

16. Voir chapitre 8.

17. Voir chapitre 3.

évaluations. L'autre difficulté provient d'objectifs non-dits de certains États qui ont déclaré leurs sols entièrement dégradés, probablement dans l'espoir de voir accrue une meilleure part de l'aide internationale, alors qu'à l'évidence certains de leurs sols sous forêts demeurent non ou peu dégradés, particulièrement dans les aires protégées.

1.2.1.2. *Par télédétection spatiale*

Une autre approche (*Global Assessment of Land Degradation and Improvement* de la FAO, GLADA, [BAI 08]) a visé plus à apprécier l'état de dégradation des terres que des sols. Elle se fonde en effet sur la productivité primaire, estimée à partir de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI), calculé à partir de données satellitaires. Cet indice objectif, quantifié, peut être obtenu régulièrement sur l'ensemble du globe. Toutefois, il s'agit davantage d'une évaluation du couvert végétal que de l'état de dégradation des sols. Si l'absence de couvert favorise effectivement les processus d'érosion, tout couvert végétal n'a pas la même aptitude en termes de conservation des sols, certaines plantations d'arbres pouvant même être associées à des érosions fortes (voir chapitre 3).

1.2.1.3. *Par modélisation*

Combinant ces données de télédétection spatiale à des bases de données et différents modèles, la FAO a suivi une approche encore plus large (*Global Land Degradation Information System – GLADIS*) [NAC 10], combinant végétation, sols, eau et pressions humaines. Elle a ainsi dressé plusieurs cartes de l'état de dégradation des sols et des tendances. En dépit de leur indéniable intérêt, ces cartes cumulent plusieurs défauts inhérents à la qualité inégale des données, aux modèles utilisés et à l'absence de confrontation à la réalité du terrain. Il s'agit davantage de cartes de risques que de dégradation effective.

1.2.1.4. *Des incertitudes encore trop grandes*

Selon l'approche adoptée, les surfaces mondiales de terres dégradées varient ainsi de 1 à plus de 6 milliards d'hectares [GIB 15], soit une différence de plus de 50 millions de km². Il en découle un risque important de surestimation de terres disponibles, notamment pour des usages agricoles non alimentaires (agrocarburants, chimie verte). De plus, ces approches ne s'accordent pas toutes sur la distribution géographique des terres dégradées, ce qui pose la question de la localisation des efforts prioritaires à fournir en termes de protection ou de réhabilitation des sols.

1.2.2. *Formes de dégradation*

Parmi les dix grands types de dégradation des sols, il est classique de distinguer ceux de nature biologique, physique et chimique, classification un peu trop

académique puisque ces dégradations sont liées, l'une (par exemple réduction des teneurs en matière organique) entraînant souvent les autres (encroûtement superficiel, érosion, compaction, appauvrissement en éléments nutritifs) :

- réduction de la biodiversité des sols. Plusieurs chapitres de ce volume (notamment le chapitre 7) et l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : écologie* abordent cette question cruciale pour les services écosystémiques ;

- réduction des teneurs en matières organiques. De même, la plupart des chapitres de ce volume évoquent cette question ; la teneur en carbone organique détermine en effet, pour une bonne part, les principales fonctions des sols. De plus, la matière organique, par exemple, est l'un des constituants, avec les argiles, susceptible de s'éroder le plus facilement ;

- imperméabilisation du sol par encroûtement superficiel (chapitre 2) ou par urbanisation (chapitre 8) qui consommerait environ 20 millions d'hectares de sols agricoles par an dans le monde [FAO 15] ;

- érosion (chapitre 3) qui serait responsable de la perte de plus de 3 tonnes de sols par habitant et par an [FAO 15] ;

- compaction. Le piétinement par les hommes ou le bétail [HIE 99], et le passage d'engins lourds sur des sols humides (champs, pâturages ou forêts) entraînent en conditions humides une réduction de la porosité structurale¹⁸ (interagrégats), avec de nombreuses conséquences [NAW 13] comme la réduction de l'infiltrabilité (chapitre 2). Celle-ci augmente le risque de ruissellement. De plus, la formation d'ornières peut canaliser le ruissellement et favoriser ainsi l'apparition de rigoles et de ravines (chapitre 3). En augmentant la résistance à la pénétration du sol, la compaction réduit les possibilités de levée des semences et d'enracinement. La diminution des possibilités d'alimentation en oxygène, en eau et en nutriments des plantes provoque des réductions de croissance des plantes et des rendements. La compaction a également des effets négatifs sur les activités microbiennes et enzymatiques, ainsi que sur la biodiversité des sols. En favorisant des conditions anoxiques (anaérobie), la compaction augmente les risques d'émission de méthane. De plus, l'apport d'engrais azotés en conditions humides et de tassement des sols entraîne une augmentation de l'émission de protoxyde d'azote (N₂O). Or, méthane et protoxyde d'azote sont des gaz à effet de serre bien supérieurs à ceux du CO₂ : le potentiel de réchauffement global (PRG) du protoxyde d'azote est 298 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone, celui du méthane 25 fois. La compaction se mesure par l'augmentation de la densité apparente (un horizon compacté a une densité apparente plus élevée qu'avant sa

18. Voir Braudeau E., Assi A.T., Mohtar R.H., *Pédologie hydrostructurale*, p. 188, ISTE Editions, Londres, 2016 ; Braudeau E., Assi A.T., Mohtar R.H., *Hydrostructural Pedology*, ISTE, Londres, John Wiley, New York, 2016.

compaction) et la résistance à la pénétration par des pénétromètres. En vue d'une étude plus fine des causes et des effets du travail du sol, il est utile, voire indispensable, d'effectuer une caractérisation du profil cultural [ROG 04] en ouvrant une fosse perpendiculaire à la direction du travail du sol. Il convient alors de délimiter des volumes selon leur densité apparente, leur résistance à la pénétration, l'enracinement, en les reliant aux différentes opérations culturales (profondeur et si possible dates et états hydriques). Une attention particulière doit être portée aux discontinuités de l'enracinement en fonction de la présence d'une semelle de labour. Environ 4 % des sols émergés seraient compactés [FAO 15], soit 68 millions d'hectares, dont près de la moitié (33 millions d'hectares) en Europe. Le surpâturage, et donc la charge en bétail, serait responsable d'un sixième (16 %) de la compaction des sols mondiaux. Pour limiter la compaction, il est nécessaire d'éviter l'utilisation d'engins sur des sols humides. Les sols riches en matière organique résistent mieux à la compaction. Il reste que les sols forestiers, pourtant riches en matière organique, peuvent subir également une dégradation par compaction sous la pression des engins lourds utilisés pour le débardage. Les sols très compactés peuvent voir leur porosité et leur possibilité d'enracinement s'améliorer par le sous-solage, notamment localisé [HAR 08]. Certaines plantes (par exemple le *Stylosanthes hamata*) tendent également à améliorer les conditions physiques des sols [LES 04] ;

– engorgement. Comme la compaction, le remplacement de l'air par l'eau dans la porosité du sol entraîne de nombreuses conséquences biologiques. La plupart des organismes terrestres ne supportent pas, en effet, le manque d'oxygène [PAR 08]. L'excès d'eau provoque aussi des dégradations physiques (comme l'effondrement de la structure) et chimiques (émission de protoxyde d'azote – N_2O) [FAO 15]. L'hydromorphie des sols peut avoir des causes anthropiques directes comme l'absence de drainage dans des systèmes d'irrigation, des sites industriels ou urbains et lors de constructions de barrages ou de retenues collinaires. Au cours de l'évaluation GLASOD, l'engorgement dû à l'irrigation sans drainage suffisant aurait été sous-estimé de moitié dans les plaines indo-gangétiques et au Pakistan. En réduisant le pompage dans les nappes par les racines profondes et l'évapotranspiration, la déforestation des parties hautes des versants tend également à relever le niveau des nappes et ainsi à engorger les sols des parties basses [HAM 12]. Bien qu'elle soit responsable d'émissions de gaz à effet de serre (NH_4 , N_2O), l'hydromorphie volontaire des rizières inondées n'est pas considérée comme une forme de dégradation des sols. Citons aussi des causes anthropiques indirectes de l'engorgement comme celles liées au réchauffement de l'atmosphère. La montée du niveau de la mer élève le niveau de base hydrologique, si bien que l'hydromorphie gagne du terrain sur des surfaces considérables. La fonte des glaciers et du permafrost favorise également l'engorgement des sols, notamment au Canada et en Sibérie. Au demeurant, c'est en Russie que les sols engorgés couvrent les superficies les plus vastes avec 360 millions d'hectares, soit 21 % de la surface totale et 10 % des terres cultivées. Dans les zones côtières, ces processus sont nettement amplifiés

par la subsidence des deltas (Bangladesh, Thaïlande, Viêt Nam...), consécutive à l'excès de pompage dans les nappes, et au moindre apport de sédiments du fait de la multiplication des barrages en amont (voir chapitre 3). Le delta du fleuve Chao Phraya qui arrose Bangkok s'enfoncerait ainsi de 5 à 15 cm par an [SYV 09], celui du Niger de 2,5 à 12,5 cm par an. Dans ce dernier cas, c'est l'extraction du pétrole qui est le principal responsable de la subsidence. Or, il est fréquent que les problèmes d'engorgement s'accompagnent de problèmes de salinisation et de sodisation des sols (chapitre 5). Ces trois processus seraient responsables d'une perte de 30 à 35 % de la productivité des sols concernés [FAO 15] ;

- appauvrissement en éléments nutritifs. En l'absence de périodes assez longues de jachère, ou de restitutions suffisantes sous forme d'engrais organiques (chapitre 9) d'origine agricole ou industrielle pour compenser l'exportation par les récoltes et l'érosion (chapitre 3), le sol s'appauvrit en éléments nutritifs. Ce processus est surtout sensible pour le phosphore en Afrique et en Asie du Sud-Est [QUI 10]. En Afrique, seuls trois pays présentent un bilan nul ou positif [FAO 15] ;

- acidification (chapitre 4) qui entraîne une réduction des rendements, particulièrement en Australie, en Asie du Sud-Est, et dans les régions subsahariennes [FAO 15] ;

- salinisation (chapitre 5) souvent liée à une irrigation sans drainage dans les pays arides et semi-arides (voir engorgement) ; 20 % des sols irrigués, soit 62 millions d'hectares seraient déjà affectés [QAD 14] ;

- pollutions métalliques (chapitre 6) et organiques (chapitre 7) avec ses conséquences sur la biodiversité et la santé humaine (et animale).

1.2.3. Principaux facteurs de la dégradation des sols

Les différents chapitres de ce volume présentent les facteurs anthropiques de la dégradation des sols qui, pour une bonne part, se trouvent liés à l'extension des surfaces cultivées et à l'intensification de l'agriculture. L'extension est particulièrement sensible en Afrique, où la courbe suit celle de la population. L'intensification s'est traduite par un recours massif aux engrais de synthèse et aux pesticides, à une séparation géographique entre régions céréalières et régions d'élevage, à une augmentation de la taille des parcelles, à la suppression des haies, à l'utilisation d'engins agricoles ou forestiers de plus en plus lourds, à une forte extension des surfaces irriguées...

Cette pression sur les terres agricoles se trouve accrue, particulièrement après la crise alimentaire de 2008, par le processus d'accaparement des terres¹⁹ qui peut être

19. Voir chapitre 2 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société*.

défini comme l'acquisition (location à long terme, souvent de 30-99 ans, concession, achat...) par des fonds privés ou d'État (« fonds souverains » de vastes zones cultivables supérieures à 10 000 ha, dans un pays étranger – le plus souvent en Afrique) pour produire des denrées alimentaires, mais plus fréquemment des agrocarburants. Or, la compétition pour une même denrée (par exemple le maïs) entre un usage alimentaire et énergétique (agrocarburants « de première génération ») pèse sur les cours mondiaux de ces denrées, et les rend moins accessibles aux plus pauvres. Il est bien établi que la forte augmentation, liée à des incitations financières, de l'utilisation du maïs des États-Unis pour la production d'éthanol est à l'origine de la crise alimentaire démarrée en 2007 et des émeutes de la faim dans plusieurs pays en 2008. Cela a donné lieu à la controverse « aliment contre carburant » (en anglais « food versus fuel »). À cette question importante, s'ajoute celle de l'intérêt même des agrocarburants en termes de réduction de gaz à effet de serre [EEA 11, SEA 08]. En effet, l'analyse complète de leur cycle de vie, notamment les émissions de protoxyde d'azote et la prise en compte des changements induits d'usage (par exemple le remplacement d'une forêt primaire en Indonésie par une plantation de palmier à huile), tend à montrer que le bilan en termes d'émissions de gaz à effet de serre est le plus souvent négatif (maïs pour l'éthanol aux États-Unis, huile de palme en Indonésie). La situation la plus favorable serait celle de la production d'éthanol à partir de canne à sucre au Brésil.

Aux productions agricoles, pastorales et forestières (nourriture, fibres, bois, latex, etc.), s'ajoutent non seulement celles des agrocarburants (éthanol et huiles) mais aussi, de plus en plus, celles d'autres molécules biosourcées pour les industries chimiques (par exemple biopolymères) et pharmaceutiques.

Il ne s'agit pas toutefois des seules pressions sur les sols puisqu'ils font également l'objet de destructions et de menaces du fait de l'exploitation des gisements miniers, de l'étalement urbain (chapitre 8) et de la montée du niveau de la mer. Celle-ci peut avoir des effets non seulement sur l'érosion côtière, l'engorgement des sols, mais aussi sur la salinisation de vastes zones par intrusion saline des nappes.

1.2.4. Quelle tendance : spirale de dégradation ou courbe en U ?

D'après les dernières données publiées par la FAO [FAO 15], la situation des sols ne s'améliorerait que sur 10 % de la surface terrestre. En revanche, 25 % subiraient toujours une dégradation très forte, 8 % une dégradation modérée, et seulement 26 % une dégradation faible ou nulle. Le reste se partagerait entre 18 % de sols nus et 2 % de surfaces aquatiques. Si l'on ne considère que les 22 % des terres émergées qui présentent un potentiel agricole, 60 % seraient déjà touchés par différentes formes de dégradation des sols. La tendance générale actuelle serait donc négative. De nombreux travaux, au

moins locaux ou nationaux, montrent que la situation se serait particulièrement aggravée depuis la motorisation et l'intensification de l'agriculture.

Ce tableau assez sombre est conforme aux prévisions pessimistes de Thomas Malthus (1766-1834) qui, en 1799, dans *An Essay on the Principle of Population, as it Affects the Future Improvement of Society with Remarks on the Speculations of Mr. Godwin, M. Condorcet, and Other Writers* répondait notamment à l'optimiste *Esquisse d'un tableau historique des progrès de l'esprit humain* paru en 1795 peu après la mort de son auteur, Nicolas de Condorcet (1743-1794). Cette vision pessimiste du devenir des ressources naturelles de notre planète, et donc des sols, a été actualisée à maintes reprises²⁰. Selon ce courant de pensée, le développement technologique obéit à la loi des rendements décroissants : les innovations sont de plus en plus difficiles et coûteuses pour des gains de plus en plus faibles. Dès lors, l'humanité se rapprocherait du moment où les ressources non renouvelables (comme les sols à l'échelle humaine, voir chapitre 3) seront épuisées. Dès lors qu'il n'existe pas de régulation des biens communs, ceux-ci seraient voués à la dégradation. C'est la « tragédie des biens communs » [HAR 68]. Le processus de dégradation des ressources naturelles correspondrait à une spirale décroissante [SCH 00] : les usagers (agriculteurs, pasteurs, etc.) s'appauvriraient au fur et à mesure que les ressources qu'ils exploitent diminueraient, ce qui les obligerait à aggraver encore la dégradation des ressources²¹ (figure 1.1). Pour les ressources naturelles mondiales, certaines limites auraient déjà été dépassées, notamment en termes de biodiversité, de cycles de l'azote et du phosphore [ROC 09].

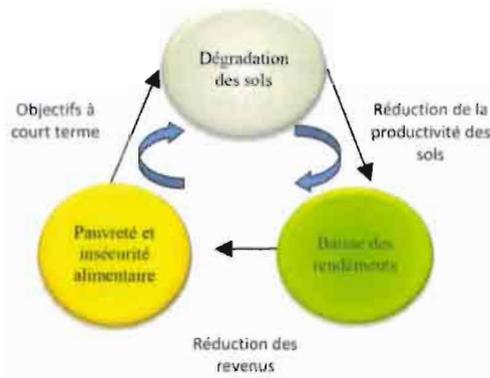


Figure 1.1. Spirale théorique de dégradation des sols

20. Paul Ehrlich, *The Population Bomb*, Ballantine Books, New York, 1968 ; Donella Meadows, Dennis Meadows, Jørgen Randers et William W. Behrens III, *Halte à la croissance ?*, Meadows du Club de Rome, rapport, 1972.

21. Nous verrons au chapitre 3 que cette relation pauvreté-dégradation n'est pas universelle.

À cette vision pessimiste, continue de s'opposer un point de vue plus optimiste, d'abord défendu par Condorcet (voir paragraphe précédent), fondé sur le principe que les communautés confrontées à des ressources en diminution innovent et adoptent des pratiques plus productives par unité de surface et de main d'œuvre (voir chapitre 3). De nombreux exemples archéologiques viennent toutefois battre en brèche cette hypothèse puisque de nombreuses communautés se sont effondrées du fait de la dégradation de leurs ressources [DIA 05]. Il n'en demeure pas moins que ce courant de pensée considère que les progrès technologiques, OGM, capteurs et objets connectés, production agricole hors-sol²² doivent permettre une réduction de la pression sur les terres cultivées et favoriser ainsi un meilleur état des sols. Cette vision s'appuie notamment sur la théorie de la croissance de Simon Kuznets (1901-1985), prix Nobel d'économie en 1971, et sa courbe en U inversé. Celle-ci décrit la relation entre le niveau de développement d'un pays (mesuré en PIB/hab.) (en abscisse) et son niveau d'inégalité (en ordonnée). Lors d'une première phase, ce niveau d'inégalité augmenterait avant de se réduire, une fois atteint un seuil de développement. Dans cette courbe, le niveau d'inégalité peut être remplacé par d'autres variables, comme la densité de population ou le pourcentage de surfaces déforestées. Cette courbe en U inversé présenterait une analogie avec les courbes des transitions démographiques et des transitions forestières, avec l'hypothèse que la dégradation de l'environnement [ALM 15, PAN 16] pourrait suivre une telle évolution (figure 1.2), même si elle reste différenciée selon le stade de développement économique des États.

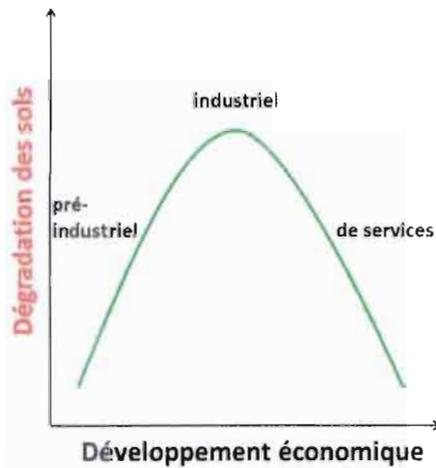


Figure 1.2. La courbe en U inversé de Kuznets appliquée de manière optimiste à l'environnement (adaptée de [PAN 16])

22. Voir dernier chapitre de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

1.2.5. La nécessité de dispositifs de suivi

Entre ces deux visions « pessimiste » et « optimiste », il reste assez difficile de trancher puisque les deux s'appuient sur des hypothèses recevables. Toutefois, elles ne reposent ni sur les mêmes variables (et rarement sur des données concernant les sols), ni sur les mêmes échelles de temps (court, moyen et long termes) et d'espace (échelle des États, ou échelle globale). Il manque indéniablement un dispositif mondial de suivi de l'état des sols, fondé sur un échantillonnage à pas de temps régulier et des mesures standardisées. De tels dispositifs ont été mis en place au Royaume-Uni avec des campagnes d'échantillonnage en 1978, 1998 et 2007 (591 points d'échantillonnage [EMM 10]). En France, un réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) a été lancé en 2000 avec un échantillonnage systématique (incluant donc aussi les villes) selon une maille carrée de 16 km de côté, et 2 240 points d'échantillonnage [SAB 14]. La deuxième campagne a débuté en 2016²³. Un dispositif analogue, mais probablement moins dense, est indispensable au niveau mondial. Il n'a pas reçu jusqu'ici le soutien international nécessaire, alors même que plus des deux tiers des sols terrestres ne sont toujours pas cartographiés à une échelle plus fine que 1/1 000 000 [HAR 08], échelle pourtant nécessaire à des travaux de caractérisation et de suivi de l'état des sols.

1.3. Conservation, restauration, réhabilitation et compensation

Cet ouvrage s'intitule *Les sols au cœur de la zone critique : dégradation et réhabilitation* pour souligner les deux tendances opposées que peut subir l'état d'un sol, tout en maintenant un titre assez court. Comme l'indique le paragraphe suivant, il existe en fait, face à la dégradation des sols, d'autres possibilités d'intervention que la réhabilitation (figure 1.3).

1.3.1. Définitions

La conservation des sols implique le recours à des pratiques qui maintiennent en état les sols en prévenant la dégradation, d'où le terme aussi utilisé de prévention.

La restauration des sols vise à rétablir leur état initial dans toutes ses composantes et fonctions. Elle n'est généralement possible que lors de ses premières phases de dégradation.

L'atténuation cherche à ralentir la dégradation en cours, et si possible à inverser la tendance, en améliorant les fonctions des sols déjà dégradés. Le terme de remédiation est également utilisé.

23. Voir chapitre 2 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services*.

La réhabilitation concerne les sols déjà très dégradés. Elle vise à inverser la tendance mais n'a pas l'ambition de permettre le retour à l'état initial. Elle demande des investissements souvent plus onéreux que la restauration et l'atténuation.

La compensation peut être envisagée, en dernier recours, lors de la perte inéluctable d'un sol productif, sous l'effet de l'étalement urbain ou de la construction d'une infrastructure (aéroport, autoroute, barrages, etc.) en offrant à son utilisateur un sol équivalent²⁴. Toutefois, si le principe de compensation écologique est déjà difficile à mettre en œuvre, il l'est encore bien plus pour les sols, ceux-ci, à la différence de la faune et même de la flore, n'étant pas transportables.

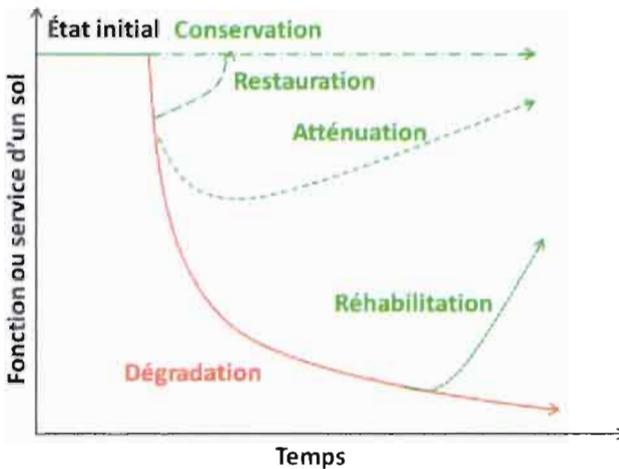


Figure 1.3. Interventions possibles face à la dégradation des sols

1.3.2. Mise en œuvre

Les pratiques de conservation, restauration, atténuation et réhabilitation dépendent des formes de dégradation ; elles sont présentées dans les différents chapitres du présent ouvrage.

Le « World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT) »²⁵ recense les principales techniques de conservation et d'amélioration des sols, adaptées aux différents milieux et situations socio-économiques.

24. Voir chapitre 6 de l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société*.

25. Disponible à l'adresse : www.wocat.net.

1.3.3. Concept de neutralité en termes de dégradation des terres²⁶

La convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD) souligne que le coût annuel de la dégradation des terres (490 milliards USD) dépasse de loin celui consacré à leur conservation. Elle promeut le concept de « neutralité en termes de dégradation des terres » sous la forme d'un « taux net nul de dégradation des terres », objectif qui pourrait être atteint en :

- gérant les terres de façon plus durable, ce qui réduirait l'intensité de dégradation (conservation, restauration atténuation) ;
- augmentant le pourcentage de réhabilitation des terres dégradées, en sorte que le bilan dégradation *versus* réhabilitation devienne nul.

Ce mot d'ordre international a le mérite d'attirer l'attention des pouvoirs publics des différents États sur la dégradation de leurs sols, et sur la nécessité d'inverser la tendance actuelle à la dégradation. Il se fonde sur le principe qu'une part de la dégradation est inéluctable, ne serait-ce que celle liée à l'étalement urbain, mais qu'elle doit être compensée par la réhabilitation de sols déjà dégradés. Ce principe est inscrit dans les objectifs de développement durable des Nations unies²⁷ pour 2030 et fait l'objet d'un fonds spécial (LDN, *Land Degradation Neutrality*). C'est dans ce cadre qu'une cartographie de référence de la dégradation des terres doit être réalisée dans chaque pays, en prenant en compte la couverture des terres, les changements d'occupation de sol, l'évolution de la productivité des sols et la teneur en carbone organique du sol.

Ce concept de « neutralité » pose problème puisqu'il entérine le niveau actuel de dégradation des sols qui, nous l'avons vu plus haut, est déjà très élevé. Au mieux, l'objectif est de maintenir ce niveau de dégradation. Il reste qu'il constitue un premier pas, en imposant une compensation à la dégradation des sols qui, à l'heure actuelle, n'est toujours pas régulée. Au demeurant, cet objectif à moyen terme est probablement plus réaliste que l'ambition de stopper toute forme de dégradation anthropique des sols. Il n'en constitue pas moins un véritable défi, tant sont nombreux les obstacles scientifiques. Par exemple, les variables prises en compte ne permettent de suivre qu'une fraction des formes de dégradation. Notamment aucun dispositif n'est prévu pour suivre l'érosion, l'acidification et la salinisation des sols. Comme le souligne le chapitre 3, un couvert d'arbres n'est pas garant par exemple de l'absence d'érosion. De plus, les chapitres 6 et 7 montrent que la productivité des

26. Disponible à l'adresse : www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/Publications/Land-DegradationNeutrality_%20FR_web.pdf.

27. Disponible à l'adresse : www.un.org/sustainabledevelopment/fr/objectifs-de-developpement-durable/.

sols (un des critères retenus) peut être associée à de graves problèmes de pollution. Le concept de neutralité en termes de dégradation des terres pose également de nombreuses questions politiques [GRA 15] – comment résoudre les nombreux conflits d'usage liés aux sols ; économiques – les moyens seront-ils suffisants pour assurer une réhabilitation des sols dégradés à grande échelle ? et juridiques²⁸ – comment faire évoluer les droits de propriété vers des droits d'usage ?

À certains égards, le débat sur la neutralité en termes de dégradation des terres s'apparente à celui opposant les concepts de *land sharing* (le partage des terres, avec une agriculture extensive et des espaces naturels) et de *land sparing* (« l'économie de terres », avec une agriculture intensive peu respectueuse de l'environnement et des espaces naturels plus étendus) [FIS 14]. Le concept de neutralité présente aussi certaines analogies avec le marché des droits à polluer et le marché du carbone.

1.4. Conclusions

La dégradation des sols constitue un enjeu majeur pour la durabilité des fonctions et services fournis par la zone critique. Or, l'état des sols demeure très mal caractérisé au niveau mondial du fait de l'absence d'un niveau de référence fiable et d'un dispositif de suivi d'indicateurs pertinents pour les sols.

Il est toutefois bien établi que les sols ont déjà subi une dégradation importante, avec une forte accélération liée à la déforestation dans les régions tropicales et l'intensification de l'agriculture (motorisation lourde, engrais azotés de synthèse, irrigation sans drainage). À ces causes bien identifiées s'ajoutent celles liées à l'étalement urbain, à la subsidence des deltas, au changement climatique (fonte du permafrost, montée du niveau de la mer), et aux changements d'usage des terres à des fins non alimentaires (dont les agrocarburants).

Il est impératif que la courbe de dégradation s'inverse pour que les sols continuent à produire les fonctions et services qu'une population mondiale en forte augmentation exige d'eux. Si la communauté internationale commence à en prendre conscience (par exemple fonds international LDN – *Land Degradation Neutrality*), de nombreuses incertitudes demeurent quant aux moyens mobilisés pour la réhabilitation des sols dégradés et sur la mise en œuvre d'un système de suivi mondial de l'état des sols et de ses différentes formes de dégradation. Cet instrument est indispensable pour déterminer les priorités, en fonction des besoins des populations, et pour fournir régulièrement des données fiables sur l'état mondial des sols.

28. Voir l'ouvrage *Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société*.

QUESTIONS DE RECHERCHE

1. Quels sont les indicateurs les plus pertinents et utilisables à différentes échelles de temps et d'espace pour définir l'état d'un sol ?²⁹
2. Quelles sont les vitesses de changement d'état des sols (dégradation/réhabilitation) pour les différentes formes de dégradation et d'intervention (restauration, atténuation, réhabilitation) et quels sont les niveaux susceptibles d'être obtenus (figure 1.3) ?
3. Quelles sont les interactions entre dégradation/réhabilitation des sols, densité de population et stade de développement économique des régions ou pays considérés ?

RECOMMANDATIONS

1. Rester prudent sur les évaluations mondiales des différentes formes de dégradation des sols du fait des fortes incertitudes liées à la disparité de la qualité des données et aux méthodes utilisées (dire d'experts, télédétection, modélisation).
2. Se fonder sur des expérimentations et des données de suivi à long terme pour établir des tendances fiables dans des contextes donnés, sans tenter de les extrapoler à d'autres situations.
3. Formuler des recommandations réalistes tenant compte des objectifs et contraintes des différents acteurs, pour enrayer la dégradation des sols et inverser la tendance.

1.5. Bibliographie

- [ALM 15] AL-MULALI U., WENG-WAI C., SHEAU-TING L., *et al.*, « Investigating the environmental Kuznets curve (EKC) hypothesis by utilizing the ecological footprint as an indicator of environmental degradation », *Ecological Indicators*, n° 48, p. 315-323, 2015.
- [BAI 08] BAI Z.G., DENT D.L., OLSSON L., *et al.*, « Proxy global assessment of land degradation », *Soil Use and Management*, vol. 24, n° 3, 2008.
- [BER 06] BERTHELIN J., BABEL U., TOUTAIN F., « History of soil biology », dans B. WARKENTIN (DIR.), *Foot Prints in the Soil-People and Ideas in Soil History*, p. 279-306, Elsevier, Amsterdam, 2006.
- [DIA 05] DIAMOND J., *Collapse : How societies choose to fail or succeed*, Penguin, Londres, 2005.

29. En dépit de très nombreux travaux, la question n'est toujours pas résolue.

- [EEA 11] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY SCIENTIFIC COMMITTEE, Opinion of the EEA Scientific Committee on Greenhouse Gas Accounting in Relation to Bioenergy, Avis européen, 15 septembre, 2011.
- [EHL 14] EHLMANN B.L., EDWARDS C.S., « Mineralogy of the Martian surface », *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, n° 42, p. 291-315, 2014.
- [EMM 10] EMMETT B.A., *et al.*, Countryside survey : soils report from 2007, rapport, NERC Environmental Information Data Centre, 2010.
- [FAO 15] FAO, Status of the World's Soil Resources, rapport principal, Rome, disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>, 2015.
- [FIE 08] FIELD C.B., CAMPBELL J.E., LOBELL D.B., « Biomass energy : the scale of the potential resource », *Trends in ecology & evolution*, vol. 23, n° 2, p. 65-72, 2008.
- [FIS 14] FISCHER J., ABSON D.J., BUTSIC V., *et al.* « Land sparing versus land sharing : moving forward », *Conservation Letters*, vol. 7, n° 3, p. 149-157, 2014.
- [GIB 15] GIBBS H.K., SALMON J.M., « Mapping the world's degraded lands », *Applied geography*, n° 57, p. 12-21, 2015.
- [GRA 15] GRAINGER A., « Is Land Degradation Neutrality feasible in dry areas ? », *Journal of Arid Environments*, n° 112, p. 14-24, 2015.
- [HAM 12] HAMMECKER C., MAEGHT J.L., GRÜNBERGER O., *et al.*, « Quantification and modelling of water flow in rain-fed paddy fields in NE Thailand : evidence of soil salinization under submerged conditions by artesian groundwater », *Journal of hydrology*, n° 456, p. 68-78, 2012.
- [HAR 08] HARTMANN C., POSS R., NOBLE A.D., *et al.*, « Subsoil improvement in a tropical coarse textured soil : effect of deep-ripping and slotting », *Soil and Tillage Research*, vol. 99, n° 2, p. 245-253, 2008.
- [HAR 15] HARRISON T.N., OSINSKI G.R., TORNABENE L.L., *et al.*, « Global documentation of gullies with the Mars Reconnaissance Orbiter Context Camera and implications for their formation », *Icarus*, n° 252, p. 236-254, 2015.
- [HAR 68] HARDIN G., « The Tragedy of the Commons », *Science*, vol. 162, n° 3859, p. 1243-1248, 1968.
- [HAR 08] HARTEMINK A.E., « Soil map density and nation's wealth and income », dans A.E. HARTEMINK, *et al.* (DIR.), *Digital soil mapping with limited data*, p. 53-66, Springer, Dordrecht, 2008.
- [HIE 99] HIERNAUX P., BIELDERS C.L., VALENTIN C., *et al.*, « Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands », *Journal of Arid Environments*, vol. 41, n° 3, p. 231-245, 1999.

- [LES 04] LESTURGEZ G., POSS R., HARTMANN C., *et al.*, « Roots of *Stylosanthes hamata* create macropores in the compact layer of a sandy soil », *Plant and Soil*, vol. 260, n° 1-2, p. 101-109, 2004.
- [LIN 10] LIN H., « Earth's Critical Zone and hydrogeology: concepts, characteristics and advances », *Hydrology Earth System Sciences*, n° 14, p. 25-45, 2010.
- [MAN 17] MANIVANH L., PIERRET A., RATTANAVONG S., *et al.*, « *Burkholderia pseudomallei* in a lowland rice paddy: seasonal changes and influence of soil depth and physico-chemical properties », *Scientific reports*, n° 7, 2017.
- [NAC 10] NACHTERGAELE F., PETRI M., BIANCALANI R., *et al.*, Global land degradation information system (GLADIS). Beta version. An information database for land degradation assessment at global level. Land degradation assessment in drylands technical report, rapport n° 17, FAO, Rome, 2010.
- [NAW 13] NAWAZ M.F., BOURRIÉ G., TROLARD, F., « Soil compaction impact and modelling. A review », *Agronomy for sustainable development*, vol. 33, n° 2, p. 291-309, 2013.
- [NES 15] NESME J., SIMONET P., « The soil resistome: a critical review on antibiotic resistance origins, ecology and dissemination potential in telluric bacteria », *Environmental microbiology*, vol. 17, n° 4, p. 913-930, 2015.
- [NRC 01] NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC), *Basic research opportunities in earth science*, National Academy Press, Washington DC, 2001.
- [OLD 90] OLDEMAN L.R., HAKKELING R.U., SOMBROEK W.G., World map of the status of human-induced soil degradation (GLASOD), United Nations Environment Program and International Soil Reference and Information Centre (UNEP/ISRIC), Wageningen, 1990.
- [PAN 16] PANAYOTOU T., « Economic growth and the environment », dans N. HAENN, R. WILK (DIR.), *Environment in Anthropology: A Reader in Ecology, Culture, and Sustainable Living*, 2nd édition, p. 140-148, NYU Press, New York, 2016.
- [PAR 08] PARENT C., CAPELLI N., BERGER A., *et al.*, « An overview of plant responses to soil waterlogging », *Plant Stress*, vol. 2, n° 1, p. 20-27, 2008.
- [QAD 14] QADIR M., QUILLÉROU E., NANGIA V., *et al.*, « Economics of salt-induced land degradation and restoration », *Natural Resources Forum*, vol. 38, n° 4, p. 282-295, 2014.
- [QUI 10] QUINTON J.N., GOVERS G., VAN OOST K., *et al.*, « The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling », *Nature Geoscience*, vol. 3, n° 5, p. 311-314, 2010.

- [ROC 09] ROCKSTRÖM J., STEFFEN W., NOONE K., *et al.*, « A safe operating space for humanity », *Nature*, vol. 461, n° 7263, p. 472-475, 2009.
- [ROG 04] ROGER-ESTRADE J., RICHARD G., CANEILL J., *et al.*, « Morphological characterisation of soil structure in tilled fields : from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time », *Soil and Tillage Research*, vol. 79, n° 1, p. 33-49, 2004.
- [SAB 14] SABY N.P.A., *et al.*, « National soil information and potential for delivering GlobalSoilMap products in France : a review », *GlobalSoilMap : Basis of the global spatial soil information system*, p. 69-72, INRA, Orléans, 2014.
- [SCH 00] SCHERR S.J., « A downward spiral? Research evidence on the relationship between poverty and natural resource degradation », *Food policy*, vol. 25, n° 4, p. 479-498, 2000.
- [SEA 08] SEARCHINGER T., *et al.*, « Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change », *Science*, vol. 319, n° 5867, p. 1238-1240, 2008.
- [SYV 09] SYVITSKI J.P.M., *et al.*, « Sinking deltas due to human activities », *Nature Geoscience*, vol. 2, n° 10, p. 681, 2009.

L'encroûtement superficiel des sols et la récolte du ruissellement

2.1. États de surface et croûtes superficielles

Les *états de surface*, éléments essentiels de la zone critique, comprennent le couvert végétal et la surface du sol [CAS 89]. Aux échelles larges, ils se caractérisent par télédétection spatiale [DHE 97]. Sur le terrain, les principaux paramètres de la végétation généralement pris en compte sont ceux qui ont une incidence sur la genèse du ruissellement et l'érosion des sols (chapitres 3 et 4) : pourcentage de couvert, hauteur de chute des gouttes, densité, nombre de strates. Il en est de même pour ceux de la surface des sols *stricto sensu* : la litière, les constructions et pores d'origine faunique (vers, fourmis, termites, etc. [JOU 08, JOU 12]), la rugosité naturelle aléatoire et la rugosité résultant du travail du sol, la présence d'agrégats et d'éléments grossiers, libres ou inclus dans une croûte (figure 2.1), les types de croûte. La plupart de ces variables sont exprimées sous forme de pourcentages.

Les *croûtes superficielles physiques* se caractérisent par une très faible macroporosité. Elles « scellent » la surface du sol, d'où le terme *seal* utilisé en anglais pour désigner les croûtes à l'état humide. Du fait de leur dureté à l'état sec, elles ont tendance à protéger les sols de l'érosion hydrique *in situ*. Toutefois, comme elles favorisent le ruissellement, elles augmentent le risque à l'aval d'érosion en rigoles ou ravines (voir chapitre 3). Plusieurs types de croûtes physiques peuvent être distinguées (figure 2.1 et paragraphe 2.2, [VAL 92a]), dont les croûtes structurales pour lesquelles les déplacements de particules sont limités à quelques centimètres et où la rugosité des agrégats d'origine est encore reconnaissable, les croûtes d'érosion lisses et souvent très dures, et les croûtes grossières qui incluent des éléments grossiers.

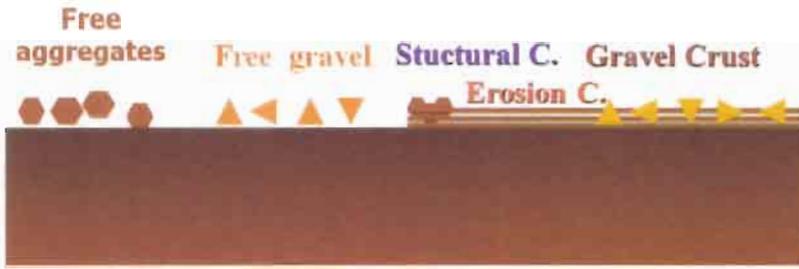


Figure 2.1. Agrégats et éléments grossiers libres, croûte structurale (agrégats inclus), croûte d'érosion et croûte grossière (éléments grossiers inclus)

Les croûtes superficielles sont caractérisées sur le terrain par leur morphologie : la nature et la succession verticale de leurs microhorizons, leur épaisseur et leur porosité. Du fait de leur très faible épaisseur, elles sont également examinées au laboratoire en utilisant des microscopes optiques ou électroniques à balayage (MEB) [VAL 92a] et de plus en plus fréquemment l'imagerie tomographique RX qui permet une reconstitution 3D [BAD 13, RIB 11]. Leur dureté, ou résistance à la pénétration, est mesurée à l'aide de pénétromètres, soit sur le terrain soit au laboratoire [MON 14]. Cette dureté, exprimée en résistance à la pénétration, s'oppose à la levée des semences [GAL 07] et provoque ainsi une hétérogénéité du peuplement végétal cultivé. L'étude de leur processus et facteurs de formation est facilitée par l'utilisation de simulateurs de pluies de terrain [POD 08, RIB 11] ou de laboratoire [MOR 14] qui reproduisent les conditions d'intensité, de durée et de hauteur de pluie ainsi que d'énergie cinétique, analogues à celles des pluies naturelles. Les facteurs de formation peuvent aussi être déduits de relevés successifs sur un même site ou de prospections cartographiques. En vue de prévoir la sensibilité des sols à la désagrégation et donc à l'encroûtement, de très nombreux tests de laboratoire ont été développés [AME 99, MON 14]. L'un des plus utilisés en France est celui proposé par Le Bissonnais [LEB 96], qui essaye de reconstituer les principaux facteurs de formation des croûtes structurales.

2.2. Types de croûtes et processus de formation

2.2.1. Croûtes structurales

En vue de prévoir leur infiltrabilité, c'est-à-dire leur capacité d'infiltration (paragraphe 2.4.1), il importe de distinguer plusieurs types de croûtes structurales [VAL 92a] :

- de *coalescence* : relativement épaisses (jusqu'à 1 cm), elles se forment sous un tassement progressif d'agrégats déjà humides sous l'effet de pluies (paragraphe 2.3.2) ;
- de *remplissage* : les limons fins détachés par la pluie de la surface des agrégats et illuviés comblent peu à peu la porosité interagrégats ;
- d'*éclatement*, qui se forment lors d'une brusque humectation d'agrégats limoneux du fait de la compression de l'air dans la porosité capillaire ;
- d'*agglomération* [RIB 11], qui apparaissent sous l'effet de pluies fortes sur des sols tropicaux micro-agrégés ;
- de *tamissage*, où l'impact des gouttes de pluie sur des sols sableux provoque une redistribution en microhorizons avec les sables les plus grossiers en surface, les sables fins au milieu, et les particules fines, très tassées, au fond, emprisonnant des vésicules d'air (figure 2.3).



Figure 2.2. À gauche : croûte structurale (ST), croûtes de dépôt (SED), facilitant la formation d'une rigole (R), sol limoneux issu de lœss, pays de Caux, France. À droite : microprofil d'une croûte grossière, des éléments grossiers sont inclus (G) dans la croûte ponctuée de nombreuses vésicules (V), bassin du Tin Adjar, Gourma, Mali (photos : C. Valentin).

2.2.2. Croûtes grossières

Elles se définissent par des éléments grossiers inclus dans une croûte structurale [VAL 92b] (figures 2.1, 2.2 et 2.7). À l'inverse des éléments grossiers libres, ils ne peuvent pas être extraits facilement de la surface du sol. Dans les régions arides, ces croûtes grossières forment les pavages désertiques, appelés communément « regs ». Comme les croûtes structurales de tamissage, ces croûtes grossières emprisonnent des vésicules d'air (figure 2.2) qui reflètent une très faible infiltrabilité (figures 2.2 et 2.6).

2.2.3. Croûtes d'érosion

Ces croûtes se définissent par leur caractère lisse [VAL 92a]. Elles résultent de l'érosion par l'eau de croûtes structurales :

- limoneuses ou argileuses : la rugosité liée aux agrégats d'origine disparaît sous l'effet du tassement et du ruissellement ;

- sableuses : les deux microhorizons sableux superficiels sont érodés par l'eau et le vent, menant à l'affleurement du microhorizon où se sont concentrées les particules fines qui se trouvent encore plus tassées par la pluie. Dans ce dernier cas, les croûtes d'érosion très dures, et très peu perméables, peuvent être sujettes à l'abrasion par le sable environnant projeté par le vent (figure 2.4 et chapitre 3).

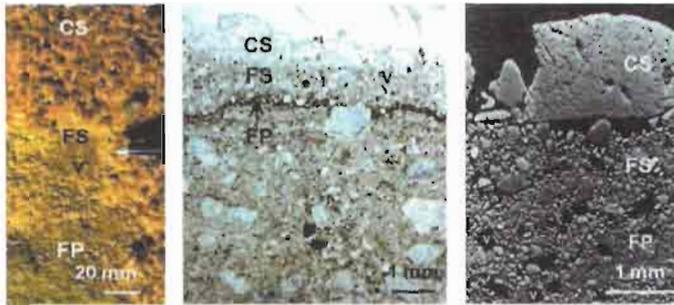


Figure 2.3. Croûte structurale de tamisage. À gauche, vue du dessus, les microhorizons ont été dégagés au pinceau : CS : sable grossier, FS : sable fin, FP : particules fines (< 50 μm), v : vésicule d'air. Au centre : vue en coupe verticale sur une lame mince. À droite : vue en coupe verticale, au microscope électronique à balayage (photos : C. Valentin).

2.2.4. Croûtes de dépôt

Il existe trois grands types de croûtes de dépôt selon les processus impliqués [CAS 89, VAL 92a] :

- *de ruissellement* : elles se forment dans un flux de ruissellement et se caractérisent par une alternance de microhorizons de granulométrie contrastée ;

- *de sédimentation* : dans des colonnes d'eau non turbulentes, selon la loi de Stokes, les particules les plus grossières se déposent en premier, puis les particules moyennes et enfin les plus fines. Il en résulte une distribution granulométrique inverse de celle observée dans les croûtes structurales de tamisage. Ce contraste granulométrique entraîne des tensions différentielles au cours de la dessiccation, ce

qui se traduit souvent par des fentes, voire par l'apparition de squames rebroussées ; ce type de croûte qui se forme dans toute flaque ou mare est devenue une des icônes préférées, mais discutables, des médias pour illustrer l'impact du changement climatique (figure 2.4) ;

– *éolien* : ces croûtes se manifestent par des alternances verticales de microhorizons constituées de particules fines (poussières) et de sable fin (généralement de l'ordre de 100 μm).

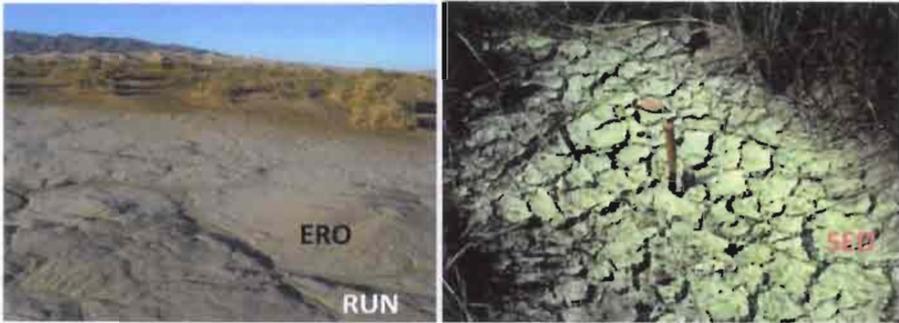


Figure 2.4. À gauche : croûte d'érosion (ERO) et croûte de ruissellement (RUN) soumises à une forte érosion éolienne, au pied des dunes de Khongor, désert de Gobi, Mongolie. À droite : croûte de sédimentation (SED), Banizoumbou, Niger (photos : C. Valentin).

2.2.5. Croûtes et efflorescences salines

Ce type de croûtes est traité au chapitre 5 de cet ouvrage.

2.2.6. Croûtes biologiques

Depuis une vingtaine d'années, l'essentiel des travaux sur les croûtes superficielles portent sur les assemblages de nombreux organismes (films microbiens, cyanobactéries, mousses, lichens, etc.) suffisamment cohésifs avec les premiers éléments minéraux pour être désignés également par le terme de « croûtes » [BEL 06]. Pour en comprendre le fonctionnement, il est essentiel de connaître le substrat [BER 14, MAL 11] de ces organismes : roches saines qu'ils contribuent à altérer en favorisant ainsi la pédogenèse, particules libres ou, comme c'est le plus souvent le cas dans les régions les plus sèches, croûtes physiques. En effet, la faible infiltrabilité des croûtes physiques permet une certaine accumulation d'humidité en surface, ce qui facilite leur colonisation par des cyanobactéries qui tendent à les consolider [MAL 11].

2.3. Facteurs d'encroûtement et principes d'amélioration de la stabilité structurale

2.3.1. Les sols

Aucun sol ne peut résister longtemps à l'impact direct des gouttes de pluies de forte intensité. Toutefois, certains sols sont plus vulnérables que d'autres à l'encroûtement superficiel. Ainsi, les deux principaux facteurs de contrôle du type de croûte structurale qui constituent les premières phases de l'encroûtement avec l'apparition des croûtes de dépôt, d'érosion et grossières sont les teneurs en limons et en carbone organique (figure 2.5).

Ainsi, la réduction des teneurs en C organique, liée à la monoculture motorisée sans apports d'engrais ou d'amendements organiques, favorise le développement des croûtes structurales, le ruissellement et l'érosion hydrique (chapitre 3), entraînant à son tour une baisse des stocks en C organique. Alors que les matières organiques consolident les agrégats, les fortes teneurs en sodium (Na) [ROB 01] et en magnésium (Mg) échangeables [ZHA 02] sont associées à de faibles stabilités structurales. Par ailleurs, les croûtes grossières s'observent davantage dans les régions à argiles de type 2:1 (smectites), souvent plus arides que dans les régions à sols kaolinitiques plus humides où les éléments grossiers restent libres en surface [VAL 94]. Les argiles de type 2:1 confèrent en effet des structures moins stables [LAD 04] que celles de type 1:1, plus grosses et moins gonflantes [NCI 16].

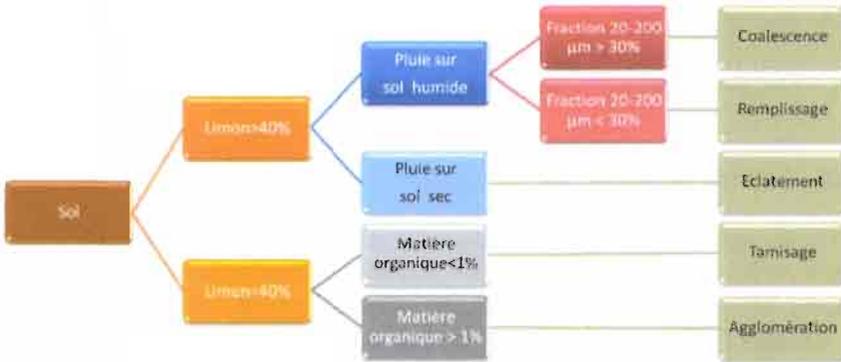


Figure 2.5. Clé de prévision des types de croûtes structurales en fonction de la teneur en limon total de l'échantillon, des conditions d'humidité précédant les pluies, des teneurs en limon grossier et sable fin et en matière organique (d'après [VAL 02])

2.3.2. La pluie

La désagrégation de la surface peut résulter de l'humectation soudaine de sols limoneux (croûte structurale d'éclatement). Le plus souvent toutefois, les croûtes structurales se forment sous l'effet de l'impact des gouttes de pluie. Les principaux facteurs à considérer sont la distribution de la taille des gouttes, leur vitesse d'impact, et donc leur énergie cinétique [LAC 15, PAT 11, VAL 87].

2.3.3. La pente

Du fait de l'importance de l'énergie cinétique reçue, l'inclinaison de pente influence l'encroûtement : il est d'autant plus généralisé que la pente est faible, et donc l'énergie cinétique reçue élevée. Celle-ci dépend en effet directement du cosinus de l'angle pluie/surface (1 pour un angle nul – sol horizontal –, 0 pour un talus vertical). Ainsi, sur les pentes très marquées, les croûtes se forment plus difficilement. Ceci explique pourquoi le ruissellement se manifeste rapidement sur des sols à pentes très faibles, donc à énergie cinétique maximale des pluies et ainsi facilement encroûtés (figure 2.2), alors que l'infiltration prédomine sur les sols très pentus [RIB 11].

2.3.4. Le couvert

Les différents types de couvert n'assurent pas la même protection de la surface du sol. Ils sont d'autant plus efficaces qu'ils réduisent l'énergie cinétique des gouttes qui tombent de leur feuillage. Les principales caractéristiques à prendre en compte sont ainsi le pourcentage de la pluie qui atteint le sol après avoir traversé le feuillage et la hauteur de chute, sachant que la vitesse maximale des gouttes les plus grosses (5-6 mm) est atteinte après seulement 10-12 m du fait de la résistance de l'air. Ainsi, des gouttes traversant un feuillage de cette hauteur pourront avoir une énergie cinétique au moins égale à celle de la pluie non interceptée. Le plus souvent, cette énergie cinétique est supérieure, du fait de gouttes plus grosses sous couvert végétal que sous pluie non interceptée. Ainsi, les hauts arbres ne protègent pas la surface du sol de la désagrégation si l'énergie cinétique des gouttes qui traversent leur feuillage n'est pas dissipée au niveau d'un couvert plus proche de la surface (sous-bois, litière) [LAC 15]. À pourcentage de couvert égal, une prairie ou un fourrage [HA 12] protégera ainsi mieux le sol qu'une plantation d'arbres dépourvue de sous-bois et de litières (voir chapitre 3, [PAT 12]).

2.3.5. Pratiques agricoles

La stabilité structurale des sols peut être améliorée par des amendements organiques et calciques [PAR 13], ces derniers étant particulièrement utiles pour les sols sodiques. La spirale de dégradation de la structure des sols : réduction des teneurs en C organique,

encroûtement, ruissellement, érosion du carbone organique peut être inversée par l'apport et le maintien de C organique dans l'horizon superficiel des sols par différents apports [FAT 06, PEN 16], notamment de résidus (chapitre 9). Ceci peut être obtenu par des cultures intermédiaires ou intercalaires, ou par une gestion mieux raisonnée des adventices qui peuvent contribuer à la protection des sols et à leur statut organique [DER 10].

Le travail du sol a deux effets antagonistes quant à l'encroûtement. D'une part, il détruit les croûtes, ce qui est souvent indispensable dans des régions semi-arides où celles-ci empêchent la levée des semences. D'autre part, le travail du sol peut favoriser la formation de croûtes dès lors qu'il produit des agrégats petits, plus rapidement détruits que de grosses mottes. Lors de la préparation du lit de semences, il importe dès lors de veiller à ne pas trop émietter les mottes [GAL 07].

Du fait du risque d'éclatement des agrégats limoneux au cours de leur humectation rapide, les apports d'eau par irrigation gravitaire doivent être suffisamment fréquents pour éviter la dessiccation de la surface du sol. Il en est de même pour l'irrigation par aspersion, pour laquelle il convient de s'assurer en plus que la pression des gicleurs, et donc la vitesse d'impact des gouttes, n'entraîne pas la formation de croûtes superficielles [VAL 87]. Une partie des apports serait alors perdue par ruissellement qui lui-même peut provoquer de l'érosion.

2.4. Conséquences de l'encroûtement superficiel

2.4.1. Hydrologiques : l'écoulement hortonien

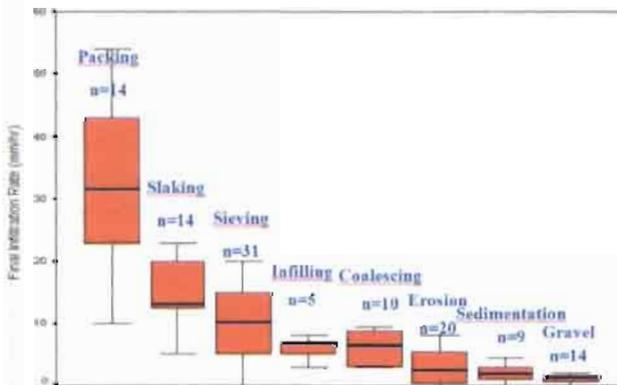


Figure 2.6. Intensité finale d'infiltration, mesurée sous pluie simulée pour différents types de croûtes, de gauche à droite : d'agglomération, d'éclatement, de tamisage, de remplissage, de coalescence, d'érosion, de sédimentation et grossière (d'après [VAL 02]).

Le ruissellement apparaît lorsque les sols sont saturés en eau jusqu'en surface. Il s'agit alors d'un écoulement sur surfaces saturées qui s'observe notamment dans les climats tempérés humides lorsque les nappes affleurent à proximité des bas-fonds en hiver. Le plus souvent toutefois, le ruissellement est généré sur les versants lorsque l'intensité de pluie est plus forte que l'infiltrabilité du sol. Or, cet écoulement appelé hortonien d'après R. E. Horton, un des fondateurs de l'hydrologie, est contrôlé par les horizons superficiels les moins poreux : croûtes et semelle de labour par exemple. Dans de très nombreuses situations cultivées [PAT 12], de jachères [VAL 04], pâturées [HIE 99], et même sous forêts plantées [LAC 15] ou dans le milieu naturel [VAL 92a, VAL 99a], cette infiltrabilité est d'abord contrainte par l'infiltrabilité des croûtes [CAS 92, PAT 12]. Celle-ci varie considérablement selon les types de croûtes, variant d'un peu plus de 30 mm h^{-1} pour les croûtes structurales d'agglomération à seulement 10 mm h^{-1} pour les croûtes structurales de tamisage (sur sols sableux), 8 mm h^{-1} pour les croûtes structurales de coalescence ou de remplissage (sur sols limoneux), et uniquement 1 mm h^{-1} pour les croûtes grossières (figure 2.6). Ceci explique pourquoi le ruissellement et l'érosion hydrique (chapitre 3) peuvent apparaître même dans des conditions de pentes très peu marquées et pour des intensités faibles aussi bien dans les plaines lœssiques du bassin parisien (figure 2.2.) que sur les dunes fixées sahéliennes (figure 2.7). Ainsi, les longues sécheresses au Sahel ont entraîné une réduction de la végétation, une extension des croûtes superficielles et une forte augmentation du ruissellement [CAS 89] et de la surface occupée par les mares [GAR 10]. Le fort ruissellement s'est également concentré dans des ravines à fond sableux et a alimenté les nappes dont le niveau s'est élevé au cours des sécheresses [LED 01]. Les croûtes grossières, et notamment les « regs » des régions désertiques, génèrent dès la moindre pluie des volumes de ruissellement très élevés du fait de leurs vastes surfaces. Surgissent ainsi des crues « éclairs » d'autant plus dangereuses qu'elles peuvent se manifester subitement bien en aval des zones de pluies. De nombreux campeurs ou automobilistes se laissent ainsi surprendre dans des oueds bien secs mais soudain submergés par une vague de crue dévastatrice [FOO 04] (figure 2.7).



Figure 2.7. À gauche : ruissellement sur dune fixée, dû aux croûtes structurales de tamisage, nord du Burkina Faso. À droite : crue éclair due aux croûtes grossières du bassin versant, dans le désert de Gobi, Mongolie (photos : O. Ribolzi, C. Valentin)

2.4.2. Écologiques : exemple de la brousse tigrée

Les brousses tigrées, et plus largement les formations végétales en bandes dans les régions arides et semi-arides illustrent le rôle essentiel des croûtes superficielles dans la récolte du ruissellement, clé de fonctionnement de ces écosystèmes [Val 99a]. Ceux-ci se définissent comme la succession dans l'espace de zones nues et de bandes de végétation. Vues d'avion, ces « brousses » évoquent le pelage d'un tigre, d'où leur nom (figure 2.8 ; la photo aérienne oblique a été prise à 70 km à l'est de Niamey, Niger). L'aval d'une bande de végétation se caractérise par des arbres morts, des croûtes structurales de tamisage et un ruissellement de 80 % ; la zone nue par des croûtes d'érosion et grossières, un ruissellement de 90 % et un front d'infiltration inférieur à 1 m ; l'aval de la zone nue par des croûtes de sédimentation colonisées par des cyanophycées, donc recouvertes par des croûtes biologiques, et une accumulation superficielle d'eau et de sédiments ; enfin, la bande de végétation par des grands arbres de zone de régions plus humides, une litière, une forte activité des termites, une absence de croûte, une infiltration annuelle de 95 % et un front d'humectation dépassant 7 m (figure 2.8, d'après [GAL 99, LUD 05, VAL 99b]).

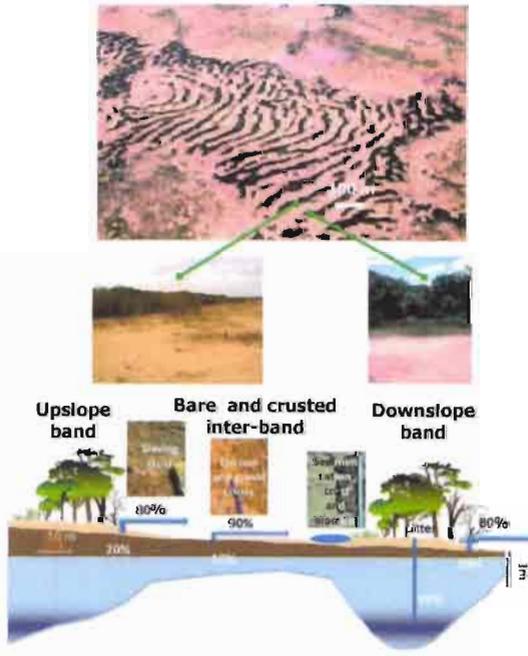


Figure 2.8. Vue aérienne d'une brousse tigrée, Niger. Détail des états de surface, des croûtes, du pourcentage de ruissellement annuel et des profondeurs d'infiltration (photos : C. Valentin)

2.4.3. Agronomiques : la récolte du ruissellement

Comme vient de le montrer l'exemple précédent, les croûtes superficielles constituent ainsi une des composantes essentielles des écosystèmes des régions arides et semi-arides. Elles permettent de recueillir l'eau de pluie sur des surfaces plus ou moins étendues (zones sources) et de les concentrer dans des zones d'infiltration privilégiées (zones puits) [ROC 97] où, une fois stockées dans les sols, elles échapperont davantage à l'évaporation que dans des retenues. Dans ces régions, les pluies sont en effet insuffisantes en quantité et trop concentrées dans le temps pour assurer un couvert végétal continu. Dès lors, les zones nues amont qui servent à la collecte du ruissellement pour les zones aval de végétation ne doivent pas être plantées. En particulier, les agronomes et les forestiers, souvent prompts à rechercher la mise en place de peuplements uniformes, doivent tenir compte de cette nécessaire hétérogénéité spatiale. S'inspirant de l'exemple de la brousse tigrée, ils peuvent aussi tirer des leçons de pratiques à différentes échelles. La figure 2.9 fournit deux exemples de gestion optimale de croûtes superficielles : les croûtes d'érosion peuvent faciliter elles-mêmes leur propre réhabilitation par la technique du *zaï* [FAT 06] : des cultures ou des ligneux sont plantés dans des trous dans lesquels est apporté du fumier. Ainsi se trouvent concentrées les ressources en eau et en éléments fertilisants. L'important ruissellement produit par les croûtes grossières dans les régions subdésertiques peut être capté par des levées de terres et de pierres qui retiennent également les sédiments produits par les ravines et thalwegs [SEN 13]. C'est ainsi qu'une production agricole (olives, amandes, voire blé dur) est possible sous des pluviosités très faibles (figure 2.9 montrant l'exemple de jessour dans le Sud tunisien). Des agronomes sud-africains ont bien compris qu'en milieu semi-aride la distribution des plantes cultivées devait être hétérogène, alternant rangs plantés et interrangs laissés nus [WOY 06]. Des programmes de reforestation de plateaux très désertifiés au Niger s'inspirent de l'exemple de la brousse tigrée pour ne planter qu'en bandes, laissant entre ces bandes de larges zones nues encroûtées.

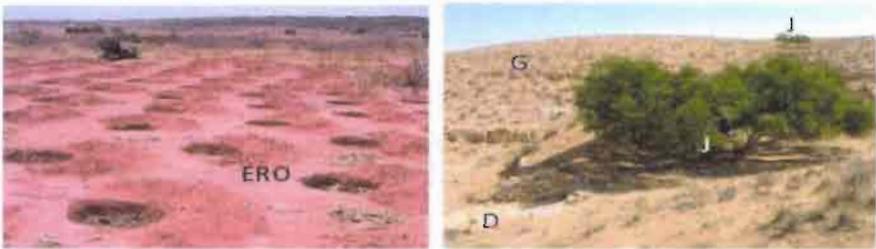


Figure 2.9. À gauche : cuvettes enrichies en fumier (*zaï*) destinées à réhabiliter un sol couvert de croûte d'érosion (ERO), Banizoumbou, Niger, pluviosité annuelle 550 mm. À droite : succession de « jessour » (J) le long d'un thalweg, doté d'un déversoir (D), drainant un bassin couvert de croûtes grossières, monts de Matmata, sud de la Tunisie, pluviosité annuelle 240 mm (photos : C. Valentin).

2.5. Conclusions

Les états de surface constituent une sorte d'épiderme au sein de la zone critique qui contrôle les échanges entre les sols, la végétation et l'atmosphère. En particulier, les croûtes déterminent très largement la part des précipitations qui s'infiltré dans les sols, et peut constituer les réserves pour les racines ou alimenter les nappes, et celle qui ruisselle, le devenir du ruissellement étant lui-même déterminé par la distribution des états de surface à l'aval.

Bien qu'encore largement ignorés par la plupart des modèles hydrologiques et d'évaporation, les différents types de croûtes permettent d'éclairer un certain nombre de paradoxes comme les forts ruissellements sur des pentes très faibles, sur des sols sableux ou des sols très secs et désertiques. Les croûtes physiques sous-jacentes expliquent également pourquoi des croûtes biologiques peuvent être associées à une faible infiltrabilité. Alors que les croûtes physiques génèrent du ruissellement et souvent de l'érosion hydrique non souhaitée, notamment dans les régions tempérées et tropicales humides, elles constituent une composante essentielle des écosystèmes semi-arides et arides. La gestion des sols et des eaux dans ces régions sèches doit tenir compte de la nécessité de maintenir l'hétérogénéité des états de surface entre des zones sources, nues et encroûtées qui servent à la récolte du ruissellement et des zones puits qui bénéficient de la concentration des ressources en eau et en sédiments, et permettent ainsi le développement de la végétation.

QUESTIONS DE RECHERCHE

1. Quelles sont les interactions entre croûtes biologiques et le milieu sur lequel elles se développent : roches, sols structurés et croûtes physiques, avec quelles conséquences sur le bilan altération/érosion (hydrique et éolienne), le stockage de l'eau, du carbone organique et de l'azote [BER 14] ?
2. Dans quelle mesure la surface du sol, et particulièrement les croûtes, concentrent-elles des contaminants et pendant combien de temps [MAL 14] ?
3. Quelles sont les meilleures pratiques (travail ou non-travail du sol, types d'amendement, etc.) pour assurer une meilleure stabilité structurale [PEN 16] ?

RECOMMANDATIONS

1. Maintenir, dans les régions tempérées et tropicales humides, une couverture permanente directement sur, ou à très faible hauteur au-dessus de la surface du sol pour limiter l'énergie cinétique des pluies (et de l'irrigation par aspersion).

2. Éviter l'émiettement de la surface du sol lors de la préparation du lit de semences et maintenir, voire renforcer le statut organique des sols (production de biomasse et amendements).

3. Conserver des zones nues encroûtées dans les régions arides et semi-arides pour permettre une récolte du ruissellement et la concentration des ressources dans les îlots ou les bandes de végétation.

2.6. Bibliographie

- [AME 99] AMEZKETA E., « Soil aggregate stability : a review », *Journal of Sustainable Agriculture*, vol. 14, n° 2-3, p. 83-151, 1999.
- [BAD 13] BADORRECK A., GERKE H.H., HÜTTL R.F., « Morphology of physical soil crusts and infiltration patterns in an artificial catchment », *Soil and Tillage Research*, n° 129, p. 1-8, 2013.
- [BEL 06] BELNAP J., « The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles », *Hydrological processes*, vol. 20, n° 15, p. 3159-3178, 2006.
- [BER 14] BERTRAND I., EHRHARDT F., ALAVOINE G., *et al.*, « Regulation of carbon and nitrogen exchange rates in biological soil crusts by intrinsic and land use factors in the Sahel area », *Soil Biology and Biochemistry*, n° 72, p. 133-144, 2014.
- [CAS 89] CASENAVE A., VALENTIN C., *Les États de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration*, ORSTOM, Marseille, disponible à l'adresse : http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers08-01/27816.pdf, 1989.
- [CAS 92] CASENAVE A., VALENTIN C., « A runoff capability classification system based on surface features criteria in the arid and semi-arid areas of West Africa », *Journal of Hydrology*, n° 130, p. 231-249, 1992.
- [DER 10] DE ROUW A., HUON S, SOULILEUTH B., *et al.*, « Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover crop farming (Mekong valley, Laos) », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 136, p. 148-161, 2010.
- [DHE 97] D'HERBÈS J.M., VALENTIN C., « Land surface conditions of the Niamey region (Niger) : ecological and hydrological implications », *Journal of Hydrology*, n° 188-189, p. 18-42, 1997.
- [FAT 06] FATONDI D., MARTIUS C., BIELDERS C.L., *et al.*, « Effect of planting technique and amendment type on pearl millet yield, nutrient uptake, and water use on degraded land in Niger », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 76, n° 2-3, p. 203-217, 2006.
- [FOO 04] FOODY G.M., GHONEIM E.M., ARNELL N.W., « Predicting locations sensitive to flash flooding in an arid environment », *Journal of Hydrology*, vol. 292, n° 1, p. 48-58, 2004.

- [GAL 07] GALLARDO-CARRERA A., LÉONARD J., DUVAL Y., *et al.*, « Effects of seedbed structure and water content at sowing on the development of soil surface crusting under rainfall », *Soil and Tillage Research*, vol. 95, n° 1, p. 207-217, 2007.
- [GAL 99] GALLE S., EHRMANN M., PEUGEOT C., « Water balance in a banded vegetation pattern : a case study of tiger bush in western Niger », *Catena*, vol. 37, n° 1, p. 197-216, 1999.
- [GAR 10] GARDELLE J., HIERNAUX P., KERGOAT L., *et al.*, « Less rain, more water in ponds : a remote sensing study of the dynamics of surface water from 1950 to present in pastoral Sahel (Gourma region, Mali) », *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 14, n° 2, p. 309-324, 2010.
- [HA 12] HA H.A.P., HUON S., DES TUREAUX T.H., *et al.*, « Impact of fodder cover on runoff and soil erosion at plot scale in a cultivated catchment of North Vietnam », *Geoderma*, n° 177, p. 8-17, 2012.
- [HIE 99] HIERNAUX P., BIELDERS C.L., VALENTIN C., *et al.*, « Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands », *Journal of Arid Environment*, n° 41, p. 231-245, 1999.
- [JOU 08] JOUQUET P., PODWOJEWSKI P., BOTTINELLI N., *et al.*, « Above-ground earthworm casts affect water runoff and soil erosion in Northern Vietnam », *Catena*, n° 74, p. 13-21, 2008.
- [JOU 12] JOUQUET P., JANEAU J.L., HAI TRAN SY, *et al.*, « Soil engineers influence runoff, soil detachment and the transfer of nutrients in tropical steep slope ecosystems. A case study in Northern Vietnam », *Applied Soil Ecology*, n° 61, p. 161-168, 2012.
- [LAC 15] LACOMBE G., RIBOLZI O., DE ROUW A., *et al.*, « Afforestation by natural regeneration or by tree planting : examples of opposite hydrological impacts evidenced by long-term field monitoring in the humid tropics », *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, n° 12, p. 12 615-12 648, 2015.
- [LAD 04] LADO M., BEN-HUR M., « Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss », *Applied Clay Science*, vol. 24, n° 3, p. 209-224, 2004.
- [LEB 96] LE BISSONNAIS Y., « Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility : I. Theory and methodology », *European Journal of Soil Science*, vol. 47, n° 4, p. 425-437, 1996.
- [LED 01] LEDUC C., FAVREAU G., SCHROETER P., « Long-term rise in a Sahelian water-table : The Continental Terminal in south-west Niger », *Journal of hydrology*, vol. 243, n° 1, p. 43-54, 2001.
- [LUD 05] LUDWIG J.A., WILCOX B.P., BRESHEARS D.D., *et al.*, « Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes », *Ecology*, vol. 86, n° 2, p. 288-297, 2005.

- [MAL 11] MALAM ISSA O., VALENTIN C., RAJOT J.L., *et al.*, « Runoff generation fostered by physical and biological crusts in semi-arid sandy soils », *Geoderma*, n° 167-168, p. 22-29, 2011.
- [MAL 14] MALLMANN F.J.K., DOS SANTOS RHEINHEIMER D., CERETTA C.A., *et al.*, « Soil tillage to reduce surface metal contamination—model development and simulations of zinc and copper concentration profiles in a pig slurry-amended soil », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 196, p. 59-68, 2014.
- [MON 14] MONCADA M.P., GABRIELS D., LOBO D., *et al.*, « A comparison of methods to assess susceptibility to soil sealing », *Geoderma*, n° 226, p. 397-404, 2014.
- [MOR 14] MORENO-RAMÓN H., QUIZEMBE S.J., IBÁÑEZ-ASENSIO S., « Coffee husk mulch on soil erosion and runoff: experiences under rainfall simulation experiment », *Solid Earth*, vol. 5, n° 2, p. 851, 2014.
- [NCI 16] NCIIZAH A.D., WAKINDIKI I.I., « Physical crust formation and steady-state infiltration rate in soils dominated by primary minerals in some South African ecotopes », *South African Journal of Plant and Soil*, vol. 33, n° 1, p. 43-50, 2016.
- [PAR 13] PARADELO R., VAN OORT F., CHENU C., « Water-dispersible clay in bare fallow soils after 80 years of continuous fertilizer addition », *Geoderma*, n° 200, p. 40-44, 2013.
- [PAT 12] PATIN J., MOUCHE E., RIBOLZI O., *et al.*, « Analysis of runoff production at the plot scale during a long-term survey of a small agricultural catchment in Lao PDR », *Journal of Hydrology*, n° 426-427, p. 79-92, 2012.
- [PEN 16] PENG X., ZHU Q.H., XIE Z.B., *et al.*, « The impact of manure, straw and biochar amendments on aggregation and erosion in a hillslope Ultisol », *Catena*, n° 138, p. 30-37, 2016.
- [POD 08] PODWOJEWSKI P., ORANGE D., JOUQUET P., *et al.*, « Influence of land use changes on runoff and erosion from micro-plots and a catchment in northern Vietnam », *Catena*, n° 24, p. 109-118, 2008.
- [RIB 11] RIBOLZI O., PATIN J., BRESSON L.M., *et al.*, « Impact of slope gradient on soil surface features and infiltration on steep slopes in northern Laos », *Geomorphology*, vol. 127, n° 1, p. 53-63, 2011.
- [ROB 01] ROBINSON D.A., PHILLIPS C.P., « Crust development in relation to vegetation and agricultural practice on erosion susceptible, dispersive clay soils from central and southern Italy », *Soil and Tillage research*, vol. 60, n° 1, p. 1-9, 2001.
- [ROC 97] ROCKSTRÖM, J., VALENTIN, C., « Hillslope dynamics of on-farm generation of surface water flows : The case of rainfed cultivation of pearl millet on sandy soil in the Sahel », *Agricultural Water Management*, n° 33, p. 183-210, 1997.
- [SEN 13] SENGE M., « The development of water harvesting research for agriculture », *Reviews in Agricultural Science*, n° 1, p. 31-42, 2013.

- |VAL 02| VALENTIN C., BRESSON L.M., « Predicting structural crust types from soil land climatic factors », *COST Symposium on Soil Erosion Patterns : Evolution, Spatio-Temporal Dynamics and Connectivity*, Müncheberg, Allemagne, 10-12 octobre 2002.
- |VAL 04| VALENTIN C., RAJOT J.L., MITJA D., « Responses of soil crusting, runoff and erosion to fallowing in the sub-humid and semi-arid regions of West Africa », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 104, n° 2, p. 287-302, 2004.
- |VAL 87| VALENTIN C., RUIZ FIGUEROA J.F., « Effects of kinetic energy and water application rate on the development of crusts in a fine sandy loam soil using sprinkling irrigation and rainfall simulation », tiré de la rencontre *Micromorphologie des sols/Soil micromorphology : proceedings of the 7th International Working Meeting on Soil Micromorphology*, p. 401-408, Association Française pour l'Étude des Sols (AFES) Publications, Plaisir, disponible à l'adresse : https://www.researchgate.net/profile/Christian_Valentin/publication/32983791_Effects_of_kinetic_energy_and_water_application_rate_on_the_development_of_crusts_in_a_fine_sandy_loam_soil_using_sprinkling_irrigation_and_rainfall_simulation/links/0deec5238337e7ec23000000.pdf, 1987.
- |VAL 92a| VALENTIN C., BRESSON L.M., « Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils », *Geoderma*, vol. 55, n° 3, p. 225-245, 1992.
- |VAL 92b| VALENTIN C., CASENAVE A., « Infiltration into sealed soils as influenced by gravel cover », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 56, n° 6, p. 1 167-1 673, 1992.
- |VAL 94| VALENTIN C., « Surface sealing as affected by various rock fragment covers in West Africa », *Catena*, vol. 2, n° 1-2, p. 87-97, 1994.
- |VAL 99a| VALENTIN C., D'HERBÈS J.M., « Niger tiger bush as a natural water harvesting system », *Catena*, vol. 37, p. 231-256, 1999.
- |VAL 99b| VALENTIN C., D'HERBÈS J.M., POESEN J., « Soil and water components of vegetation patterning », *Catena*, n° 37, p. 1-24, 1999.
- |WOY 06| WOYESSA Y.E., HENSLEY M., VAN RENSBURG L.D., « Catchment management in semi-arid area of central South Africa : Strategy for improving water productivity », *Water SA*, vol. 32, n° 5, p. 648-654, 2006.
- |ZHA 02| ZHANG X.C., NORTON L.D., « Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils », *Journal of Hydrology*, vol. 260, n° 1, p. 194-205, 2002.

Érosion et principes de conservation des sols

3.1. Définitions

Il est fréquent de distinguer deux grands types d'érosion :

– l'érosion naturelle (figure 3.1). Encore appelée dénudation ou érosion géologique, elle s'est manifestée dès l'exondation des continents sous l'effet de processus mécaniques et chimiques (voir ci-dessous) et continue à intervenir. Elle s'étudie sur des temps longs (> 10 000 ans) et s'exprime souvent en mm/1000 ans (voir les volumes 3 et 4 de la même série *Circulation de l'eau et Qualité de l'eau*) ;

– l'érosion accélérée par l'action de l'homme. Elle s'exprime souvent en t ha⁻¹ an⁻¹. Elle s'est manifestée dès les feux – volontaires – de savane mais s'est nettement amplifiée au Néolithique [FRO 16] et encore plus à l'Anthropocène [FOU 14].

Et deux principaux processus :

– l'érosion mécanique définie par un processus comprenant trois mécanismes :

- la fragmentation ou le détachement sous l'effet d'agents très divers : le gel/dégel, le frottement (érosion glaciaire), le vent (érosion éolienne), l'impact des gouttes de pluie et du ruissellement (érosion hydrique), les mouvements de masse, l'action des vagues et des courants (érosion côtière), le travail du sol (érosion aratoire), ou l'arrachage des cultures à racines ou tubercules ;

- le transport des particules détachées ;

- leur sédimentation ou dépôt (voir paragraphe 3.3) ;

– l'érosion chimique qui désigne le transport des solutés issus de la dissolution des roches par altération, et plus largement de tout soluté transporté par le ruissellement ou les nappes.



Figure 3.1. Exemple d'érosion essentiellement naturelle dans le haut bassin peu peuplé du Yángzǐ Jiāng, Shigu, montagnes Hailuo, Yunnan, Chine. À noter : la turbidité de l'eau (photo : C. Valentin)

Ce chapitre porte essentiellement sur l'érosion accélérée et mécanique des sols continentaux, et sur les principaux principes de conservation des sols.

3.2. Importance de l'érosion

3.2.1. À l'échelle mondiale

Comme l'avait déjà indiqué la première évaluation mondiale de l'état de dégradation des sols par l'homme (GLASOD) [OLD 91] et comme le confirme le rapport de la FAO sur l'état mondial des ressources en sols publié à l'occasion de l'année internationale des sols [FAO 15], l'érosion constitue la principale forme de dégradation des sols, à la fois au niveau mondial et dans chacune des huit grandes régions géographiques. Ce rapport évalue l'érosion mondiale due à l'eau à 20-30 Gt an⁻¹ et celle liée au travail du sol, appelée érosion aratoire, à 5 Gt an⁻¹. Ceci représente des pertes moyennes de 12-15 t ha⁻¹ an⁻¹ [DEN 03], ou encore d'environ un millimètre par an, ce qui est un ou deux ordres de grandeur supérieurs à l'épaississement des sols par pédogenèse [MON 07, STO 14]. En d'autres termes, le sol se renouvelle moins vite qu'il ne s'érode sous l'effet de l'homme. Ainsi, l'Anthropocène se caractérise, entre autres, par le fait que le sol ne peut plus être considéré comme une ressource renouvelable, du fait de son exploitation de type minier par l'Homme [HOF 15]. La zone critique s'amenuise donc plus rapidement

par l'érosion mécanique en surface qu'elle ne se forme à sa base par des processus biogéochimiques [ANDE 07]. Par ailleurs, la non prise en compte de l'érosion peut conduire à une forte surestimation (17 %) du potentiel de séquestration du carbone atmosphérique par les sols [CHA 15]. Ces considérations générales masquent toutefois de grandes disparités liées à de nombreuses composantes de la zone critique : type de couvert végétal, de roche, d'usage des terres, de pente, de climat, et d'échelle spatio-temporelle de mesures.

3.2.2. Effets de l'érosion

Nous aborderons brièvement trois conséquences de l'érosion en distinguant les effets actuels *in situ*, et hors site, et les conséquences historiques.

Les effets *in situ* concernent surtout la qualité des sols. L'érosion de l'horizon superficiel (horizon A) se manifeste par une perte sélective des éléments les plus fins (argile puis limon) et de la matière organique sous l'effet du ruissellement ou du vent. Or, c'est l'argile et la matière organique qui permettent de stocker les éléments fertilisants. L'érosion de l'horizon superficiel a donc un effet immédiat sur la fertilité chimique du sol. Les pertes en éléments nutritifs par érosion et par exportation des récoltes sont compensées au niveau mondial par l'apport des engrais azotés. En revanche, l'utilisation des engrais phosphatés est très loin de compenser les pertes par érosion, particulièrement en Afrique et en Asie du Sud-Est [QUI 10]. De plus, en appauvrissant le sol en matière organique, l'érosion augmente son instabilité structurale, la formation de croûtes superficielles (voir chapitre 2) et le ruissellement, induisant ainsi une auto-accélération des processus de détachement. Une fois l'horizon superficiel décapé par l'érosion, l'horizon B affleure, souvent plus riche en argile. Se posent alors des problèmes de travail du sol. Un sol riche en argile n'offre, en effet, qu'une plage optimale d'humidité réduite pour être travaillé : trop sec, il est trop dur et requiert beaucoup d'énergie ; trop humide, il est trop collant, voire fluide, et se compacte facilement. Si l'érosion atteint les horizons B/C puis C, alors de grandes quantités d'éléments grossiers rendent le sol difficilement cultivable. Enfin, lorsque le sol meuble a entièrement disparu, il est bien difficile d'envisager une culture ou même une plantation d'arbres. En outre, en réduisant l'épaisseur du sol, l'érosion provoque une diminution du volume d'enracinement et des réserves en eau du sol. Dès lors, l'érosion entraîne une forte réduction des principales fonctions des sols et de leur valeur foncière.

Ce rôle de l'érosion sur la qualité et les fonctions des sols est généralement bien connu des paysans. Ainsi, une enquête auprès de paysans du nord du Laos [LES 12] (figure 3.2) a révélé que le premier indice de dégradation des sols liée à la mise en culture était son changement de couleur (qui traduit la réduction des teneurs en C

organique), puis l'apparition d'éléments grossiers en surface (et donc celle d'horizons B/C ou C), de griffes d'érosion et de ravines (qui entaillent les sols en profondeur), et de glissements de terrain (qui découpent souvent l'ensemble des horizons meubles jusqu'à la roche mère). Parallèlement, la densité de la végétation des jachères se réduit, et sa couleur tend à changer en devenant plus jaune (indice d'une carence en azote). La multiplication des cycles de cultures/jachères et la réduction de la période de jachère entraînent également l'invasion d'adventices de plus en plus rebelles qui elles-mêmes entraînent un nombre de plus en plus élevé de sarclages et donc d'érosion aratoire [DUP 09].

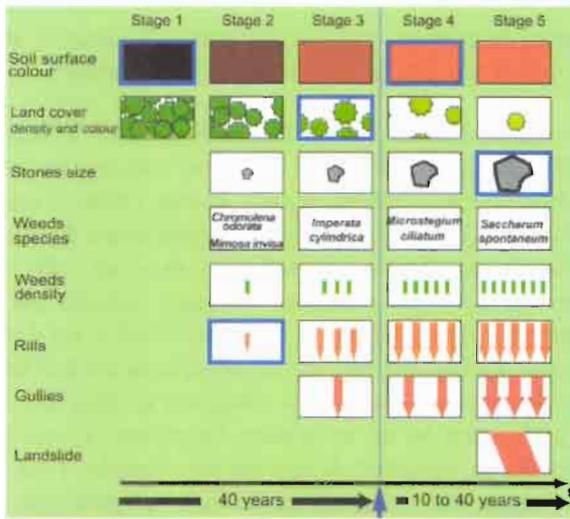


Figure 3.2. Stades définis et perçus de la dégradation des terres par les paysans du bassin versant de Houay Pano, nord du Laos, depuis l'état initial il y a quarante ans (Stage 1) jusqu'au stade 5 (Stage 5) prévu selon les parcelles entre 10 et 40 ans. Les principaux critères utilisés par les paysans sont la couleur du sol, la densité et la couleur de la végétation, l'abondance et la taille des éléments grossiers en surface, les espèces de plus en plus rebelles d'adventices et leur densité, la densité des griffes d'érosion, de ravines et de glissements de terrain (adapté de [LES 12]).

Les effets hors sites concernent les impacts en aval des zones de détachement, et donc celles de transport et de dépôt : envasement et ensablement des retenues et des cours d'eau, qualité des eaux, pollutions, mais aussi les transferts de fertilité.

Les sédiments en suspension, encore appelés matières en suspension ou MES, généralement transportés sur de grandes distances, rendent les eaux turbides (figure 3.3). Lorsque les vitesses de transport ne sont plus suffisantes, notamment

dans les plaines et deltas, les sables et les limons peuvent se déposer et surélever peu à peu les lits, provoquant des inondations. Le fleuve jaune (Huang He) qui tire son nom de sa forte turbidité acquise lors de sa traversée du grand plateau lœssique chinois, ou plateau Huangtu, a ainsi changé de lit de nombreuses fois au cours des derniers millénaires, son delta se déplaçant de 480 km [XUE 93].



Figure 3.3. Estuaire du fleuve Betsiboka à Mahanjanga, au nord-ouest de Madagascar, qui draine le plus grand bassin versant de l'île (49 000 km²) et exporte en sédiments l'équivalent de 3 600 t km⁻² an⁻¹ [CHA 93] (photo : C. Valentin)

Outre des inondations plus fréquentes, l'envasement et l'ensablement des cours d'eau induisent des modifications d'habitat pour la faune aquatique et comblent les frayères. Ils exigent le rehaussement des digues et des ponts et le dragage des cours d'eau et des chenaux d'irrigation. L'envasement des lacs de barrage en diminue considérablement la durée de vie. Ce phénomène est particulièrement marqué pour les retenues collinaires en milieu semi-aride. Par exemple, les 34 380 m³ de la retenue de Sadine en Tunisie centrale ont été complètement remplis de sédiments en une seule pluie [NAS 04]. Pour les grands barrages, la réduction de la durée de vie des réservoirs destinés à l'irrigation ou la production hydro-électrique due à leur envasement représente un coût considérable, d'où l'importance de limiter l'érosion en provenance de leurs bassins versants [ANN 16]. La qualité des eaux continentales se trouve par ailleurs directement influencée, non seulement par l'érosion chimique par ruissellement et écoulement des nappes, mais aussi, voire surtout, par le ruissellement et les particules détachées par l'érosion (sédiments). Comme les sédiments

transportés par l'érosion en nappe proviennent des horizons superficiels, ils sont enrichis par rapport aux sols en place, en argile et en limon fin (érosion sélective des particules fines), en carbone organique [RUM 06] ou en phosphore entraînant des risques d'eutrophisation en aval [KLE 11]. Il en est de même pour les métaux lourds, les pesticides [SAB 14] et les bactéries pathogènes comme *Escherichia coli* [ROC 16].

Les transports et les dépôts de sédiments n'ont toutefois pas que des aspects négatifs puisqu'ils permettent un transfert de fertilité depuis les versants jusqu'aux bas-fonds (figure 3.4) et depuis les montagnes jusqu'aux deltas et aux océans, depuis des déserts vers des zones tropicales humides (pour les poussières éoliennes – voir paragraphe 3.4.5).



Figure 3.4. Exemple de transfert de fertilité depuis des collines naguère cultivées et des montagnes très érodées jusqu'aux fonds de vallées aménagés en terrasses qui retiennent une partie des sédiments, du carbone organique et des éléments nutritifs. Province de Jiangxi, Chine (photo : C. Valentin).

Sans l'érosion naturelle des montagnes éthiopiennes et les crues chargées de limons du Nil, la civilisation égyptienne aurait-elle vu le jour ? La mise en eau du barrage d'Assouan a entraîné, au cours des 15 premières années, un effondrement des pêches dans la partie sud-orientale de la Méditerranée du fait du moindre apport au phytoplancton marin d'éléments nutritifs contenus dans les sédiments. C'est l'usage intensif des engrais notamment phosphatés sur les cultures qui a permis aux ressources halieutiques de se reconstituer [NIX 04]. De même, de nombreuses régions dans le monde (nord de l'Europe, grandes plaines des États-Unis, plateau

lössique de Chine) tirent encore leur richesse de la fertilité de leurs sols formés sur des sédiments limoneux provenant de l'érosion éolienne périglaciaire, les lœss.

A contrario, l'érosion est souvent pointée du doigt [DIA 05] comme ayant contribué, avec d'autres facteurs tels que les changements climatiques, au déclin de civilisations (empire Maya...), voire à des effondrements démographiques (île de Pâques). Le scénario le plus fréquent [MON 07] débute par la saturation démographique des vallées les plus fertiles qui conduit au défrichement des sols en pente. Un tel phénomène est encore observable dans plusieurs pays d'Asie du Sud-Est, où la culture sur des sols en forte pente, notamment de maïs et de manioc, entraîne des pertes en terre considérables [VAL 08].

3.3. Processus et facteurs

Tout processus d'érosion comprend trois mécanismes : le détachement de particules de sol, leur transport et leur dépôt. Nous différencions ici les plus grands processus d'érosion selon les mécanismes de détachement et les facteurs qui les déterminent.

3.3.1. Le détachement par rejaillissement

Le premier processus de détachement est celui dû à l'impact des gouttes de pluie. Celles-ci peuvent atteindre, pour les plus grosses (figure 3.5), un diamètre de 5,5 mm et une vitesse terminale légèrement inférieure à 10 m s^{-1} , ce qui représente une énergie cinétique considérable, de l'ordre de 810^{-6} J (joules) pour une seule grosse goutte et de $35 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ pour les plus fortes intensités de pluie. La distribution de la taille des gouttes est désormais mesurée automatiquement à l'aide de disdromètres. Les impacts des gouttes criblent la surface de microcratères qui témoignent de l'arrachement de particules et de leur tassement. Les particules détachées par la couronne de rejaillissement sont transportées par les gouttelettes (figure 3.5) à une hauteur pouvant atteindre 40 cm et des distances décimétriques voire métriques, les sables fins étant projetés le plus loin. Sur pente, les distances sont toujours plus fortes vers l'aval que vers l'amont, en sorte que même en l'absence de ruissellement, le détachement par rejaillissement provoque une perte en sol à l'amont et un enrichissement en aval. En retombant au sol, les particules se réorganisent pour former des croûtes structurales soit par micro-illuviation soit par tassement (voir chapitre précédent). Ces croûtes réduisent la porosité superficielle, favorisent le ruissellement, et l'exportation des particules détachées par rejaillissement (voir paragraphe suivant).

Les pertes en terres correspondant à ces processus – détachement et transport par rejaillissement et par ruissellement – sont le plus souvent mesurées à des échelles fines, sur des parcelles d'1 m² [POD 08], voire plus petites, d'autres processus intervenant sur des versants plus longs (voir paragraphes suivants). En vue de contrôler les conditions d'humidité du sol, d'intensité et de durée des pluies, des simulateurs de pluie de terrain (figure 3.5) ou de laboratoires sont souvent utilisés. Un des objectifs-clés de ces simulateurs est de reproduire des conditions les plus proches possible des pluies naturelles, notamment en termes de taille de goutte, de vitesse d'impact au sol et d'énergie cinétique.

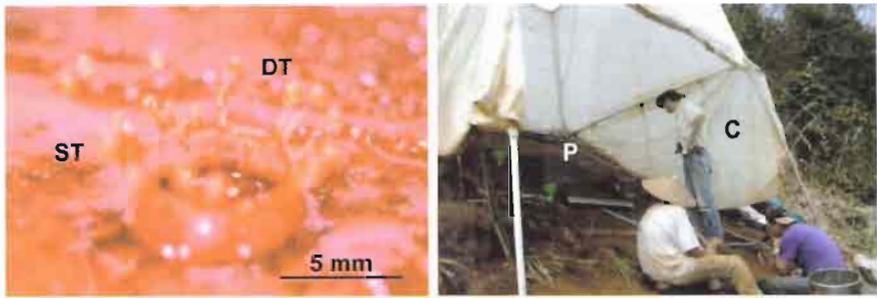


Figure 3.5. À gauche : impact d'une goutte d'eau sur le sol favorisant le détachement (DT) et le transport de particules de sol dans des gouttelettes de rejaillissement, la réorganisation de ces particules et la formation d'une croûte structurale (ST), sol argilo-limoneux, Agadez, Niger. À droite : simulateur de pluie de type ORSTOM-IRD arrosant une surface d'environ 8 m² dans laquelle se trouve une parcelle d'1 m² (P) où sont effectuées les mesures de ruissellement et de pertes en sol, l'ensemble est protégé par une bâche (C) pour éviter les fluctuations d'intensité de pluie liées au vent, bassin versant de Houay Pano, Laos (photos : C. Valentin).

Les principaux facteurs qui influencent l'intensité du rejaillissement sont :

- la texture du sol : les sables fins sont les plus sensibles ;
- l'énergie cinétique reçue. Or celle-ci dépend de l'intensité des pluies, de la protection du sol de l'impact direct des gouttes (couvert végétal proche de la surface, résidus organiques, litière, mulch, etc.), mais aussi de l'angle de pente. Ainsi, pour de faibles longueurs de pente, les pertes en terres seront plus faibles pour des pentes fortes (faible énergie cinétique du fait d'un cosinus d'angle d'impact réduit) que pour des pentes faibles (voir chapitre précédent).

En d'autres termes, le rejaillissement sera maximal pour des sols nus, riches en sables fins, sur pentes nulles ou faibles, soumis à des pluies intenses, comme c'est

typiquement le cas dans de nombreuses zones semi-arides et notamment au Sahel. Le sol protégé du choc des gouttes de pluie n'est pas affecté par cette érosion par rejaillissement. Il en résulte des figures en piédestal (figure 3.6).



Figure 3.6. Effet de l'érosion par rejaillissement sur la surface du sol avec formation de figures en piédestal (P) ; les racines et éléments grossiers protègent le sol de l'impact des gouttes, plantation de teck où la litière est consommée par les termites, et le sous-bois, considéré comme concurrentiel de la croissance des arbres, est détruit par les paysans, bassin versant de Houay Pano, nord du Laos (photo : C. Valentin).

3.3.2. L'érosion en nappe

Comme indiqué au chapitre précédent, le ruissellement apparaît le plus souvent lorsque l'intensité de pluie excède l'infiltrabilité du sol (écoulement hortonien), celle-ci étant d'autant plus réduite que des croûtes superficielles se sont formées à la surface du sol, sous l'impact des gouttes (voir paragraphe précédent). Cette différence d'intensité de pluie et d'infiltration se traduit par la formation de microflaques dans les petites dépressions superficielles. Si la pluie dure

suffisamment longtemps, ces microflaques débordent et alimentent un ruissellement relativement uniforme, d'où le terme de ruissellement « en nappe », même sur faibles pentes (figure 3.7). Ce type de ruissellement se manifeste souvent par la formation de micromarches, particulièrement sur fortes pentes (figure 3.7, [RIB 11]).

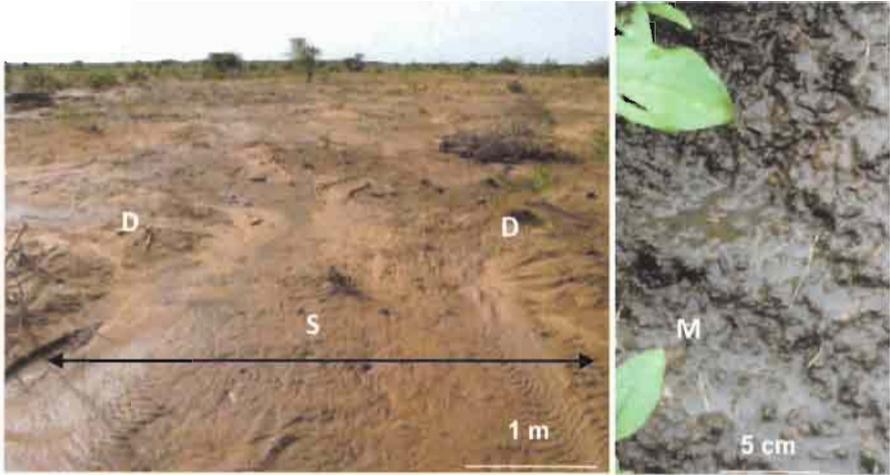


Figure 3.7. À gauche : sédiments (S) déposés lors d'un ruissellement en nappe sur sol sableux encroûté à faible pente, entre deux microdunes (D), bassin versant de Banizoumbou, Niger. À droite : ruissellement et érosion en nappe, sur forte pente, avec formation de micromarches (M), bassin versant de Houay Pano, Laos (photos : C. Valentin, O. Ribolzi).

Contrairement à ce qu'estimaient les chercheurs avant les années 1950, le détachement des particules reste faible lors du ruissellement en nappe. Il transporte et dépose des particules le plus souvent préalablement détachées par le rejaillissement. En revanche, dès que la vitesse de ruissellement atteint un seuil (voir paragraphe suivant), il incise le sol et devient concentré. Les premières marques de cette concentration apparaissent sous la forme de microgriffes, souvent inférieures à 1 cm de profondeur.

L'ensemble des pertes en sols dues au rejaillissement, au ruissellement en nappe et au tout début du ruissellement concentré est mesuré sur des parcelles dont la longueur est généralement comprise entre 10 et 20 m, le plus souvent sous pluies naturelles, mais aussi sous pluie simulée sur le terrain (figure 3.8) ou au laboratoire.



Figure 3.8. Simulateur de pluie rotatif de type Swanson, arrosant 200 m² dans lesquels sont implantées deux parcelles de mesure du ruissellement et de l'érosion de 10 m de long et 5 m de large permettant de comparer deux traitements, ici : un sol nu travaillé dans le sens de la pente (traitement standard, S) et un champ destiné au riz pluvial après abattis-brûlis (C). Deux pluviomètres linéaires (R), jaunes sur la photo, permettent de s'assurer de l'homogénéité de la pluie sur les parcelles [COL 84], forêt de Taï, Côte d'Ivoire (photo : C. Valentin).

Les nombreuses données récoltées sur les parcelles de ce type mises en place à partir des années 1930 aux États-Unis pour mesurer l'érosion hydrique dans des conditions très variées a permis un traitement statistique des principaux facteurs (voir paragraphe sur les modèles). L'analyse de cette base de données (plus de 10 000 parcelles-années) [WIS 78] a permis de comparer l'importance relative de facteurs indépendants les uns des autres et de prévoir statistiquement l'érosion hydrique à cette échelle et dans la gamme de variation des facteurs ayant servi à cette analyse. Ainsi l'érosion hydrique annuelle (A : érodabilité exprimée en tonnes ha⁻¹ an⁻¹) peut être prévue comme le produit de cinq facteurs indépendants (ou la somme si cette équation est sous forme logarithmique) dans « l'équation universelle des pertes en terre » (USLE) [WIS 78] :

$$A = R \times K \times SL \times C \times P$$

R, l'indice d'érosivité, (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ an⁻¹) est égal à EI₃₀ cumulé sur un an avec E : énergie cinétique des pluies pendant les 30 minutes les plus intenses et I₃₀, l'intensité des pluies au cours de la même période. Dès lors que cet indice peut être acquis pendant de longues périodes sur de nombreuses stations météorologiques, il

est possible de dresser des cartes d'érosivité, encore appelée agressivité climatique. Ainsi pour l'Europe, cette carte [PAN 15]¹ montre que l'érosivité annuelle est maximale ($R > 1\,300 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans la façade occidentale de l'Italie (fortes intensités), la Slovénie et de l'Écosse (hauteurs des précipitations), minimale dans la façade orientale de l'Écosse, de l'Angleterre, de la Suède et en Finlande (faibles intensités).

K, l'érodibilité du sol ($\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) se calcule à partir des pertes en terres (A) mesurées sur des parcelles nues ($C = 1$, figure 3.8), travaillées dans le sens de la pente ($P = 1$) dont on peut calculer la valeur de SL (voir paragraphe suivant). Comme pour l'érosivité, de nombreuses cartes d'érodibilité ont été dressées. Les sols les plus sensibles à l'érosion hydrique mesurée à l'échelle de la parcelle sont riches en limons, pauvres en carbone organique, sujets à l'encroûtement superficiel et peu perméables [WAN 13]. Ainsi, en Europe [PAN 14] K varie entre 0,004-0,076 $\text{Mg ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, avec une moyenne de 0,032 avec les valeurs les plus fortes pour les sols limoneux développés sur les lœss dont les teneurs en carbone organique ont fortement décliné depuis le déclin des associations agriculture-élevage. (esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-erodibility-k-factor-high-resolution-dataset-europe).

SL, le facteur topographique, est le produit d'un facteur d'inclinaison de la pente (S) et d'un facteur de longueur de la parcelle. Par convention, il est égal à 1 lorsque $S = 9\%$ et $L = 22,1 \text{ m}$, avec :

$$S = 65,4 \sin^2 \theta + 4,56 \sin \theta + 0,0654$$

$$L = (\lambda / 22,12)^m$$

θ , l'inclinaison de pente est exprimée en % et non en degré. λ (en m) est la projection horizontale de la longueur de pente ; m un coefficient qui varie de 0,2 pour les pentes $< 1\%$ à 0,5 pour les pentes $> 5\%$.

C, le facteur correspondant à la gestion du couvert, est égal à 1 (sans unité) lorsque le sol est nu et tend vers 0 lorsque le sol est totalement couvert près de la surface. Il exprime ainsi le rapport de réduction de l'érosion assurée par le couvert sur celui mesuré sur le même sol nu. Il dépend donc du pourcentage de couvert qui intercepte les gouttes de pluie et dissipe une partie de son énergie cinétique, mais aussi du pourcentage de couvert directement à la surface du sol (végétation rampante, litière, résidus de récolte, éléments grossiers). D'une certaine manière, en

1. Disponible à l'adresse : esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/presentations_attachments/R-factor-developments_Final.pdf.

prenant en compte la réduction de l'énergie cinétique des pluies, le facteur C est antagoniste du facteur R. La valeur de C, et donc la gestion du couvert, détermine pour une bonne part les pertes en terres. Par exemple en Europe, les systèmes de culture fondés sur des rotations à maïs grain ($C = 0,47$) favorisent deux fois plus l'érosion hydrique que le blé et l'orge d'hiver, ($C = 0,24$ et $0,27$ [GAB 03]). Parmi les plantes pérennes, les forêts de Finlande et de Suède offrent une protection quasi totale du sol ($C = 9 \cdot 10^{-4}$). Les prairies ($C = 0,09$) limitent bien davantage l'érosion que les vergers ($C = 0,22$), et les oliveraies ($C = 0,23$), et que la vigne ($C = 0,35$) [PANA 15]. Ce facteur C permet de bien souligner l'importance des résidus de culture sur la réduction de l'érosion. Comme le montre l'exemple pour la canne à sucre [PAU 16] (figure 3.9), il suffit d'environ 40-50 % de couverture au niveau du sol (47% dans cet exemple) pour diviser par dix l'érosion mesurée sur sol nu.

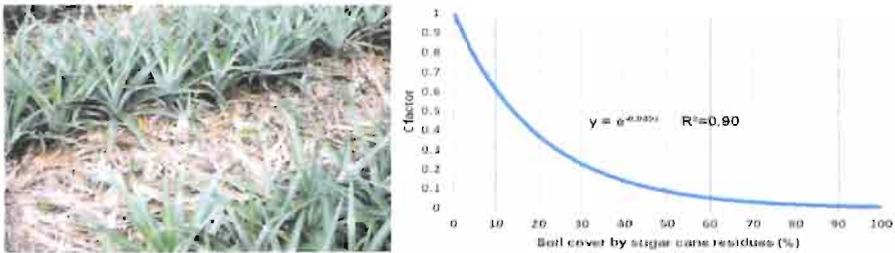


Figure 3.9. À gauche : résidus d'ananas couvrant l'interrang pour protéger le sol de l'érosion, Adiopodoumé, Côte d'Ivoire. À droite : coefficient de réduction des pertes en terres par rapport au sol nu (facteur C) en fonction du pourcentage de couvert par des résidus de canne à sucre au Brésil (adapté de [PAU 16], photo : C. Valentin).

P, un facteur qui exprime la réduction de l'érosion hydrique liée à des pratiques de conservation des sols qui limitent la vitesse de ruissellement et tend dès lors à s'opposer au facteur SL. Il est égal à 1 (sans unité) en absence de pratique anti-érosive. À l'échelle de la parcelle, les cultures en couloir avec des haies ($P = 0,025-0,05$ [PAN 95]) et les terrasses ($P = 0,05-0,18$) s'avèrent plus efficaces que les bandes enherbées ($P = 0,25-0,65$), les cultures en bandes alternées ($P = 0,30-0,68$), ou les cultures en courbes de niveau ($P = 0,60-0,90$) [ARA 08, GUM 11].

3.3.3. L'érosion concentrée (= érosion linéaire)

3.3.3.1. En surface : érosion en rigoles et ravines

Alors que la plupart des études se sont focalisées sur la parcelle, il est rare qu'au-delà le ruissellement reste uniforme. Il a tendance en effet à se concentrer dans les

dépressions du versant. Si la vitesse du ruissellement atteint un certain seuil, il détache des particules en incisant le sol. Cette vitesse est fréquemment évaluée en hydrologie selon la formule empirique de Manning, utilisée pour les écoulements à surface libre (par exemple [CHA 05a]) :

$$V = (1/n) S^{1/2} R^{2/3}$$

où V est la vitesse de ruissellement ($m\ s^{-1}$), n est le coefficient de rugosité de Manning (par exemple 0,075 pour un chenal très enherbé, par opposition à 0,010 pour du ciment lissé), S le gradient de pente ($m\ m^{-1}$) et R le rayon hydraulique, c'est-à-dire la surface de la section transversale de l'écoulement (m^2) divisée par le périmètre mouillé (m).

Comme cette vitesse dépend du volume de ruissellement, l'apparition de ces incisions est directement liée à la superficie et aux états de surface plus ou moins perméables du bassin versant et donc en grande partie de l'usage des sols ([CHA 05b, GRE 12, POE 03, VAL 05]). Dès lors, elles ne se forment pas que sur de fortes pentes (figure 3.10), mais aussi sur tous les sols qui tendent à s'encroûter : sols limoneux (figure 2.2), sols sableux pauvres en C organique (figures 2.4, 2.7).

Ces incisions correspondent à des rigoles, appelées également griffes d'érosion, et à des ravines. Il n'existe pas de différence de processus entre rigoles et ravines, la distinction entre les deux étant d'ordre agronomique : une rigole peut être effacée par le travail du sol, or la profondeur et l'efficacité de celui-ci dépend bien sûr des moyens utilisés, et donc des conditions économiques.



Figure 3.10. À gauche : érosion en rigole (R) dans un champ de riz pluvial en début de saison des pluies après la formation des croûtes superficielles (C), bassin versant de Houay Pano, nord du Laos. À droite : rigoles (R) et ravines (G) sur un versant long à forte pente, cultivé en monoculture de maïs en début de saison des pluies, bassin versant de Huay Ma Nai, nord de la Thaïlande (photos : O. Ribolzi, C. Valentin).

Pour les agriculteurs, le développement des ravines entraîne une perte de rendement des cultures et des terres disponibles. De plus, les ravines peuvent aussi amener à changer la distribution des champs : d'un damier permettant une alternance de couverts favorisant le piégeage des sédiments, à des champs plus longs dans le sens de la pente, ce qui ne fait qu'accélérer l'érosion linéaire [VAL 05]. Par ailleurs, les ravines favorisent la connectivité des versants avec les cours d'eau, ce qui entraîne :

- des pics de crues plus hauts atteints plus rapidement puisque le ruissellement en nappe des versants est rapidement concentré et évacué vers l'exutoire ;
- des pertes en terres plus élevées du fait de l'entraînement rapide par les ravines des particules détachées par le rejaillissement et par l'incision, sans possibilité de piégeage des sédiments par la mosaïque de couverts sur les versants et la végétation rivulaire. En termes de quantité, c'est l'érosion linéaire qui est souvent la principale source de sédiments mesurés à l'exutoire des bassins versants, ou dans les lacs ou retenues à l'aval [POE 03].

3 3 3 2 *Dans le sol : suffusion (ou suffosion, ou érosion en tunnel)*

Les mouvements d'eau dans le sol favorisent des tris entre particules fines et grossières. Les particules fines peuvent ainsi migrer verticalement (lessivage) ou/et latéralement (appauvrissement). À la faveur d'hétérogénéités du sol, les flux latéraux peuvent se concentrer sous forme de drains naturels qui, comme en surface, en fonction de la vitesse des flux, tendent à arracher des particules et les exporter. Il s'agit du processus de suffusion (ou suffosion, ou érosion en tunnel). Dans les digues et barrages en terre, ces renards hydrauliques peuvent provoquer la rupture des ouvrages [FRY 12]. Dans les sols, ces tunnels favorisent souvent l'affaissement de la surface, la concentration du ruissellement de surface et sa concentration en rigoles. Le toit de ces tunnels peut aussi s'écrouler, provoquant des effondrements alignés (figure 3.11). Dès lors, les sols sujets à la suffusion sont souvent le siège de ravines (figure 3.11, [GRE 12, VAL 05]).

3.3.4. **Mouvements de masse**

Le sol peut s'éroder par la surface (érosion en nappe) ou par incision (érosion linéaire), mais aussi en tout ou partie de l'ensemble de la masse, surtout lorsqu'il est humide ou saturé. Les géomorphologues distinguent de nombreux types de mouvements de masse, selon notamment leur vitesse [BLA 00]. Nous ne mentionnons ici que deux processus qui peuvent considérablement augmenter les pertes en terres à l'exutoire d'un bassin versant : les glissements de terrain et les effondrements de berge.



Figure 3.11. À gauche : érosion par suffosion (= érosion en tunnel) qui se manifeste ici par des effondrements discontinus (C) au-dessus d'un drain naturel (P). À droite : ces tunnels (P) favorisent la formation de mégaravines (G), liées aussi à une forte hétérogénéité des roches mères sédimentaires [GRE 12]. Bassin versant de Potshini, Kwazulu Natal, Afrique du Sud (photos : C. Valentin).

Lors d'un glissement de terrain, tout ou partie du sol et de ce qui le recouvre, et donc une bonne part de la zone critique, s'effondrent subitement le long du versant (figure 3.12). Les conséquences peuvent être catastrophiques, particulièrement lorsque les villes se sont construites sur de fortes pentes et que ces glissements de terrain donnent lieu à l'aval à des coulées de débris (qui contiennent un tiers de liquide, deux tiers de solide) très destructrices. Le déclenchement du glissement correspond à un seuil combinant plusieurs facteurs : une augmentation de la masse (du fait de fortes pluies, par exemple), sur une forte pente où existe une surface de glissement saturée d'eau, souvent entre deux horizons (B/C ou C/R), voire entre deux roches. Ils peuvent ainsi survenir sur fortes pentes tout aussi bien que sous forêt ou plantation d'arbres [KIM 17] – si la fixation par les racines est insuffisante pour ancrer solidement la végétation au sein de la roche mère. Ils peuvent être aussi favorisés par des séismes plus ou moins marqués [COX 10] et canaliser les écoulements superficiels, donnant ainsi lieu à des ravines, voire des mégaravines, comme le lavakas de Madagascar. Comme pour les séismes, les lieux et dates des prochains glissements ne sont guère prévisibles. En revanche, de nombreuses approches géophysiques, géodésiques, de télédétection spatiale et de modélisation permettent de dresser des cartes de risques [ALT 12] qui devraient être davantage prises en compte, notamment pour les permis de construire.



Figure 3.12. Glissements de terrain, surface de rupture (F) entre le sol et la roche mère, escarpement principal (S), escarpements secondaires (D), langue de glissement (T). À gauche : maïs, bassin versant de Huay Ma Nai, nord de la Thaïlande. À droite : jeunes tecks, bassin versant de Houay Pano, nord du Laos (photos : J.-L. Janeau, H. Robain).

Les effondrements de berge constituent également une source importante de sédiments. Ils résultent de l'érosion du pied des berges par les flux turbulents du cours d'eau, ou d'une saturation locale des berges qui s'écroulent après une inondation, ou du fait d'une zone de suintement liée à une exfiltration d'eau du sol (nappe perchée ou suffusion) [FOX 07]. Le piétinement du bétail qui vient s'abreuver au cours d'eau contribue également à cette forme d'érosion (et au risque de pollution fécale des eaux [ROC 16]), d'où la nécessité de protéger les berges, et de les consolider en évitant de défricher la végétation rivulaire. Dans les cas les plus problématiques, notamment en ville, il est souvent nécessaire d'avoir recours à une stabilisation des berges (enrochement, gabions, béton, géotextile mais aussi végétation), tout en laissant les sources s'écouler.

3.3.5. L'érosion aratoire

Sur pente, le travail du sol et, dans une moindre mesure, le piétinement par le bétail détachent et mobilisent des mottes et des agrégats qui, sous l'effet de la pesanteur, tendent à se déplacer vers l'aval plutôt que vers l'amont. Ces agrégats sont stoppés par des obstacles : plantes et bordures d'aval du champ. Il s'agit donc bien d'un processus d'érosion puisque les trois mécanismes sont présents : détachement, transport et dépôt. Pour la distinguer de l'érosion hydrique, cette forme d'érosion est parfois appelée érosion sèche, mais le plus souvent érosion aratoire (du latin *arare*, cultiver). Cette érosion qui augmente exponentiellement avec l'inclinaison de la pente peut atteindre, pour une pente de 60 %, $7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, même en travail manuel (figure 3.13) [DUP 09], ce qui dans les mêmes conditions

est du même ordre que les pertes en terre par érosion hydrique. En plus de la pente, cette forme d'érosion dépend aussi de la fréquence et de la profondeur de travail du sol [LOG 13]. À long terme, ses effets réduisent les reliefs, en arasant les zones convexes et en comblant les creux, ce qui est l'inverse de l'érosion hydrique qui les accentue du fait des incisions.



Figure 3.13. À gauche : érosion aratoire lors d'un sarclage manuel sur fortes pentes, bassin versant de Houay Pano, nord du Laos [DUP 09]. À droite : surface du sol plus claire dans les zones convexes – d'érosion (E) qu'à l'aval – zone de dépôt (D), reflétant l'effet de l'érosion aratoire (E) sur un sol travaillé depuis plus de deux millénaires, Mateur, nord de la Tunisie (photos : B. Dupin, C. Valentin).

3.3.6. L'érosion éolienne

L'érosion éolienne affecte aussi bien le climat (*via* l'extinction des rayonnements solaires et telluriques et la modification des propriétés des nuages par les poussières), les cycles géochimiques, que la qualité de l'air et la santé humaine (*via* l'irritation des voies respiratoires...). Comme l'érosion hydrique, elle assure des transferts de fertilité, souvent sur de très grandes distances depuis des zones sources généralement désertiques vers les océans et les sols.

Les processus d'érosion éolienne [MAR 14, SHA 08] impliquent des vents suffisamment érosifs pour mettre en mouvement les particules à la surface du sol et un sol érodible. Ce terme recouvre deux notions différentes :

- l'énergie du vent peut se transmettre à la surface du sol, donc que cette énergie ne soit pas totalement absorbée par des obstacles non érodibles, tels que des cailloux ou de la végétation ;
- il existe des particules libres, disponibles à la surface du sol pour être érodées.

Cette érodibilité du sol conduit à définir une vitesse-seuil d'érosion qui est la vitesse minimale du vent permettant de déplacer les particules de sol les plus mobiles.

Paradoxalement, ce ne sont pas les particules les plus petites qui sont les premières mises en mouvement. En effet, elles sont maintenues au sol par des forces de cohésion électrostatiques d'autant plus fortes que ces particules sont petites. De même, les plus grosses particules sont difficiles à déplacer en raison de leur poids. Schématiquement, seuls les grains de la taille intermédiaire des sables fins, entre environ 50 et 200 μm de diamètre, sont directement mis en mouvement à la surface des sols par le vent [SHA 08]. L'émission des particules fines comme le déplacement des plus gros grains nécessitent une énergie supérieure à celle directement transmise à la surface par le vent (figure 3.14). Celle-ci est fournie par l'énergie cinétique des grains de sable fins lorsqu'ils retombent à la surface du sol. Ces grains trop lourds pour être mis en suspension dans l'atmosphère se déplacent en effet à la surface du sol par bonds successifs selon des trajectoires balistiques. C'est ce qu'on appelle la saltation (du latin *saltare*, sauter). L'énergie cinétique fournie par la saltation contribue d'abord à auto-entretenir la saltation. Mais elle provoque aussi, comme l'énergie cinétique des gouttes de pluie, l'éclatement des agrégats et libère ainsi les plus fines particules du sol qui sont alors disponibles pour être transportées en suspension dans l'atmosphère. Ces poussières ainsi arrachées constituent ce que l'on appelle les aérosols terrigènes (diamètre < 20 μm). Ce processus de libération des plus fines particules est appelé *sandblasting* [GIL 77], terme qui n'a pas vraiment d'équivalent en français. Enfin, l'énergie fournie par les grains en saltation peut aussi entraîner le déplacement au sol par roulement ou reptation des particules les plus grossières (sable grossier et éléments grossiers). C'est ainsi que des graviers peuvent recouvrir des minidunes par simple translation à la surface du sol.

À ces processus correspondent différents dispositifs de mesure [ZOB 03]. La reptation est difficile à estimer car elle implique d'enterrer une partie des dispositifs, et surtout de maintenir la captation des particules exactement à la surface du sol alors que celle-ci est très souvent instable. Par ailleurs, il existe toujours un risque de confusion avec des particules apportées par ruissellement. Les sables en saltation peuvent être piégés et pesés par des dispositifs passifs simples dont les plus utilisés sont les BSNE [FRY 86] et les MWAC [WIL 80]. Les flux verticaux de dépôts d'aérosols peuvent aussi être mesurés avec des capteurs très simples consistant essentiellement en des récipients dont l'ouverture est dirigée vers le haut et dont la surface de collecte est connue. Cependant, il n'existe pas encore de capteurs standards normalisés. De fait, l'efficacité de ces capteurs semble varier considérablement selon leur *design* et les vitesses de vent [GOS 08], si bien que l'estimation absolue des dépôts secs de poussières reste une question non entièrement résolue. Les mesures des flux verticaux d'émission de poussières exigent en revanche des dispositifs sophistiqués que seuls maîtrisent quelques laboratoires au monde. Ces dispositifs sont fondés sur la méthode des gradients [GIL 72] et font appel à des mâts permettant la mesure des paramètres dynamiques à

l'aide de profils de vitesse de vent et de température associés à la collecte des poussières et/ou à la mesure de leur concentration à au moins deux niveaux (figure 3.15).

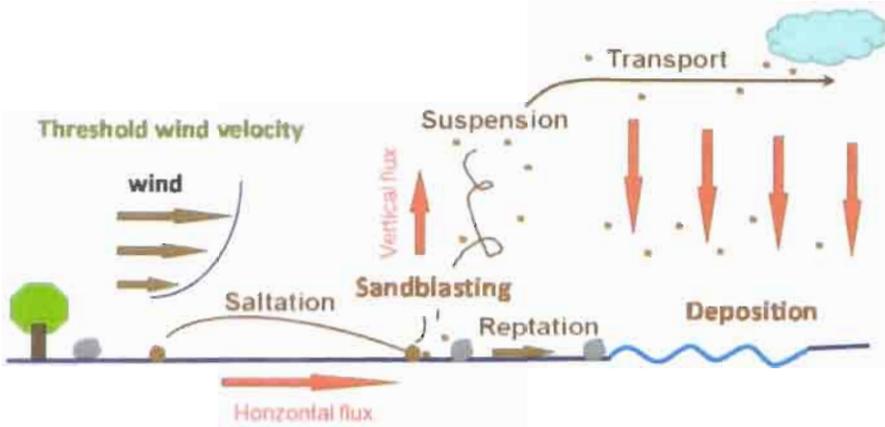


Figure 3.14. Processus d'érosion éolienne : la saltation des sables fins n'est déclenchée qu'au-delà d'une certaine vitesse-seuil de vent. En retombant au sol, ces sables provoquent : (i) l'émission des particules plus fines (sandblasting) qui sont ensuite transportées par suspension sur de grandes distances avant de retomber dans les océans ou sur d'autres continents ; (ii) la reptation ou le roulement de particules plus grossières à la surface du sol.

Une grande diversité de capteurs indirects placés au sol ou embarqués (avions, satellites) permettent de localiser les aérosols terrigènes. En fonction de leur fréquence d'acquisition et/ou de la surface que ces capteurs documentent, ils donnent de précieuses indications sur les sources et les trajets des poussières [MUH 14]. Les lidars aérosols [MON 12] ont l'avantage de fournir également la localisation des poussières en altitude dans la couche atmosphérique, ce qui constitue une contrainte extrêmement forte pour les modèles de transport. Si la plupart de ces instruments donnent des informations spectaculaires sur la répartition spatiale des aérosols, ils restent pour l'instant peu fiables d'un point de vue quantitatif. Il est donc particulièrement important de disposer de mesures directes et quantitatives, si possible sur le long terme, des concentrations et des flux de poussières dans les régions concernées par l'érosion éolienne. À ce titre, le système d'observation INDAAF (*International Network to study Deposition and Atmospheric composition in Africa*) est exceptionnel : initialement composé de trois stations (Niger, Mali, Sénégal) mises en place depuis 2006 en zone sahélienne associées

au réseau de photomètres AERONET² qui fournit, entre autres, le contenu intégré en aérosols de la colonne atmosphérique, il permet de mesurer, en plus des paramètres météorologiques, la concentration massique en aérosols terrigènes au pas de temps de 5 min et le flux de dépôt total au pas de temps de la semaine³ [MAR 10].



Figure 3.15. Dispositif de mesure des flux verticaux d'aérosols terrigènes par la méthode des gradients au cours d'une campagne de terrain au sud de la Tunisie en mars-avril 2017 (projet ANR WIND-O-V⁴). Noter le mât équipé de profils d'anémomètres à coupelles, d'anémomètres soniques 3D et de thermocouples pour mesurer les paramètres dynamiques et les échafaudages permettant de collecter les aérosols en fonction de leur taille à deux niveaux (photo de gauche) et permettant de mesurer en continu leur concentration par classe de taille et leur concentration massique, également à deux niveaux (photo de droite) (photos : IRD, J.L. Rajot).

Pour étudier finement les processus de l'érosion éolienne, il faut enfin citer les souffleries qui constituent pour l'érosion éolienne l'équivalent des simulateurs de pluie. Elles permettent de quantifier l'effet de certains facteurs en conditions contrôlées (en laboratoire) ou semi-contrôlées (sur le terrain).

3.4. L'érosion : une question d'échelle

3.4.1. Échelles d'espace

Une des plus grandes difficultés d'étude de l'érosion hydrique et éolienne réside dans la diversité des processus mis en jeu, chacun d'entre eux dépendant de l'échelle considérée. Pour cette raison, il est impératif de mentionner l'échelle à laquelle les mesures sont effectuées :

2. Disponible à l'adresse : <https://aeronet.gsfc.nasa.gov/>.
3. Disponible à l'adresse : www.lisa.u-pec.fr/SDT/.
4. Disponible à l'adresse : www6.inra.fr/anr-windov/.

- microparcelles (surface inférieure ou égale à 1 m²) ;
- parcelles « classiques » d'érosion (de longueur généralement supérieure à 10 m), microbassins versants (de l'ordre de l'hectare) ;
- petits (de l'ordre du km²) et grands bassins (plusieurs dizaines de milliers de km²).

Comme l'a montré une méta-analyse de 3 236 données [GAR 15], les deux échelles de mesure les plus fréquentes sont celles de 60 m², représentant les parcelles d'érosion (de 10 à 20 m de long) où l'ensemble des sédiments sont collectés, et celles des bassins d'environ 1 000 km² (où ne sont généralement prises en compte que les matières en suspension). Les différences de processus (voir paragraphes suivants) et de matériaux détachés (charriage de fond, matières en suspension (souvent désignées « MES ») font que si l'on exprimait les pertes en terres en une seule unité (Mg km⁻², soit 10 kg ha⁻¹), elles augmenteraient légèrement en moyenne depuis la parcelle d'1 m² (500 Mg km⁻²) jusqu'à la parcelle d'érosion (600 Mg km⁻²) pour diminuer ensuite régulièrement à 300 Mg km⁻² à l'échelle de l'hectare, 200 Mg km⁻² pour 1 km², 110 Mg km⁻² pour 1 000 km², 55 Mg km⁻² pour 10 000 km², 20 Mg km⁻² pour 100 000 km² [GAR 15]. Ces données ne constituent bien entendu que des moyennes qui ne reflètent pas la très grande dispersion des données. Il reste qu'elles illustrent bien qu'il n'est pas correct d'extrapoler les données acquises à une échelle à une autre, comme ont tendance encore à le faire trop d'études. Celles-ci se fondent sur :

- des modèles d'érosion hydrique qui ne prennent pas en compte l'érosion linéaire et les mouvements de masse ;
- des paramètres issus de l'imagerie satellitaire qui tendent à confondre couvert du sol et usage des sols.

Or, selon les pratiques culturales ou forestières, une même classe de couvert peut correspondre à des productions de sédiments très différentes. À cet égard, les plantations monospécifiques d'arbres qui peuvent générer une érosion importante [RIB 17] ne doivent pas être confondues avec des forêts multispécifiques et multistrates dans les cartes dressées à partir de télédétection spatiale.

3.4.2. Échelles de temps

3.4.2.1 Durée de mesures

Les processus d'érosion hydrique et éolienne obéissent à des effets de seuils, et ne sont donc pas linéaires, en grande partie du fait de l'importance des événements climatiques extrêmes (par exemple [BER 17]). Ainsi, la probabilité de mesurer les

effets de ces événements augmente avec le temps. La même méta-analyse [GAR 15], portant cette fois sur 3 053 données, illustre bien cette importance de la durée des mesures : les pertes par érosion hydrique augmentent en moyenne assez régulièrement de 120 Mg km⁻² après une année de mesures, à 600 Mg km⁻² pour une moyenne annuelle mesurée sur 25 ans, soit cinq fois plus. L'erreur standard de cette moyenne diminue régulièrement jusqu'à 20 ans. En d'autres termes, les moyennes de pertes en terre calculées pour des périodes plus courtes présentent de fortes incertitudes. Or, les travaux qui ont une durée supérieure à 20 ans restent exceptionnels.

3.4.2.2. *Érosion cumulée – les marqueurs isotopiques*

Les mesures de l'érosion nécessitent un équipement permanent et du personnel sur le terrain, ce qui est fort coûteux. Dès lors, à ces mesures directes se substituent de plus en plus souvent des méthodes indirectes qui ne demandent que prélèvements d'échantillons de sol et de sédiments. Il s'agit alors d'évaluer l'érosion et la sédimentation cumulées sur plusieurs années en différents points des bassins versants. Ces méthodes reposent sur la quantification de radio-éléments dans les sols et les sédiments. Les deux marqueurs les plus fréquemment utilisés sont le césium 137 et le plomb 210 en excès. Le ¹³⁷Cs résulte des essais thermonucléaires, démarrés en 1952 et arrêtés en 1964, et plus récemment des accidents des centrales nucléaires de Tchernobyl (1986) et de Fukushima (2011). Émis dans la stratosphère, le ¹³⁷Cs se dépose au sol avec les précipitations et se fixe fermement aux argiles. La principale difficulté est alors de trouver dans la zone d'étude un profil de sol de référence n'ayant subi ni érosion ni apport de sédiments pour quantifier les teneurs locales en ¹³⁷Cs. Avec une demi-vie de 30,17 ans, ce radio-isotope reste largement utilisé dans la mesure où ses teneurs demeurent détectables. Son utilisation reste toutefois sujette à caution pour les sols sableux qui, comme au Sahel, sont affectés à la fois par les soulèvements et par les dépôts de poussières. Il est toutefois de plus en plus couplé à des mesures de ²¹⁰Pb, isotope naturel (demi-vie 22,2 ans) [HUO 13]. Le béryllium 7 (⁷Be) est utilisé pour des études à plus court terme puisque sa demi-vie n'est que de 53,22 jours [EVR 16]. Pour l'évaluation des taux d'érosion sur les temps longs (> 10 000 ans), les nucléides de la chaîne de l'uranium ²³⁸U–²³⁴U–²³⁰Th–²²⁶Ra, souvent associés au ¹⁰Be [ACK 16], sont utilisés, plus rarement les isotopes du lithium [DEL 15]. Si ces mesures ne demandent que des travaux de terrain ponctuels, elles exigent en revanche des équipements de laboratoire coûteux et une grande expertise.

3.4.3. *Échelles d'espace*

3 4 3 1. *Origine des sédiments – les signatures de natures diverses*

Du fait notamment de l'importance croissante de la pollution des eaux de surface par les sédiments, de nombreuses études portent sur leur origine. Il s'agit de

déterminer les zones d'érosion pour mieux la combattre. Les sédiments proviennent-ils surtout de l'érosion en nappe, de l'érosion linéaire, des mouvements de masse, de leur remobilisation dans les cours d'eau, des zones rurales, industrielles, urbaines ? À cet effet, de très nombreuses approches ont été employées pour déterminer les « signatures » (les Anglo-Saxons parlent plutôt d'empreintes) de ces sédiments de différentes natures. L'accent est généralement mis davantage sur les matières en suspension que sur les sédiments de fond (appelés aussi de charriage) : couleur, minéralogie des argiles, éléments majeurs et traces, terres rares, propriétés magnétiques, géochimiques, isotopiques (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be , $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$), enzymatiques, biologiques (pollens), spectroscopiques infrarouges à transformées de Fourier... Un certain nombre de règles doivent être respectées [HAD 13]. Ces traceurs doivent être conservatifs, ne doivent pas se modifier au cours du temps, ou de manière prévisible, et doivent pouvoir être utilisés dans des équations de mélange [WAL 13]. Pour améliorer la discrimination entre un nombre élevé de sources, plusieurs traceurs doivent être utilisés simultanément.

3.4.3.2. *Les distances de transfert et les temps de résidence*

Une fois détachés par l'eau ou par le vent, les sédiments peuvent être transportés plus ou moins loin selon leur taille : les particules les plus grossières se déposent rapidement, souvent dans la parcelle même, alors que les particules les plus fines (argiles) et/ou les plus légères (fragments de litière, charbons de bois, etc.) peuvent être transportées en suspension et par flottaison sur de très longues distances [RUM 16]. Il reste toutefois difficile de prévoir le temps de résidence des sédiments au sein des bassins versants. Ici encore, les marqueurs isotopiques (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) constituent un outil important ; ils permettent de distinguer les sédiments qui résultent d'une remobilisation de ceux qui sont liés à une érosion récente [HUO 17]. Ainsi, l'utilisation de modèles fondés sur des mesures isotopiques permet d'évaluer les temps de résidence qui peuvent varier selon la taille des sédiments, et bien sûr la taille du bassin considéré, de quelques dizaines de jours à quelques dizaines de milliers d'années [VOE 13].

3.4.4. *Transports particuliers et dissous*

Par ailleurs, une grande partie des travaux sur l'érosion accélérée porte sur les transports particuliers et non dissous. Or, ceux-ci peuvent représenter une part non négligeable des transferts. Par exemple, la phase réactive dissoute du phosphore représente 38 % des exportations de phosphore total ($19,4 \text{ kg km}^{-2}$) mesurées à l'exutoire d'un petit bassin versant agricole en Bretagne, le Kervidy-Naizin (5 km^2) [DUP 15].

Inversement, de nombreux travaux sur l'érosion géologique à partir des grands fleuves se concentrent sur les flux dissous, plus faciles à mesurer, négligeant les flux

particulaires. Une méta-analyse portant sur 175 fleuves tropicaux, dont 95 en Asie et Asie du Sud-Est [TIN 12], a évalué les exportations aux estuaires sous forme de carbone particulaire organique et inorganique à 34 % du carbone total exporté. Cette évaluation est cohérente avec la gamme de C organique dissous (« DOC – Dissolved Organic Carbon ») : 73 ± 21 % du C organique total exporté (« TOC – Total Organic Carbon »), obtenue à partir des données de 550 bassins répartis sur l'ensemble du globe [ALV 12].

3.4.5. Les poussières éoliennes

Selon les modèles globaux, les quantités de poussières émises par érosion éolienne des sols dépassent largement $1\ 000\ \text{Tg}\ \text{an}^{-1}$ et leur temps de résidence moyen en suspension dans l'atmosphère est inférieur à la semaine [TEG 14]. Ces poussières sont l'équivalent des sédiments fins produits par l'érosion hydrique et transportés en suspension dans les fleuves jusqu'à l'océan. Elles parcourent aussi des milliers de kilomètres. Selon l'ampleur de leur flux de dépôt, d'autant plus élevé que les sources sont proches [MAR 17], elles peuvent constituer des roches mères telles que les lœss mis en place pendant les périodes glaciaires, qui supportent les sols parmi les plus fertiles de la planète [PYE 95], ou seulement influencer plus ou moins fortement les propriétés des sols ou des écosystèmes [SIM 95]. L'un des exemples actuels les plus spectaculaires est l'influence du panache de poussières émises à partir du Sahara/Sahel qui contribue à fertiliser sur son trajet à la fois les sols sahéliens (figure 3.16), l'océan Atlantique et la forêt amazonienne, notamment par un apport de phosphore (7 à $39\ \text{g}\ \text{ha}^{-1}\ \text{a}^{-1}$) du même ordre de grandeur que la quantité exportée du bassin dans les rivières [YU 15].

Les principales zones sources de poussières sont donc les zones désertiques pour lesquelles on ne peut pas à proprement parler de dégradation des sols. L'importance relative des émissions anthropiques, principalement à partir des sols cultivés ou pâturés en zones arides et semi-arides, est difficile à estimer et repose essentiellement sur la modélisation ou la télédétection [GIN 12]. C'est pourtant dans ces zones que se trouvent les principaux enjeux, en particulier de perte de fertilité, en liaison avec les pratiques culturales [ABD 11] et l'extension des surfaces cultivées. L'un des points particulièrement mal connus, faute de mesures, est la quantité de matière organique émise, nettement enrichie dans les sédiments éoliens du fait de sa faible densité, qui pourrait constituer une source d'incertitude majeure dans le cycle du carbone [WEB 12].

Pour juger de l'effet souvent positif des dépôts de poussières sur les sols distants des sources, il importe d'identifier les zones sources et de connaître la composition des poussières émises [MUH 14]. C'est d'autant plus complexe que les sources principales sont difficiles à échantillonner, car situées en zones désertiques peu accessibles.

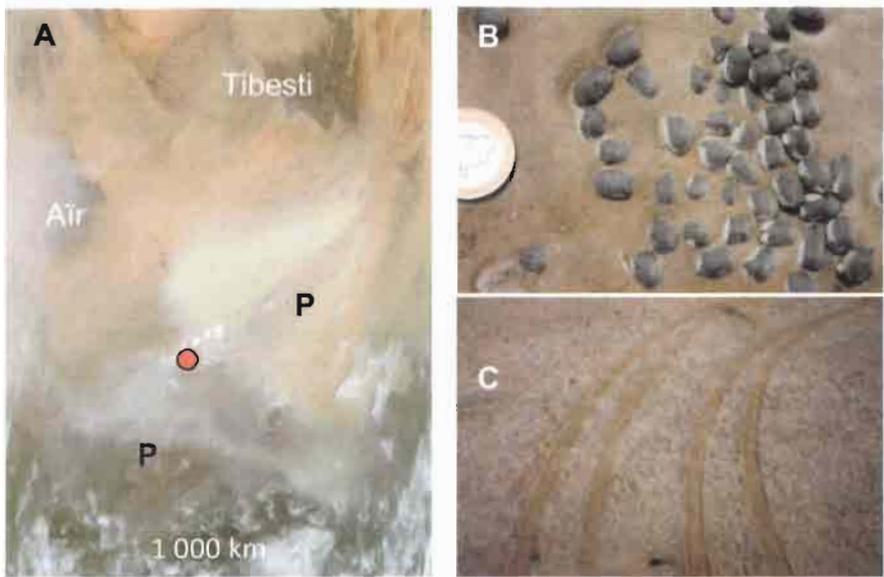


Figure 3.16. La dépression Bodélé au nord du lac Tchad est l'une des principales sources de poussières au monde [TOD 07]. A : image Terra Modis d'un panache de poussières issu de la dépression Bodélé (18/03/2010) – P panache de poussière, point rouge localisation des photos B et C. B : détail d'un dépôt de poussière blanche sur des crottes de chèvre dans la région de Gouré, située au sud-est du Niger, à plus de 800 km au sud-ouest de la zone source (22/03/2010). C : même région, dépôt homogène de poussière blanchâtre au sol dans une zone protégée par la végétation. Les traces de voiture, en perturbant la surface, permettent de découvrir la couleur normale de l'horizon superficiel du sol sableux (23/03/2010) (photo : J. L. Rajot).

3.5. Modélisation

La grande difficulté de la modélisation découle de la multiplicité des échelles et des processus qui doivent être à chaque fois bien précisés. À cela s'ajoute une variété d'approches : statistiques, à bases physiques, ou hybrides.

3.5.1. Approches statistiques

Pour l'érosion hydrique, le modèle le plus utilisé à l'échelle de la parcelle est l'équation universelle des pertes en terre (USLE) [WIS 78], qui a été présentée au paragraphe sur l'érosion en nappe. Malgré les mises en garde de Wischmeier [WIS 76], son principal auteur, et de nombreux autres chercheurs à sa suite, cette équation est souvent utilisée à des échelles plus larges que celles de l'échantillon

statistique originel (voir paragraphe 3.4.1). Cette équation a depuis été améliorée en prenant en compte l'évolution dans le temps de l'érodibilité du sol et proposant une nouvelle formulation du facteur topographique. Il s'agit de l'équation universelle révisée des pertes en terres (RUSLE). Dans sa deuxième version, l'échelle de temps est journalière. Ses paramètres aisément accessibles permettent ainsi une évaluation de l'érosion hydrique⁵.

La modélisation de l'érosion éolienne a suivi la même évolution, depuis une équation assez analogue à l'USLE [WOO 65]. Ces approches permettent de dresser des cartes de risques d'érosion éolienne (par exemple pour l'Europe [BOR 16]). L'équation statistique d'origine [WOO 65] a été révisée par la suite pour pouvoir être appliquée à l'échelle de l'événement [FRY 01].

3.5.2. *Modèles à bases physiques*

Pour mieux tenir compte des processus à l'échelle du versant ou du bassin versant, de très nombreux modèles à bases physiques ont été proposés : EUROSEM en Europe [MOR 98], GUEST en Australie et dans le sud-est asiatique [YU 99], KINEROS⁶ [SMI 95] et WEPP aux États-Unis⁷ [FLA 07]. Toutefois, leur usage se trouve souvent entravé par un grand nombre de paramètres difficiles à acquérir, et donc souvent mal évalués, voire utilisés comme variables d'ajustement pour obtenir une calibration correcte du modèle. La comparaison des modèles sur différents bassins versants montre que, hors calibration qui exige une phase souvent longue de mesures, il reste hasardeux d'utiliser ces modèles pour prédire les pertes en terres à l'échelle d'un bassin versant non équipé [JET 99].

Comme pour l'érosion hydrique, plusieurs modèles d'érosion éolienne à bases physiques ont été développés, par exemple WEPS, qui comprend de très nombreux paramètres⁸ [WAG 13], et présente les mêmes travers que les modèles d'érosion hydrique du même type. Depuis plus de 20 ans, des efforts de modélisation ont toutefois été faits qui permettent, d'une part de proposer une description de plus en plus détaillée des processus [SHA 08] et, d'autre part, de proposer des versions simples prenant en compte un nombre restreint de paramètres d'entrée, si possible

5. Disponible à l'adresse : fargo.nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/About_RUSLE2_Technology.htm.

6. Disponible à l'adresse : www.tucson.ars.ag.gov/kineros/.

7. Disponible à l'adresse : www.ars.usda.gov/midwest-area/west-lafayette-in/national-soil-erosion-research/docs/wepp/research.

8. Disponible à l'adresse : www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/technical/tools/weps.

dérivables des observations satellites, utilisables de l'échelle locale à l'échelle globale et qui peuvent donc être intégrés, par exemple, dans les modèles climatiques globaux [MAR 14].

3.5.3. *Modèles hybrides*

Des modèles hybrides associent la connaissance des processus et des approches statistiques. Ainsi, des systèmes experts permettent de prévoir le ruissellement à partir des états de surface (voir chapitre précédent) et l'érosion en se fondant sur l'état d'encroûtement de la surface, la rugosité et d'autres classes de paramètres simples à obtenir sur le terrain [CER 02] ou par télédétection [KIN 05], permettant ainsi une évaluation des risques d'érosion hydrique à l'échelle d'un pays comme la France [LEB 02].

3.6. Principes de conservation des sols

De la connaissance des processus et des facteurs d'érosion découlent les principes de conservation des sols. Ceux-ci se déclinent selon deux grandes échelles : le champ et le bassin versant.

3.6.1. *À l'échelle du champ : limiter le détachement*

3 6 1 1 *Accroître la stabilité structurale : amender le sol*

L'objectif est de réduire l'érodibilité du sol (K) en augmentant sa résistance à la désagrégation, et donc en augmentant sa stabilité structurale (voir chapitre précédent). Cela passe généralement par l'augmentation de sa teneur en carbone organique : apport de fumier, de boues d'épuration (avec des risques de pollutions, voir chapitres 6 et 7), de compost, et d'une manière générale de produits résiduels organiques (voir chapitre 9). Le chaulage, c'est-à-dire l'apport d'amendements calciques ou calco-magnésiens, tend également à améliorer la résistance des sols à l'encroûtement, et donc au ruissellement et à l'érosion [AND 07b].

3.6.1.2. *Réduire l'énergie cinétique reçue : maintenir un couvert en surface*

Comme déjà indiqué dans le chapitre précédent (paragraphe 2.3.4), c'est la végétation la plus proche du sol qui le protège le mieux de l'impact des gouttes. À cet égard, les résidus de culture peuvent s'avérer très efficaces (figure 3.9 ; voir paragraphe plus haut sur le facteur C). Si un couvert arboré est dépourvu de sous-bois, il n'aura pas d'effet protecteur et pourra même augmenter les risques d'érosion

[RIB 17] en favorisant l'augmentation de la taille médiane des gouttes qui auront traversé son couvert.

Des sols moins sensibles à l'encroûtement superficiel, plus motteux, offriront également une meilleure résistance à l'érosion éolienne.

3.6.1.3. Réduire la vitesse de ruissellement : diminuer la pente et la longueur des parcelles

Il importe de contrôler la vitesse de ruissellement pour limiter les risques d'apparition de rigoles et de ravines. Depuis au moins l'âge du bronze, les paysans ont cherché à réduire l'inclinaison de pente (facteur S) par la construction de terrasses [WEI 16] ou de banquettes (si elles sont dotées d'un bourrelet de terre). C'est surtout dans des conditions de densité importante de populations – et donc de main-d'œuvre abondante – que les terrasses ont été construites pour lutter contre l'érosion : Asie, pays méditerranéens, Andes (figure 3.17). Elles requièrent en effet non seulement un effort considérable de construction, qu'elle soit manuelle ou mécanique, mais aussi un entretien constant. Leur abandon, consécutif à l'exode rural dans le sud de l'Europe, entraîne ainsi une érosion en ravines très marquée. La vitesse de ruissellement peut aussi être réduite par des cordons pierreux installés perpendiculairement à la pente [ZOU 14].

En s'accompagnant d'un accroissement de la taille des parcelles, la mécanisation du travail du sol a augmenté les risques d'érosion. En effet, plus un champ sera grand, plus seront élevées les vitesses du vent au sol et du ruissellement, et donc les risques d'érosion éolienne [GIL 96] et par ravines [VAL 05]. Des parcelles de taille limitée tendent, de plus, à réduire l'érosion aratoire [VAN 00].



Figure 3.17. Exemple de plusieurs pratiques simultanées de conservation des sols : terrasses, petites parcelles, cultures alternées dans l'espace et dans le temps (rotations), agroforesterie et arbres brise-vent, Isla del Sol, lac Titicaca, Bolivie (photo : C. Valentin).

3.6.1.4. Réduire la vitesse du vent : accroître la rugosité superficielle

Comme l'a montré plus haut l'étude des processus d'érosion éolienne, ce n'est qu'à partir d'un seuil de vitesse de vent que les grains de l'ordre de 100 μm de diamètre commencent à être érodés. La réduction de la vitesse du vent au sol permet ainsi de limiter les risques d'érosion éolienne. L'une des pratiques les plus courantes consiste à planter des haies brise-vent ou toute autre forme d'obstacles comme de petites palissades en paille tressée (figure 3.18) [WAN 15].

Toutefois, comme pour l'érosion hydrique, c'est encore plus la présence d'un couvert à la surface du sol qui s'avère le plus efficace [ABD 11]. Ainsi, les pâturages du Sahel présentent une bien plus faible érosion éolienne que le Sahara ou même que les champs cultivés du sud du Sahel [PIE 15]. L'effet positif des résidus de récolte sur la protection du sol est encore plus marqué que pour l'érosion hydrique (voir figure 3.9) puisque 2 % de couvert de tiges de mil au sol, soit environ 100 kg ha^{-1} , diminuent significativement l'érosion éolienne par rapport à un sol nu [ABD 11].



Figure 3.18. Méthodes de lutte contre l'érosion éolienne pour protéger la route qui traverse les 446 km de dunes vives du désert du Taklamakan, Xinjiang, Chine : une bande de quadrillages de paille de roseau (C), large d'environ 50 m, précède au moins 6 lignes des haies vives (H) irriguées à partir de la nappe et composées de plusieurs espèces adaptées aux conditions désertiques et à l'eau salée [CHE 15] (photos : C. Valentin).

3.6.1.5. Éviter l'émiettement du sol : réduire le travail du sol et le piétinement par le bétail

Toute forme de fractionnement du sol favorise son érosion. Il est ainsi préférable d'éviter tout travail du sol sur fortes pentes pour éviter l'érosion aratoire. De plus, la préparation des cultures s'accompagne souvent de la production d'agrégats de petite taille, plus sujets à l'encroûtement superficiel que des mottes plus grosses (voir chapitre précédent). Sur les sols sableux, les croûtes superficielles qui se

développent après le travail du sol ne permettent pas de diminuer l'érosion éolienne [RAJ 03]. Le travail du sol, qu'il soit manuel ou mécanique, ainsi que le piétinement par le bétail tendent, en conditions sèches, à fractionner le sol [HIE 99] et à favoriser dès lors le soulèvement de poussières en périodes venteuses.

C'est ainsi que se sont développées, notamment après la grande crise d'érosion éolienne aux États-Unis au milieu des années 1930 (*dust bowl*), des pratiques agricoles moins fondées sur le travail du sol. En particulier l'agriculture de conservation qui, malgré de très nombreuses variantes, repose sur trois grands principes [FRI 12] :

- un semis direct et un travail du sol très réduit ;
- une couverture permanente du sol, notamment par les résidus de culture ;
- des rotations dans l'espace et le temps incluant des légumineuses.

Ces principes combinent ainsi ceux évoqués plus haut et permettent une réduction significative des pertes en terres. Toutefois, un système de culture ne peut pas être évalué uniquement selon le seul critère de la conservation des sols. Plusieurs critiques ont ainsi été émises, notamment sur la difficulté d'adoption de ce type de pratique par l'agriculture familiale en Afrique [GIL 09]. Il est en effet nécessaire de disposer d'outils spécialisés pour semer à travers un mulch, et d'avoir recours à des herbicides de synthèse dont la non-nocivité pour l'homme et l'environnement est mise en cause. De plus, le meilleur stockage du carbone dans les sols est davantage dû à l'apport de matière organique qu'au non-travail du sol [DER 10, VIR 12].

3.6.2. À l'échelle des bassins versants : ralentir le ruissellement et favoriser les dépôts

À l'échelle des bassins versants, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble des processus érosifs. Les mesures de conservation des sols doivent porter en priorité sur la protection des zones amont, susceptibles de générer du ruissellement en appliquant les principes précédents (voir paragraphe 3.6.1). Une mosaïque paysagère comprenant des parcelles forestières ou enherbées permet de réduire la vitesse du ruissellement (voir paragraphe 3.6.1.3) et de piéger des sédiments sur les versants [GUM 11, VAL 99]. Une fois les rigoles ou les ravines installées, il importe d'installer des obstacles susceptibles de retenir les sédiments : fascines, rondins (figure 3.19), gabions, voire des murettes plus ou moins importantes, en commençant par l'aval, à partir d'un seuil (affleurement rocheux) puisque cette forme d'érosion est régressive, c'est-à-dire qu'elle progresse de l'aval vers l'amont.



Figure 3.19. Méthodes de lutte contre l'érosion concentrée. À gauche : une succession de fascines (F) retient des sédiments d'une rigole (R), parc Zamok, Lviv, Ukraine. À droite : des rondins (L) ont été installés en travers d'une petite ravine (G) formée à partir d'un sentier dans la hêtraie, Chojnik, Pologne (photos : C. Valentin).

La connectivité hydrologique doit être contrariée en multipliant les obstacles à l'écoulement le long des courbes de niveau : talus, haies, fossés d'infiltration.

Pour les mouvements de masse (voir paragraphe 3.3.4), la priorité doit être accordée à la cartographie des zones à risques et à sa prévention, en évitant notamment d'y construire. Dans les zones de fortes pentes où des glissements de terrain ne se sont pas encore produits, certains indices peuvent signaler ces risques : petit décrochement de terrain, lézardes dans les murs. La plantation d'arbres à racine pivotante profonde permet en principe de mieux stabiliser les versants. La construction de terrasses peut aussi constituer une méthode efficace, tout comme le rabattement de la nappe, qui réduit l'humidité des sols et donc leur masse. Les interventions peuvent donc concerner plusieurs éléments de la zone critique depuis la végétation jusqu'aux nappes.

3.7. Densité de population, contextes économiques et politiques publiques

Il existe une assez bonne correspondance au niveau mondial entre faible densité de population, développement économique et conservation des sols [ALM 15]. L'île d'Hispaniola, divisée en deux États : Haïti et République dominicaine, illustre cette relation, en manifestant de part et d'autre de la frontière un très fort contraste d'érosion [WIL 01]. En Haïti, avec une densité très forte en zone rurale (885 hab. km⁻² de terres arables) associée à un produit national brut (PNB) par habitant de 730 US \$, les sols sont très sévèrement érodés. En République dominicaine, une densité quatre fois plus faible (221 hab. km⁻² de terres arables), un PNB par habitant

près de dix fois supérieur (6 910 US \$), ainsi qu'une politique de conservation de l'environnement et de développement de parcs nationaux, ont permis le développement d'aires protégées sur près du tiers du territoire [WIL 01].

Cette règle souffre toutefois de très nombreuses exceptions. Par exemple, dans les monts Mandara, au nord du Cameroun, malgré une densité de population de 200 hab. km⁻², les communautés ont acquis une forte maîtrise de la construction et de l'entretien de terrasses et de gestion des fumures organiques. Il en est de même sur l'île de Java en Indonésie où les populations rurales peuvent dépasser 600 hab. km⁻². Elles ont adopté des mesures anti-érosives fondées notamment sur l'utilisation des déchets organiques (fumiers, composts, etc.). Ce ne sont donc pas toujours les communautés les plus pauvres qui dégradent le plus les sols. Parmi cinq bassins versants agricoles d'Asie du Sud-Est, c'est celui de Thaïlande qui présente les pertes en terres les plus fortes, avec le moins de pluies et où les paysans disposent des revenus les plus élevés [VAL 08].

En l'absence de réglementation sur la protection des sols en Europe, c'est la directive-cadre sur l'eau qui favorise indirectement des pratiques de conservation des sols. En vue de réduire les teneurs en nitrates dans les nappes, certaines des règles qui doivent être respectées dans les zones définies comme vulnérables contribuent, en effet, à la lutte anti-érosive. À l'échelle des parcelles, il est ainsi désormais obligatoire dans ces zones d'installer une couverture des sols pour limiter les fuites d'azote pendant les périodes pluvieuses. Il s'agit le plus souvent de cultures intermédiaires, pièges à nitrates, souvent désignées en France par leur acronyme CIPAN, comme la moutarde blanche ou la luzerne, à croissance rapide qui peuvent ensuite servir d'engrais verts. À l'échelle des bassins versants, des bandes végétalisées, d'au moins 5 ou 10 m de large selon les régions, doivent désormais être implantées le long des cours d'eau, ce qui permet de retenir une partie des sédiments.

Certaines politiques publiques de conservation des sols peuvent toutefois avoir l'effet inverse de celui escompté. Ainsi, la volonté de préserver la forêt au Laos et de réduire, dans chaque village, les surfaces accessibles à la mise en culture a entraîné une très forte augmentation locale de la densité de population, entraînant une réduction, voire une disparition de la période de jachère, et une forte augmentation de l'érosion [LES 12, VAL 08]. De même, une politique publique d'incitation à la plantation de tecks, non accompagnée de la formation des agriculteurs aux pratiques forestières (maintien du sous-bois, maîtrise du feu, densité adaptée, éclaircissement raisonné) a provoqué une forte augmentation de l'érosion en comparaison de la culture du riz pluvial [RIB 17].

Le volume de la même série *Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société* développe les questions de politiques publiques concernant les sols et leur protection.

3.8. Conclusions

L'érosion des sols résulte de nombreux facteurs et processus qu'il importe de prendre en compte à différentes échelles d'espace et de temps. Seule l'identification de ces facteurs et processus multiples permet de concevoir des stratégies de conservation des sols. Dès lors, celles-ci ne peuvent que très rarement se fonder sur une approche unique.

Bien que les différents processus érosifs présentent de très nombreux points communs (détachement, transport, dépôt) et des questions analogues (origine des sédiments, distance des transferts, temps de résidence, etc.), ils exigent des méthodes d'étude, des compétences et des approches de modélisation diversifiées.

L'érosion accélérée constitue une des causes majeures de dégradation des sols, mais aussi la conséquence d'autres formes de dégradation de l'environnement : déforestation, réduction des teneurs en matières organiques des sols, tassement par les engins agricoles et forestiers sous l'effet de changement d'usage des sols, augmentation de la fréquence des événements extrêmes sous l'effet du dérèglement climatique.

Elle constitue également un symptôme de dysfonctionnement des pratiques culturelles, pastorales, forestières, minières et de travaux publics. Ce symptôme doit alerter les différents acteurs en vue de poser un diagnostic plus général sur la durabilité de leurs systèmes de gestion de l'environnement. Ces acteurs doivent être partie prenante de la définition des stratégies de conservation des sols. De nombreux échecs résultent en effet de la non prise en compte de leurs objectifs et contraintes. De même, ces stratégies doivent être incluses dans des politiques plus larges. Au demeurant, ce sont souvent des politiques ayant trait à la protection d'autres composantes de la zone critique : eau, couvert forestier, qui ont des conséquences positives sur la conservation des sols. L'initiative internationale 4 pour mille qui vise à accroître le stockage du carbone atmosphérique dans les sols pour lutter contre les dérèglements climatiques devrait favoriser la conservation des sols puisque les pratiques préconisées (couvert du sol, haies, prairies, rotations, etc.) sont identiques à celles exposées plus haut.

Comme le montrent de nombreux succès tels que la forte réduction des teneurs en sédiments dans le Mississippi suite aux changements des pratiques culturelles,

l'érosion accélérée n'est pas une fatalité dès lors qu'il existe une volonté et des moyens de la réduire.

QUESTIONS DE RECHERCHE.

1. Quelles sont les origines et les causes (facteurs et processus) de la production des sédiments à l'exutoire des bassins versants et des poussières ?
2. Comment mieux contraindre les modèles d'érosion à l'aide d'indicateurs ou de marqueurs relativement simples ?
3. Quelles sont les conséquences de l'érosion sur la qualité des sols, de l'eau et de l'air, et sur la santé humaine et animale ?

RECOMMANDATIONS.

1. Toujours préciser l'échelle de mesure lors de l'utilisation de données sur l'érosion ainsi que la nature de l'érosion considérée (particulaire, dissoute).
2. Combiner plusieurs principes de conservation des sols fondés sur l'identification des processus et des facteurs dominants dans un contexte donné plutôt qu'appliquer une recette « universelle ».
3. Associer les différents acteurs (gestionnaires des sols, pouvoirs publics, etc.) dans la définition de stratégies anti-érosives qui doivent être raisonnées à plusieurs échelles (au moins parcelles et bassin versant) dans le contexte de politiques publiques.

3.9. Bibliographie

- [ABD 11] ABDOURHAMANE TOURE A., RAJOT J.L., GARBA Z., *et al.*, « Impact of very low crop residues cover on wind erosion in the Sahel », *Catena*, n° 85, p. 205-214, 2011.
- [ACK 16] ACKERER J., CHABAUX F., VAN DER WOERD J., *et al.*, « Regolith evolution on the millennial timescale from combined U–Th–Ra isotopes and in situ cosmogenic ¹⁰Be analysis in a weathering profile (Strengbach catchment, France) », *Earth and Planetary Science Letters*, n° 453, p. 33-43, 2016.
- [ALM 15] AL-MULALI U., WENG-WAI C., SHEAU-TING, L., *et al.*, « Investigating the environmental Kuznets curve (EKC) hypothesis by utilizing the ecological footprint as an indicator of environmental degradation », *Ecological Indicators*, n° 48, p. 315-323, 2015.

- [ALT 12] ALTHUWAYNEE O.F., PRADHAN B., LEE S., « Application of an evidential belief function model in landslide susceptibility mapping », *Computers & Geosciences*, n° 44, p. 120-135, 2012.
- [ALV 12] ALVAREZ-COBELAS M., ANGELER D.G., SÁNCHEZ-CARRILLO S., *et al.*, « A worldwide view of organic carbon export from catchments », *Biogeochemistry*, vol. 107, n° 1-3, p. 275-293, 2012.
- [AND 07] ANDRY H., YAMAMOTO T., INOUE M., « Effectiveness of hydrated lime and artificial zeolite amendments and sedum (*Sedum sediforme*) plant cover in controlling soil erosion from an acid soil », *Soil Research*, vol. 45, n° 4, p. 266-279, 2007.
- [ANDE 07] ANDERSON S.P., VON BLANCKENBURG F., WHITE A.F., « Physical and chemical controls on the critical zone », *Elements*, vol. 3, n° 5, p. 315-319, 2007.
- [ANN 16] ANNANDALE G.W., GREGORY L.M., KARKI P., *Extending the Life of Reservoirs*, World Bank Publications, Washington, D.C., 2016.
- [ARA 08] ARABI M., FRANKENBERGER J.R., ENGEL B.A., *et al.*, « Representation of agricultural conservation practices with SWAT », *Hydrological Processes*, vol. 22, n° 16, p. 3 042-3 055, 2008.
- [BER 17] BERGAMETTI G., MARTICORENA B., RAJOT J.L., *et al.*, « Dust uplift potential in Central Sahel : an analysis based on 10 years of meteorological measurements at high temporal resolution », *Journal of Geophysical Research*, n° 122, 2017.
- [BLA 00] BLASCHKE P.M., TRUSTRUM N.A., HICKS D.L., « Impacts of mass movement erosion on land productivity : a review », *Progress in Physical Geography*, vol. 24, n° 1, p. 21-52, 2000.
- [BOR 16] BORRELLI P., PANAGOS P., BALLABIO C., *et al.*, « Towards a Pan-European Assessment of Land Susceptibility to Wind Erosion », *Land Degradation & Development*, vol. 27, n° 4, p. 1 093-1 105, 2016.
- [CER 02] CERDAN O., SOUCHÈRE V., LECOMTE V., *et al.*, « Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management », *Catena*, vol. 46, n° 2, p. 189-205, 2002.
- [CHA 05a] CHAPLOT V., GIBOIRE G., MARCHAND P., *et al.*, « Dynamic modelling for linear erosion initiation and development under climate and land-use changes in northern Laos », *Catena*, vol. 63, n° 2, p. 318-328, 2005.
- [CHA 05b] CHAPLOT V., LE BROZEC E.C., SILVERA N., *et al.*, « Spatial and temporal assessment of linear erosion in catchments under sloping lands of northern Laos », *Catena*, vol. 63, n° 2, p. 167-184, 2005.

- [CHA 15] CHAPPELL A., BALDOCK J., SANDERMAN J., « The global significance of omitting soil erosion from soil organic carbon cycling schemes », *Nature Climate Change*, n° 6, p. 187-191, 2015.
- [CHA 93] CHAPERON P., DANLOUX J., FERRY L., *Fleuves et rivières de Madagascar*, ORSTOM, Paris, disponible à l'adresse : http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/b_fdi_03_03/37307.pdf, 1993.
- [CHE 15] CHENG H., HE J., XU X., *et al.*, « Blown sand motion within the sand-control system in the southern section of the Taklimakan Desert Highway », *Journal of Arid Land*, vol. 7, n° 5, p. 599-611, 2015.
- [COL 84] COLLINET J., VALENTIN C., « Evaluation of factors influencing water erosion in West Africa using rainfall simulation », dans *Challenges in African Hydrology and Water Resources*, p. 451-461, IAHS Press, Wallingford, 1984.
- [COX 10] COX R., ZENTNER D.B., RAKOTONDRAZAFY A.F.M., *et al.*, « Shakedown in Madagascar: Occurrence of lavakas (erosional gullies) associated with seismic activity », *Geology*, vol. 38, n° 2, p. 179-182, 2010.
- [DEL 15] DELLINGER M., BOUCHEZ J., GAILLARDET J., *et al.*, « Testing the steady state assumption for the Earth's surface denudation using Li Isotopes in the Amazon Basin », *Procedia Earth and Planetary Science*, n° 13, p. 162-168, 2015.
- [DEN 03] DEN BIGGELAAR C., LAL R., WIEBE K., *et al.*, « The global impact of soil erosion on productivity: I: Absolute and relative erosion-induced yield losses », *Advances in Agronomy*, n° 81, p. 1-48, 2003.
- [DER 10] DE ROUW A., HUON S., SOULILEUTH B., *et al.*, « Possibilities of carbon and nitrogen sequestration under conventional tillage and no-till cover crop farming (Mekong valley, Laos) », *Agriculture, ecosystems & environment*, vol. 136, n° 1, p. 148-161, 2010.
- [DIA 05] DIAMOND J., *Collapse: How societies choose to fail or succeed*, Viking Penguin, Londres, 2005.
- [DUP 09] DUPIN B., DE ROUW A., PHANTAHVONG K.B., *et al.*, « Assessment of tillage erosion rates on steep slopes in northern Laos », *Soil and Tillage Research*, vol. 103, n° 1, p. 119-126, 2009.
- [DUP 15] DUPAS R., GASCUEL-ODOUX C., GILLIET N., *et al.*, « Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment », *Hydrological Processes*, n° 29, p. 3 162-3 178, 2015.
- [EVR 16] EVRARD O., LACEBY J.P., HUON S., *et al.*, « Combining multiple fallout radionuclides (^{137}Cs , ^7Be , $^{210}\text{Pbxs}$) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical, ephemeral riverine systems », *Journal of soils and sediments*, vol. 16, n° 3, p. 1 130-1 144, 2016.

- [FAO 15] FAO, Status of the World's Soil Resources, rapport principal, Rome, disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>, 2015.
- [FLA 07] FLANAGAN D.C., GILLEY J.E., FRANTI T.G., « Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements », *Transactions of the ASABE*, vol. 50, n° 5, p. 1603-1612, 2007.
- [FOU 14] FOUCHER A., SALVADOR-BLANES S., EVRARD O., *et al.*, « Increase in soil erosion after agricultural intensification : evidence from a lowland basin in France », *Anthropocene*, n° 7, p. 30-41, 2014.
- [FOX 07] FOX G.A., WILSON G.V., SIMON A., *et al.*, « Measuring streambank erosion due to ground water seepage : correlation to bank pore water pressure, precipitation and stream stage », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 32, n° 10, p. 1 558-1 573, 2007.
- [FRI 12] FRIEDRICH T., DERPSCH R., KASSAM A., « Overview of the global spread of conservation agriculture », *Field Actions Science Reports*, n° special 6, disponible à l'adresse : <http://factsreports.revues.org/1941>, 2012.
- [FRO 16] FROELICHER L., SCHWARTZ D., ERTLEN D., *et al.*, « Hedges, colluvium and lynchets along a reference toposequence (Habsheim, Alsace, France) : history of erosion in a læss area », *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, vol. 27, n° 2, p. 173-185, 2016.
- [FRY 01] FRYREAR D.W., CHEN W.N., LESTER C., « Revised wind erosion equation », *Annals of Arid Zone*, vol. 40, n° 3, p. 265-279, 2001.
- [FRY 12] FRY J.J., VOGEL A., ROYET P., *et al.*, « Dam failures by erosion : lessons from ERINOH data bases », *ICSE6 Paris*, p. 273-280, 27-31 août 2012.
- [FRY 86] FRYREAR D.W., « A field dust sampler », *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 41, n° 2, p. 117-120, 1986.
- [GAB 03] GABRIELS D., GHEKIERE G., SCHIETTECATTE W., *et al.*, « Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium », *Soil and Tillage Research*, vol. 74, n° 1, p. 47-53, 2003.
- [GAR 15] GARCÍA-RUIZ J.M., BEGUERÍA S., NADAL-ROMERO E., *et al.*, « Meta-analysis of soil erosion rates across the world », *Geomorphology*, n° 239, p. 160-173, 2015.
- [GIL 09] GILLER K.E., WITTER E., CORBEELS M., *et al.*, « Conservation agriculture and smallholder farming in Africa : the heretics' view », *Field crops research*, vol. 114, n° 1, p. 23-34, 2009.
- [GIL 72] GILLETTE D.A., BLIFFORD JR I.H., FENSTER C.R., « Measurements of aerosol size distributions and vertical fluxes of aerosols on land subject to wind erosion », *Journal of Applied Meteorology*, vol. 11, n° 6, p. 977-987, 1972.

- [GIL 77] GILLETTE D.A., « Fine particulate emissions due to wind erosion », *Transactions of the ASAE*, vol. 20, n° 5, p. 890-897, 1977.
- [GIL 96] GILLETTE D.A., HERBERT G., STOCKTON P.H., *et al.*, « Causes of the fetch effect in wind erosion », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 21, n° 7, p. 641-659, 1996.
- [GIN 12] GINOUX P., PROSPERO J.M., GILL T.E., *et al.*, « Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products », *Reviews of Geophysics*, vol. 50, n° 3, 2012.
- [GOS 08] GOOSSENS D., RAJOT J.L., « Techniques to measure the dry aeolian deposition of dust in arid and semi-arid landscapes : a comparative study in West Niger », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 33, n° 2, p. 178-195, 2008.
- [GRE 12] GRELLIER S., KEMP J., JANEAU J.L., *et al.*, « The indirect impact of encroaching trees on gully extension : a 64 year study in a sub-humid grassland of South Africa », *Catena*, n° 98, p. 110-119, 2012.
- [GUM 11] GUMIERE S.J., LE BISSONNAIS Y., RACLOT D., *et al.*, « Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modeling : a review », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 36, n° 1, p. 3-19, 2011.
- [HAD 13] HADDADCHI A., RYDER D.S., EVRARD O., *et al.*, « Sediment fingerprinting in fluvial systems : review of tracers, sediment sources and mixing models », *International Journal of Sediment Research*, vol. 28, n° 4, p. 560-578, 2013.
- [HIE 99] HIERNAUX P., BIELDERS C.L., VALENTIN C., *et al.*, « Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands », *Journal of Arid Environments*, vol. 41, n° 3, p. 231-245, 1999.
- [HOF 15] HOFFMANN T., PENNY D., STINCHCOMB G., *et al.*, « Global Soil and Sediment transfers in the Anthropocene », *PAGES Magazine*, n° 23, p. 37, janvier 2015.
- [HUO 13] HUON S., DE ROUW A., BONTÉ P., *et al.*, « Long-term soil carbon loss and accumulation in a catchment following the conversion of forest to arable land in northern Laos », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 169, p. 43-57, 2013.
- [HUO 17] HUON S., EVRARD O., GOURDIN E., *et al.*, « Suspended sediment source and propagation during monsoon events across nested sub-catchments with contrasted land uses in Laos », *Journal of Hydrology : Regional Studies*, n° 9, p. 69-84, 2017.

- [JET 99] JETTEN V., DE ROO A.D., FAVIS-MORTLOCK D., « Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models », *Catena*, vol. 37, n° 3, p. 521-541, 1999.
- [KIM 17] KIM J.H., FOURCAUD T., JOURDAN C., *et al.*, « Vegetation drives slope stability and its variability through hydrological impacts », *Geophysical Research Letters*, n° 44, p. 4 897-4 907, 2017.
- [KIN 05] KING C., BAGHDADI N., LECOMTE V., *et al.*, « The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion », *Catena*, vol. 62, n° 2, p. 79-93, 2005.
- [KLE 11] KLEINMAN P., SHARPLEY A., BUDA A., *et al.*, « Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 91, n° 3, p. 329-338, 2011.
- [LEB 02] LE BISSONNAIS Y., MONTIER C., JAMAGNE M., *et al.*, « Mapping erosion risk for cultivated soil in France », *Catena*, vol. 46, n° 2, p. 207-220, 2002.
- [LES 12] LESTRELIN G., VIGIAK O., PELLETREAU A., *et al.*, « Challenging established narratives on soil erosion and shifting cultivation in Laos », *Natural Resources Forum*, vol. 36, n° 2, p. 63-75, 2012.
- [LOG 13] LOGSDON S.D. « Depth dependence of chisel plow tillage erosion », *Soil and Tillage Research*, n° 128, p. 119-124, 2013.
- [MAR 10] MARTICORENA B., CHATENET B., RAJOT J.L., *et al.*, « Temporal variability of mineral dust concentrations over West Africa: analyses of a pluriannual monitoring from the AMMA Sahelian Dust Transect », *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 10, p. 8 899-8 915, 2010.
- [MAR 14] MARTICORENA B., « Dust production mechanisms », dans P. KNIPPERTZ, J.-B.W. STUUT (DIR.), *Mineral Dust: A Key Player in the Earth System*, p. 93-120, Springer, Dordrecht, 2014.
- [MAR 17] MARTICORENA B., CHATENET B., RAJOT J.L., *et al.*, « Mineral dust over west and central Sahel: Seasonal patterns of dry and wet deposition fluxes from a pluriannual sampling (2006-2012) », *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 122, n° 2, p. 1 338-1 364, 2017.
- [MON 07] MONTGOMERY D.R., *Dirt: The Erosion of Civilizations*, University of California Press, Berkeley, CA, 2007.
- [MON 07] MONTGOMERY D.R., « Soil erosion and agricultural sustainability », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104, n° 33, p. 13268-13272, 2007.
- [MON 12] MONA L., LIU Z., MÜLLER D., *et al.*, « Lidar measurements for desert dust characterization: an overview », *Advances in Meteorology*, disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1155/2012/356265>, 2012.

- [MOR 98] MORGAN R.P.C., QUINTON J.N., SMITH R.E., *et al.*, « The European Soil Erosion Model (EUROSEM) : a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments », *Earth surface processes and landforms*, vol. 23, n° 6, p. 527-544, 1998.
- [MUH 14] MUHS D.R., PROSPERO J.M., BADDOCK M.C., *et al.*, « Identifying sources of aeolian mineral dust : Present and past », dans P. KNIPPERTZ, J.-B.W. STUUT (DIR.), *Mineral Dust : A Key Player in the Earth System*, p. 51-74, Springer, Dordrecht, 2014.
- [NAS 04] NASRI S., CUDENNEC C., ALBERGEL J., *et al.*, « Use of a geomorphological transfer function to model design floods in small hillside catchments in semiarid Tunisia », *Journal of hydrology*, vol. 287, n° 1, p. 197-213, 2004.
- [NIX 04] NIXON S., « The Artificial Nile. The Aswan High Dam blocked and diverted nutrients and destroyed a Mediterranean fishery, but human activities may have revived it », *American Scientist*, vol. 92, n° 2, p. 158-164, 2004.
- [OLD 91] OLDEMAN L.R., HAKKELING R.T.A., SOMBROCK W.G., *Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD)*, *World map of the status of human – induced soil degradation*, ISRIC, Wageningen, Pays-Bas, disponible à l'adresse : <http://www.isric.org/projects/global-assessment-human-induced-soil-degradation-glasod>, 1991.
- [PAN 14] PANAGOS P., MEUSBURGER K., BALLABIO C., *et al.*, « Soil erodibility in Europe : A high-resolution dataset based on LUCAS », *Science of the total environment*, n° 479, p. 189-200, 2014.
- [PAN 15] PANAGOS P., BALLABIO C., BORRELLI P., *et al.*, « Rainfall erosivity in Europe », *Science of the Total Environment*, n° 511, p. 801-814, 2015.
- [PANA 15] PANAGOS P., BORRELLI P., MEUSBURGER K., *et al.*, « Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale », *Land Use Policy*, n° 48, p. 38-50, 2015.
- [PAN 95] PANINGBATAN E.P., CIESIOLKA C.A., COUGHLAN K.J., *et al.*, « Alley cropping for managing soil erosion of hilly lands in the Philippines », *Soil Technology*, vol. 8, n° 3, p. 193-204, 1995.
- [PAU 16] PAULA D.T.D., MARTINS FILHO M.V., FARIAS V.L., *et al.*, « Clay and phosphorus losses by erosion in oxisol with sugarcane residues », *Engenharia Agricola*, vol. 36, n° 6, p. 1 063-1 072, 2016.
- [PIE 15] PIERRE C., KERGOAT L., BERGAMETTI G., *et al.*, « Modeling vegetation and wind erosion from a millet field and from a rangeland : Two Sahelian case studies », *Aeolian Research*, n° 19, p. 97-111, 2015.

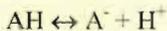
- |POD 08| PODWOJEWSKI P., ORANGE D., JOUQUET P., *et al.*, « Land-use impacts on surface runoff and soil detachment within agricultural sloping lands in Northern Vietnam », *Catena*, vol. 74, n° 2, p. 109-118, 2008.
- |POE 03| POESEN J., NACHTERGAELE J., VERSTRAETEN G., *et al.*, « Gully erosion and environmental change : importance and research needs », *Catena*, vol. 50, n° 2, p. 91-133, 2003.
- |PYE 95| PYE K., « The nature, origin and accumulation of loess », *Quaternary Science Reviews*, vol. 14, n° 7, p. 653-667, 1995.
- |QUI 10| QUINTON J.N., GOVERS G., VAN OOST K., *et al.*, « The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling », *Nature Geoscience*, vol. 3, n° 5, p. 311-314, 2010.
- |RAJ 03| RAJOT J.L., ALFARO S.C., GOMES L., *et al.*, « Soil crusting on sandy soils and its influence on wind erosion », *Catena*, vol. 53, n° 1, p. 1-16, 2003.
- |RIB 11| RIBOLZI O., PATIN J., BRESSON L.M., *et al.*, « Impact of slope gradient on soil surface features and infiltration on steep slopes in northern Laos », *Geomorphology*, vol. 127, n° 1, p. 53-63, 2011.
- |RIB 17| RIBOLZI O., EVRARD O., HUON S., *et al.*, « From shifting cultivation to teak plantation : effect on overland flow and sediment yield in a montane tropical catchment », *Scientific Reports, Nature*, n° 7, p. 3 987, 2017.
- |ROC 16| ROCHELLE-NEWALL E.J., RIBOLZI O., VIGUIER M., *et al.*, « Effect of land use and hydrological processes on *Escherichia coli* concentrations in streams of tropical, humid headwater catchments », *Scientific Reports, Nature*, n° 6, 2016.
- |RUM 06| RUMPEL C., CHAPLOT V., PLANCHON O., *et al.*, « Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agriculture », *Catena*, vol. 65, n° 1, p. 30-40, 2006.
- |SAB 14| SABATIER P., POULENARD J., FANGET B., *et al.*, « Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, n° 44, p. 15 647-15 652, 2014.
- |SHA 08| SHAO Y., *Physics and modelling of wind erosion*, Springer Science & Business Media, New York, 2008.
- |SIM 95| SIMONSON R.W., « Airborne dust and its significance to soils », *Geoderma*, vol. 65, n° 1-2, p. 1-43, 1995.
- |SMI 95| SMITH R.E., GOODRICH D.C., WOOLHISER D.A., *et al.*, « KINEROS—a kinematic runoff and erosion model », *Computer models of watershed hydrology*, n° 20, p. 627-668, 1995.
- |STO 14| STOCKMANN U., MINASNY B., MCBRATNEY A.B., « How fast does soil grow ? », *Geoderma*, n° 216, p. 48-61, 2014.

- [TEG 14] TEGEN I., SCHULZ M., « Numerical dust models », dans P. KNIPPERT, J.-B.W. STUUT (DIR.), *Mineral Dust : A Key Player in the Earth System*, p. 201-222, Springer, Dordrecht, 2014.
- [TIN 12] TING-HSUAN HUANG, YU-HAN FU, PEI-YI PAN, *et al.*, « Fluvial carbon fluxes in tropical rivers », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 4, n° 2, p. 162-169, 2012.
- [TOD 07] TODD M.C., WASHINGTON R., MARTINS J.V., *et al.*, « Mineral dust emission from the Bodélé Depression, northern Chad, during BoDEx 2005 », *Journal of Geophysical Research : Atmospheres*, vol. 112, n° D6, 2007.
- [VAL 05] VALENTIN C., POESEN J., LI Y., « Gully erosion : impacts, factors and control », *Catena*, vol. 63, n° 2, p. 132-153, 2005.
- [VAL 99] VALENTIN C., D'HERBÈS J.M., POESEN J., « Soil and water components of banded vegetation patterns », *Catena*, n° 37, p. 1-24, 1999.
- [VAL 08] VALENTIN C., AGUS F., ALAMBAN R., *et al.*, « Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia : Impact of rapid land use changes and conservation practices », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 128, n° 4, p. 225-238, 2008.
- [VAN 00] VAN OOST K., GOVERS G., DESMET P., « Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage », *Landscape ecology*, vol. 15, n° 6, p. 577-589, 2000.
- [VIR 12] VIRTO I., BARRÉ P., BURLLOT A., *et al.*, « Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems », *Biogeochemistry*, vol. 108, n° 1, p. 17-26, 2012.
- [VOE 13] VOEPEL H., SCHUMER R., HASSAN M.A., « Sediment residence time distributions : Theory and application from bed elevation measurements », *Journal of Geophysical Research : Earth Surface*, n° 118, p. 2557-2567, 2013.
- [WAG 13] WAGNER L.E., « A history of wind erosion prediction models in the United States Department of Agriculture : The Wind Erosion Prediction System (WEPS) », *Aeolian Research*, n° 10, p. 9-24, 2013.
- [WAL 13] WALLING D.E., « The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems », *Journal of soils and sediments*, vol. 13, n° 10, p. 1658-1675, 2013.
- [WAN 13] WANG B., ZHENG F., RÖMKENS M.J., *et al.*, « Soil erodibility for water erosion : A perspective and Chinese experiences », *Geomorphology*, vol. 187, p. 1-10, 2013.

- [WAN 15] WANG T., XUE X., ZHOU L., *et al.*, « Combating aeolian desertification in northern China », *Land Degradation & Development*, vol. 26, n° 2, p. 118-132, 2015.
- [WEB 12] WEBB N.P., CHAPPELL A., STRONG C.L., *et al.*, « The significance of carbon-enriched dust for global carbon accounting », *Global Change Biology*, vol. 18, n° 11, p. 3275-3278, 2012.
- [WEI 16] WEI W., CHEN D., WANG L., *et al.*, « Global synthesis of the classifications, distributions, benefits and issues of terracing », *Earth-Science Reviews*, n° 159, p. 388-403, 2016.
- [WIL 01] WILSON J.S., BROTHERS T.S., MARCANO E.J., « Remote sensing of spatial and temporal vegetation dynamics in Hispaniola : A comparison of Haiti and the Dominican Republic », *Geocarto International*, vol. 16, n° 2, p. 7-18, 2001.
- [WIL 80] WILSON S.J., COOKE R.U., « Wind erosion », dans M.J. KIRKBY, R.P.C. MORGAN (DIR.), *Soil Erosion*, p. 217-251, John Wiley, New York, 1980.
- [WIS 76] WISCHMEIER W.H., « Use and misuse of the universal soil loss equation », *Journal of Soil and Water Conservation*, n° 31, p. 5-9, 1976.
- [WIS 78] WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., « Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning », *Agricultural Handbook n° 537*, USDA, WA, disponible à l'adresse : <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/pdf>, 1978.
- [WOO 65] WOODRUFF N.P., SIDDOWAY F.H., « A wind erosion equation », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 29, n° 5, p. 602-608, 1965.
- [XUE 93] XUE C., « Historical changes in the Yellow River delta, China », *Marine Geology*, vol. 113, n° 3, p. 321-330, 1993.
- [YU 15] YU H., CHIN M., YUAN T., *et al.*, « The fertilizing role of African dust in the Amazon rainforest : A first multiyear assessment based on data from Cloud-Aerosol Lidar and Infrared Pathfinder Satellite Observations », *Geophysical Research Letters*, vol. 42, n° 6, p. 1984-1991, 2015.
- [YU 99] YU B., ROSE C.W., « Application of a physically based soil erosion model, GUEST, in the absence of data on runoff rates : I. Theory and methodology », *Soil Research*, vol. 37, n° 1, p. 1-12, 1999.
- [ZOB 03] ZOBECK T.M., STERK G., FUNK R., *et al.*, « Measurement and data analysis methods for field-scale wind erosion studies and model validation », *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 28, n° 11, p. 1163-1188, 2003.
- [ZOU 14] ZOUGMORÉ R., JALLOH A., TIORO A., « Climate-smart soil water and nutrient management options in semiarid West Africa : a review of evidence and analysis of stone bunds and zaï techniques », *Agriculture & Food Security*, vol. 3, n° 1, p. 16, 2014.

Acidité et acidification des sols

RAPPEL. Un acide (noté AH) est un composé susceptible de donner des H^+ tandis qu'une base (notée A^-) est susceptible d'en accepter :



La force d'un acide est définie par sa constante de dissociation $K_a = \frac{[A^-][H^+]}{[AH]}$.

Le pH est égal à $-\log [H^+]$. Le pH d'un sol est mesuré en plongeant une électrode de pH dans un mélange agité d'eau (ou de sel (KCl) dilué) et de sol, en proportions constantes (5/1).

4.1. Acidité

Le sol est constitué d'un assemblage intime de particules de matière organique figurée (feuilles, racines, cadavres) variablement transformées, d'une collection de minéraux primaires et secondaires de taille et de propriétés diverses, plus ou moins enrobés de composés organiques d'origine racinaire et microbienne, et de composés amorphes associant des gels organiques et des oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium. L'ensemble étant structuré par les propriétés intrinsèques de cet assemblage et par l'action des êtres vivants (racines, animaux, champignons, bactéries, etc.). Quelles sont les contributions de ces composants à l'acidité des sols ?

– Les minéraux primaires sont issus de la fragmentation des roches et leurs charges de surface sont très faibles. Leur dissolution libère généralement un excès de cations alcalins et alcalino-terreux et consomme des protons :

- par exemple, $\text{Si}_3\text{AlO}_8\text{Na}$ (= Feldspath sodique) + $8\text{H}_2\text{O}$ + H^+ \rightarrow $3\text{Si}(\text{OH})_4$ + $\text{Al}(\text{OH})_3$ (= gibbsite si cristallisée, ou hydroxyde d'Al amorphe) + Na^+ ;

- ou CaCO_3 (= calcite) + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^- ;

- notons cependant que la dissolution du quartz (SiO_2 + $2\text{H}_2\text{O}$ \rightarrow H_4SiO_4) ne met pas en jeu d'acidité. Notons inversement que les sulfures de fer (Pyrite = FeS_2) produisent, par oxydation du soufre en sulfate, de l'acidité. Les minéraux primaires se comportent donc généralement comme des bases, qu'ils proviennent de roches dites « basiques » (qui se dissolvent plus vite) ou « acides » (qui contiennent beaucoup de quartz, et se dissolvent plus lentement). À l'exception des carbonates (CaCO_3) très finement divisés, dont la vitesse de dissolution est plus rapide, leur très faible vitesse de dissolution fait qu'ils interviennent peu directement dans la valeur instantanée du pH du sol. En revanche, leur dissolution neutralise l'acidité apportée ou produite dans les sols sur le long terme, fournit des cations à la solution et participe donc au pouvoir tampon du sol.

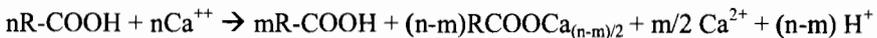
– Les composés amorphes sont aussi susceptibles de se dissoudre lorsque s'abaisse le pH des sols. Ils libèrent préférentiellement de l'aluminium ionique, mais aussi des cations alcalino-terreux [VAN 17].

– Les minéraux secondaires, qui sont essentiellement des argiles (comme l'illite ou la gibbsite), sont issus de la transformation des minéraux primaires ou de la néoformation à partir de solutions. Ils sont très peu solubles. Les argiles portent des charges négatives de surface. Elles sont donc susceptibles de retenir des cations échangeables sur leur capacité d'échange. On classe les cations échangeables en deux catégories :

- les cations alcalins (K^+ et Na^+) et alcalino-terreux (Ca^{2+} , Mg^{2+}) échangeables, ou « bases échangeables » dans la littérature agronomique classique ;

- l'acidité d'échange : il s'agit de la somme des protons (H^+) et de l'aluminium (Al^{n+}) échangeables.

– La matière organique particulière morte ou vivante, et en particulier les racines des plantes, porte des charges négatives de surface. Elle porte donc ainsi une capacité d'échange cationique, avec une forte spécificité pour les cations de valence élevée :



Ces sites se comportent comme des acides faibles et contribuent directement à l'acidité des sols.

Charges variables. Une fraction des charges portées par ces acides faibles est protonée en fonction du pH du sol. Plus le pH est bas, moins leur capacité d'échange est élevée. C'est aussi le cas pour certains composés alumineux.

Le pH du sol dépend de la concentration de ces différents acides faibles, de leur force respective et de la garniture cationique de l'ensemble des charges négatives de surface [CHA 99]. Le taux de saturation, S/T, représente la proportion relative des charges négatives occupées par des cations alcalins et alcalino-terreux (S) par rapport à la somme totale (T ou CEC = capacité d'échange cationique) des charges négatives.

Il existe une relation générale positive entre pH des sols et taux de saturation. Cette relation n'est pas précise puisque le pH d'un sol ne dépend pas seulement du rapport entre cations alcalins et alcalino-terreux et acidité d'échange, mais aussi de la force des acides présents, qui dépend du type et de la quantité d'argile et de la matière organique et donc du type de sol, de l'horizon, etc. En revanche, si l'on considère un type d'horizon et de sol donné, on observe une forte relation positive entre pH et taux de saturation, quasi linéaire entre pH 4 et 7.

L'échange des cations alcalins et alcalino-terreux contre des protons permet de neutraliser de l'acidité et participe donc au pouvoir tampon du sol. Lorsque le pH s'abaisse en dessous de 5, les protons sont majoritairement neutralisés par passage d'un hydroxyde d'Al (généralement sous forme amorphe) à une forme échangeable dont le degré d'hydroxylation est moindre.

4.2. Définitions de l'acidification et son évolution

L'acidification d'un sol possède deux définitions relatives à deux échelles de temps :

- le temps court (année-siècle) : elle mesure la baisse de son taux de saturation et/ou de son pH. Soit la CEC augmente sous l'effet d'une augmentation de la teneur en matière organique et/ou de l'acidité intrinsèque de cette matière organique. C'est le cas lors de l'évolution des humus de mull à moder. Soit les charges négatives n'évoluent pas ou diminuent mais l'acidité d'échange augmente et le taux de saturation diminue. C'est la réaction instantanée d'un sol soumis à un apport d'acide. Ces deux évolutions possèdent une signification biologique et impliquent que les sources d'acidité sont supérieures au pouvoir tampon du sol. Des

acidifications rapides de sols ont été mesurées sur le terrain [BLA 99], provoquées par apport de fertilisants et/ou par exportation de biomasse [GUO 10], analysées [BIN 89, HEL 89, POR 89, REU 86] et modélisées [COS 01, SVE 93] en milieu forestier et agricole au cours des dernières décennies (figure 4.1) ;

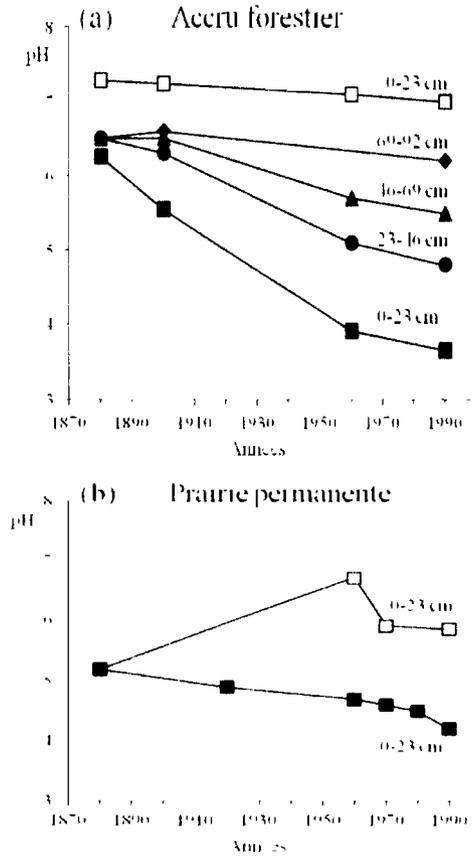


Figure 4.1. Évolution mesurée du pH de deux ensembles de parcelles chaulées (carrés blancs) ou non chaulées (carrés noirs) de la station agronomique de Rothamsted, entre 1890 et 1990 (redessinée d'après Blake et al., 1999). (a) Les accrus forestiers se sont développés sur d'anciennes terres de cultures, dans un cas largement chaulées au XIX^e siècle (l'horizon 0-23 cm contenait 3 % de CaCO₃ en 1883), dans l'autre, non chaulées depuis le XVIII^e siècle. La baisse spectaculaire du pH de la parcelle non chaulée est attribuée au développement forestier et à l'effet des dépôts atmosphériques de polluants acides. Un humus de type moder s'est formé, les lombrics sont absents. (b) La baisse de pH de la parcelle maintenue en prairie permanente depuis 1856 et non fertilisée ni chaulée est plus faible que celle sous accru forestier. La baisse du pH dans la prairie chaulée est liée à l'interruption du chaulage après les années 1950.

– le temps long (millénaire) : elle mesure la baisse de son pouvoir tampon minéral, c'est-à-dire l'avancement du processus de dissolution des minéraux du sol, au cours de la pédogenèse. Ces processus ont été décrits dans de nombreuses séquences de sols sur des substrats d'âges croissants [ENG 00, HUG 98].

4.3. Illustration : évolution théorique à long terme de l'acidité d'un loess calcaire

Le loess est constitué d'aluminosilicates primaires (quartz, feldspath, argiles micacées sédimentaires) et de minéraux carbonatés parmi lesquels domine la calcite. Dès leur dépôt, ces matériaux sont soumis à l'action de l'acide carbonique, résultant de la dissolution du CO_2 atmosphérique dans l'eau de drainage, puis à la colonisation par les plantes, qui excrètent des acides. Le pH de la solution du sol est fixé par les équilibres de solubilité de la calcite. Il est voisin de 8 et dépend notamment de la pression partielle de CO_2 , qui est proportionnelle à la respiration végétale et microbienne. Les protons sont consommés par la dissolution de la calcite, laquelle libère du calcium qui sature la CEC. Ce processus de décalcification confère au sol un pouvoir tampon en proportion de la quantité de calcite présente.

La décalcification progressant vers la profondeur, le pouvoir tampon des horizons décarbonatés devient tributaire de la dissolution des constituants aluminosilicatés, dont la cinétique de dissolution est beaucoup plus lente, mais produit des argiles et des composés amorphes qui possèdent une capacité d'échange. Parallèlement, la dynamique végétale permet une accumulation de carbone organique dans les sols, ce qui augmente sa CEC, mais aussi son acidité. La source naturelle principale de Ca^{2+} , la calcite, étant tarie, ceci entraîne une diminution lente du pH et du taux de saturation, ou décalcification. Les cations passant en solution sont entraînés vers les horizons de profondeur. La baisse du pH entraîne une augmentation de la solubilité des aluminosilicates, suivant une fonction puissante de la concentration en H^+ .

La seule mise en solution de l'acide carbonique, même à des pressions élevées de CO_2 , ne permet pas d'abaisser le pH des solutions en dessous d'une valeur proche de 5. Pour obtenir des solutions plus acides, il faut mettre en œuvre des acides plus forts, soit organiques, produits dans les humus, soit minéraux forts, comme l'acide nitrique, produit par nitrification de l'ammonium.

Lorsque le pH s'abaisse au-dessous de 5, les oxy-hydroxydes d'Al se solubilisent et l'activité de Al^{3+} en solution augmente de 1 000 fois lorsque le pH s'abaisse d'une unité. L'aluminium devient alors un cation très compétitif pour le complexe

d'échange étant donné sa forte charge électrique et son pouvoir de complexation avec les substances organiques ; c'est la phase d'aluminisation. La solubilisation des minéraux aluminiques confère à ce stade un très haut pouvoir tampon au sol ; le pH se stabilise à des valeurs de l'ordre de 4.

La garniture ionique du complexe d'échange d'un horizon acidifié dépend dans une large mesure de la nature des constituants chargés. Ainsi, dans un horizon loessique purement minéral, l' Al^{3+} occupe la plus grande partie de la CEC potentielle, au détriment principalement du Ca^{2+} et du Mg^{2+} ; le potassium est moins affecté étant donné que la solution du sol peut être réapprovisionnée par la dissolution et/ou la transformation des feldspaths potassiques et des minéraux micacés. Dans un horizon dominé par la matière organique, les sources natives d'aluminium sont faibles ; dès lors, une partie importante de la CEC est masquée par la protonation des groupes carboxyliques.

4.4. Processus acidifiants

Les processus majeurs producteurs d'acidité, affectant les sols, sont présentés sur le tableau suivant, les réactions inverses étant productrices d'alcalinité [BRE 83]. Très généralement, les réactions d'oxydation sont productrices d'acidité, tandis que les réductions sont productrices d'alcalinité. On remarque que des réactions essentielles comme la photosynthèse, et la fixation d'azote, ne mettent pas en jeu d'acidité.

Processus source d'acidité	Exemples
Dissociation d'acide carbonique	Décomposition des résidus organiques, respiration
Dépôt atmosphérique d'acide	« Pluies acides »
Oxydation de composés azotés	Nitrification de l'urée des engrais et drainage du nitrate
Oxydation de composés soufrés	Altération de pyrite (FeS_2)
Oxydation de Fe^{2+}	Drainage de sols engorgés
Dissociation d'acides organiques	Exsudation racinaire dans la rhizosphère
Absorption et exportation de cations	Récolte d'organes riches en cations
Accumulation de MO acide	Évolution acide des humus/tourbes
Hydroxylation de cations	Précipitation de composés alumineux

Tableau 4.1. Principaux processus producteurs d'acidité et exemples

4.5. Participation de grands cycles biogéochimiques à l'acidification des sols

4.5.1. Cycle de l'azote

Les différentes étapes du cycle de l'azote, lorsqu'elles mettent en jeu des formes ioniques de l'azote, génèrent et consomment des protons. La minéralisation de la matière organique ($R-NH_2 + H_2O + H^+ \rightarrow ROH + NH_4^+$) conduit à la neutralisation d'un proton. Tandis que la nitrification en produit deux ($NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow 2H^+ + H_2O + NO_3^-$). Et la dénitrification en consomme un. L'absorption de ces ions par les plantes ou leur immobilisation microbienne revient aux réactions inverses. Une très belle illustration des effets acidifiant ou alcalinisant d'une absorption d' NH_4^+ ou de NO_3^- respectivement est fournie par les cultures *in vitro* de plantes dans des composés gélosés additionnés d'indicateurs colorés. En quelques jours, l'extrémité racinaire, où s'effectue l'essentiel du prélèvement, vire de couleur [JAI 02].

Le bilan entrées-sorties des formes ioniques azotées permet de déterminer le bilan de protons :

$$\text{Bilan } H^+ = (\text{pertes} - \text{apports}) \text{ de } (NO_3^- - NH_4^+)$$

4.5.2. Cycle du carbone

Le CO_2 au contact de l'eau de pluie forme de l'acide carbonique qui se dissocie en HCO_3^- et H^+ . La respiration des racines et des microorganismes du sol peut élever la pCO_2 du sol à des valeurs de 5 à 100 fois supérieures à celle de la pCO_2 atmosphérique (0,0003 atm). Cet acide est faible, le premier pK est égal à 6,4. Ainsi, cet acide contribue à acidifier les sols neutres ou faiblement acides, mais sa dissociation devient négligeable en dessous de $pH = 5$. C'est néanmoins l'agent naturel principal d'acidification des sols, si la pluviométrie permet le drainage des produits de réaction. Si l'évapotranspiration épuise le drainage, des carbonates précipitent au contact des racines ou dans la porosité de l'horizon sous-jacent. L'alcalinité totale du sol ne change pas : elle est redistribuée.

4.5.3. Absorption de cations/anions par les végétaux

Si l'on excepte les composés azotés (traités plus haut), les végétaux absorbent généralement plus de cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) que d'anions ($H_2PO_4^-$, SO_4^{2-} , Cl^-). Cet excès génère un flux de protons vers le sol et une accumulation d'alcalinité dans la plante sous forme d'anions organiques, AO^- , équivalente à l'alcalinité des cendres.

Dans les écosystèmes naturels, le retour des litières à la surface du sol, et leur minéralisation, restitue au sol les nutriments prélevés. Ceci explique le paradoxe apparent des horizons organiques de surface sous forêt : plus acides mais dont le taux de saturation est plus élevé. Dans les écosystèmes cultivés, les exportations considérables d'alcalinité par les récoltes doivent être compensées par le chaulage.

4.5.4. Dépôts acides ou alcalins

Les pluies et aérosols contiennent des composés acides H_2SO_4 , HNO_3 dilués, qui leur confèrent des pH faiblement acides (4,5 à 5,5 en général). De plus, ils contiennent de composés acidifiants (NH_4SO_4), car ils produisent de l'acidité dans le sol par oxydation de NH_4 . Ces dépôts peuvent acidifier les sols, et paradoxalement même ceux dont le pH est plus bas que celui des pluies, en accélérant la désorption et le drainage de cations alcalino-terreux et d'Al ionique. Inversement, les dépôts de poussières sahariennes, riches en carbonate de Ca, participent à la neutralisation des sols de la zone méditerranéenne [LOY 86].

4.5.5. Autres cycles P, S, Fe, Mn

L'oxydation des sulfures de fer (pyrites) en acide sulfurique est à l'origine de l'acidité des sols « hyperacides ». Certains engrais phosphoriques sont une source d'acidité sur le long terme : les superphosphates se dissocient en ions $H_2PO_4^-$ ou HPO_4^{2-} suivant le pH, et précipitent en phosphates tricalciques (sols alcalins) ou phosphates d'aluminium (sols acides) tout en libérant des protons.

D'autres cycles, comme celui du fer (Fe), du manganèse (Mn), consomment ou produisent des protons lors de réactions d'oxydo-réduction, selon les conditions d'anaérobiose ou d'aérobiose du milieu. L'incidence de ces réactions sur l'acidification des sols peut être très importante, notamment suite au passage d'un milieu inondé (rizière) fortement réducteur à un milieu drainé, fortement oxydant.

4.6. Neutralisation de l'acidification

La neutralisation de l'acidité apportée ou produite dans les sols peut se faire par l'ensemble des réactions inverses des réactions d'acidification. Cependant, sur le long terme, c'est la dissolution des minéraux du sol, ou altération, qui constitue le processus majeur neutralisant l'acidité. En zone agricole, la dissolution de la calcite (carbonate de Ca) apportée comme amendement est le principal processus. En sol forestier, très généralement non amendé, c'est la dissolution des minéraux primaires des sols.

L'altération dépend essentiellement de la minéralogie des sols, et de leur pH. Schématiquement, en climat tempéré ou froid, on considère que l'altération peut neutraliser l'acidification [SVE 93].

Roches	Minéraux contrôlant l'altération	Flux kmol II+ /ha/an/50 cm de sol
Grès, quartzite	Orthose, muscovite	< 0,2
Granite, gneiss	Plagioclase, biotite	0,2-0,5
Granodiorite, schistes cristallins	Biotite, amphibole	0,5-1
Gabbro, basalte	Pyroxène, amphibole, olivine	1-2

Tableau 4.2. Flux de protons par hectare et par an neutralisés par altération des minéraux dans des sols types de 50 cm d'épaisseur formés sur différents types de roches, en climat tempéré

Cependant, l'efficacité de cette neutralisation est fonction de la vitesse et des voies de cheminement de l'eau. Si des solutions acides percolent rapidement les sols, verticalement à travers un réseau poral ouvert, ou horizontalement et superficiellement du fait d'une discontinuité texturale, la neutralisation sera moins effective que si les solutions percolent lentement et profondément à travers une porosité fine et continue. L'acidification des cours d'eau, sous les effets combinés des pluies acides et des récoltes forestières, est apparue dans de tels contextes de transit rapide des eaux dans les sols et/ou de très grande pauvreté des roches en cations alcalins et alcalino-terreux [PRO 99].

4.7. Biogéographie de l'acidité

Naturellement, les sources principales d'acidité dans les sols sont la respiration des organismes vivants (racines, microorganismes) tant que les sols sont neutres ou peu acides, et l'accumulation de matière organique acide. La neutralisation s'effectue principalement par dissolution des minéraux primaires. Naturellement, les sols acides se rencontrent :

– sous des climats chauds et humides : la dissolution des minéraux primaires est rapide et le drainage est élevé, de sorte que les minéraux primaires ont généralement disparu ;

– sous des climats froids et pluvieux : la dissolution des minéraux primaires est très lente et la matière organique morte s'accumule sous forme d'humus acide épais ;

– sur des roches pauvres en cations alcalino-terreux. Les sols neutres ou alcalins se rencontrent sous des climats secs et sur des roches riches en Ca et/ou Mg.

En forêt, les sols sont généralement plus acides sous peuplements résineux que sous feuillus pour deux raisons principales :

– les teneurs en azote et calcium des feuilles sont plus faibles, et la décomposition des litières est plus lente, ce qui favorise l'accumulation d'humus acide. Cependant, des espèces comme le Douglas ou le mélèze ne suivent pas le même schéma [AUG 02] ;

– le feuillage sempervirent des résineux filtre et collecte les particules et brouillards contenant des polluants acides et azotés pendant l'hiver.

En montagne, les sols les plus acides se rencontrent à l'étage subalpin, où s'étendent les landes à éricacées, dont les litières se décomposent très lentement et produisent un humus très acide.

Lorsque l'Homme récolte le produit d'une culture, l'acidification résultant de cette récolte est directement fonction de la quantité et de l'organe récolté. De plus, lorsque, pour atteindre une plus forte productivité, on apporte en excès un engrais azoté, minéral ou organique, le drainage de nitrate engendre une acidification proportionnelle des sols.

Les sols les plus acides se rencontrent dans les environnements alternativement réduits et oxydés, en présence de composés du soufre : sols sulfatés acides [LEG 07].

4.8. Conséquences physiques et biologiques de l'acidité des sols

En France, 62 % des sols forestiers mais 12 % des sols (0-20 cm) agricoles sont très acides ($\text{pH} < 5,5$) [BAD 99]. Cette différence résulte essentiellement de la correction de l'acidité des sols agricoles par chaulage, afin d'éviter des conséquences néfastes aux cultures.

Toutes choses égales par ailleurs, la stabilité structurale des sols acides (pH 5 à 6) est plus faible qu'en sol neutre, car les argiles sont moins flocculées par le manque de cations (Ca^{2+}). C'est le domaine de pH où le lessivage d'argile est possible. Lorsque le pH s'abaisse en dessous de 5, et en présence de matière organique, la stabilité structurale remonte, car l'aluminium se substitue au Ca en tant que cation de liaison, et sous forme de gels (andosols). Mais les propriétés physiques moins favorables des sols acides résultent en grande partie de leur moindre activité biologique. La densité des lombrics dépend linéairement du taux de saturation en Ca des sols [REI 05]. Les lombrics ont besoin de Ca et excrètent des granules de calcite [BAL 77] qui contribuent à la resaturation des horizons de surface. Ils accélèrent la minéralisation des litières et augmentent la porosité générale des sols. Ils disparaissent dans les sols en dessous de pH 4,5. La nitrification est réduite en sol acide, directement et indirectement [PER 00], ce qui limite l'alimentation en nitrate des plantes. L'accumulation d'humus acide est défavorable à la régénération de nombreuses espèces forestières [BON 95]. Mais, surtout, l'aluminium ionique est toxique pour de nombreuses espèces végétales et la plupart des plantes cultivées [DEL 95]. Le pH du sol est généralement fortement et positivement corrélé avec la composition et la richesse spécifique végétale [PAR 02, THI 95]. La même tendance est observable en milieu aquatique [GUE 00].

L'acidification des sols représente donc une cause de diminution de leur fertilité. Néanmoins, du point de vue de l'évolution biologique, l'acidification des sols est une nécessité. Elle permet de libérer et de rendre disponibles pour les organismes terrestres et aquatiques les nutriments et oligo-éléments indispensables et très peu solubles, notamment le phosphore et le fer, contenus dans les minéraux des roches.

4.9. Bibliographie

- [AUG 02] AUGUSTO L., RANGER J., BINKLE, D., *et al.*, « Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility », *Annals of Forest Science*, vol. 59, n° 3, p. 233-253, 2002.
- [BAL 77] BAL L., « The formation of carbonate nodules and intercalary crystals in the soil by the earthworm *Lumbricus rubellus* », *Pedobiologia*, n° 17, p. 229-240, 1977.
- [BIN 89] BINKLEY D., VALENTINE D., WELLS C., *et al.*, « An empirical analysis of the factors contributing to 20-year decrease in soil pH in an old-field plantation of loblolly pine », *Biogeochemistry*, n° 8, p. 39-54, 1989.
- [BLA 99] BLAKE L., GOULDING K.W.T., MOTT C.J.B., *et al.*, « Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK », *European Journal of Soil Science*, vol. 50, n° 3, p. 401-412, 1999.

- [BON 95] BONNEAU M., Fertilisation des forêts dans les pays tempérés, ENGREF, Nancy, 1995.
- [BRE 83] VAN BREEMEN N., MULDER J., DRISCOLL C.T., « Acidification and alkalization of soils », *Plant & Soil*, n° 75, p. 283-308, 1983.
- [CHA 99] CHARLET L., SCHLEGEL M.L., « La capacité d'échange des sols. Structures et charges à l'interface eau/particules », *Comptes rendus des séances de l'Académie d'Agriculture de France*, vol. 85, n° 2, p. 7-24, 1999.
- [COS 01] COSBY B.J., FERRIER R.C., JENKINS A., *et al.*, « Modelling the effects of acid deposition : refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model », *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, vol. 5, n° 3, p. 499-518, 2001.
- [DEL 95] DELHAIZE E., RYAN P.R., « Aluminum toxicity and tolerance in plants », *Plant physiology*, vol. 107, n° 2, p. 315, 1995.
- [ENG 00] ENGSTROM D.R., FRITZ S.C., ALMENDINGER J.E., *et al.*, « Chemical and biological trends during lake evolution in recently deglaciated terrain », *Nature*, n° 408, p. 161, 2000.
- [GUE 00] GUÉROLD F., BOUDOT J.P., JACQUEMIN G., *et al.*, « Macroinvertebrate community loss as a result of headwater stream acidification in the Vosges mountains (N-E, France) », *Biodiversity & Conservation*, n° 9, p. 767-783, 2000.
- [GUO 10] GUO J.H., LIU X.J., ZHANG Y., *et al.*, « Significant acidification in major Chinese croplands », *Science*, vol. 327, n° 5 968, p. 1008-1010, 2010.
- [HEL 89] HELYAR K.R., PORTER W.M., « Soil acidification, its measurement and the processes involved », dans A.D. ROBSON (DIR.), *Soil Acidity and Plant Growth*, p. 61-101, Academic Press, Sydney, 1989.
- [HUG 98] HUGGETT R.J., « Soil chronosequences, soil development, and soil evolution : a critical review », *Catena*, n° 32, p. 155-172, 1998.
- [JAI 02] JAILLARD B., PLASSARD C., HINSINGER P., « Measurements of H⁺ fluxes and concentrations in the rhizosphere », dans Z. RENGEL, M. DEKKER (DIR.), *Handbook of Soil Acidity*, p. 25-35, Marcel Dekker, New York, 2002.
- [LEG 07] LEGROS J.P., *Les Grands Sols du monde*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 2007.
- [LOY 86] LOYE-PILOT M.D., MARTIN J.M., MORELLI J., « Influence of Saharan dust on the rain acidity and atmospheric input to the Mediterranean », *Nature*, vol. 321, n° 6 088, p. 427-728, 1986.
- [PAR 02] PÄRTEL M., « Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale », *Ecology*, vol. 83, n° 9, p. 2361-2366, 2002.

- [PER 00] PERSSON T., RUDEBECK A., JUSSY J.-H., *et al.*, « Nitrogen turnover, mineralisation, nitrification and denitrification in European forest soils », dans E.-D.SCHULZE (DIR.), *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*, Ecological Studies vol. 142, p. 297-331, Springer, Heidelberg, 2000.
- [PRO 99] PROBST A., PARTY J.P., FEVRIER C., *et al.*, « Evidence of springwater acidification in the Vosges mountains. Influence of bedrock buffering capacity », *Water, Air, & Soil Pollution*, n° 114, p. 395-411, 1999.
- [REI 05] REICH P.B., OLEKSYN J., MODRZYNSKI J., *et al.*, « Linking litter calcium, earthworms and soil properties : a common garden test with 14 tree species », *Ecology Letters*, n° 8, p. 811-818, 2005.
- [REU 86] REUSS J.O., JOHNSON D.W., *Acid deposition and the acidification of soils and waters*, Springer-Verlag, New York, 1986.
- [SVE 93] SVERDRUP H., WARFVINGE P., « Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE », *Applied Geochemistry*, n° 8, p. 273-283, 1993.
- [THI 94] THIMONIER A., DUPOUEY J.L., BOST F., « Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France », *New Phytologist*, n° 126, p. 533-539, 1994.
- [VAN 17] VAN DER HEIJDEN G., LEGOUT A., RANGER J., *et al.*, « Filling the gap in Ca input-output budgets in base-poor forest ecosystems : the contribution of non-crystalline phases evidenced by stable isotopic dilution », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, n° 209, p. 135-148, 2017.

Salinisation des sols et gestion des sols salés

5.1. Introduction

Le terme de salinisation définit un processus d'accumulation ou d'enrichissement en sels (du latin *sal*) qui s'exprime dans tous les environnements terrestres, aquatiques et atmosphériques, notamment dans le sol, objet naturel triphasé (solide-aqueux-gazeux) par excellence. La salinisation se produit soit naturellement dans les eaux de surface (rivières, lacs), les eaux souterraines, les environnements secs, les sols et les zones humides, soit artificiellement dans les sols et les eaux au cours des activités anthropiques (irrigation et fertilisation des sols, rejets domestiques et industriels, etc.).

5.2. Les milieux salés naturels

5.2.1. *Les sels, entités dissoutes et particulières*

Les sels se définissent de plusieurs manières selon le contexte choisi. Pour un chimiste, un sel est avant tout le produit de l'action d'un acide fort et d'une base forte (neutralisation) ou d'un acide fort et d'un métal non noble. Pour un géoscientifique, les sels définissent tous les minéraux susceptibles d'être formés par la concentration et la combinaison des ions majeurs (chlorure, sulfate et carbonate pour les anions ; calcium, magnésium, sodium et potassium pour les cations). Des ions mineurs ou traces peuvent être associés (borate, nitrate, phosphate, métaux lourds). Le pédologue des sols salés ne

considérera que les sels plus solubles que le sulfate de calcium hydraté (gypse des sols gypseux) et les carbonates de calcium et/ou magnésium (calcite, dolomite des sols calcaires). Il s'agit notamment de chlorure de sodium (halite), mieux connu des êtres humains sous le vocable « sel de cuisine ». Celui-ci est ingéré quotidiennement pour satisfaire leurs besoins physiologiques au même titre que ceux des autres êtres vivants, qu'ils soient animaux ou végétaux [FLO 05, PAY 16].

Les sels sont présents dans la nature sous deux états caractéristiques :

- un état cristallisé facilement observable dans les systèmes solides (roches, sols) ;
- un état dissous non perceptible dans les systèmes hydriques (eaux continentales, marines, météoriques, géothermales), magmatiques (laves fluides, visqueuses) et colloïdaux (minéraux argileux, matière organique).

Les sels passent de l'état cristallisé à l'état dissous par dissolution et, inversement, de l'état dissous à l'état cristallisé par précipitation, les deux processus étant intimement liés au cours du cycle planétaire de l'eau.

5.2.2. Des paysages typiques

La salinisation des milieux naturels, ou salinisation dite « primaire », existe sous toutes les latitudes et sous tous les climats [CHE 98, SZA 89]. C'est notamment le cas lorsque des sources de sels sont proches en surface comme en profondeur et où les processus évaporatoires dominent d'une manière permanente ou temporaire.

Les sels ont :

- une origine continentale (dépôts « fossiles » évaporitiques ou diapiriques ; roches magmatiques et/ou volcaniques riches en minéraux altérables, notamment sodiques ; sources géothermales ; eaux de rivières et lacs très minéralisées ; intrusions d'eaux souterraines, artésiennes ou non, dans les dépôts salifères) ;
- une origine océanique ou marine (intrusions souterraines, submersions temporaires par des raz de marée exceptionnels).

Les pourtours des lacs salés, les dépressions endoréiques alternativement humides et sèches (*chotts*, *sebkhas*, *takyrs*, *playas* ou *salars*), les écosystèmes fluvio-marins inondables (mangroves, vasières estuariennes, marais et prairies salés) et les côtes maritimes (lagunes, *sebkhas*) sont autant de sites naturels salinisés (figure 5.1). Des microorganismes spécifiques, dits « halophiles », s'y développent, parfois en conditions extrêmes [ORE 02].

5.2.3. Des mouvements continuels de sels

La dynamique des sels, à l'état cristallisé et/ou dissous, est permanente ou temporaire, diffuse ou massive : locale ou généralisée, lente ou rapide, superficielle ou profonde. Elle est étroitement liée à la mobilité des fluides aqueux, visqueux et gazeux circulant sur et dans les formations superficielles des croûtes continentales et océaniques. Les processus de salinisation (gain de sels) et désalinisation (perte de sels) assurent la redistribution des sels dans les paysages naturels. Ils sont constamment actifs et leurs cinétiques sont variables. La dissolution des minéraux prédomine sous les climats humides (érosion géochimique), tandis que les climats secs favorisent leur précipitation (néoformation géochimique).



Figure 5.1. Milieu continental salé en bordure de l'oued Melah (« salé » en langue arabe) : efflorescences salines et végétation d'halophytes ; région de Metlaoui, Tunisie méridionale (photo : J.-P. Montoroi)

Sous forme dissoute voire particulière (sels peu solubles), les sels sont transportés verticalement et latéralement par les eaux météoriques, les eaux de surface (pluies, rivières, lacs, mers intérieures, océans) et les eaux souterraines (aquifères libres ou confinés ; sources résurgentes, artésiennes ou géothermales). Ils sont aussi transportés à l'état liquide-solide plus ou moins visqueux par les coulées de laves superficielles et souterraines. Les sels cristallisés sont régulièrement transportés au cours de périodes de sécheresse prolongée et par des vents continentaux puissants (sirocco, harmattan, mistral, etc.). Selon l'état d'humidité des formations superficielles, des redistributions locales sont également observées. Depuis les plans d'eau

océaniques, maritimes et lacustres, les embruns éoliens transfèrent les sels dissous et/ou finement cristallisés sur les surfaces terrestres des alentours. C'est particulièrement le cas pour les embruns marins qui peuvent se déposer tout le long des côtes et, parfois, à plusieurs dizaines de kilomètres à l'intérieur des terres. Plus épisodiquement, les éruptions volcaniques dites « grises » sont source de sels cristallisés dans les dépôts pyroclastiques projetés et dispersés dans l'atmosphère sur des distances variables.

Par ailleurs, il faut toujours avoir à l'esprit que les ions constitutifs des sels sont partout associés aux phases minérales solides sous forme échangeable, absorbée ou adsorbée. En réagissant physico-chimiquement avec les agents de transport liquide et gazeux, ils se transforment, se recombinaient et participent aux déplacements des particules solides d'origine autochtone (dynamique terrestre) ou allochtone (dynamique extra-terrestre par l'impact de météorites devenus terrestres), de dimensions allant du microscopique (mouvements d'interactions ioniques) au macroscopique (mouvements des plaques tectoniques), et ce, à toutes les échelles de temps et d'espace. Au même titre que pour l'eau, on peut parler de cycle des sels solubles sur la planète Terre (figure 5.2) [CHH 96, WIL 99].

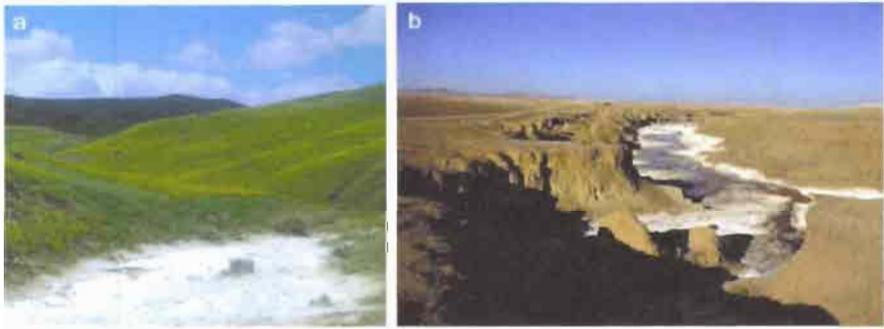


Figure 5.2. Salinisation apparente des paysages (a) de collines, (b) de piedmont par écoulement souterrain et/ou fluvial ; région de la dorsale atlasienne, Tunisie centrale (photo : J.-P. Montoroi)

5.2.4. Services écosystémiques

Les paysages salés naturels rendent aux hommes des services écosystémiques notables : production de sels (saliculture) et d'espèces végétales (haloculture) consommables. L'évaporation naturelle des eaux concentre les éléments minéraux dissous et entraîne la précipitation d'un cortège de sels selon un ordre thermodynamique. Les sels cristallisés à la surface des sols sont régulièrement ramassés par

les populations pour leurs besoins propres et ceux des animaux domestiques [BER 72]. Le processus de formation des sels est artificiellement forcé par l'Homme dans l'exploitation solaire des marais salants, en zones côtières ou estuariennes, et dans l'exploitation ignée de fours appropriés en milieu continental. L'exploitation salicole, solaire ou ignée, se fait soit traditionnellement à l'échelle villageoise, soit industriellement à l'échelle régionale voire nationale (figure 5.3).

Une végétation spécifique, dite halophytique, s'est adaptée aux environnements salés [FLO 08]. Selon le degré de salinité des sols, elle constitue un couvert plus ou moins épars qui peut être brouté par les animaux domestiques (pastoralisme salé) et sauvages. Les halophytes occupent les plaines alluviales deltaïques et endoreïques qui sont temporairement humides. Ces zones humides sont des réserves de biodiversité protégées par des conventions internationales. La production traditionnelle et industrielle d'halophytes se développe pour des applications gastronomiques, médicinales et cosmétiques.

Par ailleurs, l'exploitation minière de dépôts géologiques salifères produit les sels nécessaires non seulement aux besoins alimentaires (nutrition, conservation), mais également aux besoins industriels (procédés chimiques, salage des routes, etc.). Des métaux utiles comme le lithium sont très présents dans les évaporites.



Figure 5.3. Récolte de sel formé (a) en surface de sols salés incultes, tannes nus de Casamance, Sénégal ; (b) dans un marais salant, lagune de Vermelha, Brésil (photos : J.-P. Montoroi)

5.3. Caractérisation et fonctionnement des sols salés

5.3.1. Diagnostic du degré de salinisation

Hormis les manifestations visibles de la salinité à la surface des sols (efflorescences, taches d'infertilité, etc.), il est difficile de faire un diagnostic sur

l'ampleur du phénomène de salinisation sans avoir à passer par une phase analytique préalable [RHO 92]. Mesurer la salinité d'un sol se fait par plusieurs approches, selon l'objectif que l'on s'est fixé (tableau 5.1). Les valeurs de $CE_{1/x}$, CE_{es} ou CE_{ss} sont interprétables en valeurs relatives, les valeurs absolues étant dépendantes du degré de dilution des solutions extraites. Les valeurs de CE_a intègrent un volume de sol qui peut être électriquement conducteur par d'autres facteurs que la salinité (teneur en argile et/ou en eau).

5.3.2. Processus physico-chimiques intrinsèques

5.3.2.1. Salinisation stricto sensu

Le processus de salinisation des sols se produit lorsque la minéralisation de la solution du sol dépasse un certain seuil sous l'influence d'un mécanisme physique (évaporation, drainage interne insuffisant, altération de minéraux et accumulation) [BRE 82, FIT 03, MAR 06].

Méthodes de laboratoire	Paramètres mesurés	Phase impliquée	Instruments de mesure
Prélèvements de sol	CE extrait dilué [$CE_{1/x}$]	aqueuse minéralisée	– conductivimètre électrique – analyses chimiques
	CE extrait saturé [CE_{es}]		
Méthodes de terrain	Paramètres mesurés	Phase impliquée	Instruments de mesure
Spatialisante (capteurs mobiles)	CE globale (ou apparente) [CE_a]	– aqueuse minéralisée – solide (argile)	– conductivimètre électromagnétique – tomographie électrique
	CE globale (ou apparente) [CE_a]	– aqueuse minéralisée – solide (argile)	– sonde capacitive (TDR, 5FT) – sonde quadripôle
Stationnelle (capteurs <i>in situ</i>)	CE solution sol [CE_{ss}]	aqueuse minéralisée	– capteur de salinité (ou salinity-sensor) – céramique poreuse

Tableau 5.1. Méthodes de diagnostic de la salinité des sols

5.3.2.2. Salinisation et sulfato-réduction

En milieu côtier tropical ou tempéré, riche en dépôts organiques (mangrove, marais maritime et « polder »), le processus de salinisation est associé à un processus de sulfato-réduction microbienne du fer et du soufre qui dépend des conditions hydrologiques locales : des périodes réductrices (précipitation de sulfures de Fe tels que la pyrite) alternent avec des périodes oxydantes (acidification, libération de sulfates et précipitation de jarosite) [DEN 95, FAL 14, FAN 97, FIT 03, MON 96].

5.3.2.3 Sodisation

Le processus de sodisation se produit lorsque le complexe organo-minéral d'échange est progressivement saturé par l'ion Na^+ . Les agrégats deviennent instables à partir d'un certain seuil et la dégradation des propriétés physiques du sol est potentielle. Les cations présents en solution dans le sol s'échangent sur le complexe organo-minéral. On définit le rapport Na/CEC ou le paramètre ESP (*Exchangeable Sodium Percentage*) pour estimer le degré de saturation du complexe d'échange cationique (CEC). La modification du pourcentage de sodium par une solution caractérise sa sodicité. De nombreux auteurs ont étudié les relations entre les cations en solution et les cations adsorbés sur le complexe en définissant des coefficients de sélectivité selon la nature des minéraux argileux présents. Une relation lie le taux de sodium adsorbé SAR (*Sodium Adsorption Ratio*) à la composition chimique de la solution du sol exprimée en $\text{mol}_c \cdot \text{L}^{-1}$:

$$\text{SAR} = \text{Na}^+ / ((\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / 2)^{0.5}$$

Les paramètres ESP et SAR sont liés par la relation empirique [RIC 54] :

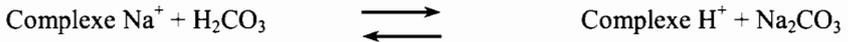
$$\text{ESP} = \text{Na}^+ / \text{CEC} (\%) = 100 / (1 + (1 / (0,0147 \text{ SAR} - 0,0126)))$$

Ces relations sont en fait peu fiables pour déterminer précisément la composition chimique du complexe d'échange. De nouveaux concepts ont été proposés pour le calcul du SAR [RIE 91].

5.3.2.4. Alcalisation

Le processus d'alcalisation intervient lorsqu'un sol à complexe saturé en sodium se transforme physiquement suite aux réactions d'échange entre l'ion Na^+ et les protons au moment d'une humectation.

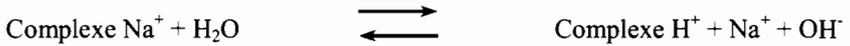
S'il s'agit d'un apport météorique toujours légèrement chargé en CO_2 dissous, la réaction d'échange est :



Comme Na_2CO_3 est facilement soluble, des ions Na^+ et OH^- sont libérés en solution :



S'il s'agit d'une eau douce (irrigation), la réaction peut s'écrire plus simplement :



La sodisation et l'alcalinisation étant étroitement liées, on parle plus globalement de processus d'alcalinisation. Les réactions d'échange Na^+/H^+ provoquent une dégradation des propriétés physiques du sol à cause de la protonisation des minéraux argileux et de l'augmentation du pH. Les argiles protonées deviennent plus fragiles et sont facilement dispersables. La dispersion de l'argile crée un horizon compact à structure prismatique, massive ou colonnaire. La porosité se réduisant, la perméabilité à l'eau et à l'air des sols alcalinisés diminue. Des conditions réductrices peuvent apparaître, favorisant les pertes d'azote par dénitrification. Les valeurs de pH deviennent supérieures à 8,5 et peuvent atteindre 10, la matière organique se solubilise et migre. La désaturation partielle en Na^+ du complexe organo-minéral favorise l'éluviation de l'argile associée à une baisse du pH dans les horizons supérieurs et son lessivage vers les horizons inférieurs. La désaturation complète en Na^+ conduit à une différenciation nette du solum avec, en surface, un horizon blanchi et acidifié (pH entre 4 et 6,5) et, en profondeur, un horizon alcalinisé (pH entre 9 et 10).

Les variations saisonnières du régime hydrique et de l'ambiance physico-chimique d'un sol argileux, salé et sodique sont à l'origine de transformations morphologiques importantes. Des processus physiques, tels que la fracturation, l'éclatement, l'entraînement, l'effondrement ou la dispersion des constituants solides modifient leur assemblage, leur distribution et leur orientation. La réorganisation pédologique peut conduire à la formation d'un réseau fissural et à son développement selon l'histoire hydrique du matériau, notamment les contraintes maximales qu'il subit.

Des expérimentations de laboratoire montrent que les transferts de solution peuvent être très lents du fait de la réorganisation des particules argileuses au cours de la dessiccation. L'édifice cristallin de l'illite se désagrège sous l'effet de la pression de l'air contenu dans la porosité de ce minéral argileux, notamment si la vitesse d'humectation est élevée. Lors de la dessiccation, le matériau illitique tend

vers la compaction. En revanche, la montmorillonite conserve sa cohésion car sa faible conductivité hydraulique évite la surpression de l'air. Une pression de gonflement se développe lentement et un système fissural apparaît au cours de la dessiccation. Une solution saline concentrée augmente la conductivité hydraulique d'une montmorillonite, tandis que son gonflement diminue [TES 92]. Les processus de fissuration et de compaction dépendent essentiellement des caractéristiques minéralogiques des particules argileuses, tandis que le mécanisme de gonflement des argiles peut être favorisé par leur environnement géochimique : on obtient ainsi un gonflement significatif avec une argile saturée en sodium. Lorsque les solutions sont fortement minéralisées, il n'y a pas désagrégation mais plutôt floculation des argiles tant que les processus d'alcalinisation ne se produisent pas.

5.3.3. Concentration et voies d'évolution chimique de l'eau du sol

5.3.3.1. Alcalinité résiduelle

L'alcalinité totale ($\text{Alc}_{\text{totale}}$) d'une solution est mesurée par titration et correspond à la quantité d'ions H^+ nécessaires pour neutraliser les anions accepteurs de protons. En négligeant les anions organiques (R-COO^-), elle est donnée selon la relation générale [ALD 76] :

$$\text{Alc}_{\text{totale}} (\text{mol}_c \cdot \text{L}^{-1}) = (2\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) + (3\text{PO}_4^{3-} + 2\text{HPO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{PO}_4^-) + (2\text{S}^{2-} + \text{HS}^-) + (\text{H}_3\text{SiO}_4^- + \text{H}_2\text{SiO}_4^{2-}) + \dots + \text{OH}^- - \text{H}^+$$

$$\text{ou } \text{Alc}_{\text{totale}} = \text{Alc}_{\text{carbonates}} + \text{Alc}_{\text{phosphates}} + \text{Alc}_{\text{sulfures}} + \dots + \text{OH}^- - \text{H}^+$$

En prenant en compte la relation de neutralité électrique, on peut aussi la définir comme le bilan des autres espèces ioniques présentes en solution :

$$\text{Alc}_{\text{totale}} (\text{mol}_c \cdot \text{L}^{-1}) = \text{Na}^+ + \text{K}^+ + 2\text{Ca}^{2+} + 2\text{Mg}^{2+} + 3\text{Al}^{3+} + 2\text{Fe}^{2+} \\ \text{Cl}^- - \text{F}^- - 2\text{SO}_4^{2-} - \text{NO}_3^-$$

L'alcalinité des eaux naturelles est le plus souvent assimilée à la seule alcalinité carbonates ($\text{Alc}_{\text{totale}} \approx \text{Alc}_{\text{carbonates}} \approx 2\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$). Les réactions de dissolution lors de l'altération des minéraux augmentent l'alcalinité des solutions, car elles sont sources de cations. En milieu acide, l'alcalinité est négative. À une température donnée, si on ne considère que le pouvoir tampon de l' $\text{Alc}_{\text{carbonates}}$, l' $\text{Alc}_{\text{totale}}$ d'une solution ne dépend que de la pression partielle en CO_2 (p_{CO_2}) et du pH. L'augmentation de la p_{CO_2} du sol entraîne l'accroissement de l'alcalinité de la solution du sol.

La notion d'alcalinité résiduelle permet de mieux cerner les phénomènes de sodisation qui ne sont pas seulement la résultante d'une augmentation absolue du sodium dans la solution mais surtout celle d'une baisse brutale de la teneur en certains ions par suite de la précipitation de minéraux les contenant. Par exemple, la calcite est un minéral peu soluble qui précipite très rapidement au cours de la concentration des solutions. On définit l'alcalinité résiduelle calcite (ARC) comme étant la différence entre les moles charge de carbonates et celles de calcium, selon la relation :

$$\text{ARC (mol}_c \text{ L}^{-1}) = 2\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- - 2 \text{Ca}^{2+} = \text{Alc. carbonates} - 2 \text{Ca}^{2+}$$

Connaissant la valeur de l'ARC, il est possible de prévoir le sens d'évolution des solutions lors de leur concentration dès que la saturation avec la calcite est atteinte :

- si $\text{ARC} > 0$, la teneur en carbonates continue à croître tandis que la teneur en calcium diminue en participant à la précipitation de la calcite. Concomitamment, le sodium se concentre et sature progressivement le complexe organo-minéral par échange et adsorption ionique (voie alcaline ou carbonatée) ;

- si $\text{ARC} < 0$, l'alcalinité en carbonates décroît et la teneur en calcium augmente à pH neutre empêchant les effets néfastes du sodium (voie saline neutre) ;

- si $\text{ARC} = 0$, les teneurs en carbonates et en calcium restent constantes avant et après précipitation de la calcite jusqu'à épuisement.

On peut étendre le concept d'alcalinité résiduelle à d'autres minéraux susceptibles de précipiter successivement au cours de la concentration des solutions, en soustrayant de l'alcalinité carbonates les moles charge de cations et en ajoutant les moles charge d'anions participant aux précipitations [ALD 76]. L'alcalinité résiduelle généralisée (ARG) est définie par la relation :

$$\text{ARG (mol}_c \text{ L}^{-1}) = \text{Alc. carbonates} - n \text{ cationn}^+ + m \text{ anionm}^-$$

Par exemple, pour le gypse précipitant après la calcite, on définira l'alcalinité résiduelle calcite-gypse (ARCG).

5.3.3.2. Spéciation ionique, adsorption ionique et modèles géochimiques

L'analyse chimique d'une solution électrolytique, exprimée en termes de concentrations totales des éléments dissous, ne distingue pas les formes sous lesquelles se trouvent les espèces aqueuses. Celles-ci sont présentes sous forme d'ions simples ou libres et d'ions complexes (appelés aussi paires d'ions), qui sont

une combinaison, chargée ou neutre, de plusieurs ions simples. Les différentes formes sont en équilibre entre elles dans la solution aqueuse et peuvent dépendre du pH. La distribution des espèces aqueuses s'obtient par un calcul faisant intervenir les réactions d'équilibre entre espèces aqueuses et cristallisées et entre espèces aqueuses elles-mêmes. Les résultats sont exprimés soit en termes de concentration (en mol L⁻¹), soit en termes d'activité, paramètre sans dimension, qui est liée à la concentration par un coefficient d'activité (en L mol⁻¹).

L'activité d'un ion ou d'une espèce aqueuse représente en fait sa concentration efficace ou sa concentration thermodynamique. C'est en termes d'activité ionique que s'expriment les constantes d'équilibre des réactions chimiques [SPO 89]. La valeur des coefficients d'activité de chaque espèce est approchée à l'aide de lois empiriques (Debye-Hückel, Davies, etc.), qui sont établies en fonction de la force ionique de la solution et de paramètres soit dépendants de la température, soit relatifs à la taille des ions hydratés. Des programmes informatiques permettent le calcul de spéciation ionique à l'équilibre (25 °C, 1 atm) et dans des limites bien spécifiques. Les mécanismes d'adsorption ionique sur les surfaces minérales (colloïdes argileux, silice, oxydes) et/ou organiques sont modélisés en prenant en compte un système multicouche d'interactions électrostatiques et la dimension des ions hydratés [CAM 91].

5.3.4. Minéralogie des efflorescences salines

Selon le faciès chimique initial des solutions salées, c'est-à-dire le rapport des ions entre eux, leur concentration emprunte différentes voies de précipitation de sels (acide, saline neutre, alcaline). Les principaux sels que l'on peut rencontrer dans les efflorescences ou croûtes salines sont :

- pour la voie acide : la rozénite (Fe^{II}(SO₄), 4H₂O), l'alunogène (Al₂(SO₄)₃, 17H₂O), la tamarugite (NaAl(SO₄)₂, 6H₂O), la jarosite (KFe^{III}₃(SO₄)₂(OH)₆), la natrojarosite (NaFe^{III}₃(SO₄)₂(OH)₆), l'halotrichite (Fe^{II}Al₂(SO₄)₄, 22H₂O) (figure 5.4) ;

- pour la voie saline neutre : la calcite (CaCO₃), le gypse (CaSO₄, 2H₂O), les sulfates magnésiens (Mg(SO₄), nH₂O), l'halite (NaCl), la sylvite (KCl) ;

- pour la voie alcaline : la calcite ou la calcite magnésienne, la fluorine (CaF₂), la thénardite (Na₂SO₄), la mirabilite (Na₂SO₄, 10H₂O), les silicates magnésiens, le natron (Na₂CO₃, 10H₂O), le trona (Na₃H(CO₃)₂, 2H₂O).

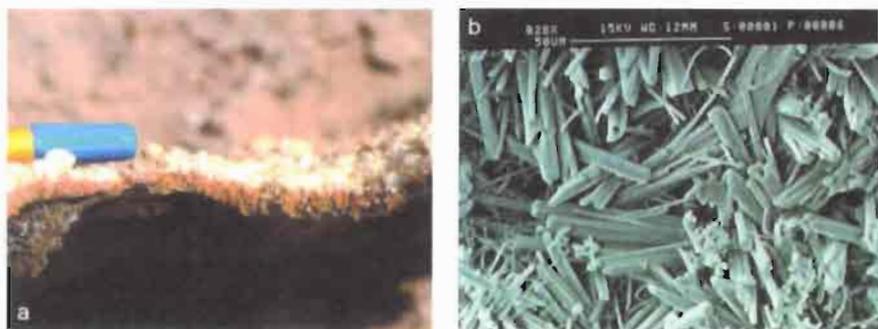


Figure 5.4. Sels observés en surface d'un sol sulfaté acide (a) à l'échelle macroscopique sous forme de croûtes indurées, Bao Bolon, Sénégal ; (b) à l'échelle microscopique, cristaux d'halotrichite, Djiguinoum, Casamance, Sénégal (photos : J.-P. Montoroi).

5.4. Typologie des sols salés

5.4.1. Caractéristiques pédologiques

Selon l'intensité des processus de salinisation et d'alcalinisation mis en jeu, on définit trois grandes catégories de sols salés : les sols salins *stricto sensu*, les sols salins à sulfato-réduction/oxydation et les sols alcalins [BRE 82, CHE 98, LOY 95, SUM 93]. Les principales caractéristiques physico-chimiques des sols salins et alcalins sont présentées dans le tableau 5.2.

Caractéristiques	Sol non salin	Sol salin			Sol alcalin	
		calciq-magnésique	sodique	à sulfato-réduction	indifférencié	lessivés et dégradés
CE ^m (dS m ⁻¹)	< 4	> 4	> 4	> 4	indifférent	< 4
Na/CEC (%)	< 15	< 15	> 15	< 15	> 15	> 15
pH du sol	neutre	< 8,5	< 8,5	> 8,5 ou < 4	> 8,5	indifférent à acide
Structure du sol ¹²⁾	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	d.	d.

Efflorescences	-	chlorures de Na, Ca, Mg (salant blanc)	chlorures de Na, sulfates Na, Mg (salant blanc)	sulfates d'Al et de Fe	humates alcalins (salant noir)	-

Tableau 5.2. Caractéristiques physico-chimiques des sols salins et alcalins.
⁽¹⁾ conductivité électrique de la solution du sol sur extrait saturé ; ⁽²⁾ n.d. : structure non dégradée, d. : structure dégradée

5.4.2. Distribution verticale de la salinité

La distribution verticale de la salinité du sol ($CE_{1/x}$, CE_{es} , CE_a ou CE_{ss} , voir tableau 5.1) définit le profil salin correspondant à une dynamique saline particulière. On en distingue plusieurs types appartenant soit à des environnements distincts, soit au même environnement lorsque les conditions hydrologiques changent saisonnièrement (figure 5.5). La présence d'une nappe salée peu profonde et d'une végétation halophyte très résistante mais peu couvrante induit un processus ascendant de salinisation (salinité maximale en surface), tandis qu'une bonne couverture végétale (pelouse à halophytes) favorisant l'infiltration et le drainage des sels crée un processus descendant de salinisation (salinité maximale en profondeur). Des apports d'eau en surface (pluie ou irrigation) sur un profil salin ascendant produisent une dissolution des sels précipités et une migration des sels dissous en profondeur (désalinisation superficielle et salinité maximale au sein du profil de sol).

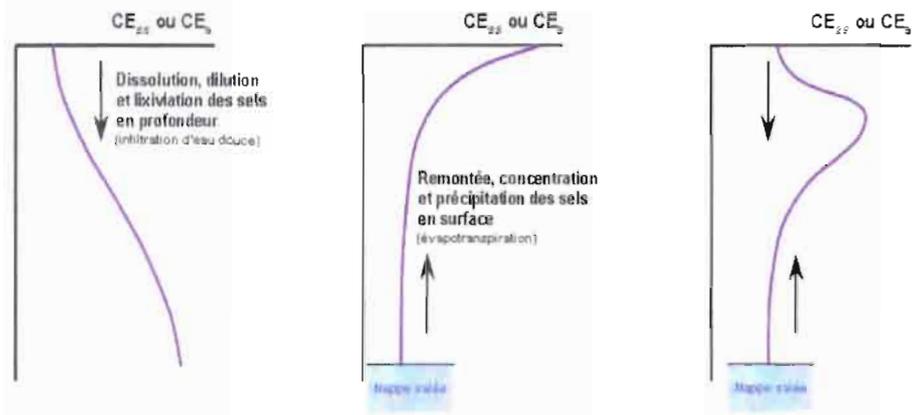


Figure 5.5. Principaux types de distribution verticale de la salinité

5.4.3. Distribution spatiale de la salinité

La distribution spatiale de la salinité du sol est transcrite à partir de documents cartographiques, dont la précision dépend de la méthode de mesure, de l'échantillonnage et du modèle d'interpolation choisis (figure 5.6). Les cartes produites sont des outils importants pour connaître les zones à forte contrainte saline et orienter les actions de remédiation. Cependant, elles offrent l'inconvénient de ne donner qu'une information qualitative et d'intégrer d'autres facteurs influençant la conductivité électrique (CE) (argile, teneur en eau, etc.). Des mesures plus fines, mais plus consommatrices en temps, sont nécessaires pour quantifier les processus.

5.4.4. Classification des sols salés

Le terme générique de « sols salés » prend communément d'autres appellations : sols salins et sodiques, sols salsodiques, sols halomorphes. Plus spécifiquement, les sols salins sont aussi nommés sols affectés par les sels, et, pour les sols alcalins, on parlera de sols à alcali ou de sols sodiques. D'une façon plus normative, les sols salés sont répertoriés dans les classifications pédologiques, nationales et internationales, sous de nombreux vocables. Les principales appellations sont résumées dans le tableau 5.3, en considérant le référentiel pédologique français [BAI 09], le référentiel pédologique mondial [IUS 14] et la classification américaine des sols [SSS 14]. On notera que les valeurs de seuil pour EC (pour *Electric Conductivity*) et ESP-SAR ne sont pas les mêmes dans tous les systèmes de classification, en particulier dans la classification australienne.

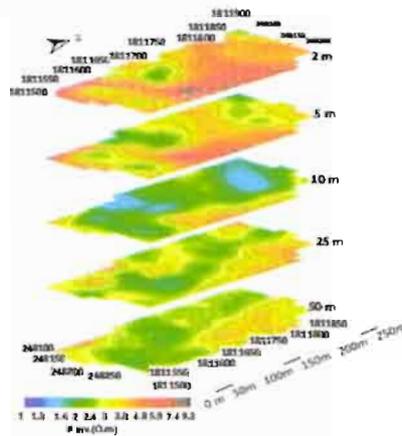


Figure 5.6. Distributions verticale et spatiale de la CE_a par la méthode électromagnétique en domaine temporel (sols salés et formations superficielles de la région de Khon Kaen, nord-est de la Thaïlande), d'après [MON 04]

Processus pédologiques		[US 14]		[BA1 09]		[SSS 14]
		Typologie	Horizon diagnostic	Typologie	Horizon diagnostic	
Salinisation <i>stricto sensu</i>	Complexe calcique-magnésique	Solontchak (Carbonatic)	salic	Salisol carbonaté	salique (Sa)	Aridisol salic
	Riches en sulfures de fer réduit	Solontchak (Chlorodic ou Sulphatic)	salic	Salisol chloruré ou sulfaté	salique	
Salinisation et sulfato-réduction	Complexe ferreux-aluminique	Fluvisol ou Gleysol (Protothionic)	Sulfidic matinal	Thiosol	matériau thionique ou sulfidique (TH)	
	Complexe ferreux-aluminique	Fluvisol ou Gleysol (Hyperthionic ou Orthothionic)	thionic	Sulfatosol salique, rubique ou alunique	sulfaté (U)	
Alcalinisation	Profil indifférencié	Solonetz	natric	Sodisol indifférencié	Sodique (NaA, NaS)	
	Profil lessivé	Haplic Solonetz	natric	Sodisol solonetzique	éluvial non albique (Ena) sodique argilluvial (NaBT)	« Natric Great Groups » de plusieurs « Orders » (Inceptisol, Entisols, Aridisols)
	Profil dégradé	Solonetz (Albic)	natric	Sodisol solodisé	éluvial albique (Ea) sodique argilluvial (NaBT)	

Tableau 5.3. Principales classifications des sols salins et alcalins

5.4.5. Répartition mondiale des sols salés

Les sols salés sont naturellement présents dans plus de 100 pays du monde. Les superficies couvertes varient selon les auteurs, 9,55 millions de km², soit 6,4 % des continents ou 19 fois le territoire français selon [SZA 89], 8,31 millions de km² selon [MAR 05] (figure 5.7).

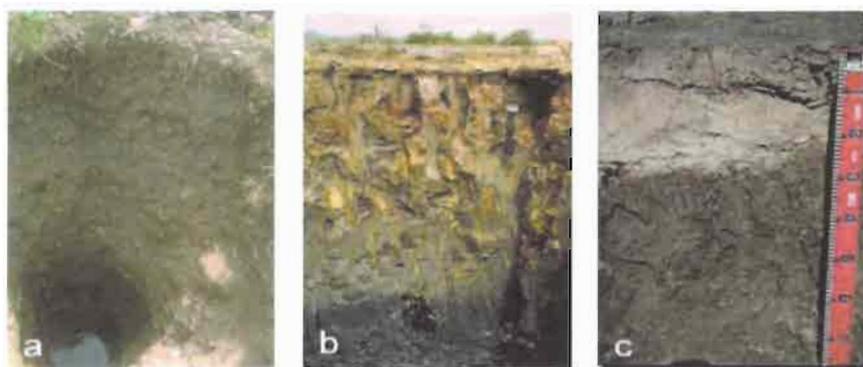


Figure 5.7. Principaux types de sols salés [IUS 14] : (a) solontchak (sol salin stricto sensu) ; (b) gleysol hyperthionic (sol salin à sulfato-réduction) ; (c) solonetz (sol alcalin) (photos : J.-P. Montoroi, M. Imhoff)

5.5. Salinisation secondaire des sols

5.5.1. Apports anthropiques de sels dans les sols

La salinisation dite « secondaire » des sols se produit par les activités humaines qui concentrent ou transfèrent des masses d'eau plus ou moins minéralisée (eau souterraine, eau de surface, eau de mer) et des particules solides et gazeuses. Les apports anthropiques de sels dans les sols sont spécifiques aux milieux irrigués [SER 78], salés et non salés, par le pompage des eaux douces et/ou salées, souterraines (forages) et/ou superficielles (barrages, rivières). Ils se généralisent à tous les types de sols, irrigués et non irrigués, salés et non salés, par les pollutions indirectes (domestiques, urbaines, industrielles) et par les apports agricoles (fertilisations minérales et/ou organiques). Les processus de salinisation secondaire sont cycliques, dans le temps et/ou l'espace, en milieu urbain et/ou agricole (figure 5.8). La transformation industrielle des minerais, la décomposition des produits industriels contenant des sels, l'altération biogéochimique des édifices et infrastructures urbains, le salage des routes, etc., sont d'autres sources anthropiques de sels enrichissant localement les sols. La déforestation par brûlis, l'érosion

(éolienne, chimique, hydrique), le réchauffement climatique sont autant de phénomènes naturels que de forçages liés à des activités humaines [GHA 95].

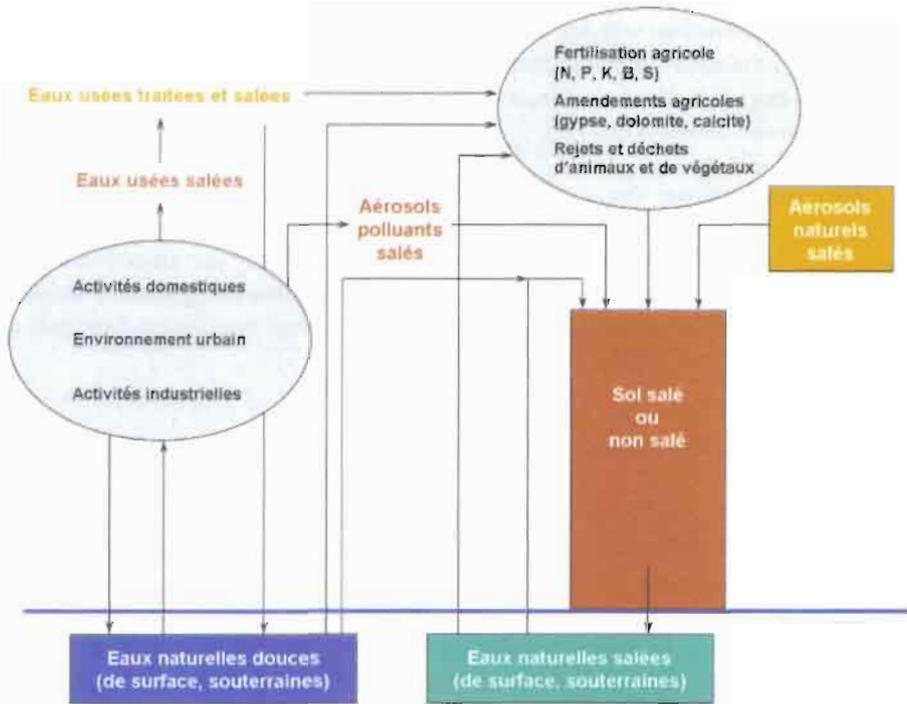


Figure 5.8. Cycles urbain et agricole de salinisation secondaire (d'après [VEN 04] modifié)

5.5.2. Salinisation des systèmes irrigués

Le développement intensif de l'agriculture irriguée dans les régions arides et semi-arides induit une extension concomitante des terres salées liée à la pauvre qualité chimique de l'eau d'irrigation et à une mauvaise conduite de l'irrigation [BAR 95, DOS 80, GON 92, HAC 98, HAL 85, HAM 01, MAR 96]. Les sols irrigués se dégradent chimiquement, physiquement et biologiquement à court terme et, bien souvent, sont abandonnés par les agriculteurs faute de conditions favorables pour les réhabiliter. Les sols salés occupent au moins 20 % des terres irriguées. À un degré moindre, des effets similaires peuvent être observés localement sous des climats plus tempérés.

Naturellement, les eaux pluviales ont un pouvoir dissolvant sur les minéraux du sol, notamment les minéraux très solubles présents dans les sols salés. Leur abondance et la bonne capacité d'infiltration du sol permettent la lixiviation des sels solubles en profondeur vers les eaux souterraines et leur transfert vers les parties basses des formations pédologiques. C'est également le cas avec une eau douce utilisée en irrigation. En revanche, si l'eau d'irrigation est déjà salée, les risques de salinisation sont élevés [GRU 07].

[RIC 54] propose deux critères d'appréciation de la qualité des eaux d'irrigation : la conductivité électrique, définissant le taux de minéralisation de l'eau, et le SAR estimant son pouvoir alcalinisant. Il en résulte une classification des eaux d'irrigation et des risques encourus pour leur utilisation en agriculture irriguée. Des directives plus récentes ont été présentées pour évaluer rapidement l'aptitude de l'eau à l'irrigation [AYE 85].

5.5.3. Contrôle des sels en irrigation

Le principe de base pour qu'une plante puisse croître dans un sol salé est de maintenir une salinité satisfaisante dans la zone racinaire en éliminant les sels par lixiviation en profondeur. Le bilan hydrique du volume de sol considéré doit être négatif. Les entrées d'eau doivent être inférieures aux sorties et permettre le drainage interne de la solution salée du sol. Dans un sol non salé, les doses d'irrigation sont calculées de manière à compenser l'évapotranspiration réelle de la plante et de préserver une bonne humidité du sol [VAL 87]. Dans un sol salé, que l'on veut dessaler sur une certaine profondeur, on devra ajouter une quantité d'eau supplémentaire pour la lixiviation des sels. La dose ou fraction de lixiviation efficace est de 15 % pour un sol à texture grossière et de 10 % pour un sol à texture fine et à faible perméabilité (drainage interne limité). Pendant la période de croissance de la plante, les fractions de lixiviation à chaque irrigation peuvent être augmentées [MAR 09].

Si une nappe phréatique, salée ou non, est présente dans le sol, il s'agira de gérer le flux de lixiviation afin de la maintenir en profondeur et d'éviter la remontée de sels au niveau de la zone racinaire [BOI 02, SHA 84]. L'irrigation d'un sol non salé avec une eau de mauvaise qualité favorisera la salinisation et, inversement, la désalinisation d'un sol salé sera induite par une irrigation avec une eau de bonne qualité. Si la salinité du sol est élevée, l'irrigation avec une eau de mauvaise qualité est faisable dans des limites raisonnables [BEL 99, DUA 13].

5.5.4. Utilisation des eaux non conventionnelles

Sur le plan environnemental, les eaux salées de drainage, produites par un périmètre irrigué, sont recyclables, dans la mesure où leur salinité est acceptable par rapport à celle des sols à irriguer. Les eaux usées traitées et salées, qui sont produites par le cycle urbain de salinisation secondaire (voir figure 5.8), sont également utilisables pour irriguer des sols dont la salinité est plus élevée. On parle d'agriculture « salée » dont les techniques nécessitent un diagnostic préalable des processus de salinisation. L'utilisation des eaux non conventionnelles, salines et/ou sodiques, limitera la pression sur les ressources en eau conventionnelles, douces et faiblement renouvelables, et suivra une stratégie cyclique. L'irrigation d'une culture sensible aux sels par une eau de bonne qualité alternera avec l'irrigation d'une culture moins sensible aux sels par une eau salée. La stratégie, qui consiste à mélanger les deux types d'eau, est également une solution viable. Elle dépendra des volumes considérés pour le projet d'irrigation (figure 5.9).

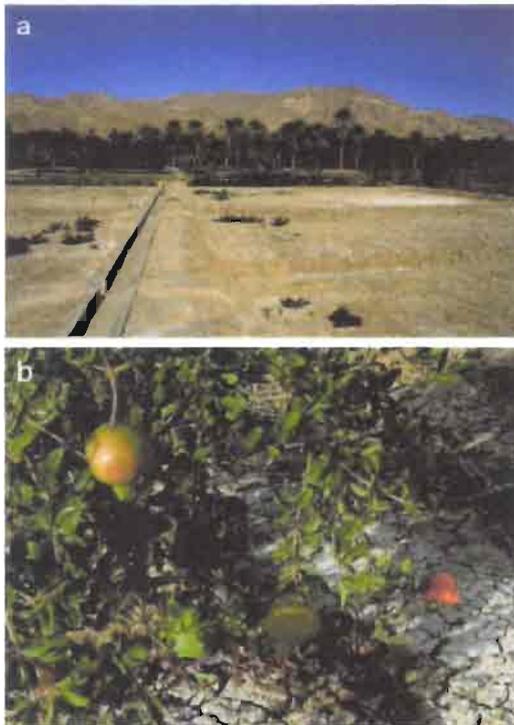


Figure 5.9. Gestion de l'eau dans les périmètres irrigués : (a) irrigation par submersion de surface, oasis d'El Guettar, Tunisie méridionale ; (b) irrigation par goutte à goutte, région de Kairouan, Tunisie centrale (photos : J.-P. Montoroi)

5.6. Mise en valeur agricole des sols salés

5.6.1. Contexte historique

Les problèmes de salinisation des terres agricoles remontent aux origines de l'agriculture pluviale et irriguée. Les crues des fleuves capricieux ont été les premières formes d'irrigation naturelle mises à profit par les agriculteurs lors des décrues. Par ailleurs, les avancées du savoir technique des agriculteurs a permis de mieux en mieux contrôler les éléments naturels par des aménagements hydrauliques de plus en plus sophistiqués. Les apports en eau à la parcelle ont été gérés selon le calendrier cultural et l'organisation étatique des sociétés. L'impossibilité de maîtriser la salinisation des sols a menacé de nombreuses civilisations dans les temps anciens et modernes, certaines ayant perdu leur prospérité après plusieurs siècles d'existence. C'est le cas des sociétés hydrauliques de Mésopotamie qui ont parfois disparu en y associant d'autres facteurs tels qu'une organisation sociale déficiente, un pouvoir central décadent, des catastrophes naturelles [JOB 92].

5.6.2. Effets de l'eau salée du sol pour les plantes

Dans les milieux salés, les espèces végétales ont beaucoup de mal à se développer car la disponibilité en eau est plus faible. En absolu, la pression osmotique d'une solution électrolytique (eau minéralisée ou salée) correspond à la dépression que doit exercer la plante pour la prélever. Elle est proportionnelle à la salinité de la solution du sol selon la relation empirique : $\psi \text{ (atm)} = -0,36 \text{ CE (dS m}^{-1}\text{)}$. Par exemple, toutes les plantes au contact de l'eau de mer ($\text{CE} = 42 \text{ dS m}^{-1}$) sont irrémédiablement flétries ($\psi \approx 16 \text{ atm}$). En réalité, le potentiel de l'eau dans un sol salé est plus élevé, en valeur absolue, car le potentiel osmotique de l'eau salée s'ajoute au potentiel matriciel du sol. Dans un sol salé, le flétrissement des plantes intervient à une teneur en eau supérieure à celle d'un sol non salé (figure 5.10).

Pour résister aux effets osmotiques de la solution du sol, les végétaux présentent des adaptations spécifiques ou combinées :

- d'ordre physiologique : production de composés spécifiques (proline) limitant le stress salin [LOK 12] ;

- d'ordre morphologique : précipitation de cristaux de sels au niveau des stomates foliaires, concentration de sels dans des cellules spécialisées de l'épiderme foliaire (glandes à sels), concentration de sels dans les vacuoles cellulaires provoquant la turgescence des plantes (plantes succulentes gorgées d'eau salée) [JAV 89].

Des déséquilibres nutritionnels, liés à l'excès de sodium (Na^+) par rapport au calcium (Ca^{2+}) et au magnésium (Mg^{2+}), apparaissent au cours de la croissance des plantes. La toxicité de l'ion Cl^- affecte également beaucoup de plantes lorsque la concentration dépasse 5 à 10 $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$ (nécrose des feuilles par chlorose).

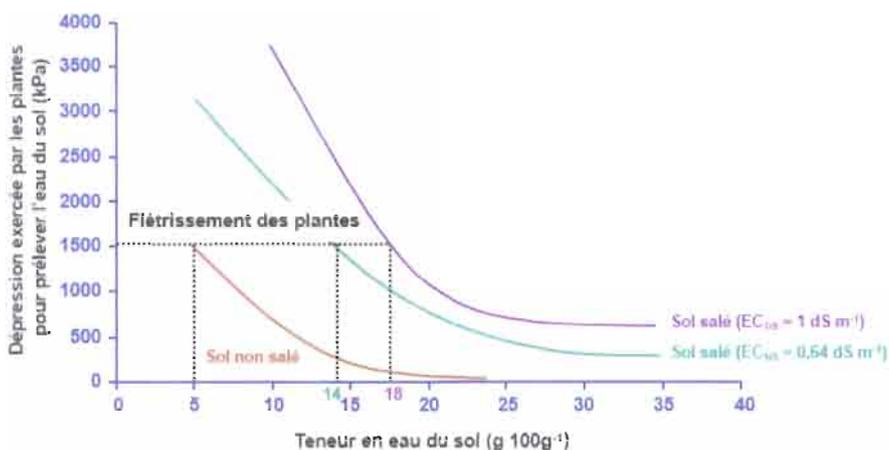


Figure 5.10. Effet de la salinité du sol sur la disponibilité en eau pour les plantes (d'après [REN 06])

5.6.3. Solutions agronomiques

Selon l'intensité des processus de salinisation et d'alcalinisation, diverses techniques agronomiques sont applicables pour remédier les sols salés, à des échelles de temps et d'espace variables. Les techniques nécessitent des moyens humains et financiers dépendant des organisations sociales impliquées. Depuis longtemps, elles ont été appliquées de façon empirique. Les technologies modernes (instrumentation, modélisation) permettent un meilleur diagnostic en amont des projets d'irrigation et une rationalisation des ressources lors de leur mise en œuvre.

La gestion des sols salins demande avant tout l'élimination des sels en excès dans le sol, notamment les sels sodiques. Dans le meilleur des cas, il s'agira de mobiliser les sels solubles dans le sol (processus de lixiviation) et de drainer l'eau salée du sol en profondeur ou latéralement dans un réseau de drainage interne au sol. Par ailleurs, le drainage de la nappe souterraine salée permet la suppression totale ou partielle de la source initiale de sels. Si le drainage naturel est insuffisant, un système de drainage artificiel doit être installé (figure 5.11).

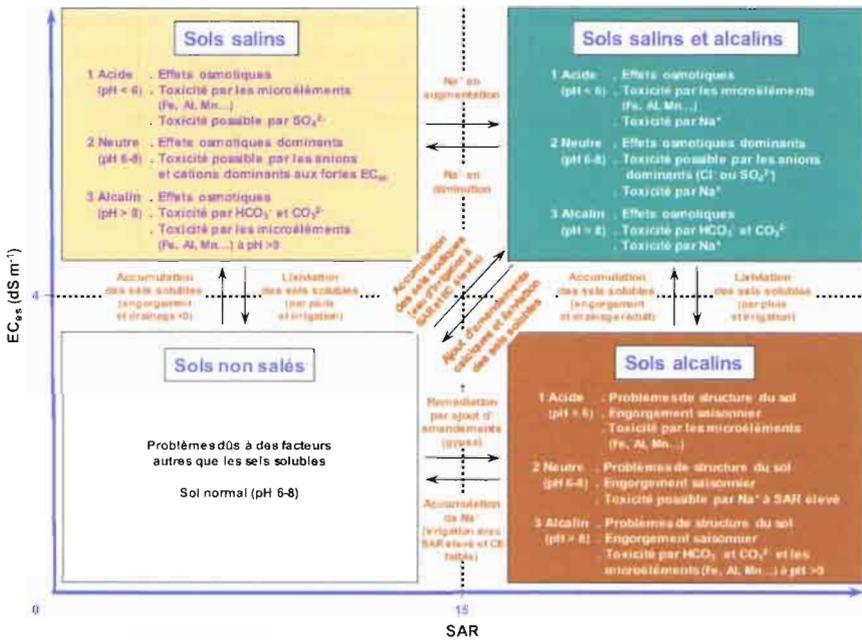


Figure 5.11. Mode de gestion des sols salins et sodiques

Toutes les pratiques culturales visant à améliorer la structure du sol (meilleure porosité) et favoriser l'infiltration de l'eau (meilleure perméabilité) ont un impact positif sur la lixiviation des sels et le drainage interne. Elles sont d'autant plus efficaces que l'eau de pluie ou d'irrigation est abondante et de bonne qualité chimique. Cependant, des apports excessifs en eau et un drainage déficient font remonter la nappe salée, d'autant plus vite qu'elle est peu profonde. Des apports déficitaires en eau limitent la lixiviation des sels et augmentent la dégradation saline du sol, d'autant plus exprimée que le climat est aride et que l'eau apportée est salée. Les principales techniques lixiviantes comprennent le ratissage des sels en surface, le labour de défoncement, la mise en ados, le billonnage, l'apport de matière organique, le mulch (figure 5.12). Les amendements gypseux ou calcaires enrichissent en Ca^{2+} échangeable les argiles sodiques, sensibles à la dispersion, et favorisent la structure du sol par floculation et agrégation. La phytoremédiation des sols salés est efficace, peu onéreuse et, d'un point de vue environnemental, acceptable [QAD 01]. Dans les sols alcalins, les racines remédiantes dissolvent lentement la calcite du sol, fournissent du calcium (Ca^{2+}) pour remplacer le sodium (Na^+) des sites d'échange cationique. Bien que plus lente par rapport aux amendements minéraux, la phytoremédiation favorise l'agrégation du sol, les propriétés hydrauliques du sol et séquestre du carbone. Les plantes halophytiques sont également utilisées pour la remédiation des sols salés [MAN 11].



Figure 5.12. Sol argileux salé : (a) non aménagé, compact et fissuré ; (b) aménagé en billons pour améliorer la lixiviation des eaux pluviales, Basse-Casamance, Sénégal (photos : J.-P. Montoroi)

Les plantes cultivées sont classées en fonction de leur niveau de tolérance aux sels. Par rapport au rendement optimal d'une culture donnée, on détermine la perte de rendement croissante avec la salinité du sol et on compare les cultures entre elles au seuil de 50 % de perte [AYE 85, ROZ 08]. Les effets de la salinité sur les plantes sont négligeables pour des valeurs de CE inférieures à 2 dS m^{-1} et léthales pour des valeurs de CE supérieures à 15 dS m^{-1} . La valeur du seuil, au-delà duquel des effets néfastes se produisent pour la croissance des plantes, dépend non seulement du type de plante mais également du type de sol et de son état hydrique. En fonction des contraintes salines locales, les plantes les plus halotolérantes seront préférentiellement choisies pour mettre en valeur agricole les sols salés. Par ailleurs, la culture industrielle des halophytes (haloculture), en pleine expansion dans certains pays, offre des revenus complémentaires.

5.6.4. Solutions macro-économiques

La gestion des sols salés demande un approvisionnement en eau suffisant pour contrôler la salinité des sols. Les ressources en eau douce des régions arides et semi-arides existent, mais elles sont soit non ou peu renouvelables (aquifères profonds), soit variables, abondantes et peu contrôlables (crues catastrophiques). Selon les formations pédologiques et géologiques traversées, les eaux acquièrent des faciès chimiques variés, souvent impropres à l'agriculture [GRU 07].

Des ouvrages de stockage des eaux de ruissellement permettent leur utilisation pour l'irrigation de périmètres irrigués, en amont ou en aval, sur des surfaces très variées. Selon le bassin versant concerné, les ouvrages peuvent aller des grands barrages hydrauliques aux petits lacs collinaires. Les techniques de désalinisation de l'eau de mer sont une autre voie permettant de compléter les ressources en eau douce, moyennant des coûts d'exploitation encore prohibitifs.

5.6.5. Solutions sociales et politiques

De nombreuses régions du monde font face naturellement à des approvisionnements limités en eau douce. Dans les systèmes irrigués, des quantités considérables d'eau sont perdues par évaporation en surface du sol pendant le transport et l'irrigation, par perte pendant le stockage et le transport jusqu'à la parcelle, par ruissellement et par drainage non maîtrisés. On estime ces pertes à environ 30 %. Il s'ensuit des coûts supplémentaires pour l'exploitation des périmètres irrigués. Selon la taille de ces périmètres, l'organisation sociale des tours d'eau est aussi un élément important à prendre en compte, une organisation homogène et régulière assurant la pérennité du système [BEN 15]. L'intervention efficace du secteur public ou privé dans le domaine des infrastructures hydrauliques est également le garant d'une production agricole rentable.

5.7. Conclusions

Les milieux salés naturels présentent une grande variété de paysages variant entre une salinisation diffuse et une salinisation extrême. Les sols salés s'y développent en relation avec une biodiversité remarquable qui offre des ressources disponibles aux populations locales. Le processus de salinisation secondaire ou anthropique change la composition des eaux naturelles (lacs, rivières, nappes souterraines) ; dégrade la qualité de l'eau demandée pour satisfaire les besoins domestiques, agricoles et industriels ; contribue à la perte de biodiversité et de fertilité des sols ; modifie les conditions climatiques locales ; crée des problèmes sanitaires ; réduit drastiquement les activités agricoles et piscicoles.

La production agricole est directement affectée par la dégradation physico-chimique des eaux et des sols, surtout dans les régions sèches, arides et semi-arides. La remédiation des sols salés est réalisable moyennant des investissements financiers conséquents, ce qui pénalise principalement les pays aux revenus limités. La bonne conduite des techniques d'irrigation et de drainage des sols salés est un gage de réussite mais la mauvaise qualité chimique des eaux d'irrigation constitue un frein au développement durable des périmètres irrigués. Le regroupement local des agriculteurs dans des structures collectives favorise la diffusion des savoirs techniques et l'accès aux organismes de crédit.

Des travaux de recherche scientifique sont toujours nécessaires pour approfondir les connaissances non seulement sur la caractérisation et le fonctionnement physico-chimique des sols salés, mais aussi sur l'adaptation et la tolérance des végétaux et animaux au stress salin. La contribution fonctionnelle de la biodiversité des

microorganismes dans les processus de dégradation des matières organiques et les réactions biogéochimiques des sols salés reste très peu documentée.

QUESTIONS DE RECHERCHE

1. Les croûtes et efflorescences salines sont-elles biologiques ? Selon quels degré, nature et processus ?
2. Quel est l'impact des activités urbaines, industrielles et agricoles sur les processus de salinisation, notamment en termes de pollutions métalliques et organiques ?
3. Quelle est la contribution des aérosols salés (naturels et/ou polluants) dans le fonctionnement hydrosalin et biologique des sols ?
4. Quelle est la contribution de l'érosion chimique (dissolution des minéraux, désorption ionique des colloïdes, minéralisation de la solution du sol, etc.) dans les transferts de matière par érosion et les processus de salinisation ?

RECOMMANDATIONS

1. Dans un contexte environnemental favorisant les processus de salinisation, combiner les techniques entretenant la structure agrégée du sol, limitant l'évapotranspiration du sol et favorisant l'infiltration de l'eau pour une meilleure lixiviation des sels dans les sols.
2. Dans la mesure où l'eau est accessible et disponible, renforcer et développer les moyens améliorant la qualité chimique des eaux d'irrigation (mélange saisonnier) et la gestion sociale de l'eau (collectivités rurales).
3. En agriculture salée, contrôler la teneur en sels minéraux des denrées alimentaires en relation avec les besoins physiologiques des êtres vivants.
4. Développer les services écosystémiques des milieux salés naturels comme complément de ressources pour les populations locales, notamment par la production d'halophytes (haloculture) et la production de sels (saliculture).

5.8. Bibliographie

- [ALD 76] AL-DROUBI A., Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation. Modèle thermodynamique de simulation. Application aux sols salés du Tchad, Mémoire, université Louis Pasteur, Strasbourg, 1976.
- [AYE 85] AYERS R.S., WESTCOT, D.W., Water quality of agriculture, Irrigation and Drainage, n° 29, rapport, FAO, Rome, 1985.

- [BAI 09] BAIZE D., GIRARD M.C., *Référentiel pédologique 2008*, Éditions Quæ, Versailles, 2009.
- [BAR 95] BARBIERO L., *Les Sols alcalinisés sur socle dans la vallée du fleuve Niger. Origines de l'alcalinisation et évolution des sols sous irrigation*, ORSTOM, Paris, 1995.
- [BEL 99] BELTRAN J.M., « Irrigation with saline water : benefits and environmental impact », *Agricultural Water Management*, n° 40, p. 183-194, 1999.
- [BEN 15] BEN MUSTAPHA A., FAYSSSE N., MARLET S., *et al.*, « Une action collective analysée par ses acteurs : une association d'irrigants en Tunisie », *Natures Sciences Sociétés*, n° 23, p. 356-366, 2015.
- [BER 72] BERNUS E., BERNUS S., *Du sel et des dattes. Introduction à l'étude de la communauté d'In Gall et de Tegidda-n-tesemt*, CNRSH, Niamey, 1972.
- [BOI 02] BOIVIN P., FAVRE F., HAMMECKER C., *et al.*, « Processes driving soil solution chemistry in a flooded rice-cropped vertisol : analysis of a long-time monitoring data », *Geoderma*, n° 110, p. 87-107, 2002.
- [BRE 82] BRESLER E., MCNEAL B.L., CARTER D.L., *Saline and sodic soils. Principles, dynamics, modeling*, Springer-Verlag, Berlin, 1982.
- [CAM 91] CAMBIER P., « Modélisation des phénomènes d'adsorption des solutés sur les surfaces minérales. Synthèse bibliographique », *Science du sol*, vol. 29, n° 3, p. 245-264, 1991.
- [CHE 98] CHEVERRY C., BOURRIÉ G., « La salinisation des sols », dans P. STENGEL, S. GELIN (DIR.), *Sol : Interface fragile*, INRA Éditions, Paris, 1998.
- [CHH 96] CHHABRA R., *Soil salinity and water quality*, A.A. Balkema, Rotterdam, 1996.
- [DEN 95] DENT D.L., PONS L.J., « A world perspective on acid sulfate soils », *Geoderma*, n° 67, p. 263-276, 1995.
- [DOS 80] DOSSO M., *Géochimie des sols salés et des eaux d'irrigation. Aménagement de la basse vallée de l'Euphrate en Syrie*, Thèse, INP, Toulouse, 1980.
- [DUA 13] DUAN R., FEDLER C.B., « Salt management for sustainable degraded water land application under changing climatic conditions », *Environmental Science & Technology*, n° 47, p. 10 113-10 114, 2013.
- [FAL 14] FALL L.A., MONTOROI J.P., STAHR K., « Coastal acid sulfate soils in the Saloum River basin, Senegal », *Soil Research*, vol. 52, n° 7, p. 671-684, 2014.
- [FAN 97] FANNING D.S., BURCH S.N., « Acid sulfate soils and some associated environmental problems », *Advances in GeoEcology*, n° 30, p. 145-158, 1997.

- [FIT 03] FITZPATRICK R.W., MERRY R.H., COX J.W., *et al.*, Assessment of physico-chemical changes in dryland saline soils when drained or disturbed for developing management options, rapport technique, vol. 2, n° 3, CSIRO, 2003.
- [FLO 05] FLOWERS T.J., FLOWERS S.A., « Why does salinity pose such a difficult problem for plant breeders ? », *Agriculture Water Management*, n° 78, p 15-24, 2005.
- [FLO 08] FLOWERS T.J., COLMER T.D., « Salinity tolerance in halophytes », *New Phytologist*, n° 179, p. 945-963, 2008.
- [GHA 95] GHASSEMI I., JAKEMAN A.J., NIX H.A., *Salinisation of land and water resources. Human causes, extent, management and case studies*, Cabi, Wallingford, 1995.
- [GON 92] GONZALES-BARRIOS J.L., Eaux d'irrigation et salinité des sols en zone aride mexicaine. Exemple dans la « Comarca Lagunera », Thèse, université de Montpellier II, 1992.
- [GRU 07] GRUNDY M., SILBURN D., CHAMBERLAIN T., « A risk framework for preventing salinity », *Environmental Hazards*, n° 7, p. 97-105, 2007.
- [HAC 98] HACHICHA M., Mise en valeur des sols salés. Organisation, fonctionnement et évolution de sols salés du nord de la Tunisie, Thèse, École nationale supérieure agronomique de Rennes, 1998.
- [HAL 85] HALITIM A., Contribution à l'étude des sols des zones arides (hautes plaines steppiques de l'Algérie). Morphologie, distribution et rôle des sels dans la genèse et le comportement des sols, Thèse, université de Rennes, 1985.
- [HAM 01] HAMDIAISSA B., Le fonctionnement actuel et passé de sols du Nord Sahara (cuvette d'Ouargla). Approche micromorphologique, géochimique, minéralogique et organisation spatiale, Thèse, Institut national agronomique de Paris-Grignon, 2001.
- [IUS 14] IUSS WORKING GROUP WRB, World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World Soil Resources Reports, n° 106, FAO, Rome, 2014.
- [JAV 89] JAVOR B., *Hypersaline environments : microbiology and biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin, 1989.
- [JOB 92] JOB J.O., « Les premiers aménagements hydroagricoles en Mésopotamie et les problèmes de sels », dans *Didactiques*, ORSTOM, Paris, 1992.
- [LOK 12] LOKHANDE V.H., SUPRASANNA P., « Prospects of halophytes in understanding and managing abiotic stress tolerance », dans P. AHMAD, M.N.V. PRASAD (DIR.), *Environmental adaptations and stress tolerance of plants in the era of climate change*, Springer, New York, 2012.

- |LOY 95| LOYER J.Y., *Solums salsodiques. Salisols et sodisols*, dans *Référentiel pédologique*, AFES-INRA Éditions, Paris, 1995.
- |MAN 11| MANOUSAKI E., KALOGERAKIS N., « Halophytes, an emerging trend in phytoremediation », *International Journal of Phytoremediation*, n° 13, p. 959-969, 2011.
- |MAR 06| MARLET S., JOB J.O., « Processus et gestion de la salinité des sols », dans J.R. TIERCELIN, A.VIDAL (DIR.), *Traité d'irrigation*, Lavoisier, Paris, 2006.
- |MAR 09| MARLET S., BOUKSILA F., BAHRI A., « Water and salt balance at irrigation scheme scale : a comprehensive approach for salinity assessment in a Saharan oasis », *Agricultural Water Management*, n° 96, p. 1311-1322, 2009.
- |MAR 96| MARLET S., Alcalinisation des sols dans la vallée du fleuve Niger. Modélisation des mécanismes physico-chimiques et évolution des sols sous irrigation, Thèse, École nationale supérieure agronomique de Montpellier, 1996.
- |MAR 05| MARTINEZ-BELTRAN J., MANZUR C.L., « Overview of salinity problems in the world and FAO strategies to address the problem », *Proceedings of the international salinity forum*, Riverside, États-Unis, 25 au 27 avril 2005.
- |MON 04| MONTOROI J.P., BOUZID N., GRÜNBERGER O., *et al.*, « Geophysical characterization of saline patches in Northeastern Thailand », dans S. RIEB, P. WONGPORACHAI, S. CHANTRAPRASERT (DIR.), *Proceedings of the International conference on Applied Geophysics*, université de Chiang Mai, Thaïlande, 26 au 27 novembre 2004.
- |MON 96| MONTOROI J.P., *Gestion durable des sols de l'écosystème de mangrove en Casamance (Sénégal). Dynamique de l'eau et des sels en période de sécheresse*, ORSTOM, Paris, 1996.
- |ORE 02| OREN A., *Halophilic microorganisms and their environments*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2002.
- |PAY 16| PAYEN S., BASSET-MENS C., NÚÑEZ M., *et al.*, « Salinisation impacts in life cycle assessment : a review of challenges and options towards their consistent integration », *International Journal of Life Cycle Assessment*, n° 21, p. 577-594, 2016.
- |QAD 01| QADIR M., SCHUBERT S., GHAFOOR A., *et al.*, « Amelioration strategies for sodic soils : a review », *Land Degradation Development*, n° 12, p. 357-386, 2001.
- |REN 06| RENGASAMY P., « World salinization with emphasis on Australia », *Journal of Experimental Botany*, vol. 57, n° 5, p. 1017-1023, 2006.
- |RHO 92| RHOADES J.D., « Instrumental field methods of salinity appraisal », dans G.C. TOPP, W.D. REYNOLDS, R.E. GREEN (DIR.), *Advances in measurement of soil physical properties : bringing theory into practice*, Soil Science Society Edition, Madison, WI, 1992.

- |RIC 54| RICHARDS L.A., *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*, Agricultural Handbook 60, Washington DC, 1954.
- |RIE 91| RIEU M., TOUMA J., GUEYI H.R., « Sodium-calcium exchange on Brazilian soils : modeling the variations of selectivity coefficients », *Soil Science Society of America Journal*, n° 55, p. 1294-1300, 1991.
- |ROZ 08| ROZEMA J., FLOWERS T.J., « Crops for a salinized world », *Science*, n° 322, p. 1478-1480, 2008.
- |SER 78| SERVANT J.M., « La salinité dans le sol et les eaux : caractérisation et problèmes d'irrigation-drainage », *Bulletin du BRGM*, Section III, n° 2, p. 123-142, 1978.
- |SHA 84| SHAINBERG I., SHALHEVET J., *Soil salinity under irrigation. Processes and management*, Springer-Verlag, Berlin, 1984.
- |SPO 89| SPOSITO G., *The chemistry of soils*, Oxford University Press, Oxford, 1989.
- |SSS 14| SOIL SURVEY STAFF, *Keys to soil taxonomy*, 12th edition, USDA-NRCS, National Soil Survey Center, Lincoln, NE, 2014.
- |SUM 93| SUMNER M.E., « Sodic soils : new perspectives », *Australian Journal of Soil Research*, n° 31, p. 683-750, 1993.
- |SZA 89| SZABOLCS I., *Salt-affected soils*, CRC Press, Boca Raton, FA, 1989.
- |TES 92| TESSIER D., LAJUDIE A., PETIT J.C., « Relation between the macroscopic behavior of clays and their microstructural properties », *Applied Geochemistry*, n° 1, p. 151-161, 1992.
- |VAL 87| VALLES V., *Étude et modélisation des transferts d'eau et de sel dans un sol argileux. Application au calcul des doses d'irrigation*, Mémoire, université Louis Pasteur, Strasbourg, 1987.
- |VEN 04| VENGOSH A., « Salinization and saline environments », dans H.D. HOLLAND, K.K. TUREKIAN (DIR.), *Treatise on geochemistry*, Elsevier Science, Amsterdam, 2003.
- |WIL 99| WILLIAMS W.D., « Salinisation : a major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world », *Lakes Reservation Research Management*, n° 4, p. 85-91, 1999.

Pollutions métalliques

6.1. Généralités

6.1.1. Définitions – les éléments en traces

Les éléments en traces sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0,1 %. Ils ne représentent à eux tous que 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs (O ; Si ; Al ; Fe ; Ca ; Na ; K ; Mg ; Ti ; H ; P ; Mn) représentent 99,4 %.

Certains éléments en traces sont des métaux (en abrégé ETM), par exemple Cd, Cr, Zn, Pb, Cu) d'autres non (As, Se, B). Certains sont indispensables aux processus biologiques, donc à la production agricole végétale et animale : ce sont les oligo-éléments (Zn, Cu, Cr, Mo, B). D'autres ne jouent aucun rôle utile connu : Cd, Pb, Hg, Sn. Ils sont tous potentiellement polluants. Cela dépendra de leur concentration dans le milieu considéré (sols, air, eau, sédiments) mais surtout de leur forme chimique (spéciation).

Suite aux progrès considérables des méthodes d'analyses, on trouve désormais tous les éléments chimiques dans tous les sols. Et aussi dans les eaux, les boues, les plantes... La plupart de ces éléments y sont à l'état de traces (on compte en milligrammes par kilogramme = mg/kg)¹ d'où leur nom d'éléments en traces ! Il y a donc des « métaux traces » dans les sols : du cadmium, du plomb, du zinc, du chrome,

Chapitre rédigé par Denis BAIZE.

1. Pour les sols, c'est la « terre fine » < 2 mm qui est broyée puis analysée.

du mercure, etc., parfois beaucoup, c'est-à-dire à des teneurs très supérieures aux valeurs les plus fréquentes².

6.1.1.1. *Le fond pédogéochimique naturel (FPGN)*

C'est la concentration d'une substance dans un horizon de sol, résultant des évolutions naturelles, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine. D'un endroit à un autre, cette concentration peut être très variable, en fonction de la composition du matériau parental (« héritage ») et en fonction du type d'évolution pédogénétique.

6.1.1.2. *Les teneurs agricoles habituelles (TAH)*

Ce sont les gammes de concentrations en éléments traces mesurées le plus fréquemment dans les horizons de surface labourés soumis à des pratiques agricoles usuelles, en l'absence de pollutions industrielles ou minières ou de contaminations majeures. Tous les horizons de surface des sols cultivés ont reçu des apports d'éléments traces liés à des pratiques agricoles classiques (fertilisants, chaulages, fumiers, traitements phytosanitaires, apports d'oligo-éléments) ou à des épandages d'effluents ou de déchets (lisiers, composts, gadoues, boues de stations d'épuration). Ces horizons ont également reçu des retombées atmosphériques d'origines proches ou lointaines, naturelles ou liées aux activités humaines, en quantité variable. En conséquence, une étude statistique des teneurs en éléments traces métalliques de ces horizons de surface labourés ne permet plus de déterminer le fond pédogéochimique naturel mais seulement les concentrations « les plus fréquentes » (voir figure 6.3).

6.1.1.3. *TAH et FPGN : quel territoire ?*

Fonds géochimiques, FPGN et TAH (valeurs médianes, gammes de variation) n'ont de sens que rapportés explicitement à un territoire défini sur des critères administratifs (département, commune), fonciers (parcelle) ou naturels (bassin versant, aire d'existence d'une « série de sols »). Plus le territoire considéré est grand, plus il englobe une grande variété de roches et de sols et plus les notions de fond pédogéochimique naturel et de TAH perdent de leur étroitesse (les fourchettes de valeurs s'élargissent), donc de leur intérêt pratique (elles ne peuvent plus servir à l'interprétation ou à la prédiction). Le « fond pédogéochimique naturel local » est donc le plus intéressant, défini pour un horizon, un solum ou une « série de sols ».

6.1.1.4. *Intérêt de déterminer les FPGN et les TAH par « séries de sols »*

Cela permet d'interpréter intelligemment une concentration mesurée et d'évaluer le niveau de contamination d'un sol (par un raisonnement typologique).

2. Disponible à l'adresse : www.denis-baize.fr/etm/.

On est ainsi capable de faire une distinction entre métaux naturels et métaux apportés par des activités humaines. D'où la possibilité d'une première estimation (grossière) des dangers pour la santé humaine (*via* la chaîne alimentaire) et pour notre environnement. En outre, la détermination du FPGN local permet de ne pas déclarer « pollué » un terrain (avec les graves conséquences socio-économiques et financières que cela entraîne) dans un contexte de fortes anomalies naturelles. Enfin, cela permet de fixer des valeurs cibles de dépollution réalistes, adaptées au contexte pédologique et géologique.

6.1 1.5. *Origine des métaux dans les sols*

Les teneurs mesurées aujourd'hui dans les sols résultent :

- de processus naturels :
 - une composition chimique initiale héritée du matériau parental (le fond géochimique) ;
 - plus ou moins modifiée ensuite par l'évolution pédogénétique et notamment la différenciation d'horizons (le fond pédogéochimique) ;
- d'apports directs ou indirects liés aux activités humaines, les diverses contaminations et pollutions :
 - constituants involontaires d'apports gérés à l'échelle de la parcelle agricole (fertilisants phosphatés, fumiers, déjections animales, boues d'épuration, composts urbains, etc.) ;
 - apports atmosphériques d'origine lointaine (poussières et aérosols provenant des chauffages, activités industrielles, trafic automobile, incinérateurs, etc.) ;
 - pollutions localisées massives (souvent à proximité d'une source industrielle).

6.1.2. *Risques et dangers – voies d'exposition et de transfert*

6.1.2.1 *Définitions*

Danger : propriétés intrinsèques d'une substance ou d'un agent pathogène présents dont les effets peuvent être nocifs. Par exemple, le plomb n'a pas d'impact sur les populations bactériennes alors que Cu est un puissant antibiotique (utilisé en viticulture et arboriculture fruitière pour lutter contre certaines maladies cryptogamiques).

Cible(s) : une ou plusieurs populations d'organismes vivants.

Exposition : l'estimation de l'exposition passe par celle de l'intensité (dose), de la durée et de la fréquence du contact entre l'organisme cible et la substance dangereuse.

Le risque naît de l'exposition d'une cible à un danger ! S'il n'y a pas d'exposition, il n'y a pas de risque ! Dans le domaine environnemental, les cibles sont innombrables et variées (populations bactériennes, arthropodes, vers, champignons, végétaux supérieurs cultivés ou non, escargots, herbivores, et, au bout de la chaîne trophique, l'homme) ! Il est très difficile d'évaluer les impacts potentiels sur toutes les populations... Si on ne définit pas clairement la cible, on ne peut pas estimer le risque !

6.1.2.2. *Les différents dangers – voies d'exposition et de transfert*

Les différents dangers qu'il faut évaluer et réduire autant que possible dépendent des voies d'exposition et de transfert :

- la mobilité vers les nappes phréatiques (ETM solubles ou liés à des particules) ;
- le ruissellement et l'érosion (ETM associés à des particules solides, pouvant entraîner la contamination des ruisseaux) ;
- le passage des ETM dans notre chaîne alimentaire *via* leur absorption par les plantes (phytodisponibilité) ou *via* la consommation de viande :
 - d'animaux domestiques qui broutent (herbe et fourrages contaminés, absorption directe de terre contaminée) ;
 - d'animaux sauvages herbivores, de coquillages, d'escargots... ;
- ingestion directe par la bouche (pica, mains sales) de terre souillée et inhalation de poussières polluées.

6.1.2.3. *Contamination versus pollution*

Impossibilité d'un accord international (ISO) pour définir ces termes. En outre, on observe des divergences selon les pays et selon les disciplines. Nous proposons de reprendre la proposition de Christian Juste et de Domy Adriano. Dans les deux cas, on constate dans le sol :

- une augmentation nette de la teneur en une substance potentiellement dangereuse ;
- par rapport au fond pédogéochimique naturel local ;
- suite à une ou plusieurs activité(s) humaine(s).

On emploiera le mot contamination lorsqu'aucun effet négatif n'est observé sur un quelconque compartiment de l'écosystème ou de l'agrosystème étudié ; on emploiera le mot pollution dans le cas contraire. Ce distinguo semble satisfaisant mais, en réalité, il est impossible d'étudier tous les compartiments d'un écosystème ou d'un agrosystème. Seules les pollutions les plus massives seront aisément repérables.

6.1.2.4. *Distinguer les ETM « naturels » (géogènes, pédogènes) et « anthropiques »*

Les teneurs naturelles mesurées aujourd'hui sont le résultat d'un équilibre acquis sur de très longues durées : 10 000 – 100 000 – 1 million d'années. En écosystème naturel, pour les ETM comme pour les éléments majeurs, nous nous trouvons en « régime stationnaire » : l'altération des minéraux primaires, la lixiviation verticale vers les nappes phréatiques, les apports atmosphériques naturels d'origine lointaine... sont des processus impliquant des flux infimes ! Tout ce qui était mobile est parti depuis longtemps ! Ce qui reste est associé fortement à des phases stables, ou est pris dans le cycle biogéochimique.

Il n'en va pas de même pour les apports anthropiques :

- arrivés très récemment (le plus souvent 10 à 150 ans au maximum) ;
- arrivés brusquement (régime « perturbé ») ;
- entrés par la surface du sol (épandages, voie atmosphérique) ;
- sous des formes assez mobiles et/ou biodisponibles (par exemple associés à des matières organiques, rapidement minéralisées)... d'où des redistributions et/ou des modifications des formes chimiques à court terme.

6.1.2.5. *Importance des formes chimiques des éléments*

Lorsque l'on raisonne sur les ETM dans les sols, il est essentiel de bien faire la part entre :

- ce qui est d'origine naturelle (fond pédogéochimique local) ;
- ce qui résulte d'apports ou de contaminations d'origine humaine.

Pourquoi ? Parce que les métaux des apports anthropiques sont sous des formes assez réactives (par exemple liées aux matières organiques) et entraînent éventuellement des dangers alors que les métaux naturels sont le plus souvent immobilisés sous des formes chimiques relativement inertes (par exemple adsorbés fortement sur les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse). Ce qui est

important, ce sont bien les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les ETM (leur « spéciation ») et non pas les teneurs totales en tel ou tel élément.

6.1.3. Différentes formes et localisation des éléments en traces dans les sols

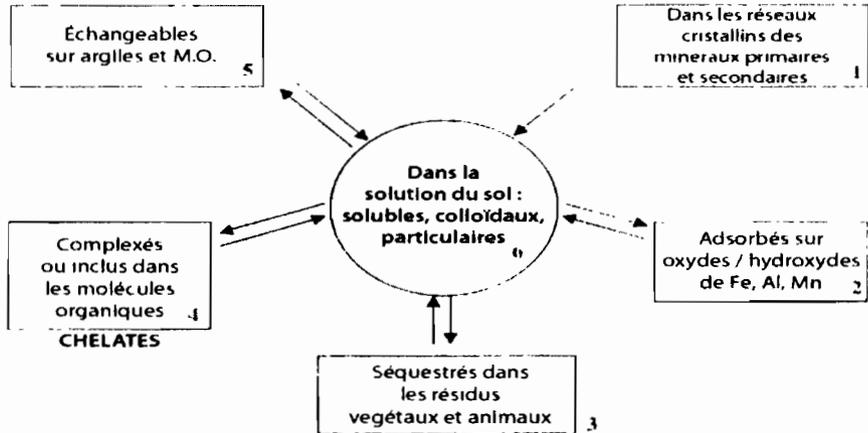


Figure 6.1. Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols

Les ETM peuvent se trouver dans les 6 compartiments présentés sur la figure 6.1, associés de façons diverses aux divers constituants des sols. Ils peuvent être (présentation en ordre de mobilité croissante) :

- inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires (minéraux non altérés, hérités des matériaux parentaux) ou des constituants secondaires (minéraux résultant des altérations pédogénétiques) ; leur libération est très lente, suivant le rythme des altérations ;

- adsorbés fortement sur (voire coprécipités avec) des oxyhydroxydes de fer, de manganèse, d'aluminium ;

- séquestrés dans des résidus végétaux ou animaux. Ils seront libérés au fur et à mesure de la minéralisation de ces résidus ;

- complexés ou inclus (chélates) dans des macromolécules organiques ;

- sous des formes échangeables (cations ou anions), associées aux surfaces des minéraux argileux et des matières organiques ;

– dans la solution du sol, sous une forme soluble, colloïdale ou microparticulaire. C'est là que les métaux vont être en contact direct avec les racines, susceptibles d'y être absorbés.

Mais la répartition d'un ETM dans les compartiments du sol ne demeure pas figée au cours du temps. En permanence, les éléments passent d'une forme à une autre sous l'influence de modifications externes naturelles ou anthropiques (changements de pH, de degré d'aération, de température, d'hydratation, d'environnement chimique, etc.).

6.1.4. Méthodes de mesures et d'estimation disponibles

6.1.4.1. Les teneurs « totales » et « pseudo-totales »

Pour atteindre une teneur vraiment totale en un élément, il faut employer un processus analytique capable d'extraire toutes les formes chimiques de l'élément que l'on veut doser, y compris celles intégrées dans les réseaux cristallins des minéraux silicatés. D'où l'emploi d'association d'acides forts dont $\text{HF}^3 + \text{HClO}_4$ pour dissoudre la totalité de la phase minérale.

Deux autres méthodes de détermination de concentrations « totales » existent : les différentes variantes de fusion alcaline et la fluorescence X (réalisée sur pastille vitrifiée – non destructive et sans mise en solution préalable).

Mais beaucoup de laboratoires préfèrent utiliser la mise en solution par l'eau régale (*aqua regia* = mélange de HCl et de HNO_3) jugée moins périlleuse à mettre en œuvre. Malheureusement, on observe des différences importantes entre les résultats de ces deux méthodes, surtout pour Cr, Ni, Zn et Pb. C'est pourquoi la méthode de « digestion » par l'eau régale est désormais dite « pseudo-totale ». En outre, comme on ne sait pas très bien quelles espèces chimiques sont ainsi extraites, l'interprétation en est rendue difficile. Autre conséquence, il n'est pas possible de confronter valablement ou de mettre ensemble des valeurs obtenues par des méthodes de mise en solution tellement différentes !

– la teneur totale en un élément est une mesure d'un stock à un moment donné. La répétition dans le temps de ces mesures en un même lieu est censée permettre un suivi des teneurs (*monitoring*) et de constater d'éventuels accroissements⁴ ;

3. HF = acide fluorhydrique ; HClO_4 = acide perchlorique.

4. Malheureusement, ces tentatives de suivis diachroniques se heurtent souvent à des difficultés inattendues, fournissant des résultats incohérents.

– les teneurs totales sont faciles à interpréter, quel que soit le contexte pédologique de l'échantillon (pH, granulométrie, présence de calcaire, d'oxydes de fer, etc.). À la différence des extractions partielles, sélectives ou séquentielles !

– en Europe, la plupart des valeurs seuils sont actuellement exprimées sous la forme de teneurs totales ;

– mais les teneurs totales ne permettent pas de distinguer les formes chimiques présentes. Donc, elles ne donnent aucune information sur la mobilité de l'élément, ni sur sa disponibilité ou sa toxicité vis-à-vis des organismes vivants ;

– nous allons voir cependant que raisonner sur les concentrations totales permet l'estimation du degré de contamination par les activités humaines, à condition d'être capable d'évaluer le niveau local du fond pédogéochimique naturel.

6.1.4.2. Les extractions partielles

6.1.4.2.1 Principe

On fait agir *in vitro*, selon un protocole précis, un réactif (bien choisi) sur un échantillon de sol provenant de l'horizon de surface labouré. Ce réactif est censé extraire seulement certaines formes chimiques qui nous intéressent (par exemple formes échangeables, liées aux matières organiques, liées aux carbonates, aux oxydes de fer, etc.).

On peut distinguer deux catégories de réactifs : (i) des sels neutres en solution (CaCl_2 ; NaNO_3 ; NH_4NO_3) ; (ii) des réactifs contenant des agents complexants/chélatants comme l'EDTA ou le DTPA⁵.

6.1.4.2.2. Quel en est l'intérêt ?

Déterminer la quantité d'élément facilement « assimilable » (par exemple le phosphore) : il faut qu'il soit absorbé par les racines pour contribuer à l'élaboration de la biomasse. C'est l'objectif des analyses de terre pour les agriculteurs : optimiser la fertilisation d'une parcelle.

Déterminer les quantités des formes « biodisponibles » ou « phytodisponibles » des oligo-éléments et des ETM indésirables. Objectif : évaluer les dangers de transfert vers notre chaîne alimentaire, ou bien les risques de carences, ou de toxicités.

5. EDTA = acide éthylène diamine tétra acétique ; DTPA = acide diéthylène triamine penta acétique.

6.1.4.2.3. Difficultés conceptuelles

Comment simuler, par une réaction chimique instantanée *in vitro*, en faisant réagir un réactif chimique sur un échantillon de sol tamisé et séché, l'absorption, c'est-à-dire une réaction biochimique qui intervient à l'interface entre la solution du sol et les racines d'une population de plantes (cultivées ou non) au cours d'une période de plusieurs mois (durée de vie de la plante annuelle) ?

En outre, sont négligés :

- l'absorption dans d'autres horizons plus profonds ;
- les redistributions depuis les racines vers d'autres organes ;
- les antagonismes et synergies entre éléments agissant au niveau des cellules (par exemple Cd *versus* Zn).

En conséquence, il existe dans la littérature de nombreuses méthodes dont les protocoles (et donc les résultats) ne sont pas identiques. Aucune n'est universellement valable : pour tous les sols, tous les éléments, toutes les plantes... Ces extractions, quoique souvent dites « sélectives », ne sont pas en réalité suffisamment sélectives.

6.1.4.3. Les extractions séquentielles

Il existe de nombreux protocoles qui ne donnent pas les mêmes résultats sur un même échantillon : on emploie successivement plusieurs réactifs chimiques de plus en plus agressifs. L'objectif correspond plutôt à localiser les métaux dans les différents compartiments du sol susceptibles de les fixer (matières organiques, oxyhydroxydes de fer, carbonates, etc.). Parmi les nombreuses critiques émises vis-à-vis des protocoles d'extractions séquentielles, les principales sont la refixation des métaux extraits et la non-sélectivité des réactifs chimiques employés. Leur seul intérêt réside donc dans leur caractère de « spéciation opérationnelle », c'est-à-dire leur caractère de test comparatif.

6.1.5. Comment évaluer le niveau de pollution d'un sol ?

Il ne faut pas confondre teneurs naturelles élevées dans les sols et pollutions (voir paragraphe 6.1.1.4).

6.1.5.1. Les trois approches simples

Pour évaluer le niveau de contamination ou de pollution d'un sol, il y a 3 approches assez simples, sans compter le calcul du facteur d'enrichissement qui est nettement plus complexe (voir paragraphe 6.1.5.3).

6.1.5.1.1. La comparaison verticale

Les teneurs en ETM de l'horizon de surface considéré sont comparées à celles des horizons immédiatement sous-jacents. La méthode est très simple : 3 ou 4 prélèvements superposés en un même point suffisent. Elle ne nécessite pas de connaissances pédologiques, ni générales, ni locales, mais il faut savoir prendre en compte d'éventuels gradients de carbone, argile, fer au sein du sol... Cette méthode permet de traiter seulement les horizons de surface. Elle est plus délicate pour Pb et Cd qui sont presque toujours plus abondants dans l'horizon de surface et elle repose sur l'hypothèse que le contaminant est resté en surface, hypothèse qui n'est pas toujours vérifiée lorsqu'il y a migrations des ETM vers la profondeur.

Si on constate une teneur élevée en un ETM dans l'horizon de surface, mais que les teneurs redescendent très rapidement en profondeur pour revenir à des teneurs faibles ou « normales », on peut en déduire l'existence d'une contamination superficielle très probable, voire d'une pollution notable (tableau 6.3). En revanche, si on observe une teneur élevée en un (ou plusieurs) ETM dans l'horizon de surface mais que les teneurs continuent d'augmenter avec la profondeur, alors une forte anomalie naturelle est très probable (tableau 6.1).

Profondeur	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	Mn
cm	<i>Teneurs totales en mg/kg</i>						<i>Teneurs totales en %</i>	
0 à 26	1,2	71,3	18,1	64,5	134	436	4,17	0,58
26 à 40	2,5	81,9	20,9	78,6	192	783	6,04	0,74
40 à 58	3,4	89,1	23,6	97,1	218	968	6,51	0,92
58 à 90	4,3	96,2	25,3	101,1	245	1138	6,94	0,9
90 à 95						1999	8,55	2,51

Tableau 6.1. Application de la comparaison verticale : cas du solum Vault-de-Lugny (Yonne), « sol marron » de la plateforme sinémurienne en Avallonnais. L'horizon de surface labouré 0-26 cm montre des teneurs très élevées en Cd, Pb, Zn, Ni qui pourraient faire penser à une pollution. Mais ces teneurs croissent encore considérablement avec la profondeur. Il s'agit de teneurs naturelles liées à la minéralisation générale des sédiments liasiques sur le pourtour immédiat du Morvan par des remontées hydrothermales. À noter, les teneurs totales également très élevées en fer et manganèse.

6.1.5.1.2. La comparaison latérale

Principe : on compare les teneurs de l'échantillon qui nous intéresse avec les teneurs mesurées dans le même type d'horizon de la même « série de sols », d'un sol situé sous forêt, à proximité, qui sert de « témoin ». C'est donc un raisonnement analogique, très proche de celui des expérimentations agronomiques. C'est une méthode très simple qui permet d'interpréter d'autres horizons que les horizons de surface. Quelques prélèvements superposés au point étudié et sur le site forestier « témoin » suffisent. Elle repose sur l'hypothèse que le sol sous forêt est demeuré intact de contaminations (sauf retombées atmosphériques en surface). Elle a cependant trois inconvénients :

- le site forestier peut avoir été contaminé (récemment ou anciennement) ;
- on ne trouve pas toujours la zone forestière souhaitée ;
- elle nécessite la présence d'un pédologue pour reconnaître l'appartenance des deux sols à la même « série » et l'équivalence des horizons.

6.1.5.1.3. Le raisonnement typologique

On fait l'hypothèse que si plusieurs solums (correspondant à un ou plusieurs territoires) ont le même matériau parental (origine, nature et état), même position dans le paysage et même morphologie (c'est-à-dire mêmes horizons se succédant dans le même ordre avec des épaisseurs similaires), alors ils appartiennent à une même « série de sol ». Ces solums ont donc une même « histoire » et les mêmes constituants. Ils ont donc (ainsi que les territoires qui leur sont associés) une très grande probabilité de présenter le même fond pédogéochimique naturel (FPGN).

Pour reconstituer les fonds pédogéochimiques locaux par cette méthode typologique, il faut analyser 20 à 40 échantillons pour chaque série, prélever des horizons non ou très peu contaminés, donc organiser l'échantillonnage en privilégiant les solums demeurés sous forêts, supposés indemnes de contaminations et les horizons profonds des solums cultivés (une éventuelle contamination est presque toujours restée en surface). En outre, les activités humaines ajoutent des ETM mais n'en enlèvent pas, donc les valeurs les plus faibles sont forcément les plus proches de l'état naturel initial.

On constate qu'il existe pour chaque « série de sol » des relations géochimiques naturelles très bonnes, par exemple : Zn/argile ou Pb/argile ou Cu/Fe ou Co/Fe ou Cr/Ni, qui vont nous permettre de faire apparaître telle ou telle valeur anormale (voir figures 6.2 et 6.6).

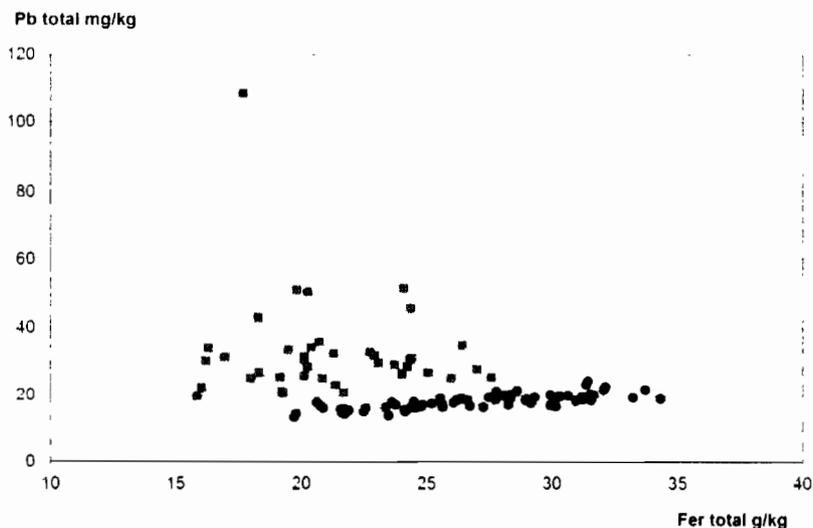


Figure 6.2. Sols issus de lœss, cultivés en région Nord-Pas de Calais [STE 02]. Tous horizons : de surface (carrés roses) et de profondeur (losanges bleus). Relation Pb total/fer total. L'excellente relation naturelle Pb/Fe apparaît clairement pour tous les horizons de profondeur. Les horizons de surface, eux, sont plus ou moins contaminés par du plomb d'origine anthropique et ne respectent plus cette relation.

Grâce aux études par « séries de sols » (approche typologique), on peut interpréter une teneur en cadmium de 1,75 mg/kg (valeur assez élevée). Si cette teneur est mesurée dans un horizon de surface labouré d'un néoluvisol issu de lœss du Vexin, elle résulte très probablement d'une contamination (par exemple par épandages excessifs de boues) car, dans ce type de sol, la TAH est < 0,40 mg/kg (voir figure 6.3). Au contraire, si cette même teneur a été mesurée dans une « terre noire » de la plateforme sinémurienne en Auxois, elle est très probablement naturelle car les mesures effectuées dans ce type de sol varient entre 1,1 et 7,0 mg/kg.

De même, on peut dire qu'une teneur en plomb de 85 mg/kg, mesurée dans un néoluvisol issu de lœss de Champagne sénonaise, résulte certainement d'une contamination car la TAH de ce type de sol est < 40 mg/kg, alors que si elle a été mesurée dans un sol limoneux dans l'extrême nord du Morvan (sur roches silicifiées), elle est naturelle et même plutôt faible. En effet, les teneurs mesurées dans ce type de sol s'élèvent couramment entre 68 et 3 000 mg/kg (médiane 350).

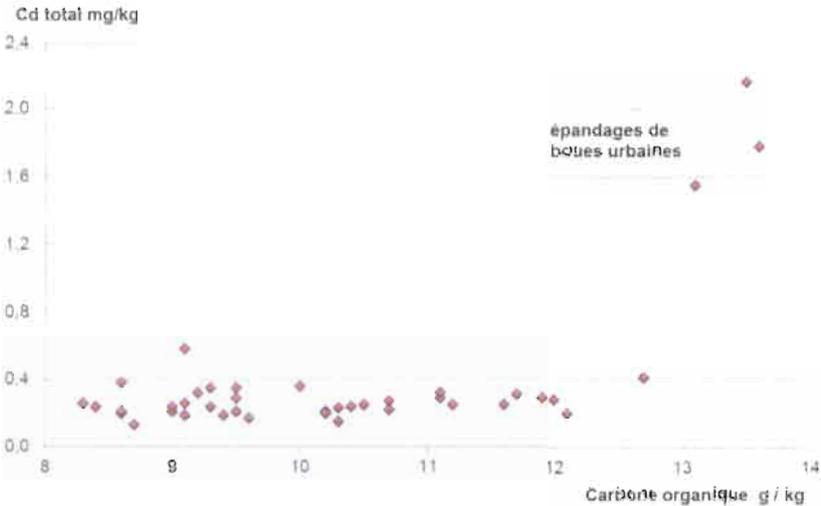


Figure 6.3. Relation Cd total/carbone organique pour 39 horizons de surface de luvisols typiques issus de lœss du Vexin français (horizons LE). Les teneurs en carbone organique sont très variables (de 0,8 à 1,4 %). En revanche, les teneurs en cadmium restent toutes comprises entre 0,20 et 0,40 mg/kg, sauf les 3 échantillons situés à droite du diagramme qui proviennent de parcelles ayant reçu des boues d'épuration urbaines à fortes doses et qui s'avèrent nettement contaminés. À noter, l'effet positif des épandages sur la teneur en carbone ! Ce schéma montre bien comment on peut aisément estimer les « teneurs agricoles habituelles » (TAH).

6.1.5.2. L'exemple du plomb à Bazeville (Beauce)

Au cœur de la Beauce, dans deux communes voisines, trois usines traitent ou retraitent du plomb. Les teneurs totales en plomb mesurées dans les horizons de surface de sols agricoles à proximité de ces usines (moins de 600 m) s'échelonnent entre 50 et 551 mg/kg, les valeurs les plus fortes étant mesurées aux portes de l'usine la plus ancienne. Les seules sources locales de contamination par le plomb sont directes (poussières émises par les cheminées) ou indirectes (boues de la station d'épuration des eaux des villages) et résultent de l'activité industrielle des trois usines.

La figure 6.4 permet aisément de se faire une idée du fond pédogéochimique naturel et des teneurs agricoles habituelles des sols du secteur. Grâce au carbone organique, il est facile de distinguer les horizons de surface labourés, humifères (codés L), et les horizons plus ou moins profonds, beaucoup moins humifères (codés

M et P). En outre, les 8 échantillons de matériaux très profonds et très calcaires (codés FCR) se distinguent également très bien par leur très faible teneur en plomb (dilué dans le carbonate de calcium).

De ce diagramme, très simple à établir, il est aisé de déduire que les TAH des horizons de surface (fond naturel + contamination générale diffuse) et le FPGN des horizons profonds peuvent être fixés aux valeurs présentées dans le tableau 6.2. Il est alors possible de mettre en évidence les horizons qui ont été peu ou prou contaminés par le plomb, qu'ils soient en surface ou en profondeur (localisés à droite des traits noirs verticaux).

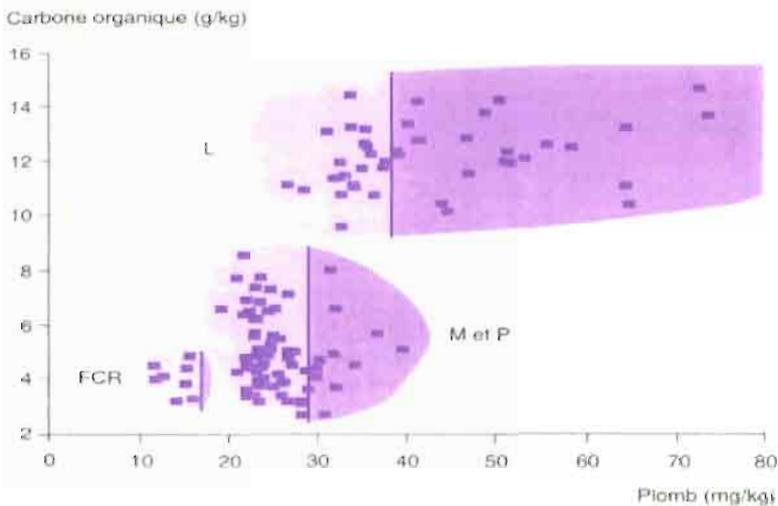


Figure 6.4. Relation entre la teneur en plomb et le carbone organique dans les sols du secteur de Bazeville (diagramme limité volontairement à 80 mg de Pb/kg)

Horizons de surface (L) (teneurs agricoles habituelles)	$Pb \leq 38 \pm 2 \text{ mg/kg}$
Horizons profonds non calcaires (M et P) (fond pédogéochimique naturel)	$Pb \leq 29 \pm 2 \text{ mg/kg}$
Matériaux profonds très calcaires (FCR) (fond pédogéochimique naturel)	$Pb < 17 \pm 1 \text{ mg/kg}$

Tableau 6.2. Teneurs totales en plomb dans les sols du secteur de Bazeville ; teneurs agricoles habituelles et fond pédogéochimique naturel déduits de la figure 6.4

6.1.5.3. Calcul des facteurs d'enrichissement

Objectif : mesurer ponctuellement l'enrichissement en ETM entre un horizon de surface (Hs) affecté par les contaminations diffuses (retombées atmosphériques, pratiques agricoles, etc.) et un horizon profond ou un matériau parental (Hp) supposé indemne de contamination, servant d'horizon de référence.

Nécessité de choisir un élément de référence non affecté par les activités humaines, abondant (donc sur lequel il y a peu d'incertitude analytique), géochimiquement peu mobile et peu touché par les phénomènes red-ox : l'aluminium total [Al].

Calcul pour un élément :

– $FE = ([E]_{Hs} / [Al]_{Hs}) / ([E]_{Hp} / [Al]_{Hp})$ où [E] = concentration totale en cet élément ;

– FE = 1 signifie qu'il n'y a pas eu d'enrichissement.

Grâce à ce type de calcul on s'affranchit de l'effet de certains processus pédogénétiques comme l'illuviation d'argile, la dilution par le $CaCO_3$ ou par des matières organiques... Mais il faut disposer des déterminations de l'élément de référence (l'aluminium total), ce qui est rarement le cas, et d'un horizon profond de référence adéquat, c'est-à-dire développé dans le même matériau parental que l'horizon de surface considéré.

EXEMPLES.

Facteurs d'enrichissement (FE) calculés pour tous types de sols en Nord-Pas de Calais [STE 07] :

- FE \pm 1 pour Co, Cr, Ni, V ;
- FE entre 1,1 et 1,5 pour As, Bi, Mo, Tl ;
- FE entre 1,5 et 2 pour Cu, Mn, Sb, Sn ;
- FE > 2 pour Cd, Hg, Pb, Se.

6.2. Sites pollués célèbres (France)

Les industries métallurgiques de métaux non ferreux, très développées durant la première moitié du XX^e siècle, notamment dans le nord de la France, ont donné

naissance à des contaminations polymétalliques (Zn, Pb, Cu, Cd, As) de l'environnement terrestre et aquatique. La connaissance de l'historique du site est cruciale afin de comprendre la nature, la répartition et les diverses voies de dissémination des déchets générés lors du traitement des minerais, de composition et de provenance diverses. Cette pollution en métaux ne s'est évidemment pas limitée au site industriel lui-même : les zones urbaines situées à proximité et les territoires agricoles environnants ont reçu des quantités variables de poussières métallifères.

Les fonderies de zinc sont connues pour avoir contaminé des surfaces considérables (allant parfois jusqu'à plus de 100 km²) en Zn, Pb, Cd et, dans une moindre mesure, en Cu et As. C'est le cas de celles de Metaleurop à Noyelles-Godault, de Mortagne-du-Nord (voir ci-après) et de Maatheide-Lommel (voir paragraphe 6.5.4).

Dans ces sols, les teneurs en métaux sont très significativement supérieures à celles des fonds pédogéochimiques naturels ou des teneurs agricoles habituelles. Différentes voies de dissémination des polluants métalliques expliquent les contaminations du milieu rural sur de grandes surfaces. Elles peuvent être liées directement à l'activité industrielle (voie atmosphérique, émissions localisées par des cheminées), à des pollutions par le vent ou au ruissellement à partir de crassiers ou de terrils, et parfois à des pollutions très locales par réemploi de déchets industriels (scories) comme remblais ou pour empierrer des chemins. Une dernière voie de contamination, plus indirecte, résulte de l'épandage de sédiments de curage de voies d'eau contaminées par des métaux.

Mais il existe bien d'autres façons de contaminer ou de polluer les sols par des métaux. L'exemple de la plaine de Pierrelaye (voir paragraphe 6.2.3) est tout à fait éclairant. À partir d'un volontarisme hygiéniste (épurer utilement les « eaux grasses » de Paris) on en est arrivé, 100 ans plus tard, à pratiquer du maraîchage intensif sur des sols notoirement pollués par toute une gamme de métaux et de xénobiotiques organiques.

6.2.1. Metaleurop à Noyelles-Godault

Aux environs de Douai, deux sites de production de plomb et de zinc parmi les plus importants d'Europe ont fonctionné pendant plus d'un siècle, occasionnant de fortes pollutions des sols environnants sur 12 400 km². Le premier implanté à Noyelles-Godault (Peñarroya, puis Metaleurop Nord), jusqu'à 4 km des portes de l'usine, le deuxième à Aubry, sur une aire plus limitée.

Profondeur cm	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	A
	Teneurs totales en mg/kg						%
0 à 12	8,21	38,3	19,2	19,7	500,1	620	
12 à 27	8,12	38,6	20,5	19,2	524,2	637	17,9
27 à 34	8,22	38,9	20,4	18,7	525,1	635	
34 à 45	0,23	40,1	10,4	19,6	33,4	64	20,9
70 à 82	0,08	51,6	8,9	29,1	22,8	49	24,5
106 à 124	0,09	47,1	8,6	26,1	18,2	48	16,1
142 à 175	0,04	58,6	7,1	15,5	12,6	40	15,9

Tableau 6.3. Application de la comparaison verticale : cas du solum Évin-Malmaison (site OQS situé à 1 km de l'usine Metaleurop). La pollution est évidente et importante dans l'horizon labouré (0-34 cm) pour Cd, Pb et Zn (dans une moindre mesure aussi pour Cu). Une légère contamination en Cd, Pb et Zn est décelable dans l'horizon 34-45 cm. En dessous : aucun impact de l'homme ; les valeurs correspondent au fond pédogéochimique naturel local (A = taux d'argile).

De nombreux programmes de recherche ont été lancés, notamment dans les années 1990. Les premiers résultats des analyses des échantillons prélevés autour de l'usine Metaleurop ont immédiatement confirmé la forte pollution des sols agricoles, au moins en surface. Les teneurs totales peuvent y atteindre 21 mg/kg en Cd, 1 132 mg/kg en Pb et 1 378 mg/kg en Zn. Les recherches ont porté également sur d'autres éléments susceptibles d'être libérés lors des traitements industriels (Sb, Ag, As, Bi, Cr, Co, Cu, Sn, In, Hg, Ni, Se, Tl, Th, U), mais il n'en sera pas fait mention ici. Les fonds pédogéochimiques naturels locaux ont été déterminés en distinguant les sols lessivés et les sols alluviaux.

L'essentiel de la contamination est demeuré dans les horizons des surfaces humifères (30 à 35 premiers cm – voir tableau 6.3) mais certains contaminants (Cd et Zn) ont été retrouvés à des profondeurs plus grandes, jusqu'à 2 m dans le cas des sols les plus pollués. Le plomb, réputé peu mobile et montrant de grandes affinités avec les matières organiques, a tout de même contaminé des horizons plus profonds, jusqu'à des profondeurs de 40 à 80 cm.

Dans ce secteur, les teneurs en plomb et zinc relevées dans les grains de blé et les feuilles de laitue sont, dans plus de la moitié des cas, supérieures aux normes admises en alimentation humaine. Ce dépassement est pratiquement systématique dans le cas du cadmium. De plus, les deux tiers des échantillons d'herbe sont impropres à la consommation animale.

En 2003, l'usine Metaleurop a brusquement fermé mais les pollutions générées antérieurement demeurent et elles n'ont malheureusement pas touché uniquement les zones agricoles. Elles ont eu aussi un fort impact sur la santé des très nombreux riverains. Selon l'Observatoire régional de la santé, en octobre 2002, 13 % des enfants dépistés dans les communes avoisinant l'usine avaient un taux d'imprégnation en plomb élevé et, à Évin-Malmaison, ville située sous les vents dominants, ce taux atteignait 27 %.

6.2.2. Mortagne-du-Nord

Le site industriel de Thun-Saint-Amand – Mortagne-du-Nord, situé au confluent de la Scarpe et de l'Escaut, non loin de la frontière belge, comprenait une fonderie de zinc qui a fonctionné de 1901 à 1962 et une usine chimique associée (1926 à 1968). Après des travaux de « reverdissement », dans les années 1980 (c'est-à-dire apports de terres saines sur 60 cm d'épaisseur), les terrains ont été totalement abandonnés, donnant naissance à des friches industrielles. L'activité de l'usine chimique était double : grillage de la blende (ZnS) nécessaire pour l'extraction du métal et production d'acide sulfurique. Les déchets (scories) ont été entreposés sous la forme d'un crassier conique d'environ 30 m de haut et 200 m de diamètre, bien visible sur les photos aériennes des années 1950 mais qui avait totalement « disparu » dans les années 1990.

La dispersion des poussières par le vent a très fortement pollué les terrains alentour (voir tableau 6.4), notamment ceux exposés aux vents dominants d'ouest. Une pelouse dite « métallicole » s'est développée sur une vingtaine d'hectares. Cette pelouse, désormais très célèbre et faisant régulièrement l'objet de visites, accueille des plantes calamitaires rares comme l'Armérie de Haller (*Armeria maritima subsp. halleri*) et l'Arabette de Haller (*Cardaminopsis halleria*). Ces plantes ont acquis la capacité de résister à la présence d'éléments en traces dans les sols à des concentrations fatales pour la plupart des végétaux. Elles présentent donc un intérêt particulier pour la phytostabilisation des sols pollués et dans la mise en place de processus de remédiation par phyto-extraction. C'est pourquoi cette pelouse et les sols ont été l'objet de nombreux programmes de recherche pluridisciplinaires.

Horizon	Prof. cm	Argile C. Org.		pH eau	Zn		Pb		Cd		Cu		As		Ni		Co	
		%	%		mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg
Ah	0 - 3	nd	5.86	6.3	22 433	10 300	107	795	337	33.0	20.5							
I	9 - 18	8.6	0.87	6.0	1520	276.0	13.0	19	8.10	11.2	6.2							
AS	23 - 37	8.0	0.47	5.6	742	24.4	8.19	5.7	3.41	7.5	3.8							
S	43 - 55	8.5	0.24	5.8	467	13.9	2.38	4.9	2.93	8.3	3.6							
C1	85 - 95	6.8	0.12	6.0	209	11.3	0.10	2.5	2.64	8.2	4.3							
C2	145 - 160	15.6	0.11	6.0	125	11.6	0.29	4.7	5.60	11.9	3.7							

Tableau 6.4. Teneurs totales en éléments traces d'un sol de la pelouse métallicole de Mortagne-du-Nord (nd = non déterminé)

6.2.3. Plaine de Pierrelaye (pollution polymétallique)

6 2 3.1. Historique des épandages

Depuis la fin du XIX^e siècle, la plaine de Pierrelaye-Bessancourt, située à environ 20 km au nord-ouest de Paris, a été un des champs d'épandage des eaux usées (non traitées) de l'agglomération parisienne. Au début du XX^e siècle, environ 4 000 l/m²/an étaient apportés sur les sols, et environ 2 000 l/m²/an dans les années 1980 (ce qui représente des flux énormes). Ces épandages avaient deux objectifs :

- épurer les eaux avant leur retour dans le réseau hydrographique souterrain, le caractère sableux des horizons de surface des sols étant favorable à l'infiltration rapide des lames d'eau apportées ;
- améliorer les sols sableux, considérés comme marginaux, notamment leur apporter de la matière organique. Dès lors, ce périmètre d'irrigation a acquis une vocation de production maraîchère, les épandages apportant l'eau et des éléments nutritifs N, P et K en grandes quantités. Mais ces pratiques ont également introduit des quantités considérables de micropolluants dans les sols, notamment métalliques (Zn, Pb, Cu, Cd, Hg).

D'autres sources de pollution s'y sont ajoutées :

- des apports massifs de « gadoues » (ordures ménagères non triées, grossièrement broyées) au cours des années 1950 et 1960 ;
- des contaminations par voie atmosphérique par les industries proches (zones industrielles riveraines) et plus lointaines (agglomération parisienne) ;
- des applications intensives de fertilisants et de pesticides représentent une source supplémentaire d'ETM (particulièrement de cadmium lié aux engrais phosphatés).

Après 100 ans d'épandages massifs, la forte accumulation de métaux dans les sols a conduit à une contamination notable des cultures. En 1999, un arrêté préfectoral a interdit les cultures maraîchères sur la plaine et les épandages ont cessé.

6.2.3.2. La contamination des sols

Les sols du périmètre d'épandage se distinguent par une couleur presque noire de l'horizon de surface en comparaison des mêmes sols non irrigués environnants. Cette couleur est due à l'apport de grandes quantités de matières organiques par les eaux usées. Des teneurs de 20 à plus de 80 g/kg, atypiques pour des sols agricoles sableux, sont couramment observées. Les concentrations en Zn, Pb, Cu et Cd dans les horizons labourés sont environ 10 et jusqu'à 20 fois plus élevées que dans ceux des sols agricoles hors périmètre d'épandage. Elles varient fortement : Zn (50-1 300), Pb (80-750), Cu (50-350) et Cd (1,5-12) mg/kg, et peuvent localement atteindre > 3 000 mg/kg de Zn, 1 600 mg/kg de Pb, près de 850 mg/kg de Cu et jusqu'à 30 mg/kg de Cd.

Cette variabilité dépend de la distance des sols aux bouches d'irrigation et de l'intensité des épandages (figure 6.5). De plus, le travail du sol, réalisé toujours parallèlement à la plus grande pente pour favoriser un épandage uniforme des eaux usées, a entraîné l'érosion d'une partie de l'horizon de surface du haut vers le bas des parcelles. On constate alors une dilution des concentrations en métaux dans les parties hautes des parcelles par les labours annuels qui incorporent une partie de l'horizon sous-jacent. Des accumulations de micropolluants organiques, notamment des antibiotiques, ont également été mises en évidence. Dans ces sols sableux et filtrants dans leur partie supérieure (horizons L et E), un transfert important de métaux vers la profondeur est souvent constaté, malgré un pH toujours voisin de 7,5.

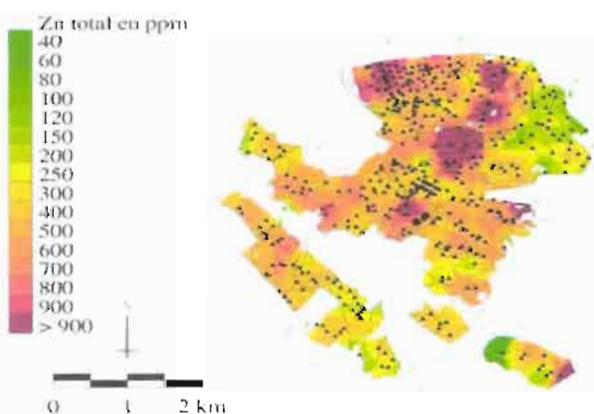


Figure 6.5. Périmètre pollué de la plaine de Pierrelaye ;
carte des teneurs totales en zinc estimées par krigeage (en mg/kg)

6.3. Sites pollués locaux et contaminations diffuses

Outre les célèbres grands sites pollués par des activités industrielles ou minières, on peut citer des cas plus locaux ou plus diffus, liés à des activités très diverses.

6.3.1. Site de traitement de poteaux pollué par du cuivre en contexte de podzolosol

Delas, en 1966, a étudié un site de traitements fongicides de troncs de pins par des sels de cuivre à Cestas (Gironde). L'accumulation de cuivre, en grande partie échangeable, atteignait un niveau toxique pour toute végétation. Comme il s'agissait d'un sol sableux de type « podzolosol » caractérisé par la formation naturelle de complexes organométalliques mobiles, la pollution par le cuivre n'est pas demeurée en surface (tableau 6.5). Le cuivre a contracté des liaisons très stables avec les fractions les plus mobiles des matières organiques et l'ensemble a migré en profondeur.

Horizon	Profondeur cm	Carbone organique %	Cu mg/kg (extrait à HCl 12N)
A ₁	0-20	2,95	1 880
BP ₁	20-37	2,32	3 131
BP ₂	37-55	0,49	350
C	55-75	0,37	137

Tableau 6.5. Pollution par des sels de cuivre sur un site de traitement de poteaux à Cestas ; les TAH en cuivre pour les sols sableux des Landes de Gascogne sont comprises entre 4 et 8 mg/kg

6.3.2. Contaminations des sols par des boues de stations d'épuration

Ces boues sont les résidus semi-solides de l'épuration des eaux usées urbaines, lesquelles associent les eaux et excréments domestiques, les eaux pluviales (rincage des toitures et des chaussées), et autrefois, avant la séparation des réseaux, des effluents industriels et artisanaux... Elles contiennent, en quantités variables selon la station : de l'azote, du phosphore, des matières organiques, des oligo-éléments, beaucoup de calcium (si elles sont chaulées), mais également toutes sortes de métaux en traces, des micropolluants organiques (HAP, PCB, médicaments antibiotiques, pesticides), des organismes pathogènes (si elles n'ont pas été hygiénisées).

Dans le passé, avant l'apparition de toute réglementation, les boues d'épuration urbaines étaient très chargées en métaux et épandues souvent à des doses excessives. Nous allons en voir trois exemples qui ont eu un impact durable sur la qualité des sols et des récoltes.

6.3.2.1. Épandages de boues d'épuration très chargées en ETM sur les sols du Vexin

Dans les années 1970, les boues de la station d'épuration d'Achères (qui, à l'époque, était la seule pour toute l'agglomération parisienne) étaient vendues aux agriculteurs parce qu'elles contenaient des quantités importantes de phosphore assimilable. À cette époque, ces boues présentaient pourtant des concentrations extrêmement élevées en cadmium, plomb, mercure et zinc (tableau 6.6). Elles ont été épandues régulièrement sur les sols des plateaux du Vexin.

	1978	1979	1983	1987	1991	2009
Cd	165	155	105	69,8	25,6	4,3
Pb	1 494	1 266	1 014	1 059	785	171
Zn	7 246	6 149	4 985	4 495	3 604	1 728
Hg				12	10	2,6

Tableau 6.6. *Quelques concentrations moyennes annuelles en ETM des boues d'épuration de la station d'Achères ; on notera la forte décroissance des teneurs au cours du temps*

En 1995, le programme ECOMET a cherché à déterminer l'influence de ces épandages répétés sur la composition des sols et la composition des blés récoltés. Ont été comparés deux sites de néoluvisols issus de lœss, ayant reçu respectivement 0 ou 4 épandages de boues, représentant une quantité totale de Cd respectivement de 0 et 3,6 kg de Cd/ha. Notons qu'il y a d'autres sources d'apports de cadmium dans les sols agricoles, notamment des impuretés dans les engrais phosphatés. L'impact de tels épandages de boues se marque nettement dans les analyses qui ont été faites dans les horizons de surface (tableau 6.7).

Zéro épandage (0 kg de Cd/ha)			4 épandages (3,6 kg de Cd/ha)		
0,36	0,32	0,35	1,55	2,16	1,78

Tableau 6.7. *Teneurs totales en cadmium mesurées dans l'horizon de surface labouré de deux sites du Vexin ayant reçu 0 ou 4 épandages de boues d'épuration – 3 répétitions (programme ECOMET) (voir aussi la figure 6.3)*

6 3 2 2. L'essai de Bézu-le-Guéry

Cette expérimentation a été menée par la chambre d'agriculture de l'Aisne au cours de la décennie 1970 avec des boues d'Achères, sur des sols limoneux très hydromorphes (luvisols dégradés issus de limons anciens) à Bézu-le-Guéry en Haute-Brie. Au total, 208 t/ha de boues (soit 118 t/ha MS – matière sèche) ont été apportées en deux épandages « à double dose » (en 1974 et 1977). Si on admet une teneur en cadmium des boues de cette époque de 160 mg/kg de Cd MS, les quantités de cadmium ainsi épandues peuvent être estimées à 18,9 kg/ha (ce qui correspondrait à une augmentation en concentration d'environ + 4,8 mg/kg de l'horizon de surface labouré). De telles conditions expérimentales ne pouvaient pas ne pas avoir un impact très visible sur les teneurs totales en métaux de l'horizon de surface (tableau 6.8).

	4 placettes avec boues (épandages de 118 t/ha MS)		4 témoins sans boues	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Cd	2,47	3,38	0,09	0,21
Cr	56,6	67,7	27,2	37,6
Cu	42	52,5	7,1	9,2
Hg	0,29	0,35	0,04	0,06
Ni	16,1	20,4	11,5	15,1
Pb	43,9	48,5	18,8	23,6
Zn	143	169	33	46

Tableau 6.8. Essai de Bézu-le-Guéry : teneurs totales en ETM des horizons de surface, mesurées en 1983

En 1993, l'horizon de surface du sol montrait toujours une contamination importante en cadmium, zinc, cuivre, plomb et chrome [DUC 93]. Cette contamination peut être également mise en évidence par une approche dite « typologique ». Il existe, en effet, pour tous les horizons (surface et profondeur) de cette série de sols, aussi bien sous agriculture que sous forêts, une excellente relation naturelle (géochimique) entre teneurs totales en zinc et en fer. Cette relation est rompue pour l'horizon de surface du site expérimental de Bézu, où l'on dose 162 mg de zinc par kg au lieu des 40 mg/kg que la teneur en fer laisserait prévoir (figure 6.6).

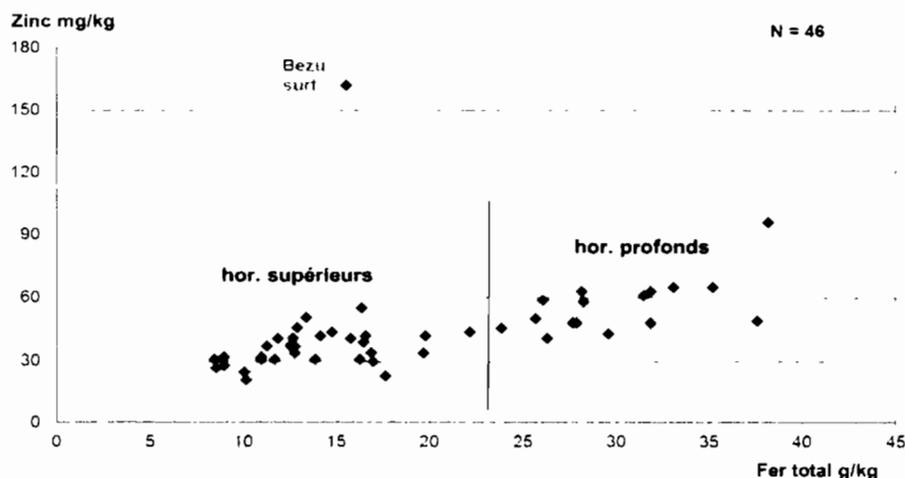


Figure 6.6. Exemple d'une contamination décelée par la méthode typologique : cas du zinc dans des luvisols dégradés du sud-est du bassin de Paris, 46 horizons de surface et de profondeur, sous agriculture et sous forêt. Grâce à la teneur en fer, il est facile de distinguer les horizons de surface appauvris en fer (et en argile) et les horizons profonds enrichis en fer (et en argile). On observe une bonne relation entre zinc total et fer total, sauf pour un échantillon. Celui-ci est un horizon de surface provenant du site de Bézu-le-Guéry où une expérimentation a été menée avec apports massifs de boues d'épuration urbaines (boues d'Achères). Cet horizon est manifestement pollué par le zinc (ainsi que par Cd, Cr, Cu, Pb, Hg). En 1993, on y dosait encore 162 mg/kg alors que la teneur en fer laisse penser qu'il devrait en contenir 40 à 45 mg/kg seulement.

6.3.2.3. L'expérimentation du domaine de Couhins (INRA, Bordeaux)

Ce dispositif expérimental très célèbre a été mis en place en 1974. Il a donné lieu à de nombreuses publications. Les parcelles ne faisaient que 6 m sur 3 m et il y avait 4 répétitions pour chaque modalité. L'objectif initial était de comparer les différents traitements, notamment :

- témoins ne recevant qu'une fumure minérale ;
- boues de la station d'épuration « Louis Fargue » (Bordeaux).

Les boues de Louis Fargue étaient extraordinairement chargées en cadmium et nickel suite à la présence d'une usine de piles et accumulateurs en amont de la station d'épuration. On avait affaire là plus à des boues industrielles qu'à de simples boues urbaines. Elles ont été épandues trois fois en 1974, 1976 et 1978, à raison de 100 t/ha MS. Leur teneur en cadmium aurait atteint une valeur maximale de

2 672 mg de Cd/kg (moyenne : 1830 mg Cd/kg). Les masses cumulées de cadmium appliquées *via* les boues de Louis Fargue ont été estimées à 641 kg de Cd/ha.

En outre, le sol de l'expérimentation s'avère très particulier : sur au moins un mètre d'épaisseur, il ne contient qu'environ 4 % d'argile et plus de 80 % de sables. Son pH initial était de 5,3. De tels sols sont appelés localement « graves sablo-caillouteuses ». L'essai a été mené en monoculture de maïs. Des suivis ont été régulièrement effectués des propriétés du sol et de la composition des plantes à différents stades de végétation.

Dans ces conditions, un impact énorme a été observé sur l'horizon de surface des parcelles ayant reçu au total 300 t/ha de boues de Louis Fargue : en 1989, la concentration en cadmium de l'horizon de surface s'élevait à 94,9 mg/kg de sol sec ! Et encore, il a été calculé que la moitié du cadmium apporté par les épandages n'était pas retrouvée dans le premier mètre du sol ! Une partie de ce cadmium manquant a peut-être été évacuée latéralement, associée à des particules entraînées par ruissellement. Les parcelles sont en effet très petites et les parcelles témoins, en 1992, contenaient 1,3 mg/kg de cadmium, ce qui n'aurait pas dû être. Des pertes massives vers la profondeur ne sont pas non plus à exclure étant donné le caractère sableux, filtrant et acide du sol. En 1976, dans les parcelles ayant reçu deux applications de boues de Louis Fargue (soit 200 t/ha MS), les grains de maïs à maturité contenaient 0,50 mg/kg de cadmium *versus* 0,17 dans les parcelles témoins.

Cette expérimentation a consisté à réaliser des épandages massifs correspondant à des doses extravagantes (jusqu'à 641 kg de Cd/ha) sur un sol « extrême », très sableux et plutôt acide, dans lequel aucun constituant n'était susceptible de fixer les ETM apportés. Il ne faut donc pas s'étonner de l'impact de tels épandages sur le sol de l'essai et sur les plantes qui y ont été cultivées ultérieurement (pas seulement sur les grains). C'est sur ce même terrain que l'équipe INRA de Bordeaux a multiplié dans les années 1990 et plus récemment des recherches sur les meilleurs procédés de réhabilitation de sols pollués par immobilisation *in situ*. Il est donc évident qu'une telle expérimentation constitue aujourd'hui un laboratoire passionnant pour les chercheurs, mais ne représente en rien la réalité contemporaine des épandages de boues d'épuration sur les sols agricoles.

6.3.2.4 La situation actuelle

Depuis 1998, la réglementation française impose des conditions assez sévères pour l'épandage des boues d'épuration urbaines sur des sols agricoles. Elle met l'accent sur la limitation des flux cumulés de métaux en combinant une plus grande exigence sur la composition des boues et une restriction des tonnages autorisés à l'épandage. Ainsi, la concentration maximale tolérée pour le plomb dans les boues

est passée de 1 600 à 800 mg/kg. En ce qui concerne le cadmium, la valeur limite est descendue à 20 mg/kg puis à 15 depuis 2001 et à seulement 10 mg/kg depuis 2004. En outre, il est prévu une stricte traçabilité des épandages et le suivi agronomique des sols ayant reçu des boues.

Une étude des flux de cadmium apportés dans le cadre des divers essais de plein champ réalisés en France a été menée. Ces flux varient très largement en fonction des tonnages appliqués et de la composition des boues (laquelle a varié beaucoup et varie encore dans le temps et dans l'espace).

Lorsque les quantités de cadmium sont faibles, compatibles avec les exigences de la réglementation française de 1998 sur l'épandage des boues, il est impossible de mettre en évidence le moindre impact sur les sols ou sur les plantes cultivées. Voilà qui est rassurant ! Au moins à court terme ! Le principal mérite de la réglementation française de 1998 a donc été d'inciter à grandement diminuer les flux d'ETM. Cet objectif a été atteint.

Ces flux vont d'à peine 1 g de Cd par ha (petites stations à boues très « propres » – faibles tonnages) à 4 320 g de Cd par ha (quatre épandages de boues d'Achères dans les années 1970 et 1980). Sans parler de l'expérimentation de Bézu-le-Guéry où les deux épandages « à double dose » ont apporté 18,9 kilos de cadmium, ni de celle de Couhins Louis Fargue (641 kg) ! D'où l'importance de toujours évaluer le mieux possible les flux d'ETM apportés réellement par les épandages de boues et de les comparer aux flux apportés par d'autres types d'apports (fertilisation phosphatée, composts, fumiers, lisiers, etc.).

Mais un certain nombre de difficultés demeurent. D'abord, nous ne disposons pas encore de recul de longue durée sur les épandages à doses raisonnables. Comment évaluer les impacts des épandages de boues urbaines sur le long terme (100 ans, 200 ans) par des expérimentations menées à court terme (5 à 15 ans) ? En outre, beaucoup d'études restent à faire, notamment sur d'autres végétaux alimentaires plus accumulateurs de métaux que le blé (épinards, choux, laitues).

La meilleure façon de juger d'un éventuel transfert du sol vers les plantes est de pratiquer des analyses directes de tel ou tel organe végétal récolté, mais ce sont là des analyses coûteuses et délicates, posant des problèmes à de nombreux laboratoires d'analyse. D'où l'intérêt des extractions partielles avec des sels neutres ou des réactifs complexants (EDTA, DTPA) sur échantillons de sols, afin d'estimer le mieux possible les risques de phytodisponibilité ou de mobilité.

Pour finir, il faut souligner l'importance majeure du pH du sol récepteur sur le risque de transfert des ETM (qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique) et

notamment du cadmium du sol vers les plantes. Plus ce pH est bas, plus il y a de risque de phytodisponibilité et de mobilité. Heureusement, ce paramètre peut être aisément contrôlé à moyen terme par les agriculteurs, grâce à des apports réguliers d'amendements basiques calciques. On notera que les boues chaulées portent en elles-mêmes le « contrepoison » face aux ETM apportés, en remontant le pH des sols récepteurs et en diminuant d'autant le potentiel de mobilité et de phytodisponibilité des métaux potentiellement dangereux (au moins à court terme).

Mais qu'advierait-il en cas d'abandon des sols agricoles amendés antérieurement par des boues, dans les régions aux sols naturellement acides ? Une réacidification progressive ne risquerait-elle pas de mener à une désorption et à une libération des métaux ?

6.3.3. Contaminations par le cuivre dans les sols de vignobles

Les contaminations par la bouillie bordelaise des sols de vignobles ou de vergers sont notoires et souvent fortes. Le cuivre est utilisé pour ses propriétés antibiotiques anticryptogamiques. Alors que la teneur médiane en cuivre dans les sols au plan national est de 15 mg/kg, les sols des vignobles montrent des teneurs totales qui s'échelonnent de 50 à 600 mg/kg selon l'ancienneté de la viticulture et selon le nombre annuel de traitements, ce nombre étant plus élevé dans les sols les plus « froids » (cas de certains vignobles suisses).

À tel point que, plusieurs années après leur arrachage, on peut détecter la présence antérieure des vignes grâce à une anomalie en cuivre dans l'horizon de surface (tableau 6.9). De très fortes teneurs en cuivre dans la partie supérieure des sols de vignobles n'entraînent pas de toxicité pour la vigne. Mais, par exemple, les jeunes plantules ne se développent pas lorsque l'on veut cultiver du blé sur un ancien terrain viticole. L'excès de cuivre a donc un impact notable sur l'activité biologique, mais les sols ne sont pas rendus stériles pour autant (figure 6.7).

Prof. cm	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	A %
0-25	0,11	22,5	32,3	7,4	20,2	29	11,1
40-60	0,17	46,3	8,2	16,1	26,9	38	32,8
80-100	0,14	49,5	7,1	16,5	26,1	40	37,1

Tableau 6.9. Teneurs totales (en mg/kg) et taux d'argile d'un sol à Nouaillé, au sud de Poitiers : sol de « Bomais » actuellement cultivé en céréaliculture. Toutes les teneurs en métaux sont grossièrement proportionnelles au taux d'argile, sauf pour le cuivre. Quoique peu élevée, cette valeur de 32,3 mg/kg de cuivre révèle des traitements fongicides sur une ancienne vigne arrachée depuis.

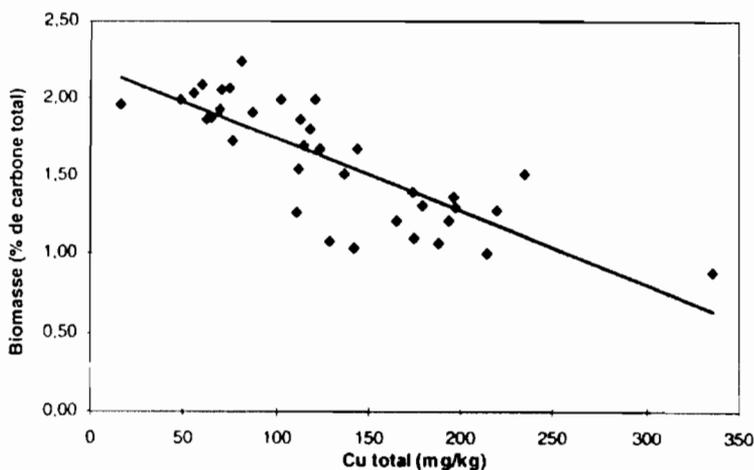


Figure 6.7. Diagramme montrant le caractère « antibiotique » du cuivre sur l'activité microbologique du sol : étude de M. Quantin [QUA 97], 36 horizons de surface de sols de vignobles en Bourgogne (traités à la bouillie bordelaise). Relation entre la biomasse microbienne exprimée sous la forme du % de carbone microbien par rapport au carbone total et la teneur totale en cuivre de l'horizon de surface. Cette teneur totale varie de 20 (pas d'apports de cuivre) à 350 mg/kg (ce qui est beaucoup). Il y a encore une biomasse microbienne non négligeable dans les sols les plus chargés en cuivre mais l'impact « déprimant » du cuivre est clairement mis en évidence.

L'analyse du cuivre extrait à l'EDTA (cuivre supposé « assimilable », c'est-à-dire risquant d'être phytodisponible) est faite régulièrement en France pour les agriculteurs afin de juger des risques de carences en zones pédogéochimiquement sensibles (Bretagne, Landes de Gascogne, Basse-Normandie). En contexte de vignobles, il s'agit au contraire d'estimer l'état de contamination des sols par le cuivre, lequel a un impact non négligeable sur l'activité bactérienne. Il peut y avoir également la crainte d'une toxicité en cas de replantation d'une jeune vigne ou de passage à la céréaliculture.

6.3.4. Contaminations des sols par le cuivre et le zinc suite aux épandages répétés de lisiers de porcs

L'élevage intensif de porcs entraîne l'épandage de grandes quantités de lisier sur des surfaces limitées. Il en résulte une augmentation des teneurs des sols en matière organique, phosphore et azote. Mais on constate aussi l'augmentation des teneurs des sols en cuivre et zinc, car ces métaux sont ajoutés aux rations alimentaires des

porcs et se retrouvent dans les déjections. Le cuivre sert de facteur de croissance. Le zinc a pour intérêt de prévenir la parakératose du porc. Depuis longtemps, la station de recherche INRA de Quimper a étudié les conséquences de l'épandage des lisiers de porcs sur les teneurs en métaux des sols (risques de phytotoxicité). Le tableau 6.10 présente les résultats obtenus, qui ont l'avantage d'avoir été établis sur un grand nombre de parcelles.

L'EDTA (acide éthylène-diamino-tétracétique) est un réactif contenant des fonctions amine ayant un pouvoir complexant. C'est pourquoi les quantités de Cu et de Zn extraites par l'EDTA sont censées représenter assez bien la solubilisation biologique réalisée autour des racines par les exsudats racinaires, donc les quantités d'éléments facilement mobilisables.

	P ₂ O ₅	K ₂ O	Cu (EDTA)	Zn (EDTA)
	mg/kg			
Moyenne 1973	440	306	3,82	3,19
Moyenne 1988	855	408	7,1	8,76
Accroissement annuel moyen	28 mg/kg/an	6,8 mg/kg/an	0,22 mg/kg/an	0,37 mg/kg/an

Tableau 6.10. *Accroissement des teneurs en différents éléments dans l'horizon de surface des sols en relation avec l'épandage de lisiers ; résultats obtenus sur 190 sites répartis dans 64 fermes du Finistère*

Une parcelle du défunt Observatoire de la qualité des sols (OQS) a été établie à Gouézec (Finistère) justement pour étudier l'impact des épandages répétés de lisiers de porcs. En 1989, 52 échantillons ont été prélevés dans l'horizon labouré (0-25 cm). Comme pour tous les sites OQS, le plan de prélèvement comprenait 13 placettes hexagonales choisies au sein d'un carré de 80 × 80 m, de façon que leurs centres soient situés au sommet de triangles équilatéraux de 20 m de côté. Dans chaque placette, une « station » hexagonale de 3,5 m² a été tirée au sort, dans laquelle quatre échantillons ont été prélevés, toujours de la même façon. Pour mener à bien le repérage, des bornes ont été installées. Ainsi, il a été possible, 8 années plus tard, en janvier 1997, de prélever à nouveau 52 échantillons, exactement à la même place à un ou deux décimètres près. Seuls 23 des 52 échantillons de 1997 ont été analysés, pour des raisons d'économie. Les résultats moyens figurent au tableau 6.11. On constate que, en 8 ans, les teneurs totales en Cd, Cr, Ni, Co et Pb demeurent remarquablement constantes, tandis que les concentrations en Cu et Zn augmentent notablement.

Dates de prélèvement	ETM totaux extraits par HF, en mg/kg							Fe total
	Cu	Cd	Cr	Ni	Co	Pb	Zn	%
ETM								
1989	31,8	0,196	67,4	24,3	12,6	33,2	96,8	3,21
1997	35,3	0,197	67,7	24,8	12,9	33,4	107,1	3,21

Tableau 6.11. *Teneurs totales moyennes en éléments traces métalliques sur la parcelle de Gouézec dans l'horizon labouré (analyses portant sur 23 échantillons prélevés en 1989 puis en 1997 et tous analysés en 1998)*

En parallèle à ces analyses, a été établie la teneur moyenne naturelle en éléments en traces grâce à 15 échantillons prélevés dans le même type de sol, mais sous forêt. Dans le deuxième horizon des sols demeurés sous forêt, on dose en moyenne 15 mg/kg de Cu et 70 mg/kg de Zn, cela correspond donc au fond pédogéochimique naturel.

Au total, sur le site de Gouézec, depuis les débuts de l'agriculture jusqu'en 1997, les teneurs totales en cuivre sont passées de 15 à 35 mg/kg (+ 133 %) et celles en zinc de 70 à 107 mg/kg (+ 53 %), ceci en se référant aux teneurs des sols forestiers.

6.3.5. Les retombées atmosphériques de plomb depuis l'Antiquité

La contamination systématique de tous les territoires (urbains, agricoles, forestiers) par le plomb est le meilleur exemple de contamination diffuse généralisée par voie atmosphérique. Les sources en ont été multiples (traitements des minerais, industries diverses, trafic automobile), certaines très anciennes, et la dispersion par le vent a atteint les territoires les plus éloignés des sources, tels que les glaciers du Groenland ou de l'Antarctique. À tel point que les phases d'activités minières et industrielles de l'Antiquité (grecque, celte, romaine) ont laissé des traces dosables dans les carottes de glace récoltées dans ces déserts glacés.

En conséquence, sauf cas exceptionnels, les teneurs en plomb sont très généralement plus élevées dans les horizons de surface des sols que dans les horizons plus profonds (tableau 6.12). D'autant que le plomb est en grande partie immobilisé par des liaisons qu'il développe avec les matières organiques. Une autre illustration est fournie par la figure 6.2.

	Teneurs totales en plomb (mg/kg)	
	Horizons de surface	Horizons profonds
Nombre d'échantillons	260	486
Premier décile	19,4	5,3
Médiane	29,3	16,2
Neuvième décile	51,3	24,9

Tableau 6.12. *Référentiel pédogéochimique du Nord-Pas de Calais : tous types de sols des zones rurales, éloignées de sources de pollution ponctuelles ; statistiques comparées pour les horizons de surface et ceux non situés en surface [STE 02]*

6.3.6. Les nanoparticules métalliques (NPM)

Ces nanomatériaux sont considérés comme des « polluants émergents » potentiels. On en trouve désormais dans toutes sortes de produits industriels : cosmétiques, crèmes solaires, textiles, bactéricides, additifs dans certains carburants. Ils sont utilisés aussi en imagerie médicale et pour des réactions catalytiques.

Ces particules parviendraient aux sols *via* les eaux usées ou sous forme de très fines poussières véhiculées par le vent (aérosols).

Au point de vue chimique, les NPM n'ont rien de particulier (par exemple TiO₂, ZnO, CuO, CeO₂, nano-poudre d'argent ou d'or, nano-oxydes de fer). C'est pourquoi une éventuelle contamination des sols par ces particules ne pourrait pas être détectée par une analyse chimique. Ce sont leurs dimensions (comprises entre 1 et 100 nanomètres) qui leur confèrent des propriétés physico-chimiques extraordinaires, notamment une très forte réactivité chimique et la capacité d'être absorbées à travers les barrières cellulaires des tissus biologiques (microbiens, végétaux, animaux, humains), avec des risques de génotoxicité et de cancérogenèse avérés. Certaines études laissent penser que la forme des nanoparticules ou bien la présence d'impuretés influenceraient leur toxicité plus que leurs dimensions.

En outre, certaines NPM de ZnO peuvent être suffisamment solubles et libéreraient des ions Zn²⁺ toxiques.

Les nanoparticules de fer semblent capables d'immobiliser l'arsenic dans les sols, évitant la lixiviation et diminuant sa biodisponibilité. Cependant, l'introduction volontaire de nanoparticules dans les sols reste hasardeuse car leur innocuité pour l'environnement et la santé humaine n'est toujours pas démontrée.

Force est de constater que les études sur les risques écotoxicologiques que les NPM pourraient engendrer sont, à ce jour, extrêmement parcellaires.

6.4. Impacts des pollutions métalliques

6.4.1. Bio- et phytodisponibilité – voies d'absorption

La biodisponibilité, c'est la propriété d'une espèce chimique ou d'un élément présent dans le sol d'être plus ou moins absorbé⁶ par les organismes vivants *via* la solution du sol. Lorsqu'il s'agit de plantes, cultivées ou non, on parle de phytodisponibilité. Cette propriété s'applique aussi bien aux éléments nutritifs (P, K) qu'aux oligo-éléments ou aux autres métaux potentiellement toxiques. La biodisponibilité implique le franchissement d'une paroi cellulaire (racine ou stomate chez les végétaux supérieurs). Biodisponibilité et phytodisponibilité sont des potentiels résultant de l'interaction de trois séries de facteurs :

- espèces chimiques présentes dans la solution du sol (nature et concentration) ;
- espèce et variété de l'organisme vivant considéré (génome) ;
- propriétés physico-chimiques et microbiologiques du sol.

Une fois entré dans la plante, l'élément (ou l'espèce chimique) est soit stocké dans les racines, soit redistribué dans d'autres organes (tiges, feuilles, grain) en fonction d'une « stratégie » propre à chaque plante, en fonction du caractère utile (nutritif) ou toxique de l'élément.

6.4.2. La mobilité

C'est l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment où il est retenu avec une certaine énergie dans un autre, où il est retenu avec une moindre énergie. C'est donc plutôt un potentiel de transfert. Un élément peut ainsi passer successivement dans des compartiments d'énergie de rétention décroissante pour aboutir dans la solution du sol, voire dans son atmosphère (cas du mercure). C'est dans la solution du sol que les racines des plantes puisent préférentiellement, mais d'autres transferts

6. Ne pas confondre absorption et adsorption. Absorption : mécanisme par lequel les plantes prélèvent des éléments ou espèces chimiques présents dans la solution du sol, grâce à leurs racines. Parfois, l'absorption peut concerner des retombées atmosphériques et s'opérer directement par les stomates. Adsorption : fixation réversible de particules, molécules ou ions sur les surfaces des constituants du complexe d'échange (minéraux argileux, matières organiques humifiées).

peuvent avoir lieu entre d'autres compartiments et les racines. Tout ce qui est dans la solution du sol est susceptible d'être lessivé latéralement ou vers la profondeur (vers les nappes phréatiques).

6.4.3. Estimation de la mobilité et de la biodisponibilité

Le rêve des agrochimistes est d'estimer la disponibilité au laboratoire en appliquant séparément ou séquentiellement différents réactifs supposés sélectifs (sels neutres tels que NaNO_3 , NO_3NH_4 ou CaCl_2 , acide oxalique, acide acétique, complexants tels que EDTA, DTPA, etc.) sur un échantillon de sol. Chacun étant supposé extraire un seul compartiment (ETM échangeables, ETM liés aux matières organiques, liés aux carbonates, liés aux oxydes de fer).

Mais il est difficile d'extraire les ETM correspondant à un compartiment précis, par exemple extraire seulement le cadmium associé aux matières organiques. De plus, un extractant adapté pour tel ETM n'est pas forcément satisfaisant pour un autre, celui qui donne de bons résultats pour un certain type de sol, ne donnera pas de bons résultats pour un autre. Il est délicat de tenter de simuler *in vitro* un tel processus biologique (organisme vivant, interagissant avec son milieu). Mobilité et biodisponibilité, telles qu'évaluées dans les laboratoires, sont donc plutôt des indicateurs de prédiction de phénomènes.

6.4.4. Importance des propriétés du sol vis-à-vis de la spéciation, de la biodisponibilité et de la mobilité

La quantité d'ETM absorbée par une plante est très variable. Elle dépend :

- de la famille et de l'espèce (vis-à-vis de l'absorption des ETM comme des éléments fertilisants, un maïs ne se comporte pas comme un blé ni comme un épinard...);
- de la variété : cultivé sur un même sol, un blé de variété « Soissons » n'absorbe pas les ETM comme un blé de variété « Trémie »);
- des propriétés naturelles du sol où cette plante est cultivée (granulométrie, présence de calcaire, abondance des oxydes de fer, de manganèse, etc.);
- des propriétés acquises par le sol suite aux pratiques agricoles successives (amendements, fertilisations) : par exemple le pH ou l'abondance de l'ion Cl^- .

Des tests chimiques *in vitro* sont couramment employés pour estimer les risques de phytodisponibilité (extractions partielles). Mais, nous l'avons vu, ces tests sont

peu fiables car réalisés en conditions artificielles, sur échantillons de sol séchés à l'air, non adaptés aux différentes plantes, ni aux différents sols, ni aux différents éléments chimiques... Pour savoir avec certitude si une récolte est contaminée suite à la pollution du sol, mieux vaut analyser l'organe récolté (grain du blé ou du maïs, feuille d'épinard, tubercule de pomme de terre). Malheureusement, ces analyses sur matrices végétales sont coûteuses et délicates.

Quatre idées sont à retenir :

- il n'y a généralement aucune relation entre la teneur totale d'un ETM dans le sol et sa teneur dans un organe d'une plante (sauf cas de pollutions massives) ;
- outre la « spéciation », le principal facteur de mobilité et de phytodisponibilité est le pH du sol (avec un seuil vers $pH_{eau} = 6,5$) ; les dangers de biodisponibilité augmentent d'autant plus rapidement que le pH baisse en dessous de ce seuil ;
- d'autres facteurs jouent également fortement : par exemple l'abondance et la nature des oxyhydroxydes de fer et de manganèse (phases solides à fort potentiel de rétention des métaux) ;
- en ce qui concerne les extractions partielles, nous avons énuméré les obstacles théoriques incontournables ; pourtant, elles sont bien pratiques et on ne dispose pas d'autres outils de diagnostic plus efficaces en routine.

6.5. Que faire face à des sols pollués par des métaux ?

Lorsqu'un terrain est notablement pollué par des métaux et qu'il existe donc un danger de contamination des produits agricoles, des herbages ou un danger d'absorption directe par voie orale pour les riverains (pica⁷, poussières), on ne peut guère compter sur le vieillissement⁸ ni sur l'atténuation naturelle⁹, deux phénomènes

7. Pica : trouble apparaissant le plus souvent chez les enfants entre un et deux ans, consistant en l'absorption de substances non comestibles, notamment de la terre.

8. Vieillessement : ensemble des processus conduisant, avec le temps et sans aucune intervention humaine, à une moindre extractabilité des composés organiques (HAP, pesticides) et donc à une diminution de leur biodisponibilité et de leur mobilité. Peuvent être invoqués principalement des phénomènes de biodégradation entraînant des changements de spéciation et des séquestrations dans les fractions organiques.

9. Atténuation naturelle : diminution spontanée, au cours du temps, de la fraction la plus biodisponible de certains polluants, spécialement les xénobiotiques organiques. Le plus souvent, grâce à l'activité microbienne des sols contaminés, et en fonction des conditions de milieu, une biodégradation (par exemple) des HAP peut se produire dans certains horizons. Cette diminution peut être accélérée par diverses techniques qui favorisent l'activité

spontanés qui concernent surtout les composés organiques (HAP, pesticides). Il n'existe donc que trois grands types d'attitudes.

6.5.1. *Stratégies sans traitements*

En milieu rural et pour les jardins, on doit décider de cultiver des plantes non alimentaires ou des espèces et variétés absorbant peu les métaux ou les absorbant, surtout dans des organes non consommés. En milieu urbain péri-industriel, une solution consiste à recouvrir la zone polluée par des apports de terres « saines » sur une épaisseur jugée « suffisante ». Cette solution, employée dans le passé, par exemple à Mortagne-du-Nord sur le site de l'ancienne usine d'acide sulfurique, est à proscrire.

6.5.2. *Décapage des horizons pollués*

Ou bien ces matériaux excavés sont mis en décharge car considérés comme des déchets, ou bien ils sont traités en usine pour dépollution. Ce sont toujours des solutions très coûteuses, qui ne peuvent s'appliquer qu'à des surfaces réduites. En effet, un hectare décapé sur une épaisseur de 30 cm représente environ 3 900 tonnes ! En outre, les matériaux traités en usine par des traitements chimiques deviennent des matériaux minéraux inertes et stériles.

6.5.3. *Immobilisation in situ et phytoremédiation*

6 5.3.1. *Immobilisation in situ*

L'immobilisation *in situ* des métaux sur des sites pollués, au moyen d'amendements ajoutés aux sols a été proposée comme une méthode alternative de réhabilitation séduisante et bon marché. Ces amendements favorisent les processus géochimiques tels que précipitation, sorption, échange d'ions et réactions d'oxydoréduction, d'où il résulte une mobilité et une biodisponibilité des métaux réduites. En conséquence, les aliments et les fourrages peuvent être cultivés avec plus de sécurité, ou bien, sur des sites encore plus fortement pollués, une couverture végétale peut se développer qui stabilise le sol, empêchant l'érosion aérienne ou hydrique et réduisant le lessivage des métaux vers la nappe phréatique.

biologique. Des phénomènes physiques peuvent aussi intervenir (advection, dispersion, dilution, diffusion, volatilisation, sorption/désorption) ou des changements de spéciation par échange d'ions ou complexation. Il peut s'agir aussi de transferts vers la profondeur hors de portée des racines.

L'immobilisation *in situ* n'implique pas la dépollution du site, car la teneur totale du métal demeure inchangée, mais la fraction biodisponible est diminuée. D'un point de vue écotoxicologique et de santé alimentaire, c'est la principale préoccupation. C'est donc une technique d'avenir, raisonnablement faisable, encore faut-il être certain de la durabilité de l'effet obtenu.

C'est pourquoi de nombreuses études ont testé les effets de différents produits et sous-produits : par exemple scories phosphatées, magnétite, maghémite, hématite, birnessite¹⁰, oxyde de manganèse hydraté, grenaille d'acier, béringite¹¹, silicates de sodium, cendres volantes cycloniques...

On notera que le chaulage est également une technique d'immobilisation *in situ* mais efficace seulement lorsque les sols sont initialement franchement acides.

6.5.3.2. Les méthodes de phytoremédiation

Ce sont des techniques de traitement des sols pollués utilisant les plantes et leurs interactions avec les microorganismes du sol. Pour ce qui concerne les métaux, on distingue : phytostabilisation, phytovolatilisation et phytoextraction. Ces techniques présentent peu d'inconvénients, mais elles sont lentes à donner des résultats et il est difficile de traiter de vastes superficies. Selon la nature des polluants, elles ne sont pas toutes applicables. Aucune ne fait disparaître la pollution elle-même, mais elles en atténuent les plus graves effets.

Phytostabilisation Recours à des plantes supérieures vasculaires pour réduire la mobilité et la diffusion dans l'environnement des polluants contenus dans un sol : que ce soit sous forme de poussières entraînées par le vent, ou d'ions ou particules lessivés par l'eau. La phytostabilisation ne vise pas l'élimination de la pollution, mais la fixation du polluant, évitant ainsi la recontamination de l'environnement autour des sites pollués. C'est une technique récente et seuls quelques essais en plein champ, ou en conditions s'en rapprochant, sont rapportés dans la littérature.

Phytovolatilisation. Certaines plantes extraient du sol les métaux volatils (par exemple le mercure et le sélénium), puis ces éléments absorbés sont transportés vers les parties aériennes où ils sont volatilisés.

10. La birnessite est un oxyde de manganèse lamellaire dont les feuillettes sont composés d'octaèdres MnO.

11. La beringite (de Beringen, ville de Flandre belge) est un aluminosilicate modifié qui provient de la combustion en lit fluidisé de déchets schisteux d'une mine de charbon.

Phytoextraction. Processus employé pour la décontamination des sols, qui utilise des végétaux afin d'extraire et d'accumuler les métaux potentiellement polluants dans les parties récoltables de plantes sélectionnées pour leur capacité de tolérance aux polluants et à leur potentiel d'extraction et d'accumulation (plantes hyperaccumulatrices). La plante accède à la fraction la plus mobile des métaux du sol, appauvrit notablement cette fraction et par conséquent réduit les risques de transfert des éléments toxiques vers les cibles sensibles, organismes vivants et eaux. La phytoextraction est souvent présentée par les journalistes comme une panacée pleine d'avenir mais on oublie trop souvent les problèmes posés par cette technique. En ce qui concerne les ETM, c'est d'abord la lenteur du processus. Il faudrait pouvoir générer beaucoup de biomasse riche en ETM, or les plantes les plus « extractrices » sont toutes petites ; il faut les cultiver seules ou en association avec une plante plus rémunératrice. Dans les deux cas, il faut trouver des graines en quantités suffisantes et savoir mener la culture jusqu'à la récolte. En outre, on n'agit que sur de petites surfaces. L'objectif est de faire baisser la quantité d'ETM facilement biodisponible et non pas d'abaisser sensiblement les teneurs totales. Mais, à moyen terme, des formes chimiques non initialement biodisponibles ne vont-elles pas le devenir ? La « spéciation » des métaux n'est évidemment pas figée définitivement... Si on veut cultiver des plantes alimentaires, il faut « assécher » le « pool » des métaux phytodisponibles. Au contraire, si on veut accélérer la phytoextraction par des végétaux hyperaccumulateurs, il faut accroître ce même « pool ».

Voir ci-après le cas du site de Maatheide-Lommel, où ont été testées sur 3 ha et avec succès des techniques d'immobilisation *in situ* et de phytostabilisation.

6.5.4. Un exemple : le site de Maatheide-Lommel (Belgique)

6.5.4.1. État initial

En Campine, région du nord-est de la Belgique, le sol a été contaminé sur plus de 280 km² par des éléments traces métalliques, suite à l'activité de quatre zingueries. Sur environ 70 km², le sol contenait plus de 3 mg de cadmium/kg. L'un de ces sites à proximité d'anciennes fonderies de zinc est devenu une zone nue, quasi désertique, où la végétation naturelle a disparu sur plus de 135 ha. À l'origine, ce site faisait partie d'un paysage de landes dominées par une végétation de callunes et de bouleaux, développés sur des sols pauvres, assez acides, sableux, typiques de la région.

À Maatheide, une fonderie a fonctionné depuis 1904. Le zinc était produit par un procédé pyrométallurgique, caractérisé par de très fortes émissions vers

l'atmosphère de zinc et d'autres métaux associés tels que le plomb, le cuivre, le cadmium. Des déchets solides, tels que des scories métalliques et des cendres, furent également stockés sur le site. En 1974, l'usine fut fermée et démolie. Pendant ce temps, une zone sans végétation s'était développée autour des installations. Le site fut nivelé et laissé à l'abandon.

En 2000, plus de 25 ans après l'arrêt des activités industrielles, les horizons supérieurs des sols étaient toujours fortement contaminés par des métaux non ferreux : les concentrations totales dans le sol s'élevaient jusqu'à des valeurs maximales de plus de 20 000 mg de Zn/kg, 4 000 mg de Pb/kg, 1 500 mg de Cu/kg et 110 mg de Cd/kg. Un exemple des teneurs mesurées dans des échantillons prélevés à des distances croissantes de l'ancienne fonderie est donné au tableau 6.13.

	Distance (m)	Zn	Pb	Cu	Cd
CPT	300	15 750	1 510	730	106
EDTA	300	10 970	560	320	69
CPT	400	11 850	3 580	1 350	27
EDTA	400	5 590	1 550	540	12
CPT	500	7 180	1 630	300	37
EDTA	500	3 370	900	109	25
CPT	800	670	150	160	3
EDTA	800	340	87	77	1,5

Tableau 6.13. Concentrations pseudo-totales (extractions par l'eau régale – CPT) et extractibles par $\text{NH}_4\text{Ac-EDTA}$ (EDTA) en métaux d'échantillons de surface de sols, prélevés à des distances croissantes (vers le nord-est) de l'ancienne zinguerie de Maatheide-Lommel : concentration en mg/kg de matière sèche (moyenne de trois dosages distincts).

Cette pollution massive a généré trois dangers, la part de chacune des voies d'exposition étant difficile à estimer :

- lixiviation vers la profondeur : les métaux sont susceptibles d'être lixiviés à travers ces sols sableux et acides, le zinc et le cadmium étant les éléments les plus mobiles ; des concentrations élevées de ces deux métaux ont d'ailleurs été trouvées dans la nappe phréatique à une profondeur de 3 à 5 m et des valeurs élevées ont été observées jusqu'à une profondeur d'au moins 25 m en certains points ; la lixiviation des métaux a été estimée grossièrement à 96 kg de Zn ; 0,14 kg de Pb ; 0,81 kg de Cu et 0,41 kg de Cd par an pour l'ensemble de la surface considérée ;

– agrandissement de la zone polluée sous l’influence des vents transportant les poussières polluées de la zone dénudée vers d’autres secteurs agricoles et des zones d’habitation ;

– pollution directe des récoltes (par absorption *via* les racines) et charge en métaux de la végétation environnante résultant du dépôt de particules métallifères.

6 5 4 2 Premiers traitements

En 1990, une zone de 3 ha de sols acides fortement pollués par des métaux a été traitée avec une combinaison de produits stabilisants (compost et béringite, cendres volantes). Après le traitement du sol et le semis d’un mélange de plantes tolérantes aux métaux (*Agrostis tenuis* et *Festuca rubra*), une couverture végétale ne présentant pas de signes de phytotoxicité s’est développée.

Cinq et sept ans plus tard, des analyses physico-chimiques, des tests de phytotoxicité et de biodiversité ont été réalisés. Les résultats montrèrent alors que, dans la zone traitée, la fraction du zinc extractible à l’eau était 64 fois plus faible que dans le sol non traité (tableau 6.14). Des résultats similaires ont été observés pour le cadmium.

	Zn extrait par l’eau régale en mg/kg	Zn extrait par l’eau - en mg/kg	Rapport ‰
Sol de jardin non contaminé	106 ± 7	0,7 ± 0,06	0,66
Sol pollué sans traitement	11 425 ± 506	141,0 ± 11,2	1,23
Sol avec végétation spontanée	960 ± 51	10,4 ± 0,81	1,09
Sol pollué avec traitement (moyenne de 12 placettes)	7 639 ± 455	2,2 ± 0,22	0,03

Tableau 6.14. Concentrations pseudo-totales en zinc, zinc extractible par l’eau et rapport entre ces deux valeurs mesurées, cinq ans après le traitement du sol de Maatheide avec des cendres volantes : sont présentées les moyennes de trois extractions et les écarts types.

La diminution de la phytotoxicité a permis l'installation de nouvelles espèces non connues pour leur tolérance aux métaux. Il s'agissait pour la plupart d'espèces qui ont besoin de la présence de mycorhizes sur leur système racinaire pour se développer. En outre, la quantité de bactéries dans la zone traitée était 100 à 1 000 fois supérieure à celle de la zone non traitée. L'établissement d'une relation symbiotique et l'augmentation de l'activité des microorganismes témoignaient de la réduction de la toxicité du sol. La biodiversité a continué d'augmenter, même après 10 ans, ce qui a démontré l'efficacité et la durabilité du traitement.

6.6. Bibliographie

- [DUC 93] DUCAROIR J., Localisation et état de métaux lourds le long de profils de sol soumis à épandage de boues résiduaires, convention de recherche n° 87215, INRA, 1993.
- [QUA 97] QUANTIN M., Vers un observatoire de la qualité des sols viticoles en Bourgogne, Mémoire, université de Bourgogne, 1997.
- [STE 02] STERCKEMAN T., DOUAY F., FOURRIER H., *et al.*, Référentiel Pédogéochimique du Nord-Pas de Calais, rapport final, INRA-Arras et ISA-Lille, 2002.
- [STE 07] STERCKEMAN T., DOUAY F., BAIZE D., *et al.*, « Référentiel pédogéochimique du Nord-Pas de Calais. Méthode et principaux résultats », *Étude et Gestion des Sols*, vol. 14, n° 2, p. 153-168, 2007.

Références conseillées

- BAIZE D., *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*, INRA Éditions, Paris, 1997.
- BAIZE D., « Teneurs totales en plomb en fonction de la profondeur dans les sols "naturels". Le point de vue d'un pédologue », *Archéosciences*, n° 34, p. 127-135, septembre 2006.
- BAIZE D., COURBE C., SUC O., *et al.*, « Épandages de boues d'épuration urbaines sur des terres agricoles : impacts sur la composition en éléments en traces des sols et des grains de blé tendre », *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, n° 53, p. 35-61, 2006.
- BAIZE D., DESLAIS W., GAIFFE M., « Anomalies naturelles en cadmium dans les sols de France », *Étude et Gestion des Sols*, n° 2, p. 85-104, 1999.
- BAIZE D., SABY N., DESLAIS W., *et al.*, « Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols – Principaux résultats et enseignements d'une collecte nationale », *Étude et Gestion des Sols*, n° 2, p. 181-200, 2006.

- BAIZE D., SABY N., WALTER C., « Le cuivre extrait à l'EDTA dans les sols de France. Probabilités de carences et de toxicités selon la BDAT », *Étude et Gestion des Sols*, vol. 13, n° 4, p. 259-268, 2006.
- BAIZE D., TERCE M., (DIR.), *Les Éléments traces métalliques dans les sols – Approches fonctionnelles et spatiales*, INRA Éditions, Paris, 2002.
- CHEVERRY C., GASCUEL C., (DIR.), « Des sols contaminés ? », dans *Sous les pavés la terre*, p. 99-134, Omniscience, Mouans-Sartoux, 2009.
- GIRARD M.C., WALTER C., REMY J.C., *et al.*, *Sols et environnement*, Dunod, Paris, 2011.
- GIS SOL/INRA, L'état des sols de France, rapport, disponible à l'adresse : http://www.gissol.fr/rapports/Rapport_HD.pdf, 2011.

Informations sur les éléments traces dans les sols en France

<http://www.denis-baize.fr/etm/>

Pollutions organiques et réhabilitation des sols

7.1. La pollution organique : ses origines et sa diversité

Il existe une grande variété de polluants organiques dans les sols, liée à différentes activités anthropiques, agricoles, ou industrielles. Parmi celles-ci, on trouve à la fois des composés chimiques utilisés comme insecticide, par exemple des composés organo-chlorés comme le DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophényl) éthane), et des composés utilisés comme retardateurs de flamme dans de nombreux produits (éthers diphenyl polybromés (PBDEs), [KIM 17]) ou des hydrocarbures de différentes origines. En raison de leurs propriétés physico-chimiques, incluant souvent leur hydrophobicité, certains de ces polluants sont persistants et s'accumulent dans l'environnement. Ils sont ainsi dénommés POP (polluants organiques persistants), parmi lesquels on retrouve les biphenyls polychlorés (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

En France, parmi les sites contaminés référencés dans la base de données du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (Basol), 40 % sont contaminés par des hydrocarbures, et 17 % par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui sont ainsi des polluants majeurs dans l'environnement. La plupart des travaux concernant les HAP dans les sols prennent en compte les 16 HAP définis comme prioritaires par l'agence pour la Protection de l'environnement américaine (EPA). Toutefois, il en existe plus d'une centaine, auxquels on peut ajouter les métabolites issus de leur transformation. Ainsi, les

composés aromatiques polycycliques (CAP) azotés, oxygénés, soufrés [LUN 14] sont beaucoup moins étudiés, même s'ils peuvent être présents et contribuer à la pollution organique des sols. On peut citer également des composés polaires de haut poids moléculaire, comme les asphaltènes et les résines, qui peuvent aussi être retrouvés dans les sols de cokerie.

Ce chapitre sera ainsi surtout illustré par des exemples concernant les HAP, mais la diversité parmi les HAP de différents poids moléculaires et des composés issus de leur transformation reflète la complexité en termes de toxicité et de devenir dans l'environnement d'autres groupes de polluants organiques.

7.2. Origine et répartition des HAP dans les sols



Figure 7.1. Sols de friches industrielles contaminés par des hydrocarbures
(photos : C. Leyval)

La majorité des HAP proviennent de sources pyrolytiques, c'est-à-dire de la combustion incomplète et/ou de la pyrolyse de la matière organique. On les trouve ainsi dans les milieux naturels, par exemple en lien avec des incendies, feux de forêt ou des éruptions volcaniques. Les HAP peuvent aussi être d'origine pétrogénique, c'est-à-dire issus des pétroles, naturellement présents ou déversés par l'Homme dans l'environnement. L'origine d'une pollution par des HAP peut être identifiée par les rapports des teneurs en différentes molécules et dérivés qui varient en fonction de celle-ci [PUY 10]. Les concentrations en HAP dans les sols associées à des sources

naturelles varient entre 0,1 et 1 mg.kg⁻¹ et peuvent atteindre 10 mg.kg⁻¹ dans les sols de forêt [KRA 00]. Mais la principale source des HAP dans l'environnement est due à des activités industrielles présentes ou passées (cokerie, métallurgie, raffinerie pétrolière, traitement du bois par le créosote) (figure 7.1) et à des activités domestiques (transport, chauffage domestique, etc.). Les concentrations dans les sols de friches industrielles contaminées par exemple de cokeries ou d'usines à gaz peuvent atteindre plusieurs grammes à une dizaine de grammes par kg [OUV 11].

Dans les sols de friches industrielles, tels que ceux trouvés sur des sites d'anciennes cokeries, les HAP sont associés à des gangues de goudrons, à des particules de brai de houille ou entourant des particules minérales [AHN 05]. Ces « pépites » de HAP créent une forte hétérogénéité de la répartition des polluants dans ces sols [AHN 05]. Cette variabilité spatiale de la teneur en HAP a principalement été mise en évidence à l'échelle kilométrique [VIL 13] et métrique [BEN 13], grâce notamment aux outils de géostatistique. D'autres études ont montré cette hétérogénéité à une échelle plus fine (centimétrique), et ont permis de montrer la covariation spatiale de la teneur en HAP avec divers facteurs physico-chimiques et/ou microbiologiques des sols [BOU 15]. À une échelle microscopique, les HAP les plus légers, étant les plus mobiles, sont répartis d'une manière plus homogène que les HAP les plus lourds, créant ainsi une hétérogénéité spatiale dans le sol [STY 12].

7.3. Caractéristiques, propriétés et toxicité des HAP

Les HAP sont des molécules organiques composées de 2, ou plus de 2, noyaux benzéniques [CER 92]. Il en existe plus d'une centaine, mais ce sont le plus souvent les 16 HAP contenant de 2 à 6 noyaux benzéniques définis comme prioritaires par l'EPA pour leur toxicité et persistance dans l'environnement, qui sont étudiés et analysés. Ces 16 molécules sont elles-mêmes parfois classées en composés de faible poids moléculaire (2-3 cycles) ou de haut poids moléculaire (plus de 4 cycles). Globalement, les HAP se caractérisent par une faible solubilité dans l'eau, une forte hydrophobicité, qui se traduit par un coefficient de partage octanol-eau élevé (tableau 7.1), ce qui favorise leur rétention dans les sols. Les HAP de faible poids moléculaire sont les plus volatiles et les plus solubles dans l'eau, tandis que les HAP de poids moléculaire élevé sont les plus hydrophobes. Les composés de faible poids moléculaire sont aussi plus dégradables et ont ainsi un temps de demi-vie, temps nécessaire pour que la concentration d'un polluant soit diminuée de moitié, plus court (de quelques jours au mois) que les composés de poids moléculaire élevé (de l'ordre de plusieurs années).

Les HAP ont un fort pouvoir cancérigène et mutagène, et présentent ainsi un risque pour la santé humaine. L'exposition humaine aux HAP se produit *via* l'alimentation, par voie pulmonaire ou par voie cutanée [NIE 96]. Les HAP avalés sont rapidement absorbés au niveau intestinal et métabolisés au niveau du foie et les HAP absorbés par voie cutanée sont, en quelques minutes, distribués à l'ensemble de l'organisme. La toxicité des HAP résulte de leur activation par les systèmes enzymatiques de détoxification communs à toutes les cellules vivantes : le cytochrome P450, l'époxyde hydrolase (EH) et la glutathione-S-transférase (GST) [SHI 06]. Ces enzymes catalysent la transformation des HAP en dérivés plus polaires hautement réactifs, présentant une plus grande solubilité, donc une accessibilité plus élevée aux cibles cellulaires. Ces dérivés peuvent se fixer sur l'ADN sous forme d'adduits de façon covalente, provoquer des mutations et initier un cancer. Chez les plantes, la toxicité des HAP se manifeste par la diminution de la germination, des retards de croissance et de rendement, des chloroses, des diminutions de l'activité photosynthétique et des stress hydriques [REI 96].

HAP	Structure moléculaire	Masse molaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/L)	Coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow}$)
Naphtalène		128,2	32	3,3
Acénaphthylène		152,2	3,93	4,07
Acénaphthène		154,2	3,42	3,98
Fluorène		166,2	1,9	6,58
Phénanthrène		178,2	1,1	4,45
Anthracène		178,2	0,07	4,45
Fluoranthène		202,3	0,27	4,9
Pyrène		202,3	0,16	4,88
Benzo(a)anthracène		228,3	0,01	5,61
Chrysène		228,3	0,002	5,16
Benzo(b)fluoranthène		252,3	0,001	6,04
Benzo(k)fluoranthène		252,3	0,0008	6,06
Benzo(a)pyrène		252,3	0,004	6,06
Dibenzo(a,h)anthracène		278,3	0,0005	6,84
Benzo(ghi)pérylène		268,4	0,0003	6,5
Indéno(1,2,3,cd)pyrène		276,3	0,0008	6,58

Tableau 7.1. Caractéristiques des 16 HAP prioritaires de l'EPA (modifié d'après McKay et al., 1992)

La toxicité des HAP dépend de la molécule, du type d'exposition (aiguë ou chronique), des cellules et de l'organisme touchés. Elle est proportionnelle au nombre de cycles de la molécule. La génotoxicité est ainsi d'autant plus importante que la molécule a un fort poids moléculaire. Le degré de linéarité de la molécule est également un critère de son pouvoir mutagène et cancérigène : une molécule non linéaire est moins stable et plus nocive du fait de l'hydrophobicité de certaines liaisons.

La présence de groupements hydroxyle, carbonyle, amine dans les composés aromatiques issus des HAP les rend plus polaires et plus solubles, et ainsi plus toxiques que les molécules parents. Ils peuvent donc largement contribuer aux risques environnementaux inhérents aux sites et sols pollués, par transfert dans les nappes souterraines par exemple, et commencent de ce fait à être intégrés dans le diagnostic des sols contaminés [LUN 14].

7.4. Devenir et impact des pollutions organiques dans les sols : des outils et des approches

Le devenir des HAP dans les sols est conditionné par des processus comme l'adsorption, la volatilisation, la photolyse, l'oxydation chimique, l'absorption, mais le principal mécanisme est la transformation par les microorganismes (figure 7.2). Le rôle des plantes vis-à-vis de la dégradation de ces polluants fait l'objet de nombreuses études, par l'intermédiaire de leur effet sur les microorganismes, à la fois pour des questions fondamentales, mais aussi appliquées à la remédiation. Enfin, le paramètre qui contrôle le devenir des HAP dans les sols et notamment leur biodégradation est leur biodisponibilité.

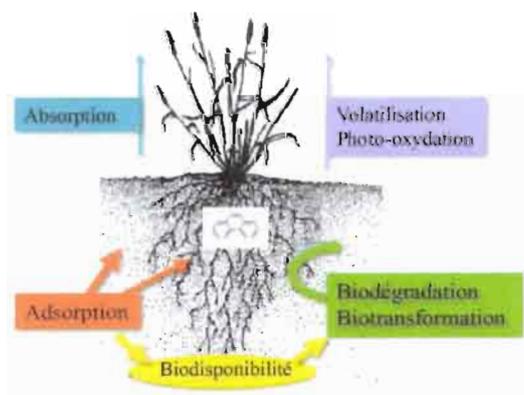


Figure 7.2. Les processus qui contrôlent le devenir des HAP dans les sols

7.4.1. Sorption des HAP dans les sols

L'adsorption des molécules organiques hydrophobes, que sont les HAP, à la matrice organo-minérale du sol est un phénomène majeur conduisant à la persistance de la pollution. Les contaminants organiques hydrophobes peuvent être sorbés sur les surfaces externes des particules de sol, mais aussi sur les surfaces internes des agrégats, et diffuser dans les micropores du sol où ils sont séquestrés [AHN 05, BOG 03]. Toutefois, selon les caractéristiques physico-chimiques des HAP, du sol et la complexité de la contamination, ces composés peuvent être plus ou moins séquestrés. Les HAP les plus lourds, qui sont aussi les plus hydrophobes et les moins solubles dans l'eau, sont adsorbés plus fortement par la matière organique du sol. La texture et les constituants du sol (matière organique et minéraux, notamment l'argile) sont des paramètres majeurs influençant ces phénomènes d'adsorption/désorption des HAP. Ainsi, plusieurs auteurs ont montré l'importance de la texture du sol, et notamment la concentration des HAP plutôt dans les fractions fines, telles que les limons fins où le ratio C/N est plus élevé [AME 01, PER 13], favorisant ainsi leur persistance. La teneur [BOG 03, COR 05], la composition en matière organique et la composition minérale du sol sont des facteurs essentiels qui régissent la séquestration des HAP [MUL 07]. Dans les sols, l'adsorption des HAP sur la matière organique est plus importante que sur les phases minérales [APP 99]. Dans les fractions argileuses des sols, et plus particulièrement lorsque ces phases minérales sont des argiles gonflantes (vermiculite, smectite), les HAP peuvent toutefois se retrouver piégés dans des micropores (< 2 nm) [CHE 00].

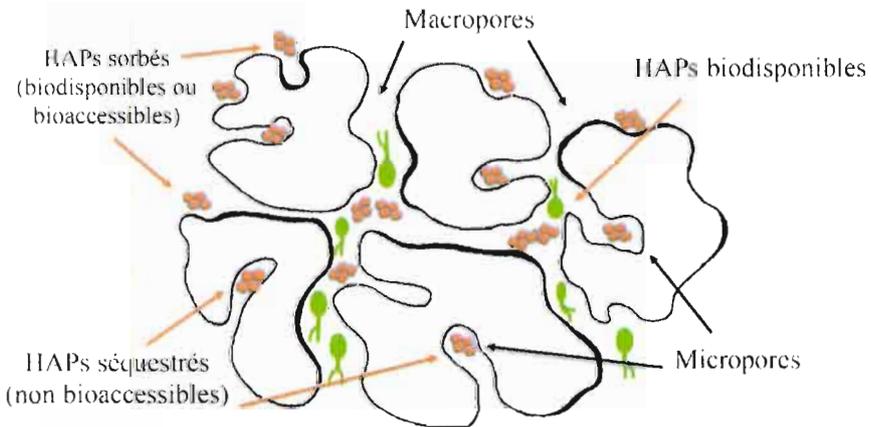


Figure 7.3. Adsorption des HAP au niveau des agrégats organo-minéraux des sols et séquestration dans les micropores (modifié d'après Okere et Semple, 2012)

Dans ces phénomènes de séquestration, les composés piégés dans les micropores du sol (figure 7.3), sont inaccessibles aux microorganismes et à leurs enzymes [ALE 00, BOG 03]. Ce phénomène est accentué avec le temps de contact, et au cours du vieillissement de la pollution, limitant ainsi sa dégradation avec le temps [ALL 00].

7.4.2. Biodisponibilité et vieillissement de la contamination en HAP dans les sols

La concentration totale d'un polluant ne reflète pas sa mobilité et son accessibilité dans les sols. La biodisponibilité des polluants, et celle des HAP en particulier, fait l'objet de nombreux travaux de recherche, et commence à être intégrée dans l'évaluation des risques associés aux sites contaminés. Différentes définitions de la biodisponibilité sont proposées : il s'agit de la fraction d'un contaminant qui peut passer d'un compartiment à un autre, ou qui est sous une forme biodisponible (sous forme dissoute en solution), ou qui est disponible et peut traverser une membrane biologique et avoir un effet sur un organisme vivant [ORT 15]. Chacune de ces définitions proposées est associée à des méthodes de mesure différentes [ORT 15]. Ainsi, la fraction biodisponible peut être considérée comme la fraction extractible à l'eau ou dissoute, qui est faible dans le cas des HAP (figure 7.4), ou la fraction qui peut être rapidement désorbée, par exemple avec une extraction à la résine tenax [HAR 07], ou potentiellement minéralisable, extraite par cyclodextrine [REI 00]. Mais la teneur biodisponible peut aussi être considérée comme la fraction qui traverse une membrane biologique et peut être toxique et/ou bio-accumulée par un organisme vivant (figure 7.4) [BEL 96]. Dans de nombreux sols qui présentent une contamination historique et ancienne par des HAP, la biodisponibilité de ces HAP est très faible, de l'ordre de quelques pour cent [OUV 11]. Ce vieillissement de la contamination (appelé *aging* en anglais) diminue considérablement sa biodisponibilité et limite fortement leur potentiel de dégradation.

Les concentrations totales en HAP sont mesurées par GC-MS ou HPLC après une extraction par un solvant organique [BIA 13]. Toutefois, cette extraction n'est pas forcément exhaustive, et la concentration totale réelle n'est pas vraiment mesurable. L'utilisation d'une contamination artificielle (*spiking* en anglais) d'un sol avec un HAP marqué par un élément radio-actif (^{14}C) ou un isotope stable (^{13}C), a permis de montrer que très rapidement après l'ajout du polluant, même sous forme très disponible, une fraction significative n'est plus extractible au solvant [CEB 11, CEN 17], souvent appelée résidu non extractible [KAS 99]. Actuellement, une technique analytique moléculaire s'appuyant sur la thermodésorption est en cours de

développement afin de mesurer la disponibilité des contaminants organiques dans les terres polluées. Cette technique permet de déterminer, pour un même composé, différentes températures de libération et les énergies de liaisons associées. Ces différents niveaux d'énergie permettent de quantifier la fraction libre ou disponible et les fractions liées [BIA 15].

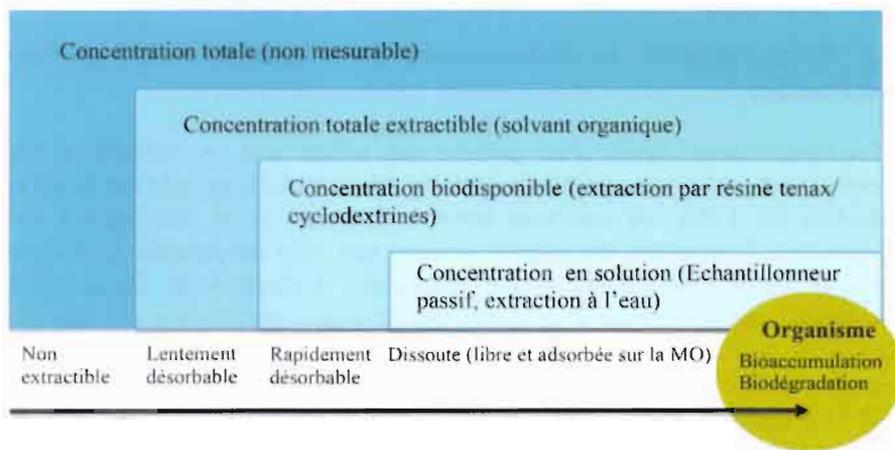


Figure 7.4. Schéma des différentes fractions des HAP dans les sols, en fonction de leur extractibilité, y compris la fraction biodisponible (modifié d'après [ORT 15])

7.4.3. Biodégradation et microorganismes impliqués

La biodégradation microbienne est le principal mécanisme conduisant à une diminution de la teneur en HAP dans l'environnement, *via* une transformation en composés intermédiaires (métabolites) ou une minéralisation complète en carbone inorganique (CO₂) [PEN 08]. La biodégradation peut être réalisée *via* deux mécanismes différents : le métabolisme microbien où les HAP sont utilisés comme source de carbone et d'énergie, et le cométabolisme associé souvent à des mécanismes de détoxification. Les HAP peuvent être dégradés par des organismes procaryotes (bactéries) et eucaryotes (champignons et algues), en conditions oxygènes et anoxygènes. Dans les sols, il semble que les mécanismes aérobies priment. La littérature présente l'isolement de nombreuses espèces bactériennes appartenant notamment aux *Proteobacteria*, *Actinobacteria* et *Firmicutes* [CER 92, HAR 09] et fongiques appartenant, entre autres, aux genres *Aspergillus*, *Phanerochaete* et *Fusarium* [GUP 05, THI 12], ayant des potentiels et des voies métaboliques variés, pour réaliser la biodégradation des HAP. Les processus de biodégradation des HAP

ont été largement étudiés depuis des décennies avec ces microorganismes isolés en culture pure, conduisant à la description précise des différentes voies métaboliques [HAR 09]. La première étape d'hydroxylation des HAP fait intervenir une dioxygénase [CEB 08] cassant un cycle aromatique par incorporation de 2 atomes d'oxygène, formant un cis-dihydrodiol, qui est ensuite transformé en catéchol par une succession d'étapes [CER 92]. Suivant la position des groupements hydroxyyles, cette molécule est transformée en succinate et acetyl-coA (fission ortho) ou en pyruvate et acétaldehyde (fission méta), rejoignant le métabolisme central (cycle de Krebs). Les HAP de faible poids moléculaire, plus solubles et plus disponibles dans les sols sont plus facilement dégradés par les microorganismes que les HAP de haut poids moléculaire. Pourtant, certaines souches bactériennes, appartenant notamment aux actinobactéries (*Mycobacterium*, *Arthobacter*), possèdent la capacité à dégrader ces composés plus récalcitrants. Outre leur capacité enzymatique particulière, ces bactéries peuvent aussi former des biofilms et produire des surfactants, conduisant ainsi à une meilleure accessibilité des HAP, et à leur biodégradation. Par ailleurs, la biodégradation de composés multiples serait plus efficace en présence de consortiums microbiens associant des bactéries et des champignons [JUH 00]. En effet, certains champignons peuvent excréter des enzymes extracellulaires, telles que des peroxydases ou phénol-oxydases, permettant d'initier la dégradation des HAP [CER 92], d'autres peuvent absorber les HAP dans des vésicules intracellulaires, où ceux-ci peuvent être dégradés [THI 12].

7.5. Devenir des HAP dans la rhizosphère des plantes

La rhizosphère est la zone de sol influencée par la présence des racines. Elle se caractérise par des conditions physico-chimiques et biologiques différentes d'un sol non rhizosphérique, notamment en lien avec la croissance racinaire et la production d'exsudats racinaires. Les composés excrétés ou libérés de manière passive ou active par les racines vivantes ou mortes, stimulent la croissance des microorganismes et leur activité. De nombreuses études ont été réalisées sur le rôle des plantes vis-à-vis de la dégradation des HAP dans les sols. Comme la plupart de ces études mesurent la concentration en HAP extractibles dans le sol, mais ne montrent pas que ces HAP ont été effectivement dégradés et minéralisés, on parle de dissipation (c'est-à-dire de la diminution de la concentration extractible) plutôt que de dégradation [BIN 00]. Ces études ont montré que la présence de plantes pouvait augmenter la dissipation des HAP dans un sol contaminé [JON 03, REI 96]. Ces polluants hydrophobes sont très peu absorbés par les plantes [BIN 00]. En stimulant la microflore du sol et son activité, la plante augmente la dégradation microbienne, et augmente aussi la quantité de bactéries capables de dégrader les HAP (figure 7.5). Un gradient rhizosphérique a été observé, avec une dissipation qui est plus importante au plus près des racines et diminue lorsque

la distance aux racines augmente [COR 03]. Toutefois, les résultats obtenus sont assez variables et, dans certains cas, aucune augmentation de la dégradation n'a été observée et la dégradation peut même être ralentie en présence de plantes. L'utilisation du phénanthrène marqué au ^{13}C , pour suivre sa dégradation dans un sol artificiellement contaminé, a ainsi montré que la cinétique de dégradation du PHE était ralentie en présence d'un apport d'exsudats racinaires ou d'une plante [CEB 11, THO 16]. Ainsi, la plante stimule les microorganismes qui dégradent ces polluants, et le métabolisme ou le cométabolisme de ceux-ci. Mais elle apporte aussi une source de carbone (exsudats) plus facilement dégradable que les HAP, ce qui peut ralentir la cinétique de biodégradation de ceux-ci. La dissipation observée est la résultante de ces processus, ce qui peut expliquer les différents résultats obtenus. De plus, ces deux processus peuvent avoir des cinétiques différentes. Ainsi, la dégradation d'un HAP de faible poids moléculaire par une microflore adaptée est rapide (une à deux semaines) alors que la cinétique de croissance d'une plante peut être plus lente. Enfin, d'autres microorganismes que les bactéries ou les champignons peuvent favoriser la dissipation des HAP dans les sols. C'est le cas des champignons symbiotiques des racines que sont les champignons mycorrhiziens à arbuscules [JON 03]. La capacité de dégradation directe des HAP par ces microorganismes n'a pas été montrée, mais leur rôle bénéfique vis-à-vis de la dissipation des HAP a été attribué à un effet indirect, *via* la stimulation de la croissance et de la nutrition minérale de la plante, et la modification des communautés microbiennes. Dans les sols avec une contamination historique, dont la biodisponibilité est très faible, la biodégradation des HAP dans la rhizosphère est aussi limitée par cette faible biodisponibilité [OUV 11]. Certaines plantes produisent cependant des molécules qui ont des propriétés surfactantes et ont été envisagées pour augmenter la biodisponibilité des HAP et favoriser ainsi leur accessibilité pour les microorganismes [YI 07].

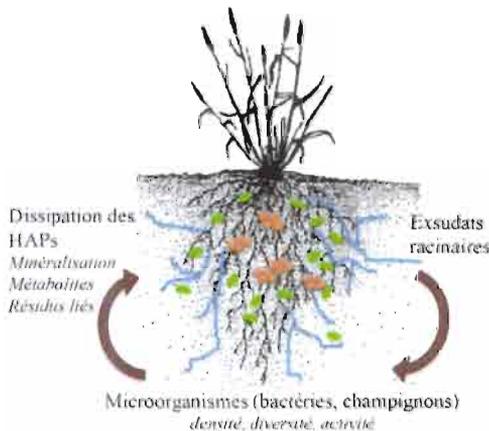


Figure 7.5. Devenir des HAP dans la rhizosphère des plantes (bactéries en vert, champignons en bleu, HAP en orange)

7.6. Quelles techniques de remédiation, limites et contraintes ?

Un certain nombre de techniques ont été développées et sont utilisées pour la remédiation des sols contaminés par les HAP. Leur utilisation dépend de la nature, de la concentration et de la répartition des HAP dans le sol (profondeur, hétérogénéité), des conditions de milieu (porosité du sol, présence d'une nappe, etc.), et du risque associé (proximité d'habitations, usages du site actuel ou envisagé). Elles conditionnent le choix d'un traitement en place (*in situ*), sur site avec excavation, ou hors site avec excavation et transport. Le choix de la ou des techniques à combiner est souvent rendu complexe par la multicontamination de ces sols contaminés par des HAP, par exemple une contamination organique et métallique. Le traitement des sites contaminés par des polluants organiques tels que les HAP fait appel à des techniques physico-chimiques comme le venting, la désorption thermique, l'oxydation chimique, le lavage [ERN 12]. De nombreuses techniques utilisent des agents d'extraction, comme des surfactants, biosurfactants, cosolvants, pour désorber, extraire et transférer les HAP dans la phase aqueuse et ensuite les éliminer par oxydation, électrochimie, ou dégradation [TRE 16]. Des techniques biologiques ont aussi été développées, qui sont souvent moins coûteuses et plus respectueuses de l'environnement. Elles ne sont toutefois utilisables que dans des conditions où la concentration en polluants n'est pas très élevée et ne présente pas un caractère d'urgence (durées du traitement plus longues que les techniques physico-chimiques), et ne permettent pas forcément d'atteindre une élimination complète de la pollution.

La bioremédiation utilise la capacité des microorganismes à dégrader ou transformer les polluants organiques pour diminuer leur concentration. Elle est utilisée dans les techniques de bioventing, biosparging, biopiles, biotertres, lanfarming, etc., qui consistent à stimuler l'activité microbienne par des apports d'oxygène, de nutriments, de cosubstrats, éventuellement une inoculation microbienne. C'est une des méthodes les moins coûteuses pour la remédiation des sols contaminés par des HAP. Elle est efficace pour les composés de faible poids moléculaire. Mais les HAP de poids moléculaire élevé sont plus récalcitrants à la dégradation microbienne [CER 92, WIL 93], soit par l'absence d'une microflore capable de les dégrader, soit par des conditions de milieux défavorables, comme une faible disponibilité des polluants, ou des nutriments (les HAP de poids moléculaire élevé sont dégradés par cométabolisme et ne sont pas utilisés comme source de carbone par les microorganismes), ou des conditions rédox défavorables. De nombreuses publications ont abordé la bioremédiation de sols pollués par les HAP depuis une trentaine d'années [WIL 93]. Il faut toutefois souligner que beaucoup de travaux publiés ont été obtenus à l'échelle de microcosmes de laboratoire et peu de données réelles de terrain sont disponibles [GHO 16], même si les techniques de bioremédiation représentent selon [ERN 12] environ 15 % des techniques employées.

La **phytoremédiation** est un ensemble de techniques qui utilisent les plantes et les microorganismes associés pour réduire la concentration des polluants dans les sols et les eaux. La majorité des études sur la phytoremédiation concerne les pollutions métalliques, et seuls quelques pour cent des publications dédiées à des essais de phytoremédiation concernent les HAP. Pour les polluants organiques tels que les HAP, c'est la rhizodégradation qui est considérée, où la plante stimule la biodégradation microbienne des polluants en stimulant l'action des microorganismes et en favorisant les microflores dégradantes. Il y a toutefois encore peu d'études réalisées *in situ* [GER 17] et sur le long terme, et qui permettent de faire un bilan complet de l'efficacité de la méthode (bilan de masse, coût, prise en compte de l'hétérogénéité) et de développer son application. Les résultats sont aussi fortement dépendants de la biodisponibilité de ces polluants. Ainsi, une diminution de la concentration en HAP a été observée au bout de quelques années après introduction de peupliers sur un site contaminé, mais ne concernait que les HAP à trois cycles, et a été limitée dans le temps, ce que les auteurs attribuent à la faible dissolution des HAP à partir de la phase solide [WID 05].



Figure 7.6. Photos illustrant des techniques de remédiation des sols contaminés par des HAP (à gauche : essai d'oxydation chimique *in situ* ; à droite : essais d'atténuation naturelle assistée par des plantes (Homécourt, GISFI)) (photos : P. Faure, C. Leyval).

L'**atténuation naturelle** n'est pas un véritable traitement et consiste à laisser les contaminants en place et à suivre leur évolution sous l'influence de processus naturels. Ces processus incluent la dilution, la dispersion, la volatilisation et des transformations biotiques et abiotiques. Elle peut aussi être assistée par des plantes (figure 7.6). Ainsi, l'atténuation naturelle de HAP sur un site d'ancienne cokerie où la concentration en HAP atteignait 2 g/kg^{-1} a été évaluée à 50 % après 7 ans [LEY 17].

La combinaison de techniques est aussi envisagée pour traiter des contaminations multiples, par exemple HAP et métaux, mais aussi compléter la remédiation de polluants organiques. Ainsi, l'oxydation chimique, technique rapide, a été combinée à l'utilisation de plantes, telles que le ray-gras, dont l'action est plus lente, pour réduire la concentration en HAP [CHE 16]. [UL 16] propose de chauffer le sol préalablement à une oxydation chimique pour augmenter l'efficacité du traitement.

7.7. De la remédiation à la restauration

Le sol est une ressource non renouvelable. Depuis une trentaine d'années, la surface de terres arables a significativement diminué au niveau mondial, avec le développement des villes et des activités associées. Ainsi, aux États-Unis, cette diminution atteint 38 % entre 1980 et 2010, et 19 % en Europe [EVA 12]. Avec l'accroissement de la population mondiale se pose la question cruciale des surfaces de sol cultivables et nécessaires à l'avenir pour subvenir à l'alimentation de cette population. Par ailleurs, on parle de « terres excavées », « délaissés », « terrains à passifs », pour décrire ces terres et sols laissés à l'abandon en raison de leur origine, passé industriel, et contamination potentielle. Le recyclage et la réutilisation de sols qui ont été impactés par des activités humaines pourraient permettre de limiter l'usage de sols fertiles pour d'autres usages que l'alimentation. Ainsi, ces terres peuvent être considérées pour la production de biomasse à usage non alimentaire (biomasse pour l'énergie, fibres, biochar, etc.).

La qualité des sols peut être définie par un ensemble de caractéristiques physico-chimiques et biologiques, et les services écosystémiques qu'ils assurent. La qualité des sols est ainsi affectée par la présence de contaminants, tels que les HAP, par leur toxicité et les risques pour la chaîne alimentaire et la santé humaine. Mais la qualité de ces sols peut être aussi fortement affectée par certaines techniques mises en place pour la remédiation de la pollution, telles que l'oxydation chimique, la désorption thermique ou le lavage. De plus en plus, la remédiation des sols contaminés s'associe à la nécessité de restituer à ces sols des caractéristiques physico-chimiques et biologiques, leur permettant d'assurer des services écosystémiques, et ainsi permettant d'envisager leur valorisation. La restauration des propriétés des sols, telles que la capacité de rétention en eau, l'accumulation de matière organique, l'activité biologique, la fertilité... peut être réalisée par des amendements ou des améliorants (compost, chaulage, engrais, bentonite, phosphates, etc.). L'implantation de végétaux appropriés (ou phytomanagement) est aussi envisagée pour contribuer à la refunctionalisation des sols. Depuis quelques années, la reconstruction de sols, c'est-à-dire la création de technosols construits à partir de déchets ou de sous-produits industriels non toxiques [SER 08] s'est développée comme une technique prometteuse d'ingénierie pour la restauration des sols dégradés.

7.8. Conclusions

Les sols présentent une certaine « tolérance » à la présence de contaminants organiques tels que les HAP, et des processus d'atténuation naturelle peuvent en réduire l'impact au cours du temps, lorsque la contamination n'est pas trop élevée. Les microorganismes capables de dégrader ces polluants sont souvent présents dans les sols contaminés. Et des techniques ont été développées afin de réduire la concentration en HAP dans les sols, qui utilisent ces microorganismes, ou des techniques physico-chimiques, et limiter leur impact. Mais le facteur limitant est l'accessibilité et la biodisponibilité dans les sols de polluants hydrophobes tels que les HAP, en particulier lorsque la contamination est ancienne. Comme pour les pesticides, les résidus liés formés à partir de ces polluants restent encore un compartiment mal exploré. Par ailleurs, les questions de multicontamination et de multistress (c'est-à-dire la combinaison de plusieurs facteurs, tels qu'une contamination métallique et/ou organique et la salinité ou le tassement) sont encore assez peu étudiées et représentent à la fois des enjeux de recherche fondamentale sur la compréhension des mécanismes (d'impacts, de tolérance, de résistance, résilience) et des enjeux finalisés pour la qualité des sols. Les friches industrielles et les sols potentiellement contaminés occupent des surfaces considérables et, au-delà de la remédiation de la pollution et de l'élimination des risques associés, leur restauration et valorisation méritent d'être prises en considération dans le contexte de sauvegarde de la ressource qu'est le sol. Elles représentent une ressource potentielle de sol pour le futur.

QUESTIONS DE RECHERCHE.

1. Comprendre le fonctionnement des interactions plantes-microorganismes qui conditionnent le devenir des HAP en présence de plantes (pour mieux contrôler la rhizodégradation).
2. Comment augmenter la disponibilité des polluants hydrophobes tels que les HAP pour favoriser leur élimination [ORT 15] ?
3. Quels sont le devenir et la réactivité des métabolites et produits de transformation des HAP qui constituent les résidus liés [CEN 17] ?

RECOMMANDATIONS.

1. Prendre en compte la multicontamination des sols, pas uniquement les 16 HAP mais aussi les CAP oxygénés, soufrés... et la présence simultanée de polluants organiques hydrophobes et de polluants métalliques dans les sols.

2. Associer aux techniques et procédés de remédiation la refunctionalisation et la restauration des sols.

7.9. Bibliographie

- [AHN 05] AHN S., WERNER D., LUTHY R.G., « Physicochemical characterization of coke-plant soil for the assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon availability and the feasibility of phytoremediation », *Environmental Toxicology and Chemistry*, n° 24, p. 2185-2195, 2005.
- [ALE 00] ALEXANDER M., « Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants », *Environmental Science and Technology*, n° 34, p. 4 259-4 265, 2000.
- [ALL 00] ALLARD A.S., REMBERGER M., NEILSON A.H., « The negative impact of aging on the loss of PAH components in a creosote-contaminated soil », *International Biodeterioration Biodegradation*, n° 46, p. 43-49, 2000.
- [AME 01] AMELLAL N., PORTAL J.M., VOGEL T., *et al.*, « Distribution and location of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and PAH-degrading bacteria within polluted soil aggregates », *Biodegradation*, n° 12, p. 49-57, 2001.
- [APP 99] APPERT-COLLIN J., DRIDI-DHAOUADI S., SIMONNOT M., *et al.*, « Nonlinear sorption of naphthalene and phenanthrene during saturated transport in natural porous media », *Physics and Chemistry of the Earth, Part B Hydrol Oceans Atmosphere*, n° 24, p. 543-548, 1999.
- [BEN 13] BENGTSOON G., TÖRNEMAN N., LIPTHAY J., *et al.*, « Microbial Diversity and PAH Catabolic Genes Tracking Spatial Heterogeneity of PAH Concentrations », *Microbial Ecology*, n° 65, p. 91-100, 2013.
- [BEL 96] BELFROID A.C., SIJM D.H.M., VAN GESTEL C.A.M., « Bioavailability and toxicokinetics of hydrophobic aromatic compounds in benthic and terrestrial invertebrates », *Environmental Reviews*, n° 4, p. 276-299, 1996.
- [BIA 13] BIACHE C., FAURE P., MANSUY-HUAULT L., *et al.*, « Biodegradation of a coking plant soil organic matter and its main constituents », *Organic Geochemistry*, n° 56, p. 10-18, 2013.
- [BIA 15] BIACHE C., LORGEUX C., SAADA A., *et al.*, « Behavior of PAH/mineral associations during thermodesorption : impact for the determination of mineral retention properties towards PAHs », *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, n° 407, p. 3509-3516, 2015.
- [BIN 00] BINET P., PORTAL J.M., LEYVAL C., « Dissipation of 3 to 6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass », *Soil Biology Biochemistry*, n° 32, p. 2011-2017, 2000.

- [BOG 03] BOGAN B.W., SULLIVAN W.R., « Physicochemical soil parameters affecting sequestration and mycobacterial biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil », *Chemosphere*, n° 52, p. 1717-1726, 2003.
- [BOU 15] BOURCERET A., LEYVAL C., DE FOUQUET C., *et al.*, « Mapping the centimeter-scale spatial variability of PAHs and microbial populations in the rhizosphere of two plants », *PLoS One*, n° 10, p. 1-22, 2015.
- [CEB 08] CÉBRON A., NORINI M.P., BEGUIRISTAIN T., *et al.*, « Real-Time PCR quantification of PAH-ring hydroxylating dioxygenase (PAH-RHD α) genes from Gram positive and Gram negative bacteria in soil and sediment samples », *Journal of Microbiological Methods*, n° 73, p. 148-159, 2008.
- [CEB 11] CÉBRON A., LOUVEL B., FAURE P., *et al.*, « Root exudates modify bacterial diversity of phenanthrene-degraders in PAH-polluted soil but not phenanthrene degradation rates », *Environmental Microbiology*, n° 13, p. 722-736, 2011.
- [CEN 17] CENNERAZZO J., DE JUNET A., AUDINOT J.-N., *et al.*, « Dynamics of PAHs and derived organic compounds in a soil-plant mesocosm spiked with ¹³C-phenanthrene », *Chemosphere*, n° 168c, p. 1628-1636, 2017.
- [CER 92] CERNIGLIA C., « Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons », *Biodegradation*, n° 3, p. 351-368, 1992.
- [CHE 16] CHEN X., LI H.B., LIU X.Y., *et al.*, « Combined remediation of pyrene-contaminated soil with a coupled system of persulfate oxidation and phytoremediation with ryegrass », *Environmental Science and Pollution research*, n° 23, p. 20 672-20 679, 2016.
- [COR 03] CORGIÉ S., JONER E.J., LEYVAL C., « Rhizospheric degradation of phenanthrene is a function of proximity to roots », *Plant and Soil*, n° 257, p. 143-150, 2003.
- [COR 05] CORNELISSEN G., GUSTAFSSON Ö., BUCHELI T.D., *et al.*, « Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils : mechanisms and consequences for partners », *Environmental Science and Technology*, n° 39, p. 6881-6895, 2005.
- [ERN 12] ERNST & YOUNG, Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines pollués en France : synthèse des données 2010, étude, ADEME, 2010.
- [EVA 12] EVANGELOU M.W.H., CONESA H.M., ROBINSON B.H., *et al.*, « Biomass production on trace element-contaminated land : a review », *Environmental Engineering Science*, n° 29, p. 823-839, 2012.
- [GER 17] GERHARDT K.E., GERWING P.D., GREENBERG B.M., « Opinion : Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice », *Plant Science*, n° 256, p. 170-185, 2017.

- [GHO 16] GHOSAL D., GHOSH S., DUTTA T.K., *et al.*, « Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) : A Review », *Frontiers in Microbiology*, n° 7, p. 92, 2016.
- [GUP 05] GUPTA S., PATHAK B., FULEKAR M.H., « Molecular approaches for biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds : a review », *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, n° 14, p. 241-269, 2005.
- [HAR 07] HARMSSEN J., RULKENS W.H., SIMS R.C., *et al.*, « Theory and application of landfarming to remediate polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil-contaminated sediments ; Beneficial reuse », *Journal of Environmental Quality*, n° 36, p. 1112-1122, 2007.
- [HAR 09] HARITASH A.K., KAUSHIK C.P., « Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) : A review », *Journal of Hazardous Materials*, n° 169, p. 1-15, 2009.
- [HUA 03] HUANG W., PENG P., YU Z., *et al.*, « Effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments », *Applied Geochemistry*, n° 18, p. 955-972, 2003.
- [JON 03] JONER E.J., LEYVAL C., « Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dissipation in two industrial soils, and the impact of arbuscular mycorrhiza », *Environmental Science and Technology*, n° 37, p. 2371-2375, 2003.
- [JUH 00] JUHASZ A.L., NAIDU R., « Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons : A review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene », *International Biodeterioration and Biodegradation*, n° 45, p. 57-88, 2000.
- [KAS 99] KÄSTNER M., STREIBICH S., BEYRER M., *et al.*, « Formation of bound residues during microbial degradation of [14C] anthracene in soil », *Applied Environmental Microbiology*, n° 65, p. 1834-1842, 1999.
- [KIM 17] KIM M., LI L.Y., GORGY T., *et al.*, « Review of contamination of sewage sludge and amended soils by polybrominated diphenyl ethers based on meta-analysis », *Environmental Pollution*, n° 220, p. 753-765, 2017.
- [KRA 00] KRAUSS M., WILCKE W., ZECH W., « Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in forest soils : depth distribution as indicator of different fate », *Environmental Pollution*, n° 110, p. 79-88, 2000.
- [LEY 17] LEYVAL C., CÉBRON A., BEGUIRISTAIN T., *et al.*, « Pollution mitigation : natural attenuation of organic pollutants », dans M.J. LEVIN, K.H.J. KIM, J.L. MOREL, *et al.*, (DIR.), *Soils within Cities - Global approaches to their sustainable management – composition, properties, and functions of soils of the urban environment*, Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 2017.

- [LOU 11] LOUVEL B., CÉBRON A., LEYVAL C., « Root exudates affect phenanthrene biodegradation, bacterial community and functional gene expression in sand microcosms », *International Biodeterioration and Biodegradation*, n° 65, p. 947-953, 2011.
- [LUN 14] LUNDSTEDT S., BANDOWE B.A.M., WILCKE W., *et al.*, « First intercomparison study on the analysis of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons (oxy-PAHs) and nitrogen heterocyclic polycyclic aromatic compounds (N-PACs) in contaminated soil », *Trac Trends in Analytical Chemistry*, n° 57, p. 83-92, 2014.
- [MUL 07] MÜLLER S., TOTSCH K.U., KÖGEL-KNABNER I., « Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to mineral surfaces », *European Journal of Soil Science*, n° 58, p. 918-931, 2007.
- [NIE 96] NIELSEN T., JORGENSEN H.E., LARSEN J.C., *et al.*, « City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens : Occurrence, sources and health effects », *Science of the Total Environment*, n° 189, p. 41-49, 1996.
- [ORT 15] ORTEGA-CALVO J.J., HARMSEN J., PARSONS J.R., *et al.*, « From Bioavailability Science to Regulation of Organic Chemicals », *Environmental Science and Technology*, n° 49, p. 10 255-10 264, 2015.
- [OUV 11] OUVRARD S., BARNIER C., BAUDA P., *et al.*, « In situ assessment of phytotechnologies for multicontaminated soil management », *International Journal of Phytoremediation*, vol. 13, supplément 1, p. 245-263, 2011.
- [PEN 08] PENG R.H., XIONG A.S., XUE Y., *et al.*, « Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons », *FEMS Microbiology Reviews*, n° 32, p. 927-955, 2008.
- [PER 13] PERNOT A., OUVRARD S., LEGLIZE P., *et al.*, « Protective role of fine silts for PAH in a former industrial soil », *Environmental Pollution*, n° 179, p. 81-87, 2013.
- [PUY 10] PUY-AZURMENDI E., NAVARRO A., OLIVARES A., *et al.*, « Origin and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon pollution in sediment and fish from the biosphere reserve of Urdaibai (Bay of Biscay, Basque country, Spain) », *Marine Environmental Research*, n° 70, p. 142-149, 2010.
- [REI 00] REID B.J., STOKES J.D., JONES K., *et al.*, « Nonexhaustive cyclodextrin-based extraction technique for the evaluation of PAH bioavailability », *Environmental Science and Technology*, n° 34, p. 3174-3179, 2000.
- [REI 96] REILLEY K.A., BANKS M.K., SCHWAB A.P., « Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere », *Journal of Environmental Quality*, n° 25, p. 212-219, 1996.

- [SER 08] SÉRÉ G., SCHWARTZ C., OUVRARD S., *et al.*, « Soil Construction : a Step for Ecological Reclamation of Derelict Lands », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 8, n° 2, p. 130-136, 2008.
- [SHI 06] SHIMADA T., « Xenobiotic-metabolizing enzymes involved in activation and detoxification of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons », *Drug metabolism and pharmacokinetics*, n° 21, p. 257-276, 2006.
- [STY 12] STYRISHAVE B., BJÖRKLUND E., JOHNSEN A., *et al.*, « The Spatial Heterogeneity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil Depends on Their Physico-chemical Properties », *Water, Air, & Soil Pollution*, n° 223, p. 969-977, 2012.
- [THI 12] THION C., BEGUIRISTAIN T., CÉBRON A., *et al.*, « PAH biotransformation and sorption by *Fusarium solani* and *Arthrobacter oxydans* isolated from a polluted soil in axenic cultures and mixed cocultures », *International Biodeterioration and Biodegradation*, n° 68, 28-35, 2012.
- [THO 16] THOMAS F., CÉBRON A., « Short-Term Rhizosphere Effect on Available Carbon Sources, Phenanthrene Degradation, and Active Microbiome in an Aged-Contaminated Industrial Soil », *Frontiers in Microbiology*, n° 7, p. 92, 2016.
- [TRE 16] TRELLU C., MOUSSET E., PECHAUD Y., *et al.*, « Removal of hydrophobic organic pollutants from soil washing/flushing solutions : A critical review », *Journal of Hazardous Materials*, n° 306, p. 149-174, 2016.
- [USM 16] USMAN M., CHAUDHARY A., BIACHE C., *et al.*, « Effect of thermal pre-treatment on the availability of PAHs for successive chemical oxidation in contaminated soils », *Environmental Science And Pollution Research*, n° 23, p. 1371-1380, 2016.
- [VIL 13] VILLANNEAU E., SABY N.A., ORTON T., *et al.*, « First evidence of large-scale PAH trends in French soils », *Environmental Chemistry Letters*, n° 11, p. 99-104, 2013.
- [WID 05] WIDDOWSON M.A., SHEARER S., ANDERSEN R.G., *et al.*, « Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in groundwater using poplar trees », *Environmental Science and Technology*, n° 39, p. 1598-1605, 2005.
- [WIL 93] WILSON S.C., JONES K.C., « Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): a review », *Environmental Pollution*, n° 81, p. 229-249, 1993.
- [YI 07] YI H., CROWLEY D.E., « Biostimulation of PAH degradation with plants containing high concentrations of linoleic acid », *Environmental Science and Technology*, n° 41, p. 4382-4388, 2007.

Les sols urbains : artificialisation et gestion

8.1. Introduction

Les constructions des villes (urbanisation) se sont toujours faites au milieu des zones agricoles, en grignotant les sols cultivés. Une conséquence importante de l'urbanisation est l'imperméabilisation des sols. C'est une des dix menaces identifiées par l'Union européenne qui pèsent sur les fonctions assurées par les sols. Environ 4 % des sols de l'Union européenne seraient imperméabilisés [EEA 09]. L'imperméabilisation correspond à la couverture permanente des surfaces de territoire avec des matériaux artificiels imperméables, tels que les revêtements hydrocarbonés et le béton, on parle alors de sols scellés. Le sol, ainsi artificialisé, a alors perdu les qualités attendues d'un milieu naturel plurifonctionnel, vivant et support de biodiversité.

L'urbanisation correspond souvent à une artificialisation « galopante » qui prélève des terres agricoles, naturelles ou semi-naturelles, pour répondre à des besoins sociaux et économiques : implantation de bâtis, infrastructures de transport, chantiers, cimetières, terrains vagues, carrières, décharges, jardins d'agrément et pelouses. Cette artificialisation représente, en 2014, 9,3 % du territoire métropolitain français (enquêtes Teruti-Lucas). Elle favorise la croissance économique qui se fait aux dépens de meilleures terres agricoles cultivables et compromet alors la sécurité alimentaire de l'humanité.

8.2. Urbanisation des sols

8.2.1. Histoire et origine des sols urbains

Le **sol urbain**, à usage ni agricole ni forestier, peut avoir plusieurs définitions suivant les acteurs qui le considèrent :

- dépôt anthropique ou archéologique d'épaisseur plurimétrique pour les archéologues ;
- support des infrastructures pour l'aménageur urbain ;
- espace souterrain de gestion des réseaux pour l'ingénieur urbain ;
- support de végétation pour les gestionnaires des espaces végétalisés. Il présente une grande variabilité horizontale et verticale qui résulte de dépôts successifs, hétérogènes et plus ou moins stratifiés quelquefois sur plusieurs mètres.

Il est constitué de :

- couches minérales pérennes issues de l'altération (des roches en place, de matériaux minéraux introduits et d'apports naturels alluvionnaires et éoliens ;
- couches instables composées d'éléments organiques (aliments, déjections, cadavres, matériaux) et donc très sensibles à la décomposition [DAR 09] (figure 8.1).



Figure 8.1. Dépôts anthropiques romains (quartier gare d'Angers, 2010) et médiévaux (cathédrale d'Angers, 2016) (photos : J.-P. Rossignol)

Les épaisseurs des couches sont liées aux activités urbaines développées dans chaque quartier de la ville au cours de l'histoire :

- construction de bâtiments et de rues ;

– développement d’activités artisanales et industrielles auxquelles se rajoutent des phénomènes naturels (inondations, glissements de terrain).

Les sols, chargés de vestiges, témoignent de la construction de la ville et de son évolution. Par exemple, à Angers, quartier de la Doutre, le long de la Maine (figure 8.2), afin de rendre la zone urbanisable, environ 5 mètres de matériaux ont été apportés de 1871 à 1885 pour combler les marais, un bras de la Maine et le canal de la Tannerie [BER 07].

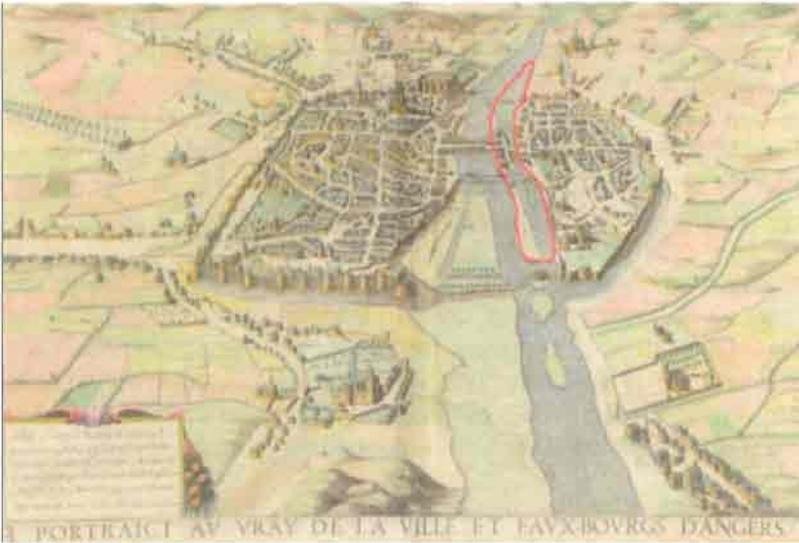


Figure 8.2. Extrait de « Portrait au vray de la ville et faubourgs d’Angers » : vue cavalière de la ville et faubourgs, gravure d’après le plan de Claude Ménard, 1638 ; en rouge, la zone remblayée (source : arch. Mun. Angers ; cliché : T. Bonnet)

Du fait des remaniements successifs, les sols urbains sont souvent le lieu de fortes **contaminations**. Avant le XIX^e siècle, les pollutions et la production de déchets proviennent du travail des métaux (bronze, laiton, fer, cuivre, plomb), des incendies et des multiples guerres. À partir du XIX^e siècle, l’industrie prend son essor et génère des pollutions et contaminations multiples (charbons, acides, métaux tels que platine, plomb, mercure, zinc, chrome). L’expansion de la ville favorise, dans les sols urbains, des dépôts de déchets (ménagers, cendres, mâchefer), de décombres. Une pollution supplémentaire s’installe lors de sa modernisation avec la mise en place de réseaux souterrains pour l’acheminement des fluides entrant et sortant, en particulier le gaz et les eaux usées. Depuis moins de deux siècles, la pression des activités anthropiques à l’échelle de la planète est tellement forte que de nombreux

scientifiques considèrent que nous sommes entrés dans une nouvelle ère géologique : l'Anthropocène, qui trouve son expression majeure dans les systèmes urbains.

8.2.2. Artificialisation et imperméabilisation

En 2000, l'extension des zones urbaines a représenté 0,45 % de la surface mondiale des sols [POT 09], et du fait de l'urbanisation croissante, cette valeur sera multipliée par deux en 2020 et par trois en 2030 [FAO 15]. En Europe, Amérique du nord, Amérique latine et Océanie, 70 à 80 % de la population vit déjà dans des aires urbaines [FAO 15]. En France métropolitaine, en 2015, quatre personnes sur cinq habitent dans ces espaces urbains et 95 % de la population est sous influence directe des villes [BRU 11]. Les surfaces artificialisées augmentent plus vite que la population, et on constate la disparition de la surface équivalente à un département tous les 7 ans (enquête statistique annuelle Teruti-Lucas, 2009).

Ces migrations de population des zones rurales vers les zones urbaines provoquent un changement d'usage des sols. Les constructions et les infrastructures s'implantent dans les plaines et zones périurbaines principalement à usage agricole. Comme le montre la figure 8.3, la progression des sols artificialisés se fait au détriment de meilleures terres agricoles et se traduit par un accroissement de 1,2 % de sols artificialisés entre 2012 et 2014 en France métropolitaine.

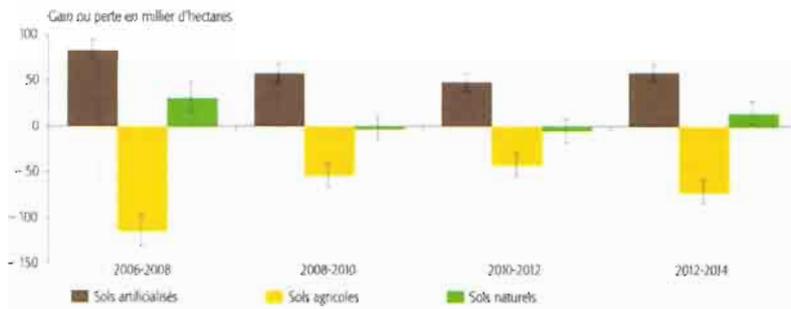


Figure 8.3. Augmentation des sols artificialisés en France métropolitaine entre 2012 et 2014 (moyenne annuelle sur deux ans) d'après SSP, Agreste, enquêtes Teruti-Lucas [FON 15]

Cet étalement urbain provoque une imperméabilisation partielle des sols à vocation agricole et engendre des sources de pollution souvent irréversibles. Les espaces artificialisés sont pour deux tiers imperméabilisés (sols revêtus linéaires, tels

que les routes, ou aréolaires, tels que les parkings, plateformes de stockage et sols bâtis) [UNI 12]. C'est l'implantation de l'habitat individuel qui est le premier producteur de terres artificialisées (figure 8.4).

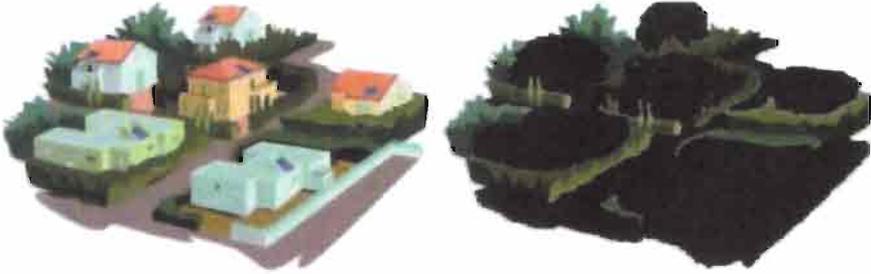


Figure 8.4. Structure typique d'implantation d'habitat individuel et proportion des surfaces imperméabilisées (couleur noire 70 % de l'espace) [UNI 12]

L'analyse de l'artificialisation des sols est réalisée avec la base de données européenne d'occupation biophysique des sols Corine Land Cover. Elle identifie les sols artificialisés comme un des cinq niveaux principaux d'occupation du territoire (territoires artificialisés, territoires agricoles, forêts et milieux naturels, zones humides et surfaces en eau).

EN RÉSUMÉ. Le sol urbain a longtemps été considéré comme le support inerte du développement urbain [BEC 09]. Il a ainsi été identifié comme une « boîte noire », avec un intérêt marqué pour les ressources du sous-sol et avec un désintérêt évident pour ce qui pouvait se passer dans la couche supérieure de sol [DOM 10]. La couverture du sol urbain pour des besoins d'hygiénisme (masquer les « exhalaisons délétères » ; [BAR 99]) et de confort (circulation aisée) a entraîné l'oubli de ses spécificités et de ses fonctions.

8.3. Caractéristiques des sols en milieu urbain

L'urbanisation compartimente l'espace urbain quelles que soient les échelles d'observation et l'artificialisation des sols augmente des espaces périurbains (80 % de sols non artificialisés) vers le centre-ville (moins de 15 % de sols non artificialisés). Les espaces végétalisés trouvent alors leur place entre les rues, les trottoirs, les bâtiments, dans les jardins privés, les cours, et sur les toitures et les façades des bâtiments (figure 8.5).



Figure 8.5. Les espaces végétalisés en milieu urbain occupent une surface réduite, d'où le besoin de coloniser les espaces de toitures (d'après [POM 14])

8.3.1. Typologie des sols urbains

Les sols en milieu urbain sont le résultat de multiples actions de l'homme au cours des différentes phases de l'urbanisation. Ces sols peuvent être regroupés en deux grandes catégories en lien avec leur usage, leur origine et leur fonction (figure 8.6) : les sols artificialisés et les sols végétalisés.

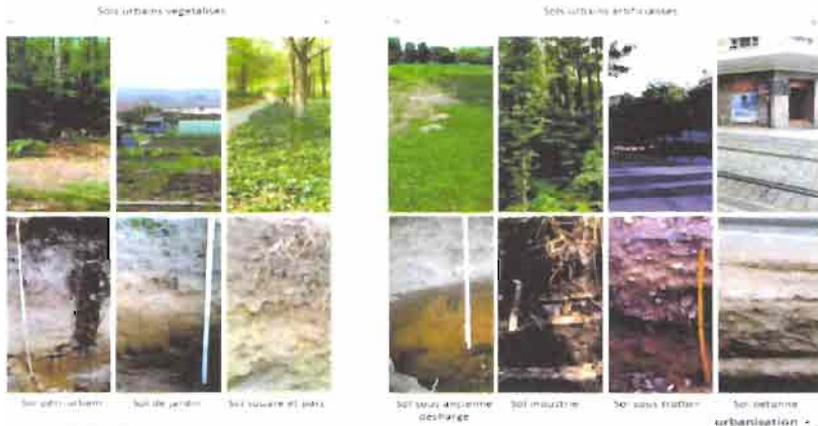


Figure 8.6. Profils de sols urbains végétalisés et artificialisés avec une urbanisation croissante du péri-urbain vers l'hypercentre (photos : C. Ducommun, J.-P. Rossignol et L. Vidal-Beaudet)

8.3.1.1. Les sols artificialisés

Les **sols artificialisés** sont développés dans des **matériaux anthropiques** apportés (bâtiments et rues, déblais et remblais, restes d'activités artisanales et industrielles). Ils constituent différents types de sols :

- les sols polycycliques, issus de l'accumulation au cours des siècles de remblais, qui peuvent atteindre plusieurs mètres d'épaisseur ; par exemple à Paris dans l'île de la Cité, les remblais atteignent 10 mètres d'épaisseur et sont constitués de couches hétérogènes de limons, cailloux, blocs calcaires et de pieux en bois [DES 90] ;
- les sols d'accompagnement d'infrastructures et bâtiments, scellés ou non, composés de remblais récents compactés mélangés aux matériaux anthropiques liés aux aménagements ;
- les sols des chaussées et trottoirs scellés et composés de plusieurs couches de granulats ou autres matériaux compactés qui reposent sur une partie supérieure des terrassements, elle-même compactée (figure 8.7) ;
- les sols des tranchées des réseaux (eaux, électricité, gaz, téléphone, Internet) qui parcourent le sous-sol de la ville ; les tranchées de profondeur et de largeur variable (environ 1 m de profondeur et 0,5 à 1 m de largeur) sont remplies avec les matériaux mélangés et compactés ;
- les sols de friches industrielles qui contiennent des résidus et des produits polluants et toxiques (hydrocarbures – HAP, peintures, huiles minérales, solvants chlorés, éléments acides et traces métalliques). Ces sites sont répertoriés dans les bases de données Basol⁵⁰ et Basias⁵¹.

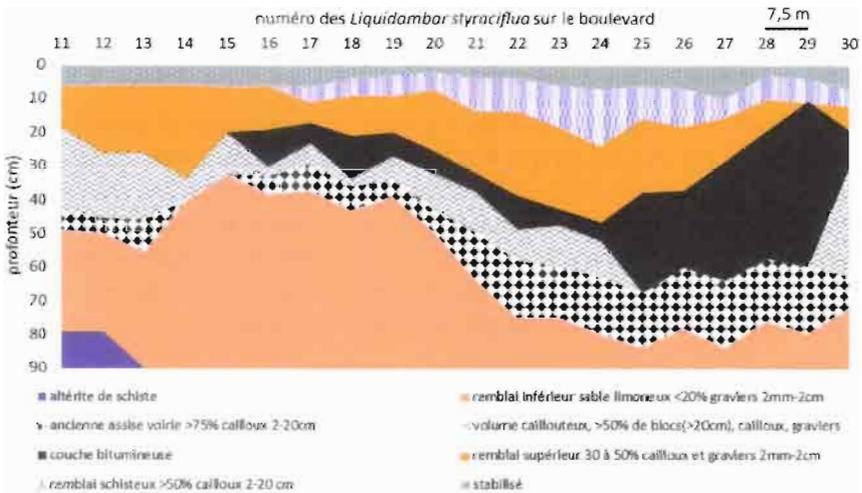


Figure 8.7. Profil en long des sols sous le trottoir nord planté de *Liquidambar styraciflua*, boulevard Copernic, Angers [BUR 96]

1. Disponible à l'adresse : <http://basol.developpement-durable.gouv.fr/>.
 2. Disponible à l'adresse : basias.brgm.fr/.

8.3.1.2. *Les sols végétalisés*

Les sols végétalisés sont le support de la végétation en ville, dans les parcs et jardins publics et privés, et dans tout espace végétalisé urbain, ainsi que dans les jardins potagers familiaux et partagés. Ces sols portent la nature en ville. Ils se développent dans des couches de matériaux le plus souvent anthropiques qui permettent la croissance plus ou moins facile des racines des plantes :

- les sols des parcs et jardins des centres-villes sont généralement fabriqués. En effet, les sols artificialisés anthropiques sont chimiquement pauvres, compactés et asphyxiants, peu aptes au développement d'une végétation. De nouveaux sols sont reconstitués à partir de « terre végétale » correspondant à la terre arable d'anciens terrains agricoles urbanisés ;

- les sols des plantations d'arbres situées sur les trottoirs et places sont localisés dans des fosses de faible volume (de 1 à 12 m³), encastrées dans les couches de matériaux anthropiques. Ils sont constitués de terre végétale et de granulats ;

- les sols des jardins potagers sont le lieu d'une horticulture vivrière et ornementale intensive [SCH 13]. Ils ont souvent subi des apports d'amendements organiques et d'engrais importants ; l'horizon de surface de 20 à 40 cm d'épaisseur, de couleur sombre, est riche en matière organique (≈ 4 %) ; l'activité biologique est forte, les teneurs en éléments élevées (N, P, K) ;

- les sols des espaces naturels péri-urbains sont en général peu modifiés, mais peuvent supporter des terrassements, nivellements et apports d'amendements ;

- les sols des terrains de sport sont d'autant plus artificiels et sophistiqués que leur utilisation est intensive et que les clubs sportifs sont renommés. En général, ces sols doivent être filtrants avec un drainage rapide pour éliminer les eaux pluviales, mais aussi permettre une alimentation hydrique adaptée du gazon. Les stades de compétition ont un système de drainage resserré sous un sol sableux poreux. Les sols des stades ruraux et semi-urbains sont généralement très peu modifiés (seulement par nivellement et avec parfois un système de drainage).

8.3.2. *Les propriétés des sols urbains artificialisés*

Les matériaux constitutifs des sols urbains ont une origine et un âge liés à l'évolution de la ville avec des excavations, nivellements, exportations, apports de matériaux terreux et résidus ayant servi à la construction (sables, graviers, ardoises, bétons, briques, éléments métalliques, déchets nombreux et variés). Ces matériaux s'accumulent, s'entrecroisent, se mélangent entre eux autant verticalement qu'horizontalement. Ils sont granulométriquement et morphologiquement très différents

et souvent constitués d'éléments grossiers (cailloux, graviers et blocs). Ils forment des sols compacts avec de fortes valeurs de masses volumiques apparentes, comprises entre 1,7 et 1,9 g cm⁻³. La perméabilité est très faible voire nulle et l'aération très insuffisante. Les pH des sols sont souvent basiques (7,5 à 8,5) du fait de la présence de carbonates apportés par les matériaux de construction. Le taux de matières organiques et les teneurs en éléments minéraux nutritifs sont faibles (tableau 8.1).

	Mva sèche kg (dm ⁻³)	Mva petits agrégats (2-3 mm)	Propriétés chimiques				
	Moy.	Moy.	pH eau	MO g kg ⁻¹	K ₂ O g kg ⁻¹	MgO g kg ⁻¹	P ₂ O ₅ g kg ⁻¹
Stabilisé (0-5 cm)	1,92 (0,13)	2,25 (0,11)	9	5,5	0,04	0,08	0,01
Remblai (5-30 cm)	1,83 (0,11)	1,83 (0,12)	8	18,0	0,06	0,21	0,06
Remblai (60-80 cm)	1,78 (0,10)	1,78 (0,14)	7,7	11,9	0,10	0,06	0,02

Tableau 8.1. Masse volumique apparente sèche totale (Mva), masse volumique apparente (Mva) des petits agrégats et teneurs en éléments minéraux des sols sous trottoir du boulevard Copernic à Angers [BUR 96]

EN RÉSUMÉ. Du fait de l'imperméabilisation marquée du système urbain, les sols ne peuvent pas remplir correctement les fonctions attendues de support de production de biomasse végétale, de gestion des flux hydriques, de purification de l'eau, de stockage du carbone et de support de la biodiversité. Il paraît indispensable de trouver des modes de caractérisation et d'évaluation des sols de l'espace urbain permettant de renforcer l'aptitude de ces sols à assurer leurs fonctions, afin de rendre les services écosystémiques anciens ou émergents désirés.

8.4. Classification et cartographie des sols urbains

8.4.1. Classification

Les grandes classifications pédologiques tiennent compte principalement des processus de formation des sols. En milieu urbain, c'est l'homme qui est le facteur majeur de la morphologie des sols. Ils sont considérés comme des sols jeunes et peu

évolués, fortement modifiés ou fabriqués pendant la période historique. Dans ces sols, des processus anthropo-pédogénétiques sont à l'œuvre, tels que le décapage de la partie supérieure des sols, le compactage par les trafics piétonniers ou automobiles, le scellement par des surfaces rigides et imperméables, le dépôt de matériaux terreux et technologiques, l'alcalinisation et la pollution par des produits chimiques minéraux et organiques. Du fait d'une imperméabilisation de 2/3 des surfaces, l'observation directe du sol est quasi impossible, ce qui rend la classification des sols en milieu urbain très difficile.

Certaines classifications tiennent compte de la particularité des sols anthropisés et artificialisés, telles que le Référentiel pédologique [AFES 08] et *la World Reference Base for Soil Resources WRB* [FAO 14].

Le référentiel pédologique regroupe ces sols dans le GER (grand ensemble de références) des anthroposols, dans lequel sont définis des matériaux anthropiques de référence (codés Z) plutôt que des horizons :

- les matériaux anthropiques terreux (codés Ztr) d'origine pédologique ou géologique sont le plus souvent mélangés et peu chargés en éléments grossiers ;
- les matériaux anthropiques technologiques (codés Ztc) proviennent des activités industrielles, artisanales, minières, mais aussi de la construction ;
- les matériaux archéo-anthropiques (codés Zar) sont différenciés et contiennent plus de 20 % de débris d'objets fabriqués par l'homme (artéfacts).

Le référentiel pédologique spécifie cinq références d'anthroposols qui contiennent des quantités variables de matériaux anthropiques :

- les anthroposols transformés, peu présents en milieu urbain, ont subi des modifications sur plus de 50 cm pour améliorer la production agricole ou préserver le sol : terrasses agricoles, rizières, oasis, terra preta amazonienne ;
- les anthroposols artificiels présentent une accumulation de matériaux apportés par l'homme dans le cadre d'activités industrielles, artisanales, minières, et d'urbanisation. Ils sont fortement compactés, chargés en éléments grossiers et pauvres en éléments nutritifs ;
- les anthroposols reconstitués sont de nouveaux sols créés à partir de matériaux pédologiques transportés (terre arable de décapage) pour des opérations de végétalisation urbaine ;
- les anthroposols construits sont de nouveaux sols réalisés à partir de matériaux « technologiques » considérés comme des déchets ou des sous-produits pour des opérations de végétalisation urbaine ;

– les anthrosoles archéologiques contiennent des vestiges du passé (artéfacts) en quantité importante (> 20 %). Ce sont les archives de l’humanité.

La WRB distingue deux groupes de sols de référence [FAO 14] :

– les anthrosoles, peu représentés en milieu urbain, sont profondément modifiés par les activités humaines agricoles et pendant un temps long et continu : par exemple les *plaggen*, la *terra preta*, les sols d’oasis, les rizières ;

– les technosols formés de constituants « techniques » contenant de nombreux « artéfacts » ou scellés par des matériaux durs créés par l’homme ; ils incluent les sols de déchets (remblais, boues, scories, décombres, déchets de mines, cendres, etc.), les surfaces pavées et les sols construits avec des matériaux anthropiques.

8.4.2. Cartographie

La cartographie des sols urbains est rarement réalisée dans les études pédologiques, car de nombreux obstacles rebutent les pédologues :

- une couche dure difficilement traversable ;
- des matériaux hétérogènes apportés par l’homme ;
- une absence de processus pédogénétiques bien identifiés.

Cependant, leur connaissance devient un enjeu à la fois environnemental, économique et politique afin de résoudre les problématiques de la ville actuelle :

- la gestion des flux hydriques et des inondations ;
- la maîtrise du microclimat urbain et des îlots de chaleur ;
- le contrôle des pollutions aériennes et souterraines.

L’approche cartographique devient donc nécessaire, associée à une approche historique, pour comprendre et tenter d’expliquer les modifications et évolutions des sols urbains.

L’étude des sols peut se réaliser à différentes échelles en fonction des besoins et du degré de connaissances attendues du milieu. Deux échelles peuvent être proposées :

– la moyenne échelle (du 1/50 000 au 1/100 000) permet de réaliser un diagnostic général d’une ville, les unités cartographiques de sols (UCS) peuvent se superposer à celles déterminées par Corine Land Cover. Différentes unités typologiques de sols (UTS) sont caractérisées dans chaque UCS (exemple : carte pédologique 1/100 000 Angers, figure 8.8, [ROS 13]) :

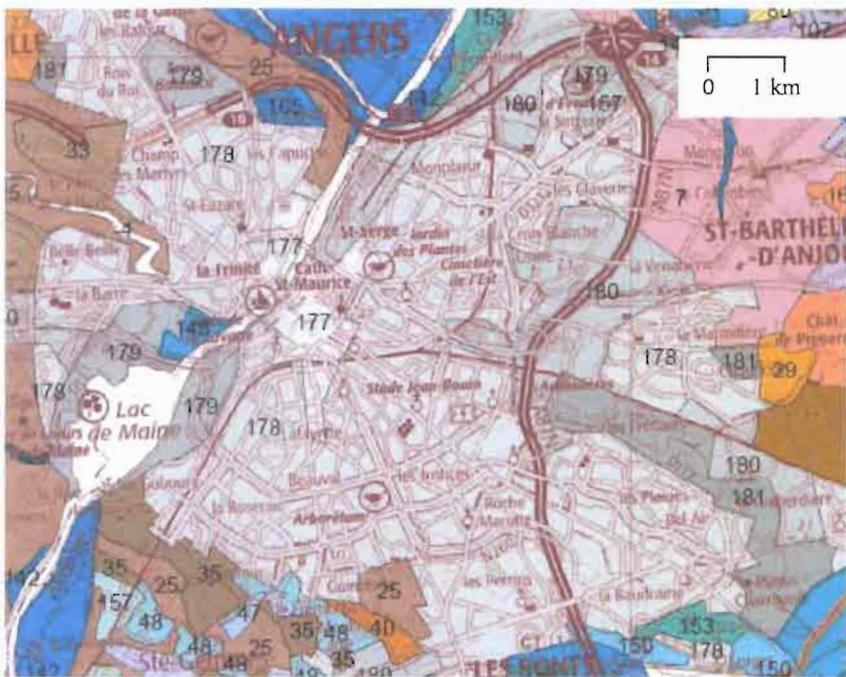


Figure 8.8. Dans cet extrait de la carte pédologique 1/100 000 Angers, les UCS des zones anthropiques (UCS 177, 178, 179, 180, 181 de couleur grise) sont décrites dans le texte. Les UCS des sols naturels (autres couleurs) sont décrites dans la notice de la carte pédologique [ROS 13].

- les UCS des zones urbanisées à tissu urbain continu des centres-villes ; les voiries et bâtiments occupent 80 % de la surface (UCS 177) ; la végétation est constituée d'arbres d'alignement sur les trottoirs et les places ; les UTS sont au moins de trois types : les **anthrosols artificiels** des voiries entre les édifices, les **anthrosols reconstitués** des fosses de plantation des arbres d'alignement et petits parcs et les **anthrosols archéologiques** enfouis sous les surfaces imperméabilisées ;

- les UCS des zones urbanisées à tissu urbain discontinu des zones périurbaines des grandes villes et l'ensemble des petites villes et villages (UCS 178) ; les surfaces végétalisées publiques et privées coexistent avec le tissu urbain de manière discontinue et occupent de 30 à 80 % de la surface ; les UTS peuvent être très diverses suivant les conditions de construction des quartiers avec des **anthrosols artificiels** de voiries ou remblais anthropiques, des **anthrosols reconstitués** des parcs et jardins et des **anthrosols transformés** dans les zones périphériques et certains jardins privés ;

- les UCS des zones industrielles et commerciales localisées à l'entrée des villes avec des surfaces imperméabilisées très importantes et dont les zones végétalisées représentent généralement moins de 10 % de la surface (UCS 180) ; les UTS sont de quatre types : anthroposols artificiels de voiries et remblais anthropiques, anthroposols reconstitués issus d'horizons pédologiques transportés et anthroposols transformés sur les horizons pédologiques en place ;

- les UCS des zones de loisirs et de sports : stades, campings, hippodromes et parcs de loisirs (UCS 179) ; les sols sont quelquefois peu modifiés (nivellement et apports d'amendements) et identiques à ceux des UCS rurales voisines ; les UTS anthropiques sont : anthroposols artificiels de voiries et remblais anthropiques, anthroposols reconstitués issus d'horizons pédologiques transportés et anthroposols transformés sur les horizons pédologiques en place ;

- les UCS des zones minières comme par exemple les sols sur déblais des ardoisières (UCS 181) constitués de blocs, pierres et cailloux avec un peu de terre sont des anthroposols artificiels – peyrosols à charge grossière, issus de remblais d'ardoisières ;

- la grande échelle (1/25 000 à 1/5 000) permet une caractérisation fine des sols de chaque unité d'usage. Peu d'études pédologiques ont été effectuées à cette échelle dans le milieu urbain. À Angers, un transect urbain a été réalisé, à l'échelle du cadastre, de la périphérie au centre urbanisé. Des unités cartographiques de sols (UCS) ont été proposées, comme par exemple [COR 15] (figure 8.9) :

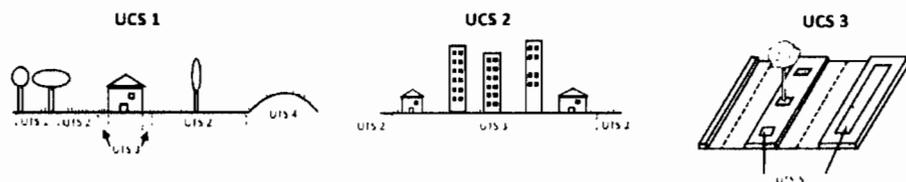


Figure 8.9. Exemples d'UCS et d'UTS en zone urbaine à grande échelle

- les zones peu urbanisées (UCS1) du domaine de l'université d'Angers : les sols originels ont été décapés puis recouverts par des remblais plus ou moins épais provenant du site pour réaliser la végétalisation : anthroposols reconstitués (UTS 1 et 2) ;

- les zones urbanisées des quartiers d'habitations (UCS 2) : les sols autour des immeubles sont des anthroposols artificiels issus de remblais anthropiques (UTS 3) ; autour des maisons, ce sont des anthroposols reconstitués (UTS 2) ;

- les voiries accompagnées d'arbres d'alignement (UCS 3) : à côté des anthroposols artificiels de voiries, des anthroposols reconstitués (UTS 5) remplissent les fosses de plantation.

EN RÉSUMÉ. La connaissance des unités cartographiques et typologiques des sols urbains est indispensable pour évaluer leur qualité environnementale et participer à une gestion performante des espaces urbains. C'est un maillon incontournable des aménagements urbains.

8.5. Des sols fertiles pour des espaces végétalisés

Une utilisation plus rationnelle des territoires, avec notamment l'obligation de ralentir l'expansion urbaine aux dépens des terres cultivées et le souhait des collectivités de renforcer l'introduction du végétal (horticole et vivrier) en ville, génère une forte demande de compétences sur l'aptitude des sols à assurer correctement leurs différentes fonctions en milieu urbain :

- plateforme de support mécanique ;
- support de production végétale ;
- filtre, tampon, stockage du carbone ;
- régulation du cycle de l'eau, du climat, du bruit, de la pollution ;
- stockage des matières, valorisation et recyclage des déchets urbains).

L'introduction dans l'espace urbain de millions de tonnes de matières premières terreuses (3 millions de m³ en 2008, volume estimé par Plante et Cité), dont une partie entre dans la composition des sols urbains, demande l'acquisition de connaissances sur la constitution et l'évolution de ces sols. En fonction de chaque situation d'aménagement et de l'usage et des services envisagés, le sol peut être conservé (éventuellement amendé, remanié), voire excavé et remplacé pour favoriser le développement d'une végétation plantée ou spontanée. L'apport de matière organique et éventuellement le décompactage du sol apparaissent dans tous les cas incontournables pour augmenter ou créer la fertilité des sols urbains.

8.5.1. Les sols reconstitués

Lorsque les sols urbains anthropiques sont compactés, asphyxiants, hétérogènes, sans réserve nutritionnelle, des sols fertiles sont à construire. La reconstitution des sols se fait en prenant comme modèle le sol agricole fertile avec une superposition de deux ou trois horizons (figure 8.10). Ceux-ci présentent des propriétés physiques

aptes au développement racinaire : structure, porosité, perméabilité [GRO 11]. Les préconisations de mise en place ou de construction des sols urbains par les aménageurs sont encore souvent empiriques. Dans les pratiques de construction classiques, la couche de surface des sols agricoles est décapée, stockée, transportée avant d'être mise en place. Elle est appelée « terre végétale » par les paysagistes et « terre ressource » dans les règles professionnelles de l'Union nationale des entreprises du paysage (UNEP) [MUL 12]. Dans ces règles, « la terre végétale » doit contenir de 3 à 15 % de matière organique, conformément à la norme AFNOR NFU44-551 [AFN 02]. La connaissance des états mécaniques de la terre (états cohérent, plastique et liquide) est indispensable pour réussir les différentes opérations de la reconstitution [ROS 01]. La profondeur du sol et le nombre de couches à mettre en place dépendent de la végétation à installer : elle sera de l'ordre du mètre pour des plantations d'arbres et d'environ 50 cm pour des massifs arbustifs ou fleuris. La couche de surface est souvent amendée par des composts.



Figure 8.10. Exemple de profil de sols reconstitués, Cité internationale de Lyon, à gauche en 1994 lors de la mise en place ; à droite en 2012 (programme Sciencil) (photos : J.-P. Rossignol et L. Vidal-Beaudet)

À la Cité internationale de Lyon, les **sols reconstitués** en 1994, avec une couche superficielle enrichie en compost [BEA 98], déposée sur une couche minérale, ont évolué au bout de 18 ans vers un **brunisol eutrique** (Référentiel pédologique [AFE 08]). Les propriétés physiques initiales (structure, porosité, perméabilité) se sont conservées.

8.5.2. Cas particulier du mélange terre-pierres

Dans les zones où les risques de compactage sont importants, un système particulier de construction de sols a été développé pour concilier circulations urbaines et végétation : le **mélange terre-pierres**. Ce mélange est utilisé en fosses de plantations d'arbres d'alignement en accompagnement de voiries (généralement de 80 cm à 1,4 m de profondeur) ou pour des parkings perméables végétalisés (profondeur de 30 cm à 1 m) (figure 8.11).



Figure 8.11. *Mélange terre-pierres, fosse de plantation remplie de terre-pierres, trou de plantation et mélange terre-compost de remplissage du trou (photos : J.-P. Rossignol et L. Vidal-Beaudet)*

Ce système permet d'assurer :

- la portance du sol pour les circulations ;
- la croissance et le bon développement du système racinaire des arbres.

La mise en œuvre consiste à mélanger 65% en volume de pierres dures capables de résister au compactage (calibre 40 à 120 millimètres, forme anguleuse à privilégier) avec 35% en volume de terre. Les pierres se bloquent entre elles pour créer un squelette rigide résistant sur le long terme aux fortes contraintes mécaniques. Entre les pierres, la terre occupe l'intégralité des espaces vides et n'est pas compactée. Les racines des végétaux peuvent ainsi coloniser la terre en contournant les pierres.

Ce système a été élaboré en France en 1986 par les laboratoires des Ponts et Chaussées et l'INRA d'Angers à la demande du service des espaces verts de la ville d'Angers.

8.5.3. Les sols construits à partir de « déchets » des villes

Afin de préserver les ressources naturelles, « sol » et granulats de carrière, il est nécessaire de réhabiliter lorsque c'est possible les sols urbains en place, ou de construire des sols fertiles à partir de matériaux issus de l'activité et de la déconstruction des villes afin de les recycler et de les valoriser. Le **génie pédologique** peut proposer une stratégie de construction de technosols fertiles (**anthroposols construits**) à partir de matériaux alternatifs à la terre végétale et aux granulats de carrières. Le programme SITERRE (procédé de construction de Sols à partir de matériaux Innovants en substitution à la Terre végétale et aux granulats de carrière), financé par l'ADEME de 2011 à 2015, a développé une démarche de génie pédologique pour répondre à cette problématique. Les résultats démontrent la faisabilité du procédé de construction de sols fertiles à partir de sous-produits, prêts à planter dès leur réalisation, et garantissant une innocuité vis-à-vis de la santé humaine et de l'environnement. Les recherches menées ont permis de sélectionner des indicateurs de fertilité agronomique pertinents en fonction de deux types d'usage modèle de végétalisation (square-parcs et arbre d'alignement, figure 8.12).

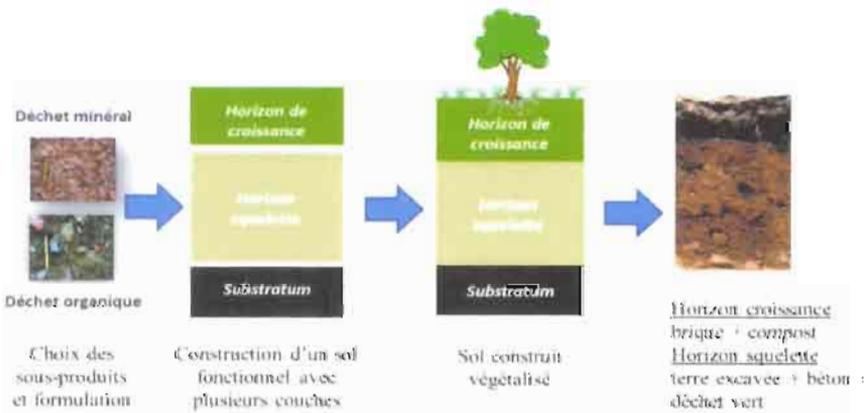


Figure 8.12. Procédé de construction de sol du programme Siterre : exemple du profil de sol développé pour l'usage « arbre d'alignement »

Un modèle de formulation de mélanges matière minérale/matière organique a été développé à partir d'essais au laboratoire et en lysimètres [ROK 14, VID 16]. Il permet de classer les mélanges en fonction de leurs performances agronomiques attendues. Les résultats acquis lors de ce programme constituent des bases incontournables dans le développement d'un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires (par exemple : collectivités, bureaux d'étude, entreprises) auquel doit être associée une expertise sur la construction de sol pour la production de biomasse végétale.

EN RÉSUMÉ. L'évaluation des fonctions rendues par les sols urbains et les services écosystémiques associés apparaissent comme une opportunité à saisir pour mettre en place des outils adaptés à leur construction, à leur gestion et qui permettraient d'en optimiser l'utilisation et de les protéger. La mise en place d'outils d'aide à la décision pour des aménagements performants et durables des espaces végétalisés urbains passe par une meilleure connaissance de la formation, de l'évolution et des propriétés des sols urbains.

8.6. Conclusions

Les politiques publiques doivent encourager l'utilisation des sols en place et la réhabilitation des zones dégradées ou délaissées afin de permettre la constitution d'une infrastructure verte performante. La ville verte devient donc un modèle urbain mais qui reste un défi pour les urbanistes. Mettre de la nature dans la ville s'avère un exercice compliqué, opposant des points de vue contradictoires selon les orientations sociales, environnementales et économiques, qui sous-tendent une certaine vision de la ville idéale [BOU 07]. Les aménageurs ont pris conscience que le végétal urbain n'est pas uniquement un objet de décoration, mais un matériau vivant qui a besoin de lumière, de sol, d'eau et de faune (insectes, lombrics, etc.) pour se pérenniser et participer à la conception d'un écosystème urbain durable. Or, la végétation ne peut pas avoir un rôle fondamental dans les services de régulation de l'écosystème urbain si l'on ne prend pas en considération les fonctions fondamentales des sols urbains [MOR 14].

8.6.1. « La trame brune »

La biodiversité urbaine est devenue un enjeu d'aménagement urbain et de paysage durable, mais aussi un élément de qualité de vie en ville. La notion de trame verte a été promue par le Grenelle de l'environnement en 2012, mais le concept de corridor écologique est plus ancien. Les trames vertes urbaines sont, de fait, multifonctionnelles. Elles participent à l'embellissement des villes, permettent de développer les loisirs des habitants, mais aussi de préserver la biodiversité, de réduire les inondations, d'améliorer la qualité de l'eau et d'éduquer le public à ces problématiques [CLE 13]. Les sols en milieu urbain sont un élément essentiel de cette nature en ville. Si la trame verte permet la continuité écologique, les sols qui supportent la végétation assurent une continuité pédologique et représentent la trame brune en support de la trame verte.

8.6.2. Valeur et protection des sols urbains

Ce sont en partie les récents conflits d'usage des sols qui ont amené à donner une valeur aux sols et aux biens et services qu'ils fournissent à la société [WAL 15]. En

France, la loi d'Engagement national pour l'environnement (n° 2010-788 du 12 juillet 2010) permet d'élargir la prise en compte des objectifs environnementaux dans les documents d'urbanisme tels que le Schéma de cohérence territoriale (SCoT) et le Plan local d'urbanisme (PLU) en planifiant l'utilisation des sols en fonction de leurs caractéristiques et des objectifs de développement envisagés. Le projet UQUALISOL-ZU a proposé une démarche pour intégrer le droit de l'urbanisme et la connaissance de la qualité des sols pour une meilleure gestion des sols dans l'aménagement local des territoires [ROB 12]. Dans ce contexte de pressions foncières et de besoins croissants de nourriture, de nouveaux besoins de connaissance de la science du sol en lien avec le développement du végétal en milieu contraint apparaissent afin d'assurer la protection de la ressource sol.

La connaissance des sols en milieu urbain devient donc une nécessité. La cartographie pédologique urbaine est à mettre en place. Les méthodes d'étude des sols sont à affiner, comme par exemple des méthodes d'auscultation non destructives. La connaissance des types de sols et leur répartition devient un volet indispensable des outils d'aide à la décision de la planification urbaine.

QUESTIONS DE RECHERCHE.

1. Quelles sont les conséquences de l'artificialisation des sols pour l'Homme et pour l'environnement ?
2. Quels sont les moyens de lutte contre l'artificialisation des sols et les moyens de résilience disponibles ?
3. Quels fonctions et services peuvent rendre les sols urbains pour participer à la régulation du changement climatique ?
4. Quel est l'intérêt de la réalisation d'une cartographie des sols urbains : quelles méthodes et quelles caractérisations ?
5. Quels sols pour quelle agriculture urbaine ?
6. Comment promouvoir la notion de trame brune au même titre que celle de trame verte pour une prise en compte globale de l'écosystème urbain ?

RECOMMANDATIONS.

1. Développer la cartographie des sols urbains (propriétés mécaniques et agronomiques) est un préalable pour une planification urbaine raisonnée.
2. Réaliser une phase de diagnostic des caractéristiques du sol lors de chaque projet urbain est une étape indispensable pour un aménagement durable de l'écosystème urbain.

3. Protéger les ressources en sols arables afin de maintenir la sécurité alimentaire.

4. Valoriser les sous-produits et déchets élaborés par la ville pour construire et entretenir les sols urbains.

8.7. Bibliographie

- |AFE 08| AFES, *Référentiel pédologique 2008*, Éditions Quæ, Versailles, 2009.
- |AFN 02| AFNOR, NF U 44-551, Support de culture : dénomination, spécification marquage, Norme, 2002.
- |BAR 99| BARLES S., BREYSSE D., GUILLERME A., *et al.*, *Le Sol urbain*, Economica Éditions, Paris, 1999.
- |BEA 98| BEAUDET-VIDAL L., FRADIN V., ROSSIGNOL J.P., « Study of the macroporosity of reconstituted anthropic soils by image analysis », *Soils and Tillage Research*, vol. 47, n° 1-2, p. 173-179, 1998.
- |BEC 09| BECHET B., CARRE F., FLORENTIN L., *et al.*, « Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains », dans C. CHEVERRY, C. GASCUEL (DIR.), *Sous les pavés la terre. Connaître et gérer les sols urbains*, Omniscience, Montreuil, 2009.
- |BER 07| BERTOLDI S., *Angers au cœur : chroniques d'une ville*, Société des Études angevines, Angers, 2007.
- |BOU 07| BOUTEFEU E., « La nature en ville : des enjeux paysagers et sociétaux », *Géococonfluences*, consulté le 28 juin 2014, disponible à l'adresse : <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/paysage/PaysageViv.htm>, 2007.
- |BRU 11| BRUTEL C., LEVY D., « Le nouveau zonage en aires urbaines de 2010. 95 % de la population vit sous l'influence des villes », *INSEE Première* [en ligne], n° 1374, 2011.
- |BUR 96| BURTE J., Influence de la décompaction des sols sur les arbres en milieu urbain, Mémoire, École nationale d'ingénieurs des travaux d'horticulture et paysage, 1996.
- |CLE 13| CLERGEAU P., BLANC N., *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*, Le Moniteur Éditions, Antony, 2013.
- |COR 15| CORBEAU D., rapport de stage de pédologie à Agrocampus-Ouest Angers, rapport, IUT Angers, 2015.
- |DAR 09| DARMENDRAIL D., FAUCONNIER D., GALINIE H., *et al.*, « Histoire et gestion des sols », dans C. CHEVERRY, C. GASCUEL (DIR.), *Sous les pavés la terre. Connaître et gérer les sols urbains*, Omniscience, Montreuil, 2009.

- [DES 90] DESFORGES M., FARGIER B., « Consolidation par injection des sols de l'île Saint-Louis à Paris », Travaux 8, *Structurae*, n° 656, p. 22-31, 1990.
- [EEA 09] EEA, Soil sealing data in aggregated spatial resolution (100 x 100m), cartes, European Environment agency, disponible à l'adresse : <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/copernicus-land-monitoring-service-imperviousness-2>, 2009
- [GRO 11] GROSBELLET C., VIDAL-BEAUDET L., CAUBEL V., *et al.*, « Improvement of soil structure formation by evolution of coarse organic matter », *Geoderma*, n° 162, p. 27-38, 2011.
- [FAO 14] FAO, World reference base for soil resources 2014 : International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, rapports des ressources des sols du monde, n° 106, rapport, Rome, 2015.
- [FAO 15] FAO, Status of the World's Soil Resources, rapport principal, Rome, disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>, 2015.
- [FON 15] FONTES-ROUSSEAU C., JEAN R., « L'artificialisation des terres de 2006 à 2014 : pour deux tiers sur des espaces agricoles », *Agriste Primeur*, n° 326, juillet 2015.
- [GIR 11] GIRARD M.C., WALTER C., BERTHELIN J., *et al.*, *Sols et environnement*, Dunod, Paris, 2011.
- [MOR 14] MOREL J.L., CHENU C., LORENZ K., « Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs) », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 15, n° 8, p. 1659-1666, 2014.
- [MUL 12] MULLER T., MARIE X., ROSSIGNOL J.-P., *et al.*, Travaux des sols, supports de paysage, caractérisation, amélioration, valorisation et reconstitution, n° P.C.1-R0, règles professionnelles, UNEP, Paris, 2012.
- [POM 14] POMMIER G., PROVENDIER D., GUTLEBEN C., *et al.*, « Impacts du végétal en ville », fiches de synthèse, Vegdud/Plante et Cité, Angers, 2014.
- [POT 09] POTERE D., SCHNEIDER A., SCHLOMO A., *et al.*, « Mapping urban areas on global scale : which of the eight maps now available is more accurate ? », *International Journal of remote Sensing*, n° 24, p. 6531-6558, 2009.
- [ROB 12] ROBERT S., Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine, Application au bassin minier de Provence, rapport final projet, UQUALISOL-ZU, programme GESSOL, 2012.
- [ROK 14] ROKIA S., SÉRÉ G., SCHWARTZ C., *et al.*, « Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes », *Waste Management*, vol. 34, n° 11, p. 2155-2162, 2014.

- |ROS 01| ROSSIGNOL J.-P., « The reconstituted Anthroposoils for landscaped areas : morphological characteristics and physicals properties », *Soil anthropization, Proceedings, VI international workshop*, Brastislava, Slovaquie, 20-22 juin 2001.
- |ROS 13| ROSSIGNOL J.-P., *Carte pédologique de France à 1/100 000 : Angers*, INRA Éditions, Paris, 2013.
- |SCH 13| SCHWARTZ C., *et al.*, (DIR.), *Jardins potagers : terres inconnues ?*, EDP Sciences/ADEME, Angers, 2013.
- |UNI 12| UNION EUROPÉENNE, *Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing*, Consignes, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg, 2012.
- |VID 16| VIDAL-BEAUDET L., ROKIA S., NEHLS T., *et al.*, « Interactions between aggregation and chemical reactivity in a constructed Technosol », *Journal of Soils and Sediments*, disponible à l'adresse : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01458426/document>, 2016.
- |WAL 15| WALTER C., BISPO A., CHENU C., *et al.*, « Services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation. Agriculture et Foncier – Concurrences entre usages des sols et entre usagers des sols agricoles : la question foncière renouvelée », *Club Déméter*, cahier 15, Paris, disponible à l'adresse : <http://www.clubdemeter.com/cahier.php?cahier=15>, 2015.

Le recyclage des produits résiduaux organiques en contexte tropical

9.1. Définition, typologie et principales caractéristiques des produits résiduaux organiques

9.1.1. Définition des produits résiduaux organiques et des enjeux associés

Les produits résiduaux organiques (Pro) se définissent comme l'ensemble des résidus de nature organique et d'origine agricole, urbaine ou agro-industrielle valorisés en agriculture. Pratique millénaire concurrencée par la fertilisation minérale au XX^e siècle, le recyclage de ces Pro suscite un fort regain d'intérêt à la faveur d'enjeux agronomiques, environnementaux et sociétaux. En effet, les intérêts agronomiques sont multiples. L'augmentation des teneurs en matières organiques des sols améliore ses propriétés physiques (stabilité, agrégation, porosité, capacité de rétention en eau, etc.), chimiques (pH, capacité d'échange cationique) et biologiques (quantité, diversité et activité des microorganismes). En favorisant le recyclage des Pro au détriment des engrais de synthèse, les agriculteurs économisent des énergies fossiles utilisées pour leur fabrication et stockent du carbone dans les sols ; l'initiative internationale 4 % promeut cet effet [DER 16, MIN 17]. En outre, pour les ressources en phosphore, qui sont limitées, le bouclage des cycles biogéochimiques apparaît indispensable à long terme [RIN 14]. Pour les agriculteurs, aux avantages directs (coûts, disponibilité des Pro) s'ajoutent d'éventuels services rendus (recyclage des déchets, durabilité des agrosystèmes et des ressources) qui inscrivent cette pratique dans une démarche sociétale essentielle [JON 13].

En contexte tropical, et particulièrement en Afrique subsaharienne, le déclin de la fertilité des sols est, en partie, lié aux diminutions des teneurs en matière organique, notamment dans les sols présentant une texture sableuse et où les capacités d'échange cationique sont les plus faibles [AUN 97, HAR 06, WAM 92]. Une réhabilitation durable de ces sols, appauvris, passe nécessairement par des apports de matière organique aux propriétés amendantes [BAT 91, RID 90]. Toutefois, tous ces Pro présentent un caractère ambivalent puisqu'ils possèdent des qualités agronomiques indéniables, mais, par ailleurs, peuvent induire des risques environnementaux. Il est donc fondamental, dans un premier temps, de connaître les méthodes et les principales techniques de caractérisation des Pro. Leurs propriétés fertilisantes sont plus difficiles à raisonner qu'avec des engrais minéraux, mais les Pro possèdent également des propriétés d'amendements pour les sols. Au-delà des avantages agronomiques directs, les risques environnementaux potentiels doivent être connus et maîtrisés. Enfin, l'utilisation des Pro trouve son intérêt aussi bien dans les systèmes fortement intensifiés, tels que le maraîchage périurbain, que dans les systèmes où les niveaux d'intensifications sont faibles.

9.1.2. Typologie des produits résiduels organiques

9.1.2.1. Origines des produits résiduels organiques

Les Pro sont générés par les activités agricoles, urbaines et agro-industrielles. En ce sens, la plupart d'entre eux présentent des propriétés de base (origine, caractéristique physique et composition chimique, transformation, etc.) et des usages assez semblables à ceux des pays développés. Les Pro d'origine agricole sont les plus diversifiés et présentent les volumes les plus importants [SMI 14]. En Afrique, les déjections animales récupérables¹ sont principalement les fientes de volaille, sur différents types de support (pailles de riz, copeaux, etc.), les bouses des bovins récupérées sur les lieux de parcage, le crottin de cheval [BLA 14]. Les Pro d'origine urbaine sont principalement les boues, les criblés de décharges et les déchets d'ordures ménagères. Le développement, depuis quelques décennies, des grandes villes a été très rapide dans les pays du Sud. La plupart des infrastructures liées à la collecte des déchets et des eaux résiduaires n'ont pu suivre ce rythme effréné et l'efficacité de ces collectes se répercute sur les volumes récupérés, voire sur leurs caractéristiques. Les Pro d'origine agro-industrielle sont essentiellement les déchets d'abattoirs, les effluents liquides des industries agroalimentaires, et, selon les contextes, les farines de poisson, les vinasses de distillerie de canne à sucre, les coques d'arachide, les rafles de palmiers, les tourteaux, etc.

1. Les déjections animales directement produites au champ ne sont parfois pas comptabilisées, bien qu'elles puissent grandement contribuer à la fertilisation des sols.

Ces différents Pro peuvent être épandus seuls, mélangés entre eux et, par ailleurs, subir un traitement biologique, physique ou physico-chimique (tableau 9.1). Ainsi, à la diversité initiale des Pro s'ajoutent les nombreux traitements et mélanges possibles générant, au final, une multitude de Pro aux caractéristiques et aux propriétés variables [BLA 14].

origine	agricole		urbaine		agro-industrielle
	effluents d'élevage	boues de stations d'épuration	déchets verts	ordures ménagères et biodéchets	effluents
aucun traitement	seuls	seules		seuls	seuls
compostage	seuls ou mélangés	mélangées	seuls ou mélangés	seuls ou mélangés	seuls ou mélangés
digestion anaérobie	seuls ou mélangés	seules	mélangés	seuls ou mélangés	seuls ou mélangés
traitements physiques et physico-chimiques	épaississement, séchage	épaississement, déshydratation, séchage, chaulage		tri manuel, chaulage	

Tableau 9.1. Typologie et utilisation des produits résiduaux organiques (Pro) ; classés selon leur origine et leur transformation biologique, physique et physico-chimique éventuelle

9.1.2.2. Les principaux traitements des produits résiduaux organiques

Le compostage est un processus aérobie de transformation des matières organiques. Les sucres, acides aminés et autres composés facilement dégradables sont utilisés par les microorganismes et les champignons, naturellement présents, induisant une montée en température jusqu'à 70 °C. Puis, au cours de la phase de maturation, la température diminue progressivement. Les principaux intérêts du compostage sont la réduction du volume (jusqu'à 50 %) et de la masse (jusqu'à 60 %), par perte d'eau et de carbone, l'hygiénisation pendant la montée en température, la stabilisation du carbone et de l'azote et la conservation de la plupart des éléments minéraux d'intérêt agronomique [MIS 05, MUS 09]. En contexte

tropical, le compostage est réalisé sur des plateformes (figure 9.1), en tas (figure 9.1), en andains ou dans des fosses (figure 9.2). D'une durée de plusieurs mois, il nécessite une certaine technicité et une main-d'œuvre significative pour, régulièrement, retourner le compost, l'arroser et suivre son évolution [MIS 05].



Figure 9.1. À gauche, deux tas de composts différents en bord de champ. À droite, petite plateforme de compostage, de quelques mètres carrés, où les résidus de culture sont stockés dans l'attente d'être mélangés avec des effluents liquides, tels que des digestats de méthanisation (photos : F. Feder).

La digestion anaérobie (ou méthanisation) est également un processus biologique de dégradation des matières organiques, mais qui a lieu, ici, en absence d'oxygène. La transformation est incomplète et produit, d'une part, un digestat liquide et, d'autre part, du biogaz qui peut être récupéré et utilisé [MOL 08]. Les biodigesteurs domestiques, en zone rurale, font quelques mètres cubes (figure 9.2) et les sources de matière organique sont essentiellement agricoles (bouse de vache, etc.) ; le biogaz produit est utilisé pour la cuisson ou le chauffage, réduisant ainsi d'autant la coupe de bois et les fumées de combustion dans les habitations [TUM 14]. Du fait des importants volumes de déchets produits, les dispositifs de stockage des effluents agro-industriels (déchets d'abattoirs, vinasses de distillerie, boues de Step, etc.) représentent de grandes surfaces. Les digestats produits peuvent être utilisés directement ou être compostés ; leur valeur fertilisante est peu modifiée par le processus de digestion anaérobie. En Afrique, en Amérique Latine comme en Asie, de nombreux programmes ont été mis en place pour développer cette technologie en milieu rural².

2. On peut citer l'« Africa Biogas Partnership Programme (ABPP) » qui regroupe ainsi cinq pays africains (Éthiopie, Kenya, Tanzanie, Ouganda et Burkina Faso). D'autres pays ont leur propre programme national comme au Sénégal (PNB-SN), en Indonésie (Indonesia Domestic Biogas Programme, BIRU).



Figure 9.2. Biodigesteur rural domestique enterré avec, en arrière-plan, le puits d'alimentation et, au premier plan, la fosse de débordement des digestats (source : F. Feder)

9.2. Caractérisations analytiques des produits résiduaux organiques

EXPRESSION DES INFORMATIONS. Pour les Pro, il est d'usage, selon les situations, de raisonner en matière brute (MB) ou en matière sèche (MS). Particulièrement pour les Pro agricoles, un agriculteur connaîtra, en premier lieu, le poids, ou le volume, de ses apports et des quantités nécessaires. En revanche, les analyses fournissent des résultats en MS et il convient donc de toujours préciser si l'on a converti ou non en MB ces résultats.

Les teneurs en matières sèches sont habituellement comprises entre 10 % pour les Pro liquides tels que les lisiers ou les digestats et 80 % pour les composts, les fientes de volailles, etc.

9.2.1. Les éléments chimiques d'intérêt agronomique (C, N, P, K)

Dans les Pro, les éléments chimiques d'intérêt agronomique, et dont l'analyse est essentielle, sont le carbone, l'azote, le phosphore et le potassium et secondairement le calcium et le magnésium [GOS 13]. Il est fréquent de doser séparément le carbone organique et le carbone total dont les carbonates. De même, certaines analyses

permettent de différencier l'azote organique³ des autres formes d'azote minéral (nitrate et ammoniac). Bien que le phosphore soit également sous forme organique et minérale dans les Pro, du fait de la complexité de son évolution par la suite dans les sols, seule l'analyse totale est couramment réalisée sur les Pro. Le potassium, le calcium et le magnésium sont dosés après une dissolution totale puisqu'ils ne présentent jamais de fraction organique.

9.2.2. Analyses spécifiques des propriétés organiques

La teneur en carbone organique renseigne sur la capacité d'un Pro à fournir l'énergie nécessaire aux microorganismes pour sa minéralisation ; l'azote est également nécessaire à leur croissance. Ainsi, historiquement, le rapport C/N a été utilisé pour évaluer la dégradabilité d'un Pro : entre 6 et 12, la minéralisation est rapide et produit beaucoup d'azote minéral tandis qu'au-delà de 15, l'azote va être immobilisé par les microorganismes. Néanmoins, ce rapport est très insuffisant pour décrire la minéralisation des Pro du fait de la diversité de la nature des matières organiques.

Issu de la méthode de fractionnement biochimique de Van Soest (1963), l'indice de stabilité biologique (ISB) reflète bien mieux les compartiments des Pro : la lignine, la cellulose, l'hémicellulose, les éléments solubles et la fraction minérale. Plus récemment, l'indice de stabilité de la matière organique (Ismo) inclut le carbone minéralisé après trois jours, donnant à cet indice des caractères chimiques et biologiques (norme XP U44-162, Afnor 2009). La valeur de l'Ismo est inversement corrélée au potentiel de minéralisation du Pro.

La mesure, au cours du temps et en conditions contrôlées, du potentiel de minéralisation des Pro est également couramment utilisée pour différencier les cinétiques de dégradation des Pro sur plusieurs mois et déterminer les quantités de carbone perdues sous forme de CO₂ et la fourniture d'azote au sol [THU 16].

Ces différentes mesures sont robustes, précises et normalisées, mais souvent longues et coûteuses. D'autres approches peuvent être envisagées en couplant uniquement certaines analyses à des modèles de prédiction préalablement calibrés [PEL 12, THU 16]. Par ailleurs, à l'aide d'équation d'étalonnage, la spectrométrie dans le proche infrarouge (NIRS) permet d'acquérir ces indices ainsi que certains paramètres des modèles de simulation des transformations des Pro [PEL 11].

3. La méthode Kjeldahl permet couramment de doser l'azote organique après déduction de la teneur en ammonium.

9.2.3. Les contaminants traces organiques et métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) ont été définis et décrits dans le chapitre 6. La quantification de la teneur totale dans les Pro est une première information désormais facilement accessible. Les précautions à prendre pour éviter toute contamination de l'échantillon demeurent la difficulté principale, et ce, pour toutes les analyses de traces, quelle que soit la matrice. Néanmoins, comme dans les sols, la connaissance de la teneur totale d'un élément dans un Pro est insuffisante puisque, selon sa spéciation, c'est-à-dire sa forme chimique, ses propriétés (solubilité, mobilité, biodisponibilité, etc.) diffèrent [GOS 13]. Différentes techniques permettent de quantifier les ETM selon leur spéciation ou leur disponibilité. La technique la plus commune est le fractionnement chimique : la dissolution sélective des ETM par des réactifs d'agressivité croissante permet de quantifier les ETM dans des fractions ayant une réalité fonctionnelle (échangeable, adsorbé, complexé, etc.). Par ailleurs, dans la technique de gradients de diffusion en couches minces, les ETM d'un mélange de sol et de Pro diffusent à travers un gel avant d'être piégés dans une résine puis quantifiés ; cette méthode s'approche d'une mesure de la disponibilité purement chimique des ETM [ZHA 94]. Le rhizotest [BRA 10] est une mesure biologique : un mélange de sol et de Pro est placé au contact d'un tissu racinaire qui extrait les ETM ; ceux-ci sont ensuite dosés. Cette méthode s'approche d'une mesure de biodisponibilité des ETM. Enfin, il est également possible de réaliser des fractionnements physiques pour séparer les ETM selon des fractions granulométriques ou densimétriques.

Dans les Pro, les contaminants organiques appartiennent à des familles chimiques et présentent des propriétés physico-chimiques très variées [GOS 13]. Les PCB et les HAP⁴, les dioxines et les furanes sont les mieux connus, notamment dans les boues de stations d'épuration (Step), parce qu'ils font l'objet de suivis réglementaires. De nombreux autres existent : plastifiants (phtalates, biphénols), détergents (nonylphénols, sulfonates d'alkylbenzène linéaires, etc.), polymères, produits antimicrobiens (triclosan, parabène, etc.), composés pharmaceutiques, etc. La mesure de ces contaminants traces organiques est bien plus complexe que pour les ETM puisqu'il faut, au préalable, préserver l'échantillon pour éviter qu'il n'évolue (pour les ETM, les concentrations totales restent constantes), puis réaliser une extraction de ces composés par un solvant (la plus complète possible, mais sans les transformer) avant leur dosage. À ce jour, l'analyse des contaminants traces organiques demeure confrontée aux problèmes suivants : diversité des molécules, concentrations très faibles et sur une vaste gamme, efficacité des étapes d'extraction, différences dans les méthodes d'analyses [HOU 16].

4. Biphényles polychlorés et hydrocarbures aromatiques polycycliques.

9.3. Intérêts agronomiques et risques environnementaux

9.3.1. Aspects fertilisants des produits résiduels organiques

Les éléments d'intérêt agronomique contenus dans les Pro se répartissent sous forme organique et minérale. Le potassium, le calcium et le magnésium sont intégralement sous forme minérale et se solubilisent donc rapidement après que le Pro soit apporté au champ. Ainsi, lorsqu'ils sont apportés par un Pro, ces éléments sont intégralement disponibles, comme pour une fertilisation minérale classique ; la concentration totale mesurée dans les Pro peut être directement utilisée pour calculer les quantités de Pro à apporter. En revanche, l'azote et le phosphore se présentent conjointement sous des formes organiques et minérales et selon des proportions très variables selon les Pro [GUT 05]. Si les formes minérales sont rapidement utilisables pour les cultures, les formes organiques, quant à elles, doivent d'abord être minéralisées. Aussi, pour calculer la valeur fertilisante d'un Pro, c'est-à-dire la fraction utilisable par la plante au cours de son cycle, le recours aux coefficients d'équivalence-engrais est indispensable.

Les coefficients d'équivalence-engrais sont déterminés expérimentalement en plein champ. Ils indiquent quelle proportion de l'élément considéré (azote ou phosphore) est disponible pour la culture par comparaison à un engrais minéral. Ces coefficients sont très variables d'un Pro à l'autre. Ils dépendent également des modalités d'apports et dans une moindre mesure des sols, du climat et des cultures. Ils peuvent également permettre de comparer les efficacités des Pro entre eux (figure 9.3).

EXEMPLE. Un agriculteur apporte, sur une culture maraîchère à cycle court, environ 1 kg de fumier de cheval sur une planche d'une surface de 10 m². La teneur en azote total de ce fumier est de 18 g/kg de matière sèche et son coefficient d'équivalence engrais est de 20 % pour l'azote. La teneur en matière sèche de ce fumier de cheval est de 33 %.

L'apport de 1 kg/10 m² équivaut à 1 t/ha. La teneur en azote de 18 g/kg en matière sèche équivaut à 18 kg/t, soit 6 kg/t de matière brute. Ainsi, son apport d'azote total est de 6 kg/ha auquel s'applique le coefficient d'équivalence engrais de 20 %. La quantité d'azote réellement disponible pour la culture est donc de 1,2 kg/ha.

À l'échelle de ce cycle cultural, les 80 % restant sont soit perdus, notamment par volatilisation, soit demeurent stockés dans le sol. Cet azote, sous forme organique, est susceptible de se minéraliser et de fournir de l'azote minéral aux cycles de culture suivants.

Une des principales difficultés, lorsque l'on souhaite raisonner une fertilisation avec des Pro, est sa nature multi-élémentaire et déséquilibrée. En effet, les proportions respectives d'azote, de phosphore et de potassium ne sont jamais en adéquation avec les besoins théoriques des cultures, et ce, même une fois appliqués les coefficients d'équivalence engrais. Plusieurs raisonnements sont alors possibles en fonction :

- des connaissances des teneurs en éléments fertilisants dans les Pro et de leur efficacité ;
- des connaissances des besoins de la culture au cours de son cycle et notamment de besoins en éléments spécifiques à certaines étapes de son développement physiologique ;
- de la volonté de surfertiliser ponctuellement en un élément ;
- du coût et de la disponibilité des Pro et des engrais minéraux.

Ainsi, il est fréquent que les agriculteurs complètent leur fertilisation organique initiale avec une fertilisation minérale, particulièrement pour couvrir les besoins essentiels en azote, ou avec d'autres Pro dont les teneurs en éléments minéraux seraient complémentaires. Lorsque des Pro sont mélangés au cours d'un cycle cultural, la gestion de la fertilisation est complexe, et ce, d'autant plus s'ils sont apportés à des dates différentes.

9.3.2. Aspects amendants des produits résiduels organiques

9.3.2.1. Augmentation des teneurs en matière organique des sols

Tous les Pro ne possèdent pas la même efficacité pour augmenter les teneurs en matière organique d'un sol sur le long terme (figure 9.3). En effet, c'est principalement le degré de stabilité de la matière organique, et non sa quantité totale, qui va dicter cette dynamique. Plus la matière organique du Pro est stable, plus elle contribuera à augmenter le stock du sol d'autant plus durablement que les apports le seront également [DIA 10]. Inversement, une matière organique très rapidement dégradable pourra même stimuler l'activité microbienne à tel point que la matière organique du sol sera elle-même sollicitée et minéralisée⁵. Les expérimentations menées depuis plusieurs décennies permettent de classer grossièrement les Pro selon leurs capacités à augmenter les stocks de carbone du sol. Ainsi, les composts de diverses natures sont significativement les plus efficaces ; suivent les boues de Step et les fumiers de bovins, puis les lisiers de bovins [HOU 16].

5. Il s'agit du phénomène de *priming effect* [KUZ 00].

Les caractéristiques analytiques des Pro présentées dans la partie 9.2.2 permettent d'évaluer les effets amendants. L'Ismo, notamment, répond à ce besoin en évitant de longues expérimentations sur de multiples produits et différentes cultures. De plus, il existe de nombreux outils et modèles pour simuler sur le long terme cette évolution des teneurs en matière organique des sols [PEL 11].

Ces effets amendants ne sont mesurables et appréciables qu'après de nombreuses années [DIA 10]. Aussi, ils ne sont pas directement recherchés, notamment par les agriculteurs qui travaillent une terre qui ne leur appartient pas ou dont l'usage pourrait évoluer à court terme.

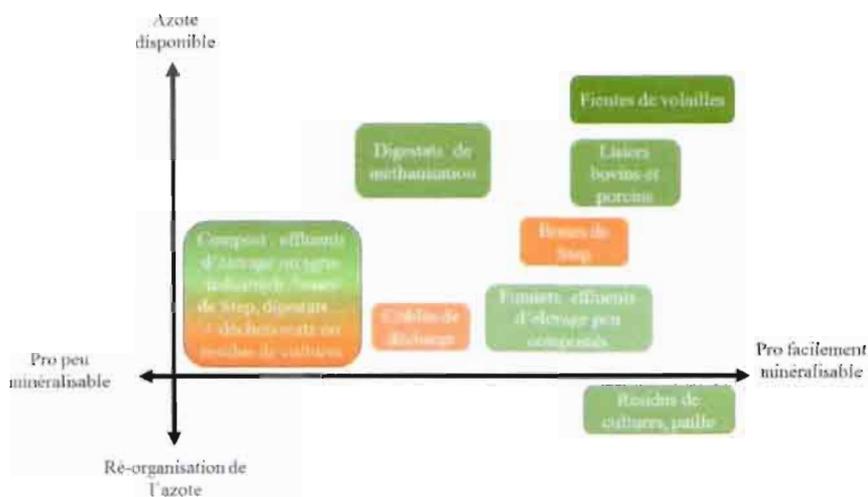


Figure 9.3. Représentation schématique des valeurs amendantes et fertilisantes en azote de quelques grands types de Pro

9.3.2.2. Amélioration des propriétés physiques, chimiques et microbiologiques

Sur le long terme, de nombreuses propriétés physiques des sols sont, la plupart du temps, améliorées par les épandages de Pro. L'effet est principalement fonction des doses apportées et de leur fréquence, du type de Pro, donc de ses caractéristiques chimiques et pas simplement de la quantité de matière organique apportée. Les pratiques culturales, particulièrement le travail du sol et l'enfouissement, influencent également l'évolution de ces propriétés physiques. Selon le type de sol et ses propriétés initiales (structure, granulométrie, nature des argiles, etc.), ces effets s'exprimeront à des degrés variables. Ainsi, l'agrégation et la stabilité structurale

sont améliorées, particulièrement pour les Pro les plus stables et lorsqu'ils sont apportés en fortes quantités. Les sols sont alors moins susceptibles de former une croûte de battance [PAR 13]. Par ailleurs, les apports réguliers de Pro augmentent la capacité d'infiltration des sols et sa porosité ; toutes les tailles de pores sont concernées. Indirectement, l'amélioration de toutes ces propriétés réduisent les risques d'érosion par ruissellement, facilitent le développement racinaire, tandis que le travail des vers de terre s'en trouve amélioré. En conséquence, la densité apparente diminue [HAR 06]. Enfin, la capacité de rétention en eau du sol est globalement plus élevée, mais, selon la texture du sol, l'augmentation est observée au point de flétrissement ou à la capacité de rétention [KHA 81] ; les conséquences seront d'autant plus intéressantes pour les sols sableux en climat sec.

Certaines propriétés chimiques des sols, tels que la capacité d'échange cationique (CEC), le pH ou la salinité, sont également impactées par les apports de Pro. En premier lieu, la CEC des Pro est plus forte que la plupart des sols. Ainsi, la CEC du sol amendé augmentera proportionnellement avec la dose de Pro apportée. D'autre part, du fait des nombreuses charges négatives portées par la matière organique, l'augmentation de la CEC des sols est corrélée avec les teneurs en carbone [DIA 10]. En revanche, l'évolution du pH, après des apports de Pro, est variable selon le pH initial du Pro, mais également du sol et de son pouvoir tampon. En effet, la minéralisation produit des protons qui acidifient les sols, mais ceux-ci peuvent être neutralisés par les cations de ces mêmes Pro. Cet effet est dépendant de la nature de la matière organique du Pro et du type de sol. En outre, le processus de nitrification libérant des protons, les engrais minéraux contenant de l'azote ammoniacal sont plus acidifiants que les Pro, à quantité d'azote équivalente [GOS 13]. Enfin, lorsque la CEC du sol est faible, comme souvent dans les sols sableux, la salinité du sol peut augmenter rapidement du fait de la teneur en sels dans certains Pro tels que les lisiers. Cet effet peut être un problème lorsque ce sont majoritairement des ions monovalents (dégradation de la structure du sol, dispersion des argiles) ou pour certaines cultures sensibles à la teneur en sel du sol ou, indirectement, si les Pro apportés favorisent trop les processus de réduction dans les sols induisant une toxicité (sulfures, matière organique dissoute). Toutefois, bien que peu documentés et très spécifiques au contexte agro-pédologique, dans les sols déjà impactés par la salinisation, les apports de Pro sont globalement plutôt bénéfiques [GRU 15].

Les modifications des caractéristiques biologiques des sols, après les apports de Pro, se révèlent sur la macrofaune (hyménoptères, etc.), les microorganismes (bactéries, champignons, algues, etc.) et leurs activités. Lorsque le carbone du Pro est facilement utilisable par les microorganismes, la croissance et l'activité de ces

derniers sont rapides et intenses. Inversement, cette stimulation est plus lente, mais plus durable, si le carbone organique est faiblement minéralisable. L'augmentation de la biomasse microbienne résulte non seulement de cette stimulation des microorganismes déjà présents dans le sol, mais également de ceux apportés par les Pro. Les activités enzymatiques constituent de bons indicateurs du fonctionnement du sol et de sa biodiversité [NAN 02] ; la production d'enzymes extracellulaires ou intracellulaires traduit un bon fonctionnement des grands cycles biogéochimiques (carbone, azote, phosphore, soufre, etc.) en lien direct avec la minéralisation des matières organiques des sols. Ces activités enzymatiques sont stimulées par les apports de Pro et, comme pour la biomasse microbienne, d'autant plus durablement que le carbone se minéralise lentement. La diversité des communautés dans les sols⁶ est un gage de résistance aux perturbations naturelles ou anthropiques ; elle est le plus souvent modifiée, voire amplifiée par les apports de Pro. En conclusion, toutes ces modifications des propriétés biologiques des sols dépendent donc principalement de la dégradabilité du carbone organique et, dans de moindres mesures, des doses apportées, de la durée sur le long terme de ces apports, de leur diversité (différents Pro), de leurs caractéristiques physico-chimiques. Les propriétés intrinsèques initiales des sols jouent également un rôle-clé.

9.3.3. Les contaminants métalliques, organiques et biologiques

9.3.3.1. Les contaminants traces métalliques et organiques

Du fait de leurs origines résiduelles, les Pro contiennent fréquemment des contaminants organiques et métalliques à l'état de trace [DOE 16, GOS 13]. Dans le chapitre 6, les contaminations, en contexte agricole, engendrées par les éléments traces métalliques ont été présentées. Dans le chapitre 7, certains contaminants organiques retrouvés dans les sols ont également été présentés. Pour la plupart de ces contaminants traces organiques, les données sont encore fragmentaires, bien que certains d'entre eux présentent une toxicité avérée (perturbation endocrinienne, cytotoxicité, cancérigène, etc.), même à très faible dose. Pour évaluer les risques potentiels dans les différents compartiments de l'écosystème, la démarche consiste alors premièrement à mesurer les flux apportés par les Pro, puis leur persistance dans les sols et, enfin, les transferts vers les végétaux, les animaux et les ressources en eau [DOE 16].

La quantification des flux apportés par les Pro repose sur un calcul de bilan de masse. La persistance ou la dégradation, complète ou partielle, des contaminants organiques est

6. Cette diversité peut être vue sous différents angles : structurale, métabolique ou fonctionnelle.

souvent approchée par l'estimation de leurs demi-vies⁷ dans les sols. Les contaminants persistants sont peu ou pas dégradés et présentent des demi-vies jusqu'à plusieurs dizaines d'années. En revanche, les contaminants non persistants peuvent disparaître en quelques jours, dégradés par des processus biotiques ou abiotiques. Enfin, en tenant compte de leur caractère ubiquiste dans l'environnement, la quantification des flux de Pro apportés permet de comparer les concentrations prévisibles dans l'environnement et les concentrations mesurées dans l'environnement.

Lorsqu'ils sont présents dans les sols, les contaminants traces organiques restent essentiellement adsorbés sur la matière organique du sol ou provenant du Pro apporté. Dans les conditions d'apports à des doses agronomiques, les études montrent que les transferts vers les eaux ou les végétaux sont très faibles. Toutefois, la diversité des caractéristiques (temps de demi-vie avant disparition, constantes de sorption, etc.) de ces contaminants ne permet pas de généraliser.

9.3.3.2. *Les contaminants biologiques*

Les principaux contaminants biologiques sont les pathogènes et les parasites : bactéries (*Salmonella*, *E. coli*, *Listeria*, *Clostridium*, etc.), virus, helminthes et protozoaires. Les Pro qui trouvent leur origine dans les traitements des eaux usées et les déjections animales sont particulièrement concernés. Le transfert vers l'Homme, ou les animaux, se produisent principalement par ingestion des végétaux ou des eaux contaminées.

9 3 3 3. *Impact des procédés de transformation des produits résiduaux organiques*

Bien que cela ne soit pas leur objectif premier, les procédés de transformation des Pro (compostage, méthanisation, etc.) réduisent certaines des contaminations précédemment évoquées. Quels que soient ces traitements, ils n'impactent jamais les concentrations totales en ETM. Toutefois, ils peuvent modifier leur spéciation et donc leur nocivité [DOE 16]. En revanche, tous les procédés réduisent, à des degrés divers, les concentrations en contaminants organiques et biologiques. Le compostage, lorsqu'il est correctement maîtrisé, réduit ainsi significativement la quasi-totalité des pathogènes lors de la phase thermophile. La méthanisation est moins efficace du fait d'une moindre montée des températures. Les concentrations de certains contaminants organiques peuvent également diminuer suite aux traitements, surtout aérobies, bien que les processus impliqués ne soient pas toujours clairement identifiés.

7. Le temps de demi-vie d'une molécule organique, noté souvent DT 50, est la durée pour que la concentration de celle-ci soit réduite de moitié.

9.3.4. *Autres impacts environnementaux*

Les autres impacts environnementaux négatifs sont essentiellement :

- les pertes en azote sous forme gazeux (volatilisation d’ammoniac) ou par lixiviation (nitrate) ;
- les émissions de gaz à effet de serre (protoxyde d’azote, méthane, dioxyde de carbone).

9 3 4.1. *Les pertes d’azote par volatilisation et par lixiviation*

Au-delà d’affecter la valeur fertilisante réelle des Pro, les pertes d’azote par volatilisation d’ammoniac contribuent à l’eutrophisation des écosystèmes et à la genèse de pluies acides. En effet, dans les Pro, l’azote minéral est principalement sous la forme ammoniacale. Lors de l’épandage et dans les jours suivants, selon les conditions météorologiques (vents, pluies, températures, etc.), les modalités d’apports (sol nu, enfouissement, etc.), les caractéristiques du Pro (pH, concentration en ammonium, etc.) et du sol (humidité, capacité d’infiltration, CEC, etc.), une proportion significative d’azote ammoniacal peut être directement perdue par volatilisation⁸.

La lixiviation des nitrates n’est pas fondamentalement corrélée aux caractéristiques des Pro ou à leurs modalités d’apports puisqu’elle dépend principalement des conditions hydriques qui induisent du drainage à une profondeur donnée. Toutefois, lorsque les nitrates proviennent de la minéralisation des Pro, ils ne sont ni produits immédiatement, ni en totalité, et ainsi susceptibles d’être lixiviés avant d’être prélevés par les cultures [FED 15]. Inversement, ces pertes par lixiviation peuvent être significatives lorsque les nitrates sont apportés sous forme minérale en un seul apport. Par ailleurs, du fait de leur teneur en certains oxydes de fer, les sols tropicaux présentent souvent une capacité d’échange anionique qui contrebalance légèrement ce processus [FED 07].

9.3.4 2 *Les émissions de protoxyde d’azote, de méthane et de dioxyde de carbone*

Le dioxyde de carbone, le méthane et le protoxyde d’azote sont des gaz à effet de serre et leurs potentiels de réchauffement global valent respectivement 1 (par convention), 25 et environ 300 (selon l’échelle de temps considérée). Ces gaz jouent un rôle agronomique direct relativement faible, mais présentent un impact environnemental majeur [PAU 16]. Le protoxyde d’azote est principalement

8. Les pertes par volatilisation des engrais minéraux à base d’urée peuvent également être importantes et atteindre 15 %.

d'origine agricole et résulte des processus microbiologiques édaphiques de nitrification et de dénitrification. Sa dynamique d'émission est principalement liée, d'une part, au pourcentage de saturation des pores du sol en eau et à la température, et d'autre part, aux teneurs en azote minéral dans le sol et au carbone disponible pour les microorganismes. Les émissions de méthane sont surtout importantes au cours du stockage puis de la transformation éventuelle des Pro, notamment les effluents d'élevage. Enfin, les émissions de dioxyde de carbone, essentiellement liées à la minéralisation directe des Pro, sont utilisées pour établir un bilan global des gaz à effet de serre suite aux apports de Pro.

9.4. Exemples de recyclage de produits résiduels organiques en contexte tropical

9.4.1. En systèmes faiblement intensifiés

La baisse inexorable des teneurs en matière organique des sols tropicaux est principalement liée à leur minéralisation rapide du fait des fortes amplitudes de températures et des variations d'humidité ainsi que des types de sols [MIN 17, WAM 92]. Les sols sableux, les sols ferrallitiques, aux faibles capacités de rétention des nutriments et d'accumulation de la matière organique, sont particulièrement vulnérables [HAR 06]. Toutefois, pour augmenter ces teneurs en matière organique de ces sols, ou limiter leur diminution, les agriculteurs pratiquent plusieurs techniques séculaires en Afrique subsaharienne [GAN 01]. En premier lieu, les effets régénérateurs de la jachère leur sont connus et maîtrisés. Mais la réduction, ou l'arrêt, des périodes traditionnelles de jachères, est observé depuis plusieurs décennies ; l'intensification des rotations culturales vise ainsi à répondre aux besoins croissants d'une population en constante augmentation. Par ailleurs, en Afrique notamment, où le bétail est un élément crucial pour les agriculteurs, une composante de l'intégration de l'agriculture et de l'élevage est notamment le transfert de fertilité vers les terres de parcours ou les lieux de parage. Enfin, de nombreuses pratiques spécifiquement adaptées aux milieux, telles que le déblayage en forme de demi-lune ou le *zaï* [GRA 04, ROO 99], fournissent aux agriculteurs des possibilités accrues de gestion de la matière organique de leurs sols, mais également de l'eau, rare dans certaines situations (figure 9.4).

Néanmoins, les apports de Pro sont fondamentaux pour les systèmes faiblement intensifiés, aussi bien dans un but de fertilisation immédiate, que pour éviter, à long terme, l'appauvrissement des sols, conséquence de leur exploitation. Ces apports peuvent être couplés à d'autres techniques d'optimisation, tel que le *zaï*, une couverture végétale morte ou vivante, etc. Bien que le raisonnement des apports de Pro par l'agriculteur apparaisse empirique, puisque, d'une part, il ne bénéficie d'aucune analyse sur les teneurs en éléments fertilisants des Pro, et d'autre part, les caractéristiques de son sol lui

sont méconnues, d'une année sur l'autre, il les ajuste en tenant compte des rendements obtenus et désirés.



Figure 9.4. Parcelle d'un système faiblement intensifié où les apports, de l'eau et des Pro, se font directement au pied de la culture (photo : F. Feder)

9.4.2. En systèmes intensifiés

De nombreux systèmes de culture intensifiés et ayant recours aux Pro existent en contexte tropical (cane à sucre, palmier à huile, etc.) ; l'agroforesterie pourrait également être concernée (eucalyptus, hévéa, etc.), mais elle fait peu appel aux Pro du fait de la longueur des cycles d'exploitation et d'un système racinaire installé

profondément. Les cultures maraîchères sont moins typiques de l'environnement tropical, mais, en contexte périurbain, elles rappellent les forts enjeux de la sécurité alimentaire et de l'amélioration de la nutrition, notamment en micronutriments. En effet, avec l'explosion de la population urbaine, l'approvisionnement en produits frais dans les grandes villes africaines a augmenté et évolué au cours des dernières décennies [BRI 16]. Les cultures maraîchères requièrent de forts niveaux d'intrants ; les Pro sont très fréquemment utilisés, quels que soient les contextes rencontrés.

Les circuits d'approvisionnement des Pro sont parfois complexes et les acteurs nombreux : les producteurs de Pro (éleveurs, gestionnaires d'abattoirs, de stations d'épuration, etc.), d'éventuels intermédiaires « transformateurs » qui regroupent, stockent, mélangent, compostent, etc., les transporteurs et enfin les agriculteurs, utilisateurs finaux. La production des différents Pro est globalement assez constante au cours de l'année ; elle s'accorde donc bien avec la demande également constante au cours de l'année de la part des cultures maraîchères, en contexte tropical, excepté à certaines périodes où les pluies intenses peuvent être trop handicapantes. Par exemple, dans la région de Dakar, lors de l'unique saison des pluies, entre juillet et septembre, le maraîchage est moindre et les transporteurs partent travailler dans d'autres régions où les cultures pluviales requièrent une main-d'œuvre ponctuelle. L'approvisionnement des Pro peut également être contraint par sa nature liquide, ou pâteuse, puisque les moyens courants de transport ne sont pas toujours adaptés. Les Pro liquides (lisiers, vinasses, etc.) ou pâteux (digestats de méthanisation, boues de Step) sont ainsi soit compostés, soit utilisés à proximité immédiate du site de production. Enfin, la distance d'acheminement et l'accessibilité aux parcelles sont d'autres facteurs que les agriculteurs doivent prendre en compte.

Le premier apport de Pro est souvent réalisé quelques jours avant le démarrage du cycle de culture (semis, installation des plants préalablement cultivés en pépinières, etc.). Le choix, par l'agriculteur, de la nature du Pro et de sa quantité apportée, est fonction de sa trésorerie, du type de culture voire de l'apport de Pro précédent qui peut être récent à la suite d'une culture à cycle court (salade, etc.). Dans ces systèmes maraîchers intensifs où les exploitations sont de taille réduite, les agriculteurs sont rarement confrontés à des sols présentant des propriétés différentes. Toutefois, du fait de certaines situations topographiques ou localement différentes, ils peuvent modifier leurs apports en Pro, comme ils modifient leurs pratiques, en fonction des caractéristiques des sols. Le choix de certains Pro est fondé sur une connaissance, parfois empirique, des effets du Pro spécifiquement pour certaines cultures et pour un contexte donné. Par exemple, les agriculteurs reconnaissent souvent favoriser l'usage des fientes de volailles pour des cultures à cycle court, telles que les légumes feuilles. En effet, les fortes teneurs en azote rapidement assimilable, dans ce type de Pro, correspondent bien aux besoins de ces cultures, à

court terme. En outre, il leur sera difficile de réaliser plusieurs apports de Pro ; il est donc crucial, pour les agriculteurs, d'apporter les éléments nutritifs en quantités suffisantes pour atteindre les rendements visés. Le recours aux engrais minéraux peut alors également être justifié, en complément ; leurs effets négatifs (acidification, etc.) étant alors contrebalancés [RID 90]. Inversement, pour les cultures aux cycles les plus longs, les maraîchers vont, en première intention, se permettre d'utiliser des Pro plus compostés et viser un objectif de fractionnement des apports. Leur trésorerie et la faisabilité technique dicteront alors la nature et la fréquence des Pro apportés en complément au cours du cycle. Ces apports complémentaires peuvent également être opportunistes si l'agriculteur accède à une source de Pro de bonne qualité et bon marché.



Figure 9.5. À gauche, le crottin de cheval, apporté brut en début de culture, est peu décomposé et toujours visible. À droite, les boues de Step, apportées régulièrement sur ce sol sableux, montrent des morceaux centimétriques encore mal dégradés et des fractions fines qui colorent le sol en sombre (photo : F. Feder).

La plupart du temps, les Pro sont apportés manuellement et sont peu, ou pas du tout, enfouis. Par la suite, les activités de binage et de désherbage manuel permettent de répartir et d'homogénéiser les Pro, de les déliter si besoin (figure 9.5) et de les enfouir progressivement. Malgré l'apport manuel et l'absence d'enfouissement, les conditions de température et d'humidité favorisent la minéralisation rapide des Pro. Actuellement, les recommandations d'usage de Pro, de la part des instituts agronomiques ou techniques des pays tropicaux, se limitent parfois à des quantités de matière (brute), modulées pour quelques grands types de sols. Lorsque des essais agronomiques ont été réalisés, les préconisations sont ajustées selon la culture et le type de Pro. Bien que ces références soient parfois anciennes, en l'absence d'analyses, tant des Pro que des sols, il n'est guère possible d'être plus précis [BLA 14].

Les multiples conséquences positives des apports répétés des Pro dans ces systèmes maraîchers (amélioration de la structure du sol et de sa composition microbiologique, augmentation des teneurs en matière organique, etc.) sont décelables après, au moins, une dizaine d'années [DIA 10, HEM 10]. Cependant, ces systèmes sont fragiles ; l'urbanisation n'est pas toujours facilement contrôlable et les impacts environnementaux sont potentiellement nombreux et ils ne sont visibles et quantifiables que sur le long terme.

QUESTIONS DE RECHERCHE.

1. Les Pro sont une source de fertilisants et amendent les sols, mais ils peuvent également apporter divers contaminants. Quel est le devenir des nombreux contaminants organiques ? Quels sont leurs multiples impacts à long terme (transferts vers les productions végétales, effets sur les microorganismes du sol, etc.) ?

2. Dans la perspective d'un stockage durable du carbone par les sols, de quelles natures sont les interactions entre la fraction organique des Pro et les phases minérales ? Quels sont les mécanismes permettant ce stockage ?

3. Comment fournir aux agriculteurs des informations rapides et précises ainsi que des outils, adaptés à leur contexte, pour évaluer les impacts positifs et négatifs des apports de Pro à court et à long terme ?

4. En contexte tropical, au cours d'un même cycle cultural, les agriculteurs apportent parfois plusieurs Pro ou les mélangent avec des engrais minéraux ; ils fractionnent ces apports selon les cultures ou la disponibilité des Pro. Quelles sont les conséquences agronomiques de ces situations complexes et peu étudiées ?

RECOMMANDATIONS.

1. Les agriculteurs doivent se former ou être formés aux différentes techniques de transformations des matières organiques brutes. À chaque situation, un ensemble de techniques et de pratiques peuvent être optimales selon les buts recherchés.

2. Une meilleure connaissance des sols et des Pro apportés est un préalable indispensable pour limiter les risques de surfertilisation ou de contamination.

9.5. Bibliographie

[AUN 97] AUNE J.B., LAL R., « Agricultural productivity in the tropics and critical limits of properties of Oxisols, Ultisols, and Alfisols », *Tropical Agriculture*, vol. 74, n° 2, p. 96-103, 1997.

- [BAT 91] BATIONO A., MOKWUNYE A.U., « Role of Manures and Crop Residue in Alleviating Soil Fertility Constraints to Crop Production : With Special Reference to the Sahelian and Sudanian Zones of West Africa », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 29, n° 1, p. 117-125, 1991.
- [BLA 14] BLANCHARD M., COULIBALY K., BOGNINI S., *et al.*, « Diversité de la qualité des engrais organiques produits par les paysans d'Afrique de l'Ouest : quelles conséquences sur les recommandations de fumure ? », *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, vol. 18, n° 4, p. 512-523, 2014.
- [BRA 10] BRAVIN M.N., MICHAUD A.M., LARABI B., *et al.*, « RHIZOtest : a plant-based biotest to account for rhizosphere processes when assessing copper bioavailability », *Environmental pollution*, vol. 158, n° 10, p. 3330-3337, 2010.
- [BRI 16] BRICAS N., TCHAMDA C., MARTIN P., « Les villes d'Afrique de l'Ouest et du Centre sont-elles si dépendantes des importations alimentaires ? », *Cahiers Agricultures*, n° 25, p. 55001, 2016.
- [DIA 10] DIACONO M., MONTEMURRO F., « Long-Term Effects of Organic Amendments on Soil Fertility : A Review », *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 30, n° 2, p. 401-422, 2010.
- [DER 16] DERRIEN D., DIGNAC M.F., BASILE-DOELSCH I., *et al.*, « Stocker du carbone dans les sols. Quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs ? », *Étude et Gestion des Sols*, n° 23, p. 193-223, 2016.
- [DOE 16] DOELSCH E., CAMBIER P., BRAVIN M.N., *et al.*, « Impacts des produits résiduels organiques sur la teneur et le comportement des éléments traces dans les sols. Le point de vue du géochimiste », dans H. JAROUSSEAU, S. HOUOT, J.M. PAILLAT, *et al.* (DIR.), *Le Recyclage des résidus organiques : regards sur une pratique agro-écologique*, p. 109-128, Éditions Quæ, Versailles, 2016.
- [FED 07] FEDER F., FINDELING A., « Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment », *European Journal of Soil Science*, n° 58, p. 393-404, 2007.
- [FED 15] FEDER F., BOCHU V., FINDELING A., *et al.*, « Repeated pig manure applications modify nitrate and chloride competition and fluxes in a Nitisol », *Science of the Total Environment*, vol. 511, p. 238-248, 2015.
- [GAN 01] GANRY F., FELLER C., HARMAND J.M., *et al.*, « Management of Soil Organic Matter in Semiarid Africa for Annual Cropping Systems », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 61, n° 1-2, p. 105-118, 2001.
- [GOS 13] GOSS M.J., TUBEILEH A., GOORAHOO D., « A Review of the Use of Organic Amendments and the Risk to Human Health », *Advances in Agronomy*, n° 120, p. 275-379, 2013.

- [GRA 04] GRAVES A., MATTHEWS R., WALDIE K., « Low External Input Technologies for Livelihood Improvement in Subsistence Agriculture », *Advances in Agronomy*, n° 82, p. 473-555, 2004.
- [GRU 15] GRÜNBERGER O., Dynamiques salines des sols des milieux arides et semi-arides, Mémoire, université de Montpellier, 2015.
- [GUT 05] GUTSER R., EBERTSEDER T., WEBER A., *et al.*, « Short-Term and Residual Availability of Nitrogen after Long-Term Application of Organic Fertilizers on Arable Land », *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, vol. 168, n° 4, p. 439-446, 2005.
- [HAR 06] HARTEMINK A., « Assessing soil fertility decline in the tropics using soil chemical data », *Advances in Agronomy*, n° 89, 2006.
- [HEM 10] HEMMAT A., AGHILINATEGH N., REZAINAJAD Y., *et al.*, « Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran », *Soil and Tillage Research*, vol. 108, n° 1-2, p. 43-50, 2010.
- [HOU 16] HOUOT S., PONS M.N., PRADEL M., *et al.*, (DIR.), *Recyclage de déchets organiques en agriculture : effets agronomiques et environnementaux de leur épandage*, Éditions Quæ, Versailles, 2016.
- [JON 13] JONCOUX S., « L'intensification écologique de l'agriculture par la valorisation des déchets organiques : de l'écologisation aux inégalités », *Natures Sciences Sociétés*, n° 21, p. 223-229, 2013.
- [KHA 81] KHALEEL R., REDDY K.R., OVERCASH M.R., « Changes in soil physical-properties due to organic waste applications – A review », *Journal of Environmental Quality*, vol. 10, n° 2, p. 133-141, 1981.
- [KUZ 00] KUZYAKOV Y., FRIEDEL J.K., STAHR K., « Review of mechanisms and quantification of priming effects », *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 32, n° 11-12, p. 1 485-1 498, 2000.
- [MIN 17] MINASNY B., MALONE B.P., MCBRATNEY A.B., *et al.*, « Soil Carbon 4 per Mille », *Geoderma*, n° 292, p. 59-86, 2017.
- [MIS 05] MISRA R.V., ROY R.N., HIRAOKA H., Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole, FAO, Rome, Italie, 2005.
- [MOL 08] MOLETTA R., (DIR.), *La Méthanisation*, Lavoisier, Paris, 2008.
- [MUS 09] MUSTIN M., *Le Compost : gestion de la matière organique*, Éditions Du Buc, Paris, 2009.
- [NAN 02] NANNIPIERI P., KANDELER E., RUGGIERO P., « Enzyme Activities and Microbiological and Biochemcial Processes in Soil », dans R.G. BURNS, R.P. DICK (DIR.), *Enzymes in the environment : activity, ecology, and applications*, CRC Press, Boca Raton, FL, 2002.

- |PAR 13| PARADELO R., VAN OORT F., CHENU C., « Water-dispersible clay in bare fallow soils after 80 years of continuous fertilizer addition », *Geoderma*, n° 200, p. 40-44, 2013.
- |PAU 16| PAUSTIAN K., LEHMANN J., OGLE S., *et al.*, « Climate-smart soils », *Nature*, n° 532, p. 49-57, 2016.
- |PEL 11| PELTRE C., THURIÈS L., BARTHÈS B., *et al.*, « Near infrared reflectance spectroscopy : A tool to characterize the composition of different types of exogenous organic matter and their behaviour in soil », *Soil Biology and Biochemistry*, n° 43, p. 197-205, 2011.
- |PEL 12| PELTRE C., CHRISTENSEN B.T., DRAGON S., *et al.*, « RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments », *Soil Biology and Biochemistry*, n° 52, p. 49-60, 2012.
- |RID 90| DE RIDDER N., VAN KEULEN H., « Some aspects of the role of organic matter in sustainable intensified arable farming systems in the West-African semi-arid-tropics (SAT) », *Fertilizer Research*, n° 26, p. 299-310, 1990.
- |RIN 14| RINGEVAL B., NOWAK B., NESME T., *et al.*, « Contribution of anthropogenic phosphorus to agricultural soil fertility and food production », *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 28, n° 7, p. 631-773, 2014.
- |ROO 99| ROOSE E., KABORE V., GUENAT C., « Zai Practice : A West African Traditional Rehabilitation System for Semiarid Degraded Lands, a Case Study in Burkina Faso », *Arid Soil Research and Rehabilitation*, vol. 13, n° 4, p. 343-355, 1999.
- |SMI 14| SMITH J., ABEGAZ A., MATTHEWS R.B., *et al.*, « What Is the Potential for Biogas Digesters to Improve Soil Fertility and Crop Production in Sub-Saharan Africa ? », *Biomass and Bioenergy*, n° 70, p. 58-72, 2014.
- |THU 16| THURIES L., MASSE D., BADIANE NDOUR N.Y., *et al.*, « La caractérisation des PRO pour éclairer les choix d'usage en agriculture. Le point de vue du biochimiste-agronome », dans H. JAROUSSEAU, S. HOUOT, J.-M. PAILLAT, *et al.*, (DIR.), *Le Recyclage des résidus organiques : regards sur une pratique agro-écologique*, p. 91-108, Éditions Quæ, Versailles, 2016.
- |TUM 14| TUMWESIGE V., FULFORD D., DAVIDSON G.C., « Biogas appliances in Sub-Sahara Africa », *Biomass and Bioenergy*, n° 70, p. 40-50, 2014.
- |WAM 92| VAN WAMBEKE A., *Soils of the tropics : properties and appraisal*, McGraw-Hill, Londres, 1992.
- |ZHA 94| ZHANG H., DAVISON D., « In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels », *Nature*, vol. 367, n° 6463, p. 546-548, 1994.

Liste des auteurs

Denis BAIZE
INRA
Orléans

Aurélie CÉBRON
CNRS, LIEC
Nancy

Étienne DAMBRINE
UMR Carrtel, INRA-USMB
Le Bourget-du-Lac

Pierre FAURE
CNRS, LIEC
Nancy

Frédéric FEDER
CIRAD
Dakar
Sénégal

Corinne LEYVAL
CNRS, LIEC
Nancy

André MARIOTTI
Université Pierre et Marie Curie
Institut Universitaire de France
Paris

Jean-Pierre MONTOROI
IRD, IEES-Paris
Bondy, Paris

Jean Louis RAJOT
IRD, IEES-Paris, IRA
Bondy, Paris, Médenine (Tunisie)

Jean-Pierre ROSSIGNOL
INH-AO
Angers

Christian VALENTIN
Académie d'agriculture de France
IRD, IEES-Paris
Bondy, Paris

Laure VIDAL-BEAUDET
Agrocampus-Ouest
Angers

Index

A

- abattis-brûlis, 63
- acide, 97
 - sulfurique, 104
- acidification, 24, 97, 99, 235, 242
- acidité, 97
 - d'échange, 98
- activité(s)
 - enzymatiques, 22
 - ionique, 121
 - microbiennes, 22
- adventices, 56
- aérosols terrigènes, *voir* poussières terrigènes, 71-73
- Afrique, 24, 55, 83, 226, 239
 - du Sud, 68
- agrégats, 69, 71, 82
- agressivité climatique, 64
- agriculture
 - de conservation, 83
 - irriguée, 127, 128
- agroforesterie, 81
- aires protégées, 85
- alcalinité, 119, 120
 - généralisée, 120
 - résiduelle, 120
 - totale, 119
- alcalisation, 117, 118
- altération, 105, 116, 119, 126
- aluminium, 98, 107, 146
- alunogène, 121
- amandier, 47
- Amazonie, 77, 212
- amendement(s), 48, 132, 175, 226, 234
 - calciques, 43, 80, 167
 - carbonaté, 104
 - organiques, 42, 43, 210
- Amérique Centrale, 59
- ammoniac – NH₃, 238
- ammoniaque, 230, 235
- anaérobie, 22, 227, 228
- ananas, 65
- Andes, 81
- Andosols, 107
- anémomètres, 73
- Angleterre, 64
- Anthropocène, 53, 54, 206
- anthroposols, 212
- archéologie, 18, 27, 213
- argile(s), 42, 55, 58, 98, 101
 - sodiques, 132

arsenic, 171
 artificialisation, 19, 203
 Asie, 77, 81
 du Sud-Est, 24, 55, 59, 77, 79, 85
 associations agriculture-élevage, 64,
 239
 atmosphère, 19, 71, 72, 77, 172
 atténuation, 28
 Australie, 24, 79, 124
 azote, 22, 26, 55, 56, 85, 227, 229,
 232, 233, 238

B

bandes
 enherbées, 65
 végétalisées, 85
 Bangladesh, 24
 barrages, 23, 29, 57, 126, 133
 en terre, 67
 Bassin parisien, 45
 bassins versants, 66, 67, 74, 77, 79,
 83, 85, 142
 Belgique, 177
 bentonite, 195
 béryllium
 10-¹⁰Be, 75
 7-⁷Be, 75
 bétail, 22, 23, 69, 83, 239
 biens communs, 26
 billonnage, 132
 biochar, 195
 biodigesteurs, 228
 biodisponibilité, 171-175
 biodiversité, 236
 des sols, 22
 végétale, 107
 biogaz, 228
 biomasse microbienne, 236

biphénols, 231
 blé, 65, 158, 166, 167, 174
 dur, 47
 Bolivie, 81
 boues, 80, 142, 152, 153, 161-163,
 165-167, 226, 228, 231, 233
 Bourgogne, 168
 Brésil, 25, 65, 115
 Bretagne, 76, 168, 169
 brise-vent, 81, 82
 brûlis, 126
 BSNE, 71
Burkholderia pseudomallei, 18

C

cadmium, 152, 153, 158, 159, 162-
 167, 173, 177, 178
 calcite, 101, 112, 120, 121, 132
 calcium, 229, 232
 Cameroun, 85
 Canada, 23
 cancérigène, 236
 canne à sucre, 25, 65
 capacité
 d'échange, 98
 anionique, 238
 cationique - CEC, 235
 de rétention, 235
 capteurs, 27, 71
 embarqués, 72
 carbonates, 112, 119, 120
 carbone
 inorganique, 77
 organique, 22, 42, 43, 56, 58, 64,
 66, 77, 80, 83, 86, 229, 235,
 236
 cartes, 21, 30
 d'érodibilité des sols, 64

- d'érosivité des pluies, 64
- des risques
 - d'érosion éolienne, 79
 - d'érosion hydrique, 80
 - de glissements de terrain, 68
 - de mouvements de masse, 84
- cartographie des sols urbains, 213
- cations, 98
 - échangeables, 98
- cellulose, 230
- cendres, 176
- césium 137- ¹³⁷Cs, 20, 75
- changement(s)
 - climatique, 14, 41, 59, 86, 127, 221
 - d'usage, 31, 86, 206
 - globaux, 14
- charbons de bois, 76
- charriage de fond, 74
- chaulage, 80, 106, 176, 195
- Chine, 54, 57-59, 82
- chlorose, 131
- chlorures, 123
- chotts*, 112
- chou, 166
- chrome, 141, 163
 - Cr, 167
- cinétiques
 - d'amélioration des sols, 19
 - de dégradation des sols, 19
- classification, 124, 128, 137
- Club de Rome, 26
- CO₂, 230, 238
 - atmosphérique, 101
- compaction, 22
- compensation, 29, 30
- composés pharmaceutiques, 18, 25, 161, 231
- compostage, 228, 237
- composts, 80, 85, 142, 143, 195, 217, 227, 233
- concentration, 111, 120, 121, 130, 131
- Condorcet, 26, 27
- conductivité électrique, 123, 128
- conflits d'usage, 14, 31, 220
- connectivité hydrologique, 67, 84
- conservation des sols, 28, 29, 53, 80, 81, 83, 85-87
- contaminants, 20
 - organiques, 237
- contamination(s), 205
 - versus* pollution, 144
- contextes économiques, 84
- Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (CNULCD), 30
- cordons pierreux, 81
- Côte d'Ivoire, 63, 65
- coulées, 68
- couleur, 55
- courbe en U inversé, 27
- couvert, 60, 64, 67, 70, 80, 82, 83, 85, 86
 - végétal, 43
- couverture pédologique, 17, 19
- croûtes
 - biologiques, 41, 48
 - d'érosion, 37, 39, 40
 - de dépôt, 40
 - grossières, 37, 39, 42, 45
 - structurales, 37, 38, 45, 59, 60
 - superficielles, 37, 55, 61
- crues, 67
- cuivre, 161, 163, 167-170
- cultures
 - à racines ou tubercules, 53

en bandes alternées, 65
 en couloir, 65
 en courbes de niveau, 65
 intermédiaires pièges à nitrates
 (CIPAN), 85
 maraîchères, 159, 241
 cycle(s)
 biogéochimiques, 14, 18, 103,
 225, 236
 de l'azote, 103
 de l'eau, 18
 du carbone, 77, 103

D

débardage, 23
 décalcarification, 101
 décharges, 226
 déchets, 225
 déforestation, 23, 27, 86
 dégradation, 19, 117, 118, 132, 134,
 135
 demi-vie, 237
 densité
 apparente, 22, 235
 de population, 27, 81, 84, 85
 dénudation, 53
 dépôts secs, 71
 dépression Bodélé, 78
 désalinisation, 113, 123, 128, 133
 désertification, 19
 déserts, 39, 45, 47, 48, 70, 77, 82
 détachement, 55
 détergents, 231
 développement, 14, 27, 30, 84
 digestat liquide, 228
 digestion anaérobie, 228
 dioxines, 231

directive-cadre sur l'eau, 85
 dispersion, 118, 132
 des argiles, 118, 235
 dispositifs de suivis, 28
 dissolution, 112, 113, 119, 123
 distances de transfert, 76
 dose d'irrigation, 128
 drainage, 23, 67, 116, 123, 128, 129,
 131, 132, 134, 139
 DTPA, 166
dust bowl, 83

E

eau(x)
 d'irrigation, 127, 128
 de mer, 126, 130, 133
 non conventionnelles, 129
 résiduaire, 226
 échelles
 d'espace, 73
 de temps, 74
 Écosse, 64
 écoulement hortonien, 61
 EDTA, 166, 169
 efflorescences, 113, 115, 121
 effluents liquides, 226
 effondrements
 d'érosion en tunnel, 67
 de berge, 67, 69
 Égypte, 58
 éléments
 en traces, 141, 146, 158, 170
 grossiers, 55, 56, 61, 64, 70
 nutritifs, 24, 55, 58, 159, 212
 traces, 76
 émissions de gaz à effet de serre, 22,
 23, 25, 238
 encroûtement superficiel, 22, 37, 64,
 80-82, 235

énergie cinétique, 71, 80
 du vent, 70
 enfouissement, 234, 238, 242
 engorgement, 23
 engrais, 24, 55, 195
 azotés, 22, 106
 organiques, 24
 phosphoriques, 104
 verts, 85
 enracinement, 22, 23, 55, 68, 84
 ensablement, 57
 envasement, 57
 enzymes, 236
 épinard, 166, 174
 épuration de l'eau, 18
 équation(s)
 de mélange, 76
 universelle des pertes en terre, 63,
 78
 érodabilité, 63
 érodibilité, 64
 du sol, 80
 érosion, 22, 53, 235
 accélérée, 53, 76
 aratoire, 54, 69, 70, 81, 82
 chimique, 54
 concentrée (= érosion linéaire),
 65, 84
 cumulée, 75
 en nappe, 61
 en tunnel, 67, 68
 éolienne, 70, 81, 82
 géologique, 53, 76
 hydrique, 54
 mécanique, 53
 naturelle, 53
 régressive, 83
 sèche, 69
 érosivité, 63

Escherichia coli, 58, 237
 ESP, 117, 124
 étalement urbain, 29, 207
 état de référence, 20
 États-Unis, 25, 58, 63, 79, 83, 124,
 195
 Éthiopie, 58
 ETM, 141, 144-148, 150, 159, 162,
 165, 166, 170, 173, 177, 231, 237
 Europe, 58, 64, 65, 81, 85
 EUROSEM, 79
 eutrophisation, 58, 238
 évaluation à dire d'experts, 20
 évaporites, 115
 évapotranspiration, 23
 événements extrêmes, 74, 86
 évolution, 107
 exportation par les récoltes, 24
 extension des surfaces cultivées, 24,
 77

F

facteur topographique, 64
 FAO, 18, 19, 21, 25, 54
 fascines, 83, 84
 faune du sol, 37, 46
 fer, 104, 107, 145, 150, 171, 173, 174
 fertilité
 biologique, 20
 chimique, 20, 55
 des sols, 77, 226
 feu, 85
 Finlande, 64, 65
 Fleuve jaune, 57
 floculation, 119, 132
 fluorine, 121
 fonctions écosystémiques, 17
 fonds souverains, 25

forêts, 63, 65, 68, 74, 83, 85
 fossés d'infiltration, 84
 fourrages, 144, 175
 fraction de lixiviation, 128
 France, 28, 38, 39, 80, 85, 152, 155,
 162, 166, 168, 183, 203, 205, 206,
 218, 221
 fumiers, 47, 80, 85, 232, 233

G

gabions, 69, 83
 gaz à effet de serre, 238
 génie pédologique, 219
 géototextile, 69
 gibbsite, 98
 glaciers, 23
 GLADA - *Global Assessment of
 Land Degradation and
 Improvement*, 21
 Gladis - *Global Land Degradation
 Information System*, 21
 glandes à sels, 130
 GLASOD - *Global Assessment of
 Soil Degradation*, 20, 23, 54
 glissements de terrain, 56, 67-69, 84,
 205
 goutte(s), 37, 39, 43, 59-61, 81
 à goutte, 129
 grands fleuves, 76
 griffes d'érosion, 56, 66
 GUEST, 79
 gypse, 112, 120, 121

H

haies, 24, 82, 86
 Haïti, 84
 halite, 112, 121
 haloculture, 114, 133

halophytes, 113, 115, 123, 133, 137
 halotrichite, 121, 122
 HAP, 161, 174, 175, 231
 herbicides, 83
 hors-sol, 27
 Huang He, 57
 humates alcalins, 123
 hydromorphie, 23, 104
 anoxie, 22

I

île de Pâques, 59
 illite, 98, 118
 imperméabilisation, 22, 203, 206, 212
 incertitudes, 32
 indicateurs, 20
 indice de stabilité biologique, 230
 de la matière organique (Ismo),
 230, 234
 Indonésie, 25, 85
 infiltrabilité, 22, 38, 39, 41, 45, 61
 infiltration, 44, 235
 front d', 46
 infrastructures, 18, 29
 initiative internationale 4 pour mille,
 86
 inondations, 57, 205, 213, 220
 intensification de l'agriculture, 24
 intrusion saline, 25, 112
 ions hydratés, 121
 majeurs, 111
 mineurs, 111
 irrigation, 23, 44, 48, 111, 118, 123,
 128-134, 136-139, 159
 isotopes du lithium, 75
 Italie, 64

J, K

jachère, 24, 45, 56, 85, 239
 jarosite, 117, 121
 KINEROS, 79
 Kuznets, 27

L

laitue, 158, 166
land
 sharing, 31
 sparing, 31
 Landes, 161, 168
 Laos, 55, 56, 61, 62, 69, 70, 85
 lavakas, 68
 légumineuses, 83
 lessivage, 67
 levée des semences, 22
 lidars aérosols, 72
 lignine, 230
 limon, 39, 40, 42-45, 59, 64
 lisiers, 168, 169, 229, 233, 235
 lithium, 75, 115
 litière(s), 43, 60, 61, 64, 107
 lixiviation, 128, 131-133, 238
 loess, 39, 45, 57, 59, 64, 77, 101, 152,
 162
 loi des rendements décroissants, 26

M

Madagascar, 57, 68
 magnésium, 229, 232
 maïs, 59, 65, 66, 69, 173, 174
 Mali, 72
 Malthus, 26
 manganèse, 104, 146, 150, 173, 174,
 176
 mangrove, 117, 138
 manioc, 59

Manning (formule de), 66
 marais
 maritime, 117
 salant, 115
 marqueurs isotopiques, 75, 76
 matériaux anthropiques, 208
 de construction, 18
 matière(s)
 en suspension, 56, 74, 76
 organique, 22, 23, 42, 55, 77, 86,
 98, 107, 226, 228, 235, 239
 mécanisation, 81
 mégaravines, 68
 mélange terre-pierres, 218
 mercure, 142, 162, 172, 176
 Mésopotamie, 130, 137
 métaux lourds, 58
 méthane, 22, 238
 méthanisation, 228, 237
 méthode des gradients, 71
 micro-parcelles, 74
 mil, 82
 minéralisation, 104, 107, 116, 128,
 242
 minéralogie, 105
 minéraux argileux, 112, 117, 118
 mirabilite, 121
 Mississipi (fleuve), 86
 modèles
 d'érosion à bases physiques, 79
 hybrides d'érosion, 80
 modélisation, 21
 de l'érosion
 éolienne, 79
 hydrique, 78
 moder, 99
 molécules biosourcées, 25
 montée du niveau de la mer, 23, 25,
 31
 montmorillonite, 119
 mosaïque paysagère, 67, 83

mouvements de masse, 67, 84
 mulch, 60, 83, 132
 mull, 99
 murettes, 83
 MWAC, 71

N

N₂O, 23, *voir* protoxyde d'azote
 nanoparticules, 171
 nappe(s), 23, 84, 85, 173
 phréatique, 128
 Nations Unies, 14, 30
 natrojarosite, 121
 natron, 121
 NDVI, 21
 Néolithique, 53
 neutralité en termes de dégradation
 des terres, 30
 NH₄, 23
 nickel, 164, 167
 Niger, 60, 62, 72, 78
 nitrates, 85, 106, 107, 230, 238
 nitrification, 107, 235
 Normandie, 39, 168
 nucléides de la chaîne de l'uranium,
 75
 nutriments, 22

O

oasis, 129, 138, 212
 objets connectés, 27
 observatoire de la qualité des sols,
 169
 océan Atlantique, 77
 OGM, 27
 oliveraies, 65
 olivier, 47
 ordures ménagères, 226

orge d'hiver, 65
 origine des sédiments, 75
 oxygène, 22, 23, 228

P

Pakistan, 23
 palmier à huile, 25
 panache de poussières, 77, 78
 parabène, 231
 parcelles d'érosion, 74
 particules fines, 67, 71
 pathogènes, 58, 161, 237
 pâturages, 82
 pays méditerranéens, 81
 PCB, 231
 pédogenèse, 41, 54
 pente, 43, 45, 59, 60, 62
 inclinaison, 64, 66, 69, 81
 longueur, 64, 67, 81
 permafrost, 23
 perméabilité, 20, 64
 permis de construire, 84
 perturbateurs endocriniens, 236
 pesticides, 58, 174
 pH, 99, 101, 105, 107, 235
 phosphates, 195
 phosphore, 24, 26, 55, 58, 76, 77,
 104, 107, 225, 229, 232, 233
 photomètres, 73
 phtalates, 231
 phytodisponibilité, 144, 167
 phytoextraction, 176
 phytoremédiation, 132, 175, 176
 phytostabilisation, 176
 phytovolatilisation, 176
 Pica, 174
 piétinement, 22, 69
 par le bétail, 69, 82, 83

Plaines indo-gangétiques, 23
 plantations d'arbres, 55, 61, 68, 74, 84, 85
 plantes
 amélioratrices, 23
 succulentes, 130
playas, 112
 plomb, 143, 152-154, 156, 158, 165, 167, 170, 178
 ²¹⁰Pb en excès, 75
 pluies, 39, 40, 43
 acides, 102, 104, 105, 238
 énergie cinétique, 38, 43, 59, 60, 63
 état hydrique précédent, 42
 intensité, 39, 45, 60, 61, 63
 simulateurs, 38, 60
 taille des gouttes, 43
 PNB par habitant, 84
 PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), 20
 polder, 117
 politiques publiques, 84-86, 220
 pollution des eaux, 75
 pomme de terre, 174
 porosité, 22, 23, 59, 107, 235
 potassium, 111, 229, 232, 233
 potentiel de réchauffement global, 22
 osmotique, 130
 poussières, 104, 174
 telluriques, 70
 terrigenes, 71, 72, 77, 83
 pouvoir tampon, 98
 prairies, 65, 83, 86
 pratiques anti-érosives, 65
 culturales, 77
 précipitation, 112-114, 117, 120, 121, 130
 pression sur les terres, 27

productivité
 des sols, 24
 primaire, 21
 produits résiduaire organiques, 225
 profil cultural, 23
 proline, 130
 propriétés magnétiques, 76
 protons, 101
 protoxyde d'azote, 22, 23, 25, 238
 pyrite, 117

Q

qualité de(s)
 l'air, 19, 70
 l'eau, 57, 127, 128, 134
 sols, 19, 20, 28, 55, 162, 169, 195, 221

R

racines, 22, 61, 68, 84, 98, 217, 218, 235
 radioéléments, 75
 rapport C/N, 230
 Meadows, 26
 ravines, 56, 66, 67, 81, 83
 réchauffement de l'atmosphère, 23
 référentiel pédologique français, 124, 212
 mondial, 124, 213
 régions subsahariennes, 24
 regs, 39
 réhabilitation, 29, 47, 165, 175, 183, 220, 226
 remédiation, 28, 124, 132, 134, 195
 renards hydrauliques, 67
 rendements, 22
 reptation, 71, 72
 République Dominicaine, 84

réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS), 28
 réserves en eau, 55
 résidus organiques, 60, 64, 65, 80, 82, 83, 85
 résistance à la pénétration, 22
 ressources
 naturelles, 26
 non renouvelables, 26
 restauration, 28, 195, 196
 retenues collinaires, 23, 133
 rigoles, 22, 66, 81, 83, 84
 riz pluvial, 63, 66, 85
 rizières(s), 23, 104, 212
 roche mère, 56, 68, 69, 77
 rondins, 83, 84
 rotations, 65, 81, 83, 86, 239
 Royaume Uni, 28
 rozérite, 121
 rugosité, 66
 aérodynamique, 82
 de la surface du sol, 80
 hydraulique, 66
 ruissellement, 22, 40, 45, 48, 59, 61, 65-67, 80, 144
 récolte, 46, 47, 49
 Russie, 23

S

sable, 40-42, 60, 71
 Sahara, 77, 104
 Sahel, 45, 61, 72, 75, 77, 82
 salant, 123
salars, 112
 saliculture, 114
 salinisation, 23, 24, 111-113, 115-117, 122, 123, 126-131, 134, 136
 secondaire, 126, 127, 129, 134
 salinité, 115, 116, 123, 124, 128-131, 133, 137-139, 235
 salique, 125
 Salisol, 125
Salmonella, 237
 saltation, 71, 72
sandblasting, 71, 72
 santé
 du sol, 19
 humaine, 18, 70, 143, 158, 171, 186, 195, 219
 SAR, 117, 124, 128
 sarclage, 70
sebkhas, 112
 sédiments, 24, 46, 47, 56-59, 62, 67, 74, 76, 83, 86, 156
 séismes, 68
 sel(s), 111-115, 121, 123, 124, 126, 128-133, 135-139
 solubles, 114, 128, 131
 semelle de labour, 23
 semis direct, 83
 Sénégal, 72, 115, 122, 133, 138
 séquestration du carbone
 atmosphérique, 18, 55, 132
 services écosystémiques, 211, 220
 des sols, 17
 Sibérie, 23
 signatures (*fingerprinting*), 76
 simulateurs de pluie, 60, 63
 Slovénie, 64
 sodisation, 24, 117, 118, 120
 Sodisol, 125
 sodium, 111, 117, 119, 120, 131, 132
 Solonetz, 125
 Solontchak, 125
 sol(s)
 à alcali, 124
 alcalins, 122, 124, 132

- argileux, 55
 - artificialisés, 206-208
 - halomorphes, 124
 - irrigués, 24, 127
 - limoneux, 59, 64, 66
 - nus, 25, 60, 64, 82
 - reconstitués, 214-217
 - sableux, 39, 45, 48, 60, 66, 75, 78, 82, 159, 160, 161, 178, 235, 239
 - salés, 111, 112, 115, 122, 124, 126-128, 130-134
 - salins, 122-125, 131, 132
 - salsodiques, 124
 - sodiques, 124
 - sur faibles pentes, 60
 - sur fortes pentes, 59, 62, 68, 70, 82, 84
 - urbain, 204
 - végétalisés, 208, 210
 - solution
 - du sol, 116, 117, 119, 123, 130
 - électrolytique, 120, 130
 - souffleries, 73
 - soufre, 236
 - sous-bois, 61, 80, 85
 - sous-solage, 23
 - spéciation, 141, 146, 149, 173, 174, 177, 231, 237
 - ionique, 121
 - spectrométrie dans le proche infrarouge (NIRS), 230
 - spirale de dégradation, 26
 - splash, 61
 - stabilité structurale, 55, 80, 107, 225, 234
 - stations d'épuration (Step), 231
 - stress salin, 130, 134
 - structure, 23
 - Stylosanthes*, 23
 - subsidence des deltas, 24
 - Suède, 64, 65
 - suffusion (ou suffosion), 67
 - suivis à long terme, 32
 - sulfates, 117, 121, 123
 - magnésiens, 121
 - sulfato-réduction, 117, 122, 126
 - Sulfatosol, 125
 - sulfures, 235
 - superphosphates, 104
 - surfaces mondiales de terres
 - dégradées, 21
 - surpâturage, 23
 - suspension, 71, 72
 - sylvite, 121
 - systèmes experts, 80
- T**
- takyr*s, 112
 - talus, 84
 - tamarugite, 121
 - tannes, 115
 - tassement, 86
 - Tchad, 78
 - techniques d'irrigation, 134
 - Technosols, 213
 - teck, 61, 85
 - télédétection, 21
 - température, 72
 - temps de résidence, 76, 77
 - longs, 53, 75, 101
 - terrasses, 58, 65, 81, 84, 85, 212
 - terres, 19
 - texture, 60
 - Thaïlande, 66, 69, 85, 124, 138
 - thénardite, 121
 - tragédie des biens communs, 26

trame brune, 220
 transferts de fertilité, 56, 58, 70, 77, 239
 transitions démographiques, 27
 forestières, 27
 transports dissous, 76
 particulaires, 76
 travail du sol, 23, 44, 49, 55, 70, 81-83, 234
 triclosan, 231
 trona, 121
 Tunisie, 70, 73, 113, 114, 129, 136
 turbidité, 56, 57

U

Union Européenne, 203
 unités cartographiques de sols, 213
 typologiques de sols, 213
 urbanisation, 20, 22, 203, 207, 212, 243

V

valeur foncière, 55
 végétation rivulaire, 67, 69
 vent, 40
 vergers, 65
 vérité terrain, 21
 vers de terre, 107, 235

Viêt-Nam, 24
 vigne, 65, 167, 168
 ville(s), 28, 68, 69, 195, 241
 vinasses de distillerie, 228
 vitesse
 d'écoulement dans les drains, 67
 des mouvements de masse, 67
 du ruissellement, 62, 66, 81, 83
 du vent, 71, 72, 81, 82
 volatilisation, 176, 194, 238
 Vosges, 105

W

WEPP, 79
 WEPS, 79
World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT), 29

Z

zai, 47, 239
 zinc, 156, 158, 160, 162, 163, 167-170, 177-179
 zone(s) critique(s), 13, 14, 17, 19, 31, 37, 48, 68, 84, 86
 arides, 77
 et semi-arides, 61, 77

Sommaires des autres volumes de la série

Volume 1 – Les sols au cœur de la zone critique : fonctions et services

Chapitre 1. Les sols au cœur de la zone critique

Chapitre 2. Connaître les sols pour mieux les gérer : un système d'information national sur les sols

Chapitre 3. Les sols et la régulation du cycle de l'eau

Chapitre 4. Sols réacteurs bio-physico-chimiques

Chapitre 5. Les sols, des biosystèmes habitats et réserves de biodiversité

Chapitre 6. Les sols, facteur de la production végétale : les agro-écosystèmes

Chapitre 7. Les sols forestiers, spécificités et durabilité

Chapitre 8. Sols et énergie

Chapitre 9. Les sols, matériaux et supports d'infrastructures

Chapitre 10. Dimensions culturelles des sols

Chapitre 11. Mémoires environnementales et sociétales des sols

Chapitre 12. Un point de vue mésologique

Volume 2 – Les sols au cœur de la zone critique : enjeux de société

Partie 1. Local et global

Chapitre 1. La bonne gestion des sols agricoles, un enjeu de société

Chapitre 2. Un nouveau « Grand Jeu » autour des terres arables du monde ?

Partie 2. Quelles gestions durables ?

Chapitre 3. Le sol, étrange objet de droit

Chapitre 4. Quelle place pour le sol dans la conception et la gestion de systèmes agricoles durables ? Le point de vue d'un agronome

Partie 3. Démarches territoriales

Chapitre 5. Gouvernance en commun de la qualité des sols, une dynamique complexe et multiacteurs

Chapitre 6. Instrumenter le dialogue vers le codiagnostic : démarches de progrès

Chapitre 7. Les sols en tant que communs territoriaux. Un point de vue paysagiste

Volume 3 – Les sols au cœur de la zone critique : circulation de l'eau

Chapitre 1. Physicochimie du système sol-eau

Chapitre 2. Mouillabilité des sols

Chapitre 3. Le prélèvement d'eau par les plantes

Chapitre 4. Les écoulements préférentiels

Chapitre 5. Les inondations

Volume 4 – Les sols au cœur de la zone critique : qualité de l'eau

Chapitre 1. Qualité de l'eau dans les sols

Chapitre 2. L'irrigation, la qualité de l'eau et des sols

Chapitre 3. La régulation du transfert du phosphore

Volume 6 – Les sols au cœur de la zone critique : écologie

Chapitre 1. La vie dans les sols : du découpage taxonomique à l'intégration écologique

Chapitre 2. Diversité des mécanismes impliqués dans les interactions écologiques du sol

Chapitre 3. Biodiversité et fonctionnement écologique des sols

Chapitre 4. Interactions plantes/micro-organismes dans la rhizosphère

Chapitre 5. Interactions entre le sol et la végétation : structure des communautés de plantes et fonctionnement du sol

Chapitre 6. La faune du sol : déterminants de la structure des communautés et impacts sur le fonctionnement du sol

Chapitre 7. Écologie moléculaire des organismes du sol : le cas des vers de terre

Chapitre 8. Rétroactions dans les sols : évidences et implications théoriques

Chapitre 9. Actions et rétroactions : conséquences pour la gestion des sols

LES SOLS

Série coordonnée par Christian Valentin

Un tiers des sols mondiaux est déjà dégradé et la pression sur les terres ne cesse d'augmenter sous les urgences d'urbanisation, d'artificialisation, d'exploitations minières et des besoins accrus en terres agricoles : changements des régimes alimentaires, spéculation foncière, etc.

L'encroûtement superficiel constitue le premier processus d'érosion hydrique. La salinisation des sols affecte d'immenses surfaces des zones arides et semi-arides, et une partie des zones côtières en raison de la subsidence continentale et de l'élévation du niveau de la mer. Sans oublier l'acidification des sols du fait de retombées des émissions de soufre et de la fertilisation azotée.

Les sols au cœur de la zone critique 5, rare ouvrage à approfondir la question de l'artificialisation des sols, présente les principaux facteurs de leur dégradation, et les différentes voies de prévention et de réhabilitation. Cet ouvrage traite également des pollutions métalliques et organiques, ainsi que de la gestion des sols urbains dont les résidus peuvent fertiliser les sols cultivés.

Le coordonnateur

Christian Valentin, ingénieur agronome, est spécialiste des sols à l'Institut de recherche pour le développement. Il enseigne en Master à Sorbonne Université et à Hanoï. Directeur adjoint de l'Institut d'écologie et des sciences de l'environnement de Paris, il anime le groupe sur les sols de l'Académie d'agriculture de France.

ISTE
editions

